VOLUME 1

5ª Conferência Nacional sobre a Qualidade do Ambiente

5ª Conferência Nacional sobre a Qualidade do Ambiente

Editores: C. Borrego, C. Coelho, L. Arroja, C. Boia, E. Figueiredo

5ª CONFERÊNCIA NACIONAL SOBRE A QUALIDADE DO AMBIENTE

VOLUME 1

Editores: C. Borrego, C. Coelho, L. Arroja, C. Boia, E. Figueiredo

10 a 12 de Abril de 1996



FICHA TÉCNICA

5ª CONFERÊNCIA NACIONAL SOBRE A QUALIDADE DO AMBIENTE

ISBN 972-569-088-5
Depósito Legal nº 98781/96

Nota explicativa

Esta publicação contém as comunicações apresentadas na 5ª Conferência Nacional sobre a Qualidade do Ambiente, realizada no Centro Cultural e de Congressos de Aveiro, de 10 a 12 de Abril.

Responsável pela edição

Drª Ana Maria Saturnino

Desenho da capa

Andrew Howard

Impressão

COMISSÃO DE COORDENAÇÃO DA REGIÃO CENTRO
Março de 1996

Edição

COMISSÃO DE COORDENAÇÃO DA REGIÃO CENTRO (CCRC)
R. Bernardim Ribeiro, 8 – 3000 Coimbra
Telefone: (039) 400198/9; Fax: (039) 701657

Tiragem

600 exemplares
(impresso em papel reciclado)

COMISSÃO ORGANIZADORA

Prof. Doutor Carlos Borrego
Prof. Doutora Celeste Coelho
Prof. Doutor Luis Arroja
Engª Cristina Boia
Drª Elisabete Figueiredo

COMISSÃO CIENTÍFICA

Além dos membros da Comissão Organizadora

Prof. Doutor Alfredo Rocha
Prof: Doutor A. Lobato Faria
Prof. Doutor António Samagaio
Prof. Doutor Armando Duarte
Prof. Doutor Artur da Rosa Pires
Prof. Doutor Casimiro Pio
Prof. Doutor Eduardo Anselmo Castro
Prof. Doutor E. Oliveira Fernandes
Prof. Doutora Fernanda Alcântara
Prof. Doutor F. Antunes Pereira
Prof. Doutor F. Nunes Correia
Prof. Doutor Fernando Santana
Prof. Doutora Isabel Fernandes Capela
Prof. Doutor J. Quelhas dos Santos
Prof. Doutor João Cabral
Prof. Doutor João Coimbra
Prof. Doutor João Farinha
Prof. Doutor João Ferrão
Prof. Doutor João Albino Silva
Eng. J. Melo Baptista
Prof. Doutor J. Figueiredo da Silva
Prof. Doutor José Manuel Calheiros
Prof. Doutor José Manuel Palma
Prof. Doutor José Portela
Prof. Doutor Luis de Melo
Prof. Doutora M. Dolores Orgaz
Prof. Doutora M. Helena Costa
Prof. Doutora M. José Cerejeira
Prof. Doutor M. Marques da Silva
Prof. Doutor Nuno Portas
Prof. Doutor Paulo Pinho
Prof. Doutor Rui Boaventura
Prof. Doutor Rui Ganho
Prof. Doutora Teresa Andresen
Prof. Doutor Veloso Gomes
Prof. Doutor Vitor Quintino

SECRETARIADO

Engª Maria José Valinhas
Maria Leonor Paiva Domingues
Luis Miguel Valério

APOIOS

Ministério do Ambiente
Junta Nacional de Investigação Cientifica e Tecnológica
Fundação Luso-Americana
Comissão de Coordenação da Região Centro
Ministério da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das Pescas
Companhia Nacional de Serviços
Fundação Calouste Gulbenkiân
Governo Civil de Aveiro
Caixa Geral de Depósitos
Rota da Luz

PREFÁCIO

Na próxima década – já será o Século 21! – a atenção mundial continuará focada nos problemas ambientais do nosso planeta Terra. A estratégia de gestão global assentará obrigatoriamente na promoção de políticas e programas que contribuam para a melhoria da qualidade da vida humana, a nível mundial, através de uma distribuição mais equitativa dos recursos naturais.

A tendência natural e objectiva de elevação dos padrões de qualidade de vida, (redução da pobreza, aumento da esperança de vida e melhoria da segurança alimentar) face à pressão real e efectiva que exerce sobre a base mundial dos recursos, é uma dicotomia contraditória que urge corrigir e adequar.

Para contrariar este possível esgotamento de recursos e conseguir um desenvolvimento sustentável, na linha da definição do Relatório Brundtland, e cuja tentativa prática foi a Conferência das Nações Unidas sobre o Ambiente e Desenvolvimento (CNUAD), é fundamental garantir a harmonização da expansão económica com a protecção ambiental.

O equilíbrio pretendido entre a actividade humana e o desenvolvimento e a protecção do ambiente exige uma repartição equitativa e claramente definida entre consumo e comportamento face ao ambiente e recursos naturais. Isto implica a integração de considerações ambientais na formulação e implementação das políticas económicas e sectoriais, nas decisões das autoridades públicas, na operação e desenvolvimento dos processos de produção e nos comportamentos e escolhas individuais. Implica, igualmente, a existência de um diálogo real e a concertação de acções de parceiros que podem ter prioridades de curto prazo diferentes; tal diálogo terá de ser apoiado por informação objectiva e credível.

Espera-se que esta realização da V CNQA seja mais uma contribuição para o princípio da co-responsabilidade, de modo a que todos, individual e colectivamente, assumam a preservação do ambiente na prática diária.

Como disse Alexandre Solzhenitsyn *"a salvação da humanidade estará apenas em tornar tudo preocupação de todos"*.

Carlos Borrego

Índice

Volume 1 Pág.

ESTRATÉGIAS DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL

Desenvolvimento ambientalmente sustentável – perspectivas sobre a contribuição do planeamento territorial e da avaliação ambiental – *T. F. Nogueira, P. Pinho* 3

Integração de fluxos materiais e energéticos na economia nacional – *S. Osório-Peters, S. Vogele* 21

Para que serve o Produto Interno Bruto no contexto da economia ecológica? – *T. A. Ribeiro, E. Rocha, T. Domingos* 33

Ajustamentos institucionais às estratégias de desenvolvimento sustentável: – *T. Ribeiro, V. Rodrigues, T. O'Riordan* 43

Ordenamento e gestão ambiental da zona de transição entre o espaço urbano de Estremoz e a indústria de pedras naturais – Área Sudeste de Estremoz – *M. F. Justino, C. A. Cupeto* 57

Análise ecológica e económica da agricultura -desenvolvimento de uma metodologia: A Cova da Beira – *L. A. Serra, P. T. Canaveira, J. J. D. Domingos, N.C. Teles* 67

Uma estruturação para a gestão de projectos interdisciplinares em ambiente – *T. Domingos, T.A. Ribeiro , E. Rocha* 77

Uma metodologia integrada para a modelização estocástica de sistemas ambientais na indústria mineira – *H. Garcia Pereira, A. Soares, L. Ribeiro* 87

POLÍTICA E GESTÃO AMBIENTAL

A sociological perspective on environmental problems – *R. E. Dunlap* 99

A análise objectiva do risco: a assunção da subjectividade ou a impossibilidade de separar a avaliação da gestão do risco – *J. M. Palma-Oliveira* 121

Plano Nacional da Política de Ambiente: metodologia de elaboração e orientações estratégicas – *F. Nunes Correia* 135

Os limites da segurabilidade na responsabilidade civil ambiente – *A. Bethencourt*. 151

Desenvolvimento de um sistema integrado para auxílio à tomada de decisão em caso de acidente grave – *J. M. Martins, M. Conceição, N. Barros, C. Borrego* 163

Avaliação ambiental de políticas, planos e programas quadro internacional e perspectivas futuras em Portugal – *M. R. Partidário* 173

E o Humano? A psicologia ambiental na avaliação de impactes ambientais – *J. M. Palma-Oliveira, P. João* 183

Os "Verdes Hábitos" dos Portugueses – Algumas reflexões para o estudo da sensibilidade ambiental em Portugal – *E. Figueiredo, F. Martins* 193

Abordagem crítica aos processos de consulta pública e institucional do sistema português de avaliação de impacte ambiental – *S. Bastos, T. F. Nogueira* .. 207

Acção comunitária no domínio dos produtos químicos perigosos e ambiente – *R. M. F. Simões* 221

ATRIG – As obrigações dos responsáveis pelos estabelecimentos de alto risco – *R. M. F. Simões* 231

Desenvolvimento de um sistema integrado para a avaliação de impactes ambientais – *J. D. Fernandes, T. Domingos, N. C. Teles* 241

SPIA – Sistema Pericial para a aplicação e análise de índices ambientais – *J. Joanaz de Melo* 251

Aplicação estado do ambiente 1994– *M. Painho, J. Marques, G. Gonçalves, F. Barata, E. Sereno, M. Santos* 261

Integração de políticas de gestão de recursos físicos e naturais no processo de ordenamento do território – *M. R. Partidário, L. Pinto, P. Cabrita* 265

O relatório sobre o estado do ambiente – sua importância estratégica para uma política de ambiente – *I. Martins* 277

ORDENAMENTO DO TERRITÓRIO

A paisagem dos costumes e a paisagem das leis – *T. Andresen* 289

A conservação da natureza em áreas metropolitanas – *I. P. Pereira* 297

"Verdes são os Campos..." – O mundo rural como reserva de qualificação ambiental – *E. Figueiredo* 309

Contribuição metodológica para a gestão das árvores de alinhamento e espaços verdes no concelho da Amadora – *C. Baptista, G. A. Santos, M. T. Cabral, S. A. Gaspar* 321

Protected Landscapes: an aproach to integrated resource management – *C. Broom, A. Smith* 331

Um modelo de caracterização e avaliação ecológica para o Planeamento e Gestão – *J. P. Fernandes, P. J. Baptista, L. C. Quinta – Nova, J. M. Mascarenhas* 341

Sistema de indicadores de desenvolvimento sustentável para gestão de zonas costeiras: um modelo conceptual – *M. Painho, V. Rodrigues, T. B. Ramos, T. Ribeiro* 353

Morfodinâmica da Região da Barra de Aveiro – *M. Teles, A. Barata, J. Vieira* 361

Percepção dos riscos de erosão costeira: um caso de estudo – *T. M. M. Carvalho, C. O. A. Coelho* 375

A protecção costeira – *F. Veloso Gomes* 385

(Contributo para o) estudo dos problemas urbanísticos e ambientais e do concelho do Porto/proposta de qualificação urbanística e ambiental para a área oeste da freguesia da Foz do Douro – *P. Pinto, P. L. Neto* 407

Indicadores da qualidade do ambiente urbano da área metropolitana do Porto – *M. J. Pessoa, M. R. Herédia* 419

Programa municipal de ambiente: contributo para o desenvolvimento sustentável das periferias urbanas – *I. M. Matias, F. Gonçalves* 429

Gestão dos recursos energéticos no espaço urbano e ambiente – O caso da Expo 98 – *E. de Oliveira Fernandes, F. Almeida* 441

Minas do Lousal – Recuperação urbano – turística na perspectiva ambiental – *I. P. Martins, M. C. M. Lopes* 451

Pedras naturais, ordenamento do território e ambiente – *C. A. Cupeto, M. F. Justino, I. Beja, N. Saúde, L. Borrego, L. Sotto – Mayor* 461

Erosão química em povoamentos de *Pinus pinaster* após incêndio – *A. J. D. Ferreira, C.O. A. Coelho, K. Y. Tamminga* 473

Pequenos remédios para grandes males – A política dos pequenos passos – *U. Caser de Santa-Rita* 481

Os multimedia e a qualidade do ambiente em educação ambiental – *M. J D. Silva, M. C. A. Gomes* 491

Estado de contaminação com cobre de solos de vinha do Ribatejo e Oeste – *R. M. S. Dias, J. C. Soveral – Dias* 501

Caracterização da contaminação por Pah em solos de coquerias – *A. Nogueira, A. Lança, T. Vilhena, C. Simões, P. Partidário* 511

Efeito da calagem na absorção de chumbo pelo sorgo – *C. Marques-dos-Santos, M. L. V. Fernandes, M. M. P. M. Neto* 517

Historical perspectives in some vegétation changes in East of Alentejo. Perception of natural resources management in the presence of drought – *A. E. Borges, M. L. Santos*..... 525

Planeamento biofísico em áreas costeiras – O caso do POOC Norte – Caminha – Espinho – *L. M. Pinto, F. Martins, H. P. Santos, T. Andresen* 535

Qualificação ambiental e valorização paisagística em espaço urbano: Esteiro de S. Pedro – Campo Universitário de Aveiro – *T. Andresen, F. Alves, L.. M. Pinto, M. J. Curado* 547

A qualidade visual da paisagem florestal em Portugal – Metodologia e aplicação – *M. J. Curado, T. Andresen* 561

Estudo da avaliação da produção de biomassa em *Cistus ladanifer* na região leste alentejana. A importância da gestão deste recurso – *A. E. Borges, V. V. de Almeida*..... 573

Avaliação ecológica-económica da floresta de uso múltiplo – *L. N. Silva, T. Domingos, T. Ribeiro* 585

Ordenamento do território em áreas protegidas – O parque natural do Alvão – *F. Alves, H. P. Santos, T. Andresen*..... 595

A sustentabilidade ambiental em planeamento urbano de pormenor, *J. M. Farinha, L. P. Serpa, T. M. Mendes*..... 607

Algumas reflexões acerca de qualificação urbana – *I. B. Vásquez* 615

SAÚDE PÚBLICA, AMBIENTE E RUÍDO EM ESPAÇOS CONFINADOS

Cancro do Pulmão e Tabagismo Passivo – *J. C. Winck, R. Nêveda, F. F. Rodrigues, A. Carvalho, R. Maio, J. M. Calheiros*..... 631

A radioactividade das rochas como um factor de risco ambiental no território continental português – Uma síntese – *L. J. P. F. Neves, A. J. S. C. Pereira, M. M. Godinho, J. M. Dias*..... 641

Exposição da população portuguesa ao ruído em ambiente urbano – *M. Guedes, B. Valadas, J. L. Bento Coelho* 651

Levantamento da situação de ruído nas indústrias da madeira e da cortiça em Portugal face à transcrição da Directiva Comunitária 86/188/CEE – *A. C. Stattmiller, A. Samagaio*..... 661

Estudo do ruído ambiente da cidade de Coimbra – *L. M. E. S. P. Leão, A. M. Saraiva* 673

Estudo de impacte dos níveis de ruído associado ao funcionamento da Central de Correios de Gaia – *C. d'Almeida, A. Samagaio, P. Pinho* 683

Estudo dos efeitos de doses elevadas de cobre em parâmetros hematológicos de modelos de laboratório – *N. M. Sarmento, M. F. Reis, A. M. Crespo, J. B. Leal* 693

Níveis de mercúrio total no cabelo de populações próximas das fábricas de soda em Portugal – *C. Lima, A. C. Duarte* 703

Emissões de VOC's de materiais utilizados em espaços interiores – Estudo em câmaras de teste – *E. Oliveira Fernandes, M. T. S. D. Vasconcelos, A. M. Santos, G. V. A. Silva* 713

Níveis de chumbo em sangue e cabelo em jovens aprendizes de soldador de uma escola técnico-profissional – *H. M. C. F. Tavares, M. T. S. D. Vasconcelos* 723

Verificação experimental do comportamento térmico de unidades de controlo ambiental – *E. de Oliveira Fernandes, J. A. Andrade* 731

Qualidade do ambiente acústico em Portugal – Ruído de transportes – *B. Valadas, M. Guedes, J. L. B. Coelho* 739

QUALIDADE DO AR E TRATAMENTO DE EFLUENTES

Vigilância em Portugal sobre os elementos-traço presentes na atmosfera utilizando biomonitores – *M. A. Reis, L. C. Alves, H. Th. Wolterbeek, T. Verbeg, M. C. Freitas, M. A. Gouveia, M. I. Prudêncio* 751

Implementação de um sistema de biomonitorização para a modelização espacio-temporal da qualidade do ar– *M. J. Pereira, C. Branquinho, A. Soares, F. Catarino* 761

Emissões de compostos orgânicos voláteis (COV) pela floresta de coníferas em Portugal – *A. R. Valente, T. Nunes, C. A. Pio* 771

Simulação de ciclones – recentes avanços e comparação com resultados experimentais – *R. L. Salcedo* 783

Tecnologias de controlo da poluição para minimizar níveis de emissão de poluentes gasosos para garantia da qualidade do ar – *I. Gulyurtlu* 797

A teoria transiliente da turbulência na simulação das circulações meteorológicas de mesoscala da região de Aveiro – *M. Coutinho, C. Borrego* 811

Impacte atmosférico de alterações do uso do solo: o caso do Alqueva – *P. M. A. Miranda, R. Salgado* 821

Vídeo digital aplicado à modelação e monitorização da poluição do ar – *F. C. Ferreira* 833

Avaliação das condições sinópticas associadas aos episódios fotoquímicos na região de Lisboa – *N. Barros, C. Borrego* 843

Lichen-Based Saltfall Biomonitoring: calibration and time-space trends – *R. Figueira, A. M. G. Pacheco, A. J. Sousa, C. Branquinho, F. Catarino* 853

Efeito bioacumulador da *Parmelia sulcata* e da *Parmelia caperata* em estudos de poluição atmosférica – *A. S. Nobre, M. C. Freitas* 863

Comparação da deposição atmosférica de metais pesados no Continente e na ilha da Madeira – *C. Sérgio, R. Figueira* 873

Correlação quantitativa entre a utilização de biomonitores e de métodos clássicos de estudo de poluição atmosférica – *M. C. Freitas, M. A. Reis, M. Van Os, L. C. Alves, H. Th. Wolterbeek, M. A. Gouveia* 879

"Sistema – Rede de estações meteorológicas automáticas " – *R. Carvalho, C. Gonçalves, L. Nunes, V. Prior* 889

Observações meteorológicas da Baixa Troposfera em regiões costeiras de Portugal – *R. Carvalho, L. Nunes, V. Prior* 899

Desenvolvimento de uma base de dados episódica de emissões biogénicas, com elevada discretização espacial – *M. Nunes, C. Ferreira, N. Barros, C. Borrego* 911

Impacto da alteração da temperatura superficial oceânica na qualidade do ar na região de Lisboa – *N. Barros, A. Rocha, C. Borrego* 921

Tendências em Portugal do ozono total e da temperatura na estratosfera – *D. V. Henriques, F. R. S. Carvalho* 931

Emissões fugitivas de compostos orgânicos voláteis numa fábrica do sector cerâmico – *V. Limpo, A. Gonçalves, F. Bartolomeu, P. Martins* 941

Avaliação das consequências de um acidente hipotético no RPI, por simulação matemática – *R. Trindade, M. Reis, A. Brogueira* 947

Desenvolvimento de um modelo integral de dispersão atmosférica de gases quentes – *M. A. C. Teixeira, P. M. A. Miranda* 957

Dispersão atmosférica à escala regional em emergências nucleares – *C. Lopes, P. M. A. Miranda* 967

O papel dos novos refrigerantes e de novos sistemas de frio na qualidade do ambiente – *C. F. Afonso, A. C. Oliveira* 977

Análise criteriosa do modelo Degadis para dispersão de gases densos na atmosfera – *I. Malico, J. C. F. Pereira* 987

Modelo POLARIS – Desenvolvimento e validação de um modelo gaussiano de dispersão de poluentes baseado numa parametrização contínua da estabilidade atmosférica – *S. Lemos, C. Guerreiro, J. M. Martins, C. Borrego* 997

Simulação numérica do escoamento atmosférico em terreno de orografia complexa – *A. I. Miranda, C. Borrego, A. C. Carvalho* 1007

Monitorização de deposição seca de ozono e dióxido de enxofre: a importância relativa das condições micrometeorológicas e de superfície – *M. S. Feliciano, C. A. Pio* 1017

Câmara de evaporação de VOC'S e arrastamento por ar para simulação de efluentes gasosos em estudos de laboratório – *J. Peixoto, M. Mota* 1029

Calibração de opacímetros de unidades de fabrico de pasta de celulose – *J. F. P. Gomes* 1041

Repartição de metais pesados na co-combustão de lamas com carvão em leito fluidisado – *H. Lopes, I. Gulyurtlu, I. Cabrita* 1053

Lavagem a seco de gases ácidos: cinética de reacção de HCl com $Ca(HO)_2$ – *A. M. Fonseca, J. M. Orfão, R. L. Salcedo* 1071

TRATAMENTO E GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS

Reciclagem agro-florestal de resíduos sólidos urbanos – *J. Quelhas dos Santos* .. 1085

Factores determinantes para a participação em sistemas de recolha selectiva de RSU – *M. G. M. Martinho, R. M. B. Ganho* 1095

As soluções integradas de tratamento de resíduos sólidos urbanos. A digestão anaeróbia da fracção orgânica dos resíduos sólidos urbanos (RSU), no projecto de recolha selectiva, em Queijas – *M. F. M. Inácio, S. Di Berardino, B. S. Mendes, J. F. Santos Oliveira* 1105

Incineração de resíduos industriais: análise comparativa dos custos ambientais para duas alternativas de localização de uma unidade de incineração em Portugal – *V. Rodrigues, M. Fernandes* 1117

Modelização e simulação da produção de biogás a partir de R.S.U. – *F. F. Pato, L. Ferreira, P. Saraiva* 1133

Co-compostagem de resíduos lenho-celulósicos com lamas de ETAR. – *A. M. Rodrigues, L.J. Ferreira, A. L. Fernando, J. Santos Oliveira* 1143

Alguns aspectos da incineração de resíduos de couro curtidos ao crómio – *M. F. Almeida, M. J. Ferreira* 1155

Análise de um sistema de recolha selectiva a implantar na cidade de Coimbra – *J. M. Figueira, P. A. Saraiva, L. Ferreira* 1165

Recolha selectiva multi-material e triagem de embalagens usadas: a experiência piloto de Queijas – *S. P. P. Gomes, C. A. H. Raimundo* 1177

A importância de sensibilização no sucesso da recolha selectiva de papel em escolas: um caso de estudo – *G. Gonçalves, M. Painho* 1187

Gestão ambiental de resíduos sólidos. Caracterização química e ecotoxicológica de escórias de óxido de zinco – *E. Mendonça, A. M. Picado, C. Silva Santos, J. Seabra e Barros* 1195

Tratamento de pilhas domésticas esgotadas. Sua inertização – *M. F. Almeida, I. Vasconcelos* 1205

Comportamento de diferentes tipos de biomassa e sua influência no processo de compostagem – *A. C. Cunha Queda, E. Almeida Duarte, L. S. Campos* 1217

A inventariação de solos contaminados – Um instrumento do planeamento espacial – *U. Caser de Santa-Rita* 1225

Gestão de equipamentos de tratamento e valorização de resíduos sólidos urbanos – *O. R. S. Almeida* 1231

Agregados leves obtidos com cinzas de carvão e outros resíduos industriais. Características e ensaios de aplicação – *M. F. Almeida, A. M. S. T. Bastos, J. A. Figueiras* 1241

Produção de agregados leves a partir de lamas de acetileno e do resíduo da sua utilização no tratamento de efluentes da indústria dos curtumes – *M. F. Almeida, R. A. Boaventura, V. M. Beleza* 1253

O projecto de resíduos clínicos e equiparados no concelho de Oeiras – *C. Raimundo, J. Farinha, U. Santa-Rita* 1265

Influência da utilização da fracção sólida de chorume de suínos na cultura do trigo (*Triticum aestivum L.*) – *E. Vasconcelos, C. Marques-dos-Santos, F. Cabral, M. Santos* 1273

QUALIDADE E TRATAMENTO DE ÁGUAS E EFLUENTES

Ecologia e Indicadores Biológicos

Contribuição para o conhecimento da ecologia da *Pragmites australis* em três povoamentos distintos – *J. P. Fernandes, J. F. Santos Oliveira, J. Morais, A. Urbano, C. Alves* 1287

Processos de transferência de carbono orgânico na interface sedimento-água em estuários – Produtividade de biomassa – *S. Caeiro, M. M. Manão, F. Alcântara* 1297

Qualidade biológica da Ribeira da Raia e influência da regularização fluvial – *P. A. Vieira, M. T. Ferreira, R. V. Cortes* 1307

Relação entre o perifiton e a qualidade da água do rio Âncora – *M. M. C. Silva* 1317

Ensaio de produção em aquacultura de amêijoa-boa, *Ruditapes decussatus* (L), na Ria de Aveiro: sistemas de produção e impacto ambiental – *A. C. Rocha, Maria H. Moreira, M. R. Cunha* 1329

A comunidade de macroinvertebrados bentônicos do rio Âncora: caracterização ecológica e da qualidade da água – *T. Jesus, M. J. Oliveira, N. Formigo* 1343

Utilização do habitat pela comunidade piscícola do rio Âncora: implicações ecológicas e consequências para o ordenamento piscícola – *T. de Jesus, N. Formigo* 1353

Caracterização da variação da qualidade da água num sistema semi-intensivo de produção de dourada (*Sparus aurata* Lineu, 1758) – *M. M. Santinha, P. M. Noronha, N. M. Vieira* 1361

Sistema de indicadores e índices de qualidade da água e sedimentos em zonas costeiras – *T. B. Ramos, J. Joanaz de Melo, V. Quintino* 1371

Importância das comunidades macrozoobênticas nos processos de transferência de carbono e nutrientes em sedimentos estuarinos – *A. P. Mucha, M. H. Costa* 1383

Química Ambiental e Ecotoxicologia

Monitorização integrada de efeitos ecológicos de contaminantes em sistemas aquáticos – *V. Quintino* 1397

Translocação de mercúrio nos campos marginais do Esteiro de Estarreja – *C. F. Tavares, M. E. Pereira, A. C. Duarte* 1409

Testes de toxicidade aguda de sedimentos marinhos: protocolo experimental com o anfípode *Gammarus locusta.* – A. D. Correia, *F. O. Costa, M. H. Costa*.... 1419

Níveis de metais pesados em água do mar e algas macroscópicas da zona costeira do Grande Porto – A utilização de algas marinhas como bioindicadores de poluição por metais pesados – *M. F. C. Leal, M. T. S. D. Vasconcelos, J. P. Cabral* 1429

Quantificação da eficácia de diferentes materiais na prevenção da formação de biofilmes biológicos – *J. S. Almeida, M. A. M. Reis, D. C. White* 1441

Variação da concentração em mercúrio total nos tecidos de amêijoas da Ria de Aveiro e sua relação com o ciclo reprodutivo – *M. J. Amaral, M. T. Caldeira, M. L. Pereira, A. C. Duarte* 1449

Acumulação e eliminação de cobre na glândula digestiva da amêijoa *Ruditapes decussatus* (Linné, 1875); estudo da distribuição subcelular – *M. A Serafim, M. J. Bebianno* 1457

Matéria orgânica e actividade enzimática extra-celular em sedimentos estuarinos – *F. Alcântara, A. Cunha, C. Ferreira* 1465

Genotoxicidade do crómio em diferentes estados de oxidação – *A. Laires, J. Gaspar, M. Silva, E. Ramos, J. Santos Oliveira, J. Rueff* 1475

Biomonitorização de TBT recorrendo a *Hinia (= Nassarius) reticulata* (L.) (Gastropoda) – *M. F. Pessoa, J. Santos Oliveira* 1483

Metalotioninas como biomarcadores de contaminação metálica em *Mytilus galloprovincialis* da Costa Algarvia – *L. M. Machado, M. J. Bebianno* 1493

Extracção de micronutrientes catiões do solo através de métodos de avaliação da sua biodisponibilidade. Estudo comparativo de 4 métodos– *A. S. V. Costa, R. M. C. Fernandes* 1503

Perfis de nutrientes em ambientes sedimentares costeiros. Relação com níveis de poluição orgânica – *S. Caeiro, A. P. Mucha, M. H. Costa, M. A. Esteves, A. Duarte* 1513

As salinas do Estuário do Sado: Contaminação por metais pesados: bioamplificação e biocumulação – *S. C. Pimentel, M. H. Costa, R. Rufino, R. Neves* 1525

Avaliação da capacidade bioindicadora da tolerância a variações de pH e a alguns metais de anfíbios da fauna portuguesa – *M. A. Reis, M. F. Reis, A. M. Viegas-Crespo, E. G. Crespo* 1535

Caracterização Físico-Química

Aspectos fundamentais na análise ambiental – Objectivos da qualidade dos resultados – *M. F. Alpendurada* 1547

Necessidades de trabalho analítico nos sectores da água e resíduos sólidos – *M. C. de Barros, M. Mesquita, P. Vieira* 1555

Implementação dum método nuclear de análise para a determinação de alumínio em amostras biológicas – *M. F. Reis, A. A. S. C. Machado, J. B. Leal, N. M. Sarmento, M. A. Reis, I. C. Gonçalves* 1565

Caracterização fisicoquímica dos sedimentos intertidais na Comporta do Sado – *A. P. Cabral, C. S. Rocha, G. Cabeçadas, M. J. Brogueira, M. F. Camões* ... 1575

Resíduos de pesticidas organoclorados em águas de abastecimento da cidade de Coimbra e de localidades limítrofes – *C. M. Lino, A. Pena, M. I. N. Silveira* .. 1587

Caracterização da qualidade da água do Rio Âncora com base em parâmetros fisico-químicos – *M. J. Cunha* 1597

Albufeira da Venda Nova – Qualidade da água (parâmetros fisico-químicos e placton) – *M.M. Coelho* 1611

Características de algumas águas junto de explorações mineiras abandonadas – *A. Severo, G. Ferrador, J. M. Oliveira* 1623

Importância da preservação de amostras de águas destinadas à análise de compostos organohalogenados voláteis – *M. F Alpendurada, M. T. Pinto, E. C. Saraiva* 1629

Novas metodologias em laboratórios de ambiental: análise iónica capilar – *M. F. Alpendurada, E. C. Saraiva* 1637

Optimização dum método de doseamento do mercúrio total em amostras biológicas – *L. Oliva Teles, M. R. Silva, M. F. Alpendurada* 1647

Comparação dos resultados obtidos na determinação de metais pesados em lexiviados de um aterro sanitário usando a digestão por via húmida e por microondas – *M. F. Alpendurada, M. R. Silva, A. B. Carvalho, J. F. Almeida* ... 1657

Determinação de mercúrio total: comparação de métodos de digestão e análise – *C. M. Boia, M. E. Pereira, M. T. Caldeira, A. C. Duarte* 1665

Tratamento

Tratamento biológico de água e efluentes líquidos: biomassa fixa versus biomassa em suspensão – *L. F. Melo* 1679

Polihidroxialcanoatos e polifosfatos: cinética e metabolismo num processo de lamas activadas – *P. C. Lemos, C. Viana, H. Pereira, M. J. T. Carrondo, H. Santos, J. P. S. G. Crespo, M. A. M. Reis* 1689

Eficiência e produtividade do tratamento por lagoas fotossintéticas de alta garga de uma água residual de suinicultura – *A. L. Fernando, B. Mendes, J. S. Oliveira* 1699

Remoção de nitratos usando um reactor biológico com microfiltração tangencial – *A. M. Barreiros, M. A. M. Reis, J. P. S. G. Crespo* 1707

Eliminação do crómio de efluentes da indústria de curtumes com resíduos sólidos industriais – *R. A. R. Boaventura, V. M. Beleza, M. F. Almeida* 1715

Reciclagem de lamas de anodização de alumínio – *F. Delmas, F. Bartolomeu, T. Chambino, L. Gonçalves, L. Sota* 1725

Avaliação no estado de funcionamento de sistemas de lagunagem para o tratamento de efluentes de suinicultura – *J. R. Bicudo, A. Albuquerque, M. M. Mesquita, P. A. Vieira* 1735

Aspectos hidrodinâmicos e microbiológicos de duas configurações de filtros anaeróbios – *M. M. Alves, M. A. Pereira, M. Mota, J. M. Novais* 1747

Bio-reactores de membranas para o tratamento de efluentes Industriais contaminados com compostos orgânicos voláteis (VOC'S) – *L. M. Freitas dos Santos, A. G. Livingston* 1757

Estratégia do processo de vinificação face à poluição provocada pelos efluentes das adegas – *C. Moreira, M. O. Maia* 1767

Avanços no tratamento de águas residuais da indústria Corticeira – *R. M. S. Santos, V. M. Beleza, J. M. L. Ferreira, M. S. F. A. Pinto, A. M. F. Torres* 1777

Estudo e implementação de técnicas de redução da poluição numa empresa do sector cerâmico – *A Gonçalves, A. Alburqueque, F. Bartolomeu, L. Sota, V. Limpo* 1783

Produção mais limpa na indústria agro-alimentar. Estudo de caso – 1ª Fase – *M. C. Peneda, J. Catarino, A. Nogueira, P. Barroca, R. Frazão, P. J. Partidário* 1793

Uma solução definitiva para as lamas de ETAR'S – *M. I. A. Almeida, M.F. Almeida, M. R. Amaral, A. M. S. Correia* 1797

Biosorção no tratamento final de efluentes ricos em crómio – *M. T. Tavares, C. Torres* 1807

Remoção de crómio de efluentes industriais utilizando geis de alginato – *J. A. Teixeira, M. M. Araújo* 1817

Remoção de produtos fenólicos de efluentes aquosos pela tecnologia das membranas líquidas emulsionadas – *P. F. M. M. Correia, J. M. R. de Carvalho* ... 1827

Cementação: técnica para a recuperação de mercúrio de efluentes industriais – *A. Anacleto, J. M. R. de Carvalho* 1837

Processo de tratamento de águas ácidas de minas: cementação e membranas líquidas emulsionadas – *M. T. A. Reis, J. M. R. de Carvalho* 1847

Eliminação de ferro de soluções aquosas utilizando a extracção por solventes – *M. R. C. Ismael, R. M. Machado, J. M. R. de Carvalho* 1855

Estudo da remoção de nitrato da água por osmose inversa – *I. B. Martins, M. T. Pessoa de Amorim* 1865

Biossolubilização de metais pesados em lamas residuais – *M. T. Tavares, C. Taxa* 1873

Contribuição para a caracterização da estrutura da biomassa em reactores anaeróbios de fluxo ascendente (U.A.S.B.) interacções eléctricas, polissacarídeos e proteinas – *A. G. de Brito, A. C. Rodrigues, L. F. Melo* 1883

Valorização biotecnológica dos resíduos das indústrias agro-alimentares. Aspectos enzimáticos – *M. H. Morais, J. F. S. Oliveira, B. Mendes, A. C. Ramos* 1891

Determinação de massas moleculares médias e suas distribuições para polihidroxialcanoatos obtidos num processo biológico de remoção de fosfatos – *A. M. Ramos, P. C. Lemos, C. Viana, M. J. T. Carrondo, J. P. S. G. Crespo, M. A. M. Reis* 1899

Avaliação da eficiência de uma ETAR (Albergaria-a-Velha) com um sistema de lagunagem, através da análise das comunidades de macroinvertebrados bentónicos – Resultados preliminares – *T. Jesus, N. Vieira* 1905

Estudo da nitrificação e desnitrificação heterotrófica por *Alcaligenes denitrificans* – *J. Azevedo, R. Oliveira* 1915

Selecção de suportes para nitrificação biológica em reactores do tipo "Air-Lift" – *P. Teixeira, R. Oliveira* 1927

Determinação das condições de arejamento necessárias à produção de nemátodos em bioreactor – *J. M. Neves, J. A. Teixeira, N. Simões, M. Mota* 1937

Contribuição para o estudo da utilização de *Azolla* no tratamento de águas residuais domésticas – *M. L. Costa, M. C. R. Santos, F. Carrapiço* 1945

Influência da concentração de micronutrientes no crescimento e actividade de bactérias redutoras do sulfato – *R. Pereira, J. F. Baptista, M. Carepo, C. V. Pinto, M. J. Feio, V. Rainha, J. M. Lopes, I. Fonseca, A. R. Lino, J. J. G. Moura, M. A. M. Reis* 1955

Transporte e Dispersão e Gestão de Recursos Hídricos

Abastecimento de água e ambiente – *J. Melo Baptista, E. B. Neves* 1965

Modelação Lagrangeana dos processos de transporte na Ria Formosa – *R. J. J. Neves, F.A. Martins* 1985

A utilização de pesticidas e a qualidade da água subterrânea no concelho de Salvaterra de Magos – *M. J. Cerejeira, A. M. Silva-Fernandes, M. Barros, S. Baptista, M. Moura* 1997

Modelação Ecológica e de qualidade de água em zonas costeiras utilizando a aproximação Lagrangeana – *V. Rodrigues, R. J. J. Neves, R. Miranda* 2005

Contribuição para a classificação das águas conquícolas – *R. Cachola, M. D. Dias, C. Lima, M. C. Nunes, M. A. Sampayo, F. Vieira* 2023

A gestão da pesca desportiva em águas interiores: o caso português e alguns exemplos europeus – *M. Azevedo, N. Formigo* 2035

Circulação de água e fluxos de partículas em suspensão no canal chegado, Ria de Aveiro – *J. F. Silva, M. R. Lopes* 2045

ESTRATÉGIAS DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL

DESENVOLVIMENTO AMBIENTALMENTE SUSTENTÁVEL - PERSPECTIVAS TEÓRICAS SOBRE A CONTRIBUIÇÃO DO PLANEAMENTO TERRITORIAL E DA AVALIAÇÃO AMBIENTAL

T.F. NOGUEIRA[1] e P. PINHO[2]

Resumo

A articulação entre protecção da qualidade do ambiente e promoção do desenvolvimento económico parece ter encontrado na expressão "desenvolvimento sustentável" um paradigma de suporte. Pode-se mesmo constatar como um conceito com limites conceptuais pouco nítidos, e cujo real valor prático se mostra ainda questionável, tem contribuído para a geração de consensos entre aqueles domínios há pouco considerados conflituosos, senão contraditórios. De facto, enquanto alguns académicos se debatem com a clarificação do conceito e com a procura de indicadores e modelos, que viabilizem a sua operacionalização, a generalidade da classe política parece te-lo assumido por completo, fazendo crer que os actuais processos de tomada de decisão sectorial incorporam novos valores e objectivos, contribuindo assim, intencionalmente ou não, para o progressivo esvaziamento do debate político sobre os problemas ambientais. É geralmente reconhecido que o planeamento territorial e a avaliação de impacte ambiental [AIA] constituem dois instrumentos preventivos com particulares potencialidades para mobilizarem a atenção e incentivarem o debate sobre a articulação entre ambiente e desenvolvimento. Este artigo tem como objectivos caracterizar as diferentes abordagens teóricas ao conceito e à operacionalização de desenvolvimento sustentável, identificar as áreas científicas que lhe servem de suporte e apontar áreas de investigação nos domínios do planeamento territorial e da AIA que permitam suscitar novos modos de articulação entre ambiente e desenvolvimento económico.

palavras chave: desenvolvimento sustentável, planeamento territorial, avaliação de impacte ambiental

1. INTRODUÇÃO

Entre a diversidade de definições, objectivos e respectivos contextos disciplinares, o conceito de desenvolvimento sustentável integra, segundo Lelé [1991] três dimensões fundamentais a saber, (I) questionar modelos de desenvolvimento, (ii) prevenir a degradação ambiental e (iii) democratizar o processo de tomada de decisão. O Planeamento Territorial e a Avaliação de Impacte Ambiental [AIA] integram, por sua vez, um conjunto de potencialidades para mobilizar a atenção e incentivarem o debate sobre a articulação entre ambiente e desenvolvimento e proporcionar a identificação e

[1] Assistente no Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro
[2] Professor Associado na Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto

operacionalização de estratégias de desenvolvimento ambientalmente sustentável ao nível local. Conceptualmente, integram as três dimensões como objectivos intrínsecos (ver tabela I).

Tabela I - Três dimensões do desenvolvimento sustentável no Planeamento Territorial e na AIA

Dimensões do desenvolvimento sustentável	Planeamento Territorial	AIA
Questionar modelos de desenvolvimento	mecanismos de definição de objectivos de localização das actividades humanas, contribuindo para controlar o desenvolvimento sectorial, e integrar preocupações ambientais e estratégias proactivas	análise do contributo dos projectos e dos planos para o desenvolvimento local
Prevenir a degradação ambiental	prevenção da degradação ambiental através do controle da localização das actividades poluentes relativamente às características territoriais e ambientais	objectivos de prevenção da degradação ambiental atra-vés de avaliação de alternativas
Democratizar o processo de tomada de decisão	mecanismos de participação pública que lhes são próprios, visando a abertura dos processos de tomada de decisão através da publicitação das opções de desenvolvimento e da auscultação da população relativamente aos seus objectivos e consequências	integração da componente ambiental nos processos de decisão e na abertura destes processos à expressão da opinião das populações e de grupos interessados

Face a diversas apreciações críticas relativamente à real contribuição daquelas abordagens para integrar as preocupações ambientais com o desenvolvimento económico, que factores ou condicionantes deverão ser considerados para potenciar a sua contribuição para a tomada de decisão preventiva sobre o uso do solo ao nível local?

Este artigo é constituido por três partes. A primeira apresenta a síntese de uma revisão da literatura mais recente, na área do planeamento e da avaliação ambiental, sendo caracterizadas as principais abordagens teóricas ao conceito de desenvolvimento sustentável. A segunda parte resume as contribuições sobre o papel preventivo do planeamento territorial e da avaliação de impacte ambiental. Finalmente, apresentam-se algumas conclusões sobre as novas perspectivas de investigação nos domínios do planeamento e da avaliação ambiental enquanto contributos instrumentais para o desenvolvimento sustentável.

2. DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL

2.1 Conceitos, abordagens e operacionalização

As diferentes abordagens teóricas identificadas na literatura da especialidade não se apresentam significativamente diferentes relativamente ao conceito de desenvolvimento sustentável. De facto, apesar de ser possível encontrar uma grande diversidade de definições, dependendo do contexto científico respectivo, é aparente algum nível de consenso relativamente ao seu significado. Entre as diversas definições encontradas na literatura da especialidade, salientam-se as seguintes:

> "sustainable development is...development that meets the needs of the present without compromising the ability of further generations to meet their own needs" [WCED, 1987, 43]
> "sustainable development is not a fixed state of harmony, but rather a process of change in which the exploitation of resources, the direction of investments, the orientation of technological development, and institutional change are made consistent with future as well as present needs" [WCED, 1987, 46]
> " sustainable development can be advanced as the set of development programmes that meets the targets of human needs satisfaction without violating long-term natural resource capacities and standards of environmental quality and social equity" [Bartelmus, 1994, 73]
> "sustainable development must take account of social and ecological factors, as well as economic ones; of the living and non-living resource base; and of the long term as well as the short term advantages and disadvantages of alternative actions" International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources [1980] referido em Gardner [1989]
> "sustainable development is understood as a 'form of societal change that, in addition to traditional developmental objectives, has the objective or constraint of ecological sustainability'.[Lelé, 1991, 610]

A primeira definição está sobretudo relacionada com a dimensão intergeracional [Lelé, 1991] mostrando-se, de acordo com Bartelmus [1994], vaga uma vez que não refere horizontes temporais relativamente às futuras gerações, nem o âmbito e substância das necessidades humanas, nem tão pouco o papel do ambiente no desenvolvimento. Pode ainda ser criticada pelo facto de ser pouco específica quanto a objectivos de política e requisitos operacionais. A segunda definição apenas acrescenta à anterior áreas de intervenção política, continuando a não fazer qualquer referência ao ambiente. A definição proposta por Bartelmus vem completar o quadro conceptual naquele sentido. A terceira definição destaca-se pela sua contribuição relativamente aos critérios a utilizar na apreciação de estratégias e propostas de desenvolvimento. Finalmente a definição de Lelé lembra o peso dos objectivos tradicionais de desenvolvimento e as dimensões social e ecológica de que inevitavelmente estes deverão depender[3]. As grandes

[3]O conceito de desenvolvimento sustentável é precedido por diversas contribuições relevantes, nomeadamente por Schumacher [1973] com a 'tecnologia apropriada' e com a expressão "small is beautifull", com Bookchin [1980] com a 'sociedade ecologica', e com o conceito de 'ecodesenvolvimento' [ver Repetto [1985], Ridell [1981], Dasmann [1984] e Sachs [1978] referidos em Gardner [1989]] como

diferenças entre os diversos autores e correntes científicas de suporte residem sobretudo, na forma como encaram a operacionalização do conceito. A revisão de literatura elaborada parece permitir diferenciar as actuais correntes científicas sobre desenvolvimento sustentável sob duas grandes perspectivas (ver tabela II):

- a primeira, que designaremos por substantiva, questiona os actuais modelos de crescimento económico e desenvolvimento;
- a segunda, que designaremos por ética centra-se na interpretação do papel do homem perante o ecossistema Terra;

Na sua caracterização destacamos algumas áreas de saber que suportam tendencialmente as abordagens identificadas.

Tabela II - As perspectivas substantiva e ética de desenvolvimento sustentável

PERSPECTIVA SUBSTANTIVA		
CONSERVADORA	INTERMÉDIA	RADICAL
É defendida principalmente por economistas e considera que a operacionalização do desenvolvimento sustentável requere crescimento económico, podendo ser prosseguida sem grandes restruturações das actuais políticas e instrumentos. As alterações sugeridas incluem revisão de critérios usados nos processos e instrumentos correntes de decisão tais como análise de custo benefício, e criação de sistemas de compensação por danos ambientais [ver Barbier et al, 1990].	Está reflectida no Relatório Bruntland [WCED, 1987] e é defendida por economistas ambientais e planeadores, considera necessárias algumas formas de crescimento económico. As alterações sugeridas apelam à revisão das estruturas, processos e modelos de decisão actualmente utilizados; e dos objectivos e sistema distributivos do crescimento económico. Envolve políticas intervencionistas e pressupõe como certas formas de determinismo ambiental.	É caracterizada de radical [Naess, 1994] e defendida por uma grande diversidade de correntes científicas, onde se incluem não só ecologistas mas também sociólogos e filósofos. Pode associar-se às correntes ecocentristas defendidas por Schumacher [1973], as quais defendem uma ruptura radical com o modo de funcionamento das actuais sociedades ocidentais. recusando qualquer tipo de crescimento económico.

PERSPECTIVA ÉTICA	
ANTROPOCÊNTRICA	NATURALISTA
Centra-se no homem enquanto objecto e objectivo do desenvolvimento sustentável justifica-se por ser necessário articular objectivos de vida do homem com a capacidade de carga do ambiente, enquanto suporte da actividade humana. Está associada à corrente conservadora caracterizada anteriormente.	Desenvolvimento sustentável é justificado por razões de natureza ética. A natureza é considerada como uma extensão moral da comunidade humana. Esta vertente não considera o bem estar humano como a questão fundamental no debate entre ambiente e desenvolvimento. Associadas a esta corrente estão as atitudes radicalistas atribuidas ao biocentrismo

"an approach to development aimed at harmonizing social and economic objectives with ecologically sound management, in a spirit of solidarity with future generations; based on the principle of self-reliance, satisfaction of basic needs, a new symbiosis of man and earth; another kind of qualitative growth, not zero growth, not negative growth"

A primeira e a terceira abordagens da perspectiva substantiva (e as abordagens da perspectiva ética) sugerem a existência de dois grandes tipos de atitudes - os reformistas e os radicais, lembrando a caracterização dos conhecidos paradigmas apresentados por O'Riordan [1981], designadamente a tecnocracia e o ecocentrismo utópico. A primeira é refutada na literatura com base na gravidade dos problemas ambientais gerados pelo actual modelo de desenvolvimento os quais exigem reformulação dos contextos e processos de decisão. A terceira é criticada quer pela sua radicalidade e impossibilidade de aceitação consensual quer através de argumentos de natureza política e socio-económica, associados à dimensão e diversidade de custos que a implementação desta abordagem implicaria [Carley, 1992].

Mais do que desenvolver a distinção entre as diversas abordagens ou perspectivas conceptuais, importa clarificar quais os desafios e inovações colocados pelo conceito de desenvolvimento sustentável relativamente ao anterior debate sobre a articulação entre crescimento económico e protecção do ambiente. Estas inovações constituem, por si, requisitos ou condicionantes da operacionalização do desenvolvimento sustentável. A análise da literatura da especialidade permitiu identificar as seguintes:

a] necessidade de manutenção da base de recursos naturais incluindo a capacidade de absorção do ambiente para utilização das gerações futuras [Radclift, 1987; Mikesel, 1992] e para permitir conservar a capacidade de suporte para as actuais actividades socio-económicas; bem como o desenvolvimento e aplicação de indicadores de sustentabilidade nos processos de tomada de decisão [Liverman et al, 1989].
b] combate à probreza [Lelé, 1991] [Gow, 1992] e reformulação dos objectivos e processos de desenvolvimento, deixando as considerações ambientais de ser um factor adicional (e secundário) ao processo de decisão [Carley, 1991, Bartelmus, 1991] para se tornarem uma variável condicionante e condicionadora dos objectivos e opções de desenvolvimento.
c] participação e democratização dos processos de decisão numa procura de equidade e justiça social. De acordo com Gow [1992],

> "development interventions should concentrate on assisting local people to develop their productive resources and, in cases where these resources are limited or insufficient, assisting them to create new resources, in this way providing stewardship of the natural resource base" [Gow, 1992, 53-54]

Relativamente a este aspecto, Lelé [1991] acrescenta ainda que as tradicionais medidas de descentralização e participação não são suficientes. é preciso que coexistam três formas de participação - na tomada de decisão, na implementação, na distribuição dos benefícios e na avaliação.

d] desenvolvimento de redes de comunicação entre ciência e política, bem como na aproximação entre os processos de formulação de políticas e respectiva implementação.

2.2 Níveis administrativos e desenvolvimento sustentável

Os níveis político-administrativos em que devem ser formulados e operacionalizados objectivos de desenvolvimento sustentável incluem o global, o nacional, o regional e o local. A tabela III sintetiza algumas características diferenciadoras relativamente ao desenvolvimento sustentável.

Tabela III- Diferenciação das abordagens ao desenvolvimento sustentavel proporcionadas pelos diversos niveis politico/administrativos

NIVEIS	CARACTERISTICAS
Global	Visa a gestão de recursos comuns condicionantes da vida e de toda a actividade económica, e a concertação de políticas nacionais. A este nível o conceito e a operacionalização do desenvolvimento sustentável tem estado associado ao debate Norte-Sul (gestão de recursos naturais e níveis de desenvolvimento socio-económicos).
Nacional	Visa a articulação entre sectores produtivos e gestão interna da poluição e recursos naturais. Visa também a adopção de medidas de controlo da poluição transfronteira. As características institucionais e políticas atribuem a este nível potencialidades acrescidas para a implementação do desenvolvimento sustentável. As estratégias nacionais relacionadas com o desenvolvimento sustentavel tem incidido na restruturação das políticas de ambiente [ver Bolan, 1992; Blowers, 1993],na melhor implementação dos instrumentos disponíveis, e, na tentativa da integração da dimensão ambiental nas políticas sectoriais [ver Dovers, 1990].
Regional	Assenta na preparação e implementação de planos ambientais regionais quer de natureza genérica [ver por exemplo Welford, 1992, Western, 1988] quer incidindo sobre zonas particulares como zonas húmidas, zonas rurais ou outras zonas sensíveis. Estes visam a articulação entre as características e potencialidades naturais e socioeconómicas com estratégias de desenvolvimento sectorial através da participação de todos os agentes regionais.
Local	Caracteriza-se, por um lado, pela proximidade humana e física às consequências ambientais do desenvolvimento, e por outro, pelas potencialidades de protagonismo local no desenho de novas formas de intervenção, quer através das orientações de niveis admnistrativos hierarquicamente superiores quer, ainda, através de inciativas de raiz local.

O envolvimento dos níveis locais nas políticas de ambiente tem sido, recentemente marcado por protestos locais contra determinadas usos do solo indesejados ["locally unwanted land uses"] e caracterizados pela expressão

"not in my backyard". Estes comportamentos reflectem, de acordo com Blowers [1993a] uma crescente procura de auto-determinação local, participação e controlo sobre os processos de decisão que afectam as respectivas localidades. Ao discutir o papel do nível local para a operacionalização do desenvolvimento sustentável, Gibbs [1991] defende que "Sustainable development favours increased local control over development decisions and such "bottom up" development strategies would require devolution of more decision-making authority to the local level". [Gibbs, 226]
e salienta a importância de repensar a atribuição da responsabilidade pela definição e implementação de estratégias e pela afectação de recursos financeiros, tarefas estas que deveriam resultar de um processo concertado com as políticas ambientais e sectoriais regionais e nacionais.

Para facilitar a operacionalização de desenvolvimento sustentavel ao nivel local Gibbs sugere o seguinte conjunto de iniciativas:

a] revisão do processo de tomada de decisão local [definição de novas políticas locais de protecção e promoção ambiental, Avaliação de Impacte Ambiental e monitorização ambiental].
b] iniciativas dirigidas à economia local [desenvolvimento de parques de tecnologia ambiental, de políticas de atracção de investimento e mão de obra com base numa imagem de elevada qualidade de vida, planeamento de infraestruturas e planeamento ambiental, auditorias ambientais, incentivos a empresas ambientalmente benignas].
c] participação em iniciativas de âmbito supra-local [desenvolvimento de diferentes modelos económicos para as economias locais, maiores niveis de transparência e responsabilização].

3. SOBRE O PAPEL DO PLANEAMENTO TERRITORIAL E DA AVALIAÇÃO DE IMPACTE AMBIENTAL

3.1 Introdução

Da revisão da literatura parece ser possível identificar três grandes tipos de contribuições relativamente ao papel que o planeamento e a AIA podem desempenhar na operacionalização do desenvolvimento sustentável:

- um primeiro grupo é dedicado à AIA entendida quer no sentido restrito, aplicada apenas a projectos, quer ainda num sentido estratégico, e aplicada de forma integrada a diversas acções e níveis de intervenção. As contribuições neste domínio recomendam a reestruturação do sistema da AIA e/ou a complementar a sua contribuição articulando-o com outras abordagens metodológicas;

- um segundo grupo associado ao conceito de avaliação e planeamento ambiental, e ao planeamento e gestão integrada de recursos, propõe novas abordagens metodológicas para caracterizar e avaliar as potencialidades e condicionantes ambientais que reformulem a definição de estratégias de desenvolvimento;
- um terceiro grupo, dominado pela abordagem tradicional do planeamento que só recentemente reconheceu a premência dos problemas ambientais e as oportunidades de investigação e actuação. As contribuições incidem sobre aspectos conceptuais, metodológicos e processuais da actividade de planeamento.

3.2 Avaliação de Impacte Ambiental

Rees [1988], Koslowsky [1990] e Meredith [1992], caracterizam e criticam a contribuição da AIA salientando o seu papel reactivo associado ao facto de as principais decisões, determinantes dos principais impactes ambientais associados a grandes projectos de desenvolvimento (localização, dimensão ou tipo) serem tomadas antes da AIA. Criticam ainda o domínio dos critérios económicos e de curto prazo face aos aspectos estratégicos de integridade ecológica e de longo prazo e a persistente forma de encarar a AIA como um obstáculo processual e não como um meio de minimizar os efeitos ambientais negativos e optimizar os benefícios de estratégias de desenvolvimento.

Para contornar estas limitações pode encontrar-se uma significativa diversidade de soluções. Um grupo de contribuições incide sobre a melhoria da sua eficácia e eficiência, quer através da restruturação dos procedimentos, adaptando-os à diversidade cultural e social locais [ver Meredith, 1992], quer através de um maior envolvimento do público na recolha, interpretação de informação e avaliação de alternativas. Outras referem a melhoria da qualidade técnica dos Estudos de Impacte Ambiental e das medidas de monitorização e auditorias. Incluem-se também neste grupo todos os que defendem o alargamento da aplicação da avaliação de impacte ambiental a outras acções de desenvolvimento tais como planos, políticas e programas tal como está previsto na proposta da segunda directiva comunitária sobre AIA. Finalmente encontram-se as contribuições que sugerem a integração nos sistemas de AIA existentes de critérios de sustentabilidade baseados em principios de 'capital natural crítico' [caracteristicas naturais chave que devem ser preservadas] [ver por exemplo Pelt et al [1990], e Harou et al [1994].

Outro grupo de contribuições referem que as medidas acima ventiladas não são suficientes e defendem uma abordagem integrada dos processos de tomada de decisão, articulando a AIA com outras abordagens preventivas, tais como a gestão de recursos ou o planeamento ambiental [ver Rees, 1988].

Incluem-se neste grupo os recentes desenvolvimentos do sistema de "avaliação ambiental estratégica" holandês o qual, de acordo com Therivel [1992] constitui um exemplo único de integração de sustentabilidade nos diversos níveis de aplicação. Esta perspectiva é também defendida por Gardner [1989] ao afirmar que apesar da contribuição da AIA ser limitada ela tem um papel essencial em mostrar as consequências ambientais das acções e em institucionalizar o debate público e os processos de negociação, especialmente se for reforçado com uma política de valorização dos bens ambientais. O seu alargamento a outras escalas e níveis de decisão poderá aumentar os benefícios, mas a sua natureza reactiva só pode ser ultrapassada se for aplicada em conjunto com outras abordagens.

3.3 Planeamento Ambiental

Diversos autores, como Slocombe [1993] ou Blowers [1993], distinguem duas abordagens à articulação entre ambiente e desenvolvimento, e consequentemente à operacionalização do desenvolvimento sustentável, proporcionadas pelo chamado 'planeamento tradicional' e pelo 'planeamento ambiental'. Slocombe distingue-os da seguinte forma:

> "Mainstream urban and regional planning focuses on communities and their people, land use, economies infrastructure through a process of goalsetting, planning, and regulation. Environmental planning focuses on biophysical environment of people and communities and on the effects of other planning and development activities." [Slocombe, 1993, 290]

As contrbuições deste grupo incidem sobretudo no desenvolvimento de metodologias que facilitem o levantamento e o tratamento de informação ambiental com o objectivo de definir condicionantes ambientais ao desenvolvimento socio-económico. Inseridos neste grupo estão os modelos de planeamento e gestão ambiental baseados no conceito de 'bioregiões', onde as estratégias de desenvolvimento são desenhadas através de análises de capacidade de carga [Rees, 1988 e Koslowsky, 1990], ponderando diferentes cenários de desenvolvimento - por exemplo, expansão, manutenção ou conservação dos padrões actuais de desenvolvimento [Western, 1988] e incluindo abordagens multisectoriais e multiobjectivos de estratégias alternativas de uso do solo [Yin e Pierce, 1993]. Os indicadores utilizados para medir a sustentabilidade das estratégias são diversos mas tendem a reunir aspectos como a manutenção de recursos naturais, a vitalidade económica e social e a tolerância ambiental [ver Niu et al, 1993]. Estas análises culminam depois na elaboração de Planos Ambientais Estratégicos que deverão condicionar o desenvolvimento futuro. De acordo com Gardner [1989] quanto mais abrangente for a abordagem, por exemplo a proporcionada pela planeamento ambiental, maior é o número de príncipios de desenvolvimento sustentável abrangidos, enquanto as abordagens mais limitadas, como as

proporcionadas pela AIA, exercem papeis complementares mas não menos importantes. Apesar da atractividade apresentada pelas abordagens integradas no domínio do planeamento ambiental, e mesmo de alguns sucessos decorrentes da sua aplicação prática, têm sido alvo de um conjunto significativo de críticas. Umas referem-se à dificuldade associada à implementação sistemática e à eficácia prática destas metodologias dada a falta de informação de base adequada [Yin e Pierce, 1993, e Slocombe, 1993]. Outras referem que têm sido desenvolvidos sem o devido envolvimento dos interesses das populações locais [Gow, 1991, e Carpenter e Harper 1989]. Outras ainda, referem-se à ausência de um suporte teórico [Briassoulis, 1989, Slocombe, 1993] e institucional adequado [Yin e Pierce, 1993] que permita a gestão e integração dos resultados nos processos de decisão.

A crescente constatação da interdependência entre factores ambientais e económicos torna cada vez mais necessária uma abordagem planeada da conservação dos recursos e do controlo da poluição. Analisando a seguinte afirmação de Slocombe [1993]

> "Planning for environment and development requires the attention to goals, the public interest, and the actors, politics and process that have been a distinguished characteristic of mainstream planning for the last 30 and more years. Simultaneously, environment and development planning requires the subtantive, ecological and environmental contributions that have been the core of environmental planning for the last 20 years." [Solcombe, 1993, 292]

poder-se-á deduzir que a distinção feita anteriormente entre planeamento tradicional e planeamento ambiental, resultante da formação científica e prática dos respectivos profissionais, tende a atenuar-se. Blowers [1993] afirma que o planeamento ambiental deverá desenvolver-se de acordo com os seguintes aspectos:

- assumir uma abordagem preventiva através de processos estratégicos lidando com os impactes ambientais de políticas sectoriais;
- integrar o planeamento económico espacial, o planeamento do uso do solo e a protecção ambiental;
- coordenar a definição e implementação de políticas nos diferentes niveis de governo através do desenvolvimento, implementação e monitorização de planos, os quais definem os objectivos e metas a atingir.

3.4 Planeamento Territorial

A revisão de literatura que serviu de suporte a este artigo permitiu distinguir as contribuições do planeamento sob três perspectivas diferentes:

- a perspectiva conceptual dedicada ao estudo do papel do planeamento enquanto instrumento de política de ambiente e de desenvolvimento sustentável;
- as perspectivas processuais e metodológicas debruçadas sobre a forma de integração de novos objectivos nas três fases fundamentais do processo de planeamento, designadamente na definição de objectivos e políticas, elaboração de planos e implementação/licenciamento;
- a perspectiva política e institucional dedicada à articulação de interesses entre os diversos agentes sociais e económicos envolvidos.

Relativamente ao primeiro ponto, parece relativamente consensual entre os diversos autores, que o planeamento territorial tem abordado a articulação entre ambiente e desenvolvimento, assumindo, um papel de instrumento de política de ambiente [ver por exemplo Wood, 1989, Pinho, 1988, Owens, 1992, Healey and Shaw, 1993]. Winters [1994] afirma mesmo que o planeamento sempre integrou princípios de sustentabilidade tais como definição de objectivos e programas de longo prazo, interrelação entre dimensões sociais, económicas e ambientais, protecção de recursos escassos e promoção de estratégias de reconversão e protecção ambiental. Redclift [1989], defensor de uma abordagem radical aos actuais sistemas de desenvolvimento, crítica a contribuição do planeamento argumentando que ela não ultrapassa os contornos tecnocentristas, uma vez que:

[i] se limita a procurar melhores localizações para as actividades admitindo mais crescimento;

[ii] dificilmente é suportado por consenso social sobre os objectivos de qualidade ambiental local.

A opinião de Redclift pode, no entanto, ser refutada pela possibilidade de o planeamento controlar, não apenas a localização, mas também a intensidade do desenvolvimento [veja-se por exemplo os índices de urbanização, limiares de dimensão de actividades sectoriais]. O papel do planeamento territorial para o desenvolvimento sustentável assenta em evitar ou reduzir impactes adversos e em exercer um papel proactivo através de respostas adaptativas à alteração ambiental [Marshall, 1992]. A definição de estratégias, políticas e métodos que assegurem o desenvolvimento sustentável deverá ser determinada pela:

[i] definição de objectivos de longo prazo e atenção às gerações futuras [ver Tonn, 1988];

[ii] clarificação das incertezas envolvidas, e

[iii] articulação dos diversos valores e organização social envolvidos.

Owens [1993] caracteriza a contribuição do planeamento territorial através das seguintes expressões,

"although there are limits beyond which growth and development become unsustainable, land-use planning might be one way of making such limits more elastic" [Owens, 1992, 1971]

"the tasks for planners are to consider how the relevant environmental policies [often established at national or international level] relate to the use and development of land, and to assess the contribution of land use planning measures." [Owens, 1993, iv]

A tabela IV sintetisa as intervenções-tipo do planeamento territorial, classificando as suas contribuições para operacionalizar desenvolvimento sustentável.

Tabela IV - Classificação dos tipos de actuação do planeamento

grau de sustentabilidade	tipo de actuação	tipo de iniciativas
forte	promoção	proactivas e estratégicas normalmente desenhadas nas fase de definição de estratégias de desenvolvimento local, intersectoriais
médio	controlo	de controlo ou preservação da qualidade ambiental, condicionando o tipo e a quantidade de intervenções, sectoriais ou criadas para enfrentar problemas ambientais já existentes
fraco	minimização	medidas paliativas sem interferir no tipo ou quantidade de desenvolvimento, sendo apenas considerada a variavel localização

A tabela V resume o conjunto de sugestões identificadas para melhorar os aspectos processuais do planeamento territorial.

O planeamento engloba não apenas uma dimensão técnica mas também social e política já que interfere com a diversidade de aspirações presentes nas comunidades locais. É neste sentido que Boucher e Whatmore [1993] defendem que uma das potencialidades do planeamento passa pelos processos de participação, em particular nas fases de formulação de políticas. Estes permitem uma crescente sensibilização dos diversos grupos relativamente aos problemas locais de ambiente, a obtenção de consensos relativamente aos objectivos de desenvolvimento e protecção ambiental e uma co-responsabilização na sua implementação. São exemplos daqueles processos abordagens corporativas relativamente a questões ambientais, reestruturação orgânica das autoridades de planeamento, negociação com organismos externos, estabelecimento de acordos de cooperação entre agentes económicos e grupos de população locais [ver Friedmann, 1994 e Thomas, 1994]. Este autor acrescenta ainda que a crescente politização e consequente envolvimento do público na tomada de decisão valoriza o papel dos planeadores no processo de formação social, a qual contribuirá ao longo do tempo, para criar uma nova política redistributiva dos custos e benefícios

associados a uma adequada implementação do desenvolvimento sustentável. Este aspecto faz pensar no papel do planeamento na mediação de conflitos associados a protestos de populações ao nível local.

Tabela V - Processo de planeamento e o desenvolvimento sustentável

Principais fases do processo de planeamento	Meios para melhorar a contribuirção do planeamento territorial para a operacionalização do desenvolvimento sustentável
Definição de políticas	- integrar objectivos ambientais nos objectivos sectoriais, condicionando-os através das características biogeofísicas de suporte atendendo aos objectivos locais de desenvolvimento e ao conteúdo das políticas e directivas de níveis administrativos superiores. - 'medidas' de sustentabilidade para o processo de formulação de políticas [Jacobs, 1991]: [i] 'sustentabilidade fraca' onde os objectivos ambientais podem ser pesados e trocados por outros objectivos; [ii] 'sustentabilidade forte' onde as considerações ambientais são tratadas como condicionantes para a obtenção de outros objectivos.
Elaboração de planos	- planos são considerados uma matriz de critérios de apoio à tomada de decisão relativamente ao uso do solo, onde as questões económicas, sociais e ambientais se articulam sobre as dimensões espaciais de gestão do território - a sua contribuição para o desenvolvimento sustentável depende da definição de uma estrutura conceptual que permita atender às interacções entre uso do solo e alterações ambientais e, ainda, que viabilize a definição de uma teoria de valor que identifique o "capital natural crítico"[Healey and Shaw 1993] e limiares de sustentabilidade [Blowers, 1993b, Selman, 1994; Jacobs, 1991].
Tomada de decisão e implementação	- reformulação depende, em termos genéricos, do abandono de formas intuitivas e políticas de decisão em troca da análise técnica, que envolva diversos interesses, mas que não seja liderada por estes [Guise,1994]. - a menos que os planos de uso do solo locais tenham já contemplado princípios de desenvolvimento sustentável, grande parte das decisões críticas são tomadas antes do envolvimento dos planeadores, limitando a sua actuação. - contornar este impasse exige o envolvimento e a responsabilização de outros agentes económicos e sociais nos processos de tomada de decisão.

Finalmente, e para a completa concretização das potencialidades do planeamento territorial é também necessário contornar alguns aspectos limitativos, tais como:
(i) a natureza discricionária da decisão, frequentemente condicionada aos interesses dominantes,
(ii) a fragmentação de responsabilidades relativas a questões ambientais chave entre os organismos de planeamento e os organismos de controle da qualidade ambiental, que, retira responsabilidades ao planeamento e diminui,

em consequência, as possibilidades de envolvimento público na formulação e implementação de política de ambiente, reduzindo, assim, o valor do contributo do instrumento que proventura melhor acomoda abordagens de participação e negociação.

4. CONCLUSÕES

Estará o debate sobre o papel da AIA e do planeamento a aproximar-se de consensos sobre as suas contribuições para a operacionalização de desenvolvimento sustentável? Que factores deverão ser considerados para potenciar a sua contribuição?

Se é verdade que o debate teórico está longe de ser conclusivo, parece quase incontornável a aproximação a uma época onde a elaboração de propostas de desenvolvimento alheada das condicionantes ambientais e sociais locais perde legitimidade. Da revisão de literatura apresentada salientam-se dois aspectos. O primeiro parece apontar para uma aparente diminuição da importância atribuida à aprovação de projectos, orientando-se para abordagens e processos integrados de definição e implementação de estratégias de desenvolvimento, envolvendo elevados niveis de responsabilização entre os diversos agentes políticos, sociais, económicos e ambientais. A importância do nível local decorre das potencialidades de expressão e articulação dos objectivos de desenvolvimento dos diversos actores locais. A contribuição das abordagens preventivas analisadas salienta a necessidade da definição de uma estrutura conceptual de valorização do "capital natural crítico", isto é, de clarificar importância relativa da qualidade ambiental.

O segundo aspecto está relacionado com o facto de a clarificação da valorização ambiental não dever partir apenas da esfera científica mas dever, também, ser suportada por um debate político sobre os objectivos e estratégias de desenvolvimento. De facto, ainda que a probabilidade de observar atitudes radicalistas (de acordo com as perspectivas expostas no ponto 2.1) possa encontrar maior expressão ao nível local, a contribuição daqueles instrumentos, pelo menos a curto prazo, dificilmente veiculará a adopção de perspectivas mais radicais onde o ambiente constitua a questão chave. Esta questão está ligada com a dimensão social da interpretação do ambiente e à geração de consensos entre os actores locais. Ainda assim uma aproximação à definição desse capital, enquanto elemento de competitividade, poderá suscitar iniciativas de valorização ambiental por parte dos agentes locais. O planeamento e avaliação ambiental podem exercer um papel importante na clarificação dos custos e benefícios decorrentes das estratégias de desenvolvimento a implementar.

A contribuição das abordagens preventivas analisadas no âmbito deste artigo poderá também ser potenciada:
(i) através do desenvolvimento da capacidade de formação social que os planeadores detêm, não apenas na formação para a cidadania e consciência ambiental, mas também para o próprio protagonismo e animação do processo de formulação de objectivos de desenvolvimento e qualidade ambiental local;
(ii) através do desenvolvimento de iniciativas para 'fazer a ponte' entre as duas abordagens - planeamento territorial e planeamento ambiental, reformulando, por exemplo, a formação profissional dos actuais técnicos de planeamento, frequentemente dominados por abordagens burocráticas do processo de planeamento, acrescentando formação na área da gestão do ambiente.

REFERÊNCIAS

Barbier, E., Markandya, A., e Pearce, D. [1990] Environmentally sustainability and cost-benefit analysis, in Environment and Planning A, 1990, Vol 22, pp1259-1266

Bartelmus, P., [1994], Environment, Growth en Development, Routledge, London, p163.

Blowers, A., [1993a] Environmental Policy: The Quest for Sustainable Development, in Urban Studies, Vol30, N.4/5, pp775-796.

Blowers, A. [Ed] [1993b] Planning for a Sustainable Environment, a report by the Town and Country Planning Association, Earthscan, London, 239p.

Briassoulis, H. [1989] Theoretical Orientations in environmental planning : An inquiry into alternative approaches, in Environmental Management, Vol13 N.4, pp381-392.

Bolan, R. (1992) Organizing Sustainable Growth in Poland, in Journal of American Planning Association, Vol 58, N.3, pp301-311.

Boucher, s., & Whatmore, S. [1993], Green Gains? Planning by Agreement and Nature Conservation in Journal of Environmental Planning and Management, Vol 36, N.1, pp33-49

Carley, M. and Christie, I. [1992] Managing Sustainable Development, Earthscan, London, 303p.

Carpenter, R. e Harper, D. [1989] Towards a Science of Sustainable Upland Management in Developing Countries, in Environmental Management, Vol 13, N.1, pp43-54.

Dovers, S. [1990] Sustainability in Context: An Australian Perspective, in Environmental Management, Vol 14, N.3, pp297-303

Friedmann, J. [1989] Planning, Politics, and the Environment in Journal of the American Planning Association Vol55, N.3, pp334-338

Gardner, J., [1989] Decision Making for Sustainable Development: Selected Approaches to Environmental Assessment and Management, in Environmental Impact Assessment Review, Vol9, pp337-366.

Gibbs, D. (1991) Greening the Local Economy, in Local Economy, Vol6, N.3, pp224-239

Gow, D. [1992] Poverty and Natural Resources: Principles for Environmental Management and Sustainable Development in Environmental Impact Assessment Review, Vol 12, pp 49-65

Guise, R., Barton, H., Davis, G. & Stead, D. [1994] Deseign and Sustainable Development, in Planning Practice and Research Vol9, N.3, pp221-238.

Harou, P. Daly, H., Goodland, R. [1994] Environmental Sustainability Through Project Appraisals in Sustainable Development, Vol3, Part3, pp13-18.

Healey, P. & Shaw, T. [1993] Planners, Plans and Sustainable Development, in Regional Studies; Vol27.8, pp769-776.
Jacob, M., [1994] Sustainable Development and Deep Ecology: An Analysis of Competing Traditions, in Environmental Management, Vol 18, N. 4, pp477-488.
Jacobs, M. [1991] The Green Economy, environment, sustainable development and the politics of the future, Pluto Press, London.
Kozlowsky, J. (1990) Sustainable Development in professional planning: a potential contribution of the EIA and UET Concepts, in Landscape and Urban Planning, Vol 19, pp307-332.
Lelé, [1991] Sustainable Development: a Critical Review in World Development, Vol 19, No 6, pp607-621.
Liverman, D., Hanson, M., Brown, B., Merideth, R., [1988] Environmental Management, Vol12, N.2, pp133-143.
Marshall, T. [1992] A Review of Recent Developments in European Environmental Planning, in Journal of Environmental Planning and Management, Vol 35, N.2, pp129-144
Meredith, T. [1992] Environmental Impact Assessment, Cultural Diversity, and Sustainable Rural Development, in Environmental Impact Assessment Review, Vol 12, pp125-138.
Naess, A. [1994] Sustainable Development and the Deep Ecology Movement, in Conference on Sustainable Development within the European Union, University of Crete, Crete
O'Riordan, T. [1981] Environmentalism, Pion, London.
Owens, S. [1992] Environmental Change and land-use planning in Environment and Planning A, Vol24, pp1671-1678.
Owens, S. [1993] Viewpoint, The good, the bad and the ugly: dilemmas in planning for sustainability in Town Planning Review, 64[2] 1993, ppiii-v
Pelt, M., Kuyvenhoven, A., Nijkamp, P. [1990] Project Appraisal and Sustainability, methodological challenges, in Project Appraisal, Vol5, Nº.3, pp139-158.
Pinho, P. [1988] O Planeamento territorial como instrumento de qualidade do ambiente, in Borrego, et al (ed) Actas da 1º Conferência Nacional sobre a Qualidade do Ambiente, Universidade de Aveiro, Aveiro.
Redclift, M. [1987] Sustainable Development, exploring the contradictions, Routledge, London. 221p.
Rees (1988) A Role for Environmental Assessment in Achieving Sustainable Development, in Environmental Impacte Assessment Review, Vol8, pp273-291.
Schumacher, E. [1973] Small is Beautiful, a study of economics as if people mattered, Penguin Books, London, 255p.
Slocombe, D., [1993] Environmental Planning, Ecosystem Science, and Ecosystem Approaches for Integrating Environment and Development, in Environmental Management, Vol 17, N.3, pp289-303.
Therivel, R. [1993] Systems of Strategic Environmental Assessment in Environmental Impact Assessment Review, Vol13,pp145-168
Thomas, K. [1994] Planning for sustainable development: An exploration of the potential role of town planners and the planning system in Williams, C., Haughton, G. [Ed] [1994] Perspectives Towards Sustainable Environmental Development, Avebury Studies in Green Research, Aldershot, London.
Tonn, B. [1988] Philosophical aspects of 500-year planning, in Environment and Planning A, Vol 20, pp1507-1522,
WCED [1987] Our Common Future, World Commission for the Environment and Development, Oxford University Press, Oxford, 400p.
Welford. R. [1992] Local Economic Development and Environmental Management: An Integrated Approach, in Local Economy, Vol. 6 N.4, pp131-143.
Western (1988) Carrying Capacity, Population Growth and Sustainable Development: a case Study from the Philippines, in Journal of Environmental Management, Vol 27, pp347-367.

Winter, P. [1994] Planning and Sustainability: An Examination of the Role of the Planning System as an Instrument for Delivery of Sustainable Development in Journal of Planning and Environmental Law, October 1994, pp883-900.

Wood, C. [1989] Planning Pollution Prevention: a comparison of siting controls over air pollution, Heinemann Newnes, Oxford.

Yin, Y., Pierce, J. [1993] Integrated Resource Assessment and Sustainable Land Use in Environmental Management, Vol 17,N.3, pp319-32.

INTEGRAÇÃO DE FLUXOS MATERIAIS E ENERGÉTICOS NA ECONOMIA NACIONAL

S. OSÓRIO-PETERS[1] e S. VÖGELE[2]

Resumo: Apesar das fraquezas que apresenta como base de avaliação do estado de desenvolvimento de uma sociedade, o Sistema de Contabilidade Nacional tem-se mantido práticamente sem alterações desde que foi normalizado pela ONU em 1960 (SNA, A System of National Accounts). Para superar as deficiencias mais evidentes do SNA, foram surgindo diversos sistemas complementares contendo informações adicionais, como tem acontecido em relação ao ambiente. Para garantir a comparabilidade destes dados a nível internacional, a ONU desenvolveu um sistema de contabilidade (SEEA), que prevê o alargamento do SNA através de um sistema satélite sobre o ambiente. Esta solução formal não cobre inteiramente a crítica ecológica ao SNA que exige uma revisão de fundo dos conceitos de desenvolvimento e de bem-estar. Nesta comunicação faz-se um resumo dos problemas metodológicos que se discutem actualmente no âmbito da revisão do SNA e apresentam-se as soluções concretas que estão a ser desenvolvidas na Alemanha.

Palavras Chaves: Integração do Ambiente nas Contas Nacionais; Sistema de Registo e Avaliação de Fuxos de Energia e Matéria; Desenvolvimento Sustentável; Estrutura de Emitentes.

1. DO CRESCIMENTO AO DESENVOLVIMENTO

O Sistema das Contas Nationais, tal como o conhecemos hoje, foi desenvolvido, nos anos trinta,com base na teoria de Keynes sobre os ciclos económicos e nos trabalhos de Leontief sobre as tabelas input-output. Na prática, só depois da Segunda Guerra Mundial o Sistema das Contas Nacionais ganhou o grau de normalização necessário para se establecer como instrumento de trabalho a nível internacional [GABLER, 1984, p. 2050-2054]. Em 1968, para garantir a harmonização e a comparação das estatísticas nacionais, as Nações Unidas desenvolveram o SNA (A System of National Accounts) que é a base do sistema utilizado actualmente nos países da Europa[3]. As Contas

[1] Licenciada em Economia (ISCEF, Lisboa); pós-graduação em Ciências do Ambiente (D.E.S.E.) Colaboradora cientifica do Departamento de Economia do Ambiente e dos Recursos Naturais, Zentrum für Europäische Wirtschaftsforschung (ZEW), Mannheim, R.F.A.

[2] Licenciado em Economia (Universidade de Heidelberg); Colaborador científico do Departamento de Economia do Ambiente e dos Recursos Naturais, Zentrum für Europäische Wirtschaftsforschung (ZEW), Mannheim, R.F.A.

[3] Para os países do COMECON foi estabelecido em 1970 o sistema de contabilidade do Produto Material (Material Product System, MPS) que permite comparações com o SNA.

Nacionais são um instrumento indiscutívelmente bem adequado para a descrição e a análise da evolução conjuntural e estrutural da economia. As tabelas nacionais input-output fornecem sobretudo informações sobre as trocas de bens no mercado e permitem identificar as dependências intersectorais da economia.

No pós-guerra, a necessidade dos governos de medir as variações do Produto Nacional Bruto (PNB)[4] baseava-se na admissãoao de uma correlação essencialmente positiva entre a produção económica e o bem-estar social que, empíricamente, e devido à situação especial que se vivia na altura, parecia, de facto, existir. Esta premissa foi depois frequentemente utilizada como facto comprovado - quer dizer que o crescimento económico (variação positiva do PNB per capita) passou a ser também utilizado como medida normalizada do aumento de bem-estar social. Este erro lógico (tomar uma suposição por um facto comprovado) levou ao uso abusivo das Contas Nacionais para fins políticos e os economistas nem sempre contribuiram para a clarificação deste problema.

Nos anos sessenta, no âmbito da discussao intensiva que se travava naquela altura sobre o problema do chamado sub-desenvolvimento, os limites do SNA foram postos em evidência. Estas críticas são baseadas em várias insuficiências de fundo que derivam, em geral, do facto de as Contas Nacionais só integrarem as actividades realizadas no contexto de „mercados estabelecidos" [GILBERT, 1991]. Trabalho não pago, como por exemplo o trabalho das donas de casa, não tem valor económico e não é integrado das Contas Nacionais. Do mesmo modo, tanto os chamados mercados paralelos, como as economias de subsistência com um vasto sector produtivo independente do sistema monetário e baseado no comércio de troca directa - que continuam a ter um papel económico extremamente importante nos países em via de desenvolvimento - não são representados nas Contas Nacionais.

A primeira Conferência sobre o Ambiente e o Desenvolvimento, que teve lugar em Estocolmo em 1972, pretendendo traçar novos caminhos para resolver simultâneamente os problemas tanto de (sub)desenvolvimento como de ambiente, introduziu em 1972 o conceito de „desenvolvimento sustentável" [WCED, 1987]. Embora este conceito tenha ganho uma grande popularidade e enriquecido de modo efectivamente „sustentável" a discussão sobre as contradições entre a economia e o ambiente, a visão política do problema manteve-se, em geral, orientada pelo esquema analítico tradicional e o termo „desenvolvimento sustentável" continuou a ser utilizado no sentido de um „crescimento económico durador". Não obstante, as experiências feitas com a estatégia de crescimento sem barreiras tanto nos países industrializados, como nos países ditos em desenvolvimento levaram à rejeição generalizada da interpretação estritamente economicista do termo „desenvolvimento". Hoje faz-se uma separação semântica importante: enquanto o PNB é aceite como indicador do crescimento económico, o bem-estar - que reflete o estado de desenvolvimento de uma sociedade - é representado por um

[4] No contexto aqui tratado é indiferente utilizar o PNB ou o PIB.

vector de numerosos indicadores quantitavos e qualitativos, entre os quais se encontram o rendimento per capita, a mortalidade infantil, o nível de escolaridade das mulheres, etc.. As estatísticas nacionais foram, para este efeito, alargadas com dados complementares, mas o SNA foi mantido, no seu núcleo, sem modificações.

Depois da Conferência do Rio de Janeiro em 1992 o conceito de „desenvolvimento sustentável" ganhou os contornos éticos ainda vagos que lhe conhecemos hoje, e que se referem, por um lado, ao direito fundamental de todos os homens ao desenvolvimento e, por outro lado, ao respeito devido ao direito ao desenvolvimento das gerações futuras. O conceito de „desenvolvimento sustentável" aponta para uma evolução económica e social compatível a longo prazo com as limitações físicas do sistema ecológico - e distancia-se, portanto, do conceito estático de bem-estar da teoria neo-clássica sobre o qual se baseia o SNA. A crítica ecológica atinge, de resto, outros aspectos essenciais do SNA. Ela põe mesmo em causa a validade do PNB como indicador adequado do crescimento económico e como instrumento de análise sobre os mercados. A importância política da crítica ecológica ao SNA é enorme: ela pode levar, segundo alguns autores, „à modificação e, eventualmente, à destruição da Contabilidade Nacional" [MARTINEZ ALIER 1987, p. 43].

Portanto, não é de estranhar que a tradução do princípio de sustentabilidade nos diferentes países e organizações se vá processando muito lentamente e que o seu conteúdo esteja ainda repleto de inconsistências teóricas. O Tratado de Maastricht, por exempllo, estipula que o ideal político da União Europeia é um „desenvolvimento durador e ecológicamente aceitável". Não é sem fundamento que esta definição nos espanta, pois ela parece basear-se na ideia, de que pode existir um „desenvolvimento" durador que seja ecològicamente inaceitável... Mas, seja qual for o termo de referência, é evidente que, para medir a distância entre o estado actual e o estado desejável (neste caso, ecològicamente aceitável), o SNA tem que ser alargado e em parte corrigido, pois, no estado actual, ele ignora ou deturpa as informações sobre o ambiente.

2. O AMBIENTE NAS CONTAS NACIONAIS: ASPECTOS TEÓRICOS

A crítica ecológica afirma, como foi dito, que o SNA ignora ou deturpa as informações sobre o ambiente, na medida em que as Contas Nacionais[5]:

a) não tomam em consideração a deterioração progressiva do capital natural que acompanha o crescimento económico e, além disso,

b) contabilizam com sinal positivo as chamadas „despesas defensivas" (por exemplo os custos da eliminação de resíduos)

[5] cf. LEIPERT, C. 1995

A deteriorização econòmicamente invisível do capital natural, é, em grande parte, o produto da externalização crónica dos custos do ambiente, quer dizer, do facto de os gastos provocados ao ambiente pelo seu uso gratuito na economia (extracção de matérias primas, utilização do ar, da água e do solo como factores produtivos por um lado e, por outro lado, como depósitos de emissões e resíduos) não serem contabilizados. Numa visão antropocêntrica[6], a vítima destes desgastes (econòmicamente) invisíveis é a sociedade em geral e/ou as gerações futuras. Em princípio, isto significa que se deve deduzir do PNB não só a depreciação (amortização) do capital criado pelo homen (Ac = amortização dos bens de produção e das infra-estruturas) mas também a depreciação sofrida pelo capital natural (An = deterioração do capital natural):

$$PNE = PNB - Ac - An,$$

em que PNE é o Produto Nacional Líquido corrigido (PNL-An), a que se chama Produto Nacional Ecológico.

Para compreender as dificuldades que se apresentam na determinação do temo An, é necessário conhecer as duas orientações que são discutidas actualmente sobre a definição do PNE[7]:

- A primeira, a que chamamos neo-clássica, pois se refere ao conceito de bem-estar de Pareto, pretende avaliar as perdas de bem-estar social provocadas pelos gastos ambientais. A questão que se põe é: Quanto é que a sociedade gasta num periodo de tempo, em temos absolutos e em percentagem do PNB, para fazer frente aos problemas ambientais? Estas despesas, a que se chama „despesas defensivas", são deduzidas ao PNB e incluem investimentos e outros gastos em medidas de protecção, de saneamento e de reparação do ambiente, e, eventualmente, em medidas destinadas a evitar o desperdício dos recursos naturais. Segundo este modelo, An é, portanto, igual à soma das depesas defensivas e corresponde, teòricamente, à parte dos custos ambientais que é internalizada nos mercados. O An caculado desta maneira é um indicador da renúncia de bem-estar que a geração actual faz, devida à degradação causada no passado e no presente ao ambiente, quer dizer, o An é a parte da produção económica que estaria disponível ao consumo e ao investimento do país, se não houvesse problemas ambientais que obrigam a sociedade a tomar toda uma série de medidas defensivas. Do ponto de vista teórico, o ponto fraco deste método reside no facto de ele pretender avaliar os danos ecológicos pelo custo das medidas de protecção [PESKIN, 1991 p. 26]. Além disso, mesmo fechando os olhos a esta inconsistência teórica, ele peca por parcialidade, pois só considera uma parte dos custos. Efectivamente, o PNB deveria ainda ser reduzido do montante da perda de qua-

[6] Actualmente pode constatar-se uma tendência na análise de problemas económicos relacionados com o ambiente no sentido do „ecocentrismo". A vítima da deteriorização ambiental é a natureza em geral e, em especial, a vida. O homem é parte integrante e inseparável do ecosistema, e portanto vulnerável a todas as suas alterações.

[7] cf. LEIPERT, C. 1995.

lidade ambiental „externalizada", quer dizer, não coberta pelas despesas defensivas. Em vários projectos de investigação tem-se feito um grande esforço para contabilizar os custos externos da produção e do consumo[8], mas os resultados destes trabalhos são tão divergentes que uma integração deste método nas estatísticas nacionais não parece ser actualmente viável.

- A segunda posição, a que chamaremos „orientada pelo princípio da causalidade", pretende corrigir a deturpação actual dos preços do meio-ambiente e exige, para isso, a integração no PNB das perdas do capital natural induzidas pelas actividades económicas do periodo em causa, independentemente do facto de elas se fazerem sentir no mesmo periodo ou no futuro, e independentemente também da incidência geográfica dos efeitos provocados. Segundo este conceito, por exemplo, as emissões de anidrido carbónico realizadas durante um ano numa economia, ou melhor, a sua provável contribuição para uma variação do clima a nível mundial deve ser integrada no termo An. Portanto, a finalidade do PNE calculado segundo este método é, por um lado, pôr em evidência a necessidade de medidas de prevenção e, por outro, fornecer uma medida para a responsabilidade de uma economia no enquadramento de um desenvolvimento sustentável global e duradouro.

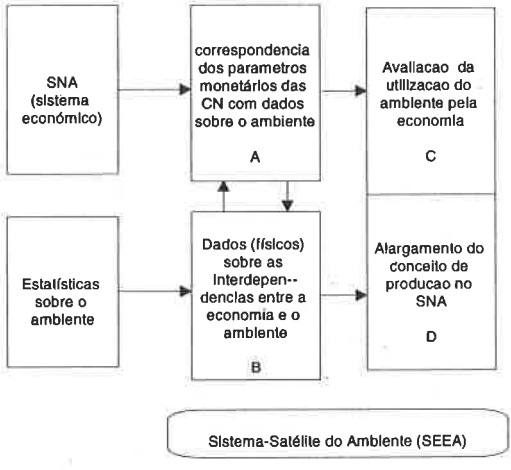
A necessidade de reforma do SNA é hoje reconhecida a todos os níveis políticos (ONU, OECD, UE) como uma tarefa urgente. A ONU apresentou em Dezembro de 1993 [UNITED NATIONS, 1993] um sistema de contabilidade corrigido denominado „System of Integrated Economic and Environmental Accounts" (SEEA), também conhecido como Green National Accounts. Actualmente, um grupo de investigadores de vários países europeus está a estudar, com o apoio financeiro da Commissão da UE, a implantação do SEEA na Europa. Entre outros, o projecto prevê o estudo de uma metodologia adequada para o cálculo do PNE dentro de um SCN corrigido. O grupo encarregado desta tarefa decidiu seguir a metodologia a que chamámos „orientada pelo princípio da causalidade" [LEIPERT, 1995 p.18]. É evidente que no âmbito deste projecto ainda hà uma série de problemas que têm que ser esclarecidos tanto a nível conceptual como em relação às técnicas de recolha e de processamento de dados estatísticos.

Enquanto se aguarda os resultados destes trabalhos de investigação, a ONU aconselha os países membros a utilizar o SNA tradicional para a observação conjuntural e estrutural da economia, tentando, ao mesmo tempo, documentar as interdependências entre a economia e o ambiente em módulos separados, satélites, segundo a sistematizacao proposta no SEEA. Com efeito pode-se constatar que, desde há mais de 20 anos, se foram fazendo importantes alargamentos estatísticos nos diversos países com base em dados colhidos ad hoc segundo a premência política dos problemas ambientais, sem que tenha havido, no entanto, o cuidado de uma sistematização prévia. A utilidade destes dados no contexto internacional é, portanto, muito redu-

[8] cf. HOHMEYER et al 1996

zida, e o SEEA poderá contribuir para a harmonização dos métodos e a comparabilidade dos dados. Todavia, continua a haver grandes divergências na forma como o sistema está a ser tratado nos diferentes países. Nesta comunicação limitamo-nos a apresentar o sistema alemão.

Fig 1 - Representação esquemática do „System of Integrated Economic and Environmental Accounts" (SEEA)



Fonte: RADERMACHER et al. 1994, p 533

A figura 1 representa esquemáticamente o sistema SEEA. No que respeita ao módulo D os trabalhos encontram-se ainda numa fase relativamente prematura. Este módulo prevê a integração de dados sobre as famílias como agentes produtores de emissões, a utilização económica da natureza como produtora de serviços (por exemplo, para o turismo) e a resolução da questão das despesas defensivas, que já foi mencionada, e que são consideradas, até agora, no SNA, como actividades de produção, embora elas correspondam, na realidade, como já foi dito, a perdas efectivas do valor do capital natural. A solução destas questões exige uma profunda alteração do conceito de produção do SNA.

Pelo contrário, a inter-ligação do SNA tradicional com os módulos A, B e C do Sistema-Satélite pode ser feita com relativamente poucas adaptações a nível conceptual, porque ela não exige - como no módulo D - o alargamento do conceito de produção. O problema principal aqui reside na qualidade dos dados, pois o elo de ligação pressupõe, em geral, a existência de uma base de dados fiável e desagregada segundo os sectores económicos (por exemplo, os dados sobre as emissões de CO2 devem ser desagregados segundo os sectores onde elas são produzidas: Agricultura, Electricidade, etc...).

3. DESENVOLVIMENTO DO SEEA NA ALEMANHA

Admitindo que a base de dados disponíveis permite estabelecer a correspondência entre os dados físicos sobre o ambiente e os dados monetários contidos nas Contas Nacionais, elimina-se a barreira mais difícil para o desenvolvimento de instrumentos consistentes com o SNA, com os quais se podem analisar detalhadamente as interdependências entre a economia e o ambiente. Um desses instrumentos é, por exemplo, a Estrutura de Emitentes que será apresentada mais adiante. Antes porém, para concluir esta introdução sobre os métodos de integração do ambiente na economia, e porque o instrumento que vamos apresentar se insere dentro do contexto dos trabalhos realizados na Alemanha, vamos muito sucintamente descrever o esquema de trabalho do Instituto Nacional de Estatística alemão (Statistisches Bundesamt, abreviado: StaBu). Para a apresentação do SEEA. O StaBu utiliza o esquema „pressure-state-response" desenvolvido pela OECD [LAWATSCHECK, 1994; RADERMACHER et al, 1994], que prevê:

a) a descrição das **pressões** exercidas sobre o ambiente pelas actividades económicas. É neste segmento que se insere a colheita, a organização e o tratamento de dados sobre os fluxos de matéria e energia que são feitos segundo duas perspectivas diferentes: por um lado, a Contabilidade dos Recursos Naturais (CNR) realizada do ponto de vista dos inputs ambientais na economia, e que se concentra especialmente sobre a análise dos fluxos de matérias-primas; por outro lado, a análise da relação entre a economia e o meio-ambiente do ponto de vista das emissões.

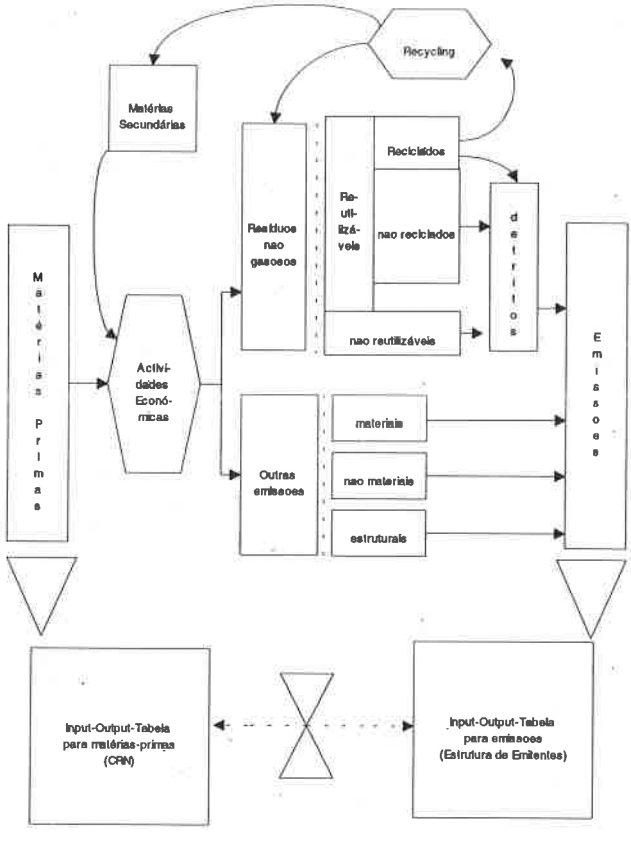
b) a descrição do **estado** do ambiente que contém, por um lado, informações sobre a utilização do ambiente em termos de superfície e espaço e, por outro lado, informações sobre o estado dos bens ambientais (ar, água, solo, fauna e flora). Este conjunto de informações é resumido num sistema de indicadores.

os custos das **medidas** tomadas (custos económicos reais correspondendo a benefícios ambientais) e das medidas que teriam que ser tomadas na protecção do ambiente, se se quizesse alcançar um estado „sustentável" (custos económicos hipotéticos correspondendo a perdas reais do capital natural). As medidas tomadas são exprimidas pelas despesas e pelos investimentos realizados com medidas defensivas. As medidas que deveriam ser tomadas são expressas pelos custos que não foram internalizados. Como resultado obtem-se a variação líquida do capital natural no periodo de tempo observado.

Na Alemanha, a CNR ainda luta com bastantes dificuldades (por exemplo no que respeita à avaliação dos efeitos ambientais da extracção de recursos naturais importados). Actualmente o StaBu só publica regularmente dados estatísticos sobre a extracção e o consumo de recursos bióticos e abióticos, que são altamente agregados. Para determinadas substâncias cujos impactos ambientais são considerados especialmente importantes, têm sido elaborados balanços gerais sobre os respectivos fluxos movimentados na econo-

mia desde a sua produção até à eliminação (p. ex. cloro, cadmium, madeira e papel, etc.). Estas análises apoiam-se sobre os métodos utilizados nos ecobalanços. A correspondência entre as actividades económicas e estes fluxos materiais apresenta ainda muitas falhas. Uma primeira avaliação do consumo de recursos naturais nos diferentes sectores económicos está prevista para este ano.

Fig. 2 - Desagregação dos fluxos de matérias no âmbito do SEEA segundo a sistematização das tabelas nacionais input-output



Fonte: LAWATSCHECK, 1994, p. 120

Pelo contrário, para uma análise das inter-relações entre a economia e o ambiente na óptica das emissões, foi desenvolvido, a partir de 1987, um instrumento, a que se chama Estrutura de Emitentes, que será exposto a se-

guir. Como a figura 2 ilustra, o StaBu prevê, numa fase posterior, a inter-ligação entre a CRN e a Estrutura de Emitentes.

4. A ESTRUTURA DE EMITENTES

Concentramo-nos agora sobre um aspecto parcial deste problema - a Estrutura de Emitentes. Formalmente a Estrutura de Emitentes é um modelo input-output funcional, baseado no modelo ampliado de Leontief [LEONTIEF, 1970]. A utilização da matriz dos coeficientes inversa de Leontief neste modelo permite calcular as repercursões de uma variação num sector em todos os sectores da cadeia fornecedora de produtos intermediários [HOHMEYER, 1991 e 1994].

A Estrutura de Emitentes consiste fundamentalmente no alargamento das tabelas nacionais input-output do SNA por integração de um módulo sobre as emissões. A tabela input-output é apresentada, na Alemanha, numa matriz de 58 sectores produtivos (na UE a tabela está agregada em 44 sectores produtivos). Para além destes sectores produtivos, e para os efeitos visados, a matriz deverá ser alargada por um sector „Recycling" (o que até agora não acontece, pois é muito difícil delimitar estatìsticamente este sector) e pelos sectores de serviços contra a poluição (epuração de águas, eliminação de lixos, etc.).

A parte mais trabalhosa no desenvolvimento de uma Estrutura de Emitentes é a determinação dos coeficientes de emissão específicos para cada indústria e para todas as substâncias poluidoras que se queiram observar (coeficientes técnicos). A Estrutura de Emitentes que estamos a desenvolver integra actualmente 12 substâncias gasosas que poluem o ar, 60 tipos de resíduos e 4 substâncias poluidoras das águas. O cálculo dos respectivos coeficientes técnicos foi feito, em parte, com base nos dados estatísticos oficiais sobre as emissões específicas de determinados sectores (por exemplo, resíduos sólidos de uma indústria ou de um serviço de epuração) e em parte - num grau de desagregação mais elevado - com base em dados técnicos sobre processos industriais. Dados desagregados a este nível existem, por exemplo, em relação à produção e ao consumo de energia desmembrados no modelo segundo:

a) a fonte de energia utilizada (diferentes tipos de carvão, de derivados de petróleo e de gás),

b) as técnicas de produção utilizadas em sectores com elevado consumo de energia e

c) o tipo de emissões gasosas que são emitidas (neste caso, emissões que contribuem para o efeito de estufa e para a acidificação do solo e das águas, como o anidrido carbónico, os óxidos de azoto, o dióxido de enxofre, etc.).

Que tipo de análise se pode fazer com a Estrutura de Emitentes? Por exemplo, imaginemos que queremos investigar os impactos de uma variação da procura final de automóveis sobre as emissões de CO_2. Para isso, partimos de uma condição *ceteri paribus*, quer dizer, admitimos que a estrutura sectorial da economia se mantém inalterada e que não há modificações nas técnicas de produção. A Estrutura de Emitentes pode assim calcular não só a variação das emissões de CO_2 no sector de produção de automóveis induzida pela variação da procura (efeito directo), mas também as variações das emissões de CO_2 que os sectores produtivos fornecedores de matérias-primas e de produtos intermediários à indústria de automóveis (por exemplo siderurgia, química, etc.) sofrem devido à variação dos seus fornecimentos à industria de automóveis (efeitos indirectos). Do mesmo modo, utilizando o método estático-comparativo descrito, podemos calcular isoladamente [HOHMEYER, 1991, pp 134-135]:

a) os efeitos ambientais (directos e indirectos) devidos a alterações estruturais passadas ou futuras, que se reflectem em variações dos coeficientes económicos das tabelas input-output
b) os efeitos ambientais (directos e indirectos) provocados por uma inovação tecnológica num determinado sector, que se refectem numa variação dos coeficientes técnicos da matriz de emissões;
c) efeitos ambientais (directos e indirectos) de variações na composição do stock de capital (por exemplo devido a inovações, como seria o caso se houvesse uma substituição generalizada de centrais térmicas por centrais fotovoltaicas na produção de energia)
d) os efeitos devidos ao crescimento económico, ou seja, devidos a um aumento do consumo final e do investimento
e) os efeitos sócio-económicos (variações do valor acrescentado, do investimento e do emprego) directos e indirectos de restrições políticas (por exemplo, de normas visando a redução ou eliminação de determinadas substâncias poluidoras ou impondo alterações nas técnicas de produção).

Devido ao carácter estático do modelo utilizado, não é possível fazer análises dinâmicas, nas quais as variações dos preços no mercado jogam um papel decisivo. Mas como a integração de aspectos técnicos em modelos de equilíbrio geral luta com dificuldades quase insuperáveis, a utilidade prática deste instrumento em análises parciais sobreleva. A Estrutura de Emitentes tem a vantagem de se basear num método relativamente simples que a torna robusta na utilização, permitindo o tratamento de uma grande quantidade de dados em computadores de dimensões normais. Actualmente está a ser preparada uma versão do modelo para o cálculo de cenários hipotéticos no âmbito de projectos de consultadoria política, um vez que os principais interessados neste instrumento são as instituicões políticas e alguns institutos de investigação. Os resultados práticos de alguns projectos realizados no domínio da energia serão apresentados para ilustracao durante a apresentação oral.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS:

GABLER 1984. *Wirtschaftslexikon.* Wiesbaden.

GILBERT, A. 1991. La contabilidad de los recursos naturales - algunas experiencias, in: *La contabilidade de los Recursos Naturales - Monografías de economía y meio ambiente,* **3**, Sevilla, 39-62.

HOHMEYER, O. 1991. Analisis de los impactos medioambientales indirectos de las actividades economicas, in: *La contabilidade de los Recursos Naturales - Monografías de economía y meio ambiente,* **3**, Sevilla, 119-140.

HOHMEYER, O. 1994. Die Analyse direkter und indirekter Emissionswirkungen von Wirtschaftsaktivitäten mit dem Modell „Emittentenstruktur", in: *ZEW Newsletter*, **1**, 5-9.

HOHMEYER, O.; OTTINGER, R.L.; RENNINGS, K. (Eds.) 1996*: Social Costs and Sustainability-Valuation and Implementation in the Energy and Transport Sector,* Springer-Verlag, Berlin.

LAWATSCHECK, J. 1994. Verbrauch von Rohstoffen - Zur Weiterentwicklung der Umweltökonomischen Gesamtrechnung, in: *Statistische Monatshefte Schleswig-Holstein* **6/7**, 112-121.

LEIPERT, C. 1995: Auf dem Wege zum Ökosozialprodukt? in: *IÖW-Informationsdienst,* **2**, 17-20.

LEONTIEF, W. 1970. Environmental Repercussions and Economic Structure: an Input-Output Approach in: *The Review of Economics and Statistics*, **52,** 262-271.

MARTINEZ ALIER, J. 1987. Economía y ecología: cuestiones fundamentales. In: *Pensamiento Iberoamericano*, **12**, 41-60.

RADERMACHER, W. e STAHMER, C. 1994. Vom Umwelt-Satallitensystem zur Umweltökonomischen Gesamtrechnung: Umweltbezogene Gesamtrechnungen in Deutschland - Erster Teil, in: *Zeitschrift für angewandte Umweltforschung*, **4**, pp 531-541.

UNITED NATIONS (Ed.) 1993. Integrated Environmental and Economic Accounting in: *Handbook of National Accounting. Studies in Methods*, Series F, **61**. New York.

PESKIN, H. M. 1991. Alternativa medoiambiental y enfoques a la contabilidad de los recursos. in: *La contabilidade de los Recursos Naturales - Monografías de economía y meio ambiente,* **3**, Sevilla, 13-38.

WCED (World Commission on Environment and Development) 1987. *Our Common Future (The Brundland Report)*, Oxford University Press, Oxford / New York.

PARA QUE SERVE O PRODUTO INTERNO BRUTO NO CONTEXTO DA ECONOMIA ECOLÓGICA?

T. A. RIBEIRO[1], E. ROCHA[1], T. DOMINGOS[1,2]

Nos meios relacionados com o Ambiente a utilização do indicador do Produto Interno Bruto é fortemente contestada. O debate entre os que procuram elaborar um manifesto de política ambiental e os que defendem incondicionalmente as virtudes dos mecanismos de mercado e da racionalidade dos agentes económicos centra-se no Sistema de Contabilidade Nacional . Este artigo parte da corrente da Economia Ecológica, interdisciplina recém-criada, que permite delimitar o Ambiente, área de contornos incertos. Procura-se abordar algumas das questões habitualmente levantadas neste contexto, tendo como pressupostos ferramentas matemáticas e científicas e recorrendo a uma abordagem integrada e interdisciplinar.

PIB, Economia Ecológica, Irreversibilidade, Mercado

INTRODUÇÃO

O Sistema de Contabilidade Nacional (SCN) é um sistema estuturado e integrado que agrupa, relaciona e representa dados quantitativos da economia de um país.

A obtenção do Produto Interno Bruto (PIB) é o objectivo final do SCN. Assim, o PIB é o agregado de bens e serviços produzidos, e postos à disposição dos utilizadores finais. Pode ser calculado de três formas diferentes, necessariamente conducentes ao mesmo valor, embora representem perspectivas de análise distintas.

Na *óptica da produção* o PIB resulta da soma do valor acrescentado bruto, representando o valor obtido na produção. Na *óptica do rendimento* o PIB resulta da soma do trabalho, representando o valor pago em salários. Na *óptica da despesa* o PIB resulta da soma do consumo final, representando o valor gasto em bens de consumo.

[1] Junitec - Junior Empresas do Instituto Superior Técnico
Av. Manuel da Maia, 36 c/v D - 1000 Lisboa
Tel: (01) 8461070; Fax: (01) 8461071
[2] Dep. Física - Instituto Superior Técnico
Av. Rovisco Pais - 1096 Lisboa

O valor obtido na produção por parte das empresas é o resultado da venda dos bens de consumo final. Esse mesmo valor é pago em salários aos trabalhadores que, por sua vez, o gastam nos tais bens de consumo. A mecânica do sistema é a de um fluxo em permanente circulação. Esta concepção, um pouco ultrapassada, ainda subsiste na contabilidade nacional moderna e está na raiz de muitas das limitações do SCN e dos seus índices agregados.

CONCEITOS

As características do SCN reflectem o seu passado. A história económica, política e social, a ideologia, os avanços na ciência económica e na matemática contribuiram para fazer avançar a CN, mas tornaram-na dependente da definição de dois conceitos, actividade económica e produção.

O que é actividade económica? A definição de actividade económica determina, a um nível geral, o que é contabilizado e o que não é.

Marx definiu actividade económica como **qualquer actividade constituinte do substrato material das relações sociais (ou de classe)**. Pigou, mais tarde, definiu-a como uma **actividade de troca monetária ou susceptível de se exprimir em moeda**. Robbins, já mais recentemente, apresenta uma definição mais abrangente: uma actividade económica **consiste na combinação de recursos raros com vista a satisfazer usos alternativos**.

O conceito de produção em Marx centra-se no objecto e não no sujeito. Desta forma, evita o enviesamento a favor do mercado, habitual nas principais correntes da teoria económica. Contudo, como a sua definição de valor inclui apenas bens e serviços que incorporem trabalho, não tem qualquer preocupação explícita com o stock de capital natural, uma das críticas principais ao SCN. A tradição da CN é seguir a definição de Pigou, hoje um pouco limitada. A comunidade científica recomenda à CN das economias de mercado modernas que siga uma definição próxima da de Robbins, já que elimina, pelo menos em teoria, muitos dos problemas de integração do ambiente nas contas nacionais.

O que é produção? A definição de produção determina, a um nível mais particular, o que é contabilizado e o que não é.

Quesnay (século 18) tem uma concepção restritiva, embora adequada à época, de valor. Apenas a actividade agrícola do agricultor é produtiva, ou seja, susceptível de criar valor. As actividades manufactureiras e comerciais, embora não sejam inúteis, são estéreis. **Adam Smith** (século 18) tem uma

concepção mais ampla. Riqueza não é apenas o produto da terra mas o produto de todo o trabalho humano, o que inclui a indústria. Para delimitar a esfera produtiva cria o conceito de *trabalho produtivo* (fabrico e circulação de bens materiais) e *trabalho improdutivo* (trabalho sem objecto material, ou seja, serviços). É o primeiro a aperceber-se que os bens materiais podem ser acumulados para darem origem a riqueza posterior. **Marx** tem um conceito de valor bastante diferente. Parte de Adam Smith mas, ao contrário deste, afirma que o comércio não é trabalho produtivo, já que não cria um produto material. A pedra de toque do sistema marxista assenta no conceito da apropriação pelo capitalista do excedente gerado pelo trabalho produtivo. É a soma desta *mais-valia* que dá o valor da riqueza de uma nação.

Com **J. B. Say** entra-se na modernidade. A produção passa a ser vista como criação de utilidade e não como criação de riqueza. Acrescenta-se também um critério de troca: os bens económicos devem ser susceptíveis de avaliação e de venda. Assim, produção limita-se aos *bens e serviços úteis e susceptíveis de serem trocados*. É esta **concepção objectiva de produção** que se encontra implícita na CN dos países ocidentais.

Os **Neo-clássicos**, mais tarde, introduzem uma **concepção subjectiva de produção**: tudo o que satisfaça uma necessidade, directa ou indirectamente, e que, portanto, tenha utilidade, é produção, independentemente de existir ou não uma troca. **I. Fisher** elimina a distinção teórica entre bens e serviços: o consumo de um bem corresponde efectivamente ao consumo dos serviços proporcionados por esse bem. O *capital* é o *stock* de riqueza num dado instante e o *rendimento* é o *fluxo* dos serviços fornecidos por essa riqueza durante um período de tempo. A sua concepção de produção bastante extensa permite englobar praticamente todo o tipo de actividade humana [ARCHAMBAULT 1988].[1]

A definição de actividade económica e produção remete-nos para uma preocupação antiga, neste momento tornada crucial: **O que é valor intrínseco?** O valor intrínseco pode ser definido como um atributo da coisa *em si* ao qual não corresponde um valor de uso (utilidade) [ELLIOT 1995]. No entanto, e dado que qualquer tipo de valorização é sempre determinado por pessoas, o comportamento altruísta é contrário à teoria económica mais tradicional[2].

---

[1] A produção nasce da riqueza; a riqueza é o conjunto de objectos materiais na posse dos humanos e os próprios humanos; o conjunto de objectos materiais proporciona serviços que constituem rendimento objectivo e produzem rendimento psíquico. Esse rendimento psíquico é a utilidade.

[2] No entanto, dados recentes parecem indicar exactamente o contrário. Em 1994, uma puma que atacou e matou uma mulher na Califórnia foi abatida. Após o acontecimento foram realizados dois peditórios, um a favor dos filhos orfãos da senhora, outro para a protecção da cria da puma. O primeiro recolheu 9 000 USD enquanto que o segundo recolheu 21 000 USD [NEWSWEEK 1996]. Para se atribuir motivos utilitários ao valor

CRÍTICAS

Apresentam-se três tipos de críticas ao SCN, agrupadas em função crescente da sua extensão.

Precisão (Crítica interna[3]). A crítica à *precisão* do SCN prende-se com a qualidade dos dados que entram ou saem do sistema: a fiabilidade humana na recolha, transmissão e em todas as outras fases cruciais de tratamento de dados; o confronto de valores calculados segundo ópticas diferentes e a subsequente correção de algumas das estatísticas obtidas; a precisão desigual dos dados utilizados.[4] A publicação das estimações de erro nas contas nacionais seria uma forma simples de colmatar este problema. De qualquer forma, este tipo de problemas não põe em questão a legitimidade do sistema.

Completude (Crítica interna). Desde cedo que houve a preocupação de sublinhar que a CN não pretende descrever toda a realidade social. A articulação do conjunto do sistema de contas e a interdependência dos seus elementos são mais importantes que o cálculo de um qualquer agregado. Contudo, a prática social consagrou o que as CN reprovam: o PIB é usado como medida de desempenho da economia e políticas económicas específicas são, por vezes, avaliadas pelo impacto no PIB esquecendo tudo o que não entra na CN [ARCHAMBAULT 1988]. A crítica à *completude* das contas nacionais já é uma crítica mais estrutural.

Neutralidade (Crítica externa[5]). Se puder ser demonstrado que o SCN serve interesses estabelecidos (mesmo que sejam interesses de disciplinas científicas ou de métodos teóricos) fica posta em questão a sua neutralidade em relação ao objecto de medição. Desvaloriza-se o acto de medida já que depende de um pressuposto mantido obscurecido. Neste contexto torna-se difícil discutir qualquer tipo de limitação conceptual ou técnica. Muitas das críticas provenientes da corrente da *Strong Sustainability* [TURNER *et al* 1994] têm uma natureza *externa*.

---

imputado pelas pessoas, seria necessário considerar como hipóteses a senhora ser odiada pela população, ou a população ter taxas de suicídio muito altas...

[3] As críticas internas são feitas do lado de dentro, aceitando o sistema *a priori*.

[4] Possíveis fontes para os dados (com exemplos): 1. lançamentos contabilísticos reais (salários); 2. sub-produtos de actividades ou procedimentos adninistrativos (impostos, segurança social); 3. inquéritos estatísticos (variações de stock, consumo das famílias); 4. operações imputadas (autoconsumo, financeiras, seguradoras); 5 operações calculadas através de coeficientes (rendimentos de categorias profissionais conhecidos pela fiscalidade que declaram); 6. valores obtidos por saldo (administrações privadas).

[5] Chama-se crítica externa às críticas que vêem o SCN de fora e contestam as suas motivações e os relacionamentos de poder que possam existir implicitamente.

Deixando a crítica de neutralidade para artigos mais abstractos e a crítica da precisão para artigos mais matemáticos, neste artigo de introdução vamo-nos centrar em críticas de incompletude concretas.

O erro principal em que se costuma incorrer na utilização do SCN é **confundir o aumento do PIB com o crescimento da riqueza** [COSTANZA e WAINGER 1991][6] e resulta de não se levar em consideração as suas limitações teóricas e empíricas.

Por um lado, o PIB sobreavalia o valor da produção de um espaço económico: é intrinsecamente incapaz de contabilizar explicitamente a perda de valor associada quer a impactos ambientais negativos, quer à delapidação dos recursos naturais, quer, ainda, à redução da produção das outras espécies. As relações do ambiente com a actividade económica praticamente não são descritas devido aos problemas que se põem à integração do ambiente nas contas nacionais. A maior parte dos elementos que constituem o ambiente escapam ao critério do mercado: ou não são produzidos, ou não são raros, ou não podem ser apropriados publicamente. No entanto, não é só o ambiente que faz esta crítica. O PIB, desta forma, e tal como é calculado actualmente, não avaliaria correctamente nem os estragos nem a delapidação de uma máquina [HARTWICK 1991]. [OCDE 1994] apresenta propostas para corrigir essa deficiência.

No entanto, está por demonstrar que as relações entre o ambiente e a economia não estão contidas nas contas nacionais. Após um desastre ecológico, e apesar da perda de riqueza não ser explicitamente contabilizada, será que o PIB não acabará por reflectir esses efeitos negativos sobre o ambiente? A produção que depende directa ou indirectamente dos recursos danificados diminui necessariamente exercendo um efeito multiplicador sobre toda a economia. Haverá um reflexo no PIB, embora possa ocorrer a uma escala inadequada à gravidade dos acontecimentos ou às necessidades de intervenção do Homem.

Assim, a não internalização de factores ambientais na esfera económica impede a detecção atempada de situações potencialmente **irreversíveis**. Se o verdadeiro valor de um bem ou de um serviço só é revelado quando já não podemos dispôr dele, fica em questão a capacidade das instituições económicas (i.e. os mercados) veicularem a informação certa no momento certo. Estas situações são denominadas **armadilhas sociais** [COSTANZA 1987] e ocorrem com alguma frequência. Para a sua eliminação e prevenção é necessário tomar iniciativas para o fornecimento da informação omissa [COSTANZA e CORNWELL 1992]. Assim, o SCN actual, usado como

[6] O PIB, de facto, aparece quotidianamente como sinónimo macroeconómico da riqueza de um país.

instrumento fundamental na análise económica, faz uma apresentação mal enquadrada das escolhas políticas com que uma nação se defronta.

Por fim, salienta-se um segundo erro frequente, corolário do primeiro: **confundir o aumento do PIB com a melhoria do bem-estar da população**. Esta relação é dificilmente sustentável. Em primeiro lugar, o PIB inclui fluxos que não representam contribuições positivas para o bem-estar e negligencia fluxos que o reduzem. Em segundo lugar, existem problemas na avaliação monetária: a actividade económica para a qual não há mercado é negligenciada ou avaliada ao custo de produção; o preço de mercado é uma tradução imperfeita da utilidade social dos diferentes bens. Por fim, o PIB não dá, só por si, informação sobre o bem-estar dos diferentes sectores da população.[7]

INVESTIGAÇÃO

Investigação ao nível do SCN

A investigação ao nível do SCN tem-se centrado no alargamento do alcance da CN (inclusão da produção doméstica e correcção dos agregados tradicionais com medidas de bem-estar,[8] por exemplo) e no desenvolvimento de contas multidimensionais.[9] Existem duas vertentes principais do trabalho de integração do ambiente na CN: a aplicação da análise *input-output*, a partir do trabalho de Leontieff, e a elaboração de contas de património natural.

Relacionadas com esta última vertente, foram feitas recomendações para a substituição do PIB pelo Produto Interno Líquido (PIL) [HULTEN 1992, BREKKE 1994]. O PIL, sendo um agregado líquido, já tem subtraído o valor da depreciação de stocks, stocks esses que constituem riqueza. Se o stock em património natural de um país, num dado momento, fosse avaliado, seria apenas necessário avaliar a sua depreciação, para obter uma medida correcta da riqueza do país. No entanto, este tipo de avaliações é extremamente difícil para os bens de capital produzidos para os quais não

[7] O PIB *per capita* é uma média. É necessário aplicar factores de correcção, como o índice de Gini, em países com profundas assimetrias na distribuição de riqueza, como é o caso do Brasil ou da Arábia Saudita.
[8] Principalmente as estatísticas do Banco Mundial.
[9] No caso do ambiente, para além dos factores de produção medidos em moeda, são adicionadas às contas convencionais variáveis ambientais (por exemplo, dados da poluição medidos em unidades físicas).

existe uma tendência automática para atingir o óptimo social. Um sistema legal que permitisse uma negociação sem custos levaria o mercado a resolver sozinho os conflitos [COASE 1960].

Naturalmente, diversos factores contribuem para que a proposta de Coase não seja facilmente cumprível: a competição não é perfeita; existem elevados custos que inibem as transacções; há falta de informação; as partes que procedem à transacção nem sempre são facilmente identificáveis (casos de poluição dispersa ou de perda de biodiversidade para as próximas gerações); em contextos de propriedade comum, todos são poluidores e todos são sofredores; é difícil definir a quem pertencem os direitos de propriedade e portanto quem pode entrar na negociação [PEARCE e TURNER 1990]. Constatando que muitas vezes as alterações provocadas no ambiente são de carácter irreversível, estes problemas ganham maior pertinência.

A problemática deste artigo poderia assim ser reformulada: pode o PIB ser uma medida que permita a contabilização de tudo o que actualmente se considera externalidade de forma a que os mecanismos de planeamento e análise permitam decidir com vista a um real óptimo social? A nossa resposta leva em consideração estes problemas, e é afirmativa: se para toda a produção houver um mercado, o PIB avalia-a correctamente. Há, então, que aperfeiçoar os mercados existentes de forma a minorar ou eventualmente eliminar estes problemas. Esta abordagem passa pela criação e aplicação de metodologias que permitam internalizar (explicitamente) os gastos ambientais. As decisões baseadas no critério custo-benefício passam a levar em consideração (implicitamente) os vários factores relevantes.

O aperfeiçoamento destes métodos permite, concomitantemente, aperfeiçoar os mercados já existentes onde se dá a negociação de bens ambientais. No entanto, para se atingir um verdadeiro mercado de bens ambientais, existem dois pontos de importância crucial: a criação de novos mercados para malefícios ou bens ambientais, quando ainda não existam; a correcção de falhas de mercado. O Estado, aqui, pode jogar um papel fundamental como a entidade que impõe regulações, fornece informação idónea, arbitra conflitos e reduz custos de transacção.[11]

[11] Quando o próprio Estado tem um papel na negociação a questão torna-se mais complexa.

existe valor de custo exacto, valor de mercado ou valor de reposição[10]. Assim, a utilização do PIL tem sido cautelosa, embora já seja calculado e apresentado como substituto do PIB nalguns países, nomeadamente da União Europeia. No entanto, não houve a correspondente substituição na utilização corrente destes conceitos.

Para que se possa calcular o PIL é necessário, então, determinar e estimar as contas de património dos vários agentes económicos e agregá-los para obter valores para a economia como um todo. Também é preciso estimar o património comum. Lembremo-nos que, tal como foi concebida, a CN estava melhor preparada para medir fluxos que para medir stocks, mais apta para medir o tangível que o intangível. Muitos dos recursos naturais são bens tangíveis mas os serviços que prestam não o são. A isto acresce o facto de ainda não terem sido determinados os métodos mais adequados para a sua avaliação e, portanto, nem sequer ser possível chegar a valores aproximados.

No caso dos bens de capital natural, para além destes problemas, acrescem os que lidam com a valorização da sua depreciação. Seria útil poder-se determinar, num qualquer instante, os recursos naturais detidos no presente e no futuro mantendo-se os mesmos padrões de utilização, quer de aceleração quer de velocidade.

No entanto, os recursos de um país não são conhecidos na sua totalidade em todos os momentos do tempo: descobrem-se novos recursos e/ou inventam-se novas utilizações para recursos conhecidos. A capacidade técnica e a criatividade do homem, representadas por taxas de inovação e avanço tecnológico, têm desempenhado, e continuarão a desempenhar, um papel fundamental. É necessário um indicador que faça uma boa estimação da eficiência na utilização dos recursos que se vão tornando disponíveis ao longo da evolução tecnológica, social e cultural. Neste sentido, propomos a criação de um indicador que meça o desempenho do Homem em termos de desenvolvimento, para o qual adoptámos o nome de **PIB potencial**.

Investigação ao nível dos mercados

A maximização do rendimento individual, na ausência de internalização dos custos ambientais e de regulação, pode levar a um não óptimo do ponto de vista social, uma vez que o poluidor imputa à sociedade custos da sua actividade, de uma forma encapotada. A perspectiva optimista de Coase sugere que, independentemente de quem possui os direitos de propriedade,

[10] Para os bens de capital natural não é possível determinar com exactidão nenhum destes três valores.

CONCLUSÃO

Ficamos assim face a duas questões fundamentais. Em primeiro lugar, a sustentabilidade biofísica em si do mundo. Existe um limite inultrapassável em termos teóricos e com repercussões práticas que consiste em que num mundo finito não é possível crescer ilimitadamente. Em segundo lugar, ao longo de um percurso em que muitas conquistas para o bem-estar do homem sejam atingidas, podem existir, têm existido, e continuam a existir, efeitos que se reflectem numa escala temporal inadequada ao homem e/ou à gravidade dos acontecimentos nos indicadores (como o PIB), que usamos como medida do nosso progresso,.

Essa é a principal razão pela qual urge discutir esta questão e chegar a uma conclusão sobre que medidas tomar para que, numa óptica liberal, mas consciente, depois se possa deixar o que reste aos mercados para que estes encontrem o óptimo, resultado das estratégias individuais de cada um dos agentes procurando maximizar o seu bem estar. Nessa altura poderemos estar confiantes que de facto é mesmo o bem-estar, definido de uma forma completa e consistente com toda a informação que temos na altura (que é o máximo que nos parece legítimo esperar...), que está a ser maximizado.

BIBLIOGRAFIA

ARCHAMBAULT, E. 1988. Comptabilité Nationale. *Economica*, Paris, 271 pp.

BREKKE, K. A. 1994. Net National Product as a Welfare Indicator. *Scandinavian Journal of Economics*, **96** (2): 241-252.

COASE, R. H. 1960. The Problem of Social Cost. *Journal of Law and Economics*, **3**: 1-44.

COSTANZA, R. 1987. Social Traps and Environmental Policy. *Bioscience*, **37**: 407-412

COSTANZA, R. e WAINGER, L. 1991. Ecological Economics. *Business Economics*, **26** (4): 45-48.

COSTANZA, R., CORNWELL, L. 1992. The 4P Approach to Dealing with Scientific Uncertainty. *Environment*, **34** (9): 12-20, 42.

ELLIOT, R. (ed) 1995. Environmental Ethics. Oxford University Press. *Oxford*, 255 pp.

HARTWICK, J. M. 1991. Degradation of environmental capital and national accounting procedures. *European Economic Review*, **35**: 642-649.

HULTEN, C. R. 1992. Accounting for the Wealth of Nations: The Net versus Gross Output Controversy and its Ramifications. *Scandinavian Journal of Economics*, **94** (Supplement): 9-24.

NEWSWEEK 1996. Predators on the prowl. 8 de Janeiro de 1996, p. 49.

OCDE 1994. Évaluation des projets et politiques: intégrer l'économie et l'environnement. Documents OCDE, Paris, 444 pp.

PEARCE, D. W. e TURNER, R. K. 1990. Economics of Natural Resources and the Environment. *Harvester Wheatsheaf*, 378 pp.

TURNER, R. K., PEARCE, D. W. e BATEMAN, I. 1994. Environmental Economics. *Harvester Wheatsheaf*, 328 pp.

AJUSTAMENTOS INSTITUCIONAIS ÀS ESTRATÉGIAS DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL: O CASO PORTUGUÊS [†]

TERESA RIBEIRO [1], VALDEMAR RODRIGUES [2] & TIM O'RIORDAN [3]

RESUMO

Na presente comunicação procede-se à análise e discussão dos ajustamentos observados em Portugal às estratégias de desenvolvimento sustentável, com especial ênfase para os ajustamentos institucionais. Revê-se a mensagem da agenda 21 e os princípios a ela subjacentes, bem como a sua adaptação ao contexto nacional. Analisam-se sumariamente os relatórios enviados até ao momento pelo governo português à Comissão para o Desenvolvimento Sustentável das Nações Unidas (UNCSD), e discute-se a transição para a sustentabilidade com base no desempenho das instituições e no papel das autarquias, regiões e das actividades económicas. Relativamente aos instrumentos financeiros para o ambiente/desenvolvimento eles são discutidos à luz do Plano de Desenvolvimento Regional (PDR) e do 5º Programa Comunitário de Acção. Os investimentos na área do ambiente, e nomeadamente os resultantes da aplicação do fundo de coesão, são comentados do ponto de vista da sua eficiência face aos objectivos que encerram. A presente comunicação termina com uma análise da dicotomia sustentabilidade/democracia face ao paradigma do desenvolvimento sustentável.

PALAVRAS-CHAVE: Desenvolvimento sustentável, política de ambiente, agenda 21, desenvolvimento regional, quadro comunitário de apoio.

1 - INTRODUÇÃO

Pesasse embora a inexistência de qualquer programa explícito de política de ambiente, a Constituição da República de 1974 incluia já no seu texto muitos dos princípios básicos da sustentabilidade (cf. Artºs. 9, 52, 66, 81 e 91). A Lei de Bases do Ambiente, em 1987, introduziu o conceito de desenvolvimento sustentável na domínio legal, sendo notória na sua formulação a influência do relatório Brundtland, datado do mesmo ano. Igualmente em 1987, a Lei de Bases das Associações de Defesa do Ambiente introduzia as grandes linhas orientadoras do direito de participação pública em matérias com significado para o ambiente e qualidade de vida das populações.

A tradução para a prática destes princípios e linhas orientadoras foi sendo lenta, quase sempre induzida ou estimulada pelos acordos estabelecidos ao nível comunitário, e nitidamente mais intensa após a Conferência das Nações Unidas sobre Ambiente e Desenvolvimento (CNUAD), realizada em Junho de 92.

Tendente a constituir-se como um novo paradigma das sociedades modernas, o desenvolvimento sustentável (DS) surge como um conceito de difícil assimilação em sociedades como a

[†] **Trabalho realizado na sequência do projecto SEER II - Institutional Adjustments to Sustainable Development Strategies, financiado pela Comissão Europeia (DG XII).**

[1] Engenheira do Ambiente, Directora de projectos do CEEETA - Centro de Estudos em Economia da Energia, dos Transportes e do Ambiente. R. Gustavo de Matos Sequeira, 28, 1º Dto., 1200 Lisboa. Tel: 01-3956019/20; e-mail: maria.teresa.ribeiro@eea.dk.

[2] Engenheiro do Ambiente, Bolseiro de Mestrado da JNICT no Departamento de Engenharia Mecânica do Instituto Superior Técnico. Tel. & Fax: (351.1.) 912 14 07; e-mail: vjrodrigues@telepac.pt.

[3] CSERGE - Centre for Social and Economic Research on the Global Environment. University of East Anglia, Norwich, U.K.. Tel. 0044 - 603 4593176.

portuguesa, onde coexistem ainda problemas de primeira, segunda e terceira geração. São eles (i) a falta de infraestruturas e sistemas de saneamento básico e de abastecimento de água; (ii) a existência de disparidades sociais e assimetrias regionais, causadas mais pelo êxodo rural e pelo abandono das formas tradicionais de agricultura que pela depressão pós-industrial e (iii) a falta de eficiência na utilização dos recursos, tecnologia, e *know-how*, permitindo melhores *performances* aos níveis macro e microeconómico.

Acresce a este retrato a relativa imaturidade da democracia portuguesa, ainda recente e instaurada após um longo período de vigência de um regime autocrático, regime esse que teve como efeito maior, ainda hoje observável na sociedade portuguesa, a incapacidade de expressão (o silêncio) e o medo (*e.g.* Gil, 1995). Contudo, como adiante se verá, a própria democracia e, no caso pontual, o sistema democrático português, apresenta algumas deficiências que, se não os impedem, podem pelo menos dificultar os ajustamentos necessários à transição para um modelo de sustentabilidade. Esses aspectos são discutidos em maior detalhe no ponto 5 da presente comunicação.

2 - A AGENDA 21

2.1 - A Mensagem da agenda 21

Para o DS contribuem fundamentalmente quatro classes de aspectos: os aspectos institucionais, que compreendem a estrutura e funcionamento das instituições, aqui entendidas no seu sentido lato e englobando quer as instituições clássicas, oficiais, quer as organizações não-governamentais e as empresas (*e.g.* Voisey & O'Riordan, 1994); os aspectos económicos, nas suas diferentes vertentes (*e.g.* micro, macro); os aspectos sociais e os aspectos ambientais (Fig.1). Da integração e ponderação destes aspectos, com recurso aos indicadores correspondentes, resultarão indicadores de desenvolvimento sustentável na total abrangência do conceito.

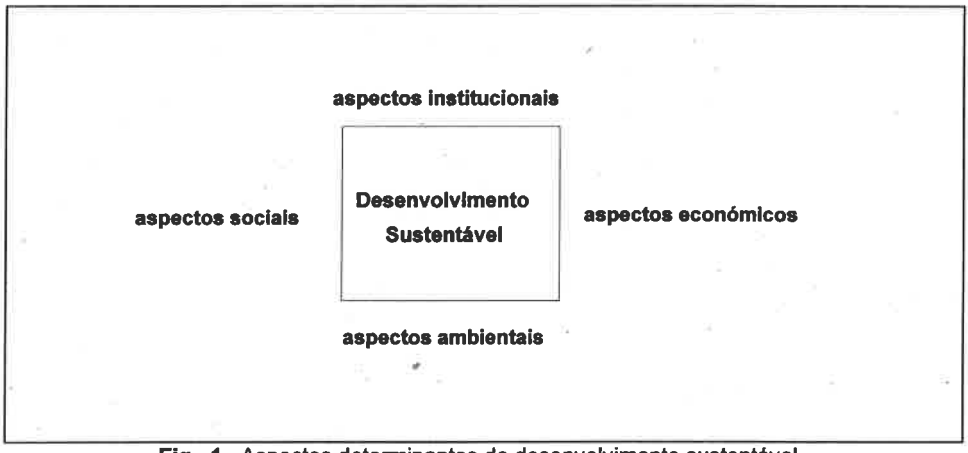


Fig. 1. Aspectos determinantes do desenvolvimento sustentável.
(Adapt. de Gouzee *et al.*, 1995).

A mensagem da Agenda 21 pode sintetizar-se do modo ilustrado pela Fig.2, onde as linhas representam fluxos de informação. Idealmente, a decisão política sobre questões de desenvolvimento devia basear-se na informação existente sobre cada um dos aspectos determinantes do DS. Basear-se aqui significa *ser determinada por*, donde resulta que, sempre que a informação existente não seja claramente suficiente para a tomada de decisão, esta deve ser adiada enquanto se procede à recolha de novos elementos. Este princípio de escolha política pode dizer-se de *princípio da precaução* (*e.g.* Jordan & Hill, 1993). Em paralelo, a participação do público no processo deverá representar um fluxo de informação para o decisor. Para uma efectiva participação daquele, a mesma informação que se encontra na posse do decisor deverá estar disponível para as instituições não-governamentais e público interessado. O formato (ou veículo) dessa informação é irrelevante, desde que não haja perdas sempre que se passa de um formato para outro.

Importa ainda notar que nenhum dos vértices do triângulo pode funcionar *per se*. De acordo com a mensagem da Agenda 21, e no contexto de uma estratégia de DS, cada um só faz sentido na presença dos outros dois. Assim, por exemplo, não faz sentido haver uma grande quantidade de informação quando essa informação não serve para o esclarecimento de ninguém (ou, por outras palavras, quando ninguém a utiliza). Do mesmo modo não fazem sentido uma decisão política tomada arbitrariamente, ou uma auscultação do decisor ao público realizada quando este não possui a mesma quantidade e/ou qualidade de informação daquele.



Fig. 2. O *triângulo informacional* subjacente aos princípios da Agenda 21 e condicionante do desenvolvimento sustentável, mostrando as possíveis rupturas.

A informação em Portugal, e nomeadamente a informação sobre ambiente, encontra-se dispersa, ainda é escassa em muitas áreas sensíveis, e não se encontra geralmente actualizada e tratada convenientemente. Ela é, além do mais, um quase monopólio do estado.

A transição para um modelo de DS implica que a informação seja tanto quanto possível independente e refutável. Por outro lado as ONG's poderiam constituir fontes de informação privilegiadas, quer para o público quer para os decisores, caso elas se encontrassem preparadas para tal. Porém, e pese embora os recentes desempenhos das Associações de Defesa do Ambiente nacionais de maior projecção, a situação das ONG's é ainda bastante precária: a sua maioria não possui recursos humanos qualificados permanentes, ou mesmo eventuais, não possui laboratórios acreditados para a realização de análises ambientais, e sobrevive à custa de apoios financeiros geralmente escassos e incertos (Rodrigues & Ribeiro, 1995).

2.2 - A agenda 21 nacional

Ainda em Agosto de 92 o governo português criou uma comissão especial encarregada de adaptar à realidade portuguesa os princípios, programas e acções decorrentes dos compromissos assumidos no Rio de Janeiro. Uma primeira versão do trabalho levado a cabo por essa estrutura *ad-hoc* foi apresentada em Janeiro de 93 em reunião de Conselho de Ministros, tendo a versão final do documento sido publicada em 1994 (MARN, 1994), após um debate interno a nível governamental e após a discussão pública com os sectores não-governamentais da sociedade portuguesa. Foi a primeira vez que um documento político sobre ambiente foi submetido a um processo alargado de discussão pública, de Norte a Sul do país e envolvendo as mais diversas sensibilidades. Mais tarde o governo referir-se-ia a este documento como sendo a agenda 21 nacional (CSD2, 1994).

Do debate público realizado em torno desse documento resultaram cinco conclusões fundamentais: (i) a necessidade urgente de um plano nacional de política de ambiente; (ii) a falta de consistência entre o discurso político e o país real; (iii) a necessidade do envolvimento político de todos os ministérios nas questões ambientais; (iv) a necessidade de promover a participação da sociedade civil e (v) a necessidade de mobilizar múltiplos instrumentos para a resolução dos problemas ambientais.

Destas conclusões relevam aspectos que podem hoje analisar-se a partir de um conjunto de ajustamentos entretanto observados a vários níveis. Ao nível governamental e da administração local, ao nível dos relatórios oficiais até agora enviados para a Comissão do Desenvolvimento Sustentável das Nações Unidas (UNCSD), ao nível da dinâmica e participação efectiva das ONG's e do público em geral nos processos de tomada de decisão, e, finalmente, ao nível de um documento recente, também sujeito a discussão com os sectores da sociedade civil, e que é o Plano Nacional de Política do Ambiente (PNPA). Este documento terá resultado em grande parte da tentativa de integração de um conjunto de dados, medidas e princípios de política do ambiente constantes de documentos como o Plano de Desenvolvimento Regional, a Agenda 21 nacional, os Relatórios sobre o Estado do Ambiente, e o próprio 5º Programa Comunitário de Acção.

3 - AJUSTAMENTOS E IMPEDIMENTOS

A definição de uma Agenda 21 nacional representou um primeiro e importante passo estratégico com vista a inserção, ao nível doméstico, das grandes linhas orientadoras do desenvolvimento sustentável. Ao nível internacional, o compromisso assumido pelo governo português de enviar anualmente à ONU um relatório sobre a implementação dos princípios consignados na Agenda 21, foi outro aspecto importante. O simples facto de ter de produzir esses relatórios implica alguma auto-reflexão, bem como a possibilidade de discussão em torno dos elementos neles contidos. Em todo este processo terá havido porém uma lacuna comprometedora: a ausência de uma estrutura institucional permanente, expressamente dedicada ao acompanhamento da agenda 21 em Portugal. Os relatórios enviados até agora pelo governo português à UNCSD (CSD1, 1994; CSD2, 1994) reflectem claramente a falta de tal estrutura.

Embora dois ministérios estivessem encarregues desses relatórios - o Ministério dos Negócios Estrangeiros (MNE) e o Ministério do Ambiente (MA) - a este último coube o papel mais relevante, uma vez que se ocupou de todo o conteúdo técnico. Por sua vez o MA delegou internamente a responsabilidade dos relatórios ao IPAMB, entidade que, apesar de não ter um mandato expresso para tal, foi "de facto" responsável pelos dois relatórios submetidos à UNCSD até ao momento.

A inexistência de cobertura legal poderá ter criado dificuldades na elaboração dos relatórios: sem autoridade legítima para a sua acção, o IPAMB viu-se compelido a recolher informação numa base de cooperação e boa-vontade institucional. O resultado é visível sobretudo no último deles, principalmente no que se refere aos capítulos da agenda 21 que apelam mais fortemente a uma abordagem horizontal, intersectorial dos temas. Daí o carácter fragmentário e por vezes prolixo da informação apresentada em algumas das áreas (*e.g.* agricultura e florestas), a dificuldade de dissociar áreas e temas na esfera de mais de um ministério ou departamento [4], e ainda o número de questões não respondidas.

Terão contribuído para esta situação, e constituirão certamente impedimentos para futuras avaliações do desempenho do país em matéria de sustentabilidade, a não assimilação do conceito de DS e a ausência de indicadores de sustentabilidade. Isto significa que as diferentes instituições ou baseiam os seus actos (e justificam as suas decisões) face à sustentabilidade numa interpretação sectorial do termo, decorrente de um esforço hermenêutico e adaptativo mais ou menos elaborado, ou simplesmente introduzem o termo no seu discurso corrente sem preocupações sobre a sua verificabilidade. Assim tem-se que, por exemplo, os indicadores de DS apresentados no último relatório enviado à UNCSD (CSD2, 1994, p. 165) relativamente à agricultura são a população agrícola (em % do total da população), o rendimento do sector (em % do PIB), e as áreas de culturas agrícolas e de pastagem.

Enquanto adjectivo, o termo sustentável pretende qualificar uma coisa ou acção. Mas sempre que se utilizam de uma forma inteligível, os adjectivos implicam a existência de um padrão, um *standard*, ou uma escala comparativa. Na ausência de *standards* ou escalas de análise, o conceito de DS corre o risco de se transformar num conceito metafísico, não verificável. Foi em parte a consciência desta possibilidade que levou vários autores a centrar a sua atenção na procura de indicadores e metodologias de avaliação da sustentabilidade (*e.g.* Pearce & Atkinson, 1993-1995; Atkinson, 1995).

3.1 - O papel do Ministério do Ambiente

Após a CNUAD, e também à luz das metas estabelecidas pelo 5º Programa Comunitário, o Ministério do Ambiente (MA) sofreu um processo de reorganização, aparentemente motivado pela necessidade de se adaptar à implementação das estratégias de DS. Esse é o motivo apontado no diploma legal sobre esta mudança estrutural (DR 187/93). No Artº 2 é, de resto, apontado o objectivo central do ministério: participar na promoção de um desenvolvimento sustentável que respeite o ambiente como seu principal suporte.

Da formulação deste objectivo central emerge alguma ambiguidade, não obstante ele constutuir uma reavaliação política clara do papel do ministério. Por um lado têm-se os termos *participar* e *promover*, os quais obviamente sugerem o esclarecimento sobre com quem, como, e a quem cabe o papel de liderança. Por outro lado tem-se a aceitação implícita da possibilidade de múltiplos desenvolvimentos sustentáveis, quando se afirma " (...) *um* desenvolvimento sustentável que respeite o ambiente como seu principal suporte. Esta ideia de particularizar um tipo de DS terá estado, de resto, no espírito do legislador.

A influência do MA nas decisões estruturantes do desenvolvimento não tem sido, contudo, muito relevante. Politicamente, e em benefício de uma suposta coesão governamental, houve várias decisões, que aqui não cabe enumerar, de onde sobressaiu a impressão de arrastamento do MA face a pressões de outras instituições e ministérios. A análise de algumas dessas decisões face

[4] Isto é explícito no relatório (CSD2, 1994, p. 57) quando se diz que os capítulos 11 a 14 da Agenda 21 devem ser vistos como partes integrantes do capítulo 10.

ao conceito de DS foi discutida por Ribeiro & Rodrigues (1995), nomeadamente as decisões sobre construção da nova ponte sobre o Rio Tejo em Lisboa, a opção sobre a incineração de resíduos e o projecto de fins múltiplos de Alqueva (actualmente em reavaliação pelo novo governo socialista).

A legislação sobre avaliação do impacte ambiental de projectos com incidência sobre o ambiente (DL 186/90), cuja revisão se encontra anunciada, remete para um plano de relativa irrelevância o papel do MA. A par de outras falhas técnicas do diploma, a posição do MA sobre um dado projecto não é vinculativa nem essencial para a sua prossecução.

Embora algumas competências específicas tenham sido transferidas de outros ministérios para o MA, como sejam as relativas às zonas costeiras (Instituto para a Conservação da Natureza) ou a incorporação do INMG (Instituto Nacional de Meteorologia e Geofísica), subsistem aspectos de fundamental importância ainda ausentes da sua esfera ou para os quais, no máximo, o MA é solicitado a emitir pareceres. São eles, por exemplo, os aspectos relativos ao ordenamento do território, às actividades florestais e à caça.

No que se refere às actuais competências do MA, existem duas componentes nitidamente em desequilíbrio: a componente sanitária e hidráulica, ocupando financeira e tecnicamente a maioria dos recursos do MA, e a componente de gestão ambiental, cujo peso relativo, devido também ao actual estádio de desenvolvimento do país, é muito pequeno. O facto de haver necessidades básicas da população não satisfeitas, como sejam o saneamento básico e o abastecimento de água, não parece contudo suficiente para explicar o fraco desempenho do MA em matérias relacionadas com a implementação de instrumentos económicos de contabilização das externalidades (e.g. *green-accounting*, ecotaxas), a análise económica e ambiental de projectos e programas no contexto do desenvolvimento regional (PDR), ou o desenvolvimento de indicadores de desenvolvimento sustentável, objectivos e verificáveis, para uso doméstico.

A fragmentação e falta de articulação dos vários departamentos governamentais, bem como razões de ordem orçamental e burocrática, têm resultado numa acrescida dificuldade da aplicação das designadas estratégias horizontais, inter-sectoriais. Como Simon (1989) observa é prejudicial, no contexto de uma política global com vista o DS, a descoordenação entre os responsáveis pela gestão económica dos governos e os responsáveis pela gestão dos recursos naturais e pela protecção ambiental.

3.2 - Sustentabilidade e localidade

À luz do princípio da responsabilidade partilhada, os municípios e as regiões desempenham um papel fundamental no processo de transição para um modelo de sustentabilidade. Atendendo à actual estrutura político-administrativa do território, cabe apenas mencionar dois níveis de acção: o nível central e o nível local.

Aos municípios reserva-se actualmente um vasto leque de competências em matérias sensíveis para o DS. Refiram-se a execução de investimentos públicos em equipamentos e serviços urbanos e rurais, o saneamento básico, os transportes e as comunicações, a energia, a educação, a cultura e os desportos. Porém parece existir alguma discrepância entre o leque de competências atribuídas pela administração central aos municípios e os recursos financeiros que lhes são afectos. Em consequência, as autarquias são muitas vezes obrigadas a requerer apoio financeiro ao governo de modo a realizar os seus planos de desenvolvimento. A interface entre as administrações central e local, em termos de ambiente e estratégias de desenvolvimento, ocorre por vezes sob a forma de imposição (*top-down*). Como exemplo tem-se a imposição

governamental da existência de um Plano Director Municipal aprovado para que os municípios possam concorrer aos fundos comunitários.

Quando as políticas local e central coincidem, a interface assume um carácter de maior interdependência e funcionalidade. Como exemplo têm-se os planos de gestão de resíduos e tratamento de efluentes, com o estabelecimento de contratos-programa entre o governo e as autarquias. Os protocolos e contratos-programa celebrados entre o governo e as autarquias têm tido a escassez de recursos como principal causa. Tratam-se de investimentos geralmente onerosos em sistemas de abastecimento de água, de drenagem e tratamento de águas residuais, e de resíduos, os quais vêm sendo suportados por fundos estruturais (fundo de coesão e FEDER - POA [5]).

A transição para a sustentabilidade implica, ao nivel local e regional, o envolvimento de todos os departamentos governamentais nas actividades de planeamento e acompanhamento dos planos, bem como a adopção de métodos de actuação expeditos baseados na dualidade integração/complementaridade. Por outro lado é importante um maior envolvimento e informação dos e aos municípios, nas e sobre as questões que são discutidas a níveis superiores e que, mais cedo ou mais tarde acabarão por ter reflexos na gestão autárquica. A inserção do conceito de DS na gestão autárquica poderá depender em grande parte do sucesso dessa política.

3.3 - Ajustamentos ao nível das actividades económicas

A informação em Portugal sobre gestão e política ambiental ao nível das empresas (*e.g.* relatórios ambientais) é escassa e no geral limitada às empresas multinacionais que já percepcionaram as vantagens económicas a médio prazo de uma estratégia de respeito pelo ambiente. No que se refere às indústrias, a legislação portuguesa introduziu recentemente a obrigatoriedade de as empresas que concorrem a fundos para a sua dinamização e modernização terem de realizar auditorias ou diagnósticos ambientais. Sendo uma decisão conjunta dos Ministérios do Ambiente e da Indústria, ela tem uma importância acrescida dado que reflecte a preocupação governamental com a horizontalidade das políticas para o desenvolvimento.

O EMAS (Eco-Management and Audit Scheme), intruduzido a nível comunitário pelo regulamento 93/C 120/03 poderá constituir, pese embora o seu carácter voluntário, um instrumentos de avaliação ambiental das empresas de inestimável importância. Da sua regulamentação e aplicação ao nível nacional dependerá o sucesso e o interesse desse mecanismo de avaliação do desempenho ambiental. Deve aqui referir-se o insucesso relativo de uma outra medida, também de carácter voluntário, e que foi o da atribuição do rótulo ecológico. O balanço custo-benefício para a empresa, a falta de investimento na publicidade sobre a existência e significado do rótulo e o mecanismo institucional adoptado para a sua atribuição terão sido algumas das razões da fraca adesão verificada até ao momento por parte das empresas.

3.3.1 - Os acordos voluntários

Em Novembro de 1994 foi assinado um acordo global em matéria de ambiente e desenvolvimento sustentável entre o governo, a CIP (Confederação da Indústria Portuguesa) e a CAP (Confederação dos Agricultores Portugueses). O acordo envolveu, da parte do governo, os Ministérios do Ambiente, da Indústria e da Agricultura, e estabeleceu as principais linhas de orientação para a cooperação institucional com vista o ajustamento dos vários sectores à

[5] Fundo Europeu para o Desenvolvimento Regional; Programa Operacional do Ambiente.

legislação ambiental em vigor. Este acordo global seria a base para a formulação de acordos específicos, envolvendo subsectores particulares das actividades agrícola e industrial portuguesas. O primeiro acordo subsectorial foi assinado em Fevereiro de 1995 entre os responsáveis do governo e a federação das associações de suinicultores.

A lição a tirar do processo que conduziu ao estabelecimento destes acordos pode sintetizar-se em três pontos. Primeiro, as empresas encontram-se mais susceptíveis a uma participação efectiva quando percepcionam alguma protecção sectorial nos processos negociais com vista o ajustamento. Segundo, a desconexão entre os vários departamentos governamentais (*e.g.* indústria e energia, ambiente, agricultura, florestas) em matérias relativas ao ambiente causa a desconfiança e/ou o desinteresse na política ambiental, e tende a afastar os potenciais alvos do processo de ajustamento. Terceiro, processo conducente ao estabelecimento dos acordos mostrou que, actualmente, a maioria das pequenas e médias empresas em Portugal tem problemas mais graves que o do cumprimento da legislação ambiental em vigor, e portanto a preocupação com o ambiente tende a ser encarada ainda por muitos empresários como uma questão de luxúria. Na maioria das empresas o conceito de *gestão ambiental* não se encontra ainda presente como prática corrente da gestão empresarial.

De resto, o cumprimento da legislação ambiental, que parece ter sido o motor dos acordos voluntários, é apenas uma parte de um processo mais abrangente e que está sendo pela primeira vez equacionado ao nível da gestão empresarial por muitos dos líderes económicos da nossa sociedade.

4 - INSTRUMENTOS FINANCEIROS PARA O AMBIENTE / DESENVOLVIMENTO

De acordo com o Regulamento CEE 2052/88, o Plano de Desenvolvimento Regional (PDR) constitui a base para o estabelecimento do contrato relativo ao Quadro Comunitário de Apoio (QCA). O PDR 1994-99 define a estratégia para o desenvolvimento regional e delineia o enquadramento operativo para a aplicação dos fundos estruturais e de coesão até ao fim do século.

Até 1999 Portugal deverá gerir e aplicar na área do ambiente 42% da *tranche* do instrumento financeiro de Coesão atribuido ao país - tal como decidido pela administração portuguesa. Esta verba, juntamente com os meios disponibilizados para o sector através do FEDER, representará um apoio comunitário ao investimento na área do ambiente de 2 700 MEcu [6]. Por outro lado, o apoio da União Europeia previsto para Portugal até ao final da década eleva-se a 16 700 MEcu, valor que, segundo o PDR 1994-99, representá cerca de 28% do investimento proposto no Plano e 15% do investimento público total da economia portuguesa previsto para o mesmo período.

4.1 - O 5º Programa Comunitário *versus* O PDR 1994-98

O 5º Programa Comunitário sublinha a necessidade de uma maior articulação da política de ambiente com as outras políticas sectoriais no contexto de uma estratégia global com vista o DS. Uma breve análise dos sectores-alvo do 5º Programa mostra que o investimento nesses sectores representará cerca de 53% do investimento total previsto no PDR, e cerca de 43% do apoio comunitário (Tabela 1).

---

[6] 1 MEcu = 10^6 Ecu; 1 Ecu ≈ 200 Esc.

Tabela 1. Distribuição percentual do investimento pelos sectores-alvo do 5º Programa Comunitário de acção.

Sector-alvo	% do investimento total previsto no PDR	% do apoio comunitário
Indústria	17,5	10,3
Transportes	17,5	17,6
Agricultura	11,2	10,7
Turismo	3,5	2,4
Energia	3	2
TOTAL	**52,7**	**43.0**

4.2 - Investimento na área do ambiente

Na perspectiva do Ministério do Ambiente, e para o período 1994-99, o ambiente necessitará de um volume total de investimentos da ordem dos 5000 MEcu, 53% dos quais destinados ao saneamento básico e 33% ao tratamento de efluentes industriais e agrícolas. Estes investimentos serão realizados através da articulação entre os vários programas financiados pelo FEDER e o fundo de coesão. O MA será responsável pela gestão de cerca de 1/3 do investimento total: 1150 MEcu (fundo de coesão) + 500 MEcu (FEDER, através do POA).

4.2.1 - Aplicação do fundo de coesão

O fundo de coesão representa 23% do investimento previsto na área do ambiente, e irá financiar projectos correspondentes a um investimento total de 2270 MEcu. De acordo com o MA, 96.5% destes projectos são relativos a infra-estruturas de saneamento básico: sistemas de abastecimento de água e de drenagem, e sistemas de tratamento de efluentes e de resíduos (onde se incluem os grandes projectos multi-municipais relativos à construção de incineradoras de RSU's).

4.2.2 - O POA

Os investimentos a realizar através deste programa irão financiar projectos relacionados com áreas protegidas, ecossistemas costeiros sensíveis, regularização fluvial e redução da poluição industrial. As medidas previstas no POA articular-se-ão com o apoio ao sector industrial prestado através do PEDIP. De acordo com o QCA, o investimento a realizar é classificado em dois sub-programas: ambiente e revitalização urbana. Cerca de 60% desse investimento destina-se a financiar infraestruturas relacionadas com a Expo-98.

Em síntese, pode concluir-se que as acções a financiar no domínio do ambiente são maioritariamente relativas à construção de infraestruturas (e formação de capital fixo). O mesmo se observa de resto em outros países europeus beneficiários de apoios comunitários suplementares, como é o caso da Grécia (Fousekis & Lekakis, 1995).

A grande dúvida que neste ponto se coloca é a de saber se são compatíveis (e em que medida, *i.é.*, em que contexto sócial, político e ambiental) o *investimento em infraestruturas, o desenvolvimento económico e o desenvolvimento sustentável.*

4.3 - O apoio financeiro enquanto benefício de oportunidade

A existência dos fundos comunitários é por si só um estímulo para as economias europeias mais pobres que, na ausência desses auxílios, dificilmente teriam capacidade para realizar os seus mais arrojados empreendimentos. Por outro lado sobrevém a possibilidade, devido ao seu actual sistema de funcionamento, de os próprios fundos se tornarem motores de investimentos *duvidosos*, no sentido em que abarcam muitas vezes projectos *esquecidos* ou de interesse discutível, e cujo principal objectivo consiste em esgotar o painel de apoio disponível.

Os calendários de atribuição dos apoios comunitários podem, eles próprios, fazer com que a realização de EIA's ou outros estudos aprofundados se possam transformar num custo de oportunidade. Assim, em circunstâncias como as do projecto da nova ponte sobre o Tejo, pode justificar-se a celeridade com que esses estudos são realizados, geralmente em detrimento da sua qualidade, com a oportunidade da sua realização em tempo útil.

Por outro lado há a considerar o aspecto da gestão desses mesmos fundos, cuja relevância não é menor. De facto, numa perspectiva de concorrência (esgotar fundos que deixam de estar disponíveis se não houver projectos apresentados em determinado espaço de tempo), grandes empreendimentos financeiros tendem a ser favorecidos em detrimento de pequenos e numerosos projectos. Adiciona-se ainda que, da perspectiva da gestão administrativa, esta preferência sai largamente reforçada.

Um outro aspecto tem a ver com a origem das tecnologias envolvidas em projectos ambientais e estruturantes do desenvolvimento. Dado que essas tecnologias provêm, em grande parte, de países europeus mais desenvolvidos, é elegível o argumento de que o apoio comunitário tende a reforçar, em última instância, as economias mais ricas. O mesmo sucede, a outro nível, com as designadas tecnologias ambientais de fim-de-linha, sendo que, nestes casos, o mercado das soluções em Portugal ainda envolve consumidores pouco ou deficientemente informados. Nessas circunstâncias, o mercado das tecnologias ambientais pode contribuir para a não-*optimalidade* (não-eficiência) das estratégias de controle da poluição. As tecnologias e soluções de despoluição são geralmente caras, requerem muitas vezes assistência técnica permanente por pessoal qualificado, e quase sempre necessitam de ser avaliadas previamente do ponto de vista ambiental e económico. Nessa avaliação é igualmente importante a procura de sinergias e alianças institucionais numa perspectiva temporal mais alargada (Bhat, 1992; Hahn, 1993).

Como Atkinson (1996) faz notar, e especialmente nos países em vias de desenvolvimento, muitos investimentos têm contribuido para um desperdício de capital. Embora os investimentos públicos tenham tradicionalmente privilegiado as infraestruturas, importará não esquecer que uma das formas mais seguras de aumentar o bem-estar das gerações futuras é o investimento no capital humano (*e.g.* World Bank, 1995; capítulo 8).

5 - DEMOCRACIA E SUSTENTABILIDADE

Como ponto de partida das considerações que seguidamente se apresentam considera-se que, implícita à transição para a sustentabilidade, está a existência de um regime democrático, independentemente das suas particularidades enquanto sistema político. No contexto da União Europeia são de resto bastante diversos os modelos democráticos actualmente existentes (*e.g.* Liebert &. Cotta, 1990; PE, 1992).

O conceito/paradigma do DS e a transição para a sustentabilidade implicam transformações no sistema político e, em alguns casos, o próprio questionar da estrutura e funcionamento do sistema democrático. Entre outros aspectos são de referir:

a) A perda de um programa (agenda) de política ambiental independente de outros programas políticos sectoriais;
b) A incorporação das *ideologias* ambientalistas na política de fundo dos governos (políticas principais);
c) O surgimento de acordos ambientais internacionais, com as suas implicações ao nível diplomático e do discurso e compromisso político em torno de temas algo ambíguos como sejam as alterações climáticas, a sustentabilidade e o princípio da precaução;
d) O abandono de um modelo institucional baseado na hierarquização de poderes em benefício de um modelo baseado em relações de interdependência;
e) O repensar do papel da informação e seus fluxos nos processos de tomada de decisão sobre aspectos determinantes do desenvolvimento;
f) O possível incremento da *dúvida social* sobre a equivalência entre legitimidade política e detenção do poder (ou *governabilidade*) nos contextos local, regional e nacional. O incremento da sincronidade entre o momento da alternância política e a expectativa dos eleitores relativamente a quem os governa, bem como as questões de aproximação eleitor/eleito, decorrerão em parte desta dúvida;
g) A necessidade do estabelecimento de alianças políticas que extravasem os períodos normais dos mandatos.

No caso particular do sistema democrático português têm-se, para além da sua relativa juventude, alguns aspectos que poderão de certa forma constituir obstáculos à implementação de uma estratégia de DS. São eles, por exemplo,

a) O sistema eleitoral, baseado no método proporcional de Hondt, em que o número de deputados eleito em cada círculo eleitoral é proporcional ao número de eleitores presente nesse círculo. Este método resulta numa fraca representação política das regiões com menos população e ameaçadas pela desertificação humana;
b) A impossibilidade de, ao nível local, grupos ou associações civis sem uma conotação partidária explícita poderem candidatar-se às eleições autárquicas;
c) O distanciamento eleitor/eleito, em parte resultante dos aspectos anteriores, mas também resultante da designada disciplina partidária. Por vezes, e em benefício da estratégia política da bancada, os deputados simplesmente ignoram as especificidades dos círculos eleitorais que os elegeram;
d) A inexistência de uma estrutura democrática de carácter regional. Esta questão relaciona-se com o debate, em agenda, sobre a regionalização;
e) As disfunções do triângulo informacional (cf. Fig. 2), as quais são geradoras daquilo a que designamos *vórtice auto-destrutivo* (Fig. 3).

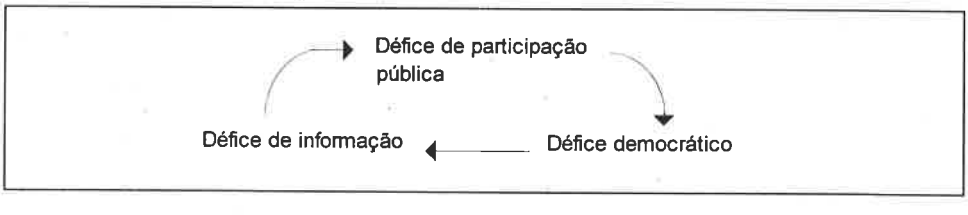


Fig. 3 - *O vórtice auto-destrutivo.*

O enunciado segundo o qual *o grau de maturidade de uma democracia determina o tipo de relacionamento institucional que podemos observar num dado contexto sócio-político*, pese embora a sua generalidade, permite-nos concluir que, assim sendo, também os reflexos das políticas ou estratégias com vista o DS se hão-de manifestar diferencialmente de acordo com a maturidade democrática do contexto em que ocorrem. Esta ideia é ilustrada na figura 4.

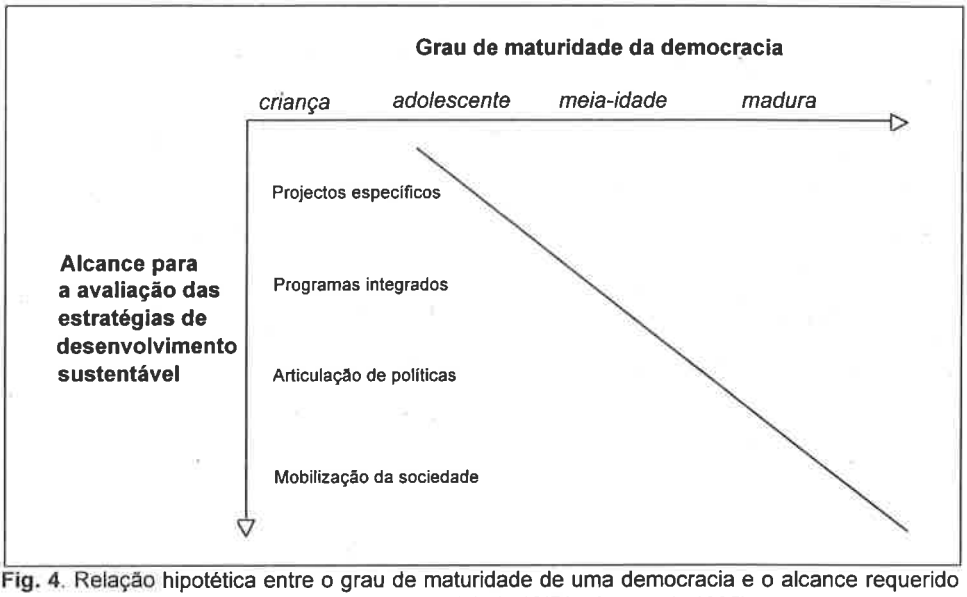


Fig. 4. Relação hipotética entre o grau de maturidade de uma democracia e o alcance requerido para a avaliação das estratégias de sustentabilidade (O'Riordan *et al.*, 1995).

Numa perspectiva de dinâmica e evolução sociais, ter-se-à uma transição desde uma sociedade primariamente racionalista, carente de preocupações globais, com uma tendência para o antropocentrismo e crente de que uma economia em evolução pode tornar-se mais adaptável às vulnerabilidades naturais (canto superior esquerdo), e uma sociedade primariamente radical, com muito maior tendência para a amorfização poder político/ambientalismo e mais reticente quanto à equivalência entre legitimidade política e detenção do poder (canto inferior direito).

A transição de um extremo para o outro não pode ser suave ou mesmo imediatamente discernível. Em algumas áreas, como por exemplo a regulamentação sobre protecção ambiental e ecogestão, poderá existir um movimento demonstrável do extremo superior para o inferior. Em outras áreas tais como a implementação de ecotaxas e a reforma do sistema político com vista uma maior democracia local, a transição poderá ser muito menos detectável (O'Riordan *et al.*, 1995).

6 - CONCLUSÕES

A transição para a sustentabilidade encontra em países como Portugal obstáculos que resultam em parte (i) do estado de desenvolvimento do país (em termos infraestruturais, de homogeneidade regional e de eficiência na utilização dos recursos e tecnologia); (ii) da inércia

e/ou incapacidade das instituições, no seu geral mal preparadas humana e tecnicamente para enfrentar os novos desafios; (iii) da ausência de um modelo de cooperação institucional baseado na interdependência (mais do que na hierarquia) e, em última instância, (iv) do grau de maturidade da democracia e da organização do sistema político.

Os ajustamentos às estratégias com vista o DS verificados em Portugal foram sendo lentos mas tiveram um nítido crescendo após a realização da CNUAD em 1992. Como ajustamentos mais relevantes são de salientar:

a) o aumento da participação/sensibilização do público nas/pelas questões ambientais, aumento esse consubstanciado numa maior actividade e intervenção das ONG's;
b) o incremento relativo da horizontalidade no tratamento dos problemas ambientais e uma maior predisposição dos departamentos governamentais para enquadrar a política de ambiente na sua estratégia global sectorial. Deve aqui mencionar-se a elaboração do Plano Nacional da Política de Ambiente, um documento de grande importância política que assume o imperativo dessa horizontalidade;
c) a transição, ainda que não muito substancial, de um modelo baseado na hierarquia para um modelo mais baseado na interdependência no que respeita à relação governo/administração local;
d) o estabelecimento de acordos entre alguns sectores específicos da actividade económica e o governo com vista o ajustamento à legislação ambiental vigente.

7 - REFERÊNCIAS

ATKINSON, G. (1995) - Social accounting, genuine saving and measures of economic welfare, CSERGE Working Paper GEC 95-23, Centre for Social and Economic Research on the Global Environment, University College London and University of East Anglia.

ATKINSON, G. (1996) - Sustainable development: theory, measurement and policy. *Información Comercial Española Revista de Economía,* Special Edition on Resources (forthcoming).

BHAT, V.N. (1992) - Stategic planning for pollution reduction. *Long Range Planning*, **25** (4): 54-61.

CSD1 (1994) - Follow-up report (Portugal) to be submitted to the Sustainable Development Commission, January 1994, 101 pp.

CSD2 (1994) - Implementation of Agenda 21 in Portugal (UNCED follow-up). Annual report to be submitted to the Commission on Sustainable Development, December 1994.

FOUSEKIS, P. & LEKAKIS, J. (1995) - EU cohesion fund allocation in Greece. Paper presented during the SEER II meeting at Rethymno, Crete, April, 8-12 1995.

GIL, J. (1995) - Salazar: a retórica da invisibilidade. Relógio D'Água (ed.), Lisboa.

GOUZEE, N.; MAZIJN, B. and BILLHARZ, S. (1995) - Indicators of sustainable development for decision-making. Report of the Workshop of Ghent (Belgium), 9-11 January 1995, submitted to the UN Commission on Sustainable Development. Federal Planning Office of Belgium.

HAHN, R.W. (1993) - Getting more environmental protection for less money: a practitioner's guide. *Oxford Review of Economic Policy*, 9 (4): 112-123.

JORDAN, A. & HILL, J. (1993) - The greening of government: lessons from the White Paper process, *ECOS*, **14** (3/4).

LIEBERT, U. and COTTA, M. (1990) - Parliament and democratic consolidations in Southern Europe: Greece, Italy, Portugal, Spain and Turkey. London/NY, Pinter Publishers.

MARN (1994) - *Síntese Estratégica*: Aspectos mais relevantes para o seguimento em Portugal das Conclusões da CNUAD. MARN, Lisboa, April 1994.

O'RIORDAN, T.; VOISEY, H. & OELS, A. (1995) - Sustainability, democracy and locality: a proposed theoretical framework. Paper presented during the SEER II Stavanger meeting, Stavanger (Norway), September 9-13, 1995.

PE (1992) Os sistemas eleitorais para os parlamentos nacionais nos países da comunidade europeia. Parlamento Europeu, Direcção-Geral de Estudos, Colecção de Estudos e Documentação. Série Política, W-16.

PEARCE, D.W. & ATKINSON, G. (1993) - Capital theory and the measurement of sustainable development: an indicator of weak sustainability. *Ecol. Economics*, **8**: 103-108.

PEARCE, D.W. & ATKINSON, G. (1995) - Measuring sustainable development. In: D.W. Bromley (ed.), *Handbook of Environmental Economics*, Basil Blackwell, Oxford.

RIBEIRO, T.; RODRIGUES, V. ; (1995) - National politics: the framework for the implementation of sustainable development strategies in Portugal. Paper presented during the SEER II Stavanger meeting, Stavanger (Norway), September 9-13, 1995.

RIBEIRO, T. & RODRIGUES, V. (1995) - Institutional adjustments to sustainable development strategies in Portugal. Paper presented during the SEER II Crete meeting, University of Crete, Rethymno, Crete, April, 8-12 1995.

RODRIGUES, V. & RIBEIRO, T. (1995) - Information, public participation, and the role of NGO's for sustainability transition in Portugal. Paper presented during the SEER II Stavanger meeting, Stavanger (Norway), September 9-13, 1995.

VOISEY, H. & O'RIORDAN, T. (1994) - Governing institutions for sustainable development: the UK approach.

World Bank (1995) - Monitoring environmental progress, Environmentally Sustainable Development, Washington DC: World Bank.

ORDENAMENTO E GESTÃO AMBIENTAL DA ZONA DE TRANSIÇÃO ENTRE O ESPAÇO URBANO DE ESTREMOZ E A INDÚSTRIA DE PEDRAS NATURAIS - ÁREA SUDESTE DE ESTREMOZ -

M.F. JUSTINO (1) e C.A. CUPETO (2)

Resumo: O ordenamento e gestão ambiental da zona industrial a Sudeste da cidade de Estremoz, área intensamente ocupada por empreendimentos extractivos que exploram o subsolo rico em calcários cristalinos (mármores) consiste num conjunto de soluções integradas que preconizem o desenvolvimento económico do sector, estabeleçam e recriem um espaço físico equilibrado e sejam compatíveis com as estratégias de desenvolvimento do concelho. Um conjunto relativamente extenso de pedreiras encontra-se confinado a um dos extremos da cidade, entre a Estrada Nacional nº 4 e a linha de caminho de ferro, afectando directa ou indirectamente a zona urbana a sudeste da cidade assim como a estrada municipal que dá acesso a uma das entradas em Estremoz, o convento e igreja de Santo António, o cemitério da cidade e outros elementos dignos de preservação, nomeadamente ao nível paisagístico e ambiental.

Palavras Chave: Recurso Geológico, Ordenamento, Ambiente

ZONA DOS MÁRMORES - ESTREMOZ

Estremoz Localiza-se no Alentejo Central, distrito de Évora, ficando situado a aproximadamente 42 Km desta cidade (Fig. 1). Cidade de fácil acessibilidade, actualmente servida por inúmeras Estradas Nacionais, ficando futuramente entre dois importantes eixos da Rede Fundamental que são o IP 7 (Lisboa/Caia) e o IP 2 (Portalegre/Beja).

(1) Eng. Biofísica - Universidade de Évora
(2) Geólogo - Departamento de Geociências, Universidade de Évora
- Centro de Geologia, Faculdade de Ciências de Lisboa
- Apemeta - Assoc. Port. de Empresas de Tecnologias Ambientais
- Assimagra - Associação Portuguesa dos Industriais de Mármores, Granitos e Ramos Afins
- Tterra - Auditoria, Projectos e Técnicas Ambientais, Lda
- Bolseiro da OTAN



Fig. 1 - Mapa de Localização

Importante pólo de extracção de mármores, conhecendo-se deste à muito inúmeros vestígios históricos que denotam a exploração deste recurso, pelo menos desde a ocupação romana. Podendo encontrar-se muitas aplicações deste recurso como sendo originário de desmontes de pedreiras de mármores de Estremoz em monumentos, tais como: Templo Diana, Sé e Universidade em Évora, Sarcófago Duplo do castelo de Vila Viçosa, Deus Endovélico em Terena (Alandroal), Mosteiros dos Jerónimos e de S. Domingos em Lisboa, etc..

No entanto esta actividade não teve ao longo dos séculos uma evolução rápida, ocorrendo provavelmente muito lentamente até porque os meios utilizados na extracção eram essencialmente braçal auxiliados por métodos rudimentares e as exigências de mercado eram muito diferentes das actualmente existentes. Só na década de 50-60 esta actividade passou a ser encarada como uma actividade

industrial, registando-se ao longo destes anos uma expansão das áreas exploradas assim como de inovações nos métodos e meios de exploração.

Vasta Área de Calcários Cristalinos com Interesse Económico

Em Estremoz estende-se, assim como noutros concelhos (Sousel, Borba, Vila Viçosa e Alandroal), uma importante jazida de calcários cristalinos (mármores) designada geologicamente por anticlinal de Estremoz, também conhecida por zona dos mármores neste anticlinal para além dos calcários cristalinos encontram-se outras formações geológicas no entanto sem interesse económico.

O anticlinal com orientação NW-SE compreende uma dimensão considerável que abrange aproximadamente uma largura de 7 Km e cerca de 40 Km de comprimento, do ponto de vista geológico é constituído por formações do Peleozóico umas de natureza xistenta e outras carbonatadas.

São os calcários cristalinos pouco xistificados e dolomitizados da série carbonatada que são explorados e comercializados com a denominação de "Mármores de Estremoz". Estes constituem importantes recursos geológicos da região, pedra natural de grande valor conhecida e apreciada nacional e internacionalmente.

Na última década e ínicio dos anos noventa as áreas de exploração aumentaram substancialmente, tanto junto aos pólos urbanos, nomeadamente de Estremoz, Borba e Vila Viçosa, assim como nas zonas rurais destes concelhos sem qualquer plano de ordenamento territorial e planificação/compatibilização da actividade extractiva com outros interesses económicos, sociais e ambientais da região.

A criação de "Área Cativa" de Estremoz-Borba-Vila Viçosa (Portaria nº 441/90 de 15 de Junho) surgiu na tentativa de colmatar esse problema pela necessidade de delimitar a área de exploração com a finalidade de preservar um recurso natural de grande interesse económico. Também ao nível dos instrumentos de ordenamento regional (PROT) e local (PDM's) a necessidade de estabelecer e implementar acções de ordenamento para as zonas de exploração consignadas de acordo com a actividade, permitem uma gestão do sector e estabelecer estratégias de desenvolvimento dos municípios.

Apenas três PDM estão aprovados (Estremoz - Res. Cons. Ministros nº 122/95 de 3 de Novembro, Borba - Port. nº 38/94 de 30 de Maio e Vila Viçosa - Res. Cons. Ministros nº 153/95 de 25 de Novembro) e tanto os de Sousel e Alandroal como o PROT para as zona dos mármores (PROZOM) estão em fase de estudo (Fig. 2).



Limite de Concelhos
Planos Directores Municipais (PDM's)
Plano Regional Ordenamento do Território (PROZOM)
Área Cativa da Zona dos Mármores

Fig. 2 - Delimitação dos Instrumentos de Ordenamento

Concelho de Estremoz

Estrutura Sócio-Económica

O sector com maior peso na **economia** do concelho é o terciário (48%) que cresceu a partir dos anos 70 pela instalação de estabelecimentos de comércio, instituições

bancarias e serviços administrativos entre outros, seguindo-se o sector secundário (27%) com particular relevância para a indústria transformadora e construções e por último o sector primário (25%) em que a indústria extractiva contribui em muito uma vez que as actividades agrícolas, pecuárias e silvícolas tem vindo a decrescer nestes últimos anos.

Embora considerado um pólo de grande actividade, Estremoz apresenta-se dependente de outros concelhos, nomeadamente Évora, no que respeita a equipamentos e serviços de apoio às populações.

A **população** encontra-se concentrada (57%) em localidades que na sua maioria correspondem ao conjunto das freguesias da cidade de Estremoz e às freguesias de Arcos e Vieiros, em 1991 o número de habitantes do concelho era de 15 461. No período dos últimos 20 anos ocorreu uma perda percentual da população residente em aproximadamente de 19% (da ordem de 3 761 indivíduos) em parte devido à deslocação da população para zonas de maior aglomerado populacional e de maiores oportunidades de emprego.

Regista-se um saldo fisiológico negativo, com valores de taxa de natalidade inferiores à taxa de mortalidade e valores da distribuição da população por grupos etários reduzidas nas classes mais jovens relativamente à população com idade activa, estruturando uma população com tendência para o envelhecimento.

Caracterização Física

Do ponto de vista **hipsométrico** as cotas dominantes situam-se em torno de 400 m, alternando com áreas de cotas inferiores, nomeadamente a SW do concelho e áreas de cotas superiores como é o caso das zonas no limite do concelho a S-SW (limiar da Serra de Ossa). A cidade de Estremoz encontra-se numa crista de relevo com orientação NW-SE, nas cotas de 400-500 m. Com declives suaves a moderados na sua grande maioria (2-16%).

Dada a proximidade de uma linha de festo principal (Serra de Ossa) que separa as bacias hidrogeográficas do Tejo e do Guadiana, o concelho apresenta fraca representatividade de **linhas de talvegue** principais apenas algumas linhas de drenagem subsidiárias da bacia hidrográfica do Tejo.

Como é de esperar a carcificação do maciço rochoso permite a infiltração e armazenamento das águas que são utilizadas para abastecimento público e privado.

Relativamente ao **clima** registam-se grandes amplitudes térmicas (da ordem dos 13-15 °C) tal como acontece para a maioria dos concelhos do Alentejo Central Interior, o Inverno é moderadamente frio, registando-se valores de precipitação mais elevados

entre Novembro e Dezembro e o Verão é dominantemente quente e seco com temperaturas mais elevadas entre Junho e Agosto.

Os **solos** dominantes são Mediterrâneos Pardos de xistos ou grauvaques (Px) e Mediterrâneos Vermelhos ou Amarelos, de calcários cristalinos ou mármores ou rochas cristalofílicas cálcio-siliciosas (Vcc), na sua grande maioria com capacidade de uso C e E e com reduzida representatividade de solos com capacidade de uso A e B, embora com proporção superior a outros concelhos no contexto nacional.

A devastação de grandes áreas de **montado** de sobro e azinho ocorreu em detrimento de intervenções antropogénicas, sobretudo actividades ligadas ao sector agrícola.

RECURSOS GEOLÓGICOS

Os recursos geológicos susceptíveis de exploração, nomeadamente os calcários cristalinos (mármores), apresentam uma série de características que de forma directa ou indirecta podem inviabilizar a actividade industrial ligada ao sector das pedras naturais, são elas:
- Não renováveis;
- Distribuem-se segundo factores geológicos;
- Custos de pesquisa e prospecção elevados;
- Agravamento de custos ao longo do tempo de vida da exploração e aumento de impactes ambientais;
- Vulneráveis a parâmetros de mercado (transporte, moda, etc.);
- Incompatibilidade de localização com outras actividades;
- Subprodutos em grande quantidade e de baixo valor económico.

As acções e medidas de ordenamento e ecogestão visam a rentabilização e preservação da reserva geológica e atenuação dos problemas criados por esta actividade, entre as quais podem citar-se:
- Um conhecimento geológico adequado;
- Dimensionamento, volumes e distribuição de jazidas com potencial valor económico;
- Adequado planeamento da exploração;
- Política industrial integrada;
- Valorização dos parâmetros ambientais.

ESPAÇO URBANO DE ESTREMOZ E INDÚSTRIA DE PEDRAS NATURAIS

Situação de Referência

Na transição do espaço urbano e o meio rural a SE da cidade de Estremoz, localizam-se inúmeros empreendimentos extractivos que embora não ocupando uma área muito grande, criam uma pressão em termos de uso do espaço, impondo-se de forma notória, dado o seu carácter caótico e de desordem.

Para além do uso industrial/extractivo nas zonas envolventes às explorações extractivas outros usos se manifestam conjugados de forma mais ou menos subtil ou de menor agressão no meio físico, são eles:

- Uso comercial, pela instalação de um edifício comercial do grupo Intermarché, num terreno anteriormente ocupado por uma pedreira e pequenas oficinas de cantaria que comercializam os produtos *in situ*.
- Uso de armazenamento, pela deposição de desperdícios, blocos , terra e entulhos provenientes das explorações, assim como todo o material e equipamento utilizado nesta actividade.
- Uso habitacional, pela proximidade de habitações e espaços residenciais das pedreiras em laboração, dificultando a delimitação rigorosa entre o espaço habitacional e industrial.
- Uso agrícola, espaços utilizados para agricultura e áreas ocupadas junto às habitações (hortas e pomares) que limitam as zonas de exploração.

Ao longo destes últimos anos inúmeras alterações ocorreram neste espaço, relativamente ao solo registou-se a perda de cobertura terrosa aquando a destapagem de áreas de corta, a destruição do solo deveu-se à inadequada mistura deste com desperdícios de pedra que invalida de todo a sua recuperação e reutilização.

No que se refere à utilização do solo, as alterações sofridas assim como a velocidade das mesmas acarretaram grandes modificações nas estruturas económicas das parcelas de terreno.

As alterações na topografia e na paisagem são em termos visuais as mais significativas, esta área sofreu e continua a sofrer modificações topográficas que se traduzem em alterações no relevo pela formação de aterros de blocos e desperdícios e cavidades de extracção da pedra.

Outras alterações se manifestaram e manifestam na área ao nível de vegetação expontânea, pelo corte e destruição de espécies arbóreas (sobretudo azinheiras e

posteriormente oliveiras) e ao nível do regime hidrológico, afectando toda a rede de drenagem e acumulação hídrica subterrânea.

Por outro lado toda esta área é utilizada (principalmente os caminhos internos às pedreiras) por residentes e outros como por veículos e trabalhadores das unidades extractivas, situação que induz a um aumento de riscos e reduzida segurança de todos os que residem, circulam e trabalham assim como dos veículos, equipamentos e outros bens.

Proposta de Ordenamento e Gestão Ambiental

A indústria extractiva é uma actividade inocula e não poluidora no entanto provoca no ambiente importantes a diversos impactes ambientais com particular destaque os provocados na água e os derivados da elevada quantidade de desperdícios. Estes são sobretudo significativos na ausência de bons instrumentos de ordenamento, como é o caso.

Mediante as características intrínsecas deste espaço, nomeadamente a proximidade da zona urbana e precárias condições para a edificação a proposta de ordenamento

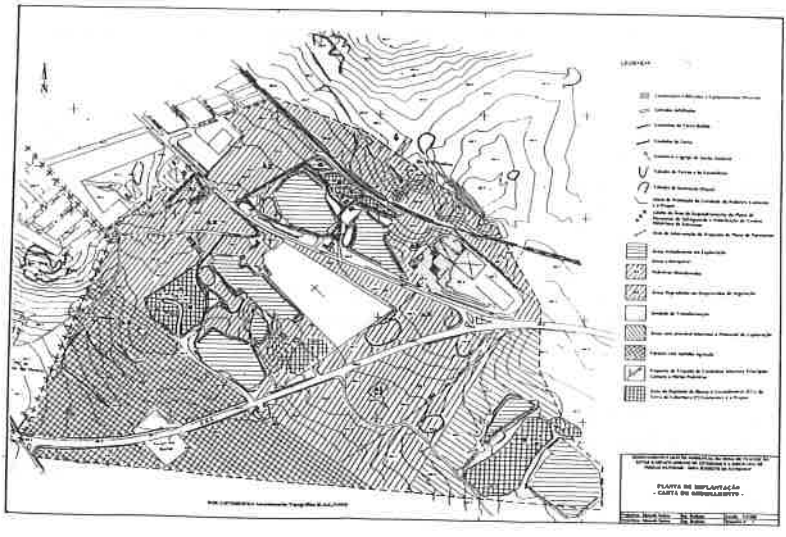


Fig. 3 - Carta de ordenamento

e gestão ambiental deste espaço baseia-se na recuperação de pedreiras abandonadas e de áreas degradadas pela exploração, organização, planificação e gestão de actividades ligadas ao sector de exploração das pedras naturais, permitindo uma melhor rentabilização dos produtos explorados e diminuição dos impactes ambientais na área e nas zonas envolventes (Fig. 3).

Referências Bibliográficas

D'ABREU, M.C. *et al.* 1994. A Zona dos Mármores e o seu Enquadramento num PROT.*Jornadas Técnicas sobre Ambiente , Higiene e Segurança nas Pedreiras*, 6 pp.

CALVO, M.S. 1995. *Ecologia Industrial: Ingenieria Medioambiental Aplicada a la Industria y a la Empresa. Manual para Responsables Mediambientales.* Ediciones Mundi-Prensa, Madrid. 522 pp.

COSTA,C.M.S.N. 1992. As Pedreiras do Anticlinal de Estremoz. A Geologia de Engenharia na Exploração e Recuperação Ambiental de Pedreiras. *Dissertação Apresentada para Obtenção do Grau de Doutor em Geotecnia.* UNL, FCT. 470 pp.

CUPETO, C.A. 1995. Ecogestão e Auditoria Ambiental no Sector das Pedras Naturais. *A Pedra* **55/56**, 45-50.

CUPETO, C.A. *et* al. 1995. Ecogestão no Sector das Pedras Naturais. *A Pedra* **58**, 19-23.

FIGUEIRA,M.J. *et al.* 1995. Actividade Extractiva e Transformadora de Rochas - Impacte Ambiental e Ordenamento. *1º Congresso Internacional da Pedra Natural.* 44 pp.

GONÇALVES, F. e COELHO, A.V.P. 1974. *Carta Geológica de Portugal (Nota explicativa da folha 36-B - Estremoz).* Serviços Geológicos de Portugal. 66 pp.

JIMENO,C.L. *et al.* 1995. *Manual de Rocas Ornamentales. Prospección, Explotación, Elaboración e Colocación.* E.T.S. de Ingenieros de Minas de Madrid e Consejo Superior de Colegios de Ingenieros de Minas de España. 696 pp.

JUSTINO, M.F. 1996. Proposta de Plano de Pormenor de Valorização e Reabilitação Ambiental da Área a Sudeste de Estremoz-Zona de Extracção de Mármores. *Relatório de Trabalho de Fim de Curso.* Univ. de Évora. 120 pp.

RUESGA, S.M. e DÚRAN, G. 1995. *Empresa y Medio Ambiente.* Ediciones Pirámide.S.A., Madrid. 293 pp.

Outros Documentos

Diário da República-1ª série: Portaria nº 441/90 de 15 de Junho

Diário da República-1ª série B: Resolução do Conselho de Ministros nº 86/94 de 21 de Setembro

Regulamento (CEE) nº 1836/93 do Conselho, de 24 de Julho

ANÁLISE ECOLÓGICA E ECONÓMICA DA AGRICULTURA DESENVOLVIMENTO DE UMA METODOLOGIA

L.A. SERRA[13], P.T. CANAVEIRA[1], T. DOMINGOS[12], J.J.D. DOMINGOS[3], N.C. TELES[1]

1. RESUMO

Desenvolveu-se uma metodologia que permite integrar várias análises num só suporte. A metodologia está assente numa base de dados geral, folhas de cultura e cálculo de operações. A base de dados geral possui toda a informação unitária sobre as componentes parcelares do sistema. No cálculo de operações caracterizam-se todos os inputs e outputs. As folhas de cultura quantificam os factores de produção, produções e operações em cada sistema cultural. Sobre estas é efectuada uma análise económica e energética. São calculados indicadores que avaliam o desempenho económico e energético e indicadores de síntese económicos e energéticos.

Economia ecológica, agricultura, análise energética.

2. INTRODUÇÃO

Um dos grandes problemas na avaliação ambiental de sistemas é a quantificação de custos-benefícios ambientais e a sua relação com os custos-benefícios económicos.

Apresenta-se neste artigo uma metodologia integradora que permite avaliar o desempenho económico e ambiental de sistemas. Aplicou-se a metodologia a um sistema agrícola. A agricultura é um sector produtivo de elevada importância, pelo seu valor estratégico, social, económico e ecológico. Muitos estudos energéticos e/ou económicos têm sido feitos sobre sistemas agrícolas [LEACH 1976; STANHILL 1984; CARY 1985; PELLIZZI *et al* 1988; PALONEN & OKSANEN 1992]. Os valores obtidos não são comparáveis devido à inexistência de uma uniformização comum que a cada valor faça corresponder um sistema cultural completamente definido. O sistema não é totalmente quantificado, recorrendo-se frequentemente a descrições qualitativas. Os dados assim gerados são pouco generalizáveis para estudos posteriores [PALONEN & OKSANEN, 1992].

1 JUNITEC - Júnior Empresas do Instituto Superior Técnico
Av. Manuel da Maia, nº36 c/v dtº. 1000 Lisboa.
Tel: (01) 846 10 70; Fax: (01) 846 10 71
[2] Dep. Física - Instituto Superior Técnico
[3] Secção de Termodinâmica Aplicada - Dep. Mecânica - Instituto Superior Técnico.

A metodologia aqui apresentada constitui-se como um modelo de análise que soluciona os problema anteriores. Partiu-se da análise tradicional de sistemas de produção de BOUSTED & HANCOCK [1978], introduziram-se as simplificações inerentes a sistemas agrícolas [LEACH,1976] numa contabilização geral que quantifica todo o processo produtivo agrícola eliminando a descrição qualitativa patente em todas as análises, mesmo as mais paradigmáticas [PALONEN & OKSANEN, 1992],

Esta metodologia parte do trabalho desenvolvido na análise energética de sistemas agrícolas DOMINGOS [1995], BORBA *et al* [1995], BORGES [1995], ESTEVES *et al* [1995], na secção de Termodinâmica Aplicada do Dep. Eng. Mecânica do Instituto Superior Técnico e de CANAVEIRA *et al* [1995] e CANAVEIRA & SILVA [1995].

Esta metodologia está a ser desenvolvida no âmbito do projecto MISART - Modelação Integrada de um Sistema Ambiental, Rural e Turístico. Pretende-se desenvolver um modelo de desenvolvimento do mundo rural, que seja simultaneamente económica e ecologicamente sustentável. O modelo é aplicado a um estudo de caso: a Quinta da França, localizada na Cova da Beira.

3. METODOLOGIAS DE ANÁLISE

A contabilização económica e ecológica de sistemas agrícolas é elaborada a partir de folhas de cultura. Estas consistem na descrição e contabilização de operações, factores de produção e produtos, isto é, informação descritiva sobre o processo cultural e quantificação dos montantes económicos e energéticos envolvidos. Estas folhas poderão ser generalizáveis a outras culturas, e a sua utilização extensível ao apoio à decisão em empresas agrícolas ou a auditorias energéticas nestes sistemas.

As folhas de cultura encontram-se organizadas segundo agrupamentos de encargos e de receitas (análise económica) e de entradas e saídas (análise energética). Registam-se as operações de maquinaria necessárias (2 lavouras, 1 gradagem, etc.), as quantidades de factores de produção necessários (peso de sementes, adubos e agroquímicos) e as quantidades de produção esperadas (peso de sementes, palhas e fenos). Os valores quantitativos são multiplicados pelos valores económicos e energéticos unitários obtendo-se os saldos e os indicadores utilizados na análise.

Os valores unitários utilizados encontram-se em base de dados, onde consta para cada produto, o seu valor económico (a preços correntes da campanha de 1994/95, na região da Cova da Beira) e os seus valores energéticos directos, indirectos e totais. Os valores para as operações foram calculados. Os valores da bibliografia utilizados foram: sementes, palhas e fenos segundo JARRIGE [1981]; aço trabalhado, aço sucata, pneus e óleo

segundo BOUSTED & HANCOCK [1978]; adubos e fitofármacos segundo Leach [1976]. Para o gasóleo calculou-se a partir de DGE [1995] e de BOUSTED & HANCOCK [1978]. A mão-de-obra foi obtida segundo valores praticados na região da Cova da Beira na campanha de 1994/95.

Foram utilizadas técnicas da análise energética de sistemas, para a contabilização de fluxos energéticos, avaliando-se o modo como as fontes de energia são usadas para efectuar funções úteis [BOUSTED & HANCOCK,1978]. Para tal, caracteriza-se toda a cadeia produtiva necessária à existência de um determinado produto ou serviço (componente energética da análise de ciclo de vida- ACV[1]). Só foi considerada a cadeia produtiva a montante do processo, logo não foi tida em conta toda a componente energética da análise de ciclo de vida. A cada processo[2] está associado um dispêndio de energia total, que é a energia correspondente a todas as operações necessárias à sua produção. A energia total divide-se em directa e indirecta, sendo a primeira consumida directamente no processo (ex. energia libertada na combustão do gasóleo), e a segunda consumida nos processos a montante do sistema em estudo (ex. energia consumida para extrair e refinar o petróleo, energia de transporte do gasóleo até ao revendedor, etc.).

Existem várias ordens de análise. Uma análise de primeira ordem é a que se obtém de dados directos do processo principal, recorrendo a estimativas para os processos a montante. Uma análise de ordem superior analisa processos sucessivamente mais distantes[3]. A análise efectuada neste trabalho foi de primeira ordem.

A unidade considerada nas folhas de cultura é uma parcela rectangular, com 1 ha, de 200 m de comprimento e situada a 1 km do assento de lavoura. Não foram considerados os custos dos transportes de matérias primas ou de produções de e para o assento de lavoura. As entradas de energia são a energia total associada a cada operação, as energias directas associadas às sementes e as energias totais (directa e indirecta) associadas aos agroquímicos (adubos e fitofármacos) utilizados. As saídas de energia correspondem às energias directas dos produtos comercializáveis.

---

[1] A análise de ciclo de vida consiste numa avaliação sistemática e inventariação exaustiva dos impactos ambientais de duas ou mais actividades alternativas envolvendo um determinado produto ou serviço, num espaço e tempo definidos [Pedersen, 1993]. A análise de ciclo de vida diz-se de berço à cova quando o sistema considerado se inicia nas industrias extractivas e termina com a deposição dos resíduos.

[2] Por processo entende-se: extração de matérias primas, processos industriais, transporte, utilização dos produtos como bens de consumo, deposição dos produtos no fim da sua vida útil como resíduos, etc., isto é: todas as etapas que um bem ou serviço pode sofrer no seu ciclo produtivo [BOUSTED & HANCOCK, 1978].

[3] Exemplo: 1ª ordem, utilização da maquinaria na parcela agrícola; 2ª ordem, produção de maquinaria; 3ª ordem, produção de aço numa siderurgia; 4ª ordem, extracção de minério.

Dada a importância das operações culturais no contexto da produção agrícola aprofundou-se a sua análise (até 2ª ordem). Foi, deste modo, constituída uma base de dados com informação descritiva e quantitativa sobre a maquinaria necessária para a execução das culturas. Esta informação inclui o preço de compra, vida útil [GUERRERO, 1992], potência e pesos totais, de aço, de pneus e de óleo (segundo catálogos de mercado das principais marcas).

A estimativa do custo energético total associado às operações culturais foi obtida em função do consumo [MENDONÇA E CARNEIRO, 1994b] e da duração da operação [MENDONÇA E CARNEIRO, 1994a]. Considerou-se como entradas energéticas directas a energia libertada na combustão do gasóleo. As entradas energéticas indirectas da operação consistem em: valor indirecto associado ao gasóleo, valor total do óleo consumido e valor de "amortização" da energia incorporada na maquinaria utilizada. Este último é calculado como a diferença entre os valores energéticos da energia capital da máquina no início da vida útil (energia total à saída da fábrica) e no fim (energia equivalente em sucata), dividida pela vida útil da máquina expressa em horas.

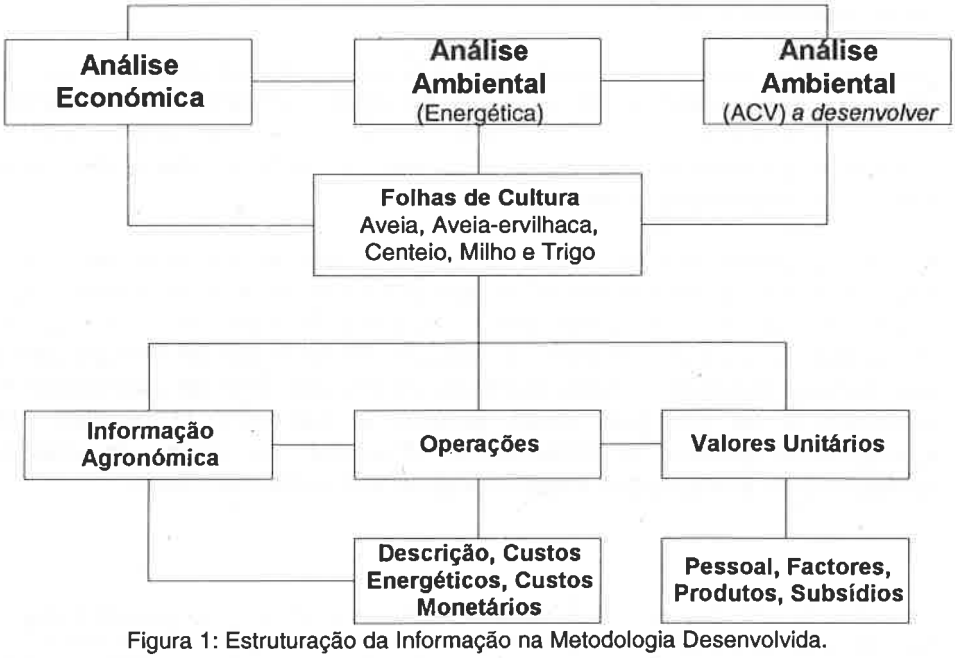


Figura 1: Estruturação da Informação na Metodologia Desenvolvida.

Nas entradas energéticas não se considera a energia solar e o trabalho humano. A energia solar, embora seja uma entrada ecológica de valor elevado, não é um recurso escasso. A energia directa associada ao trabalho humano (metabolismo) é um valor insignificante face às outras entradas. Para a energia indirecta, as estimativas só podem ser obtidas a partir de informação agregada para o total da sociedade. Estas não são consistentes

pois não existe uma metodologia de contabilização que obvie ao problema da dupla contabilização[4] [STANHILL, 1984], nem que uniformize os resultados face a fontes estatísticas diferentes.

O custo económico das operações culturais foi obtido considerando o consumo em gasóleo e em óleo, bem como os custos horários correspondentes a amortização, juro do capital investido e manutenção (segundo metodologia de GUERRERO [1992]).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

O cálculo do valor energético de um produto deve ser obtido por contabilização das variáveis físicas intervenientes no processo. A utilização de outras variáveis para determinação de fluxos energéticos deve ser feita com bastante cuidado pois pode induzir erros.

Pode-se ilustrar esta questão partindo do cálculo da intensidade energética de máquinas agrícolas (usadas nas operações). LEACH [1976] calcula a intensidade energética a partir de quatro factores: consumo de combustíveis, de óleos, de lubrificantes e depreciação.O primeiro problema coloca-se por este autor considerar nulo o valor energético das máquinas no fim da sua vida útil[5]. O segundo problema coloca-se na utilização de razões energia/dinheiro para a obtenção dos valores das energias de depreciação, manutenção e substituição de peças. Para este fim, utiliza-se preço do petróleo *versus* o seu conteúdo energético[6]. Esta contabilização é considerada pelo próprio autor como conducente a resultados incertos

Estas duas razões *per se* geram erros nos valores da intensidade energética das operações, subavaliando-as e distorcendo-as. Na metodologia aqui desenvolvida as estimativas para a análise de primeira ordem são inteiramente realizadas partir de variáveis físicas, obedecendo esta contabilização somente a leis termodinâmicas.

Os consumos energéticos das culturas analisadas são consistentes com os valores existentes na literatura, sendo mais rigorosos pelas razões acima apresentadas (ver quadro 1). As razões energéticas encontradas situam as culturas analisadas na gama das culturas semi e totalmente industriais[7] [LEACH, 1976].

---

[4] A dupla contabilização ocorre sempre que na energia indirecta de um ou mais inputs está contida energia proveniente do próprio processo em análise.

[5] Esta consideração é incorrecta pois grande parte da maquinaria pode ser utilizada no fim da sua vida útil como sucata reentrando no sistema produtivo.

[6] O preço do petróleo é alterado pelo governo, enquanto que o seu conteúdo energético é invariante.

[7] Leach [1976] analisou sistemas culturais em todo o mundo obtendo uma classificação das agriculturas em função da sua razão energética (E_R). A escala utilizada foi: culturas pré-

Existe uma correspondência entre os valores da análise energética e os valores da análise económica. Confirma-se, portanto, a correspondência observada por CONSTANZA & HERENDEEN [1984] e por CLEVELAND [1984]. Esta correspondência só será bi-unívoca quando estiverem internalizados todos os custos e consumos indirectos, as externalidades, e quando estiver contabilizada a acção do Estado [COSTANZA, 1980].

A correspondência é também válida quando se comparam índices obtidos a partir dos dados dos referidos quadros. Podem-se citar como exemplos representativos: a relação linear positiva entre encargos e receitas económicas e entre entradas e saídas energéticas, que transpõe para a análise energética o conceito económico de ganho crescente com o aumento do investimento; a relação linear positiva entre os saldos económicos e energéticos, de que é corolário que a maximização de lucro económico conduz a consumos crescentes de energia; as receitas relativas (que traduzem o valor relativo da produção)[8] são tanto maiores quanto mais intensiva fôr a cultura. Tendência semelhante pode ser encontrada para os encargos relativos[9].

Identificadas estas relações, estão reunidas as condições para estudar diferentes sistemas culturais e introdução de variações tecnológicas, no sentido da diminuição dos *inputs* energéticos e/ou do aumento dos *outputs* energéticos, sem comprometer a rentabilidade económica.

A metodologia aqui desenvolvida é o primeiro passo do desenvolvimento da metodologia integradora do MISART. A partir desta podem-se efectuar as contabilizações que integrem outras componentes e outros níveis de análise. As componentes a integrar futuramente são a análise energética a jusante, os impactes ambientais, os consumos de recursos a montante e a jusante e os fluxos ecológicos directos.

Quadro 1: Comparação das razões energéticas calculadas com a bibliografia.

Cultura	Calculado	Leach [1976]
Feno	6.57	-
Aveia	3.45	2.4
Centeio	3.29	-
Trigo	3.12	4.87
Milho	3.37	2.34

industriais, $E_R>10$; culturas semi e totalmente industriais, $1<E_R<10$; culturas e explorações totalmente industrializadas, $0,1<E_R<1$.

[8] Receitas por kg de biomassa, por entradas energéticas ou por encargos económicos.

[9] Receitas por kg de biomassa, por saídas energéticas ou por encargos económicos.

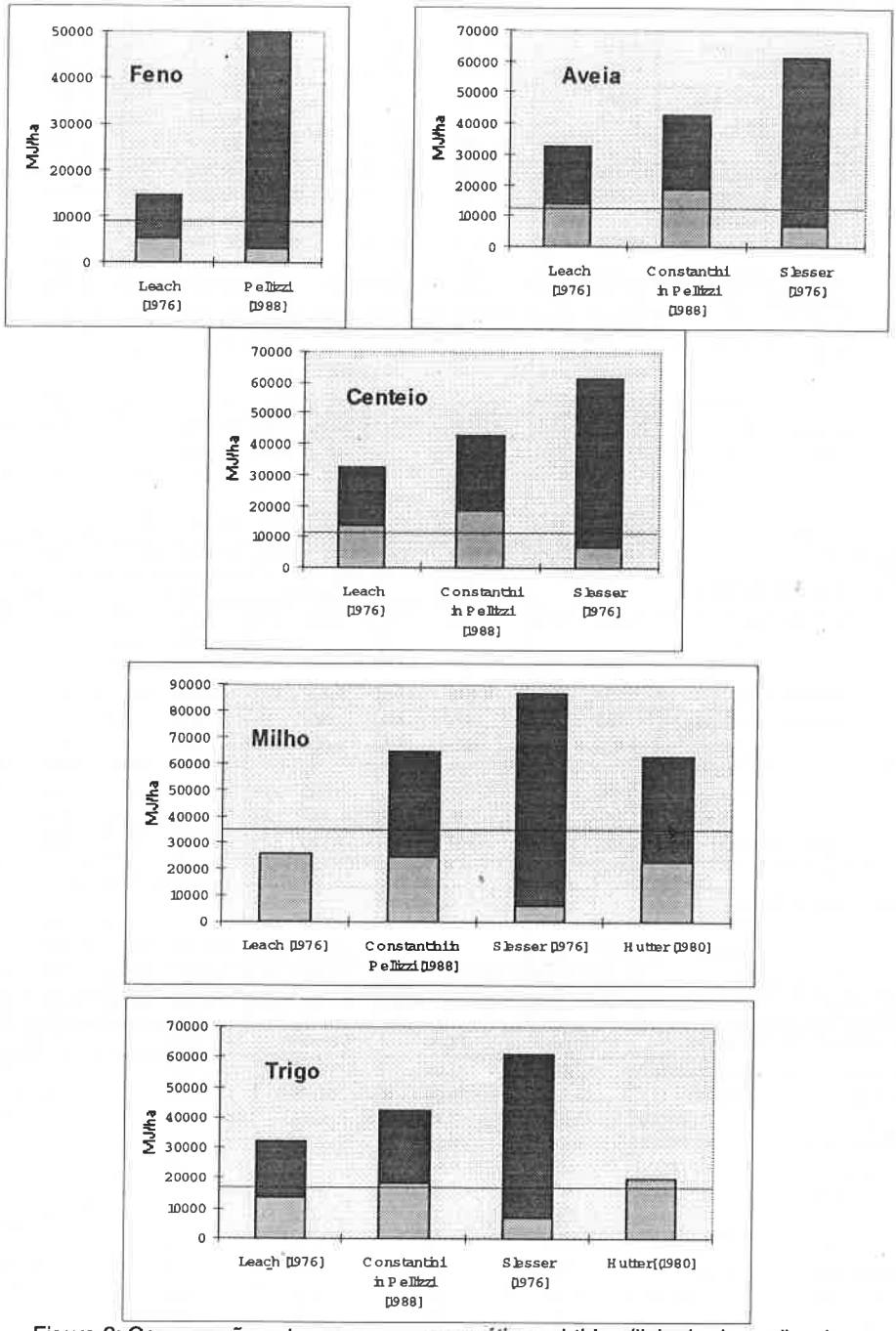


Figura 2: Comparação entre consumos energéticos obtidos (linha horizontal) e da bibliografia (tom claro - valores mínimos ou únicos, tom escuro - valores máximos).

Quadro 2: Valores obtidos nas análises económica e energética e cálculo de indicadores

VALORES MONETÁRIOS (PTE)			Aveia		Feno		Centeio		Milho		Trigo	
encargos	factores	adubo	4 500	11%	1 500	30%	3 000	8%	28 800	13%	10 500	8%
		fitofármacos	-	-	-	-	-	-	7 500	4%	-	-
		semente	5 280	11%	15 760	30%	3 500	8%	26 400	13%	9 000	8%
	factores Total		9 780	20%	17 260	33%	6 500	15%	62 700	33%	19 500	19%
	gerais	empresa	2 355	5%	3 480	6%	2 289	5%	11 988	6%	6 960	6%
		juro	2 525	5%	2 756	5%	2 329	5%	10 040	5%	5 370	5%
	gerais Total		4 880	10%	6 236	12%	4 618	10%	22 027	11%	12 330	12%
	operações	adubação	2 380	5%	2 380	4%	2 380	5%	2 380	1%	7 150	7%
		colheita	10 850	23%	12 060	23%	10 850	25%	10 560	5%	10 850	10%
		manutenção	-	-	-	-	-	-	54 250	28%	32 920	32%
		preparação	16 220	34%	11 370	21%	16 220	37%	30 890	16%	16 220	15%
		sementeira	2 860	6%	2 860	5%	2 860	6%	6 550	3%	2 860	2%
	operações Total		32 310	68%	28 670	55%	32 310	74%	104 630	55%	70 000	68%
encargos Total			46 970	100%	52 166	100%	43 428	100%	189 357	100%	101 830	100%
receitas	produtos	feno	-	-	80 000	69%	-	-	-	-	-	-
		palha	25 000	31%	-	-	20 000	26%	-	-	12 500	5%
		semente	26 000	33%	-	-	19 200	25%	247 500	61%	105 000	45%
	produtos Total		51 000	65%	80 000	69%	39 200	51%	247 500	61%	117 500	50%
	subsídios	área	27 500	35%	-	-	27 500	36%	54 585	13%	55 000	23%
		cofinanciada	-	-	-	-	9 600	12%	97 500	24%	59 500	25%
		produção	-	-	36 000	31%	-	-	-	-	-	-
	subsídios Total		27 500	35%	36 000	31%	37 100	48%	152 085	38%	114 500	49%
receitas Total			78 500	100%	116 000	100%	76 300	100%	399 585	100%	232 000	100%

VALORES ENERGÉTICOS (MJ)			Aveia		Feno		Centeio		Milho		Trigo	
entradas	factores	adubo	5 835	42%	1 945	21%	3 890	34%	14 618	40%	6 756	28%
		fitofármacos	-	-	-	-	-	-	1 000	2%	-	-
		semente	1 904	13%	2 304	25%	1 558	13%	392	1%	3 262	13%
	factores Total		7 739	56%	4 249	47%	5 448	47%	16 010	44%	10 018	42%
	operações	adubação	367	2%	367	4%	367	3%	367	1%	1 101	4%
		colheita	2 030	14%	1 682	18%	2 030	17%	2 099	5%	2 030	8%
		manutenção	-	-	-	-	-	-	11 193	30%	6 744	28%
		preparação	3 083	22%	2 157	24%	3 083	27%	5 902	16%	3 083	13%
		sementeira	441	3%	441	5%	441	3%	807	2%	441	1%
	operações Total		5 920	43%	4 647	52%	5 920	52%	20 367	56%	13 398	57%
entradas Total			13 660	100%	8 896	100%	11 369	100%	36 377	100%	23 417	100%
saídas	produtos	feno	-	-	58 416	100%	-	-	-	-	-	-
		palha	31 193	66%	-	-	24 989	66%	-	-	15 964	21%
		semente	15 871	33%	-	-	12 467	33%	122 572	100%	57 094	78%
	produtos Total		47 063	100%	58 416	100%	37 456	100%	122 572	100%	73 058	100%
saídas Total			47 063	100%	58 416	100%	37 456	100%	122 572	100%	73 058	100%

INDICADORES CALCULADOS		Aveia	Feno	Centeio	Milho	Trigo
encargos/kg de biomassa produzida		15.66	13.04	18.09	25.25	22.63
receitas/kg biomassa produzida		26.17	29.00	31.79	53.28	51.56
encargos/receitas	(PTE/PTE)	0.60	0.45	0.57	0.47	0.44
receitas/encargos	(PTE/PTE)	1.67	2.22	1.76	2.11	2.28
encargos/saídas	(PTE/MJ)	1.00	0.89	1.16	1.54	1.39
receitas/entradas	(PTE/MJ)	1.67	1.99	2.04	3.26	3.18
saldo económico	(PTE)	31 530	63 834	32 872	210 228	130 170
entradas/kg de biomassa produzida		4.55	2.22	4.74	4.85	5.20
saídas/kg de biomassa produzida		15.69	14.60	15.61	16.34	16.24
entradas/saídas	(MJ/MJ)	0.29	0.15	0.30	0.30	0.32
saídas/entradas	(MJ/MJ)	3.45	6.57	3.29	3.37	3.12
entradas/receitas	(MJ/PTE)	0.17	0.08	0.15	0.09	0.10
saídas/encargos	(MJ/PTE)	1.00	1.12	0.86	0.65	0.72
saldo energético	(MJ)	33 404	49 520	26 087	86 195	49 641

5. AGRADECIMENTOS

Este trabalho é apoiado pela Comissão Europeia, através do contrato LIFE94/P/A151/P/01307/CEN com a Junitec - Junior Empresas do Instituto Superior Técnico, e pelo Programa Praxis XXI, através da bolsa PRAXIS XXI/BD/3672/94, atribuída a Tiago Domingos. Agradecemos ao Eduardo Rocha, Gilda Carvalho, Luís Silva, Tiago Ribeiro e Jorge Fernandes, as discussões e a aprendizagem no trabalho em conjunto.

6. BIBLIOGRAFIA

BORBA, J., J.C. PEREIRA & N. MARQUES. 1995. Balanço à Agricultura Portuguesa. *IST*.Lisboa.

BORGES, A.J.. 1995. Estudo de um Tractor Agrícola, Análise do Ciclo de Vida. *IST*. 32 pp. Lisboa.

BOUSTED, I., G. F. HANCOCK. 1978. Handbook of Energy Analysis.*John Willey and Sons*.New-York. 422 pp.

CANAVEIRA, P., L. SILVA, T. DOMINGOS 1995. *Projecto de Investimento - Relatório para Terraprima - Sociedade Agrícola Lda.*, Junitec, Lisboa.

CANAVEIRA, P., L. SILVA 1995. *Proposta de viabilização económica das Herdades de São Marcos e Belver - Relatório para a Liga para a Protecção da Natureza*, Junitec, Lisboa.

CARY, F.C. 1985. Enquadramento e Perfis de Investimento Agrícola no Continente Português. *Banco de Fomento Nacional*, **23**, 2 vols., 275+454 pp.

CLEVELAND, C.J. , R. COSTANZA, C. HALL & R. KAUFMANN. 1984. Energy and the U.S. Economy: a Biophysical Perspective. *Science* **225**: 890-897.

COSTANZA, R. 1980. Embodied Energy and Economic Evaluation. *Science*, **210**: 1219-1224.

COSTANZA, R & R. HERENDEEN. 1984. Embodied Energy and Economic Value in the United States Economy: 1963, 1967 and 1972. *Resources and Energy*, **6**: 129-163.

DGE. 1995. A Gestão da Energia e o Regulamento de Gestão do Consumo de Energia (RGCE). *Direcção Geral de Energia, Lisboa*, 40 pp.

DOMINGOS, J.J.D. 1995. Energia e Ambiente. *Ed. AEIST*. 219 pp. Lisboa.

ESTEVES, L.G., N. RAVARA, J. MEDEIROS. 1995. Análise Energética e Ambiental de Dois Sistemas de Rega. *IST*[*], 90 pp. Lisboa.

GUERRERO, A. 1992. Cultivos Herbaceos Extensivos. *Ediciones Mundi-Prensa, Madrid* 779 pp.

HUTTER, W. 1980. Reflexions Sur le Bilan Énergétique des Cultures. *Cahiers du CENECA*, **121**.

JARRIGE, R. 1981. Alimentacion de los Rumiantes. *Ediciones Mundi-Prensa, Madrid* 697 pp.

LEACH, G. 1976. Energy and Food Production. *IPC Science and Technology Press, London*, 137pp.

MENDONÇA, E.A. & J.B. CARNEIRO. 1994a. Tempos de Trabalho das Principais Tarefas agrícolas. *Instituto de Estruturas Agrárias e Desenvolvimento Rural*. 82 pp.

MENDONÇA, E.A. & J.B. CARNEIRO. 1994b. Custo de Execução das Principais Tarefas Agrícolas. *Instituto de Estruturas Agrárias e Desenvolvimento Rural*. 81 pp.

PALONEN, J. & E.H. OKSANEN. 1992. Labour, Machinery and Energy Data Bases in Plant Production. *CNREE European Cooperative Networks on Rural Energy and Evironment, Food and Agriculture Organization of the United Nations*, 98 pp.

PEDERSEN, B. 1993. Environmental Assessment of Products: A Course on Life Cycle Assessment. *Interdisciplinary Centre Technical University of Denmark. UETP-EEE, Helsinki*, 100 pp.

PELLIZI, G., A.G. CAVALCHINI & M. LAZZARI. 1988. Energy Savings in Agricultural Machinery and Mechanization. *Elsevier Applied Science, London*,143 pp.

SLESSER, M. 1984. Energy Use in the Food-production Sector of the European Economic Community. *Energy and Agriculture, Springer-Verlag*.

STANHILL, G. 1984. Energy and Agriculture. *Springer-Verlag*, 192 pp.

---

[*] Trabalho desenvolvido no âmbito da disciplina Energia e Ambiente, 5º ano da Licenciatura em Engenharia Mecânica - Secção de Termodinâmica Aplicada.

UMA ESTRUTURAÇÃO PARA A GESTÃO DE PROJECTOS INTERDISCIPLINARES EM AMBIENTE

T. DOMINGOS[1,2], T. A. RIBEIRO[1], E. ROCHA[1]

Apresenta-se uma formalização de estruturas para a gestão de projectos interdisciplinares. A formalização permite minimizar o tempo gasto com tarefas organizativas rotineiras e maximizar a eficiência do trabalho de equipas interdisciplinares. Começa-se por definir as entidades essenciais num projecto: recursos, informação, tarefas. Identifica-se depois a melhor classificação para as instâncias destas entidades. Finalmente, a partir desta classificação, gera-se uma divisão global para o projecto que é projectada na organização da informação nos computadores (sendo exactamente a estrutura de directorias nos computadores), na organização de dossiers, pastas e livros nos armários, na divisão de responsabilidades, conhecimento e trabalho segundo as pessoas e na estrutura de contabilização do projecto. Esta formalização está a ser utilizada por uma equipa constituida recentemente para um projecto de modelação ambiental. Pretende-se que constitua uma estrutura de trabalho estável por largos anos e que crie instrumentos de gestão de projectos interdisciplinares transponíveis e alargáveis.

Interdisciplinaridade, organização, informação, gestão, MISART.

1. INTRODUÇÃO

A investigação aplicada no domínio do ambiente é uma actividade interdisciplinar por excelência, incorporando conceitos e informação das áreas das ciências naturais (química, biologia), ciências aplicadas (agronomia, silvicultura, eng. mecânica) e ciências sociais e humanas (economia, história). Este facto implica que a maioria dos projectos envolva pessoas muito diversas em termos de métodos, conhecimento e mesmo forma de apreensão da realidade. Existe muita informação para transmitir, é necessário comunicar com muitas pessoas simultaneamente, e assim o conhecimento que cada pessoa tem do trabalho dos outros é menor.

Tendo em conta estes factos, torna-se fundamental definir e classificar entidades como recursos, informação e tarefas. A análise das estruturas funcionais do projecto constitui o cerne de uma construção sólida de uma equipa interdisciplinar. Uma construção frágil pode deitar por terra equipas com elementos cientificamente brilhantes nas áreas respectivas, justamente porque falha na integração das várias partes.

[1] Junitec - Junior Empresas do Instituto Superior Técnico
Av. Manuel da Maia, 36 c/v D - 1000 Lisboa
Tel: (01) 8461070; Fax: (01) 8461071

[2] Dep. Física - Instituto Superior Técnico
Av. Rovisco Pais - 1096 Lisboa

Uma das funções da gestão de um projecto é associar a cada entidade as suas pessoas: **responsáveis** e **utilizadores** ou **executantes**. Isto é particularmente complexo num projecto interdisciplinar, dado cada pessoa acumular múltiplos papéis em múltiplas entidades. Esta atribuição permite a personalização da estrutura, definindo-se ligações que permitem melhor controlo e manutenção das próprias entidades constituintes da estrutura. Desta forma a estrutura gere-se a si própria, de acordo com hierarquias e atribuições bem definidas, mas de forma flexível e auto-organizada. Simultaneamente, a organização do projecto induz uma estruturação de posses e utilizações.

As classificações afectam toda a organização de um projecto. Permitem a gestão eficiente dos recursos disponíveis e a avaliação da sua utilização segundo perspectivas de custo-benefício. Facilitam a sistematização dos conceitos básicos inerentes ao projecto, tornando coesa a mensagem transmitida. Facilitam a comunicação interna estabelecendo uma linguagem comum entre os elementos da equipa. A um nível mais concreto as classificações afectam a organização da informação nos computadores e os privilégios de acesso. Contribuem para uma organização sistemática e eficiente da informação nos seus suportes materiais e nos projectos e relatórios. Desta forma o trabalho de equipa, uma vez assimiladas as regras e métodos, torna-se mais simples possibilitando melhor comunicação e a criação de sinergias interdisciplinares.

Como resultado lateral, mas igualmente importante, surge a capacidade melhorada de conceber e estruturar projectos de raiz e consequentemente mostrar as qualidades necessárias para os ver aprovados.

O artigo inclui o caso de estudo que serviu de base para este trabalho. Baseia-se na definição e construção de uma equipa de trabalho interdisciplinar que serve de base para a execução do projecto MISART - Modelação Integrada de um Sistema Ambiental, Rural e Turístico, financiado pelo programa LIFE da Comissão Europeia. Este projecto pretende desenvolver um modelo de gestão de áreas rurais, integrando desenvolvimento sócio-económico e considerações ambientais. Distingue-se pela sua preocupação de integração de conhecimento e informação existente, pela sua abrangente interdisciplinaridade e por incluir um caso particular de aplicação de modelos gerais. É assim o objecto ideal para testar esta metodologia.

Não se discute exaustivamente neste artigo a forma como a informação é atribuída à estrutura. De igual forma não se discute o papel do utilizador do sistema, se bem que a sua existência seja naturalmente determinante na construção da estrutura.

2. ENTIDADES

Define-se três tipos de **entidades** no sistema: *recursos*, *informação* e *tarefas*.

Recursos. Existem três tipos de recursos: humanos; financeiros; materiais. Existe uma distinção entre eles pois nem sempre são convertíveis no contexto do projecto (caso de uma propriedade para servir de modelo com características únicas que não se encontra à venda ou é demasiado cara).

Informação. A informação divide-se de acordo com o seu suporte: **material** (documentos impressos, livros, revistas, folhetos); **electrónica** (armazenada em bases de dados, ficheiros, folhas de cálculo); **humana**. A informação pode ser funcional ou descritiva. **Informação descritiva** diz como as coisas são. **Informação funcional** diz como as coisas se fazem. A informação contida em suporte material é de índole descritiva, uma vez que os livros não realizam operações sobre a informação que recebem (apenas os autores o fazem). Já os computadores podem conter informação dos dois tipos, uma vez que as aplicações informáticas, por definição, agem sobre os dados. Note-se que à informação contida no ser humano normalmente dá-se o nome de **conhecimento**, que tanto pode constituir informação descritiva, como informação funcional, estando, no entanto, intimamente ligada à apreensão do exterior pelo indivíduo.

Tarefas. Constituem trabalho específico a ser realizado por *pessoas*. As tarefas exigem *recursos* e *informação* para a sua concretização. As tarefas têm uma hierarquia definida, havendo sub-tarefas e super-tarefas. Têm também tarefas antecessoras e tarefas sucessoras. O objecto da tarefa inclui o âmbito temporal (início e fim), o âmbito temático, os objectivos e as motivações (ou fundamentação). As tarefas têm diferentes *tipos*, associados ao conhecimento de que os *executantes* têm que dispôr para as levar a cabo.

Cada *entidade* do sistema tem *causas*. **Causas** são os diferentes tipos de respostas a perguntas de "porquê". A **causa eficiente** diz qual é a causalidade física, a **causa formal** explica a organização, a **causa material** indica os constituintes e a **causa final** indica a função.

Note-se que uma causa formal num contexto pode ser uma causa material noutro e vice versa. As folhas de papel, no contexto de um relatório, são a causa material. No contexto das próprias folhas, a folha é uma causa formal, e as suas moléculas constituintes são a causa material. Por outro lado, as causas finais e eficientes que são atribuídas também dependem da distância de causalidade que consideramos. Por exemplo, a causa eficiente da existência da equipa técnica do projecto é o financiamento da Comissão

Europeia. Assim, podemos dizer que a causa eficiente dos relatórios é a Comissão Europeia.

Cada entidade tem associados os quatro tipos de causas. A *causa eficiente* dos *recursos* é a compra ou aquisição (de recursos materiais), a obtenção (de recursos financeiros) e a contratação (de recursos humanos). A *causa final* dos *recursos* são as *tarefas* em que participam. A *causa formal* são as suas descrições.

A *causa eficiente* da *informação material* e *electrónica* é a aquisição, a da *informação humana* é a aprendizagem. A *causa formal* da *informação* é *informação*. A *causa material* da *informação* é o seu suporte físico: papel, livros, revistas, computadores. A *causa final* da *informação* são *tarefas* ou *informação*. Qualquer *causa formal* é *informação*.

A *causa formal* das *tarefas* é o seu planeamento. A *causa final* das *tarefas* são os objectivos e as motivações. A *causa material* são as sub-tarefas. A *causa eficiente* das *tarefas* são os *recursos*.

Este artigo é o resultado de uma tarefa: definir a organização do projecto MISART. A *causa eficiente* são os autores, a *causa formal* é a organização do artigo, *a causa material* é o papel onde está impresso (ou o espaço que ocupa no disco rígido), a *causa final* é esta conferência. Os *executantes* são os autores, o *responsável* é o gestor do projecto, o *dono* é a Junitec (entidade promotora do projecto). Os recursos financeiros foram utilizados para remuneração dos autores, os recursos materiais foram os computadores onde o artigo foi escrito e o papel em que foi impresso. A fonte de informação foi o resultado da apreensão da informação bibliográfica, da formação de base dos autores e da experiência adquirida na execução do MISART. O objectivo é a divulgação do trabalho do projecto e o âmbito é o projecto em si.

3. CRITÉRIOS PARA A ESTRUTURAÇÃO

3.1 Definição dos Critérios

A estruturação deve maximizar a eficiência tendo como critérios fundamentais a sua flexibilidade e simplicidade no domínio em questão, respeitando as restrições de consistência e completude. Estes critérios devem reunir o consenso dos utilizadores e facilitar a apreensão do sistema.

- **Flexibilidade**. Capacidade de adaptação do sistema a alterações nas condições de funcionamento.

- **Simplicidade**. Este critério aparentemente trivial poderá ser aquele à volta do qual poderá haver menor consenso já que recorre principalmente a avaliações feitas pelos próprios utilizadores, avaliações essas, que por razões óbvias, são mais dificilmente comparáveis entre si. Os outros critérios dizem mais do sistema em si do que de quem o utiliza. No critério da simplicidade passa-se exactamente o contrário. A simplicidade tem como consequência a facilidade de apreensão e a eficiência na utilização do sistema.

- **Consistência**. Entendida enquanto minimização de ambiguidade. Formalmente, garante que uma divisão tem uma única super-divisão e só estão contidas nela as suas sub-divisões. Na prática, garante que cada entidade tem no máximo um local onde se inserir.

- **Completude**. Garante que o sistema tenha todas as categorias necessárias. Formalmente, garante que uma divisão é igual à reunião das suas subdivisões. Na prática, garante que toda a entidade tem pelo menos um local onde se inserir. Se necessário a completude filosófica é resolvida criando mais uma subdivisão em cada divisão maior que inclui tudo o que não cabe nas outras subdivisões. É uma medida do sucesso da estruturação que esta subdivisão "extra" tenha o mínimo de utilização.

3.2 *Trade-Offs* na Aplicação dos Critérios

Frequência de Utilização. A simplicidade e a consistência poderão entrar em conflito. Consideremos o exemplo da informação. A consistência garante que quando se procura um item novo o encontramos. A simplicidade preocupa-se em guardar no mesmo local informação que é utilizada ao mesmo tempo. Isto indica que a preocupação se deve centrar na simplicidade quando a informação é utilizada muitas vezes e na consistência quando a informação é pouco utilizada. Pode-se assim deduzir que a informação que está a ser usada e alterada com frequência (tarefas em execução) está arrumada eficazmente e que a informação mais estável (como é o caso de arquivos) está arrumada consistentemente. Esta ordem de ideias está de acordo com a memória que os utilizadores detêm do sistema. Quando a frequência de utilização é maior não há tanta necessidade de consistência/rigidez na organização da informação porque as pessoas sabem onde as coisas estão. Quando a informação é raramente acedida é necessário que as coisas estejam colocadas segundo critérios racionais inerentes à própria informação.

Comportamento Face ao Tempo. Existe outro *trade-off*, entre os benefícios a curto prazo e os benefícios a longo prazo provenientes da estruturação. A curto prazo, é bom que a estruturação seja rapidamente apreensível pelas

pessoas e esteja bem adaptada ao trabalho actualmente em mãos. A longo prazo, uma estruturação conceptualmente sólida será mais durável.

Comportamento Face ao Indivíduo e ao Uso. Por um lado, pretende-se obter uma estruturação que surge naturalmente a partir da actual organização (i.e. a estruturação adapta-se aos usos). Isto facilita a personalização da estrutura e tende a contrariar uma formalização excessiva. Nomeadamente, pretende-se que, na medida do possível, cada utilizador possa ter a sua "visão" do sistema, e actuar de acordo com ela. Por outro lado, pretende-se que essa classificação incorpore certos princípios fundamentais, aos quais o trabalho se deve submeter (i.e. os usos adaptam-se à classificação), evitando o colapso da estrutura que ocorre devido à criação de demasiadas excepções.

4. RESULTADOS

O trabalho anterior conduziu a uma organização, reproduzida tal como utilizada pelo projecto MISART (Fig. 1).

Os *Recursos* foram divididos segundo a sua classificação própria, fazendo-se só uma separação nos recursos materiais entre os informáticos e outros (referidos como Logística).

As *Tarefas* foram organizadas segundo três tipos de causas finais (objectivos).

1. O ciclo natural de um projecto em ambiente: caracterização, recolha de informação, modelação, projecto, avaliação.

2. Subconjuntos do mundo (floresta, agricultura, turismo, etc.).

3. Destinatário da tarefa: trabalho destinado a relatório externos (financiador do projecto), artigos (revista), comunicações (conferência), propostas de financiamento (financiadores) e formação (membros do projecto).

Parte da *Informação* utiliza as classificações criadas para as outras entidades. A informação que está associada a tarefas é colocada em *Tarefas*. A restante é colocada em *Conhecimento*, em função das disciplinas científicas convencionais. É uma divisão facilmente identificável com a formação de base das pessoas e com as classificações bibliográficas, embora tenha a desvantagem, particularmente grave num projecto interdisciplinar, de reforçar as compartimentações habituais. Esta desvantagem pode ser combatida com a criação atempada e suave de

Interdisciplinas. Finalmente, informação sistemática está organizada em bases de dados, saindo do âmbito deste artigo.

1.Recursos	**TR**	3.12.Eng. Química	GC
1.1.Financeiros	TR	3.13.Informática	JF+NT
1.2.Informáticos	JF+NT	3.14.Ambiente	TD
1.3.Humanos	SC	4.Tarefas	**TD**
1.4.Logística	SC	4.1.Planeamento	TD
2.Externo	**TD**	4.2.Software Genérico	JF+NT
2.1.Contactos	SC	4.3.Relatórios Externos	TD
2.2.Documentos Públicos	TD	4.4.Comunicações & Artigos	TD
3.Conhecimento	**TD**	4.5.Desenvolvimento Software	JF+NT
3.1.Agronomia	PC+LS	4.6.Caracterização QF	PC
3.2.Ecologia	PC	4.7.Caracterização da Região	HR
3.3.Recursos Naturais	LS	4.8.Organização de Informação	TD
3.4.Economia	TR	4.9.Projecto e Avaliação - QF	TD
3.5.Gestão	TR	4.9.1.Interáreas	TD
3.6.Ética	TR	4.9.2.Agrícola	PC+LS
3.7.Direito	TR	4.9.3.Florestal	LS
3.8.Etnografia	HR	4.9.4.Cinegético	HM
3.9.Turismo	HR	4.9.5.Áreas Húmidas	PC
3.10.Arquitectura	JM+IC	4.9.6.Turístico	FA
3.11.Eng. Mecânica	LAS	5.Tarefas Arquivadas	**TD**

Fig 1 - Estrutura obtida (siglas dos responsáveis por cada área).

O *Externo* é organizado segundo as entidades externas. A criação da divisão específica *Externo* obriga, por exemplo, a distinguir claramente entre documentos de trabalho, internos, e documentos para ser apresentados publicamente. É uma situação típica a confusão entre relatórios internos e relatórios externos, de índole científica ou de índole administrativa. A definição de domínios de residência e de estrutura clarifica substancialmente as situações dúbias.

Assim, cada uma das grandes divisões tem um critério de organização diferente. A divisão *Externo* organiza-se segundo os destinatários, a divisão *Interno* organiza-se segundo os recursos, a divisão *Tarefas* organiza-se segundo as tarefas, o *Conhecimento* organiza-se segundo disciplinas científicas.

5. DINÂMICA DA ESTRUTURA

A dinâmica das *Tarefas* é o motor do projecto. As relações geracionais entre tarefas definem a dinâmica do todo, influenciando naturalmente a dinâmica das restantes entidades. Por outro lado, o que é normalmente tido em conta

aquando da avaliação preliminar do projecto é o plano de trabalho, o que indica que esta organização é justamente aquela que à partida se encontra melhor definida, até por contingências de âmbito contratual. No entanto, situações inesperadas surgem frequentemente em domínios da investigação ambiental, fruto das relações altamente não-lineares e pouco compreendidas das componentes dos sistemas ambientais. Assim opta-se por delinear uma estratégia organizativa baseada numa prossecução não estritamente sequencial das tarefas. Havendo necessariamente tarefas que têm que preceder outras, elabora-se uma aplicação em duas fases de cada tarefa: fase nuclear da tarefa e fase acessória.

A tarefa tem mais recursos a si afectados na fase nuclear, pois é nesta fase que se realiza a parte principal do trabalho. Na fase acessória as tarefas orbitam em torno de outras tarefas, quer recolhendo destas exemplos para refinamento de resultados, quer providenciando matéria susceptível de tornar mais eficiente ou completa a tarefa principal.

Desta forma existe uma ligação íntima entre a dinâmica das *Tarefas* e dos *Recursos* a elas associados. Tipicamente em projectos interdisciplinares existe conhecimento que não está contido na equipa de trabalho. Nestes casos pode-se adquirir o conhecimento ao exterior ou optar por formar nesse assunto alguém da equipa (ou ainda introduzir alguém novo na equipa). Nestes casos, a junção das noções de consistência e completude leva à necessidade de distinguir conhecimento fulcral de conhecimento acessório. Todo o conhecimento fulcral deve estar disponível na equipa. Tanto a simplicidade como a flexibilidade recomendam que novo conhecimento situado na orla de conhecimento já existente deva ser apreendido; a primeira porque tal será rápido e não implica um acréscimo de entropia organizativa, a segunda porque habitua os elementos a uma dinâmica intelectual, fundamental para o bom sucesso deste tipo de equipas. Quanto aos recursos materiais, estes devem ser afectados mediante análises de custo-benefício.

A gestão de informação e a sua afectação à estrutura também são dinâmicas. Quando uma tarefa é iniciada é criada na estrutura informacional um local para ela (por exemplo, uma directoria). Quando uma tarefa termina, esse local desaparece (a sua directoria é eliminada). Neste último caso, a informação é redistribuída pela estrutura conforme as suas características. Os documentos públicos produzidos são colocados na directoria de documentos públicos e enviados para a biblioteca. Outros relatórios são colocados no *Conhecimento* ou na super-tarefa na qual a tarefa estava incluída. O que sobrar e se considerar importante é arquivado (*Tarefas Arquivadas*).

A organização da informação segundo tarefas é assim necessariamente contingente. A divisão do conhecimento, em contrapartida, pretende-se que

seja o mais imutável possível, adaptando-se principalmente às grandes evoluções desse conhecimento.

Cada uma desta divisões é apoiada por intermédio de aplicações. O *Conhecimento* contém uma base de dados de bibliografia e citações. O *Externo* estrutura-se em torno de uma base de dados de contactos. As tarefas estão organizadas em Microsoft Project.

Cada pessoa pode criar transformações personalizadas da estrutura conjunta, de acordo com a sua forma pessoal de trabalho. Um exemplo corrente é a criação de grupos no *Program Manager*, que adapta a estrutura pré-definida à sua própria organização de ficheiros. A utilização destas potencialidades melhora a eficácia pessoal, mas não dispensa do conhecimento da organização geral.

Os registos das bases de dados de contactos e bibliografia têm associados os "interessados". Com um única pesquisa, cada pessoa pode trabalhar só com os "seus" registos, na "sua" base de dados que é uma projecção da base de dados global. Na base de dados de bibliografia, existe forma de automaticamente enviar registos aos outros utilizadores. Desta forma garante-se a circulação de informação. A associação destas aplicações ao correio electrónico pemite uma distribuição mais rápida, eficiente e completa da informação.

Dada a integração pretendida para o projecto, não é possível compartimentar informação organizada informaticamente em folhas de cálculo e bases de dados (a mesma folha de cálculo tem simultaneamente informação económica, ecológica, cultural). Além disso, estas ferramentas fornecem melhores formas de arrumar a informação que a estrutura de directorias do sistema operativo. Desta forma, opta-se por classificar estas ferramentas no nível hierárquico mínimo que garante que todas as entidades representadas nas aplicações se encontram abaixo desse nível. Apesar de não ser abordado neste artigo, está-se consciente de que o processamento de informação de um sistema informático ultrapassa largamente, quer em quantidade de informação quer em tempo de processamento pelos utilizadores, aquele que se está a considerar nesta estrutura. A proliferação de ferramentas e aplicações assegura que existe sempre uma forma apropriada de tratar certos tipos de informação.

6. CONCLUSÃO

A estruturação obtida, tal como pretendido, constitui a organização da informação nos computadores, sendo exactamente a estrutura de directorias nos computadores. É simultaneamente a organização de dossiers, pastas e

livros nos armários e a divisão de responsabilidades, conhecimento e trabalho segundo as pessoas. Para além disso, constitui o índice do projecto, excluindo a introdução, os objectivos e a fundamentação (que consistem a informação sobre a super-tarefa que é o MISART).

A divisão dos recursos humanos pelas tarefas e pelas áreas de conhecimento tem demonstrado providenciar uma excelente interpenetração da equipa. Beneficia-se quer das vantagens da especialização, quer das vantagens do diálogo e da criação de ligações imprevistas, muitas vezes cruciais no aparecimento de soluções inovadoras. A multiplicidade de "chapéus" e o cruzamento de responsabilidades assegura que, de uma forma sistemática e funcional, todos comunicam com todos, garantindo a coesão da equipa.

7. AGRADECIMENTOS

Este trabalho é apoiado pela Comissão Europeia, através do contrato LIFE94/P/A151/P/01307/CEN com a Junitec - Júnior Empresas do Instituto Superior Técnico, e pelo Programa Praxis XXI, através da bolsa PRAXIS XXI/BD/3672/94, atribuída a Tiago Domingos. Agradecemos ao Nuno Teles e ao Jorge Fernandes, as discussões e a aprendizagem no trabalho em conjunto. À Sofia Cabeleira agradecemos a manutenção da estrutura. A toda a equipa do MISART, agradecemos a sujeição à dinâmica por vezes imprevisível e altamente não linear desta experiência.

UMA METODOLOGIA INTEGRADA PARA A MODELIZAÇÃO ESTOCÁSTICA DE SISTEMAS AMBIENTAIS NA INDÚSTRIA MINEIRA

H. GARCIA PEREIRA[1], A. SOARES[2] e L. RIBEIRO[2]

RESUMO

No âmbito do projecto BRITE EURAM II "Environment Simulation and Impact Assessment System for the Mining Industry", foi desenvolvida uma metodologia integrada para abordar os problemas ambientais na industria mineira. O caso de estudo aqui apresentado é uma ilustração dessa metodologia para as condições específicas da Mina de sulfuretos complexos de Neves-Corvo. Os resultados atingidos referem-se ao planeamento e optimização da rede de monitorização de variáveis ambientais, à biomonitorização da qualidade do ar e sua modelização geoestatística, à simulação estocástica de imagens de poluição, à previsão de cenários extremos da qualidade da água de uma ribeira e ao tratamento da informação geohidrológica através de sistemas de informação geográfica.

PALAVRAS - CHAVE : Indústria Mineira, Abordagem Sistémica, Modelização Estocástica

1. INTRODUÇÃO

Apesar da sua importância económica e social, a indústria mineira deixa transparecer uma certa imagem negativa, conotada com o seu baixo nível tecnológico geral e forte impacte ambiental. Estas componentes negativas podem ser minimizadas através de uma abordagem sistémica das operações mineiras em que as modernas tecnologias de captura, tratamento

[1] Professor Catedrático do IST. Centro de Valorização de Recursos Minerais (CVRM) - Av. Rovisco Pais, 1096 Lisboa Codex. Tel.: 01 841 72 47. Email ncmrp@alfa.ist.utl.pt
[2] Professor Auxiliar do IST. Centro de Valorização de Recursos Minerais (CVRM) - Av. Rovisco Pais. 1096 Lisboa Codex. Tel.: 01 841 72 47. Email ncmrp@alfa.ist.utl.pt

e cruzamento da informação relevante para a tomada de decisões constituam uma base sólida para um planeamento global da actividade extractiva que contemple a interacção com o ambiente. Para que esta interacção seja adequadamente modelizada e integrada nos planos de produção ao longo da vida útil da mina (incluindo o *reclaiming*), é necessário dispor de um cenário de referência correspondente à situação de não-actividade (*base line*) e de uma amostragem espacio-temporal de um conjunto significativo de variáveis indicadoras do impacte desta actividade económica, em diferentes períodos de tempo, sobre os sub-sistemas ambientais envolventes da mina : água, ar, solos, *etc.*

Para responder aos objectivos de previsão em condições de incerteza e para quantificar os riscos ambientais associados à indústria mineira, a informação incompleta e fragmentária obtida pela monitorização das variáveis consideradas relevantes tem de ser integrada numa metodologia genérica de modelização estocástica, baseada na análise multivariada de dados, geoestatística espacio-temporal, análise de imagem, inteligência artificial e investigação operacional. Esta metodologia beneficia largamente do *know-how* existente no planeamento mineiro (teoria da amostragem, cálculo geoestatístico de reservas, *production scheduling*) e integra-se de um modo sistémico nos objectivos estratégicos da indústria extractiva moderna.

2. METODOLOGIA INTEGRADA DE MONITORIZAÇÃO E MODELIZAÇÃO

As características específicas das variáveis ambientais que são monitorizadas na indústria mineira exigem o desenvolvimento de metodologia própria, cujos contornos podem ser estabelecidos a partir da estimação e simulação multidimensional de atributos espacio-temporais, condicionados pela actividade de exploração.

Esta metodologia baseia-se na articulação entre modelos estocásticos (geoestatística espacio-temporal) e modelos numéricos (dispersão de poluentes), com vista a prever o impacte da actividade mineira em vários sub-sistemas naturais, situados na área de influência da mina (solo, ar, águas subterrâneas, águas superficiais, fauna e flora). Baseando-se em registos históricos de variáveis monitorizadas, a metodologia combina a análise exploratória de dados com a integração sistémica (*cf.* Fig. 1), com o objectivo de estabelecer a relação de interdependência entre os sub-sistemas e as fontes dos impactes decorrentes da actividade mineira (pilhas de concentrado, transporte de minério, descarga de efluentes, barragens de rejeitados).

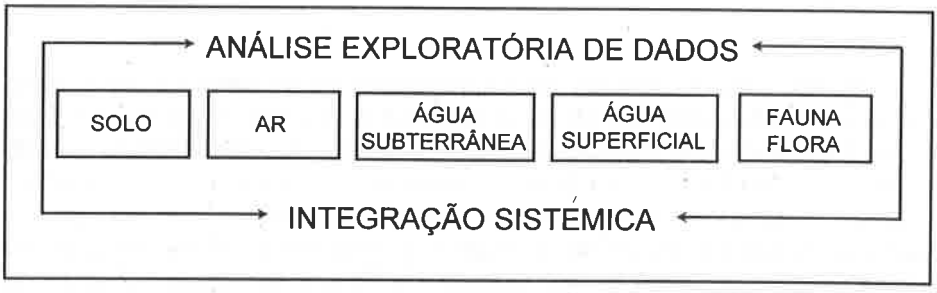


Fig. 1 - Metodologia de modelização de categorias de impactos ambientais (Pereira, *et al.*, 1995).

A metodologia proposta permite criar uma interface coerente entre os Programas de Monitorização e o Sistema de Informação Geográfica, por forma a que o planeamento e controlo ambientais se baseiem nos *outputs* dos modelos (em formato ARC/INFO), os quais traduzem a representação actual (sujeita a uma actualização contínua) do estado de conhecimento do sistema, em vez de recorrer aos dados brutos, onde existem problemas de incerteza e de falta de representatividade dos valores amostrados (*cf.* Fig. 2).

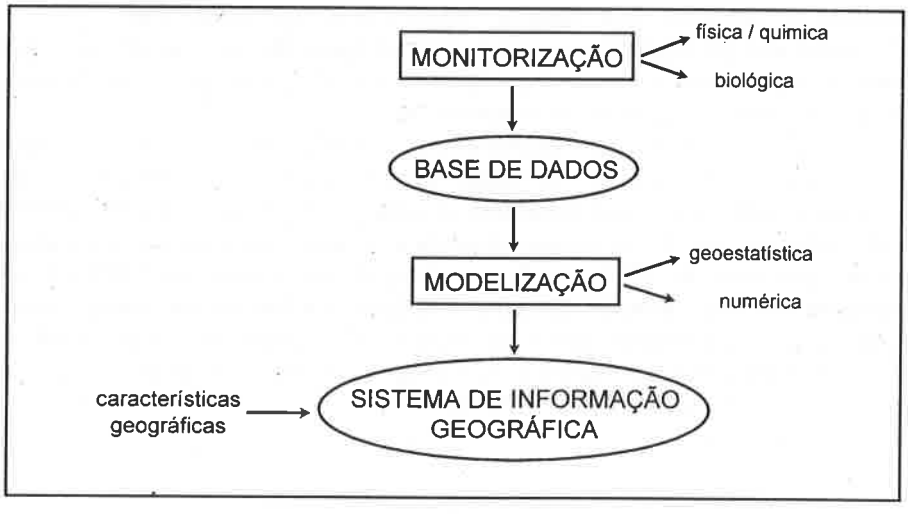


Fig. 2 - Sequência de integração dos dados ambientais (Pereira, *et al.*, 1995).

Uma apresentação detalhada da metodologia é feita em Pereira, 1995.

3. APLICAÇÃO AO CASO DE NEVES-CORVO

Neves Corvo é uma das mais importantes minas metálicas da Europa, produzindo anualmente 1,8 Mt de minério contendo 150 mt de Cu e 5,5 mt de Sn. A extracção do material efectua-se a uma profundidade média de 800 m, havendo interacção, durante o processo de desmonte, com um aquífero profundo. A água necessária para os trabalhos mineiros é bombada para a superfície (efluente da mina) e sujeita a tratamento numa estação de depuração (ETAM) antes de ser lançada na Ribeira de Oeiras (afluente do Guadiana). Existem diferentes pontos de medida da piezometria e hidroquímica do aquífero, bem como da qualidade da água superficial da ribeira (Ribeiro e Pereira, 1993; Soares *et al.*, 1995). O minério extraído é conduzido para a superfície através de um poço e depositado em pilhas antes de ser submetido a um processo de concentração nas lavarias do Cu e do Sn. Estas pilhas (e aquelas onde se acumula o concentrado antes de ser expedido) são eventuais fontes de poluição atmosférica por metais pesados. A monitorização das poeiras existentes na atmosfera é efectuada por dois tipos de deposímetros (direccionais e horizontais), estando em curso um programa de bio-monitorização por transplantes de líquenes, o qual apresenta vantagens consideráveis sobre a amostragem física (Pereira *et al.*, 1995). Os efluentes das lavarias são depositados numa barragem de rejeitados de descarga nula, situada a alguns quilómetros da mina.

Uma vez identificados os principais sub-sistemas em interacção com o ambiente, aplicou-se a metodologia desenvolvida, ajustando-se os modelos às especificidades das variáveis monitorizadas.

Assim, no que diz respeito ao sub-sistema referente à água subterrânea, foi efectuada a estimação geoestatística da morfologia do topo do aquífero, calculando, por *krigagem*, o valor mais provável da piezometria numa malha de 100 x 100 m que recobre a área em estudo. Os resultados, para a *base line* de 1982 e para a situação perturbada de 1989, foram integrados no *GIS*, através de uma interface. Obtiveram-se assim, como *output* do *GIS*, os mapas das Figs. 3(a) e 3(b), onde se pode visualizar, sobre a mesma base cartográfica, a evolução da piezometria em curvas de isovalores e em secções representativas.

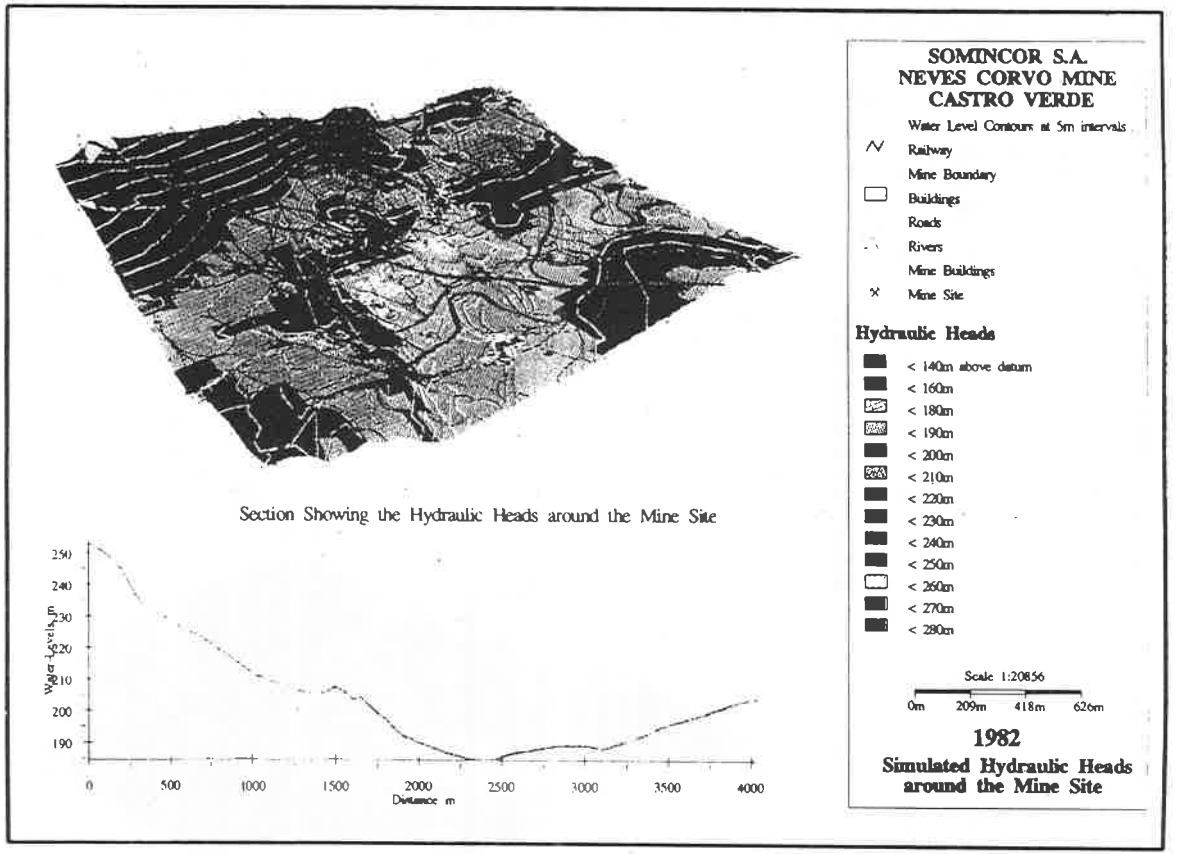


Fig. 3(a) - Resultados da modelização da piezometria (baseline de 1982)

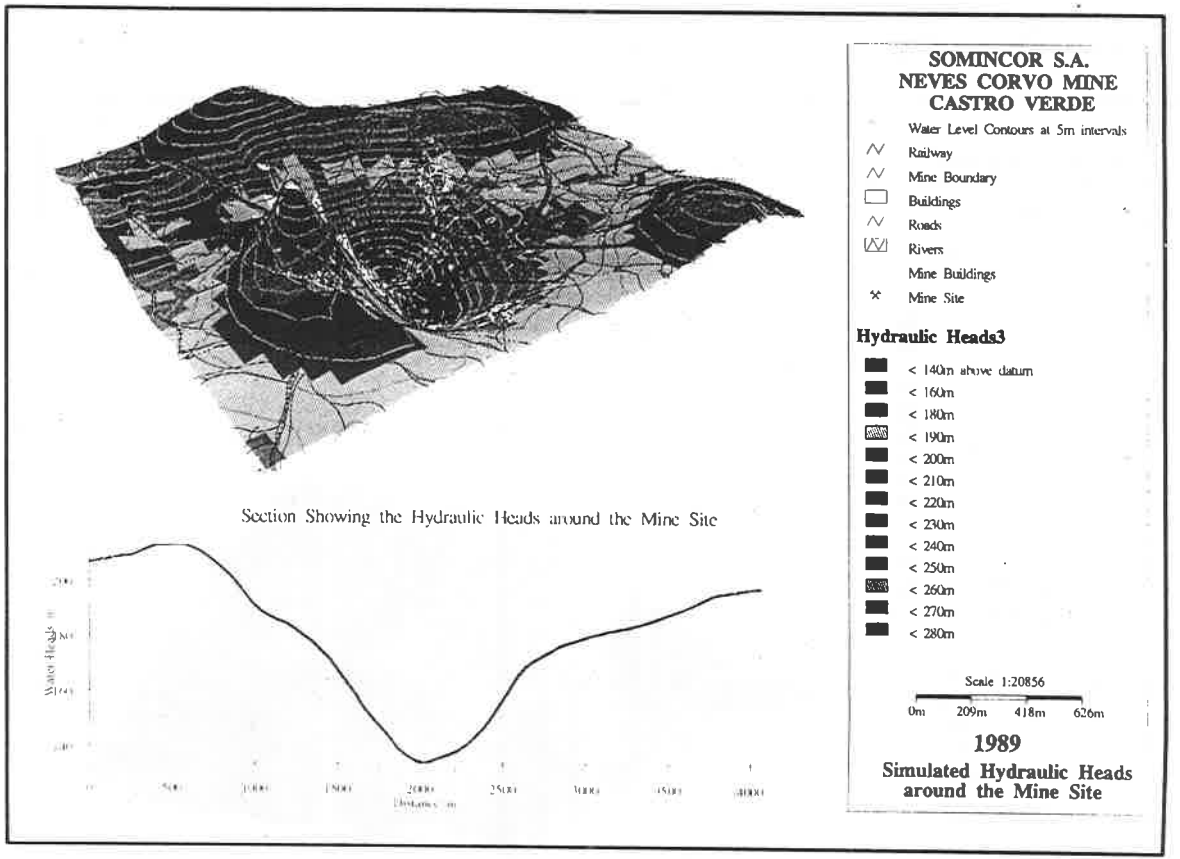


Fig. 3(b) - Resultados da modelização da piezometria (situação perturbada de 1989)

No que diz respeito às variáveis hidroquímicas que são monitorizadas no aquífero (SO_4^{2-}, Mg^{2+}, Ca^{2+}, sólidos totais em suspensão (SST), conductividade (Cond), Na^+, Cl^-, HCO_3^- e pH), o primeiro passo da metodologia consistiu na aplicação da Análise em Componentes Principais, com o objectivo de sintetizar, num único índice, a qualidade da água presente no aquífero (*cf.* Fig. 4).

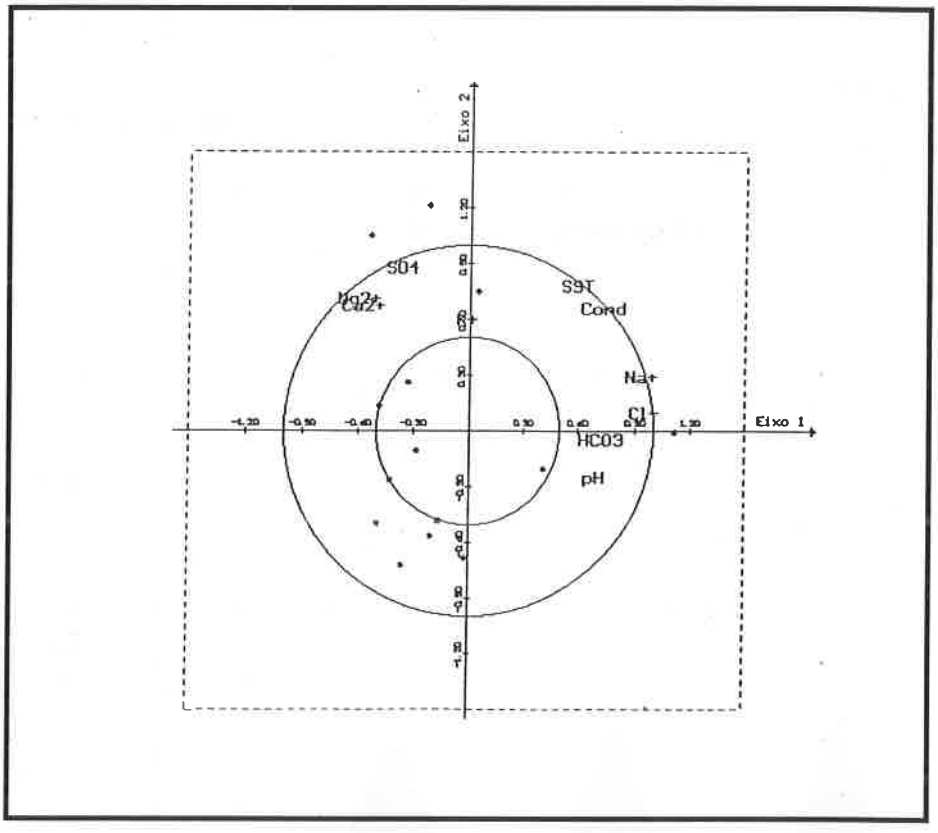


Fig. 4 - Projecção, no primeiro plano factorial (inércia explicada = 92.8%), dos resultados da ACP para as amostras de Outubro de 1989 relativas à monitorização da qualidade da água do aquífero.

O índice obtido representa a passagem da água fóssil (anterior aos trabalhos mineiros), caracterizada por elevado teor em cloretos (cujas amostras se projectam no semi-eixo 1 positivo) para a água recente, que atravessou o corpo mineralizado e o enchimento cálcico, e cujas amostras se projectam no semi-eixo 1 negativo e semi-eixo 2 positivo. Fazendo a representação, no *GIS*, do índice referente aos sulfatos, obtém-se a Fig. 5, que mostra a evolução, em profundidade e no tempo, da qualidade da água do aquífero, no que diz respeito ao seu carácter ácido.

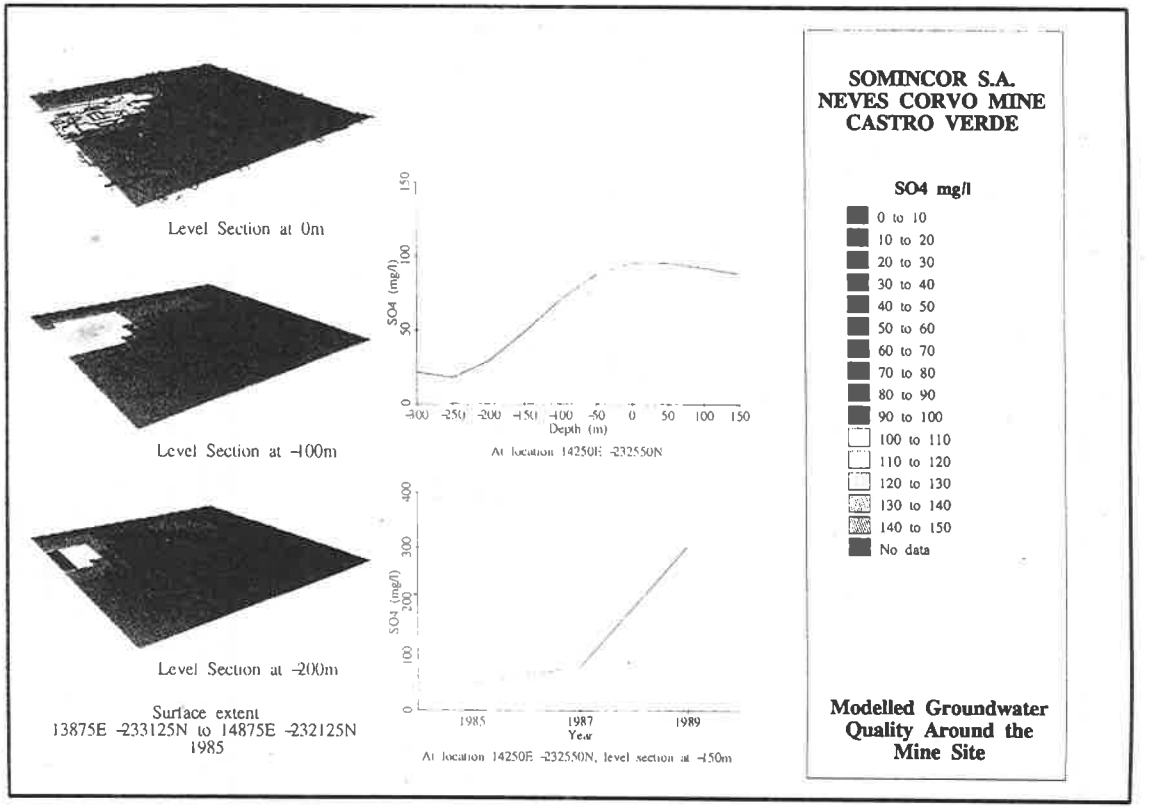


Fig. 5 - Evolução, em profundidade e no tempo, da qualidade da água do aquífero, no que diz respeito à acidez

No que diz respeito à modelização da qualidade da água na Ribeira de Oeiras, foi aplicada a metodologia geoestatística descrita em Soares *et al.*, 1995 e Patinha e Soares, 1996, com o objectivo de simular o comportamento espacio-temporal das variáveis monitorizadas (pH, conductividade (Cond) e oxigénio dissolvido (DO)). Construindo o modelo com base nos dados de 1992/93 e aplicando-o ao período de Outubro de 1993 a Outubro de 1995 (simulação de 100 dias), calculou-se a probabilidade de 15 %, relativa ao cenário mais defavorável da ocorrência conjunta de valores extremos das três variáveis (pH>8,2, Cond>2067 e DO<65). Esta probabilidade coincide, a menos de 3 décimas, com a frequência relativa observada nas séries reais para o mesmo período, validando-se assim o modelo.

No que diz respeito à modelização da dispersão das poeiras na atmosfera, o primeiro passo da metodologia (Pereira, 1995) consistiu na avaliação crítica do processo de monitorização das partículas de Cu utilizado como rotina na envolvente de Neves-Corvo (deposímetros direccionais e horizontais). O estudo feito permitiu comparar os resultados obtidos pela bio-monitorização por transplantes de líquenes expostos durante 2 a 3 meses ao efeito das partículas com a amostragem física efectuada nos deposímetros. Este estudo permitiu retirar a conclusão de que os deposímetros horizontais não são adequados para esta monitorização e encontrar uma correlação entre o teor de Cu nos deposímetros direccionais e nos líquenes, produzindo-se ainda um novo plano para a localização óptima dos deposímetros direccionais, atendendo aos resultados da bio-monitorização. Uma vez optimizado o sistema de captura de dados, aplicou-se o modelo de dispersão (*gaussian plume*) para prever, no tempo, as concentrações relativas das partículas de Cu no ar, calibrando-se o modelo através dos resultados obtidos nos líquenes. A dispersão espacial da nuvem poluente foi também simulada pela metodologia apresentada em Branquinho *et al.*, 1996, produzindo-se imagens equiprováveis da forma da pluma acima de um dado limiar crítico de concentração de partículas.

4. CONCLUSÕES

Para cada uma das categorias de impacte ambiental identificados num modelo conceptual relacionando os dados ambientais com as respectivas fontes na envolvente da Mina de Neves-Corvo, foi estabelecida uma metodologia genérica de modelização que consiste na combinação de uma Análise Exploratória de Dados (*Data Driven Approach*) com uma integração sistémica, tomando em conta a interacção não-linear entre a exploração da jazida e outros recursos naturais localizados na envolvente da mina. A detecção das estruturas espacio-temporais que emergem da

informação de partida foi efectuada pela Análise Multivariada de Dados e pela Geoestatística e a estimação do valor provável e simulação de imagens equiprováveis das variáveis pertinentes numa malha compatível com o *GIS* foi efectuada pela Geoestatística conjugada com Modelos Numéricos. A representatividade dos dados a introduzir no *GIS* é garantida pelas medidas de incerteza produzidas pelos modelos, em especial no que diz respeito à abordagem do problema da conectividade entre valores extremos por *Stochastic Imaging*. Assim, tornou-se possível complementar as potencialidades gráficas do *GIS* com as capacidades predictivas dos modelos.

5. AGRADECIMENTOS

À DG XII da UE agradece-se a autorização para publicar estes resultados. À Administração da SOMINCOR agradece-se a disponibilização dos dados para ensaiar os modelos, bem como a sua participação na validação e crítica.

6. REFERÊNCIAS

BRANQUINHO, C.; PEREIRA, M.J.; SOARES, A.; CATARINO, F. 1996. Modelização espacio-temporal da qualidade do ar através da implementação de um sistema de Bio-monitorização. Neste volume.

PATINHA, P.; SOARES, A. 1996. Simulação estocástica de séries espacio-temporais: aplicação ao controlo de poluição de uma ribeira. Neste volume.

PEREIRA, H.G. 1995. Environmental simulation and impact assessment system for the mining industry. *Workshop on Mining and Tunnelling Technologies.* EU DG XII. Delphi.

PEREIRA, H.G.; SARMENTO, P.; REAL, F.; FRANCO, A. 1995. Implementação de um sistema de informação geográfica para o controlo e planeamento ambiental na indústria mineira. *Ingenium.* 2ª Série, **2**, p. 104-108.

PEREIRA, M.J.; BRANQUINHO, C.; SOARES, A. 1995. Modelling air pollution in a copper mine by using physical and biological monitoring. *Air Pollution III*, **2**. Computational Mechanics Publications. p. 49-58.

RIBEIRO, L.; PEREIRA, H.G. 1993. Contribution of spatio-temporal statistics to environmental monitoring in mining. *First SETAC World Congress on Ecotoxicology and Environmental Chemistry.* Lisboa.

SOARES, A.; PATINHA, P.; PEREIRA, M.J. 1995. Stochastic simulation of space-time series: application to a river water quality modelling. *Geostatistics for Environmental and Geotechnical Applications.* Philadelphia. USA.

POLÍTICA E GESTÃO AMBIENTAL

A SOCIOLOGICAL PERSPECTIVE ON ENVIRONMENTAL PROBLEMS*

Riley E. DUNLAP **

INTRODUCTION

The weak relationship between objectively measured levels of environmental deterioration and societal awareness and concern over such deterioration has often been noted. In past decades, for example, environmental pollution sometimes reached severe levels without generating much public concern, while more recently societal attention to problems like air pollution has varied considerably even when measured levels of pollution changed very little. In emphasizing the incongruence between physical conditions and societal responses, social scientists have provided insights into the "socially constructed" aspects of environmental problems. Sociologists in particular have emphasized the vital roles of environmental activists, scientists and the media in generating societal awareness of environmental degradation as a problem, and the importance of competing interest groups in subsequently providing contrasting explanations of the origins and prescriptions for the solutions of such problems (Hannigan, 1995; Yearley, 1991).

Studies that compare the environmental perspectives of industrialists and environmentalists (Cotgrove, 1982), or of scientists representing industry, government and environmental organizations (Dietz and Rycroft, 1987), provide important insights into the inherent social dimensions of environmental problems. Similarly, theoretical analyses that "deconstruct" environmental problems such as global change can shed light on the ways in which differing formulations of these problems tend to serve various interests groups (Taylor and Buttel, 1992). Such examinations of the nature, roots and implications of differing perspectives on environmental problems, which at a more mundane level may simply involve comparisons of perceptions and

---

* Presented at the 5th National Conference on Environmental Quality, University of Aveiro, Portugal, April 10-12, 1996. This paper draws heavily upon Dunlap (1992) and Dunlap, et al (1994), and some of the material is discussed in more detail in those publications.

** Departments of Sociology and Rural Sociology, Washington State University, Pullman, WA 99164, USA. E.mail: DUNLAPR@WSUVM1.CSC.WSU.EDU

opinions toward the environment across sectors of society or even among nations, are eminently sociological and can provide important insights and useful information (see, e.g., Dunlap, et al., 1993).

Yet, there is a tendency among sociologists and other social scientists to assume that since environmental problems are to some degree socially constructed, the task of the social sciences is to focus on the process of construction to the exclusion of the biophysical conditions prompting the societal attention (Greider and Garkovich, 1994). Thus, one finds sociological analyses of the 1970s' debate over the "limits to growth" that focus on the roles and motivations of the competing interests in that debate with little interest in the societal implications of such limits (Buttel, et al., 1990). Some social scientists go even further and argue that since the social definition of conditions can differ so much from the "objective" physical conditions, there is little if any relationship between "physical reality" and societal perceptions of this reality (Fox, 1990). And finally, others go to the extreme of attributing societal preoccupation with the threat of environmental problems solely to social and cultural conditions, in essence denying the reality of problematic environmental conditions (Douglas and Wildavsky, 1982)[1].

Emphasizing the social aspects of environmental problems, and downplaying the physical conditions themselves, is common within mainstream social science. These disciplines developed during an era of unprecedented growth and technological progress and therefore came to assume that natural resources posed no constraints on modern societies. An eagerness to emphasize their unique subject matters led to rejection of any hint of biological or environmental determinism. Mainstream social science thus came to assume that the exceptional characteristics of Homo sapiens -- language, culture, science, etc.--"exempt" us from environmental constraints, and that the physical environment is little more than a stage upon which societal activities are performed (Catton and Dunlap, 1980; Dunlap and Catton, 1994a). This "human exemptionalism paradigm" is particularly strong

[1]For further documentation of the tendency for sociologists to emphasize the socially constructed aspects of environmental issues, and a critique of this tendency, see Dunlap and Catton (1994a) and Murphy (1995).

in sociology, where it is commonly assumed that the physical environment is relevant only to the extent that it is socially constructed, and that environmental problems are mere social constructions rather than objective conditions (Dunlap and Catton, 1994b; Murphy, 1995).

While its exemptionalist orientation has led mainstream social science largely to ignore environmental problems over the past two decades--or at most to emphasize the socially constructed nature of these problems--a small but growing number of social scientists have adopted an alternative focus. Although not denying the existence of a socially defined element in most environmental problems, nor the unique qualities of Homo sapiens, specialists in new areas like environmental sociology, ecological economics, environmental history and environmental psychology have acknowledged the ecosystem-dependence of human societies. Such dependence is made increasingly obvious by the accelerating pace and broadening scale of anthropogenic changes in environmental conditions, and the resulting problems posed for societies by these changing conditions (Stern, Young and Druckman, 1992).

The aim of this paper is to provide an overview of the approach to environmental problems embodied in one of these new fields--environmental sociology. This relatively recent field combines the societal focus of its parent discipline with the ecological orientation shared by other environmental/ecological social sciences such as ecological economics (Buttel, 1987; Harper, 1996; Mehta and Ouellet, 1995). Thus, despite their awareness of differing interests in the definition and interpretation of environmental problems, most environmental sociologists tend to go beyond simply identifying the nature of these interests and their social origins. Instead, environmental sociologists (at least those who are not staunch social constructivists) are apt to focus on three fundamental issues still largely ignored within mainstream sociology: the basic "causes" of environmental problems, potential solutions to the problems, and the likely social impacts of the problems and their possible solutions[2]. These three

[2] Of course, those who are committed to "strong constructivism" tend to avoid treating environmental problems as "objective" conditions.

issues--the causes, solutions and consequences of environmental problems--are the major foci of this paper, and I will endeavor to show how an environmental sociology perspective is useful in shedding light on each one.

THE CAUSES OF ENVIRONMENTAL PROBLEMS

By the early 1970s there was considerable debate over the major causes of environmental problems, primarily pollution of various types--especially air and water--but also resource scarcity. Natural scientists were the central parties in these debates, as social scientists were fairly slow in coming to recognize the reality and societal significance of environmental problems. Perhaps most notable was the vitriolic debate between Barry Commoner, who emphasized the role played by technological developments since World War II, and Paul Ehrlich, who downplayed technology in lieu of overpopulation, as the "fundamental" cause of environmental problems (see their exchanges reprinted in Marden and Hodgson, 1975)[3]. Environmental sociologists, in turn, have emphasized the over-simplification involved in all such "monocausal" arguments.

A number of environmental sociologists have examined the debates over the causes of environmental problems, particularly the roles played by population and technology (e.g., Humphrey and Buttel, 1982; Foster, 1994; O'Connor; 1994; Schnaiberg and Gould, 1994). Their analyses indicate the limitations of emphasizing either population or technology as the crucial causal force in environmental degradation. In terms of population, they note the enormous variation in environmental impact between residents of the rich and poor nations as well as that across socioeconomic strata within individual nations, both of which make it difficult to compare the impacts of population size and growth per se. More importantly, they emphasize the degree to which population growth is interrelated with other social factors, especially how poverty within poor nations contributes to population growth--e.g., it encourages parents to have as many children as possible to work on farms or otherwise contribute to family income, and to serve as insurance when the

[3] A number of other factors were also emphasizedd by various environmental analysts, ranging from the Judeo-Christian ethic to Capitalism to industrialization per se to excess consumerism. See Dunlap (1992), Dunlap et al (1994 and Stern, at all (1992) for analyses of the full array of potential causes.

parents are too old to work. Similarly, they criticize the view of technology as an independent force, stressing the degree to which technological developments are driven by decisions in the political and especially economic realms. Thus, rather than labelling technology the villain, environmental sociologists tend to stress the importance of understanding the socioeconomic forces that encourage technological "progress," particularly the competitive pressure of capitalism that constantly seeks technological substitution for costly labor inputs in the productive process.

In short, environmental sociologists criticize the tendency to view either population or technology as autonomous factors affecting the environment, highlighting the degree to which both population growth and technological development are embedded within the larger socioeconomic context--or what sociologists call "social organization." Indeed, some environmental sociologists (e.g., O'Connor, 1994; Schnaiberg and Gould, 1994) suggest that social organization may in fact be the most crucial factor affecting the environment, both directly and indirectly via its influence on population growth and technology, and deserves far more attention than it is typically given by bioecologists such as Ehrlich and Commoner.

The insights of environmental sociologists can best be appreciated by looking at the Ehrlich-Commoner debate a bit more closely. As the debate evolved and sharpened, both sides gave increasing recognition to the fact that the other's preferred cause could not be ignored and to the social dimensions of environmental problems. Yet their views remained dramatically different, and became encapsulated in differing interpretations of a very simple formulation, the "IPAT" equation, where Environmental Impact = Population x Affluence x Technology. The equation serves to illustrate that, all other things remaining equal, either an increase in population or an increase in resource consuming/polluting technology will lead to an increase in environmental degradation, and a recognition that human lifestyles or levels of affluence likewise have an impact on the environment. The debate, then as now, rests on the relative weights given to these three factors, with Ehrlich and his colleagues stressing population (see, e.g., Ehrlich and Ehrlich, 1990) and Commoner (1990) emphasizing technology.

Recently sociologists have begun to use the equation to examine the relative contributions of population, technology and affluence on carbon dioxide emissions in an effort to understand the sources of global environmental change (Dietz and Rosa, 1994), but it is the "affluence" variable that has attracted the most attention from sociologists. The degree to which this variable oversimplifies social organization, and the fact that focusing on per capita affluence ignores huge variations in levels of affluence within most societies, has been emphasized by environmental sociologists (Schnaiberg and Gould, 1994). Furthermore, although Lacy (1985) concluded that the increase in energy consumption in the United States in the twentieth century seemed attributable more to a rise in affluence than to population growth or technological development, he argued that the increased affluence was more apparent than real--much of it was needed to compensate for a degraded socioeconomic environment or decline in quality of life.

The very term "affluence" seems tilted toward a particular perspective on the role of people, as it calls attention to their lifestyle or consumption behavior. The notion of a materialistic consumer as the primary cause of environmental problems has long been a popular one, at least within the wealthy nations. Thus, the famous Pogo cartoon that proclaimed, "We have met the enemy, and it is us!" became a popular slogan among environmental analysts, and served to readily portray individual consumers as the prime villains in the environmental crisis. Environmental sociologists (e.g., O'Connor, 1994; Schnaiberg and Gould, 1994) take issue with this perspective. They distinguish between production and consumption, and then argue that it is the former aspect of social organization that is the prime factor in creating environmental problems. Schnaiberg and Gould (1994) accomplish this by clarifying the "treadmill of production," or the inherent need of a capitalist system (and any other system that seeks to compete economically with capitalism) to continually yield a profit--primarily by creating a never-ending demand for its products and by producing the products ever more efficiently and cheaply. In other words, they stress the creation of consumer demand via advertising and--more generally--socialization into a materialistic culture, and the enormous limitations of the marketplace as a determinant of basic human needs. In short, they argue that it is the affluence (and power) of a

very narrow segment of the public, those who control the production process, rather than the lifestyle of the majority, that is the crucial causal force in generating environmental deterioration.

Whether or not one agrees with such analyses, which I have admittedly oversimplified in the interest of brevity, they point to the necessity of examining the role of social organization in generating environmental problems. Simply acknowledging the role of "affluence," for example, ignores the fundamental distinction between the production and consumption realms. It also leads to an insensitivity to the existence of vast disparities between the impacts of decisions made by those in charge of the production process and those of mere consumers, as well as to the differing environmental impacts of the lifestyles of the more and less affluent sectors of society.

To sum up our discussion thus far, environmental sociology is useful in clarifying the complex nature of the causes of environmental problems. Natural scientists have traditionally emphasized the importance of population and/or technology in generating environmental degradation, and have generally failed to acknowledge fully the complex linkages between these two as well as between both of them and other aspects of society. When social factors are taken into account, there is a tendency to focus on affluence, or lifestyle, and thereby at least implicitly emphasize the actions of individual consumers, rather than acknowledging such fundamental issues as the relative power of producers and consumers in determining the choices that cumulatively constitute lifestyle.

Recognizing the complexity of the sources of environmental problems makes it difficult to point to "the" cause of such problems. However, building solutions on the bases of simplistic diagnoses of causality may only worsen the problem. In the absence of better information, efforts to reduce the impact of human societies on the environment ought to take into account as many sources of probable causality as possible. Thus, slowing population growth, shifting to renewable and environmentally benign technologies, developing regulations and incentives to promote environmentally sound behaviors at both the corporate and individual levels would all seem worthwhile. Of course, the relative emphasis given to each might vary across

societies, and within sectors of individual societies. For example, priority might be given to the dissemination of birth control in poor nations experiencing rapid population growth, but to strategies designed to change industrial and consumer behaviors in wealthy nations. Calling attention to variation in the relative impact of differing causal forces in environmental degradation in varying situations is a crucial role for social scientists.

SOLVING ENVIRONMENTAL PROBLEMS

As the seriousness of environmental problems has become more apparent, increasing efforts have been made to develop solutions to them. Particularly within industrialized nations, where economic growth (as well as environmental deterioration) has been stimulated by enormous technological progress, the most popular solution has been the "technological fix." Specifically, there has been a tendency to rely on newer technological systems to "fix" the problems created by older, environmentally damaging ones. Prominent examples of efforts to develop technological fixes include new energy technologies (primarily nuclear), effective use of computer and information technologies, and various forms of bioengineering (e.g., creating toxic consuming microbes). Such technological solutions are attractive for several reasons. They fit nicely with the widespread belief in progress embedded in Western culture; they are widely supported by government, scientific and corporate institutions and interests; and they appear to obviate the need for inducing changes in human behavior and social life changes that are widely believed to be difficult to achieve and often go against the grain in societies that emphasize personal (and corporate) freedom from government (Heberlein, 1974).

In recent decades it has become increasingly clear, however, that technological fixes often fail to accomplish their ends. Sometimes the ends are not clear at the outset, and often the "fixes" are confounded by environmental and social dynamics that were not originally taken into account (such as widespread public opposition, as in the case of nuclear power). New technologies also frequently create new, unintended problems (e.g., nuclear waste) that may become more serious than those they were

designed to solve. For these reasons, increasing attention is being paid to the possibilities of changing both human behavior and various aspects of social organization e.g., through interventions ranging from environmental regulations on industry, to educational efforts aimed at promoting recycling and conservation among consumers, to environmental agreements between nations. Although policy makers are not known for soliciting social science expertise before formulating such policies, a good deal of attention has been paid by social scientists to issues surrounding environmental policy formulation and implementation.

Political scientists and economists seem most interested and involved in environmental policy issues, the latter concerned that policies be "economically sound" and the former with analyzing the process by which polices are developed and implemented. Nonetheless, environmental sociologists and social psychologists have conducted a fair amount of applied research aimed at shedding light on environmental policy, and have attempted to apply basic knowledge from the social and behavioral sciences to environmental policy problems (for a detailed review see Gardner and Stern, 1996). In particular, sociologists have examined the theoretical and empirical bases for various broad strategies aimed at promoting environmental protection (e.g., Heberlein 1974). Central to this effort is the recognition that at least three, non-technological, "social fixes" seem to be implicit in most policy debates and initiatives (Dunlap, 1992; Olsen, 1978).

A particularly popular intervention strategy in industrialized nations is the "cognitive fix" or attitudinal change strategy. This approach assumes that if citizens are educated about environmental deterioration, resource shortages and so forth, they will see the necessity of acting in "environmentally responsible" ways (Gardner and Stern, 1996). It is well-regarded by policy makers because it is voluntaristic--amounting to "educating the public"--and because it fits with the image of consumers as the crucial source (and therefore the logical solution) of environmental problems. It is also consonant with the rational consumer model which conceives of behavior as driven by individual choice, rather than social and cultural processes. In the U.S. the "don't be fuelish" publicity campaigns to save gasoline in the 1970s

epitomized this approach. The empirical evidence suggests, however, that these sorts of appeals seldom work very effectively.

The cognitive strategy rests on three assumptions about human behavior: first, that attitudes are tightly linked to behaviors; second, that attitudes can be changed; and third, that such cognitive change will lead to behavioral change. With regard to the first, there is considerable evidence that attitudes and beliefs are only modestly correlated with behavior (Heberlein, 1974). The loose linkage between attitudes and behavior stem from a number of barriers: intrapersonal factors such as lack of information about appropriate behaviors (e.g., the relative environmental impacts of differing consumer products); interpersonal barriers such as a lack of normative support for ecologically responsible behavior, with the result that individuals believe that their own efforts will be of no consequence since most people will fail to act responsibly (e.g., taking public transportation won't solve traffic problems if most people continue to drive cars to work); and situational and social factors such as not having easy access to recycling or public transportation, or not being able to afford improved insulation and other energy conservation measures for ones home (Gardner and Stern, 1996).

Second, changing peoples' attitudes, or even raising information levels, is a difficult process, and requires far more time and resources than most governments have thus far been willing to invest in environmental protection campaigns. Numerous experimental and quasi-experimental studies of in-depth information campaigns on behalf of goals such as energy conservation and recycling (Gardner and Stern, 1996: Chap. 4)) suggest that only sophisticated, multifaceted efforts that supplement information with feedback, prompts and normative pressure are likely to have much success. Yet, governmental campaigns to discourage littering and encourage energy conservation seldom build upon the insights of such studies, and are typically limited to simplistic messages ("every litter bit hurts" and "don't be fuelish") that are unlikely to change attitudes, much less behaviors.

Finally, even if attitude change could be induced on a widescale basis, the tenuous link between attitudes and behaviors (due to the various types of barriers noted above) suggests that changing the former will not

automatically lead to changes in the latter. The findings of public opinion research over the past two decades consistently show high levels of support for environmental protectionwithin industrialized nations. But consumers are also sensitive to the social contexts within which their consumption and environmental choices occur. Polling data suggest, for example, that persons who might otherwise be willing to change their consumption behavior in order to protect the environment may not do so because they believe that industry is primarily responsible for the problems, that government (rather than consumers) should act to solve these problems, or that their individual behaviors won't make much difference in the absence of regulations that induce others to act in ecological responsible ways. In fact, significant portions of the public say that they will change behaviors only when laws are passed that insure that all individuals comply (e.g., Dunlap, 1991).

At the opposite end of the continuum of fixes is the "structural" strategy. It rejects voluntarism in favor of "pressure" (some would say "coercion") i.e., laws and regulations designed to induce the desired change (Heberlein, 1974; Olsen, 1978). These laws may be directed at individuals (such, as speed limits designed to promote energy conservation) or at organizations (such as requirements that car manufacturers achieve fuel efficiency goals). While regulations aimed at organizations probably engender less resistance among the public, they are often more difficult to implement because of the political power of those who would be subjected to them e.g., the automobile and electric power industries. Thus, in Western nations, relying on structural strategies to promote environmental protection has proven to be a difficult path to follow.

However, when politically feasible, the structural approach can be effective witness the effects of simply banning non-returnable containers for soft drinks. Furthermore, there is evidence that changes in behavior induced by regulations can, under some circumstances, lead to cognitive changes (Heberlein, 1974). In the U.S. in the 1970s, for example, as pressure to design more fuel-efficient autos increased, and consumers bought smaller autos, there seems to have been a trend toward greater social acceptability of smaller cars and even something of a stigmatization of larger, luxury

models. Furthermore, because some individual (and corporate) actors are often hesitant to engage in environmentally responsible behavior unless it is mandated individuals because they want to make sure their actions won't be wasted, and corporations because they don't want to be put at a competitive disadvantage there may be more support for regulatory programs than many politicians assume to be the case.

The third, and possibly most feasible approach in many societies, is the "behavioral" fix[4]. It uses positive or negative reinforcers or both (what political economists call "selective incentives") to promote environmentally responsible behavior. Individuals, corporations and other entities are rewarded for "good" behavior and penalized for "bad" behavior (Olsen, 1978; Gardner and Stern, 1996: Chap. 5). At the corporate level, both pollution taxes (penalties) and tax credits (rewards) for installing pollution abatement technologies have been widely used. At the individual level, this strategy is reflected in taxes that encourage recycling of bottles, and economic incentives for other forms of recycling. It could be applied even more rigorously at both individual and institutional levels. For example, the once-common "declining block" rate system for electricity pricing (in which higher levels of consumption were rewarded with lower unit prices) has now been displaced in many localities by "inclining block rate" schemes (in which larger quantities are more costly per unit of energy consumed). This approach could be extended into other areas where high consumption levels have negative environmental impacts (e.g., higher taxes on less-efficient automobiles).

Ideologically, the behavioral fix has considerable appeal in "free-market" economies, because it preserves individual choice and avoids coercion. Perhaps for this reason, it also seems highly recommended by mainstream economists and favored by many politicians. In general, the behavioral approach does seem to offer considerable hope for altering environmentally harmful behaviors at both the individual and corporate levels. It may meet

[4] Gardner and Stern (1996) combine the structural and behavioral fixes by discussing "government laws, regulations and incentives", but I think it is important to distinguish between government laws/regulations that "mandate" ecologically responsible behavior and government efforts to encourage such behavior via the use of incentives or disincentives. Gardner and Stern also discuss small group and community management as alternate means of encouraging ecologically responsible behaviour, but since these techniques are designed to work only on a small-scale basis and are not discussed here.

less resistance by consumers who, when given the opportunity to behave in "economically rational" ways that are also environmentally beneficial, will gladly choose to do so (e.g., such as recycling beverage containers for which they have paid deposits).

Unfortunately, the behavioral fix has a major flaw--inequitable impacts. Significant distributional consequences arise, for example, from interventions that levy taxes on consumers (or on producers who pass them on to consumers), as well as from efforts to provide incentives to behave in environmentally beneficial ways. Not only are the costs and benefits of market-based interventions often inequitably distributed, but the strategy ignores the vast differences in ability to pay and invest (both among individuals and firms) present in most societies. It is for this reason that environmental policies have often been criticized as regressive, harming the poor and working class more than others (Morrison and Dunlap, 1986). For example, increasing the tax on oil will clearly hurt a lower-class family, especially one renting a poorly built, uninsulated house, more than an upper-class family both in terms of proportion of budget devoted to home heating and the fact that the upper-class family is much more likely to be able to invest in better insulation and other efficiency improvements (Dillman, et al., 1983).

Making effective use of the behavioral approach requires government action, political support, and the cooperation of producers and consumers. This suggests the importance of using all three strategies in various combination. In other words, a cognitive approach may work to some degree to engender public support for governmental regulations to protect the environment, while a structural approach may be seen as more effective and equitable and therefore receive more support (e.g., there is evidence that Americans are more supportive of speed limits than higher fuel taxes to reduce gasoline consumption and carbon pollution). A crucial goal of social scientists, therefore, ought to be to establish the most effective "mix" of the three approaches (Gardner and Stern, 1996: Chap 7).

In discussing the above fixes I have focused on various types of explicit interventions than can be made on behalf of environmental protection.

However, there is a fourth solution--discussed at length by Gardner and Stern (1996:Chap. 3)--that offers a more subtle, longer-term possibility: fundamental changes in societal values, ethics and worldviews. For example, if Inglehart (1990) is correct that post-materialist values are increasing in Western, industrialized nations (as new generations replace those committed to materialistic values), or if those of us who argue that an environmental ethic or worldview is slowly emerging are right, then we should expect to see a gradual increase in both pro-environmental attitudes and behavior. However, such processes are slow and unpredictable, and possibly confined to the wealthier nations. Thus, relying on them may prove too little too late--especially since even value change or ethical change does not automatically result in behavioral change. Fundamental social processes such as the growth of post-materialist values do appear, however, to provide an increasingly favorable setting for implementing the various fixes.

THE IMPACTS OF ENVIRONMENTAL PROBLEMS

I have saved the topic of "impacts" for last, in part because social scientists have devoted as much attention to the impacts of the policies designed to solve environmental problems as they have to the impacts of the problems themselves. In fact, there has probably been more attention to policy impacts, perhaps because examining the impacts of specific policies seems to be a more manageable task than that of discerning the impacts of environmental problems per se. Indeed, determining the specific societal impacts of particular environmental problems is often a difficult task to accomplish.

Even in the cases of small-scale and geographically bounded problems, such as the toxic contamination of communities such as Love Canal in New York, the personal and social repercussions have been found to be very complex and far-reaching. Not only was the psychological and physical well-being of some individuals affected, but family and community integration as well (Levine, 1982). And, of course, eventually the impacted population itself was moved from the locale. Likewise, the considerable amount of social science research on the "energy crisis" of the 1970s, along with a good deal of

speculation, has led to detailed forecasts of the complex social impacts of resource scarcity in general (Finsterbusch, 1981). Not surprisingly, then, recent awareness of human-induced global environmental change has led to calls for social scientists to mount the unprecedented research efforts that will be necessary to understand the far-reaching impacts of global warming, ozone depletion and related changes (Stern, et al., 1992).

Rather than add to the speculations about the widespread social impacts that global environmental problems portend, or to try to review the sizable amount of research on the impacts of specific environmental policies, I will focus instead on a topic of critical importance to environmental sociology and social science more generally--the distributional impacts of environmental problems and policies. The fact that the effects of both environmental problems, and the policies developed to solve them, are typically felt unequally across differing social strata has been the subject of considerable attention. What follows are some of the more central findings.

Despite the fact that the poor typically contribute less to environmental problems due to their lower consumption levels, they often bear the brunt of these problems because they live in the most polluted areas. Whether due to the operation of the housing market (as pollution worsens those who can afford to move do so, resulting in lower housing values) or to the intentional siting of industrial facilities and especially hazardous waste sites in low-income neighborhoods, it is well-documented that on average the poor--and, in the United States, minorities--are exposed to worse environmental conditions than are their wealthier counterparts (Bryant and Mohai, 1992)[5]. Ironically, however, policies designed to deal with the problems often involve higher taxes or prices (such as requiring the installation of air pollution devices in autos, charging higher fees for garbage collection to pay for better-managed waste sites, etc.), so the solutions are often regressive as well. In other words, relying on the market or taxes, both classic examples of the behavioral fix, often creates unfair burdens on those segments of society that contribute least to negative environmental impacts because of their limited levels of "affluence" (Morrison and Dunlap, 1986).

[5] The inequitable location of environmental hazards in poor especially minority communities within the U.S. has given rise to an "environmental justice" movement, an increasingly visible component of American environmentalism, to fight these inequities (Bryant and Mohai, 1992).

A similar pattern is clearly developing at the international level. The poorer nations, which have suffered and continue to suffer from having their resources exported at low prices to richer nations, are increasingly becoming the favored sites not only for heavily polluting industries, but for waste dumps as well (Redclift, 1984). At the same time, they are being asked to help shoulder the burden of halting global environmental problems (problems that have been created primarily by the rich, highly industrialized nations) and will undoubtedly share in the negative impacts of these problems.

To complicate the matter further, these issues of intra- and international equity are being compounded by questions of intergenerational equity. The potential calamities that major climate change or ozone destruction might deliver upon future generations makes the standard economic practice of discounting the future particularly inappropriate--from both an ethical as well as a policy perspective. Yet, taking the interests of future generations into account makes the design of equitable solutions to environmental problems even more difficult. Those with a vested interest in economic growth, for example, emphasize that protecting resources for future generations is detrimental to the interests of today's poor--since in most market-based economies the lower strata have little chance of gaining a bigger piece of the pie, and rely on the pie becoming larger if their lot is to improve.

SUMMARY AND CONCLUSION

It is increasingly recognized that environmental problems are "people problems," for human activities cause the problems and these activities must be altered if we are to solve the problems. Furthermore, the reason that changing environmental conditions are seen as problematic is primarily because they create problems for humans[6]. It should therefore not be surprising that--in addition to analyzing the complex processes by which conditions become recognized and successfully defined as problems--environmental sociologists focus on the causes, impacts and solutions of

[6] Although environmental problems can cause great harm to other species, and despoil the non-living environmentt, it is only when those consequences are acknowledged as negative by humans that they come to be viewed as problematic (a valid point emphasized by social constructivists).

environmental problems. Much remains to be done, but as our field matures environmental sociologists should be able to make stronger contributions to understanding and solving environmental problems.

At this point, I think it is fair to say that sociologists have devoted disproportionate attention to the processes by which environmental conditions are socially constructed as problems, and not enough to analyses of the causes, consequences and solutions of the problems per se (Dunlap and Catton, 1994a). As noted above, sociologists' major contributions to understanding the causes of environmental deterioration have been to highlight natural scientists' tendencies to point to a single factor such as population or technology while underestimating the degree to which these phenomena are socially embedded, and to note that social factors such as the operation of the market and the existence of extreme inequalities of wealth and power may play an even more significant role than either population or technology. Yet, revealing the limitations of existing analyses, and suggesting the necessity of more adequate (albeit complex) analyses, is an important contribution.

Environmental sociologists have devoted somewhat more attention to the impacts of environmental problems (as well as the policies designed to solve them), emphasizing that these impacts are seldom distributed randomly across all sectors of society. Rather, as the growing attention to "environmental racism" and the increased calls for environmental justice in the U.S. indicate, the distribution of environmental degradation is often linked to existing patterns of socioeconomic and racial inequities. Calling attention to these and other inequitable patterns (e.g., by rural-urban residence, employment sector and gender) of exposure to environmental problems has been a major contribution of environmental sociology. Just as everyone does not contribute equally to environmental degradation, neither does everyone shoulder its burden equally.

Finally, when it comes to solving environmental problems, sociologists have again done a better job of critiquing existing efforts than of helping design more effective solutions--although this reflects in part the fact that government and industry seldom enlist the efforts of social scientists when

designing policies. Nonetheless, providing detailed analyses of the shortcomings of existing efforts to solve environmental problems is itself an important contribution. Furthermore, in conjunction with psychologists and social psychologists, environmental sociologists have conducted a good deal of research that provides useful insights that would be helpful in designing more effective environmental protection efforts (Gardner and Stern, 1996).

For too long the social sciences, and particularly sociology, failed to pay enough attention to the seriousness of human alterations of the biophysical environment upon which our existence is dependent. At the same time, government, industry and natural scientists often failed to acknowledge the complex ways in which both the sources of, and solutions to, environmental deterioration are inherently interrelated with social phenomena. The time for relying on purely technological fixes is past, and progress in halting environmental degradation will require ever greater attention to social as well as natural processes. Clearly the time has come for more serious and sustained interdisciplinary and multidisciplinary work on environmental problems. Hopefully this paper has shown that sociology has something to contribute to such efforts.

REFERENCES

Bryant, B. and P. Mohai (eds.). 1992. Race and the Incidence of Environmental Hazards. Boulder, CO:Westview.

Buttel, F. H. 1987. "New directions in environmental sociology." Annual Review of Sociology 13:465-88.

Buttel, F. H., A. P. Hawkins and A. G. Power. 1990. "From limits to growth to global change." Global Environmental Change 1:57-66.

Catton, W. R. Jr. and R. E. Dunlap. 1980. "A new ecological paradigm for post-exuberant sociology. American Behavioral Scientist 24:15-47.
Commoner, B. 1990. Making Peace with the Planet. New York: Pantheon.

Cotgrove, S. 1982. Catastrophe or Cornucopia. New York: John Wiley.

Dietz, T.M. and E.A. Rosa 1994. "Rethinking the environmental impacts of population, affluence and technology." Human Ecology Review 1:277-300.

Dietz, T.M. and R. W. Rycroft. 1987. The Risk Professionals. New York: Russell Sage.

Dillman, D. A., E. A. Rosa and J. Dillman. 1983. "Lifestyle and home energy conservation in the United States" Journal of Economic Psychology. 3:299-313.

Douglas, M. and A. Wildavsky, 1982. Risk and Culture: An Essay on the Selection of Technical and Environmental Dangers. Berkeley : University of California Press.

Dunlap, R. E. 1991. "Public opinion in the 1980s: Clear consensus, ambiguous commitment." Environment 33 (October):10-15, 32-37.

Dunlap, R. E. 1992. "From environmental to ecological problems." In C. Calhoun and G. Ritzer (eds.), Social Problems. New York: McGraw-Hill.

Dunlap, R. E. and W. R. Catton, Jr., 1994a. "Struggling with human exemptionalism: the rise, decline and revitalization of environmental sociology." The American Sociologist 25:5-30.

Dunlap, R. E. and W. R. Catton, Jr., 1994b. "Toward an ecological sociology." In W. V. D'Antonio, M. Sasaki and Y. Yonebayshi (eds.), Ecology, Society and the Quality of Life, New Brunswick, NJ: Transaction Publishers.

Dunlap, R. E., G. H. Gallup, Jr. and A. M. Gallup. 1993. "Of global concern: Results of the Health of the Planet survey." Environment 35 (November):7-15, 33-39.

Dunlap, R. E., L. A. Lutzenhiser and E. A. Rosa. 1994. "Understanding environmental problems: a sociological perspective." In Economy, Environment and Technology: A Socio-Economic Approach, ed. B. Burgenmeier. Armonk, NY: M.E. Sharpe.

Ehrlich, P. R. and A. H. Ehrlich. 1990. The Population Explosion. New York: Touchstone.

Finsterbusch, K. 1981. "Consequences of increasing scarcity on affluent countries." Technological Forecasting and Social Change 23:59-73.

Fox, N. 1991. "Green sociology." Network (Newsletter of the British Sociological Association) No. 50 (May):24-25.

Gardner, G. T. and P. C. Stern. 1996. Environmental Problems and Human Behavior. Boston: Allyn and Bacon.

Greider, T. and L. Garkovich. 1994. "Landscapes: The social construction of nature and the environment." Rural Sociology 59:1-24.

Hannigan, John A. 1995. Environmental Sociology: A Social Constructivist Perspective. London and New York: Routledge.

Harper, Charles L. 1996. Environment and Society. Upper Saddel River, NJ: Prentice Hall.

Heberlein, T. 1974. "The three fixes: technological, cognitive and structural." In D. R. Field, J. C. Barron and B. F. Long (eds.) Water and Community Development: Social and Economic Perspectives Ann Arbor, MI: Ann Arbor Science Publishers.

Humphrey, C. R. and F. H. Buttel. 1982. Environment, Energy and Society. Belmont, CA: Wadsworth

Levine, A. G. 1982. Love Canal: Science, Politics and People. Lexington, MA: Lexington Books.

Marden, P. G. and D. Hodgson (eds.). 1975. Population, Environment, and the Quality of Life. New York: Halsted.

Mehta, M. D. and E. Ouellet (eds.). 1995. Environmental Sociology: Theory and Practice. Toronto: Captus Press.

Morrison, D. E. and R. E. Dunlap. 1986. "Environmentalism and elitism: a conceptual and empirical analysis." Environmental Management. 10:581-589.

Murphy, R. 1995. "Sociology as if nature did not matter: an ecological critique." Brithish Journal of Sociology 46:688-707.

O'Connor, J. 1994. "Is sustainable capitalism possible?" In M. O'Connor (ed.), Is Capitalism Sustainable? New York: Guilford.

Olsen, M.E. 1978. "Public acceptance of energy conservation." Pp. 91-106 in S. Warkov (ed.), Energy Policy in the United States. New York: Praeger.

Redclift, M. 1984. Development and the Environmental Crisis. New York: Meuthen.

Schnaiberg, A. and K. A. Gould. 1994. Environment and Society: The Enduring Conflict. New York: St. Martin's.

Stern, P.C., O.R. Young and D. Druckman (eds.). 1992. Global Environmental Change: Understanding the Human Dimension. Washington, DC: National Academy Press.

Taylor, P. J. and F. H. Buttel. 1992. "How do we know we have global environmental problems?" Geoforum 23:405-416.

Yearley, S. 1991. The Green Case: A Sociology of Environmental Issues, Arguments and Politics. London and New York: Harper-Collins Academic.

A ANÁLISE OBJECTIVA E A PERCEPÇÃO DO RISCO AMBIENTAL: A ASSUNÇÃO DA SUBJECTIVIDADE E A CRÓNICA DA MORTE ANUNCIADA DA ACEITAÇÃO INCONDICIONAL

José Manuel Palma-Oliveira[1]

Resumo

Desde a sua incepção que a avaliação objectiva de risco tem agitado a comunidade científica. Da sua recusa até à sua aceitação total ou até o reconhecimento da impossibilidade de separar a avaliação do risco da sua gestão ("risk assessement" e "risk management") em tudo esta disciplina tem sido fértil. Em todos os principais passos da avaliação de risco existem decisões baseadas em pressupostos subjectivos que podem implicar resultados diferenciados. Em resumo é necessário reconhecer que é impossível criar uma medida objectiva de risco, embora essa tarefa possa e tenha que ser levada a efeito.

Apesar desta polémica no seio da análise "objectiva" é particularmente referenciado o facto da população não avaliar "racionalmente" as obras que envolvem um "certo" risco. Daí que a comunidade científica-técnica e o poder político não percebem a reacção das populações que se lhes afigura como despropositada em face dos perigos supostamente envolvidos.

Serão apresentados dados que indicam que exsiste uma tendência para a "sobrestimação" do risco ambiental que é independente da origem educacional, profissional, regional ou nacional da população estudada.

Essa tendência é acentuada nas regiões apontadas para receber infraestruturas como aterros ou incineradoras. Este acentuar da percepção de risco pode ser explicado como uma manifestação de um dilema social inverso. Assim se compreende que a extremidade e radicalidade da percepção de risco está directamente relacionada com a força da identidade social local e a proximidade do local.

Deste modo os factores que determinam a percepção de risco nas populações são diferentes dos que subjazem à avaliação de risco pelos técnicos. Esses factores de avaliação das populações não podem considerar-se como irracionais.

Palavras-chave: avaliação de risco, percepção de risco, identidades locais, dilemas sociais, comunicação de risco.

[1] Psicólogo Ambiental. Mestre em Psicologia Ambiental, Doutorado em Psicologia Social e do Consumidor. Professor Auxiliar da Faculdade de Psicologia e Ciências da Educação da Universidade de Lisboa. Alameda da Universidade, 1600 Lisboa. 01-7934554 ou 065-551707. Fax 01- 7933408 ou 065-551707. e-mail: Palma @ Telepac.Pt

A Análise Objectiva e a percepção do risco ambiental: A assunção da subjectividade e a crónica da morte anunciada da aceitação incondicional

Nos últimos anos muito se tem falado sobre risco. Geralmente as posições tendem a ser contraditórias e extremadas. Por um lado encontram-se aqueles que consideram que a análise de risco é apenas mais uma disciplina a que se tem de dar o devido crédito seguindo-se os seus ditames de forma quase acrítica. Por outro, as populações e os chamados ecologistas que aparecem com estimativas de risco que pouco tem a ver com os resultados das chamadas análises objectivas. Quem tem razão? Em vez de responder de forma simplista pretendo, pelo contrário, deemonstrar que a) a análise objectiva de risco tem sido objecto de muitas discussões entre os seus cultores que obrigam a considerá-la como actividade parcialmente subjectiva mas possível e que b) a perspectiva das populações é tudo menos irracional seguindo regras diferentes das utilizadas pelos técnicos do ramo.

Breve História da Análise Objectiva de Risco

Os problemas com a análise de risco começam a partir da definição de risco. Por exemplo poderemos definir risco como a probabilidade de uma ocurrência de um dado desastre (Pollatsek e Tversky, 1970), ou como um producto da sua probabilidade de ocurrência pelo valor esperado das suas consequências (Borges, 1989, para uma revisão ver Lima, 1993). No entanto as questões começam a ser mais complicadas quando a análise de risco pretende chegar a uma expressão numérica do risco envolvido numa dada actividade.

A incepção da análise de risco terá de ser necessáriamente encontrada no nascimento da teoria das probabilidades. No entanto só no século XIX se começou a estimar a probabilidade de aparecimento de certas doenças e a estudar o efeito de determinadas substâncias nos animais. Daí o aparecimento de um problema que ainda não foi resolvido até hoje, a saber, até que ponto poderemos extrapolar dos animais para os humanos. Com a consequente premissa da Análise Quantitativa de Risco (AQR) que indica que se uma substância é inofensiva ou má para os animais o será o mesmo para os seres humanos.

Com a expansão do uso de pesticidas levantou-se o problema da cronicidade da exposição e foi pela primeira vez determinado o primeiro NOEL (No Observable Risk Effect). Para que essas conclusões fossem aplicadas ás pessoas aumentou-se esse factor por 100 (de modo a incluir não só a maior sensibilidade das pessoas mas também a sua mais significativa variação).

Em meados dos anos 50 a Federal and Drug Adminstration (FDA) mudou completamente a filosofia de actuação. Passou a considerar que nenhum factor de segurança poderia ser encontrado para os carcinogéneos ou seja que não se poderia provar a existência de um nível a partir do qual não existiria risco. Com a chegada dos anos 60 cresceu muito nas sociedades ocidentais o medo das doenças ambientais com o aparecimento de livros

como o de Carson (Silent Spring) ou da Office of Tecnology Acessement (1981) que conclui que 90% dos cancros possui causas ambientais. No entanto tanto a questão nuclear, que impunha uma clara definição da análise de risco, como a necessidade de implementação das indústrias levou a clara assumpção da AQR como regra a seguir pela EPA americana.

Também no ínicio dos anos 80 surgem duas perspectivas que, marcando claramente o domínio, são completamente contraditórias entre si. Em 1982 Douglas e Wildavsky (1982) imbuídos de uma perspectiva relativista defendem que o risco é um conceito construído socialmente. Os seus argumentos principais giravam à volta do facto de qualquer julgamento de risco ser sempre fruto de um enviesamento impossível de evitar e que os "modernos" não seriam melhor do que os "primitivos" na medida em que as estruturas sociais ditariam o modo como os perigos eram vistos. Mais ainda, o conhecimento sobre os problemas não levaria necessáriamente a uma maior racionalidade. Ao contrário do que poderia poder pensar-se este raciocínio prejudicava essencialmente os chamados ecologistas.

Esta visão pode ser contestada em muitas bases. Por exemplo a evolução do modo em como uma determinada substância é vista tem mudado muito rapidamente devido à informação coligida. Por outro se estas teses fossem correctas haveria que reconhecer a incapacidade de regulação do funcionamento das indústrias.

Em contraponto com a visão puramente relativista descrita acima, Starr e Whipple (1982) avançaram com aquilo que se pode considerar uma visão positivista ingénua que é tão reducionista como a primeira. Consideravam estes teóricos que a metodologia da AQR era completamente neutral. No entanto dois tipos de valores nunca poderão estar ausentes da AQR: os que se relacionam com a escolha da metodologia empregue e os contextuais. Começando por estes últimos veremos facilmente que certo tipo de análises estão muito dependentes do contexto em que foram feitas. Por exemplo, Longino (1983) coligiu diverso material que demonstra que a pesquisa nos contraceptivos está contextualmente enviesada pelo necessidade de conter o crescimento da população. Ou seja houve uma valorização dos beneficios e uma subestima dos malefícios.

Aliás se considerarmos os quatro passos da AQR tradicional veremos que tanto os valores contextuais como metodológicos estão envolvidos em todas podendo enviesar as conclusões obtidas. Na primeira fase os elementos nocivos poderão ser sub ou sobre estimados conforme aquilo que se pensa saber sobre uma substância. Na avaliação da exposição, (2ª fase) pretende-se estimar como um determinado efeito poderá ser obtido, essencialmente através da extrapolação de altas doses para doses mais baixas. Neste passo também os valores metodológicos e contextuais podem interferir. A modelização dose-resposta pretende determinar até que ponto uma determinada substância poderá ser deletéria para a saúde. Vários problemas se colocam nesta fase. A escolha do modelo mais apropriado em termos epidimiológicos tal como a caracterização do pior caso (worst case) são novamente momentos onde os dois tipos de valores podem desempenhar

um papel determinante. Por exemplo a utilização de certos testes de significância ao contrário de outros leva a resultados completamente diferentes (Mayo, 1991). Por último é necessário combinar as diversas estimativas de risco das diferentes substâncias. Aqui a questão coloca-se, e por exemplo, na presuposição de não interacção entre os efeitos das substâncias.

Por tudo isto poderemos afirmar que não existe aquilo a que se pode chamar "risco real e objectivo". Todas as estimativas de risco envolvem elementos subjectivos já que não são passiveis de reproductibilidade e de imunidade a considerações de valor (ver Fischoff et al., 1983; Morgan e Henrion, 1990).

No entanto é necessário sublinhar que a AQR constitui um instrumento que poderá ser utilizado essencialmente se se considerar que a avaliação do risco não deve ser separada da gestão do risco. A AQR deverá clarificar, desde o ínicio, as suas limitações e incorporar as questões de gestão de risco (nomeadamente aquelas que através do "scooping" e do estudo de impacte psico-social e socio-económico se levantarem) (ver Mayo e Hollander, 1991; sobre impactes psico-sociais ver Palma-Oliveira e João, neste volume).

A Pecepção de Risco Industrial nas sociedades modernas

A terceira perspectiva que marcou claramente os anos 80 e o estudo do risco foi a visão psicológica. Nos últimos anos, em práticamente todas as sociedades industriais, têm-se assistido a movimentos de opinião que possuem como característica essencial o não partilharem da definição oficial da situação, no que se refere à instalação de certo tipo de tecnologias e operações (Cvetkovich e Earle, 1992). Um estudo comparativo sobre a instalação de incineradoradas e aterros feito na Europa no final dos anos 80 concluia que, dos 27 casos estudados, apenas 4 tinham sido conseguidos com sucesso (Visocki, 1988).

A sensibilidade das sociedades ao risco mudou radicalmente nos últimos anos e essa mudança têm vindo ainda mais a acentuar-se depois de alguns acidentes tecnológicos importantes. Quando se tenta introduzir determinadas tecnologias damo-nos conta que a visão de risco das populações e dos técnicos é, frequentemente, radicalmente diferente. A tendência, quase imediata, da parte dos técnicos e das instituições é para considerar como irracionais as atitudes e comportamentos das populações considerando-as como não baseadas em sólida análise cientifica. Daí ao paternalismo e a uma visão que oscila entre declarações sobre a necessidade de informação de "cima para baixo" ou apenas pelo encolher de ombros (Fischoff, Slovic e Lichtenstein, 1983).

Pretendo, neste artigo, dar a conhecer alguns dados da chamada análise psicométrica da percepção do risco tal como apresentar uma série de investigações e trabalhos conduzidos pelo autor e colegas sobre a percepção de risco em Portugal e nalguns países europeus.

No decorrer de muitos processos técnico-políticos de implementação de certas infra-estruturas (incineradoras e aterros controlados de de RSU ou de RI, etc.) a comunidade científica-técnica e o poder político, tem sido confrontados com uma reacção das populações que se lhes afigura como despropositada em face dos perigos supostamente envolvidos.

Do estudo da percepção de risco das populações conclui-se que os factores que determinam a percepção de risco nas populações são diferentes dos que subjazem à avaliação de risco pelos técnicos. Esses factores de avaliação das populações não podem considerar-se como irracionais.

As investigações que tem comparado as percepções de risco da população em geral e dos especialistas demonstram que: 1- Quando os especialistas são inquiridos para avaliarem o risco de uma tecnologia tendem a responder com números que se aproximam dos valores da taxa de mortalidade estimada ou real de um dado periodo para essa tecnologia. 2- Quando é perguntado ao público qual é taxa de mortalidade de uma dada tecnologia num dado ano as respostas são muito coincidentes das dos técnicos. 3- Quando se pede ao público para estimar o risco dessa tecnologia as respostas diferem marcadamente das dos técnicos. (ver Slovic, Fischoff, e Lichtenstein, 1979; 1980).

Ou seja as estimativas de risco dos peritos tendem a ser unicamente baseadas nas mortes enquanto a população tende a basear-se noutros factores. Não poderemos esquecer que uma alta percepção de risco implica um stress acrescido com todas as consequências negativas que dai advêm (Palma-Oliveira, 1992).

Em Portugal os dados que possuímos demonstram que existe uma alta percepção de risco da parte das populações. Uma sondagem patrocinada por um jornal diário (Público, 1993) sobre as preocupações dos portugueses colocou nos três lugares cimeiros o desemprego, a probabilidade de serem vítimas de actividades criminosas e a *preocupação com os desastres ambientais provocados pela acção humana*.

Nos estudos de impacte ambiental da componente incineradora do STRI foi feito um inquérito que incluia a seguinte pergunta: acha que actualmente em Portugal as industrias funcionam com segurança ou existe risco de ocorrerem acidentes ambientais?

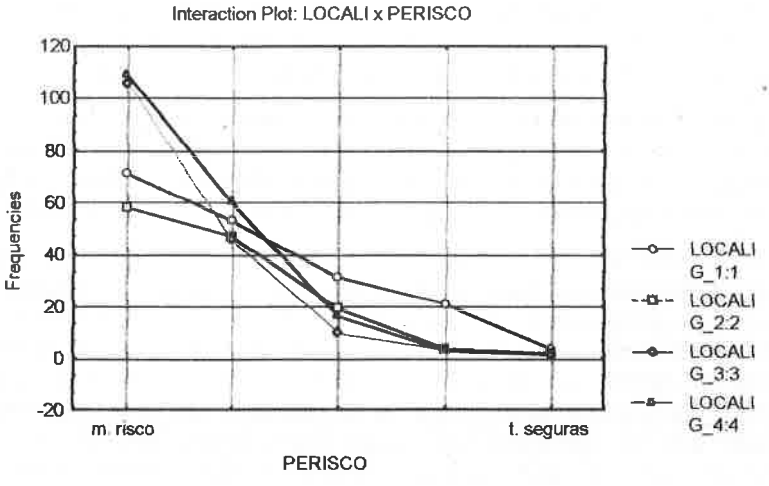


Fig. 1- Estimativas de risco industrial das diferentes cinco localidades onde a incineradora de RTI poderia ser instalada.

A Figura 1 combina os dados das quatro localidades consideradas como hipoteses para instalação da referida infra-estrutura. Como se pode ver pelo gráfico a esmagadora maioria das pessoas consideram a laboração industrial como envolvendo alto risco. Esta elevada percepção de risco na laboração das empresas não poderá ser, de modo algum, e pelos dados que apresentarei de seguida, considerada apenas como típica das populações consideradas.

Como poderemos constatar através da Figura 2 este padrão é reproduzido no caso das localidades consideradas para a instalação de aterros de resíduos industriais.

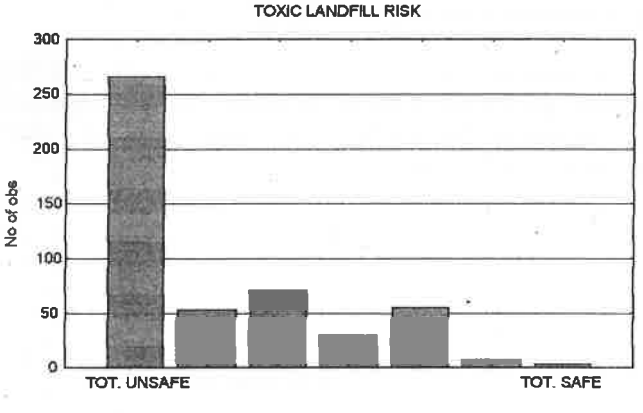


Figura 2- Percepção de risco envolvida na operação de um aterro de resíduos industriais nas quatro regiões consideradas para a instalação de aterros.

Poder-se-ia considerar que estes resultados teriam apenas a ver com o nível cultural das pessoas envolvidas. No entanto não parece que esta hipótese seja credível. Existem dados que parecem apontar para duas hipóteses diferentes mas complementares para explicarem estes resultados.

A primeira das quais tem a ver com o facto de haver aquilo a que se poderá chamar uma "sobrestima" do risco das sociedades modernas. Os estudos interculturais apresentam resultados consistentes com esta hipótese na medida em que existe, quer nos países em vias de desenvolvimento quer nos países desenvolvidos, uma alta estimativa de risco (Dunlap e Mertig, 1995). Aliás a dificuldade já referida de instalação de certo tipo de unidades industriais na maior parte dos países europeus e americanos poder-se-á compreender neste contexto.

A segunda hipótese é um pouco mais particularista. Aquilo que pensamos é que Portugal possui uma maior percepção de risco, já de si elevada, que os outros países europeus.

Uma investigação, patrocinada pela UE, sobre atitudes e comportamentos face ao meio ambiente em cinco países europeus (Portugal, França, Itália, Inglaterra e Alemanha), mostrou que os portugueses possuem uma percepção de risco significativamente superior às amostras de outros países ($F(4,732)=38.59$, $p<.01$). De sublinhar que as entrevistas foram realizadas em meios técnico (técnicos superiores, principalmente engenheiros, de um empresa multinacional) e educacional (professores do ensino secundário) (Marques, Palma-Oliveira, Ferreira, Marques, 1995).

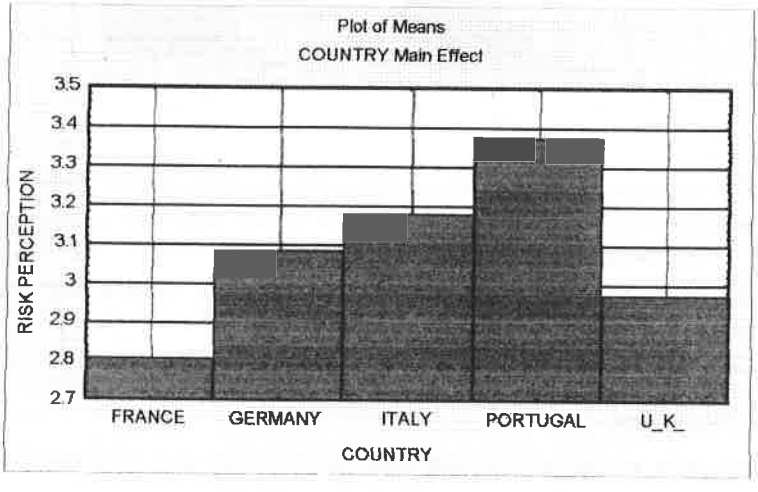


Fig. 3- Percepção do risco (escala global muiti-risco) em cinco amostras provinientes de cinco países europeus (Marques, Palma-Oliveira, Ferreira, Marques, 1995)

Os resultados patentes na Figura 3 são importantes a três níveis. Primeiro é de sublinhar que a escala utilizada possuia uma série de perguntas sobre o

risco envolvido numa série de situações, actividades e ameaças globais. Segundo é importante notar que, sendo a escala de 4 pontos, a média de todos os países está nitidamente acima do ponto médio. Como é evidente estes resultados correspondem ao fenómeno assinalado acima que aponta para a grande estimativa de risco da parte das sociedades modernas. Por último os resultados de Portugal são significamente diferentes dos resultados das amostras provindas dos outros países.

Este estudo demonstra também que a hipótese do nível cultural não se poderá manter porque os sujeitos neste estudo europeu são sempre licenciados.

Poder-se-ia ainda considerar que estes resultados estariam, ainda assim, relacionados não com o nível cultural mas com tipo de educação e actividade profissional, mais ou menos técnica. Deste modo comparamos os resultados dos professores e dos técnicos ligados à multinacional nas cinco amostras nacionais consideradas como um todo.

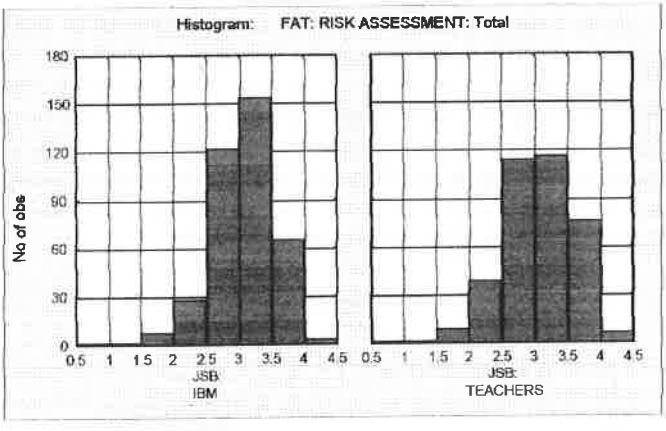


Figura 4- Percepção de risco segundo as duas amostras profissionais nos cinco países estudados. Palma-Oliveira (1995, com Marques, Ferreira, Marques, Levy-Leboyer, Bonnes, Chase, Segal, Pawlik)

Como se poderá rapidamente concluir, ambos os grupos concentram as suas respostas muito acima do ponto médio da escala não revelando diferenças estatisticamente significativas. Mais um vez parace ser de eliminar a hipótese segundo a qual o tipo de actividade poderia contribuir para os resultados.

Aliás, algumas investigações parecem demonstrar que a aceitação de uma determinada infra-estrutura considerada como perigosa só é relativamente assegurada por parte de técnicos que estão directamente relacionados com o tipo específico de infra-estrutura. Por exemplo, Lindell e Earle (1983) investigaram as percentagens de aceitação de residência a menos de 16km por parte de engenheiros nucleares ou químicos, em relação a uma central nuclear ou a uma central de tratamento químico de resíduos industriais. Em

relação à primeira os resultados indicam que 60% dos engenheiros nucleares aceitam viver num raio de 16km de uma central nuclear enquanto a aceitação dos engenheiros químicos desce para 47%. No que diz respeito a uma instalação de tratamento químico apenas 23% dos engenheiros nucleares estão dispostos a viver num raio de 16km enquanto os químicos sobem para 55%. Em resumo poderemos concluir que mesmo dentro de um contexto técnico e científico a aceitação de uma dada infra-estrutura é posta em causa.

Nos dados nacionais e do estudo internacional ora apresentados existe outra importante característica. Os resultados representam uma distribuição unimodal da percepção do risco. É interessante referir que na maior parte das investigações semelhantes, essencialmente quando esses resultados provem de amostras de técnicos e da população, se obtém distribuições bi-modais (McClelland, Schulze e Hurd, 1990). Quer isto dizer que, e neste caso, a maior parte das respostas ou se situam no extremo negativo (como no caso em análise) ou no extremo positivo (como muitas vezes é mais frequente nos técnicos).

Esta bimodalidade tem a ver com o facto de as pessoas mostrarem dificuldades em perceber os mecanismos de distribuição dos chamados riscos de baixa probabilidade que são muita vezes sub-estimados ou sobre-estimados (Slovic, Fischoff e Lichtenstein, 1981).

O facto de, nas amostras consideradas, a distribuição tender a ser unimodal no extremo negativo é uma indicação de que a situação, no que concerne à percepção de risco, terá de ser encarada muito seriamente.

Em resumo poderemos, pelos dados apresentados concluir que o "espírito do tempo" indica que as populações de muitos países europeus e não só, tem altas percepções de risco e que este fenómeno é particularmente acentuado em Portugal. Esses resultados paracem resistir a explicações educacionais ou profissionais.

O porquê das diferentes percepções de risco

Não é objecto deste artigo a descrição dos factores que estão na base das diferentes percepções de risco, e particularmente das chamadas pessoas comuns. No entanto é importante referir que, como se descreveu acima, os especialistas possuem uma estimativa de risco que se relaciona fortemente com a taxa de mortalidade. O público, apesar de poder estimar com acuracidade o nível de mortalidade, não usa *só* esse tipo de informação para realizar a estimativa de risco. Utiliza na sua estimativa outro tipo de factores que apesar de serem reconhecidos pelos técnicos na descrição da actividade não são utilizados por estes na estimativa.

Em investigações realizadas (cujos resultados foram replicados em muitos contextos) conclui-se que tanto o público em geral como os chamados especialistas ou peritos coincidem na caracterização das caracteristicas de risco de um dada actividade (desde o jogging até à produção de energia

nuclear). Devido ao facto destas caracterizações estarem altamente relacionadas entre si sugere que elas poderão ser condensadas em três factores fundamentais, a saber: o grau em que um risco é conhecido, o grau em que evoca um sentimento de ameaça e o número de pessoas expostas ao risco (ver Slovic, Fischoff e Lichtenstein, 1982;1985).

A questão fundamental da avaliação de risco é o facto do público utilizar para a sua estimativa de risco a colocação particular de uma actividade no conjunto de factores expostos enquanto os peritos, apesar de coincidirem na descrição não utilizarem estas caracteristicas na avaliação que fazem do risco.

Pelo que vimos não existe razão para considerar a situação portuguesa como particular no contexto das nações industrializadas. Pelo contrário os resultados e a análise acima feita demonstra que as avaliações do risco são mais negativas que as dos outros países. A articulação da visão oficial com a visão das populações é dificil porque referindo-se embora a conceitos aparentemente equivalentes (como o risco) é muito provável que se refiram a coisas completamente diferenciadas. No entanto, a partir desta linha de pesquisa percebe-se que as populações não estão a ser irracionais mas apenas a considerarem na sua estimativa factores que os tecnicos consideram como descritores da actividade mas que não englobam na sua estimativa de risco. De um certo ponto de vista a avaliação da população poderá considerar-se como mais abrangente porque possuem um definição de risco mais lata.

De referir que algumas investigações demonstraram que, ao contrário do que se poderia considerar, os individuos que estão contra um projecto não sabem necessárimente menos sobre os seus pormenores do que os que estão a favor. Aliás muitas vezes é exactamente o contrário (ver Freudenberg e Pastor, 1992).

"Na minha região nunca" Ou a racionalidade da recusa

Certos desastres cumulativos ambientais (e.g., a destruição da camada de ozono) podem-se considerar como provindos de dilemas sociais. Estas situações caracterizam-se pelo facto da racionalidade individual se opor à racionalidade colectiva (Garcia-Marques e Palma-Oliveira, 1992). Ou seja o individuo, em determinados momentos, possui duas possibilidades de comportamento (e.g., usar ou não usar aerosol com CFC) em que uma é mais racional do ponto de vista individual, na medida em que os beneficios estão concentrados no individuo e os maleficios são espalhados por todos, e outra é mais racional do ponto de vista colectivo. No entanto se todos escolherem a alternativa mais racional individualmente todos perderão a médio prazo (para uma formulação pormenorizada ver ob. cit.).

Neste contexto a resistência a certas tecnologias e empreendimentos pode ser encarada como estando relacionada com um dilema social invertido. Ou

seja no caso de tecnologias como a da incineração, o problema da equidade poê-se de forma oposta. No caso da instalação, por exemplo, duma incineradora num dado lugar os "malefícios" serão concentrados naquele lugar e os "benefícios" serão distribuidos por todos. Deste modo, ao contrário do que possa parecer é sempre mais racional, do ponto de vista local, resistir à instalação da tecnologia do que aceitá-la.

Se tal for verdadeiro então a percepção do risco de uma dada actividade deverá ser tanto maior quando maior for a proximidade da referida actividade. A figura 4 mostra isso mesmo. Aí se apresenta uma interacção significativa entre a proximidade de uma possível instalação de aterros para resíduos industriais e o lugar da residência (perto do lugar designado e na sede do concelho).

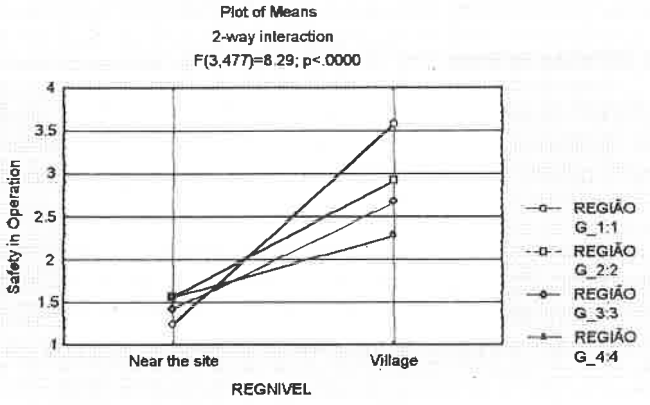


Fig. 4- Interacção significativa entre os níveis de proximidade de uma obra (atrerros de resíduos industriais) e a percepção de risco (Palma-Oliveira, 1995b)

A questão da equidade percebida torna-se assim um verdadeiro problema. Para mudar um dilema social é necessário seguir por dois caminhos complementares. Ou os individuos mudam o modo como encaram a situação ou se muda o chamado "pay off" da situação. Ou seja a situação terá de deixar de ser vista como injusta e/ou as compensações (beneficios) deverão ser de molde a controlar os "malefícios".

Conclusão

Em suma poderemos chegar a quatro grandes conclusões:

1. É impossível criar uma medida totalmente objectiva de risco, imune a considerações de valor. Será possível desenvolver uma AQR que incorpore a gestão de risco e a assumpção das suas limitações.

2. Parece haver uma tendência para a "sobrestima" do risco ambiental (a palavra não indica um desvio em relação à "realidade" mas ao ponto

médio das escalas). Essa tendência, tudo o indica, será independente da origem educacional, profissional, regional ou nacional da amostra e estará inscrita na matriz cultural actual. Portugal parace ser dos países onde essa tendência é mais clara.

3. Esta tendência geral é acentuada nas regiões apontadas para receber infra-estruturas que, pela sua natureza, tendem a ser percebidas possuindo um risco desconhecido, evocam um sentimento de ameaça e com um grande número de pessoas expostas ao risco . Nestas regiões a percepção do risco é acentuada devido ao facto de existir um dilema social inverso.

4. A extremidade dos efeitos do dilema estará em relação directa com a identidade social local e a proximidade do local.

Referências Bibliográficas

Borges, J. 1989. Some basic concepts in buiding: their multidisciplinary character. Comunicação apresentada na *III International Conference on Structural Failure, Product Liability and Technical Insurance*. Lisboa: LNEC.

Borrego, C. (Coordenação) 1995. *Estudos de Impacte Ambiental do Sistema de Tratamento de Residuos Industriais: Componente incineradora e tratamento fisico-quimico*. Instituto para o Desenvolvimento e Ambiente, Universidade de Aveiro. (Estarreja, Poceirão, Setúbal 1, Setúbal 2, Sines).

Douglas, M. e Wildavsky, A. 1982. *Risk and Culture*. Berkeley: University of California Press.

Dunlap, R. e Mertig, A. 1995. Global Environmental Concern: A challenge to the post-materialism thesis. In P. Ester e W. Schluchter (Eds.), *Social Dimensions of Contemporary Environmental Issues: International Perspectives*. Tilburg: Tilburg University Press.

Freudenberg, W. e Pastor, S. 1992. Stalking the syndromes. *Jornal of Social Issues, 48,* 4, 39-62.

Garcia-Marques, L. e Palma-Oliveira, J. 1992. *Global Change and the Role of Social Psychology*. Comunicação apresentada na International Conference for Inovation in Social Psychology. Lisboa, ISPA.

Lima, M. 1993. *Percepção do Risco Sísmico: medo e ilusões de controlo*. Dissertação de Doutoramento. Lisboa: ISCTE.

Lindell, M. e Earle, T. 1983. How close is closé enough: public perceptions of the risk of industrial facilities. *Risk Analysis, 3,* 245-253.

Longino, H. 1983. Beyond "Bad Science": Skeptical Reflections on the Value-Freedom of Scientific Inquiry. *Science, Technology, & Human Values, 8*, 7-17.

Marques, J., Palma-Oliveira, J., Marques, J. & Ferreira, M. 1995. Sub-group Comparisons. In Levy-Leboyer, C., Bonnes, M., Pawlik, K., Ferreira-Marques, J., Chase, J., Zegal, Z. & Palma-Oliveira, J. *The Psychological and Social Determinants of Environmental Attitudes and Behaviors: International Comparison*. Relatório do Projecto Europeu com o mesmo título, Bruxelas.

Mayo, D. 1991. Sociological Versus Metascientific views of risk assessment. In D. Mayo e R. Hollander (Eds.) *Acceptable evidence: Science and values In risk management*. New York: Oxford University Press.

McClelland, Schulze e Hurd, 1990 The effect of risk beliefs on property values: a case study of a hazardous waste site. *Risk Analysis, 10,* 4, pp. 485-497.

Morgan, M. e Henrion, M. 1990. *Uncertantity: a guide to dealing to Uncertantity in Quantitative Risk and Policy Analysis*. Cambridge: Cambridge University Press.

Palma-Oliveira, J. 1992. Stress Ambiental: Um Selectivo Ponto da Situação e Modelo Explicativo *Revista da Sociedade Portuguesa da Psicologia, 28*, 13- 77.

Palma-Oliveira, J. 1995. *Determinantes da Percepção de Risco: Dados preliminares*. Comunicação apresentada nas II Jornadas de Estudo, Desenvolvimento e Cultura da Sociedade Portuguesa de Psicologia. Lisboa: FPCE da UL.

Palma-Oliveira, J. 1995. *Determinants of risk perception towards toxic landfills and incinerators: how social psychological factors can play a role.* Comunicação apresentada por convite na European Conference on the Environment . Corunha, Espanha.

Palma-Oliveira, J. e João, P. 1996. *E o Humano? A Psicologia Ambiental na Avaliação de Impactes Ambientais*. Comunicação apresentada ao V° Congresso Nacional sobre a Qualidade do Ambiente, Aveiro.

Pollatsek, A. e Tversky, A. 1970. A Theory of Risk. *Journal of Mathematical Psychology, 7*, 540-553.

Slovic, P., Fischoff, B. e Lichtenstein, S. 1979. Rating the risks. *Environment, 21*, 14-20.

Slovic, P., Fischoff, B. e Lichtenstein, S. 1980. Facts vs. Fears: Understanding perceived risk. In R. Schwing e W. Albers (Eds.) *Societal risk assessment: How safe is safe enough?*. New York.Plenum.

Slovic, P., Fischoff, B. e Lichtenstein, S. 1982. Why study risk perception. *Risk Analysis,* 2, 2, 83-93.

Slovic, P., Fischoff, B. e Lichtenstein, S. 1985. Characterizing Perceived risk. In R. W. Kates, C. Hohenemser e J. Kasperson (Eds.). *Perceived risk* Boulder, Co. Westview, Press.

Starr, C. e Whipple, C. 1982. Risks of Risk Decisions. *Science, 208*, 1114-1119.

Visocki, K.1988. *Siting controversial facilities in werstern europe: a look at policies and practices contributing to public tolerance*. Manuscrito não publicado, German Marshall Found of the United States.

PLANO NACIONAL DA POLÍTICA DE AMBIENTE: Metodologia de Elaboração e Orientações Estratégicas

FRANCISCO NUNES CORREIA[1]

Resumo

Entre Outubro de 1993 e Novembro de 1994 foi preparado o primeiro Plano Nacional da Política de Ambiente (PNPA), que viria a ser aprovado em Conselho de Ministros em Março de 1995. Esta aprovação teve lugar após um amplo processo de discussão pública que permitiu introduzir um elevado número de alterações ao texto inicial, enriquecendo-o significativamente. Dado que se trata do primeiro documento desta natureza elaborado em Portugal, julga-se interessante apresentar a metodologia da sua elaboração e expor sucintamente as principais linhas de orientação estratégica em que se baseia. Assim, apresentam-se os antecedentes e o enquadramento jurídico do PNPA, o processo de preparação e discussão pública, os principais vectores e linhas de orientação estratégica, as áreas de intervenção ambiental consideradas, e algumas reflexões de natureza conclusiva.

Palavras Chave

Política de ambiente, estratégia ambiental, gestão ambiental, plano nacional, desenvolvimento sustentável

1. ANTECEDENTES E ENQUADRAMENTO JURÍDICO

O Plano Nacional da Política de Ambiente (PNPA) não deve ser visto como o resultado de uma iniciativa isolada ou de um acto de voluntarismo político. Existe um conjunto de antecedentes, nos planos jurídico e político, que o explicam e que contribuem para lhe dar forma e conteúdo.

No plano político, podem ser registados factos, internos e externos, que contribuíram de forma directa e indirecta para a realização do Plano.

A Conferência das Nações Unidas sobre Ambiente e Desenvolvimento (CNUAD), correntemente designada por Conferência do Rio (IPAMB, 1993), veio trazer para o primeiro plano da discussão ambiental o conceito de *desenvolvimento sustentável* . Entre os múltiplos atributos que este novo paradigma de desenvolvimento encerra (CORREIA, 1995), podem destacar-se três dimensões de importância fundamental:

---

[1] Agregado em Engenharia Civil, Professor Associado do Instituto Superior Técnico

- Uma consciencialização ambiental da sociedade e dos agentes económicos;
- Uma integração transversal do ambiente em todas as políticas sectoriais;
- Um sistema institucional baseado na responsabilidade partilhada

A elaboração de planos nacionais de ambiente é uma das medidas vivamente recomendadas pela CNUAD para pôr em prática estes objectivos. Estas preocupações estão presentes, também, no 5º Programa de Ambiente da União Europeia (CCE, 1993) que prevê a formulação de políticas sustentadas para os cinco sectores-alvo com maior incidência ambiental, designadamente a indústria, a energia, os transportes, a agricultura e o turismo.

Portugal assumiu responsabilidades muito particulares na Conferência do Rio na medida em que lhe coube a presidência da União Europeia durante o período de preparação e de realização da Conferência. Portugal foi também um dos primeiros países a produzir documentos com recomendações para a implementação, no plano interno, das recomendações e das deliberações da CNUAD (MARN, 1993a; MARN, 1993b). Estes relatórios, que têm por objectivo equacionar num referencial adequado à situação portuguesa a Agenda 21 e os outros documentos aprovados no Rio, desde logo fizeram sentir a necessidade de elaborar um documento de natureza programática que explicitasse as acções a desenvolver nas várias áreas com relevância para a gestão ambiental.

Entretanto, a preparação do Plano de Desenvolvimento Regional (PDR), e a subsequente negociação do 2º Quadro Comunitário de Apoio (QCA) em 1992 e 1993, obrigaram a reflectir sobre as prioridades da política de ambiente e a sistematizar as intervenções consideradas mais importantes. Recorda-se que no PDR, "*Preparar Portugal para uma vida de mais qualidade*" constitui uma das linhas de orientação estratégica e, pela primeira vez, é considerado um Programa Operacional na área do *Ambiente e Revitalização Urbana,* o que constituiu um passo muito significativo na afirmação da área ambiental face às outras políticas sectoriais. Este Programa Operacional prevê intervenções nos seguintes domínios:

- Melhoria da qualidade ambiental nas grandes concentrações urbanas;
- Conservação e valorização do património natural;
- Melhoria do impacte ambiental da actividade produtiva;
- Informação e formação ambiental.

Estas áreas de intervenção eram, desde há alguns anos, consideradas relevantes em vários documentos oficiais, nomeadamente o Livro Branco sobre o Estado do Ambiente em Portugal (MARN, 1991) e os Relatórios do Estado do Ambiente e Ordenamento de Território (MPAT/MARN, 1993). Estes documentos têm por objectivo a caracterização dos problemas ambientais do País, suscitando, inevitavelmente, a necessidade de um documento programático que aponte caminhos para lhes fazer face. Por outro lado, a disponibilidade de meios financeiros criados pelo QCA vem tornar mais necessária a elaboração desse documento, de forma a dar coerência e sentido político global aos investimentos a realizar até ao fim do século.

As regras do Fundo de Coesão, que obrigam a que 50% seja gasto em projectos ambientais, veio reforçar estas disponibilidades e acentuar a necessidade de estabelecer um quadro de referência que enunciasse propósitos, estabelecesse prioridades e, acima de tudo, introduzisse uma visão e um rumo que se projectassem para lá do horizonte limitado da mera aplicação dos fundos disponíveis.

No plano jurídico, o PNPA tem a sua origem e principal suporte legal na Lei de Bases do Ambiente (Lei nº 11/87 de 7 de Abril). Com efeito, esta Lei, no seu Artigo 27º, enumera os instrumentos da *Política de Ambiente*, referindo, na alínea b), o *Plano Nacional*. Todavia, a lei é omissa relativamente à forma e ao prazo de elaboração do Plano, ao contrário do que acontece em relação a outras disposições que são especificadas e calendarizadas.

Em 1990, um Despacho do Primeiro Ministro (Despacho 28/90 de 30 de Março, DR II Série Nº 84 de 10-4-1990) anuncia a elaboração do PNPA que então se previa vir a estar pronto dentro de um ano. Esta previsão veio a revelar-se muito optimista e as diligências então empreendidas, por vicissitudes diversas, vieram a não produzir os resultados pretendidos.

Em 1993, o Despacho da Ministra do Ambiente e Recursos Naturais, Nº106/MARN/93 de 27 de Setembro, aditado pelo Despacho Nº 13/MARN/94 de 22 de Fevereiro, relança a elaboração do PNPA, em moldes substancialmente distintos dos inicialmente adoptados.

Após consulta ao Conselho Económico e Social, o Plano Nacional da Política de Ambiente foi aprovado pela Resolução de Conselho de Ministros Nº 38/95 de 9 de Março (DR I Série - B de 21-4-1995).

É importante sublinhar que esta Resolução não se limita a aprovar o PNPA, determinando também que "... *para além da execução das medidas previstas no PNPA, todos os ministérios deverão observar as linhas de orientação estratégica que ele enuncia na sua actividade de planeamento e na formulação das suas políticas específicas* ".

A Resolução determina ainda que "... *o PNPA seja objecto de um processo anual de avaliação e controlo de execução, nos termos previstos no próprio Plano, e que seja revisto até ao final de 1997* ".

2. PROCESSO DE PREPARAÇÃO E DISCUSSÃO PÚBLICA

Para a elaboração da versão preliminar do PNPA, foi adoptada uma metodologia leve e flexível que se revelou eficaz. Em vez de criar uma comissão interministerial, necessariamente pesada, e condenada, muito provavelmente, a ter representantes com pouca capacidade de decisão, optou-se por constituir apenas um Grupo de Trabalho com quatro elementos, trabalhando sob a orientação directa da Ministra do Ambiente. Por sua vez foi pedida a todos os ministros a indigitação de um seu representante directo, que passou a funcionar como ponto de contacto para

todos os assuntos relativos ao respectivo ministério. Para os organismos do MARN foi solicitada, por despacho ministerial, a colaboração pessoal de todos os Directores-Gerais.

Dado o pouco tempo disponível para a elaboração do Plano e o interesse em suscitar, em todos os ministérios, uma reflexão sobre as questões ambientais, adoptou-se uma abordagem que pode ser considerada um misto de uma atitude "top down" e "bottom up". Por uma abordagem "bottom up" entende-se aquela em que cada entidade prepararia o seu próprio plano, cabendo ao Grupo de Trabalho, como vértice do processo, preparar uma síntese das propostas formuladas. Uma abordagem "top down" consistiria em dar orientações precisas às várias instituições que desenvolveriam, ou detalhariam, as orientações recebidas.

A abordagem mista que foi adoptada consistiu em formular, de cima para baixo, grandes linhas de orientação estratégica deixando, contudo, grande liberdade aos vários intervenientes para formularem as suas próprias propostas. O formato de apresentação destas propostas foi, também, estabelecido de cima para baixo de forma a conseguir um razoável grau de homogeneidade.

Esta metodologia obrigou, obviamente, a limar muitas arestas através de um diálogo com as várias entidades, uma vez que nem sempre as propostas inicialmente apresentadas se mostraram consentâneas com o nível desejado. Em alguns casos, mais complexos, as arestas tiveram de ser limadas ao nível dos responsáveis políticos, com a intervenção directa dos próprios ministros. Na generalidade dos casos foi possível introduzir grandes aperfeiçoamentos com base nesse diálogo, embora tenham persistido algumas raras situações pontuais em que não foi possível alcançar um nível de empenhamento e compromisso considerados desejáveis. Importa sublinhar que não se pretendia elaborar um texto teórico sobre ambiente, mas antes um documento programático que vinculasse as várias entidades. Por isso, preferiu-se sempre propostas menos ambiciosas mas com viabilidade de execução em detrimento de proclamações muito ambiciosas mas pouco realistas.

O estabelecimento das linhas de orientação estratégica constituiu uma fase importante de todo o processo. Nesta fase estabelece-se o essencial da orientação política do documento pelo que é necessária uma interacção muito intensa com o mais alto nível de decisão política. É necessário, também, combinar um conhecimento profundo dos problemas ambientais do País com uma visão aberta e pouco "condicionada" desses problemas. O conhecimento profundo foi procurado junto dos responsáveis pelos vários serviços do Ministério do Ambiente, através de múltiplos contactos e de uma reunião expressamente realizada para esse efeito. A visão aberta e pouco "condicionada" foi colhida junto de várias individualidades reunidas numa sessão de "brainstorm" que se revelou extremamente criativa.

É interessante referir que para essa sessão, a par de especialistas em ambiente, foram convidadas pessoas que não têm qualquer ligação ou interesse especial relativamente à esta problemática mas que se julgou

poderem contribuir através da sua capacidade de reflectir sobre os problemas da sociedade portuguesa e das suas especificidades.

A par da elaboração do PNPA foram elaborados, pelos serviços do MARN ou por especialistas convidados, vários anexos reunidos num segundo volume. Estes anexos têm o objectivo principal de caracterizar vários aspectos do ambiente, e da sua gestão, em Portugal.

A versão preliminar do Plano foi apreciada, pela primeira vez, em Conselho de Ministros para Assuntos Económicos em Julho de 1994, tendo sido feitas algumas sugestões e propostas de adenda. Em Setembro de 1994 foi feita uma ampla divulgação do documento e iniciado o processo de discussão pública que decorreu até Fevereiro de 1995. Pode ser afirmado, sem qualquer hesitação, que se tratou do mais vasto e participado processo de discussão pública que teve lugar em Portugal.

Foram distribuídos mais de 6 000 exemplares por associações de defesa do ambiente, associações profissionais das mais diversas áreas, associações de indústria, comércio, agricultura e turismo, todos os municípios associações de municípios e associação nacional, todos os grupos parlamentares da Assembleia da República, dezenas de organismos da administração pública e empresas, e a todos os cidadãos que o solicitaram em resposta a anúncios colocados nos principais órgãos de informação.

Os exemplares do Plano (volumes de texto e anexos) foram sempre acompanhados de um pequeno formulário expressamente concebido para permitir recolher a opinião e as sugestões do leitor. Para estimular e facilitar o envio de comentários foi acrescentado um envelope de porte pago. Assim, bastava preencher o formulário com algumas cruzes, adicionar, caso fosse desejado, alguns comentários, e deitar o envelope em qualquer marco de correio para que se pudesse recolher uma opinião. Naturalmente, os leitores eram convidados a enviar comentários mais extensos em folhas anexas e houve muitos que o fizeram.

Para promover o debate do documento o Ministério do Ambiente organizou, por sua iniciativa exclusiva, reuniões no Porto, em Lisboa e em Faro com todos os membros do Grupo de Trabalho e vários representantes dos outros ministérios. O Grupo de Trabalho disponibilizou-se, ainda, para participar em todos os debates organizados por outras entidades, tendo tido lugar 8 sessões em todo o País.

Para além da discussão com o público em geral, foram realizados mais quatro debates de natureza institucional, designadamente com Directores-Gerais e Subdirectores-Gerais do Ministério do Ambiente, com as individualidades que haviam participado no "brainstorm" inicial, com a Associação Nacional de Municípios Portugueses, com o Conselho Directivo do IPAMB e com o Conselho Económico e Social. Estas três últimas entidades elaboraram pareceres formais, tendo o Governo entendido que o do Conselho Económico e Social devia anteceder obrigatoriamente a aprovação final do Plano por parte do Governo.

A discussão pública e a cerca de centena e meia de comentários escritos e pareceres, deram origem a um elevadíssimo número de alterações e adendas. No que diz respeito às áreas de intervenção do Ministério do Ambiente, foi possível contemplar a quase totalidade das sugestões, dado que a decisão final era tomada dentro do próprio ministério. No que se refere aos outros ministérios foi necessário adoptar uma atitude mais parcimoniosa, dado que em alguns casos houve a percepção clara de que as sugestões feitas conduziriam a um novo ciclo de contactos inter-ministeriais que se arrastariam por mais um ano. Contudo, relativamente aos outros ministérios foram introduzidas, também, muitas alterações que se revelaram consensuais ou em que foi possível obter acordo em tempo útil.

É interessante referir que, como resultado da discussão pública, foi introduzido na versão final um capítulo inteiramente novo, dedicado à cultura, e um anexo também novo com a caracterização da ocupação do território em Portugal Continental.

A versão final foi concluída em finais de Fevereiro e aprovada em Conselho de Ministros em 9 de Março de 1995.

3. VECTORES E LINHAS DE ORIENTAÇÃO ESTRATÉGICA

O PNPA assume-se, não como um fim em si mesmo, mas antes como um instrumento ao serviço de uma política de ambiente. Por este motivo, para além de enumerar um conjunto de acções concretas, o Plano tem, acima de tudo, a preocupação de explicitar os grandes objectivos e os desígnios dessa política.

Nas sociedades contemporâneas não é possível conceber um plano com a natureza de um *dictate* que estabeleça em definitivo o que vai ser feito, quando e como. Este Plano deve ser entendido como uma *carta de navegação* que ajuda a definir um rumo face à miríade de problemas a que é necessário fazer face.

Por estas razões, o PNPA começa por enunciar cinco princípios em que assenta a toda a filosofia de abordagem, e que se apresentam, a seguir, de forma sucinta:

- Ambiente e desenvolvimento são faces indissociáveis da mesma realidade;
- O ambiente mais do que um dever é um direito fundamental da pessoa humana;
- Uma política de ambiente só é possível e eficaz se não se limitar a ser uma tarefa de Estado, mas antes for assumida por toda a sociedade;

- Há valores do património natural que têm uma dimensão intangível que fica para além de um custo ou de um valor económico;

- As questões ambientais têm uma natureza crescentemente global e é neste plano que têm de ser abordadas e resolvidas

O PNPA apresenta ainda, na sua parte introdutória algumas reflexões sobre o âmbito e limites de uma política de ambiente, defendendo a ideia de que é preciso ter em conta que todos os sectores são relevantes para o ambiente sem que se deva cair na situação extrema de pretender que todos os sectores se devem limitar a obedecer aos ditames estritos do ambiente. A partilha de responsabilidades com os vários agentes sociais é incompatível com uma atitude "totalitária" por parte do ambiente, sendo necessário reconhecer a importância das várias dinâmicas sectoriais, mesmo quando, numa primeira abordagem, se apresentam como contraditórias com os desígnios da política de ambiente. Persuasão, negociação e contratualização são, assim, reconhecidas como instrumentos básicos de uma política de ambiente numa sociedade democrática.

O PNPA enuncia três principais vectores para a política de ambiente:

- Reforço da participação da sociedade civil
- Ordenação ambiental das actividades produtivas
- Superação da carência de infraestruturas

Pelo ***reforço da participação da sociedade civil*** entende-se todo o esforço para valorizar e intensificar a participação dos cidadãos e para criar uma dinâmica de co-responsabilização por parte de todos os agentes e grupos de interesse envolvidos.

Pelo ***ordenação ambiental das actividades produtivas*** visa-se a redução do impacte dessas actividades e a sua implantação territorial de forma consentânea com a qualidade do ambiente. A internalização das preocupações ambientais por parte dos sectores produtivos e uma estreita articulação entre ambiente e ordenamento do território fazem parte deste vector de intervenção.

A ***superação da carência de infraestruturas*** tem a ver com os problemas específicos que nos afectam relativamente a um atraso substancial no nível de infraestruturação, com os consequentes prejuízos para a salubridade e qualidade de vida das populações e com a ocorrência de zonas especialmente degradadas de um ponto de vista ambiental.

Assim, a ***sociedade civil***, as ***actividades produtivas*** e a ***infra-estruturação básica*** são os grandes eixos de intervenção em torno dos quais se formulam os objectivos estratégicos e se explicitam as principais áreas de actuação preconizados no Plano.

O reforço da participação da sociedade civil e o ordenamento ambiental das actividades produtivas projectam-se num futuro mais ou menos

longínquo, como eixos permanentes de uma política de ambiente. A superação da carência de infraestruturas constitui um vector de actuação conjuntural, que tem a ver com um atraso específico da sociedade portuguesa que não pode ser negligenciado e que é imperioso superar nos próximos anos.

Os três vectores da política de ambiente constituem uma síntese e uma sistematização das dez linhas de orientação estratégica apresentadas no PNPA:

1 - Educação Ambiental como Tarefa Primordial

2 - Resolução das Disfunções Ambientais Graves ou que Impliquem Riscos Potenciais para as Populações

3 - Superação de Carências Básicas de Infraestruturas

4 - Conservação e Valorização do Património Natural e da Paisagem

5 - Redução do Impacte Ambiental das Actividades Produtivas

6 - Abordagens Espacialmente Integradas dos Problemas Ambientais

7 - Reforço do Papel dos Principais Actores e do Princípio da Responsabilidade Partilhada

8 - Empenhamento na Resolução de Problemas Globais e no Apoio ao Desenvolvimento

9 - Reforço e Qualificação da Capacidade de Intervenção da Administração em Matéria de Ambiente

10 - Reforço dos Mecanismos de Participação da Sociedade Civil

Não é possível fazer aqui uma apresentação exaustiva da razão de ser destas linhas de orientação estratégica, do seu alcance e dos motivos que presidiram à sua formulação. Essas considerações são, aliás, amplamente explanadas no Plano (MARN, 1995). Não se quer, todavia, deixar de reproduzir alguns elementos essenciais de cada linha.

Educação Ambiental como Tarefa Primordial. As múltiplas formas de educação ambiental, nas suas relações dinâmicas com a sociedade, devem constituir o *princípio* e o *fim* de uma política de ambiente. O *princípio* porque a acção do Estado em matéria de ambiente deve emergir da própria sociedade e traduzir as suas exigências relativamente à gestão de um património comum. O *fim* porque os cidadãos, eles próprios, são agentes dessa política e sem a sua iniciativa, ou adesão, não há objectivo ambiental que possa ser alcançado.

Resolução das Disfunções Ambientais Graves ou que Impliquem Riscos Potenciais para as Populações. É necessário adoptar uma

atitude séria e realista, reconhecendo que há zonas do País em que as disfunções ambientais atingiram níveis de gravidade que não são admissíveis e que podem mesmo ocasionar riscos para as populações ou afectar sistemas de grande vulnerabilidade. A resolução destes problemas é o mais elementar dos desígnios da política de ambiente, mas é, sem dúvida, o mais necessário e imperioso no curto prazo.

Superação de Carências Básicas de Infraestruturas. Este tema vem na sequência do anterior e deve ser abordado com uma lógica semelhante. As disfunções ambientais graves ou que impliquem riscos para a saúde pública devem ser tratados com a mais elevada prioridade mas não podem fazer esquecer o défice de infraestruturas que, mesmo não conduzindo a situações de ruptura, contribuem para uma degradação generalizada da qualidade do ambiente e para piorar a qualidade de vida dos portugueses.

Conservação e Valorização do Património Natural e da Paisagem. A conservação da natureza e a valorização do património natural e da paisagem não devem ser entendidas como restrições ao desenvolvimento, mas antes como pressupostos de um modelo de desenvolvimento mais sólido e durável. Se estas preocupações forem assimiladas pela sociedade portuguesa e pelos seus agentes económicos podem mesmo constituir vantagens comparativas da economia portuguesa. A qualidade e diversidade do nosso património natural e da paisagem podem ser, em si mesmas e de diversas formas, fontes de riqueza e de qualidade de vida.

Redução do Impacte Ambiental das Actividades Produtivas. Não é possível conceber, hoje em dia, uma política de ambiente que não passe pela definição de políticas ambientais específicas para todos os sectores da governação e, especialmente, para aqueles que se relacionam com as actividades produtivas. Trata-se de um pressuposto de um modelo de desenvolvimento sustentável e de uma das principais conclusões que pode ser tirada da Conferência do Rio e de todo o processo que a ela conduziu.

Abordagens Espacialmente Integradas dos Problemas Ambientais. A legislação ambiental aplicável à generalidade do território pode não ser suficiente para proteger áreas que apresentem especificidades ou valores peculiares que precisem ser salvaguardados. Assim, a título de exemplo, as áreas protegidas são definidas com fins muito específicos, exigindo padrões elevados de protecção ambiental, e requerendo, portanto, legislação própria e planos específicos de ordenamento. Também a protecção do litoral tem especificidades que ultrapassam o mero cumprimento da legislação aplicável na generalidade do território e deve ser objecto de ordenamento específico. As bacias hidrográficas, por serem reconhecidamente a escala adequada para o planeamento e gestão dos recursos hídricos, exigem igualmente formas próprias de ordenamento hídrico que em última instância têm uma expressão territorial.

Reforço do Papel dos Principais Actores e do Princípio da Responsabilidade Partilhada. As políticas de ambiente não podem ser consideradas como uma mera responsabilidade estabelecida a nível central que se esgota na acção do Governo e da Administração. Pelo contrário, e porventura mais do que em qualquer outra área, as políticas de ambiente devem resultar da iniciativa e da acção de diversos órgãos e agentes da sociedade, incluindo a participação directa e activa da sociedade civil e das suas várias formas de organização.

Empenhamento na Resolução de Problemas Globais e no Apoio ao Desenvolvimento. Muitos dos problemas ambientais com que se defrontam as sociedades contemporâneas têm uma natureza global e só a essa escala podem ser resolvidos. Portugal não se pode alhear das iniciativas conduzidas nesse plano e tem de ser parte actuante do esforço conduzido a nível planetário em matéria de ambiente e desenvolvimento.

Reforço e Qualificação da Capacidade de Intervenção da Administração em Matéria de Ambiente. Pretende-se prestar a maior atenção à superação das insuficiências da administração e realizar um esforço significativo para aumentar e melhorar a sua capacidade de intervenção, especialmente no que diz respeito ao Ministério do Ambiente, que precisa aumentar a sua capacidade de traduzir no terreno as políticas definidas, e de aplicar de forma consistente a legislação existente e promover uma articulação mais eficaz com os outros sectores da administração. Com este propósito, o reforço e qualificação da capacidade de intervenção da administração, em geral, e do Ministério do Ambiente, em particular, é considerado como uma das linhas de orientação estratégica da política de ambiente.

Reforço dos Mecanismos de Participação da Sociedade Civil. Para além de uma atitude generalizada de sensibilização ambiental por parte do público e do reforço do papel dos principais actores e do princípio da responsabilidade partilhada, importa consolidar e dar enquadramento jurídico aos mecanismos de participação da sociedade civil na formulação das políticas de ambiente e nos processos de decisão inerente à gestão ambiental. Este desígnio constitui, também, uma linha de orientação estratégica da política de ambiente.

No Quadro I apresenta-se a relação entre os vectores da política de ambiente e as linhas de orientação estratégica.

4. ÁREAS DE INTERVENÇÃO AMBIENTAL

O PNPA contou com a colaboração de todos os ministérios, sem excepção, pelo que as áreas de intervenção são extremamente diversificadas e abrangentes. Naturalmente, os domínios de intervenção que estão sob a responsabilidade directa do Ministério do Ambiente são abordados com um maior grau de pormenor e os compromissos assumidos têm, neste caso,uma calendarização bem definida. São ainda indicados os recursos financeiros que podem ser mobilizados e outros recursos relevantes.

Quadro I - Relação entre os vectores da política de ambiente e as linhas de orientação estratégica

	1º Vector Sociedade Civil	2º Vector Actividades Produtivas	3º Vector Infra-estruturas	Aspectos Complementares
Linha 1 Educação ambiental como tarefa Primordial	■			
Linha 2 Resolução das disfunções ambientais graves ou que impliquem riscos potenciais para as populações			■	
Linha 3 Superação de carências básicas de infraestruturas			■	
Linha 4 Conservação e valorização do património natural		■		
Linha 5 Redução do impacte ambiental das actividades produtivas		■	■	
Linha 6 Abordagens espacialmente integradas dos problemas ambientais		■		
Linha 7 Reforço do papel dos principais actores e do princípio da responsabilidade partilhada	■	■		
Linha 8 Empenhamento na resolução de problemas globais e no apoio ao desenvolvimento				■
Linha 9 Qualificação e reforço da capacidade de intervenção da administração em matéria de ambiente				■
Linha 10 Reforço dos mecanismos de participação da sociedade civil	■			

No que diz respeito aos outros ministérios não foi possível estabelecer calendários tão rigorosos e revelou-se absolutamente impossível, em tempo útil, fazer uma avaliação dos recursos disponíveis. Constatou-se que muitos ministérios têm em curso acções com grandes mais-valias positivas para o ambiente, mas que não estão formuladas expressamente em termos ambientais porque resultam de outras preocupações sectoriais. Nem sempre é fácil identificá-las e ainda é mais difícil saber que fracção do seu custo deve ser imputada ao ambiente.

As áreas que são objecto de uma intervenção directa e predominante do Ministério do Ambiente são as seguintes:

- Recursos Hídricos
- Orla Costeira
- Conservação da Natureza
- Resíduos Urbanos e Industriais e Substâncias Químicas
- Qualidade do Ar e Clima
- Ruído
- Qualidade Ambiental das Zonas Urbanas
- Riscos Naturais e Induzidos pelo Homem
- Defesa do Consumidor
- Investigação e Desenvolvimento Tecnológico
- Educação, Formação e Participação do Cidadão
- Reforço da Capacidade Institucional

No que diz respeito às outras áreas de intervenção, foram considerados dois grupos distintos. Em primeiro lugar, as que têm uma maior incidência sobre o ambiente. Para além dos cinco sectores-alvo definidos no 5º Programa de Ambiente da União Europeia, que se entendeu serem também relevantes em Portugal, foram considerados dois outros sectores, o mar e o ordenamento do território. Com efeito, julga-se que estas áreas têm, no nosso País, uma grande importância em termos ambientais.

Assim, os sectores considerados cruciais em termos de gestão ambiental são os seguintes:

- Indústria
- Energia
- Transportes
- Agricultura
- Turismo
- Mar
- Ordenamento do Território

Os outros sectores, considerados também relevantes para a gestão do ambiente, são os seguintes:

- Educação
- Ciência e Tecnologia
- Cultura
- Saúde

- Comércio
- Finanças
- Habitação
- Emprego e Segurança Social
- Justiça
- Defesa Nacional
- Administração Interna
- Negócios Estrangeiros

Para todos estes domínios de intervenção e sectores de actividade foram consideradas "Áreas de Actuação", sendo apresentadas as principais medidas associadas a essas áreas.

As Áreas de Actuação correspondem ao "elemento" básico do PNPA relativamente às quais são identificadas as entidades com responsabilidades na sua execução. No fim de cada capítulo são apresentados quadros em que se mostra a incidência do cumprimento das várias Áreas de Actuação na satisfação das dez linhas de orientação estratégica antes enunciadas. São considerados três níveis de incidência, designadamente grande incidência, incidência moderada e alguma incidência. Este cruzamento entre as áreas de actuação e as linhas de orientação estratégica pode contribuir para fazer posteriormente uma avaliação da execução do plano, no que diz respeito à satisfação dos seus principais desígnios estratégicos.

Algumas áreas de intervenção têm um âmbito muito geral e assumem contornos pouco definidos, tendo, muitas vezes, a natureza de preocupações ou instrumentos que devem estar sempre presentes,a todos os níveis, na implementação da política de ambiente. Estas áreas estão agrupadas num capítulo dedicado a instrumentos para a implementação de uma política de ambiente, sendo referidas as seguintes:

- Planeamento
- Instrumentos Institucionais
- Instrumentos Jurídicos
- Instrumentos Económicos e Financeiros
- Avaliação de Impactes Ambientais
- Auditorias Ambientais
- Persuasão, Negociação e Contratualização
- Informação, Sensibilização Pública e Participação do Cidadão
- Investigação, Desenvolvimento Tecnológico e Demonstração

O PNPA compreende ainda um segundo volume em que estão reunidos oito anexos:

I - Caracterização sumária do estado do ambiente em Portugal Continental
II - Caracterização sumária da ocupação e organização do território de Portugal Continental
III - Opinião pública portuguesa em matéria de ambiente
IV - Suporte financeiro do Plano Nacional da Política de Ambiente

V - Instrumentos de ordenamento do território relevantes para a gestão ambiental
VI - Principais competências dos órgãos da administração pública central e local em matéria de ambiente
VII - Critérios globais de avaliação de projectos ambientais
VIII - Indicadores para planeamento e gestão ambiental

Por se entender que um plano deste tipo deve ser adaptativo, e ainda por se tratar do primeiro Plano Nacional da Política de Ambiente realizado em Portugal, não havendo experiência sobre a sua aplicação prática e sobre os mecanismos de avaliação dessa aplicação, foi prevista uma primeira revisão em 1997, e introduzido,desde já, um mecanismo de avaliação e controlo de execução.

Propõe-se que a Comissão Consultiva de Ambiente (CCA), órgão consultivo previsto na Lei Orgânica do Ministério do Ambiente, e o Conselho Económico e Social (CES), que constitui a mais alta instância de representação institucional da sociedade civil, desempenhem o principal papel neste processo de avaliação e controlo.

A rotina anual do sistema de avaliação deverá ter os seguintes passos:

- Elaboração de Relatórios Temáticos para todas as áreas de intervenção consideradas. Estes relatórios são da responsabilidade dos organismos ou Ministérios responsáveis (Janeiro e Fevereiro).

- Elaboração de uma Versão Preliminar do Relatório de Execução do PNPA. Este documento deverá ser elaborado com base nos Relatórios Temáticos por um Grupo de Trabalho anualmente constituído para o efeito e integrando, obrigatoriamente, individualidades exteriores à administração (Fevereiro).

- Discussão da Versão Preliminar na Comissão Consultiva para o Ambiente, em que deverão participar representantes de todos os ministérios e de vários segmentos da sociedade civil (Março e Abril).

- Elaboração, pelo Grupo de Trabalho, da versão final do Relatório de Execução com base na discussão havida na CCA (Abril).

- Apresentação e discussão do Relatório de Execução ao Conselho Económico e Social e preparação de um parecer por parte deste Conselho (Abril).

Foi considerado desejável prever uma primeira revisão do PNPA para 1997, de modo a criar a possibilidade, não apenas de ajustar melhor o Plano à realidade com base na experiência de execução entretanto recolhida, mas também de introduzir inflexões estratégicas que reflictam eventuais mudanças de prioridades e orientações políticas, por parte de um novo Governo.

5. NOTAS CONCLUSIVAS

Mais do que um documento meramente circunstancial, cuja legitimidade se esgota com o fim do mandato do Governo que o aprovou, o Plano Nacional da Política de Ambiente tem a legitimidade que lhe é conferida pela Lei de Bases do Ambiente e por um processo de discussão pública que envolveu amplamente a sociedade civil e, de uma maneira formal, o próprio Conselho Económico e Social.

Um documento desta natureza pode, legitimamente, suscitar controvérsias e discordâncias. Contudo, não parece legítimo não o ter em conta sem que antes se tenha procedido à sua substituição por outro documento da mesma natureza.

O PNPA contém mecanismos para a avaliação da execução e prevê a sua revisão em 1997. Esta revisão constitui uma excelente oportunidade para conduzir um novo processo de reflexão sobre princípios, desígnios e prioridades, de forma a ajustar o Plano às orientações políticas que, muito legitimamente, cabe aos governantes estabelecer.

A experiência de preparação do PNPA foi particularmente estimulante e enriquecedora. No balanço global dessa experiência revela-se essencial ter em conta três atributos fundamentais: visão, arquitectura e persistência. Visão, que permita formular uma ideia de conjunto da problemática em análise e projectar essa ideia para lá da mera acção imediata. Arquitectura, porque um documento deste tipo é necessariamente complexo e é importante, desde o início, ter uma ideia bastante clara da estrutura do documento que se pretende elaborar. Persistência, porque se trata, afinal, de um complexo processo negocial que envolve entidades e sensibilidades muito diversas e que nem sempre encaram bem a intromissão de uma actividade de planeamento nas suas esferas de acção e competência.

Como balanço crítico, não pode deixar de se referir que o documento acaba por reflectir, mais do que seria desejável, o período de tempo muito curto em que foi realizado. Esta limitação faz-se sentir, desde logo, em algumas heterogeneidades e inconsistências entre os capítulos dedicados a vários ministérios. Todavia, o efeito mais profundo da escassez de tempo reflecte-se no facto de nem sempre haver uma conjugação perfeita entre as linhas de orientação estratégica, enunciadas de "cima para baixo", e as propostas dos vários ministérios formuladas de "baixo para cima". Em algumas áreas acaba por prevalecer uma organização do documento demasiado influenciada pela estrutura orgânica dos serviços públicos, em vez de essa organização reflectir primordialmente os problemas ambientais que há a resolver.

Esta limitação pode, decerto, ser superada em próximas revisões do Plano, restando, desde já, a satisfação de saber que, independentemente do mérito dos resultados alcançados, o primeiro passo foi dado, e este facto é, por si só, muito positivo, tanto mais que em Portugal, com muita frequência, o receio de não alcançar o óptimo impede que se faça o bem.

AGRADECIMENTOS

Agradece-se à Drª Teresa Gouveia, por ter proporcionado a oportunidade de estar associado, sob a sua orientação política, à realização de uma tarefa tão estimulante.

Agradece-se aos outros elementos do Grupo de Trabalho para a Elaboração do PNPA, Engº Pedro Liberato, Profª Eduarda Beja Neves e Dr. Aristides Leitão, a colaboração valiosa e imprescindível que deram em todo o processo e o espírito de entusiasmo com que, em conjunto, nos lançamos a uma tarefa que, de início, quase parecia impossível de realizar.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

CCE 1993. Em Direcção a um Desenvolvimento Sustentável. *Jornal Oficial das Comunidades Europeias,* C138, Maio de 1993, 98 pp

CORREIA; F. N. 1995. Ambiente e Ambientalismos, in *Portugal Hoje*, Ed. E. Sousa Ferreira e H. Rato, Instituto Nacional de Administração, Oeiras, pp 127-160.

IPAMB 1993. AGENDA 21 - Documentos da Conferência das Nações Unidas sobre Ambiente e Desenvolvimento, Instituto de Promoção Ambiental, Lisboa, 411 pp

MARN 1991. Livro Branco sobre o Estado do Ambiente em Portugal, Volume I - Texto, Volume II - Anexos, Ministério do Ambiente e Recursos Naturais, Lisboa, Vol. I - 404 pp, Vol. II - 281 pp.

MARN 1993a. Síntese Estratégica - Aspectos mais Relevantes para o Seguimento em Portugal das Conclusões da CNUAD, Ministério do Ambiente e Recursos Naturais, Lisboa, 36 pp.

MARN 1993b. Análise Temática - Propostas de Seguimento em Portugal das Conclusões da CNUAD Organizadas por Acções e Medidas no Âmbito de cada Área Temática, Ministério do Ambiente e Recursos Naturais, Lisboa, 126 pp.

MARN 1995. Plano Nacional da Política de Ambiente, Volume I - Texto, Volume II - Anexos, Ministério do Ambiente e Recursos Naturais, Lisboa, Vol. I - 292 pp, Vol. II - 366 pp.

MPAT/MARN 1993. Relatório do Estado do Ambiente e Ordenamento do Território, Volume I - Ordenamento do Território, Volume II - Ambiente, Ministérios do Planeamento e ordenamento do Território e do Ambiente e recursos Naturais, Lisboa, Vol. I - 125, Vol. II - 251.

OS LIMITES DA SEGURABILIDADE NA RESPONSABILIDADE CÍVIL AMBIENTE

ALICE BETHENCOURT

1. A SEGURABILIDADE EM TERMOS GENÉRICOS

No ínicio do século (seria a conferência da ONU, realizada em 1972, em Estocolmo, a primeira grande manifestação, a nível mundial, em defesa dos "direitos da natureza"), a responsabilidade pela conservação do meio ambiente, a poluição os danos consequenciais e os sistemas de saúde e de segurança social não eram uma prioridade, nem dos governos nem das seguradoras, nem da sociedade em geral.

O seguro era então - e continuaria a sê-lo por algumas décadas, - mesmo nas mais florescentes empresas, uma questão secundária.

Entre as duas grandes guerras mundiais, as teorias económicas, de onde sobressaiem as ideias Keynesianas, deram relevo à ideia de que o futuro é previsível e que o homem era, por isso, capaz de controlar as incertezas.

Com o aumento das incertezas, o seguro ganha nova importância e deixa de ser um instrumento secundário de avisada precaução, para ser uma pré-condição do equilibrio dos sistemas económicos, aumentando a apetência dos governos para recorrer ao seguro como instrumento de transferência de responsabilidades de que pretendiam desembaraçar-se.

Nos últimos 20 anos, o seguro vai, pois, tornando-se gradualmente num pilar essencial das políticas económicas, nomeadamente pelas seguintes vias:

- como complemento da Segurança Social e da política nacional de saúde
- como instrumento captador de poupança
- como fornecedor e garante de avaliação, identificação e gestão de riscos industriais, tecnológicos e do ambiente.

Drª. Alice Bethencourt
Administradora
Companhia de Seguros Fidelidade, S.A.

No ambito dessa evolução, podem considerar-se dois níveis de segurabilidade:

- um nível superior onde, em teoria, todos os riscos são seguráveis, desde que se disponha de uma massa crítica, definitivamente quantificada quanto à sua vulnerabilidade e à frequência provável de sinistros;

- um segundo nível, que é determinado pela capacidade de segurar por parte do sector, à qual estão intimamente ligados a dimensão e composição da carteira global e as condições e limites do resseguro disponível.

Ao problema da segurabilidade estão também ligadas as condições regulamentares, o profissionalismo dos subscritores de riscos, os níveis de solvência, o controlo das responsabilidades e a capacidade legal e técnica de constituir reservas para casos de extrema incerteza.

Numa abordagem pragmática, importa referir os principais critérios a ter em conta na análise da segurabilidade de determinados riscos menos vulgares, sobre os quais as dúvidas são mais patentes:

- alietoriedade da ocorrência de um dano;
- possibilidade de determinar a perda máxima possível e o montante do custo médio por sinistro;
- intervalo médio de tempo estimado entre duas ocorrências;
- consequências das políticas governamentais ou de restrições legais, que podem conduzir a uma situação extrema de seguros obrigatórios de riscos tecnicamente inseguráveis;
- definição clara do risco e grau de conhecimento da sua complexidade e dos limites das coberturas;
- efeitos secundários que alterem o risco;
- riscos de desenvolvimento;
- razoabilidade económica do prémio tanto para o segurado como para o segurador;
- limites de capacidade e de resseguro disponível;
- congruência da capacidade com a responsabilidade;
- grau de subjectividade a considerar;
- risco moral.

Concretizando ainda mais estes aspectos há que considerar também, na definição dos contornos da segurabilidade, os seguintes factores de carácter técnico:

- insuficiente conhecimento dos riscos (meio ambiente, ensaios clínicos, riscos genéticos e biotecnológicos, novas doenças e outros);

- modificação das atitudes do consumidor (conceito "deep pocket"; exageros no domínio da responsabilidade objectiva);

- limitações imprevisíveis da oferta de resseguro (consequências, por exemplo, das recentes inundações no norte da Europa, - que já tinham causado prejuízos de 1 bilião de USD, em 1993, só na Alemanha e Holanda - e terramoto na zona "protegida" de Kobe);

- efeitos da concorrência nas insuficiências tarifárias;

- consequências não dimensionáveis de riscos de longo prazo e de riscos de desenvolvimento;

- incentivo à fraude, à irresponsabilidade e ao laxismo decorrentes de seguro excessivo ou da assunção de riscos não seguráveis pela sua natureza (o mito dos seguros "contra todos os riscos" e da cobertura de certos riscos políticos, actos criminosos e riscos de terrorismo);

- alteração do contexto regulamentar (evolução quanto ao reconhecimento de cláusulas abusivas e imposições não desejáveis em modalidades particularmente sensíveis como a doença);

- possibilidade efectiva de repartição de riscos entre seguradoras, segurados e Estado (soluções comunitárias de solidariedade social);

Para além das características e limitações de natureza técnica relacionadas com a segurabilidade e os seus limites, há desde já que contar com as variáveis de natureza financeira.

Como é sabido, a actividade seguradora desenvolve-se paralelamente nas suas componentes técnica e financeira que não podem, por isso, ser dissociadas.

E, se as implicações financeiras podem constituir limitações à segurabilidade, também podem contribuir para o alargamento dos seus limites.

Quanto às limitações, destacam-se principalmente a capacidade financeira de uma seguradora ou de um conjunto de seguradoras chamadas a cobrir determinados riscos de natureza excepcional, o grau da sua rentabilidade - o que equivale a invocar a sua capacidade de criar recursos próprios de auto--financiamento -, a evolução da valorimetria dos activos representativos das suas responsabilidades técnicas, o "risco de contágio" latente em situações de conglomerados financeiros e ainda os efeitos de quebras de rentabilidade em produtos financeiros e fundos autónomos geridos por seguradoras.

Porque existe sempre a influência de resultados da área técnica na área financeira, e vice-versa, e porque os ciclos de cada uma delas não são habitualmente coincidentes - antes se alternando - é natural que haja uma transferência de preocupações e prioridades, consoante a fase do ciclo a considerar num dado momento.

Outro tipo de limitações de natureza financeira são as que decorrem da regulamentação prudencial do sector e da actuação das autoridades de supervisão, o que obriga, muitas vezes, a modificar - por vezes radicalmente e em períodos relativamente curtos - as políticas de investimento das seguradoras que, ao contrário, devem, por definição, privilegiar o médio e o longo prazo.

O próprio risco de alguns novos instrumentos financeiros embora se destinem, em princípio, a limitar prejuízos na actividade financeira das seguradoras, é outra possível limitação à expansão dos limites da segurabilidade.

De quanto ficou dito, resulta a convição que muito há ainda a fazer quanto ao aprofundamento dos limites da segurabilidade e ao seu consequente alargamento.

Para além das características do risco, é necessário também avaliar a capacidade de segurar, por parte da seguradora.

Efectivamente o que é segurável num mercado pode não o ser noutro e o que é segurável numa dada empresa pode não o ser noutra.

Daí a necessidade de distinguir entre:

- segurabilidade e capacidade de segurar;
- obrigatoriedade de segurar e obrigatoriedade de aceitação do risco;

Este último aspecto é particularmente importante porque, como já foi referido, têm vindo a surgir, em número crescente, seguros obrigatórios de riscos inseguráveis.

Mas existem meios e formas de poder vir a alargar os actuais limites da segurabilidade, nomeadamente:

- aprofundamento técnico e estatístico dos riscos mais complexos;
- soluções de solidariedade inter-seguradoras, inter-institucionais e inter-regionais;
- aumento da capacidade financeira que permite um aumento da oferta do seguro, tal como do resseguro.

Assim, o que não é segurável hoje, poderá sê-lo mais tarde. Esta questão está muito associada à da necessidade de criar gradualmente um mercado, considerando as adequadas soluções de transição que permitam atingir uma massa crítica, de modo a poderem ser respeitados os princípios básicos da redistribuição do risco.

Aspecto primordial para o alargamento da segurabilidade é a prevenção, muito particularmente quando se trata de riscos ligados à conservação do meio ambiente e às catástrofes naturais.

Para que os individuos e as empresas se sintam motivados para esta prevenção é indispensável criar incentivos, de natureza fiscal ou outros, e produzir códigos, regulamentos e procedimentos que reduzam a dimensão de sinistros de grandes proporções.

Mas também os próprios seguradores têm um papel importante no incremento da prevenção - que constitui uma das suas funções tradicionais -, através do estudo e divulgação de medidas concretas, definidas a partir da sua própria experiência, quanto aos mais diversos riscos.

Uma outra contribuição significativa pode ser a cooperação entre seguradoras e especialistas de áreas técnicas e científicas de vanguarda, de forma a assegurar um conhecimento mais detalhado dos riscos, quer na sua configuração actual, quer futura.

O essencial é que, mesmo admitindo nas funções das seguradoras uma componente social, não se pode esquecer que a sua vocação é essencialmente empresarial, o que é indispensável para que possam assumir plenamente as suas responsabilidades futuras.

2. A SEGURABILIDADE DOS RISCOS AMBIENTAIS

Em 16 de Junho de 1972, concluía-se em Estocolmo a "Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente".

Entre as proclamações incluídas na declaração final daquela Conferência pode ler-se:

- "o homem é simultâneamente criatura e criador do seu meio ambiente, que assume a sua subsistência fisica e lhe oferece a possibilidade de um desenvolvimento intelectual, moral, social e espiritual;

- a protecção e melhoria do meio ambiente é uma questão da maior importância que afecta o bem-estar das populações e o desenvolvimento económico no mundo inteiro; corresponde ao voto ardente dos povos de todo o mundo e constitui um dever para os governos".

No mesmo ano, era publicado o famoso relatório Meadows elaborado no M.I.T. por uma equipa de investigadores internacionais, a solicitação do Clube de Roma, relatório esse a que foi dado o título genérico de "Os limites do crescimento".

Estavam dados os primeiros e decisivos passos para um melhor conhecimento e protecção do meio ambiente e iniciado um debate, a nível mundial,que ainda hoje continua, já que a matéria é evolutiva e talvez inesgotável.

Vinte anos depois, tinha lugar no Rio de Janeiro a "Cimeira da Terra", onde representantes dos governos do mundo inteiro abordaram, por ocasião da Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente, cinco grandes temas de reflexão:

- a redacção da "Carta da Terra";
- a polémica "Agenda 21";
- a convenção sobre a atmosfera e o aquecimento do clima;
- a controversa convenção sobre a bio-diversidade;
- a convenção sobre a floresta e os espaços verdes;

Todo o movimento desencadeado pela Conferência de Estocolmo conduz a que o desenvolvimento económico e a conservação do meio ambiente sejam actualmente paralelos e complementares.

Isto significa que os benefícios de um crescimento económico desordenado possam ser anulados pelos custos suplementares para salvaguardar o meio ambiente, propondo o Banco Mundial, nesse sentido, uma estratégia dupla para vencer este desafio. A solução não está em produzir menos, mas em produzir de modo diferente.

Mas, atenção, que a multiplicação das regulamentações anti-poluição, pode conduzir não apenas a menores custos finais - produzir limpo em vez de produzir sujo e despoluir em seguida -, mas também a um novo mercado em muitos sectores das indústria e dos serviços (este mercado foi avaliado em 1992, pela International Finance Corporation, do Banco Mundial, em 300 mil milhões de dólares).

E aqui reside um dos problemas com que a sociedade se debate actualmente, ou seja, o perigo de se empolar os efeitos da poluição para alimentar este mercado. Daí a necessidade de abordar este problema com a maior prudência, devendo dar-se uma grande prioridade à prevenção, como já acima se referiu.

A poluição sistemática do ambiente e, de um modo geral, todas as lesões persistentes que se têm verificado neste domínio determinaram, pela gravidade que assumiram e asumem, a tomada de consciência colectiva relativamente à necessidade de fazer algo no sentido de preservar os recursos naturais sem pôr em causa o desenvolvimento económico.

Esse objectivo - de compatibilizar a protecção do ambiente e o progresso - só poderá ser alcançado mediante uma actuação concertada a três níveis:

O 1º. nível é o da prevenção de condutas indesejáveis. Para além do dever geral de todos e de cada um, de velar pela salvaguarda do património natural, torna-se essencial a adopção de medidas concretas e eficazes neste domínio. Assim, a imposição de condições que diminuam a probabilidade de ocorrência de acidentes; um rigoroso controlo na concessão das licenças de exploração atribuídas ás empresas; uma fiscalização regular dos modos de laboração dessas empresas ; o investimento na investigação de meios tecnológicos susceptíveis de evitarem a produção de substâncias lesivas do ambiente, são alguns dos meios ao alcance do Estado e das empresas para desempenharem esta tarefa essencial de prevenção.

O 2º. nível é o da punição dos agentes poluidores. A punição, ou, pelo menos, a ameaça de punição dos agentes poluidores, é fundamental como

meio dissuasor de condutas lesivas do ambiente. É fundamental, a nosso ver, que as sanções sejam suficientemente pesadas para que a infracção não compense, mas há que assegurar, igualmente, a sua aplicabilidade, de modo a não comprometer irremediavelmente o efeito dissuasor das sanções penais e administrativas.

O 3º. nível prende-se com a reparação dos danos ambientais. É este o aspecto que mais nos vai ocupar, dado o contributo que os seguros ambientais poderão ter no âmbito de uma política de reparação de danos. Convém, no entanto, ter presente que este nível de protecção do ambiente não é, nem o melhor, nem o mais eficaz, não só porque surge "á posteriori", isto é, uma vez acontecido o dano, mas também porque, mesmo havendo reparação dos danos, o problema não se resolve se a actividade poluente prosseguir.

Nestes termos, só uma actuação integrada a estes três níveis pode ser bem sucedida na prossecução do objectivo pretendido.

Em todos estes níveis de actuação, a problemática da responsabilidade cívil, como instrumento jurídico que permite imputar e apurar responsabilidades, assume uma particular e decisiva importância, constituindo um dos grandes desafios actualmente colocado a todas as entidades envolvidas na protecção do ambiente e, em particular, á actividade seguradora.

E trata-se de um grande desafio, porquanto o mecanismo da responsabilidade cívil subjectiva, isto é, assente na culpa, quando aplicada ao domínio ambiental. Tais insuficiências derivam do facto de ela apenas poder operar quando seja feita prova de culpa, o que, em matéria de danos ecológicos, é, na generalidade dos casos, extremamente difícil.

Daí a tendência para, progressivamente, se ir substituindo o princípio da responsabilidade cívil subjectiva, pelo princípio da responsabilidade cívil objectiva, alheio às ideias de ilicitude e de culpa. Deste modo, para que a responsabilização se efective basta que seja alegada a existência de um nexo de causalidade entre o dano sofrido e a conduta do agente lesante.

Sem entrar em grande detalhe nestes problemas, é de chamar a atenção para a complexidade de alguns deles e de evidenciar a necessidade de, no âmbito dos danos ambientais, se repensarem alguns conceitos básicos da responsabilidade cívil.

O apuramento do nexo de causalidade entre o dano e o facto gerador do mesmo é uma das questões mais complexas que se colocam. É muito comum, no domínio dos danos ambientais, que a produção ou emissão para

o ambiente de determinada substância seja, por si só, inócua, mas que, em interacção com outros produtos ou substâncias, produza um efeito danoso. Daqui resulta que nenhuma das substâncias pode, isoladamente, ser considerada causa adequada para a produção do dano, o que dificulta a imputação de responsabilidades e a determinação da medida em que cada acção contribui para a produção ou agravamento do dano causado.

Por questões de ordem prática, poder-se-á, no domínio da responsabilidade cívil ambiental, optar pela solução da responsabilidade conjunta, não só pelo valor que os danos ambientais podem atingir, mas também porque, na maior parte das vezes, os responsáveis são em número muito elevado ou até mesmo desconhecidos.

Mas, a segurabilidade, no ambito desta solução - responsabilidade conjunta e solidariedade -, será quase nula, já que os seguradores veriam grande dificuldade em operar num sistema de responsabilidade em que alguém que tenha causado parcialmente um dano ser financeiramente responsável por actos de outros poluidores.

Outra questão que coloca inúmeros problemas, é a da delimitação temporal do regime de responsabilidade que vier a ser definido. Parece essencial o estabelecimenento do princípio de que os actos que não sejam geradores de responsabilidade no momento em que são praticados, não venham, posteriormente, a ser julgados diferentemente por leis com carácter retroactivo. Se, por um lado, esta não aplicação retoactiva das leis pode dificultar a imputação e apuramento de responsabilidades, ela impõe-se por razões de elementar certeza e segurança jurídica.

Não menos importante é a necessidade de se definir, com rigor, o objecto do dano ambiental, o momento da ocorrencia do dano e a própria natureza do dano.

O conceito tradicional de dano, enquanto lesão de um interesse de outrem, legitimamente tutelado, revela-se pouco útil neste contexto. Muitas vezes o que está em causa são os chamados "danos anónimos" que, afectando o ambiente em geral, afectam a todos sem afectar ninguém em particular.

Relativamente áqueles danos que afectam o ambiente como bem comum, não será possível, na maior parte dos casos, nem económicamente expectável, que se pretenda reparar o dano, no sentido de se proceder à reposição integral das condições ambientais pre-existentes. O princípio inerente à ideia de responsabilidade, cujo objectivo último é o de tornar indemnizável um prejuízo sofrido por outrem, não tem aqui aplicação, pelo que deverá ser o Estado, provalvelmente caso a caso, a assumir e a definir quando, e dentro de que parâmetros, essa reposição deverá ser efectuada.

Mas, se a noção de dano ambiental é algo ainda em aberto e não perfeitamente definido, tão, ou mais difícil, é determinar o momento da ocorrência do dano, na medida em que, muitas vezes, o dano ao ambiente não é um facto instantâneo, sendo consequência de condutas que sobre ele foram interagindo ao longo dos tempos.

Não menos problemática se apresenta a determinação pecuniária dos prejuízos causados, dado que, em alguns casos, os danos ambientais não são passíveis de avaliação. Por vezes, a única avaliação possível é feita com base nos custos de reparação, podendo, no entanto, esses custos ser de tal modo elevados que a reparação, apesar de fisicamente possível, se revele económicamente insustentável. Assim, impõe-se a fixação prévia de limites quantitativos à responsabilidade por danos ambientais.

Este quadro que acabamos de traçar, embora não seja exaustivo de todos os problemas que a análise da responsabilidade cívil ambiental suscita, é importante para se perceber as cautelas das seguradoras na cobertura deste risco.

Com efeito, este quadro de indefinição jurídica do âmbito da responsabilidade civil ambiental, que não é exclusivo de Portugal, torna a segurabilidade do risco que lhe está inerente, muito problemática.

O primeiro aspecto que importa salientar é a de que um regime de seguro obrigatório se revela inaceitável por vários motivos:

1. Qualquer seguro obrigatóriio exige, antes de mais, a definição de condições de garantias mínimas que conduzam a uma uniformização das relações contratuais.

2. O mercado segurador e ressegurador rejeitam energicamente verem-se investidos no papel de "licenciadores" da indústria, como sucede quando se sujeita a concessão da licença à existência de um seguro.

3. A instauração de um sistema de seguro obrigatório generaliza e banaliza a garantia, o que tem, frequentemente, por efeito comprometer qualquer tipo de iniciativas no sentido da prevenção, desresponsabilizando as pessoas e incentivando-as ao desleixo no cimprimento de regras de segurança e instruções técnicas.

4. Um tal sistema oferece dificuldades, quer à industria em geral, quer ao mercado segurador.

Do ponto de vista das seguradoras, estas, devido não só à natureza dos riscos cobertos como ao montante dos capitais envolvidos, só podem comercializar seguros deste tipo se houver uma garantia de resseguro por parte dos resseguradores. Ora, essa cobertura revela-se, neste momento, de muito difícil obtenção, e mesmo impossível, se vier a assumir um carácter generalizado.

5. O seguro obrigatório não elimina os riscos para o meio ambiente já que apenas se estará a transferir, com carácter obrigatório, custos das empresas industriais para as empresas seguradoras, esquecendo-se o impacto que uma tal transferência generalizada pode ter em termos de solvabilidade das próprias seguradoras.

Chegados, pois, á conclusão que o seguro deve ser facultativo é necessário ainda ter presente que estes contratos apresentam sempre inúmeras limitações. As dificuldades quanto à delimitação da responsabilidade civil ambiental, o próprio conceito de seguro e a inexperiência dos seguradores no domínio da avaliação dos danos ambientais, justificam por si só, a prudência e as cautelas evidenciadas nos seguros de responsabilidade civil ambiental actualmente comercializados.

Haverá que referir ainda que a poluição gradual e uma denominada poluição histórica dificilmente poderão vir a ser objecto de cobertura pela actividade seguradora, já que o contrato de seguro se limita à garantia de acontecimentos súbitos, imprevistos e incertos, caindo fora da sua alçada os processos poluentes continuados ou repetidos e de efeitos conhecidos. A poluição que seja consequência normal e inevitável de certa actividade é, e continuará a ser, insegurável, por não constituir um risco, mas sim uma certeza.

Mesmo a poluição gradual que assuma um carácter de imprevisibilidade está, em regra, excluída da cobertura dos seguros, pois a capacidade do mercado europeu do seguro directo e resseguro é, neste domínio, muito limitada, sendo improvável que a situação se altere num futuro próximo.

Não é, no entanto, pretensão das seguradoras absterem-se de todo este processo e recusarem enfrentar a cobertura deste risco, pois isso equivaleria a negarem a sua vocação e o seu objecto. O que as seguradoras necessitam é que a sua actuação se desenvolva no âmbito de uma verdadeira liberdade contratual, para, nesse contexto, poderem tomar consciência da sua verdadeira exposição ao risco, de obterem dados estatísticos fiáveis e poderem ir adaptando as suas apólices em função da experiência entretanto conseguida.

Neste sentido, as seguradoras estão dispostas a cooperar com o meio científico, jurídico e com a Administração pública, no campo da protecção do

ambiente; a canalizar esforços para a investigação das causas dos sinistros, das medidas de protecção e de métodos susceptíveis de limitar ou diminuir os prejuízos em caso de sinistro; e a trabalhar no sentido do estabelecimento de padrões de avaliação de riscos e de prejuízos.

A criação de Fundos Nacionais, meramente estaduais ou em regime misto, a sua combinação com esquemas articulados no âmbito do sector de seguros, não esquecendo a adequada configuração dos produtos das seguradoras, as possibilidades do co-seguro, dos "pools" nacionais ou internacionais e a comparticipação - sob a forma de auto-seguro ou de franquias - dos próprios segurados poderão vir a revelar-se, num futuro muito próximo, a maneira de ultrapassar um certo impasse actual por carência de capacidade a nível mundial para cobrir estes riscos excepcionais.

Em conclusão: a reparação do ambiente sendo um bem comum comum, não é possível alcançar-se apenas pelo recurso ao instituto da responsabilidade cívil e a uma eventual transferência de responsabilidades para uma seguradora, mas também pelo contributo que, nesta matéria, pode ser dado pelo direito público, pelo direito administrativo, nomeadamente no que respeita a poluição causada por pessoas não identificadas,danos ao ecossistema e poluição histórica.

DESENVOLVIMENTO DE UM SISTEMA INTEGRADO PARA AUXÍLIO À TOMADA DE DECISÃO EM CASO DE ACIDENTE GRAVE

J.M. MARTINS*, M. CONCEIÇÃO*, N. BARROS* e C. BORREGO**

RESUMO

Foi elaborado no Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro um sistema integrado para a avaliação em tempo real das consequências previsiveis devidas a um acidente industrial com libertação para a atmosfera de um produto tóxico, inflamável ou explosivo. São descritos os modelos numéricos usados para a simulação da emissão, das fases gravítica e passiva da nuvem tóxica, da radiação devida a incêndio e da pressão devida a explosão. Descrevem-se a estação meteorológica automática, os parâmetros medidos e os calculados, bem como algumas dificuldades encontradas na implementação. O sistema tem condições para se tornar, em caso de acidente industrial, um utensílio da maior utilidade na optimização dos recursos disponiveis para a protecção às populações e às forças de combate ao sinistro. Este sistema poderá ainda ser de grande utilidade, por exemplo, na simulação de situações de acidente para a preparação e treino das equipas de intervenção e para a avaliação e minimização dos riscos inerentes a novas instalações industriais.

PALAVRAS CHAVE

Acidente industrial, Simulação em tempo real, Estação meteorológica automática, Sistema integrado, Protecção civil.

1. INTRODUÇÃO

Pretende-se com este artigo resumir os estudos e avanços feitos no Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro nos últimos anos no sentido de descrever e prever em tempo real a evolução de uma nuvem de gás libertada acidentalmente em caso de acidente industrial (Borrego et al, 1990, 1992).

* Engº do Ambiente, Estudante de Pós-graduação em Doutoramento no Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro.
** Professor Catedrático no Departamento de Ambiente da Universidade de Aveiro.

Este tema de investigação aplicada surgiu em resposta a solicitações externas, quer de indústrias quer dos orgãos administrativos (Protecção Civil, Câmaras Municipais), no sentido de se contribuir para a preparação dos organismos competentes para uma resposta a situações de acidente industrial envolvendo a libertação de gases com massa volúmica superior à do ar (gases "pesados"). Esta preocupação vem responder à implementação da Directiva de Seveso, nº 82/501/CEE, na legislação nacional através do Decreto-Lei 204/93, em que se prevê que as indústrias elaborem planos de emergência internos e que forneçam os dados necessários para a elaboração de análises de risco para a avaliação das potenciais consequências sobre as populações circundantes e para a elaboração de planos de emergência externos.

Neste quadro a Universidade de Aveiro está a implementar um sistema integrado que permite a um operador, instalado num centro de coordenação de operações, obter rapidamente informações sobre um produto industrial libertado acidentalmente e sobre a área potencialmente afectada por essa libertação. A partir de dados obtidos numa estação meteorológica automática, dos dados relativos ao produto e das características do acidente é feita uma simulação numérica que permite aos organismos competentes optimizar os recursos humanos e materiais na protecção às populações e no combate ao sinistro.

2. OBJECTIVOS

Pretendeu-se prioritariamente com o sistema desenvolvido dar resposta em tempo útil a situações de emergência, estimando em tempo útil a possível extensão da área afectada pela libertação acidental de um produto tóxico, explosivo ou inflamável. Os modelos numéricos, a serem usados por pessoal sem formação especializada em computadores pessoais, são relativamente simples e rápidos, apesar da contínua evolução dos meios informáticos ter permitido uma sofisticação progressiva sem perdas em termos de tempo de resposta.

As entradas para os modelos são de três diferentes tipos: uma base de dados de produtos químicos com as informações necessárias para o modelo relativas a cada substância potencialmente perigosa; uma base de dados de cenários de acidentes mais prováveis, que permite ao operador não especializado escolher uma situação próxima do eventual acidente - sendo no entanto possível definir mais precisamente um acidente; finalmente é necessário dispor de informação meteorológica suficiente para caracterizar as condições de dispersão da atmosfera no momento do acidente. A figura 1 representa o esquema geral de funcionamento do sistema

Estes tópicos são detalhadamente analisados nos pontos seguintes.

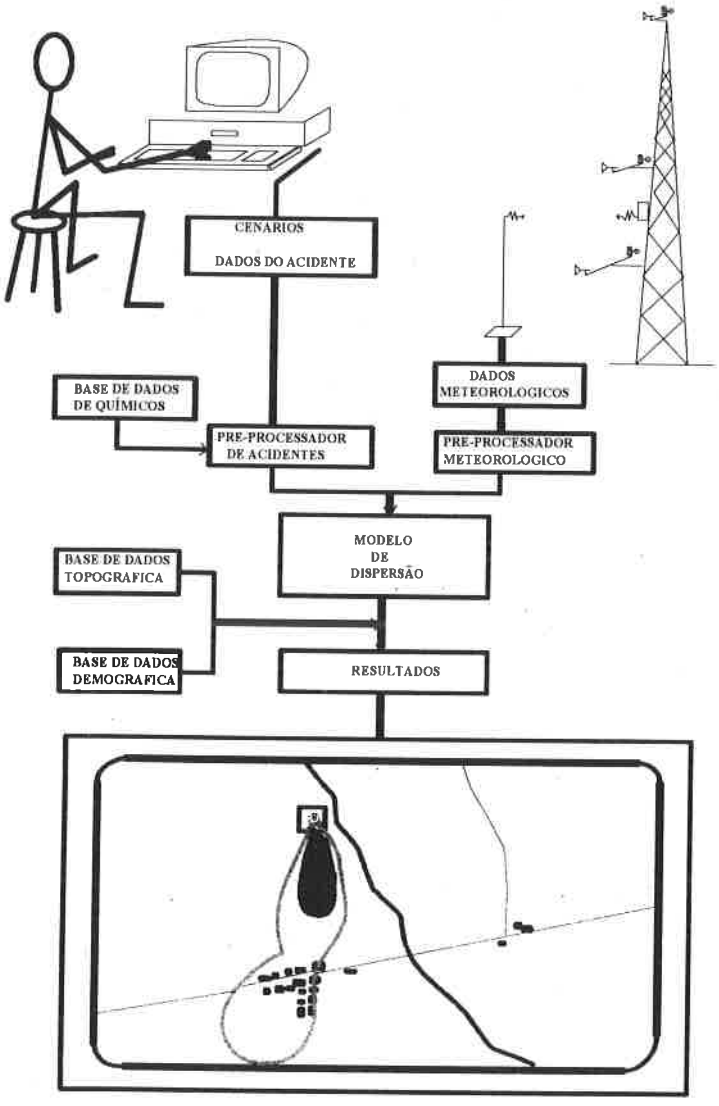


Fig. 1 Representação esquemática do funcionamento do sistema

3. DESCRIÇÃO DO FENÓMENO. MODELOS NUMÉRICOS

A modelação numérica da libertação acidental de um gás pesado é dividida em várias fases: a primeira fase corresponde à identificação do tipo de armazenamento e libertação ocorrida e ao respectivo tipo de emissão e repartição no tempo. Na segunda fase considera-se a dispersão do gás, essencialmente devida à diferença de densidade com o ar circundante. Finalmente, atingida uma certa diluição, a nuvem dispersa-se de forma passiva, segundo as condições atmosféricas. Tratando-se de um gás explosivo ou inflamável esta última fase já não apresenta normalmente perigosidade, sendo assim apenas de considerar os eventuais efeitos tóxicos.

3.1. Caracterização do acidente. Modelo de emissão

Um dos factores críticos no desempenho do sistema é o conhecimento, o mais correcto possível, das características do acidente. As informações consideradas nesta caracterização, e a obter em princípio de alguém que se encontra nas imediações do local do acidente, incluem:

- identificação do tanque acidentado ou do produto químico libertado;
- massa armazenada / libertada;
- tipo de acidente: colapso de um tanque, orifício num tanque ou quebra de tubagem;
- diâmetro do orifício.

A partir destes dados será geralmente possível deduzir outras informações necessárias para o cálculo:

- estado físico, pressão e temperatura do produto libertado;
- tipo de revestimento do solo na zona do acidente;
- existência ou não de bacia de retenção.

É com base nestes dados e em informação meteorológica que se estima a taxa de emissão do gás ao longo do tempo (TNO,1989). Esta taxa é discretizada em intervalos de tempo de emissão constante para efeito de cálculo numérico.

Para cada situação concreta é possível ter esta informação reduzida a alguns casos tipo, armazenados em base de dados, que serão automaticamente usados em caso de acidente. São assim diminuidos o tempo de resposta e o erro devido a falha humana na transmissão e introdução de dados.

3.2. Fase gravítica. Modelo hidrostático

Grande parte dos produtos industriais potencialmente perigosos é formada por gases, liquefeitos ou não, armazenados em contentores sob pressão. Em caso

de acidente estes gases libertados para a atmosfera formam nuvens de massa volúmica superior à do ar - devido à sua massa molar e/ou devido à sua temperatura - ocorrendo assim naturalmente a sua dispersão junto ao solo.

Numa primeira fase a nuvem tem um comportamento muito semelhante a um líquido, sendo acelerada para o solo devido à gravidade e espalhando-se então radialmente (Kaiser e Walker,1978).

A primeira parte deste processo é extremamente turbulenta, havendo uma diluição importante da nuvem. Durante o espalhamento radial há também diluição, em especial na frente da nuvem onde a turbulência é maior. Este cilindro em expansão mantem contudo uma altura aproximadamente constante (Piknett, 1981).

O modelo usado para a simulação da fase gravítica é um modelo hidrostático (Kaiser e Walker, 1978; Chlorine Institute Pamphlet, 1982; Zerefos, 1988):

$$Uf(r)=\frac{K}{r}\sqrt{\frac{g(\rho-\rho_{ar})}{\Pi\rho}} \qquad \text{(Eq. 1)}$$

sendo Uf a velocidade de avanço da frente da nuvem, r o raio da nuvem, g a aceleração da gravidade, ρ e ρ_{ar} massas volúmicas da nuvem e do ar e K uma constante de proporcionalidade (~1).

O critério para o fim desta fase tem formulações de diferente tipo para vários autores, tendo sido usado com bons resultados o critério proposto por Germeles e Drake em Zerefos(1988):

$$Uf = u \qquad \text{(Eq. 2)}$$

onde u é a velocidade do vento.

3.3. Dispersão passiva. Modelo gaussiano

Atingido o fim da fase gravítica considera-se que a concentração na nuvem de gás resultante não tem qualquer efeito no escoamento circundante, isto é, segue passivamente o escoamento atmosférico. A partir deste ponto é estimada uma fonte virtual pelo método de Turner (1970), em que se determina uma origem virtual de uma fonte de gás neutro que teria, naquele local, dimensões equivalentes à da nuvem de gás pesado no final da fase gravítica (Leitão et al,

1989,1990). A nuvem pode assim ser simulada usando um modelo gaussiano clássico, sendo neste caso ainda feita a correcção proposta por Palazzi (1982) para fontes contínuas de duração limitada no tempo. Assim, se a fonte está activa (tr > t), a concentração *C* é dada por:

$$C = 1/2\ Cg(x,y,z)\ (erf(\frac{x}{\sqrt{2}\sigma_x}) - erf(\frac{x-ut}{\sqrt{2}\sigma_x})) \qquad \text{(Eq. 3)}$$

caso esteja já extinta (tr < t):

$$C = 1/2\ Cg(x,y,z)\ (erf(\frac{x-u(t-tr)}{\sqrt{2}\sigma_x}) - erf(\frac{x-ut}{\sqrt{2}\sigma_x})) \qquad \text{(Eq. 4)}$$

Sendo *Cg* a concentração calculada pela expressão gaussiana clássica, *x, y* e *z* as coordenadas espaciais, *t* o tempo de observação, *tr* o tempo de vida da fonte e σ_x o coeficiente de dispersão gaussiano em x. A concentração num determinado ponto é dada pelo somatório das concentrações naquele ponto, em cada instante, devidas às diferentes fontes espalhadas no tempo (Leitão, 1989). Os valores finais são resumidos graficamente por isolinhas de isoefeito seleccionadas para cada caso.

A simulação da dispersão de gases pesados por estes modelos foi validada por comparação com alguns resultados experimentais em escala real da literatura, para libertações instantâneas e contínuas (Hanna et al, 1991). As comparações serão objecto de publicação futura.

3.4. Explosão e incêndio. Modelos de radiação e pressão

O processo de combustão de substâncias inflamáveis liberta energia térmica que é transmitida através da atmosfera até aos potenciais receptores. Em caso de incêndio da substância derramada é calculado o fluxo térmico transmitido, que depende da potência da fonte, determinada a partir das características específicas da substância e da quantidade envolvida, e da distância a que se encontra o receptor. O efeito depende ainda das características atmosféricas (temperatura e humidade) que influenciam a capacidade de atenuação térmica da atmosfera.

É também possível a ocorrência de ignição da nuvem de substâncias inflamáveis, que pode provocar uma explosão de gás em espaço não-confinado,

com a geração da correspondente onda de pressão. O processo de cálculo envolve a estimativa da energia envolvida por utilização de um modelo de correlação baseado em dados experimentais, obtidos em laboratório e em escala real sobre explosões de TNT (TNO, 1979, 1989).

4. METEOROLOGIA

O conhecimento em tempo real das condições meteorológicas é de fundamental importância para o funcionamento deste sistema. Assim o sistema inclui uma estação meteorológica automática (EMA) com o objectivo de conhecer em qualquer momento a velocidade e direcção do vento e as condições dispersivas da atmosfera.

Os dados considerados essenciais medidos na EMA são:

- velocidade e direcção do vento a 10 m;
- gradiente de temperatura entre 10 e 30 m;
- temperatura a 10 m;
- humidade a 10 m.

Esta informação é recolhida num sistema de aquisição de dados que, sendo contactado via rádio pelo computador no centro de operações, a transmite, permitindo assim a constante actualização da informação meteorológica. É possível assim também constituir uma base de dados histórica com interesse, por exemplo, para a determinação das direcções de vento mais frequentes ou da frequência de ocorrência de situações de fraca capacidade dispersiva.

A partir dos dados medidos directamente são calculados:

- tensão tangencial, u* (m/s);
- comprimento de Monin-Obukov, L (m);
- classe de estabilidade.

Em termos de implementação no terreno as principais dificuldades surgiram no domínio da aquisição e transmissão de dados meteorológicos. Estes equipamentos, que devem funcionar permanentemente, estão sujeitos constantemente aos elementos meteorológicos, em ambientes por vezes quimicamente agressivos (o que é agravado pela proximidade do mar) e até ao vandalismo. Este é, sem dúvida, o elo mais frágil da cadeia, não tendo sido previsto inicialmente o grau de dificuldade encontrado.

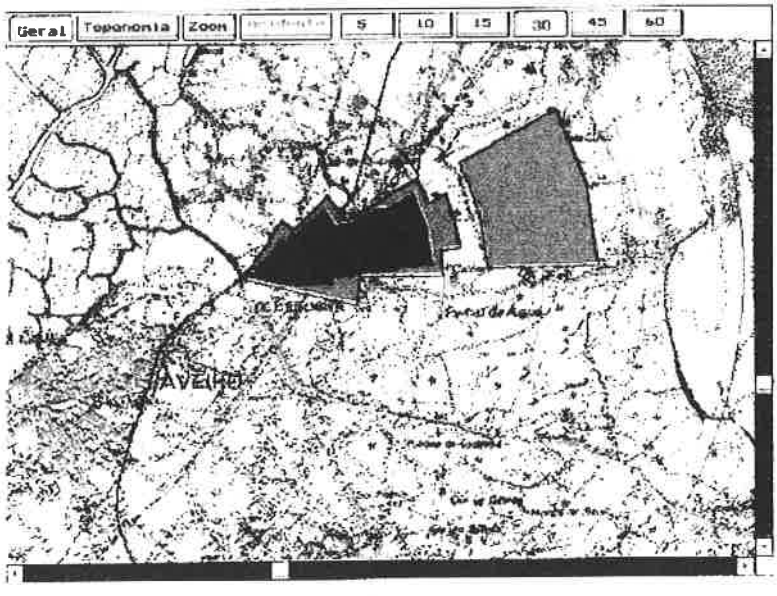
5. INTERFACE GRÁFICA

A gestão dos modelos e a análise de resultados no computador é simplificada pela utilização de uma interface gráfica. Tendo permanentemente presente no

ecrã um mapa à escala 1:25000 ou uma ampliação da zona industrial em causa, é possível:

- definir o local do acidente;
- saber quais os dados meteorológicos correntes e alterá-los;
- saber o valor das isolinhas usadas, tendo sido seleccionado o cenário / produto;
- mudar rapidamente para outro local no mapa pelo nome da localidade;
- medir distâncias;
- definir o acidente:
    * seleccionando-o de um conjunto de cenários;
    * descrevendo-o através de uma série de menús:
        ~ produto
        ~ efeito (tóxico, pressão/explosão, radiação/inflamação)
        ~ tipo de libertação
        ~ etc.

Depois de feitos os cálculos são apresentadas no ecrã duas a quatro isolinhas (dependendo dos efeitos) que definem a extensão da área afectada. Para o caso do efeito tóxico, é dado o resultado esperado ao fim de cinco minutos após o acidente, podendo por simples selecção com o rato conhecerem-se as previsões para 10, 15, 30, 45 e 60 minutos. Em qualquer ponto no processo pode obter-se uma cópia do ecrã na impressora:



É possível igualmente incluir na interface informação referente, por exemplo, ao tipo de protecção face aquele químico específico ou a uma lista de procedimentos em resposta a determinadas situações de emergência.

6. CONCLUSÕES

Foi elaborado no Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro um sistema integrado para a avaliação em tempo real das consequências previsiveis devidas a um acidente industrial com libertação para a atmosfera de um produto tóxico, inflamável ou explosivo.

Apesar de algumas dificuldades encontradas na sua implementação, o sistema tem condições para se tornar, em caso de acidente industrial, um utensílio da maior utilidade na optimização dos recursos disponiveis para a protecção às populações e às forças de combate ao sinistro. Este sistema poderá ainda ser de grande utilidade na simulação de situações diversas com o objectivo de servir: (i) a optimização, sob o ponto de vista do risco, da localização de novas instalações, das forças de segurança, etc.; (ii) a preparação das forças de intervenção em situações simuladas; (iii) a avaliação e minimização dos riscos para a população, resultantes das instalações existentes e a instalar.

7. REFERÊNCIAS

C BORREGO, P LEITÃO, JM MARTINS, M CONCEIÇÃO, 1990, An improved gaussian model for real time evaluation of heavy gas dispersion, *"18th ITM on Air Pollution Modeling and its Application"*, Vancouver.

C BORREGO, JM MARTINS, M CONCEIÇÃO, 1992 Risk managment and prevention of industrial accidents in Portugal: introduction of environmental considerations, *"9th World Clean Air Congress"*, Montreal.

CHLORINE INSTITUTE PAMPHLET 1982. Calculating the Area Affected by Chlorine Releases, edition 1, revision 1 , *The Chlorine Institute, inc.*

HANNA,S.R., STRIMAITIS,D.G., CHANG,J.C., 1991, Hazard response modeling uncertainty (a quantitative method), Vol II, Evaluation of commonly-used hazardous gas dispersion models, *Sigma Research Corporation* e *American Petroleum Institute*, Washington.

KAISER,G.D. e WALKER,B.C. 1978. Releases of Anhydrous Ammonia from Pressurized Containers - the Importance of Denser-then-air Mixtures, *Atmospheric Environment* 12, 2289-2300.

PALAZZI,E., DE FAVERI,M., FUMAROLA,G. e FERRAIOLO,G. 1982. Diffusion from a Steady Source of Short Duration, *Atmospheric Environment* 16, 2785-2790.

PICKNETT,R.G. 1981. Dispersion of Dense Gas Puffs Released in the Atmosphere at Ground Level, *Atmospheric Environment* 15, 509-525.

LEITÃO,P., BORREGO,C., MARTINS,J.M., COUTINHO,M., 1989, Modelização do impacto atmosférico da nuvem de gás tóxico resultante de um acidente industrial, *1as Jornadas de Indústria e Ambiente*, LNETI, Lisboa.

LEITÃO P, BORREGO C, COUTINHO M, MARTINS JM, 1990 Modelo de dispersão de gases pesados para avaliação do impacto atmosférico de um acidente industrial, *2ª Conferência Nacional sobre a Qualidade do Ambiente*, Univ. Nova de Lisboa, pg G145-G154.

TNO, 1979, Method for the calculation of the physical effects of the escape of dangerous materials (Yellow Book), *Committee for the Prevention of Disasters,* Directorate-General of Labour, Ministry of Social Affairs, Holanda.

TNO, 1989, Methods for the determination of possible damage to people and objects resulting from releases of hazardous materials (Green Book), *Committee for the Prevention of Disasters*, Directorate-General of Labour, Ministry of Social Affairs and Employment, Holanda.

TURNER, D.B. 1969. Workbook of atmospheric dispersion estimates. AP-26, *US Environmental Protection Agency*, Research Triangle Park, NC.

ZEREFOS,C.S., ZIOMAS,I.C. e BAIS,A.F. 1988. Heavy Gas Dispersion With Demonstration of Computerized Predictive Tools. *ISPRA COURSES "Major Hazard Analysis"*, Thessaloniki, 10 - 14/10/88.

AVALIAÇÃO AMBIENTAL DE POLÍTICAS, PLANOS E PROGRAMAS QUADRO INTERNACIONAL E PERSPECTIVAS FUTURAS EM PORTUGAL

Maria do Rosário Partidário[1]

RESUMO

A Avaliação de Impacte Ambiental de Políticas, Planos e Programas, também designada por Avaliação Ambiental Estratégica, constitui uma área emergente a nível mundial, no domínio da avaliação e gestão ambiental. A sua relevância foi já reconhecida pela União Europeia que prepara agora uma Directiva específica. Portugal será, subsequentemente, confrontado com a necessidade de adoptar medidas legais, ou recomendações orientadoras de uma prática que é urgente adoptar. Esta comunicação é sobre o estado actual da Avaliação Ambiental Estratégica a nível internacional, e quais as perspectivas correntes em Portugal.

Palavras-chave: Avaliação Ambiental Estratégica; Avaliação de Impacte Ambiental

1. INTRODUÇÃO

A Avaliação Ambiental de Políticas, Planos e Programas, também designada por Avaliação Ambiental Estratégica (Strategic Environmental Assessment - SEA), constitui uma nova vertente do processo de Avaliação de Impacte Ambiental (AIA). Trata-se de um novo instrumento de avaliação ambiental, apoiado nos princípios e abordagens desenvolvidos no âmbito da AIA, dirigido não à avaliação de projectos específicos mas à avaliação ambiental de níveis mais estratégicos de decisão como os instrumentos de política, de planeamento e programáticos. Directrizes, critérios e procedimentos de Avaliação Ambiental Estratégica (AAE) têm vindo a ser adoptados em diversos países com o objectivo de encontrar as abordagens mais adequadas, adaptadas aos sistemas decisionais vigentes. De um modo geral, reconhece-se o papel potencial que a AAE pode desempenhar no desenvolvimento de práticas mais sustentáveis ao nível da formulação de políticas, planos e programas e como um instrumento crucial no processo de melhoria da prática da avaliação e gestão ambiental.

[1] Engª do Ambiente, MSc, PhD; Professora Auxiliar no Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente, FCT-Universidade Nova de Lisboa, Quinta da Torre, 2825 MONTE DE CAPARICA, Portugal; Tel: + 351-1-2954464; Fax: + 351-1-2942441; E-mail: mp@pop-fct.fct.unl.pt

A nível internacional multiplicam-se já os países que, de modo formal ou informal, iniciaram já processos conducentes ao estabelecimento de um sistema de Avaliação Ambiental de Políticas, Planos e Programas, fundamentalmente aplicado a nível de iniciativas estratégicas do sector público governamental, sendo actualmente matéria de aprofundados debates em reuniões internacionais de carácter técnico-científico. De entre os Estados-membros da União Europeia destacam-se a Dinamarca, a Holanda e o Reino Unido como os países com maior protagonismo nesta matéria, embora em caso algum tenha havido já qualquer regulamentação específica. Diversas propostas de metodologia têm vindo a ser desenvolvidas e discutidas com os diversos parceiros governamentais que virão a ser os principais protagonistas deste sistema. Fora da União Europeia, destacam-se as experiências da Austrália, Canadá, Estados Unidos da América e Nova Zelândia onde significativos avanços se têm registado neste domínio, a nível metodológico e processual.

Desde 1990 a União Europeia tem promovido a elaboração de diversos estudos com o objectivo de encontrar a formulação mais adequada a uma directiva específica sobre a Avaliação Ambiental de Políticas, Planos e Programas. Esta discussão tornou-se agora uma prioridade a nível Europeu, dada a intenção da UE de adoptar nova legislação nesta matéria num futuro próximo, encontrando-se presentemente em discussão pelos Estados-membros a nova Directiva Comunitária relativamente a este domínio. Uma vez aprovada, esta Directiva deverá ser adoptada pelos Estados-membros, de forma semelhante ao que já sucedeu anteriormente relativamente à Directiva sobre a Avaliação do Impacte Ambiental de projectos de desenvolvimento. Como Estado-membro, Portugal tem sido envolvido nesta discussão e em breve deverá preparar legislação nacional referente à AIA de políticas, planos e programas.

Nesta comunicação dá-se conta dos progressos desenvolvidos a nível europeu e internacional. Os resultados a apresentar resultam de uma revisão desenvolvida em finais de 1994, pela autora, no âmbito de um projecto de investigação da NATO em colaboração com a Agência Federal de Ambiente Canadiana. Os resultados desse projectos de investigação foram entretanto verificados e actualizados quando justificado. Os resultados obtidos constituem um quadro de referência para o desenvolvimento de legislação nacional e procedimentos metodológicos a adoptar neste domínio.

2. SITUAÇÃO INTERNACIONAL

Os exemplos de sistemas formais de Avaliação Ambiental Estratégica (AAE) a nível internacional são ainda muito escassos. Com algumas excepções (por exemplo Nova Zelândia, Holanda e E.U.A.), a maioria dos países onde existe já alguma prática de AAE, esta não se apoia em quaisquer procedimentos legais (ver Quadro III). À semelhança do que já

ocorreu com a Avaliação de Impacte Ambiental de projectos, a experiência prática com a AAE ocorre a partir de iniciativas voluntárias de alguns sectores, normalmente da administração pública, com responsabilidade em domínios de formulação de políticas e sua gestão, planos e programas gerais ou sectoriais. Existe grande preocupação na definição conceptual e metodológica, no seu âmbito de aplicação, na forma como poderá vir a ser um instrumento eficaz na aplicação dos princípios de Avaliação de Impacte Ambiental em fases precoces do processo de desenvolvimento e de tomada de decisão.

Reconhecem-se actualmente benefícios significativos da Avaliação Ambiental Estratégica que claramente justificam o seu papel e o seu contributo em termos de aumento de eficácia ambiental num processo decisório (Quadro I) (cf. Wood and Djeddour, 1990; Partidário, 1994a; Sadler e Verheem, 1995). A questão da necessidade de adoptar procedimentos de AAE e das suas vantagens tornou-se portanto um facto adquirido.

Quadro I - Vantagens significativas da Avaliação Ambiental Estratégica	
i)	Assegura que suficiente atenção é concedida aos aspectos ambientais ao nível do desenvolvimento de políticas, planos e programas;
ii)	Melhora as condições de eficácia da Avaliação de Impacte Ambiental de projectos;
iii)	Permite a identificação e abordagem aos impactes cumulativos;
iv)	Apoia e favorece o desenvolvimento de estratégias políticas e de planeamento que assegurem um desenvolvimento sustentável

As vantagens da AAE a que se faz referência no Quadro I, têm orientado e influenciado as abordagens desenvolvidas em diversos países:

i) Embora persista alguma confusão entre os conceitos de planeamento ambiental integrado e de avaliação ambiental estratégica (os quais devem ser claramente distintos), os países percursores da integração de factores ambientais a nível do planeamento territorial exibem exemplos claros em que uma das fases da elaboração do plano consiste na avaliação sistemática dos efeitos ambientais significativos, e seus impactes (e.g. E.U.A., Suécia, Noruega, Finlândia, França, Alemanha, Itália e Grã-Bretanha);
ii) O grande argumento para a adopção de AAE começou por ser as dificuldades sentidas a nível de AIA de projecto, na medida em que muitos impactes detectados ao nível de projecto, muitas vezes mesmo em estudos preliminares, decorrem de opções políticas então impossíveis de alterar.

Contudo, ao serem feitas essas opções não houve preocupação de apoiar a respectiva decisão numa avaliação sistemática de impactes previsíveis no ambiente. Este argumento é reclamado basicamente por todos os países onde hoje existe já alguma prática, embora seja ainda prematuro tentar demonstrar esta vantagem da AAE;
iii) A AAE tem vindo a ser discutida em conjunto com a avaliação de impactes cumulativos no processo de revisão do sistema de AIA na Austrália; exemplos de AAE de políticas no Canadá e na Grã-Bretanha a nível de planeamento local demonstram a consideração e avaliação de efeitos cumulativos;
iv) Muitos países adoptam critérios e objectivos de sustentabilidade como referenciais na aplicação de AAE (e.g. Canadá, Holanda e Dinamarca) ou como políticas estruturantes em que a sustentabilidade ambiental do processo de desenvolvimento constitui o principal contexto para a definição de políticas e planos gerais e sectoriais (e.g. Austrália e Nova Zelândia).

De uma maneira geral a AAE está emergindo no contexto de políticas nacionais de ambiente. Nos países onde existe uma maior tradição com a AIA de projectos e uma legislação de AIA mais estabilizada, a AAE decorre mais fortemente desta experiência e surge como uma extensão e adaptação da AIA a níveis mais estratégicos de decisão (e.g. E.U.A. e Holanda). Nos países onde os sistemas de planeamento regional e urbano têm influenciado mais fortemente a política ambiental, a AAE é mais frequentemente incorporada nas práticas de planeamento que se adaptam para englobar este novo instrumento. Este tem sido o caso dos países nórdicos (e.g. Dinamarca, Suécia, Noruega, Finlândia) e também na Grã-Bretanha, França e Alemanha. Nalguns casos, como no Canadá e como tendencialmente se aponta na União Europeia, a opção é para uma separação clara dos processos de AIA e de AAE. A Austrália e a Nova Zelândia são casos distintos, pois encetaram uma reforma profunda da sua administração ambiental, integrando-a fundamentalmente com o sistema de planeamento (no caso da Nova Zelândia).

Relativamente ao âmbito de aplicação, os programas e planos sectoriais ou de uso do solo constituem áreas preferenciais, na medida em que se torna mais fácil "visualizar" impactes possíveis e onde a aplicação de metodologias conhecidas para a AIA de projectos ou em planeamento resultam mais directamente. Planos e programas energéticos, de gestão de resíduos, transportes, habitação, planos de ordenamento regional, local e urbanístico, contam-se entre os mais frequentes. As iniciativas de privatização e a aplicação de fundos estruturais tem vindo a dar origem também a estudos de avaliação ambiental estratégica por parte de instituições financiadoras internacionais (e.g. Banco Mundial, União Europeia). É de assinalar aliás, em Portugal, a avaliação de impacte ambiental do Plano de Desenvolvimento Regional, efectuada no quadro das exigências estabelecidas pelo QCA (Ministéro do Ambiente e Recursos Naturais, 1993).

Alguns exemplos de estudos de caso começam a ser reunidos como demonstração de uma prática emergente e que se revela de valor crucial

ao desenvolvimento subsequente de metodologias de abordagem mais específica (Therivel e Partidário, 1996).

Muitas das dificuldades que são apontadas à adopção de procedimentos formais de AAE devem-se à incerteza e insegurança associadas ao papel potencial que a AAE pode desempenhar nos processos de tomada de decisão. Estas dificuldades são significativamente influenciadas pelas características políticas e institucionais particulares de cada sistema político e económico. O Quadro II resume as principais dificuldades evidenciadas por diferentes sistemas, obtidas por extensa pesquisa bibliográfica (Partidário, 1994b).

Quadro II - Dificuldades à implementação de AAE

i)	Falta de conhecimento e experiência relativamente ao âmbito de factores ambientais a considerar, tipos de impactes que podem ocorrer e como integrar a avaliação de impactes com a formulação de políticas de planos;
ii)	Dificuldades institucionais e logísticas - fundamental assegurar uma articulação e coordenação eficaz e responsável entre divisões diferentes de um mesmo sector governamental e entre sectores governamentais distintos;
iii)	Falta de recursos (informação, técnicos e financeiros);
iv)	Falta de directrizes e mecanismos que assegurem total implementação;
v)	Insuficiente responsabilização e comprometimento político na implementação da AAE;
vi)	Dificuldades na fundamentação e clara enunciação de políticas gerais e sectoriais e na definição de quando e como a AAE deveria ser aplicada;
vii)	Metodologias específicas inexistentes;
viii)	Envolvimento público limitado;
ix)	Falta de procedimentos de verificação transparente na aplicação de processos de AAE;
x)	A experiência existente com a AIA de projectos não é necessariamente aplicável à AAE e está inibindo o desenvolvimento de abordagens específicas à AAE.

O Quadro III sumariza a situação existente nos países que maiores contributos têm dado ao avanço do conhecimento em matéria de AAE (Partidário, 1996). Nesta Tabela são indicados os casos em que existem

directrizes específicas para AAE e que, nesta fase, têm um papel crucial na expansão da aplicação deste novo instrumento.

Quadro III - Estado actual da Regulamentação e Directrizes para AAE em diversos países (Partidário 1996)

	ÂMBITO DE APLICAÇÃO	LEGISLAÇÃO	GUIAS / DIRECTRIZES
EUA (federal)	Programas Planos	Previsto no âmbito da NEPA, 1970	Directrizes do CEQ têm aplicação
Holanda	Programas Planos Políticas	Legislação de AIA (1987) requer AAE para políticas, planos e programas em domínios de acção previstos na lista positiva	Não há directrizes específicas para AAE. A prática baseia-se nos procedimentos tradicionais para AIA de projectos
	Decisões do Conselho de Ministros	Existência de um Parágrafo Ambiental em discussão	Proposta em discussão para a adopção de um Teste Ambiental baseado numa listagem e critérios
Nova Zelândia	Programas Planos Políticas	RMA (1991) e EPEP (1974) têm provisões para AAE	Ministério do Ambiente oferece orientação na base de directrizes não institucionalizadas
Dinamarca	Programas Planos	Não existe regulamentação formal	
	Leis e outros regulamentos e propostas governamentais	Regulamentação administrativa de 1993	Directrizes preparadas pelo Ministério do Ambiente em 1993

NEPA: National Environmental Policy Act; CEQ: Council on Environmental Quality; E-test: Environmental Test; SD: Sustainable Development; RMA: Resource Management Act; EPEP: Environmental Protection and Enhancement Procedures.

Quadro III - Estado actual da Regulamentação e Directrizes para AAE em diversos países (Partidário 1996) (cont.)

	ÂMBITO DE APLICAÇÃO	LEGISLAÇÃO	GUIAS / DIRECTRIZES
Canada (federal)	Políticas e programas submetidos à aprovação do Conselho de Ministros	Decisão de Conselho de Ministros de 1990	Directrizes em preparação
Grã-Bretanha	Programas Planos Políticas	Não existe regulamentação formal	Directrizes preparadas pelo Ministério do Ambiente em 1991 e 1993
Austrália (federal)	Programas Planos Políticas	Não existe regulamentação formal. Revisão de todo o sistema de AIA em curso	Não existem directrizes específicas
Suécia	Programas Planos Políticas	Não existe regulamentação formal. Provisões na legislação de planeamento e sobre recursos naturais	Não existem directrizes específicas
Filândia	Programas Planos Políticas	Não existe regulamentação formal	Não existem directrizes específicas
Alemanha	Programas Planos Políticas	Não existe regulamentação formal	Não existem directrizes específicas
França	Programas Planos Políticas	Não existe regulamentação formal	Não existem directrizes específicas

Pelo que atrás se expôs, de forma muito sumária, e pela observação do Quadro III, verifica-se que presentemente a situação é muito diversa em

termos de formas e métodos de abordagem. Contudo, é relevante frisar que uma vez mais a prática não tem que esperar por um quadro legal que a condicione, antes deverá avançar por forma a influenciar o quadro legal que se venha a definir.

3. E EM PORTUGAL?

À semelhança da política adoptada pela União Europeia, Portugal parece já ter optado pela separação clara e inequívoca da AIA de projectos em relação à AAE de políticas, planos e programas. Contudo, ainda não é conhecido qual o timing apropriado e a oportunidade para lançar esse mesmo debate. Tal questão é aliás considerada, no momento actual, não prioritária e, como tal, uma discussão teórica, considerada interessante talvez para académicos e investigadores. Preparamo-nos uma vez mais em Portugal, portanto, para virmos a ter que dar resposta a exigências da União Europeia sem que nos tivessemos dedicado a encontrar, com o tempo que tais questões exigem, o modelo de avaliação ambiental que efectivamente se poderá aplicar à nossa realidade cultural, económica e política.

Presentemente a prática revela-se paupérrima, apesar do exemplo já existente e citado anteriormente sobre a AAE do Plano de Desenvolvimento Regional. Nem tão pouco a eficaz integração da componente ambiental nas políticas sectoriais e planos de ordenamento se está a verificar, apesar das proclamadas estratégias de seguimento em Portugal dos princípios e medidas da Agenda XXI. A responsabilização de todos os sectores da governamentação e sociedade civil, tão bem enunciada segundo princípios de responsabilidade partilhada, demonstrou afinal, que a mesma não acontece por geração espontânea, como à partida parecia ser a expectativa.

No que respeita à avaliação ambiental de políticas, planos e programas, não se concebe que tal modelo possa ser delineado sem que sejam extensivamente consultados os actores preferenciais de tal processo. Referimo-nos naturalmente a todos os sectores da administração central com responsabilidade na definição e adopção de políticas e estratégias sectoriais com implicações ambientais, positivas ou negativas, todos os sectores da administração com responsabilidade na formulação e implementação eficaz de planos sectoriais e de ordenamento do território (divisões regionais de sectores da administração central e a administração local), bem como os sectores não-governamentais, particularmente associações profissionais e de defesa do ambiente. O envolvimento de tais parceiros é fundamental numa perspectiva da sua contribuição para a discussão do modelo de aplicação mais adequado, para a identificação dos recursos técnicos, institucionais e materiais necessários à exequabilidade realista de tal modelo e finalmente, na perspectiva da co-responsabilização dos parceiros num processo de mudança.

Curiosamente, a situação em Portugal relativamente a AAE lembra os países que se aproximam da AAE pela via do planeamento. Com efeito, em Portugal, a questão da integração ambiental parece ser hoje uma preocupação maior por parte dos profissionais e autoridades do sector do planeamento e ordenamento sectorial e do território, do que pela parte do sector e política ambiental. Só que, em países como a Grã-Bretanha, nos países nórdicos, na Nova Zelândia, existe uma aproximação clara das políticas de ambiente e de ordenamento, num esforço simultâneo e convergente, apoiada por um conjunto de instrumentos orientadores.

Em Portugal, vão surgindo iniciativas isoladas e desamparadas de qualquer guião de boa prática. Por exigência do Quadro Comunitário de Apoio, ou por simples iniciativa académica, os exemplos de tentativas de avaliação ambiental programática, de integração ambiental a nível dos instrumentos de ordenamento do território vão permitindo contudo, em Portugal, um aumento do conhecimento empírico nesta matéria.

Referências citadas em texto

Ministéro do Ambiente e Recursos Naturais, 1993. *Avaliação Ambiental do Plano de Desenvolvimento Regional (PDR)*, 4 vols, MARN, Lisboa.

Partidário, M. R., (1994a), A Avaliação Ambiental de Políticas, Planos e Programas, in Partidário, M.R. e J. JESUS, *Avaliação de Impacte Ambiental - conceitos, procedimentos e aplicações*, CEPGA, Lisboa: 132-145.

Partidário, M. R. (1994b). *Key issues in Strategic Environmental Assessment,* draft report, NATO / FEARO Research project on SEA (unpublished report). Ottawa.

Partidário, M.R. (1996). SEA regulations and guidelines worldwide in Therivel, R. and M.R. Partidário, *Strategic Environmental Assessment - learning from recent practice*, Earthscan, London (in press)

Sadler, B. e R. Verheem, 1996, *Strategic Environmental Assessment report,* EA Effectiveness Study (in press).

Therivel, R. e M.R. Partidário, 1996, *Strategic Environmental Assessment - learning from recent practice*, Earthscan, London (in press).

Wood and Djeddour, 1990. Strategic Environmental Assessment: EA of plicies, plans and programmes. *Impact Assessment Bulletin*, 10 (1): 3-22.

Bibliografia

Canada, Department of Natural Resources (NRCan) (1993). *Guidelines for the Integration of Environmental Considerations into Energy Policies.* Ottawa.

Canada, Federal Environmental Assessment Review Office (FEARO) (1993). *The Environmental Assessment Process for Policy and Programme Proposals.* Ottawa.

Canadian International Development Agency (CIDA) (1993). *Guide to Integrating Environmental Considerations into CIDA Policies and Programmes.* Prepared by Resources Future International. Hull. (Draft)

Denmark, Ministry of the Environment, Spatial Planning Department (1994). *Guidance on Procedures for Environmental Assessment of Bills and Other Government Proposals - cf. Administrative Order No. 31-* English Version Draft. Copenhagen.

Dixon, J. and T. Fookes (1995). Environmental Assessment in New Zealand: Prospects and Practical Realities, *Australian Journal of Environmental Management*, 2(2): 104-111.

Elling, B. (1994). Strategic Assessment in Denmark: Some Results and Perspectives. Paper presented at the International Association for Impact Assessment 14th Annual Meeting, Quebec City, Canada.

European Union Commission (1994). *Strategic Environmental Assessment - Existing Methodology.* Study prepared by DHV Environment and Infrastructure BV for Directorate-Generale for Environment, Nuclear Safety and Civil Protection, Brussels.

Netherlands, Advisory Committee on the Environmental Test (1993). *Advisory Report of the Committee on the Introduction of an Environmental Test and an Environmental Paragraph for National Government Policy Proposals.* The Hague.

Netherlands, General Environmental Policy Division, Directorate for General Policy Affairs (1992). *NEPP Action Point A 141-Strategy and Progress.* The Hague.

United Kingdom, Department of the Environment (1991). *Policy Appraisal and the Environment: A Guide for Government Departments.* , HMSO, London.

United Kingdom, Department of the Environment (1993). *Environmental Appraisal of Development Plans: A Good Practice Guide*, HMSO, London.

United Kingdom, Department of the Environment (1994). *Environmental Appraisal in Government Departments.* HMSO, London.

World Bank (1993). "Sectoral Environmental Assessment", *Environmental Assessment Sourcebook Update*, number 4, Washington D.C.

E o Humano? A Psicologia Ambiental na Avaliação de Impactes Ambientais

José Manuel Palma-Oliveira[1]
Paula João[2]

Resumo:

Se os Estudos de Impacte Ambiental (EIA) pretendem descrever as alterações que se produzem na saúde e bem estar humanos aquando da realização de um dado projecto, é no mínimo desconcertante constatar como, apesar deste objectivo os descritores geralmente utilizados nos EIA contemplarem de modo muito esquemático as incidências na população.

Esta comunicação pretende identificar uma série de descritores psico-sociais básicos tal como os respectivos instrumentos de medida que poderão ser usados nos EIA. O modo como as pessoas avaliam o seu meio circundante e como o meio faz, ou não, parte da sua identidade, as crenças que possuem sobre aquele e sobre o projecto e como se comportam nele são os eixos fundamentais dos descritores a que nos referimos. As atitudes, a percepção e o comportamento face ao meio (aqui encarado quer como físico, biológico ou social), se devidamente analisados, permitem descortinar os factores do projecto que interagirão mais intensamente com os indivíduos.

Deste modo serão identificados os descritores globais (Atitudes, Percepções e Comportamentos) bem como os descritores específicos isolados a partir dos primeiros (atitudes face aos diversos objectos sociais e ao projecto, identidades sociais, estereótipos e auto-estereótipos, percepção de risco e de controle, stress ambiental, tal como formas de utilização do espaço e de ritualização dos comportamentos, etc.).

Palavras-chave: Impacte psico-social, atitudes, percepção, comportamentos.

[1] *Psicólogo Ambiental. Mestre em Psicologia Ambiental, Doutorado em Psicologia Social. Professor Auxiliar da Faculdade de Psicologia e Ciências da Educação da Universidade de Lisboa. Alameda da Universidade, 1600 Lisboa. 01-7934554 Fax 01- 7933408. E-mail: Palma @Telepac.Pt*

[2] *Psicóloga. Monitora da Faculdade de Psicologia e de Ciências da Educação da Universidade de Lisboa.*

E o Humano? A Psicologia Ambiental na Avaliação de Impactes Ambientais

O Estudo de Impactes Ambientais (E.I.A.) surge pela conjunção de dois importantes factores. Por um lado, a deterioração acelerada do Meio Ambiente e da consciência política e social desse facto, e, por outro, o desenvolvimento de instrumentos técnicos e científicos passíveis de descrever e simular ambientes complexos. Este último factor esteve na origem de novas disciplinas, que definem o seu objecto de estudo de modo transversal em relação às chamadas ciências base. O exemplo mais importante é o da Engenharia do Ambiente, embora se possam apontar outros, como a Psicologia do Ambiente (ou Ambiental)[3].

A E.I.A. pretende descrever as "alterações que se produzem na saúde e bem estar humanos, provocados pela execução de um determinado projecto ou actividade" (Pag. 2, Antunes). Apesar do Ser Humano constituir, a um tempo, o agente de modificação e o referente na análise dos efeitos das acções, a A.I.A. que habitualmente se pratica "ultrapassa", por um lado, e está muito aquém, por outro, aquele objectivo. "Ultrapassa" porque descreve e avalia as possíveis modificações no meio ambiente a partir de descritores fisícos, biológicos, económicos (etc.) minuciosos. Está aquém porque não utiliza descritores psico-sociais que seriam de extrema importância para a sua finalidade.

A esmagadora maioria das obras humanas não se implantam em regiões desérticas e nâo se mantêm a si próprias sem intervenção do seu criador[4]. Pelo contrário, as acções deste género utilizam Mulheres e Homens para lhe darem corpo, tal como modificam a vida de outros, muitas vezes, de forma acentuada. Tal como para os outros seres vivos, dum dado Ambiente, onde é possível definir um quadro de variáveis, que descrevam os seus comportamentos e relações com o meio de modo a antecipar a acção de um dado projecto, também para o Ser Humano é possível, e necessário, utilizar os instrumentos disponíveis para alcançar o mesmo objectivo.

Se adoptarmos uma visão alargada de Ambiente necessariamente teremos de incluir nos seus descritores aqueles que permitirão perceber, de forma clara, tanto o impacte dum dado projecto numa dada comunidade, como o previsível comportamento desta face àquele. Na figura 1, o processo de inserção desta área de trabalho no E.I.A. é discriminado. Sublinhe-se o paralelismo com os modelos usualmente utilizados para a descrever.

---

[3] *Não será por acaso que Herbert Simon (1981,As ciências do artificial. Coimbra: Arménio Amado) distingue as ciências do natural das do artificial juntando nestas últimas, disciplinas como a Psicologia e a Engenharia que se caracterizariam pelo estudo do modo como um sistema se adapta ao ambiente.*

[4] *E mesmo neste caso podem causar alterações a jusante que façam modificar um dado quadro psico-social.*

Fundamental para este processo é a identificação de descritores psico-sociais básicos, que constituiriam a pedra-de-toque da análise. O modo como as pessoas avaliam o seu meio circundante e como o meio faz, ou não, parte da sua identidade, as crenças que possuem sobre aquele e sobre o projecto e como se comportam no meio são os eixos fundamentais dos descritores a que nos referimos. As atitudes, a percepção e o comportamento face ao meio (aqui encarado quer como físico, biológico ou social), se devidamente analizados, permitem descortinar os factores do projecto que interagirão mais intensamente com os indivíduos.

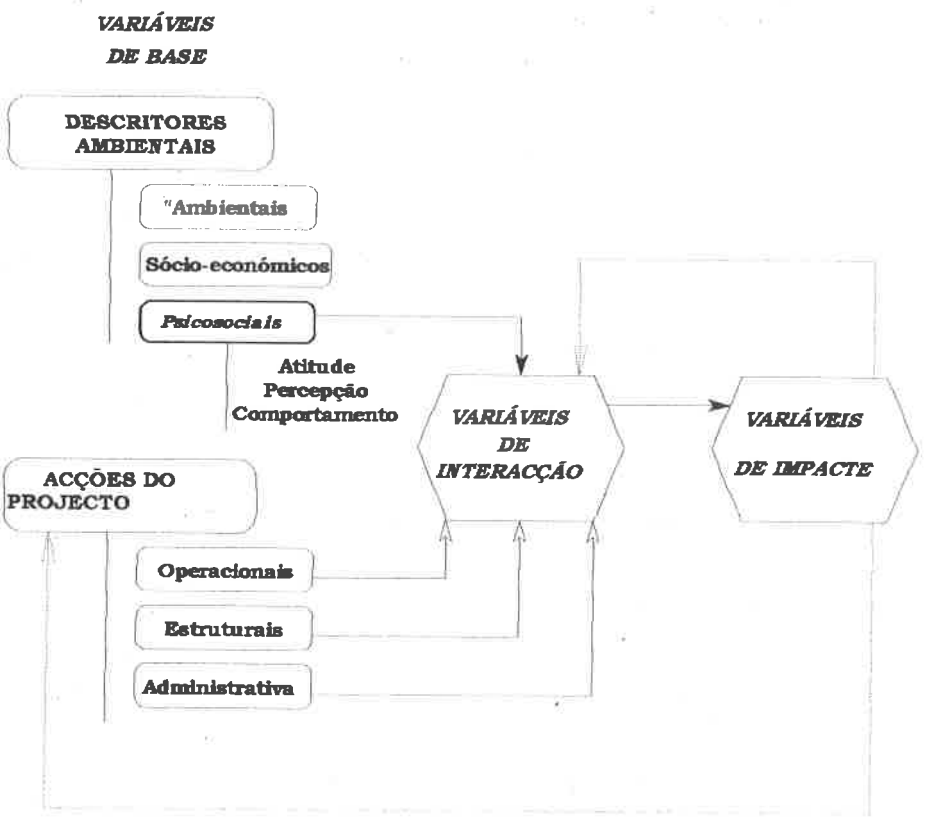


Figura 1. Inserção da componente Psico-social num E.I.A.

Estas variáveis de interacção terão de ser necessariamente precisas para permitir clarificar as de impacte. Deste modo, e como veremos mais adiante, serão propostos uma série de conceitos e metodologias para as descrever e que permitem traçar, com razoável acuracidade, o perfil da população, as variáveis do projecto mais negativas/positivas em relação àquele perfil e, mais tarde, o modo como o impacte se poderá consubstanciar.

Por último, importante será notar que, com a discriminação das variáveis de impacte, a E.I.A. poderá propor formas de intervenção mais eficazes, nomeadamente com introdução na comunidade de informação orientada e

focalizada. Esse processo será equivalente às medidas minimizadoras e compensatórias do(s) impacte(s) negativo(s), nomeadamente na identificação de alternativas menos gravosas.

2. Tipos de Descritores Psico-sociais

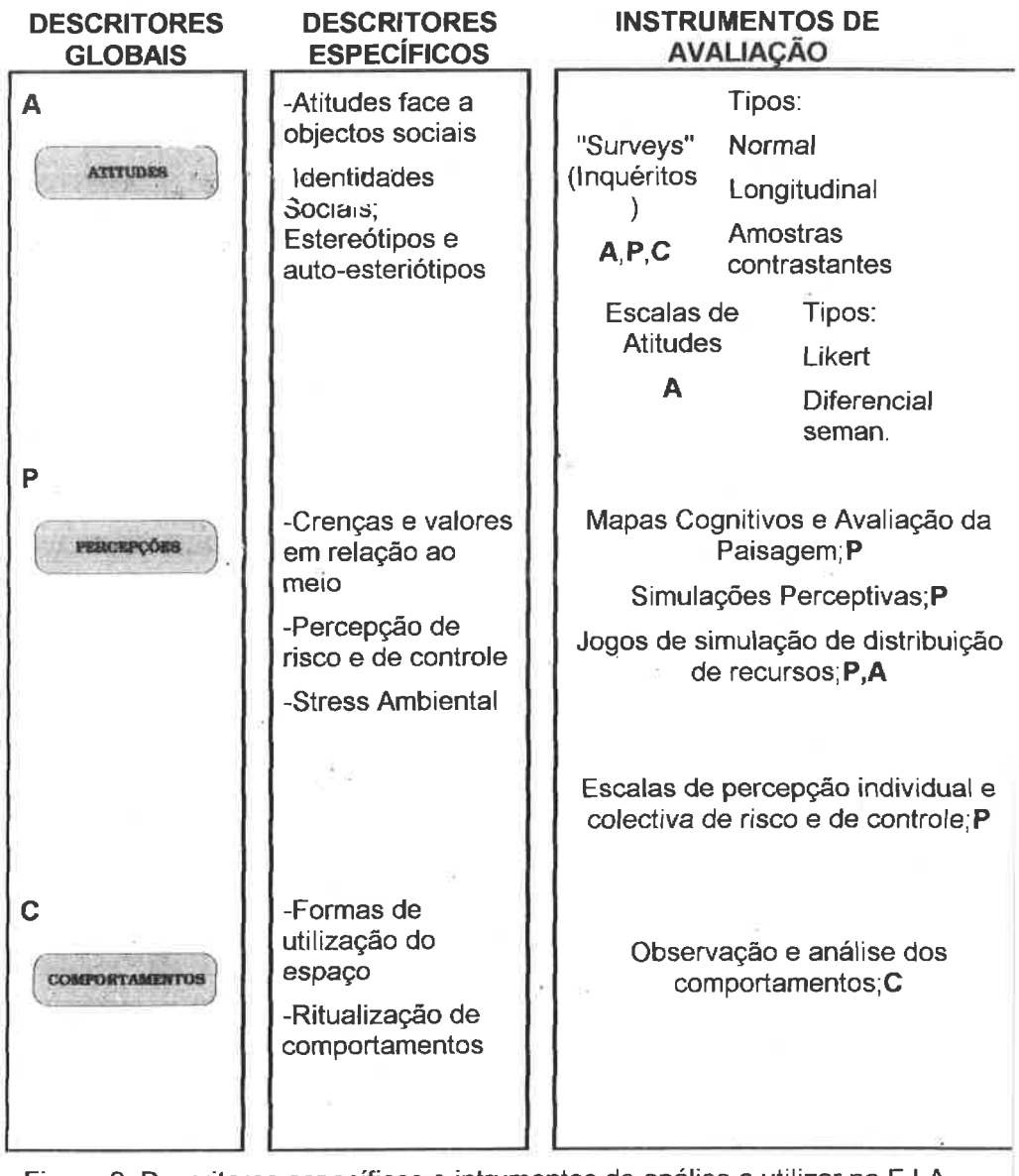


Figura 2. Descritores específicos e intrumentos de análise a utilizar na E.I.A.

Dentro da panóplia de conceitos fornecida pela Psicologia Social e Ambiental, fundamental se torna identificar aqueles que, de forma clara, constituem os descritores fundamentais para o nosso objectivo.

Atitudes: As atitudes pretendem descrever as avaliações que os indivíduos possuem em relação a uma diversidade de objectos, tais como o projecto, grupos sociais e componentes do meio. As atitudes têm sido estudadas ao longo dos 80 anos de existência da Psicologia Social, concluindo-se que podem prevêr o comportamento e a capacidade de adaptação dos indivíduos às modificações do meio (Eagly e Chaiken, 1993). Essencial se torna, portanto, estudá-las de forma exaustiva.

Todos nós possuímos uma dada Identidade Social, que se poderá definir como o conjunto de características que nos auto-atribuímos pela pertença a determinados grupos psico-sociais. Ora, a definição de um grupo passa, muitas vezes, por aspectos espaciais (exemplo: lisboetas, alentejanos,etc.) e pela "oposição" a grupos que não o de pertença. Daí, a importância de descrever os esteriótipos e auto-esteriótipos dos indivíduos na comunidade, tentando identificar até que ponto as atitudes, de que falávamos acima, estão, ou não, directamente relacionadas com a Identidade Social (Garcia-Marques e Palma-Oliveira, 1988).

Percepção: Os aspectos de que temos vindo a descrever são, muitas vezes, determinados pelas crenças que as pessoas possuem em relação ao modo como o mundo funciona. O senso comum possui uma visão da "física", "biologia" e "psicologia" muito própria. De todo o interesse será a identificação dessas crenças, particularmente em relação ao projecto/acção a levar a cabo. De notar que, uma visão errónea sobre uma dada intervenção poderá agravar as suas consequências.

Este último aspecto, está indissoluvelmente ligado à percepção e avaliação de risco (Lima, 1993) que uma dada população terá em relação a um dado empreendimento. Fundamental se torna identificar essas estimativas de forma clara, pois estarão ligadas tanto a comportamentos de oposição como ao stress ambiental sentido (Palma-Oliveira, 1995). Aspecto interessante será o de identificar as diferenças entre os grupos e inter-indivíduos na percepção de controle e as suas justificações. Estas poderão ser usadas na fase de intervenção para modificar as crenças e avaliações de outros membros da comunidade .

Muitas das vezes, as atitudes e crenças duma população em relação a um dado projecto são directamente condicionados, e condicionam, uma "simulação" onde se imagina o aspecto final da obra. No entanto, quando esta finalmente se concretiza existe, amiúde, um descontentamento. Daí que seja da maior importância investigar, através da técnica da simulação perceptiva, qual a avaliação que os indivíduos fazem da inserção específica da obra, e das suas alternativas, no meio.

Comportamentos: Um dos aspectos frequentemente esquecidos no estudo do Impacte de um dado empreendimento é o modo como este vai modificar os padrões de comportamentos dos indivíduos. Se identificarmos esses padrões poderemos propôr as alternativas que sejam menos gravosas ou medidas de minimização. Para tal, poderemos utilizar diversas técnicas que vão, desde os mapas cognitivos (onde os sujeitos descrevem e mapeiam

uma determinado espaço) e que nos permitem identificar os trajectos mais frequentes, através das distorções produzidas no desenho, até à observação directa e indirecta do quadro contextual onde os comportamentos da comunidade se consubstanciam.

3. Fases da elaboração do relatório

Pensamos ser importante descrever, de modo mais pormenorizado, as fases da elaboração de um relatório de E.I.A. psico-social.

Na caracterização da situação de referência é fundamental a análise dos factores do projecto que são relevantes para os aspectos psico-sociais. A título de exemplo poderemos apontar a localização espacial, as migrações de trabalhadores ou de habitantes, etc. Por outro lado, a informação relevante sobre a comunidade, obtida através da consulta de dados de arquivo e/ou das conclusões preliminares dos descritores "ambientais" e socio-económicos vindos das outras áreas da E.I.A. são fundamentais. Por último, e já com essa informação a visita ao local torna-se imprescindível para equacionar todos os aspectos do estudo, assim como realizar algumas entrevistas, nomeadamente com os líderes de opinião a identificar "in loco".

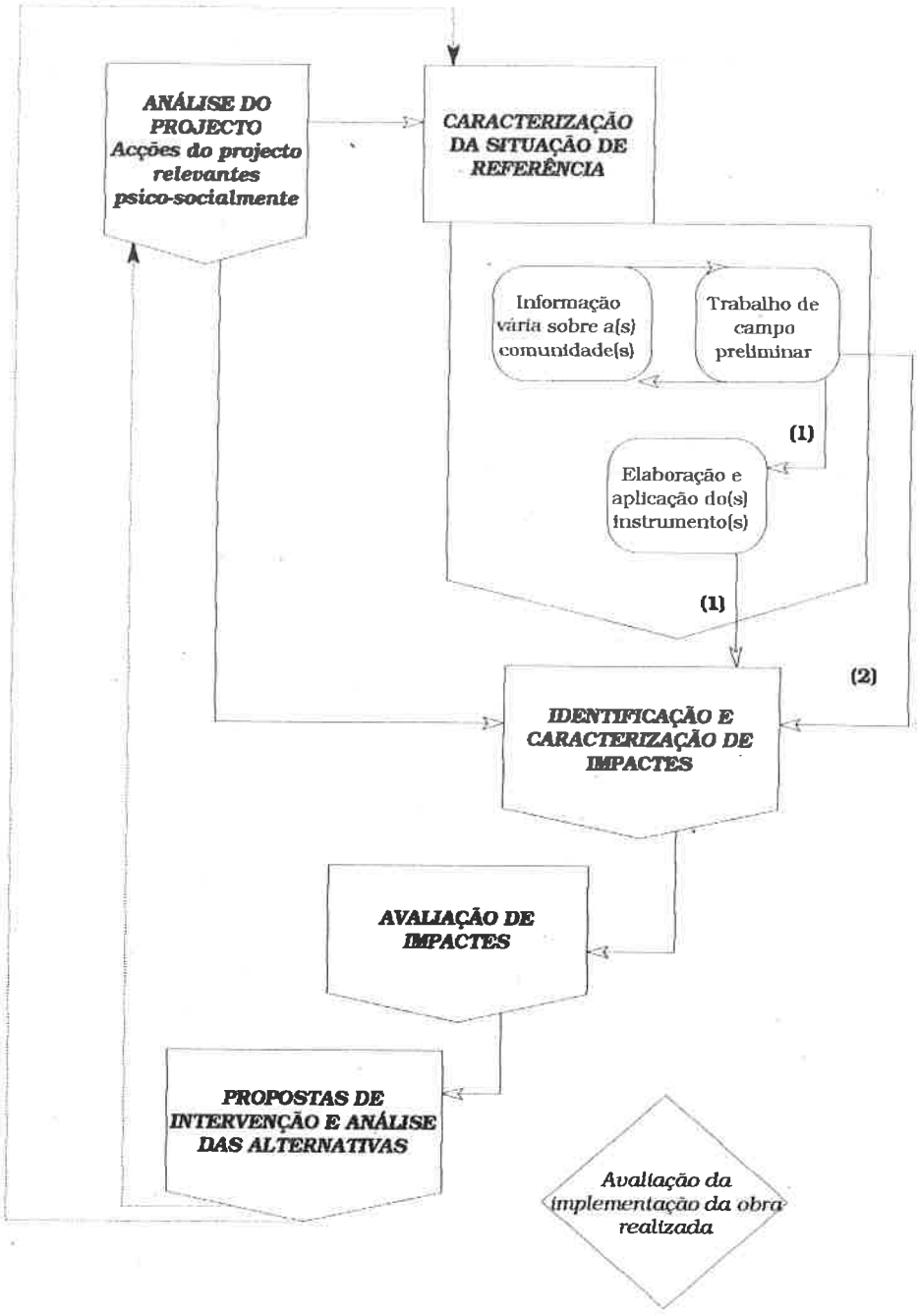


Figura 3. A metodologia da E.I.A. psico-social

conforme as disponibilidades, caracterização e dimensão do projecto será levada a efeito a construção dos instrumentos e a sua aplicação no trabalho de campo propriamente dito. De sublinhar que, a definição daqueles instrumentos dependem directamente da caracterização da situação e do projecto, para além das disponibilidades financeiras.

Daí, a distinção entre duas opções assinaladas na figura 3. Por um lado, temos aquilo que poderemos designar como relatório analítico (1) onde as fases posteriores de Estudo de Impacte se baseiam directamente de um trabalho de campo profundo. Por outro, existe a possibilidade de elaborar um relatório de perito (2) a partir da informação já referida e do referencial teórico da Psicologia Social e Ambiental.

A identificação, caracterização e avaliação dos impactes será levada a cabo a partir da quantificação e análise dos instrumentos aplicados. Tanto neste caso como no relatório de perito proceder-se-á a uma análise probabilística sobre o efeito dos impactes nos diversos cenários psico-sociais identificados.

De assinalar o facto de que, o relatório poderá aconselhar modificações no projecto inicial e/ou a introdução de elementos, que se destinam directamente a apaziguar os aspectos negativos, e/ou a acentuar os positivos, da acção. Nesta linha de pensamento, e como assinalámos no ponto anterior, poder-se-á também delinear um programa de intervenção psico-social que aponte especificamente, não só a introdução de nova informação, como os grupos e sub-grupos alvo a atingir.

Por último, a Psicologia Ambiental poderá contribuir para a análise de projectos já implementados. Isto de dois modos diferentes. Primeiro, analisando os impactes externos (na comunidade) e propondo linhas de intervenção para minimizar os negativos, segundo analisando se o design, a inserção espacial dos seus elementos, etc., favorece, ou não, os objectivos para que foi construído o empreendimento. Esta análise "interna" do empreendimento será feita de um ponto de vista funcional, ou seja, investigando se aqueles aspectos potenciam, ou não, a actividade das pessoas que lá laboram.

4. Alguns exemplos de aplicação desta perspectiva

Nos últimos anos esta perspectiva tem sido apresentada, em diversos graus, numa série de E.I.A.s de projectos algo diferenciados.

O primeiro destes projectos foi o Estudo de Impacte Ambiental da Modernalização da Linha do Norte (SEIA, 1992-1995). Este trabalho realizado por uma equipa dirigida pelos autores demorou 3 anos a realizar e utilizou quase todos os instrumentos expostos acima. Das conclusões mais interessantes permitimo-nos sublinhar o facto das atitudes em relação ao Caminho de Ferro, apesar de serem positivas em quase todo o troço estudado, apresentavam variações significativas relacionadas com o tipo de relação, funcional ou não, com a circulação ferroviária.

Por outro lado foram identificados muitas situações onde a simples contagem de atravessamentos nos locais para tal destinados não conseguia reproduzir a relação que os indivíduos possuiem com a linha férrea. Nestes casos foram identificados muitos contextos problemáticos e propostas modificações ou na localização das futuras passagens superiores ou inferiores ou mesmo na existência das mesmas.

Por último foram levadas a cabo simulações perceptivas com os diversos tipos de vedação que poderá ser colocada em toda a linha. A partir dessas simulações conclui-se que não deveria haver uma vedação única sendo este problema dos mais relevantes e sensíveis que o dono da obra deverá resolver.

No estudo de Impacte Ambiental da unidade de incineração do futuro sistema de tratamento de resíduos industriais também um componente psico-social foi introduzida (Borrego, 1995). Neste caso o questionário organizado no âmbito do descritor socio-económico possuia algumas questões relevantes nesta perspectiva. Assim a partir desses resultados foi apresentado um parecer essencialmente dedicado a discutir problemas no âmbito da percepção do risco industrial e da comunicação do risco. No que concerne aos estudos a realizar sobre os aterros que completarão o sistema referido também esta prevista uma componente psico-social profunda.

Entretanto outras equipas se seguiram nesta senda. Cabe aqui referir os Estudos de Impacte Ambiental das duas incineradoras de Resíduos sólidos urbanos (Áreas Metropolitanas de Lisboa e Porto) onde a nossa colega Maria Luisa Lima introduziu essa componente.

4. Conclusão

Uma das críticas que se faz frequentemente à Psicologia em particular, e às Ciências Humanas em geral, é a sua falta de objectividade e de instrumentos de análise específicos. Daí que, embora reconhecendo a importância dos factores humanos em todas as situações, se consiga justificar a sua não inclusão de forma linear. O que tentámos demonstrar neste artigo, necessariamente sumário, foi que a ideia que muitos têm da Psicologia é equivalente aquela que os habitantes de uma comunidade alvo de uma acção possuem dos seus efeitos: incompleta, minimalista e redutora.

As palavras comumente utilizadas perdem o seu valor. A Psicologia é uma delas. Para nós ela refere-se a um método científico de análise das situações e não à dissertação abusiva sobre a natureza do homem. Afinal, como aprendemos na escola, o método científico é o mesmo independentemente do seu objecto.

Bibliografia

Antunes, P. *Módulo de Estudo de Impacte Ambiental.* Lisboa:Geota

Borrego, C. (Coordenação) (1995). *Estudos de Impacte Ambiental do Sistema de Tratamento de Resíduos Tóxicos e Perigosos: Componente*

incineradora e tratamento físico-químico. Instituto para o Desenvolvimento e Ambiente, Universidade de Aveiro. (Estarreja, Poceirão, Setúbal 1, Setúbal 2, Sines).

Eagly, A. e Chaiken, S. 1993. *The Psychology of Attitudes*. Harcourt Brace Jovanovich, Forth Worth.

Garcia-Marques, L. e Palma-Oliveira, J., 1988. National Identities and Levels of Categorization: Stereotypes, Attitudes and Perception of Others Nationalities. In D. Canter, J. Jesuino, L. Soczka and G. Stepheson (eds.), *Environmental Social Psychology*. (pp. 313-319). Drodrech: Kluwer Academic Press.

Lima, M., 1993. A percepção do risco sísmico: Medo e ilusões de controlo. Dissertação de Doutoramento. I.S.C.T.E., Lisboa.

Palma-Oliveira, J. 1995. *Determinants of risk perception towards toxic landfills and incinerators: how social psychological factors can play a role.* Comunicação apresentada por convite na European Conference on the Environment (Ecological responsability and environmental resources management), Corunha, Espanha.

SEIA. 1992-1995. *Estudo de Impacte Ambiental do Projecto de Modernização da Linha do Norte*. Geral e específico (nove sub-troços).

Simon, H. (1981) *As ciências do artificial*. Coimbra: Arménio Amado.

OS 'VERDES HÁBITOS' DOS PORTUGUESES -ALGUMAS REFLEXÕES PARA O ESTUDO DA SENSIBILIDADE AMBIENTAL EM PORTUGAL -*

E. FIGUEIREDO e F. MARTINS**

RESUMO:

Como tem sido cada vez mais referenciado, a temática ambiente tem vindo a adquirir crescente relevância nos mais diversos domínios sociais, políticos e económicos.

Esta relevância inscreve-se no processo social de sensibilização (consciencialização?) dos problemas ambientais desencadeados pelo desenvolvimento económico e social, sendo de natureza variável tanto em termos espaciais como sociais.

Partindo destas constatações, definem-se os problemas ambientais como problemas sociais, i.e. como problemas que reflectem e afectam as interrelações sociais e o seu desenvolvimento. Neste contexto, delineamos um quadro de evolução da consciência ambiental em Portugal, procurando enquadrá-la no âmbito daquilo que alguns autores designam por valores 'post-materialistas', designação que reflecte alterações significativas nos valores sociais dominantes e anuncia a emergência de novas éticas de vida.

Podemos dizer que a consciência ambiental em Portugal se forma sobretudo pela percepção de um quadro ambiental negativo, essencialmente devido ao trabalho dos 'mass media' e das organizações de defesa do ambiente . Esta consciencialização, pela negativa, resulta numa atitude 'verde... mas nem tanto', i.e. resulta não numa efectiva consciencialização (que pressupõe a existência de um quadro de valores que implica um determinado tipo de comportamentos associados) - o agir 'verde' ou o 'hábito verde' - mas numa sensibilização em relação às questões ambientais (que pressupõe a identificação e o reconhecimento destas questões sem manifestação de comportamentos associados) - o pensar 'verde' ou a ausência de uma prática 'verde'.

PALAVRAS- CHAVE: Ambiente, Problemas Sociais, 'Post-materialismo', Consciência Ambiental; Sensibilização Ambiental

1. INTRODUÇÃO: Os Problemas Ambientais como Problemas Sociais

A definição de problema ambiental remete-nos, desde logo, para a complexa interacção entre sociedade e meio biofísico que envolve, pelo menos, três formas distintas mas interligadas. Em primeiro lugar, os problemas ambientais só são identificados enquanto tal quando reconhecidos e contextualizados numa determinada sociedade. Este reconhecimento pode sofrer variações significativas em diferentes meios sociais e culturais, diferenças que decorrem das relações específicas que cada sociedade e cultura estabelece com o meio natural e das representações formadas a partir dessas relações. Em segundo lugar, os problemas ambientais podem ser entendidos como problemas sociais, uma vez que influenciam e afectam o meio social, determinando a qualidade de vida dos agentes que nele se inserem. Finalmente, os problemas ambientais são uma construção social, quer através da utilização que os indivíduos fazem dos recursos naturais, quer através do valor que lhes atribuem. Esta utilização e valorização contribuem para e determinam o nível de degradação do ambiente e a própria percepção dessa degradação.

Não podemos, no entanto, considerar apenas como problemas ambientais aqueles que surgem na sequência de uma utilização do meio ambiente pelo Homem. As catástrofes de

---

* Esta comunicação deriva do trabalho num projecto de investigação, iniciado em 1992, intitulado "O Ambiente no Discurso Político em Portugal". Algumas das suas conclusões foram já apresentadas no III Congresso Luso-Afro-Brasilero de Ciências Sociais, Lisboa, Julho de 1994.

** Assistentes· Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro - 3810 Aveiro. (Tel.) 034. 370200; (Fax) 034. 29290; E-Mail: Elisa @ dao.ua.pt. ou Filo@ dao.ua.pt.

carácter natural são igualmente problemas ambientais sem intervenção humana, mas só adquirem significado e importância na medida em que afectem em maior ou menor grau uma determinada sociedade.

1. A SENSIBILIDADE AMBIENTAL - Processo de Formação e Tendências de Evolução

Ainda que possam ser identificadas várias perspectivas de abordagem e análise da formação da sensibilidade/consciência[1] ambiental (e.g. MORMONT, 1993) a sua construção assenta em grande medida nas diferentes representações que os individuos têm dos problemas ambientais enquanto ameaças ou riscos às suas condições de existência e ao quadro de valores a elas associados. A percepção colectiva da ameaça ou do risco é também fomentada por uma vasta série de actores e/ou instituições (cientistas, associações de defesa do ambiente, meios de comunicação de massa, partidos políticos, entre outros) que, por um lado, detém uma série de informações objectivas e, por outro lado mobilizam e difundem um certo tipo de representações sobre os problemas do ambiente. Numa primeira instância estas informações e representações parecem difundir-se em dominios sociais especificos e relativamente restritos para prgressivamente se alargarem à cena pública, através sobretudo, do papel dos meios de comunicação de massas (e.g. DUNLAP, 1995). Este alargamento não se processa de forma linear, dado que no processo intervéem diversos interesses e valores próprios que diversificam as formas de apropriação das informações e representações difundidas.

No processo de formação da sensibilidade ambiental não poderá ser ignorado, então, o papel que desempenha um conjunto de factores que são susceptíveis de fazer emergir e/ou consolidar aquilo a que poderemos chamar o 'enverdecimento' da opinião pública (e.g. YEARLEY, 1992). Esses factores são essencialmente os meios de comunicação de massas e a forma como abordam os acontecimentos/catástrofes ambientais, os processos formais de educação, a publicidade, o discurso político e a acção das associações de defesa do ambiente. Evidentemente que entre estes factores existem relações várias. E, se por um lado, estes factores condicionam a formação da opinião pública 'verde', eles são, por sua vez, também condicionados pela apropriação que a opinião pública faz das questões ambientais

Isto significa que não é possível estabelecer uma relação de causa-efeito entre este conjunto de factores e a emergência de uma consciência ambiental, mas antes que se estabelece um processo de interacção. Esta interacção não se exerce somente entre o conjunto de factores e a opinião pública, mas também entre os próprios factores,

[1] Os termos sensibilidade ambiental e consciência ambiental não são sinónimos, como veremos. No entanto, a análise da sua formação e os factores intervenientes nesse processo podem ser considerados idênticos.

determinando o potencial reforço para alguns deles da influência que têm na construção da consciência ambiental.

No processo de formação da consciência ambiental não pode igualmente ser ignorado o papel dos 'acontecimentos ambientais' que serviram de alarme, de sinais reveladores, na medida em que atribuiram sentido às inquietações emergentes e se constituiram como a materialização das ameaças[2].

Como já referimos, no processo de formação da consciência ambiental devemos sublinhar o papel dos meios de comunicação de massas. Geralmente, estudos no âmbito das Ciências Sociais e relativos à natureza e alcance dos efeitos dos meios de comunicação de massas (e.g. JUAN, 1993), reconhecem o poder de influência na sociedade desses meios de comunicação, através da monopolização dos tempos livres dos indivíduos, do contributo para a formação da opinião pública e pelo seu carácter de principais fontes de informação nas sociedades actuais. A crescente função de socialização que pode ser atribuida aos 'mass media' no domínio dos problemas ambientais fica a dever-se sobretudo à utilização de uma linguagem muito particular. A linguagem mediática utilizada (da qual o veículo mais poderoso é, sem dúvida, a imagem) tem um papel muito importante na dramatização e exacerbação dos problemas, suscitando geralmente sentimentos fortes de indignação, medo ou recusa colectiva.

Outro factor determinante, em termos gerais, da emergência de uma consciência ambiental é o discurso político. Para a análise deste discurso é relevante o que atrás foi referido a propósito dos meios de comunicação de massas, uma vez que se trata também de uma forma de comunicação. Para além do carácter 'socializador' da comunicação/discurso político (e.g. FERNANDÉZ, 1993), manifesta-se ainda uma função de apropriação/tradução das principais preocupações sociais. Neste sentido, o discurso político, sobretudo a nível partidário, é condicionado por e condiciona as necessidades e preocupações dominantes no meio social onde se expressa,e desta forma não pode deixar de integrar também as questões ambientais.

A proliferação dos grupos ambientalistas é um fenómeno social de expressão recente, com repercursões inegáveis ao nível da formação de uma opinião pública 'verde'. Tal como referem ELKINGTON E BURKE (1987) esta proliferação deve-se a "*um longo período de relativa paz e prosperidade, em conjunto com um considerável mal-estar entre elementos fulcrais da população acerca dos valores do materialismo e do consumismo*" que tem, entre outros "*propulsionado o crescimento do movimento das ONG*" na área do ambiente. A relação causal entre a existência destes grupos formais e o desencadear de movimentos sociais não é linear, uma vez que como referem LOWE e GOYDER (1983) o alcance das acções dos grupos ambientalistas extravaza o círculo dos seus membros para um grupo social que se pode denominar 'público atento'. A composição social deste

---

[2] A libertação de uma nuvem de dioxina em Seveso (1976) e o acidente no reactor nuclear de Cherobyl (1986) foram alguns dos acontecimentos ambientais que marcaram profundamente a opinião pública.

'público atento' é complexa. Embora possamos verificar a predominância de indivíduos da classe média entre os membros dos grupos ambientalistas, isto não significa que o ambiente é predominantemente uma preocupação da classe média. Na base desta afirmação estão os resultados de alguns estudos realizados nos EUA, que sugerem que o 'público atento' aos problemas ambientais é socialmente mais heterógeneo[3].

Relativamente ao processo de evolução da sensibilidade face aos problemas do ambiente, como refere O.P. DWIVEDI (1986), a degradação ambiental começou a ser considerada um problema social nos países mais desenvolvidos somente a partir de finais da década de sessenta, começando também nesta data a integrar o quadro de preocupações dos responsáveis políticos. Uma série de catástrofes ambientais, provocadas em maior ou menor grau pela acção do Homem, contribuiram para que a opinião pública se tornasse consciente dos perigos que ameaçavam a vida humana.

A ocorrência crescente de catástrofes deste tipo contribuiu, entre outros, para que se começasse a pôr em causa o 'paradigma do crescimento económico' (para utilizar a expressão de SILVA, 1982), i.e. começou a reconhecer-se que a crença num desenvolvimento assente no crescimento económico rápido e ilimitado, poderia conduzir à deterioração do ambiente e da própria vida humana. No entanto, esta racionalidade económica ainda existente nos nossos dias apresenta falhas importantes, nomeadamente no que diz respeito ao determinismo de um crescimento económico exponencial que fomentou o aumento de situações de pobreza e vulnerabilidade, bem como a degradação do ambiente.

Simultâneamente, foram-se sucedendo acontecimentos internacionais de âmbito científico e político que reforçaram o crescente interesse pelos problemas ambientais[4]. Estes aspectos reflectem, em grande medida, uma crescente viragem da opinião pública relativamente às questões ambientais, passando-se gradualmente de uma visão e valores sociais, em relação à Natureza, 'antropocêntricos', para uma visão e adopção de valores sociais a que podemos chamar 'ecocêntricos'.

Sintetizando ambas as perspectivas, podemos dizer que a visão 'antropocêntrica' é bem ilustrada pelo que O.P.DWIVEDI (1986) denomina a 'tradição judaico-cristã' que se fundamenta na convicção de que o Homem é um ser superior ao resto da 'Criação', visto ter sido concebido "à imagem e semelhança de Deus". Esta ideia da superioridade humana foi sendo reforçada ao longo dos séculos pelo desenvolvimento científico e técnico, que permitiu ao Homem explorar com maior eficácia os recursos libertando-o do 'determinismo natural' e fundamentando o seu crescente controlo e domínio sobre a

---

3. A este respeito ver LOWE e GOYDER (1983).

4 Por exemplo, a Conferência de Estocolomo sobre Ambiente Humano promovida pela ONU em 1972, na sequência da qual foi criado o Programa das Nações Unidas para o Ambiente (PNUA); o primeiro relatório da Comissão Brandt - "*Norte/Sul: um programa para a sobrevivência* ", publicado em 1980; a criação em 1984 da Comissão Mundial para o Ambiente e Desenvolvimento da ONU; a organização do WICEM (Conferência Internacional para a Gestão da Indústria e Ambiente) patrocinada pelo PNUA e pela Câmara Internacional de Comércio; a publicação em 1987 do relatório da Comissão Mundial para o Ambiente e Desenvolvimento - "*O Nosso Futuro Comum* " e, por último, a realização em 1992 da Conferência das Nações Unidas sobre Ambiente e Desenvolvimento (vulgo ECO'92).

Natureza. Esta perspectiva 'antropocêntrica' surge na linha daquilo que DUNLAP e CATTON (1979, cit, in BUTTEL, 1986) definem como o 'paradigma da excepcionalidade humana'. Por oposição a este, os mesmos autores definem o 'novo paradigma ecológico', que tende a reflectir e a traduzir os valores sociais emergentes em relação ao meio ambiente de forma diferente e que tem como axioma a dependência 'ecológica' das sociedades humanas em relação ao meio natural. Este paradigma caracteriza-se sobretudo por considerar o ser humano como uma entre outras espécies que, embora possuindo cultura, tem uma relação forte com o mundo natural. Para além disto o 'novo paradigma ecológico' postula que o mundo é finito e impõe limites físicos e biológicos ao crescimento económico, ao progresso social e a outros fenómenos societais, contrariando assim a ideia de que o progresso científico e tecnológico libertaria infinitamente o Homem da sua relação com a Natureza.

"*O novo crescimento deve ser diferente, em que a sustentabilidade*[5]*, a equidade, a justiça social e a segurança estejam firmemente assumidas como os maiores objectivos sociais (...)*" (WCED, 1987), i.e. um desenvolvimento que concilie a resposta às necessidades da população actual com o não comprometimento da resposta às necessidades das gerações futuras. Assim, o desenvolvimento económico sem limites pode ser alcançado, não já com base na crença de que os recursos são ilimitados ou fácilmente substituíveis por recursos criados pelo Homem, mas através da preservação do 'capital natural' (e.g. DELGADO DOMINGOS, 1994).

Esta nova concepção de desenvolvimento reflecte não apenas mudanças na abordagem ao crescimento económico, mas também transformações sociais importantes, das quais é reflexo, entre outros aspectos, a adesão crescente a valores 'pós-materialistas'. A expansão dos valores 'pós-materialistas' verificou-se sobretudo depois da Segunda Guerra Mundial, altura em que os paises ocidentais *"conheceram uma paz e uma prosperidade económica sem precedentes. Este ambiente favorável foi acompanhado de um formidável recurso a meios de educação e de informação e de uma rápida transformação nas suas utilizações"* (CCE, 1988), factores que se traduziram por uma evolução nos sistemas de valores, materializada na emergência de movimentos como o pacifismo e o ambientalismo. Esta evolução pode explicar-se pelo facto de, tendencialmente, com o aumento da prosperidade económica os indivíduos ficarem mais *"livres das suas necessidades materiais mais imediatas, podendo por isso dar atenção aos aspectos não materialistas das suas vidas"*(LOWE e GOYDER, 1983). Alguns destes aspectos imateriais são referidos por INGLEHART[6] (cit. in CCE, 1988) como sendo a liberdade de expressão, a cidadania, a humanização crescente da sociedade, a supremacia das ideias sobre o dinheiro e a preservação do ambiente. Por oposição, os

[5] Conceito que implica a conservação dos recursos ambientais, a manutenção da diversidade genética e uma utilização eficiente da energia e das matérias-primas.

[6] Este autor elaborou, em 1973, um instrumento de investigação que lhe permitiu recolher opiniões sobre as escolhas em termos de materialismo e não materialismo dos indivíduos. Este Inquérito revelou-se igualmente de extrema utilidade para testar a expansão dos valores de tipo não materialista.

objectivos materiais identificam-se com aspectos como a luta contra a inflacção, a existência de um exército nacional forte, a manutenção do crescimento económico, a luta contra o crime e a estabilidade económica. De um modo geral, os indivíduos que aderem a valores que se enquadram no primeiro conjunto de objectivos, i.e. de tipo 'pós-materialista' são "*mais jovens e mais instruídos do que (os indivíduos) materialistas e ocupam uma posição sócio-económica mais elevada (...). São hostis às hierarquias e à tecnocracia e procuram a participação e as oportunidades de realização*" (WATTS e SMITH, 1980 cit. in DWIVEDI, 1986).

Os novos valores e atitudes que caracterizam o 'pós-materialismo' entram, assim, em concorrência com aqueles que sustentam um desenvolvimento económico ilimitado que, em grande medida, provocou a degradação do ambiente. A expressão crescente de preocupações acerca da poluição, da destruição da Natureza, da perda de qualidade da paisagem e do desperdício e utilização abusiva dos recursos, desafia os pressupostos subjacentes ao progresso que associa a prosperidade material ao bem estar em geral. Não deixa de ser irónico (ainda que não seja surpreendente) que os valores 'pós-materialistas', particularmente no domínio do ambiente, sejam defendidos precisamente por indivíduos cujas condições materiais de vida forneceram os meios para escolher e apreciar na totalidade o seu meio envolvente.

2. A SENSIBILIDADE AMBIENTAL EM PORTUGAL

2.1. Factores Determinantes na sua Formação:

Analisando a formação da consciência ambiental a nível nacional e em termos genéricos, podemos referir que a opinião pública portuguesa, tal como a internacional, é influenciada por um vasto conjunto de factores. Neste sentido, é igualmente importante observar o papel que os 'acontecimentos ambientais', nacionais ou internacionais, desempenharam na construção de uma opinião pública 'verde', mesmo quando esses acontecimentos foram (e são) também construções sociais mediatizadas, como por exemplo o desastre de Chernobyl.

Reportando estas ideias para a formação de uma opinião pública 'verde' em Portugal, podemos dizer que através do aumento de anúncios publicitários, referenciando a característica de "amigo do ambiente" dos mais variados produtos (detergentes, combustíveis, automóveis...), através da maior regularidade de programas ambientais sobre o ambiente e de uma maior relevância atribuida nos noticiários a acontecimentos de foro ambiental, se tem verificado gradualmente uma alteração das representações e do comportamento dos indivíduos face ao ambiente.

Por estas razões, os meios de comunicação de massas são apontados pelos portugueses como uma das fontes de informação mais fiáveis sobre o ambiente[7] e, consequentemente, como um importante meio de socialização neste domínio. Como referem MANSINHO e SCHMIDT (1994) "*os meios de comunicação social passaram a ter um papel progressivamente proeminente na mobilização da opinião pública, denunciando os problemas e efectuando uma informação com componentes pedagógicas (...). Com os novos jornais criados em 1990, os novos postos de rádio e televisão privada, o ambiente adquiriu um lugar definitivo na agenda mediática*".

Principalmente com o advento das televisões privadas operou-se em Portugal aquilo a que podemos chamar uma 'revolução mediática', que se tem traduzido numa crescente competitividade entre as várias estações, que está intimamente relacionada com a procura de maiores níveis de audiência e com o desenvolvimento de meios e programas susceptiveis de atrair a atenção do público. É neste contexto que também o ambientese torna um meio importante de atracção da atenção do público. Efectivamente, as notícias veiculadas pela televisão sobre esta temática têm frequentemente um carácter alarmista, denunciando um quadro ambiental essencialmente negativo aos portugueses. Assim, podemos dizer que em Portugal a sensibilidade ambiental se forma sobretudo pela percepção deste ambiente mediatizado e deriva menos de factores positivos[8]. Ao carácter pedagógico dos 'media' salientado por MANSINHO e SCHMIDT, poderíamos acrescentar, no caso concreto dos meios audiovisuais, o seu cáracter alarmista. Trata-se de pedagogia, é certo, mas de uma espécie de 'pedagoia das catástrofes' que tem como objectivo, para além da informação, contribuir de forma clara para o aumento das audiências.

No que se refere à influência que o discurso político tem na formação de uma opinião pública 'verde' nacional, podemos dizer que no que diz respeito ao ambiente, esta temática tem vindo a crescer em importância desde 1976[9]. A referência a este tema nos manifestos dos partidos, começa por condicionar o interesse dos indivíduos em relação ao ambiente, no interior de cada partido político. As campanhas eleitorais de rua e/ou televisivas, influenciam a opinião pública sobre este assunto, uma ve. que ele tende a ser referido com maior frequência, podendo variar de partido para partido a abordagem e/ou a concepção de soluções sobre os problemas ambientais. Por outro lado, não podemos ignorar que também o discurso político é influenciado pelo crescente interesse que as questões ambientais têm vindo a adquirir junto da opinião pública, originando uma interacção na qual é dificil determinar o factor

---

[7] Segundo dados do Eurobarómetro 37.0 - CCE (1992)

[8] como a educação e aformação no domínio do ambiente.

[9] Dados recolhidos da análise dos programas dos partidos politicos que formaram governo e dos programas dos governos constitucionais (entre 1976 e 1991), cujos resultados foram já parcialmente apresentados na comunicação oral de FIGUEIREDO, E. e MARTINS,F. "O Ambiente no Discurso Político", na III Conferência Nacional Sobre a Qualidade do Ambiente, Aveiro, Universidade de Aveiro, Fevereiro de 1992 e no artigo de FIGUEIREDO, E e MARTINS, F., "O Ambiente no Discurso Político em Portugal: Análise e Contextualização das Principais Transformações", in SANTANA, F. (1994) Actas da IV Conferência Nacional sobre a Qualidade do Ambiente, Lisboa, FCT/UN

gerador. Contrariamente ao que se verificou a nível europeu, sobretudo na Alemanha, em Portugal o aparecimento do partido "Os Verdes" não parece ter determinado o surgimento de um discurso 'verde' nos partidos tradicionais, dado que a temática ambiental (embora com oscilações na sua referência) vai sendo abordada ao longo do tempo. Dadas as características de variabilidade da inserção da temática ambiental no discurso partidário e governativo, não parece possivel afirmar que o discurso político em Portugal tenha uma influência determinante na formação de uma opinião pública 'verde'. Isto torna-se mais vísivel se atendermos à aparente ausência de lógica na abordagem política (partidária e governativa) ao longo do período em análise. Esta ausência de uma lógica ou de um fio condutor na abordagem ao tema ambiente pode ser explicada , por um lado e principalmente no caso dos partidos políticos, através da existência, em determinados momentos da história nacional, de acontecimentos que se revelam mais imediatos e por isso mesmo se sobrepõem ao tratamento da temática ambiental nos programas. Por outro lado, devido à ausência de uma estratégia de abordagem e análise do tema. Isto demonstra de alguma forma uma fase inicial de apropriação, mais do que uma efectiva 'consciência política', da temática ambiental como um problema sentido socialmente e que, por isso mesmo, deve ser incluido no discurso político.

No que se refere aos programas dos governos, a ausência de um fio condutor no tratamento da temática ambiental pode ser explicada não só pelas razões anteriores, mas principalmente devido ao facto de até 1985 se verificar uma grande variação na tendência eleitoral dos portugueses, originando uma alternância de governos de âmbito partidário diferenciado. No entanto, apesar desta aparente ausência de lógica quanto ao tratamento do tema ambiente no discurso político português, não podemos negar que esta temática tem vindo a adquirir crescente importância. Não podemos negar igualmente que na formação de um discurso político 'verde' em Portugal têm-se constituido como factores relevantes a crescente sensibilização pública sobre os problemas ambientais e ainda a adesão de Portugal à Comunidade Europeia . Dadas as características genéricas do discurso político (extremamente variável em intensidade e sequência no tratamento da temática ambiental) podemos considerar que este não possui suficiente eficácia para se constituir como principal factor de formação de uma opinião pública 'verde'.

No quadro da crescente consciencialização e/ou sensibilização da opinião pública face às questões ambientais, são também importantes as acções reivindicativas que têm sido desenvolvidas pelas associações de defesa do ambiente. A grande maioria destas associações, em Portugal, constitui-se na segunda metade da década de oitenta, embora após o ano de 1974, o associativismo ecologista tenha conhecido uma grande expansão. A partir de 1989 deu-se uma nova viragem no movimento ambientalista em Portugal, marcada sobretudo pela da criação em 1991 da

Confederação Portuguesa das Associações do Ambiente e também pelo crescente impacte junto da opinião pública (e.g. JOANAZ DE MELO e PIMENTA, 1993).

Um contexto educativo rico em meios formativos e informativos é um elemento preponderante na transformação dos sistemas de valores existentes, como atrás referimos. Neste sentido, a análise ao conteúdo dos novos programas do Ensino Básico (escolaridade obrigatória)[10], permitiu-nos detectar um novo objectivo geral , que contempla na área do ambiente o estímulo "*da prática de uma nova aprendizagem das interrelações do indivíduo com o ambiente, geradora da responsabilização individual e colectiva na resolução dos problemas ambientais existentes e na prevenção de outros*" (DGEBS- ME, 1991). Este objectivo genérico está presente em todos os graus do Ensino Básico, assumindo, no entanto, a sua interligação com os programas das diferentes disciplinas, contornos diversificados, sendo a tendência evolutiva de uma visão globallizante (1º ciclo) para uma crescente especificação dos itens programáticos relacionados com o ambiente (2º e 3º ciclos). A esta especificidade associa-se um alargamento do leque de disciplinas envolvidas no tratamento deste tema. Teóricamente, esta referência constante da temática ambiental, ao nível da educação formal, traduzir-se-á na possibilidade de desenvolver nas novas gerações sistemas de valores, representações e práticas tendentes a incorporar uma nova qualificação do ambiente na vida quotidiana, assumindo-se este como uma prioridade.

2.2. Os 'Verdes Hábitos' dos Portugueses

Analisados os principais factores que concorrem para a formação da consciência ambiental, torna-se pertinente mostrar, ainda que em traços muito gerais, os aspectos dominantes da opinião pública 'verde' em Portugal. Recorrendo a duas investigações recentes neste domínio[11], constatamos que a temática ambiental tem vindo a reforçar-se como uma das preocupações fundamentais dos portugueses. Esta afirmação é visivel pelo facto de 73% das respostas portuguesas ao inquérito realizado no âmbito do Eurobarómetro 37.0, considerarem a protecção do ambiente como um problema imediato e urgente (mais 2 e 9 pontos do que em 1986 e 1988, respectivamente). Esta perspectiva reflecte-se ainda na evolução das respostas dadas às questões sobre a relação entre protecção do ambiente e desenvolvimento económico. Assim, enquanto em 1986 11% dos inquiridos portugueses consideravam o desenvolvimento económico como prioritário em relação à protecção do ambiente, em 1992 apenas 9% revela esta opinião. Para além disto, tem vindo a aumentar a percentagem de portugueses que considera que o desenvolvimento económico deve ser acompanhado pela protecção

[10] Nesta fase do trabalho, foram apenas considerados os programas abrangidos pela Reforma do Sistema Educativo.
[11] GALLUP INSTITUTE (1992) The Health Of The Planet Survey cit in SCHMIDT (1933) e CCE /INRA (1992) Europeans and the Environment in 1992, Eurobarómetro 37.0.

do ambiente. Apesar disto, Portugal figura ainda entre o conjunto de paises da Comunidade Europeia em que encontramos uma maior proporção de indivíduos que favorecem o desenvolvimento económico em detrimento da protecção do ambiente.

As principais preocupações ambientais dos portugueses actualmente são a poluição química industrial , a poluição global (desaparecimento das florestas tropicais, destruição da camada de ozono e o efeito de estufa) e ainda a poluição dos mares e costas. Os motivos apresentados pelos portugueses para considerarem os problemas ambientais como preocupações graves são, em primeiro lugar o facto de "os danos causados hoje ao ambiente poderem ter consequências irreversíveis amanhã", em segundo lugar surge a "ameaça à saúde humana" e em terceiro lugar a especificidade das condições do solo, ar e água passiveis de colocar em risco todo o ambiente. Comparando estes resultados com a pesquisa realizada pelo Gallup Institute [cit. in SCHMIDT, 1993], verificamos que as razões apontadas para a urgência da protecção do ambiente são semelhantes, referindo-se para além das mencionadas também a protecção da vida e dos animais selvagens e a preservação da saúde e beleza do meio ambiente.

Relativamente às práticas inerentes a esta consciência ambiental, particularmente no que se refere a acções pessoais de protecção do meio ambiente, verificamos que em Portugal a maior parte dos inquiridos desenvolvem ou mostram-se aptos para desenvolver acções de protecção do ambiente. Deste modo e a titulo de exemplo, 98% dos portugueses inquiridos evita ou poderá evitar deitar lixo para o chão, 92% poupa ou mostra-se predisposto a poupar água, 90% poupa ou mostra-se disposto a poupar energia e evita ou tenta evitar fazer ruído. Confrontando a média das acções efectivamente realizadas com a média das acções potenciais, observa-se que Portugal apresenta, relativamente ao conjunto dos paises da Comunidade Europeia, uma média inferior no primeiro caso (4.5 contra 4.9) e uma média muito superior no segundo caso (6.2 contra 4.2), notando-se um forte desiquílibrio entre as representações e acções dos individuos face à defesa do ambiente.

Dadas as características da opinião pública portuguesa em matéria de ambiente, em tudo semelhante à opinião pública do conjunto dos paises da Comunidade Europeia, seríamos levados a supôr que os portugueses se identificariam com os valores 'pós-materialistas' subjacentes à expansão do movimento 'verde'. No entanto, o estudo realizado em 1988 (CCE, 1988), demonstra uma clara identificação dos portugueses com valores de tipo materialista , privilegiando aspectos como a luta contra a inflação, a manutenção do crescimento económico, a estabilidade económica e a manutenção da ordem. O primeiro valor 'pós-materialista' referenciado (possibilidade de participação pública) surge apenas em quinto lugar no conjunto das opções materialistas e 'pós-materialistas' propostas.

Este desajustamento entre a prioridade dada a valores materialistas e a importância atribuida às questões ambientais, pode ser explicado pelo contexto histórico, político, social, cultural e económico particular do nosso país. Tal como referem LOWE e GOYDER (1983) o florescimento de valores 'pós-materialistas' decorre da existência de uma situação continuada de paz, liberdade de expressão e prosperidade económica que o nosso país só muito recentemente alcançou. Neste sentido, não é surpreendente a identificação da opinião pública portuguesa predominantemente com valores como a segurança física e económica. O que de alguma forma pode ser considerado estranho a este quadro é o comportamento da opinião pública portuguesa em relação aos valores ambientalistas. A presença relativamente forte destes valores é talvez consequência da necessidade de compatibilizar o nível de crescimento económico nacional com os níveis europeus, decorrente da daesão de Portugal à Comunidade Europeia, sujeitando também o país a compromissos de natureza ambiental em vigor na própria Comunidade. Esta conjuntura cria as condições para o aparecimento de uma série de solicitações de cariz ambiental, disseminadas através 'mass media', de entidades públicas e privadas e de grupos ambientalistas, entre outros, criando igualmente a possibilidade de uma maior participação e expressão dos cidadãos relativamente às questões ambientais.

Uma análise mais atenta do conjunto de acções desenvolvidas pelos portugueses em prol da defesa do ambiente e o conjunto de intenções manifestadas, reforça o desajustamento assinalado entre a predominância de valores materialistas e a adesão à causa ambiental. Na base deste desiquilíbrio entre intenções e acções relativamente ao ambiente, podemos encontrar factores que se relacionam com o contexto particular do país, a que já fizemos referência, e ainda com aspectos como a falta de informação e de exemplos que motivem os individuos a desenvolver práticas consêntaneas com as suas convicç~ioes (e.g. GALLUP INSTITUTE, 1992, cit. in SCHMIDT, 1993). Uma melhor e maior informação é, aliás, apontada por todos os inquiridos do Eurobarómetro 37.0 como uma necessidade em vários domínios, nomeadamente no que se refere ao tipo de acções que podem ser levadas a cabo para proteger o ambiente (85% das respostas salienta esta necessidade). Em relação à fiabilidade das fontes actuais de informação sobre o estado do ambiente, os inquiridos portugueses parecem depositar maior cofiança sobretudo nas associações de defesa do ambiente, nos cientistas e nos meios de comunicação de massas. Os sindicatos, os partidos políticos e os industriais constituem, por outro lado, as fontes menos fiáveis. Parece-nos assim que as acções desenvolvidas pelo primeiro conjunto de organismos e entidades são, à partida, determinantes na formação e desenvolvimento de uma consciência ambiental em Portugal.

3. CONCLUSÃO

No contexto nacional não se pode considerar a existência de uma consciência, mas antes a emergência de uma sensibilização ambiental, como anteriormente referimos. Este facto, está profundamente relacionado com a fraca implantação de valores 'pós-materialistas' no nosso país, consequência de um ainda curto período de vivência democrática e de estabilidade política e económica, que não pode ser considerado suficiente para a consolidação deste tipo de valores.

Como vimos a sensibilidade ambiental em Portugal tende a manifestar-se apenas quando estão em causa interesses concretos e localizados. Temos, assim, em Portugal um quadro em que, muito embora existam indicadores de 'enverdecimento' dos hábitos dos individuos, eles não se materializam em comportamentos globais, mas apenas em comportamentos pontuais, quando está em causa a qualidade do ambiente próximo. Isto significa que de uma forma geral os portugueses possuem hábitos verdes mas apenas no que diz respeito ao seu próprio 'quintal'.

A transformação da sensibilidade para as questões do ambiente numa efectiva consciência ambiental exige também a consolidação de valores não materialistas que lhe sirvam de suporte.

A emergência de melhores condições de vida, apanágio das sociedades democráticas, que se traduz, entre outros aspectos, pelo acesso à educação, o prolongamento do período de escolaridade obrigatória , o maior acesso à informação e a maior possibilidade de participação dos cidadãos , cria também as condições para o ajustamento entre um quadro de valores de natureza não materialista e um determinado tipo de comportamentos a ele associados.

Transportando estes pressupostos para a sociedade portuguesa, parece-nos licito afirmar que nos encontramos ainda numa fase embrionária da consciência ambiental (i.e. num período de consolidadação da sensibilização) que anuncia alterações significativas nos valores sociais dominantes e a emergência de novas éticas de vida, que aparentemente serão materializadas pelas novas gerações, sujeitas (como vimos) a uma maior incidência de processos de educação e formação neste domínio.

Tendo em conta o quadro (descrito no ponto anterior), aparentemente conflitual, de coexistência de valores materialistas e expressão de valores ambientalistas, não é possível afirmar a existência de uma consciência ambiental (i.e. a existência de um quadro de valores que implica um determinado tipo de comportamentos - o Agir 'Verde') em Portugal, mas antes a emergência de uma sensibilização em relação às questões ambientais (i.e. a identificação e reconhecimento destas questões sem manifestação de comportamentos associados - o Pensar 'Verde'). No entanto, determinadas situações de natureza ambiental, que se constituem como ameaças directas à vida quotidiana, suscitam comportamentos que podemos associar ao

surgimento de uma consciência ambiental de características 'nimby'[12] (e.g. YEARLEY, 1992), que não colidem (antes se fundamentam) com valores de tipo materialista.

4. BIBLIOGRAFIA

BUTTEL, F.H. (1986) "Sociologie et Environnement: La Lente Maturation de L'Ecologie Humaine" in *Revue Internationale des Sciences Sociales*, nº109

CCE e INRA (Europe) (1986) *Europeans and the Environment in 1986,* Bruxelas

CCE e INRA (Europe) (1988) *Europeans and the Environment in 1988*, Bruxelas

CCE e INRA (Europe) (1992) *Europeans and the Environment in 1992,* Eurobarómetro 37.0. Bruxelas

CCE (1987) *A Comunidade Europeia e o Ambiente*, Colecção Documentação Europeia, Serviço de Publicações Oficiais da CE

DELGADO DOMINGOS, J.J. (1994) " O Crescimento Impossível - O Desafio, Cultural e Político do Desenvolvimento Sustentável" In *INICIATIVA para o desenvolvimento, a Energia e o Ambiente (IDEA)*, nº especial a propósito da Presid~encia Aberta sobre Ambiente

DGEBS-ME (1991) *Organização Curricular e Programas - Reforma Educativa (1º, 2º e 3º ciclos do Ensino Básico)*, Lisboa

DUNLAP, R.F. e CATTON, W.R. (1983) "What Environmental Sociologists Have in Common Whether Concerned with 'Built' or 'Natural' Environments" in *Sociological Inquiry,* Nº 53

DUNLAP, R.E. (1995) "Public Opinion and Environmental Policy " In LESTER, J.P. (ed) *Environmental Poltics and Policy - Theory and Evidence* London, Duke University Press (2nd edition)

DWIVEDI, O.P. (1986) "La Science Politique et L'Environnement" in *Revue Internationale des Sciences Sociales*, nº 109

ELKINGTON, J. e BURKE, T. (1989) *Os Capitalistas Verdes,* Lisboa, Circulo de Leitores

FERNÁNDEZ, M.A. A. (1993) "Comunicacion de Masas y Cambio Politico" in *Actas do II Congresso Português de Sociologia - Estruturas Sociais e Desenvolvimento,* Lisboa, Ed. Fragmentos (vol. I)

FIGUEIREDO, E. e MARTINS, F. (1992) "O Ambiente no Discurso Político", comunicação apresentada à *III Conferência Nacional Sobre a Qualidade do Ambiente*, Aveiro, Universidade de Aveiro

FIGUEIREDO, E. e MARTINS, F. (1994) "O Ambiente no Discurso Político em Portugal: Análise e Contextualização das Principais Transformações" in SANTANA, F. (1994) *Actas da IV Conferência Nacional Sobre a Qualidade do Ambiente,* Lisboa, FCT/UN

FIGUEIREDO, E. e MARTINS, F. (1994) " 'Pensar Verde'- Contributos para o estudo da formação de uma consciência ambiental em Portugal", comunicação apresentada ao *III Congresso Luso-afro-Brasileiro de Ciências Sociais,* Lisboa, FCG

[12] Com esta expressão, que é a abreviatura de 'not in my backyard', pretende-se designar as acções ambientalistas que são desenvolvidas apenas quando estão directamente em risco os interesses das populações.

JOANAZ DE MELO, J. e PIMENTA, C. (1993) *Ecologia e Ambiente*, Lisboa, Difusão Cultural

JUAN, M.D. (1993) "Los Efectos de la Comunicacion en el Entorno Social" in *Actas do II Congresso Português de Sociologia - Estruturas Sociais e Desenvolvimento*, Lisboa, Ed. Fragmentos (vol. I)

LOWE, P. e GOYDER,J. (1983) *Evironmental Groups in Politics*, Londres, George Allen & Unwin

MANSINHO, I. e SCHMIDT, L. 81994) "A emergência do Ambiente nas Ciências Sociais - Análise de um Inventário Bibliográfico" in *Análise Social*

MARTINS, F. (1994) "Consciência Ambiental: E a Sua Como Vai?" in A.P.G. (0rg.) *Actas do VIII Encontro de Professores de Geografia - Ambiente e Desenvolvimento*, Aveiro, Universidade de Aveiro (a publicar)

MORMONT, M. (1993) *Sciences Sociales et Environnement - Approches et Conceptualizations,* Rapport au Service de la Recherche du Ministére de L'Environnement, Bélgica, FUL

SCHMIDT, L. (1993) *O Verde Preto no Branco,* Lisboa, Ed. Gradiva

SILVA, M. (1982) "Regionalização: uma Via para um Novo Estilo de Desenvolvimento" in *Actas da Conferência sobre Regionalização e Desenvolvimento,* Lisboa, IED

YEARLEY,S. (1992) *A Causa Verde*, Oeiras, Celta Editora

WC ED (1987) *O Nosso Futuro Comum*, Lisboa

ABORDAGEM CRÍTICA AOS PROCESSOS DE CONSULTA PÚBLICA E INSTITUCIONAL DO SISTEMA PORTUGUÊS DE AVALIAÇÃO DE IMPACTE AMBIENTAL

S. BASTOS [1] e T. NOGUEIRA[2]

Resumo

A análise das medidas relativas à consulta pública e institucional incluidas no texto legislativo português sobre Avaliação de Impacte Ambiental (AIA), DL 186/90 e DR 38/90, têm sido alvo de diversas críticas. Os aspectos apontados têm fundamentalmente a ver com o facto da lei não assegurar a sua aplicação sistemática e com critérios homogénios, dando origem a dificuldades, em termos práticos, na definição e aplicação dos aspectos processuais e metodológicos da consulta pública e institucional. Este artigo pretende fazer uma abordagem crítica às medidas de consulta pública e institucional (i) estabelecidas no sistema português de AIA, e (ii) aplicadas no âmbito de dois procedimentos reais utilizados como casos de estudo, perspectivando a necessidade da sua reformulação. A revisão de literatura da especialidade permitiu identificar as principais condicionantes da participação do público no processo de AIA, e serviu de suporte à elaboração de uma metodologia de avaliação dos procedimentos de consulta pública e institucional na AIA. A aplicação desta metodologia ao sistema de AIA português e a um conjunto de outros sistemas nacionais europeus, possibilitou a caracterização de modelos alternativos de consulta pública. Finalmente, a análise dos aspectos processuais e metodológicos de consulta, desenvolvidos no processo de AIA do sublanço Cruz/Braga e da Via Rápida Palmela/Caia (estudos de caso), permitiu identificar um conjunto de aspectos que poderão contribuir para aumentar a eficácia da participação do público.

Palavras-Chave: Avaliação ambiental; participação pública; legislação.

1. OBJECTIVOS DA PARTICIPAÇÃO PÚBLICA NO PROCEDIMENTO DE AIA

A avaliação de impacte ambiental (AIA), constitui um instrumento de política ambiental de extrema importância na prevenção da qualidade do ambiente, proporcionando a integração dos factores ambientais na tomada de decisão e a abertura desta ao público, através do processo de consulta pública e institucional (Munn,1979; Wathern,1988; Clark,1983). A AIA ao assegurar a comunicação da informação acerca dos impactes aos diversos grupos sociais e económicos afectados poderá contribuir para legitimar o conteúdo das decisões sobre grandes projectos de desenvolvimento e aumentar o

[1] Licenciada em Planeamento Regional e Urbano (Univ. de Aveiro), Bolseira de Investigação no Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro, Tel (034 370200 ext 2637), Fax 034 29290), E-mail sbastos@dao.ua.pt

[2] Mestre em Planeamento Regional e Urbano (Univ. de Manchester), Licenciada em Planeamento Regional e Urbano (Univ. de Aveiro), Assistente no Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro, estudante de Douturamento na Universidade de Aveiro, Tel (034 370200 ext 2621), Fax (034 29290), E-mail fidelis@dao.ua.pt

nível de responsabilização política da decisão em resultado da crescente pressão pública exercida. O processo de participação pública poderá ainda exercer um papel formativo relativamente à problemática ambiental, quer ao nível dos decisores e entidades competentes quer ainda ao nível do público em geral.

A realização de uma participação pública eficaz, envolve três fases fundamentais, a **informação**, a **consulta** e a **participação** do público, diferenciados pelo grau de influência sobre o resultado da decisão. O primeiro corresponde básicamente aos processos de informação do público, o segundo, para além da informação procura recolher opiniões sobre o conteúdo da decisão em causa, e o terceiro, procura moldar o resultado da decisão em função dos resultados da consulta pública. No âmbito deste processo é frequente distinguir-se no conceito de participação pública dois processos distintos. Um designado por "consulta institucional" relacionado com o conjunto de instituições públicas ou privadas potencialmente afectadas e outro designado por "consulta pública" relacionado com o público em geral e com as respectivas associações.

Em termos genéricos, o procedimento de AIA integra duas fases de consulta pública e institucional (ver Nogueira e Pinho, 1994):
a) A primeira fase ocorre durante o processo de "scoping", onde é desenvolvida uma breve consulta pública e institucional e que tem como objectivo, informar o público e as instituições interessadas sobre o projecto sujeito a aprovação (Beanlands, 1988). O público tem a possibilidade de exprimir as suas opiniões podendo ser uma fonte de informação útil para a identificação de certos impactes a considerar no Estudo de Impacte Ambiental.
b) A segunda fase de consulta pública e institucional ocorre após a elaboração e revisão técnica do EIA e visa sobretudo, informar o público e as instituições sobre os principais problemas identificados no EIA, nomeadamente sobre a localização e natureza dos potenciais impactes sobre a sociedade e o meio ambiente. O público terá depois a oportunidade de apresentar às suas opiniões acerca da implementação da acção proposta e do conteúdo do EIA.

2. POTENCIALIDADES E CONDICIONANTES DA PARTICIPAÇÃO PÚBLICA NO PROCEDIMENTO DE AIA

O sucesso dos procedimentos de consulta pública e institucional depende de um considerável número de factores. Estes incluem a capacidade de mobilização dos diversos actores a envolver no processo, a sua representatividade ou a percepção da abertura de decisão proporcionada. A capacidade de focalizar a participação em torno das questões essenciais da decisão - alternativas de implementação de um determinado projecto,

constitui igualmente o factor deci) para a eficácia deste processo. Na sequência da revisão de literatura realizada para o trabalho de investigação que serviu de suporte a este artigo foi possivel identificar um conjunto de condicionantes para um adequado desenho e implementação das medidas processuais relevantes.

Um primeiro passo na organização de uma processo de participação pública está relacionado com a identificação do público afectado incluindo:
- o público em geral;
- os organismos governamentais ;
- e os organismos não governamentais.
Os métodos mais utilizados para a identificação do público incluem listagens de nomes, questionários e contactos informais (Gournay,1978;Hyman & Stiftel, 1988; Henning & Mangun, 1989).

O envolvimento do público constitui a melhor forma de assegurar a representação das necessidades do público afectado (Henning & Mangun, 1989). O público poderá ser uma fonte de informação sobre os sistemas ambientais locais, tendo em conta o seu conhecimento sobre as fragilidades ambientais locais, bem como as suas potencialidades para prever consequencias ambientais ou sugerir alternativas. O nível de formação ambiental pode no entanto ser determinante para a eficácia da participação pública.

O envolvimento dos organismos não governamentais na AIA, nomeadamente, os grupos de defesa do ambiente, constitui um meio de assegurar a representação e defesa de interesses e valores sectoriais, na AIA (Lowe & Goyder, 1983). Para maior eficácia do processo, é importante que estes grupos colaborem na identificação dos problemas ambientais locais, em conjunto com os responsáveis pela realização do EIA. Para atingir os seus objectivos, estes grupos tentam influenciar a decisão através de duas estratégies distintas:
- directamente junto dos organismos governamentais com responsabilidades na área de implementação da acção.
- indirectamente pressionando a opinião pública através da divulgação de notícias nos meios de comunicação e a organização de manifestações públicas.
No entanto, a eficácia da participação destes grupos na AIA, está dependente de vários factores (Meyneud,1960; Lowe & Goyder, 1983):
- do nível de resistência por parte dos organismos governamentais, relativamente às considerações ambientais;
- da existência de uma estrutura política que disponibilize informação sobre os sistemas ambientais e da existência de mecanismos de participação, bem como,
- da capacidade organizacional e de recursos financeiros e técnicos destes grupos.

Um dos problemas geralmente colocados à participação destes organismos, tem a ver com a possivel falta de representatividade dos interesses daqueles que são directa ou indirectamente afectados (OECD, 1980; Lindblom, 1980). Com efeito, a representação destes grupos poderá não assegurar a defesa dos interesses de quem não tem formação e que não conhecem os recursos existentes para poderem intervir.

A identificação e consulta aos organismos governamentais, com responsabilidades e interesses na área de intervenção, constitui naturalmente um outro aspecto importante. Os objectivos da sua consulta visam assegurar a integração de estratégias sectoriais na avaliação da actividade sujeita a AIA e compatibilizar os vários interesses na tomada de decisão. Os métodos de consulta utilizados assentam essencialmente em contactos formais inter-institucionais.

A informação do público constitui uma componente fundamental para a sua participação. O público deverá ser informado sobre as principais características da acção sujeita a AIA e dos impactes identificados no EIA. A entidade responsável deverá informar o público do local onde se encontra a informação (EIA, resumo não técnico, licenças atribuidas, etc,), a quem devem ser enviar as opiniões e dentro de que prazos. Os locais e horários de consulta da informação terão de ser acessíveis ao público em geral. Os métodos de informação que podem ser utilizados incluem, a publicação de notícias na imprensa e rádio, a distribuição de panfletos, organização de exposições, reuniões locais, etc. (Munn,1979; Beanlands,1988; Henning & Mangun, 1989).

Na consulta do público deverá ser dada oportunidade de expressão das diversas opiniões e de debate com os responsáveis pelo projecto sobre pontos de conflito. A dimensão social associada aos impactes ambientais, determinante das diferentes interpretações observadas num processo de consulta pública, deverá suscitar particular atenção por parte dos técnicos envolvidos. Os métodos de consulta mais utilizados são, as audiências públicas; inquéritos públicos e workshops (Munn, 1979; Hyman & Stiftel, 1988; Tomlinson, 1984).

Muito embora, os aspectos apresentados mostrem a importância do envolvimento do público na AIA, existem outros factores que podem condicionar a participação do público. Um dos factores é o tipo de modelo de tomada de decisão no qual é introduzido o sistema de AIA. Em processos de decisão reais, dificilmente se podem observar modelos de decisão "puros" - modelo racional, modelo organizacional ou modelo de negociação (ver Allison, 1971, Gournay, 1978, MC Grew & Wilson, 1982) Contudo, os requesitos de participação pública apontados neste artigo parecem indicar que os traços principais do modelo de negociação são particularmente relevantes para implementar mecanismos de consulta mais adequados

(Allison, 1971; O'Riordan, 1981; MC Grew & Wilson, 1982; Walmsley & Lewis, 1984, Nogueira, 1994). Outro factor, relacionado com o anterior, diz respeito à cultura política e à estrutura administrativa que lhe está associada. Em países com uma cultura política democrática haverá, em princípio, um maior nivel de informação disponível ao público e maiores possibilidades de este expressar opiniões, do que num país com uma estrutura política autoritária e centralizada (Duverger, 1983). Um terceiro aspecto, tem a ver com a variedade de valores existentes na sociedade e que se refletem nas diferentes formas de agir em relação aos impactes causados pela acção (Henning & Mangun, 1989).

3. METODOLOGIA DE ANÁLISE DE PROCEDIMENTOS DE PARTICIPAÇÃO PÚBLICA EM AIA

No âmbito de um trabalho de investigação mais vasto onde se desenvolveu uma revisão de literatura nas áreas da administração pública genérica e particularizada nas questões ambientais, do direito administrativo e do ambiente, foi elaborada uma metodologia de análise da participação pública na AIA sintetisada na tabela I. Muito embora os elementos apresentados não esgotem os requesitos de avaliação de processo de participação pública na AIA, estes reunem potencialidades para caracterizar e avaliar os níveis de detalhe com que são estabelecidos (em termos genéricos) e implementados (em termos específicos).

4. ANÁLISE COMPARATIVA DA PARTICIPAÇÃO PÚBLICA NOS SISTEMAS DE AIA (PORTUGUÊS, ESPANHOL E HOLANDÊS)

As medidas de informação e consulta do público implementadas em cada país constituem um reflexo da sua tradição no que diz respeito à abertura do processo de tomada de decisão bem como das diferenças políticas, sociais e economicas, aspectos estes que, estão excluidos do âmbito deste artigo. No entanto, a aplicação da metodologia de análise aos procedimentos de participação pública definidos na legislação nos sistemas de AIA português, espanhol e holandês (tabela II), permite obter alguns resultados comparativos interessantes. Em termos sucintos, a análise realizada permite verificar que o modelo holandês é aquele que define os requesitos de participação pública de forma mais completa e detalhada:

- especifica os meios de publicação da informação e os termos para o público ser convidado a participar;
- explicita os organismos que são consultados e define os aspectos processuais para a realização dessa consulta;
- no âmbito da consulta pública, explicita a consideração não só dos comentários apresentados por escrito, mas também os apresentados durante a audiência pública.

- justifica e divulga publicamente a decisão final, tendo em consideração os resultados da consulta pública.

Tabela I - Metodologia de Análise e Avaliação da Participação Pública

Componentes da Metodologia	Requesitos de Avaliação
Numero de fases	Fases de consulta do público e das instituições realizadas:uma antes de elaborado o EIA e a segunda após revisão técnica do EIA.
Âmbito do público interessado	Deverá incluir o público em geral, os organismos governamentais e não governamentais, com interesses na área de intervenção.
Grau de destaque de divulgação da informação	Permite avaliar a forma de informação do público. Depende dos meios de informação utilizados: Jornais e rádios locais, regionais, nacionais; distribuição de panfletos; exposições e reuniões locais.
Grau de detalhe de especificação para a obtenção dos comentarios	Deverá ser avaliado o detalhe com que são definidos os aspectos processuais para a participação. É obtido pela referência na noticia, dos locais onde a documentação está para consulta; a quem devem ser enviadas as opiniões,os prazos, etc.
Acessibilidade da informação	Fornecido pela proximidade às populações afectadas dos locais onde a informação está disponivel para consulta.
Grau de informaçao disponivel	Permite avaliar o tipo de informação relevante colocada à disposição do público. A informação deverá incluir, sempre que possível, o EIA e um resumo não tecnico dos principais impactes identificados.
Nivel de linguagem não técnica	A informação do público deve ser objectiva e técnicamente acessivel ao público.
Formas de participação	Inclui os vários meios utilizados para a participação do público e dos organismos: audiências públicas, reuniões públicas, inquéritos.
Influencia da participação pública na decisão	Pretende analisar se os resultados da participação pública são divulgados ao público e, se são considerados na decisão.

5.CARACTERISTICAS GENÉRICAS DO TEXTO LEGISLATIVO PORTUGUÊS

A tabela III sintetiza as principais limitações do texto legislativo de AIA português, em matéria de consulta pública e institucional. Em termos sucintos, as condicionantes identificadas são:

a) a definição de apenas uma fase de consulta pública e institucional após a elaboração do EIA.

b) A imprecisão e discrição relativamente às medidas de informação do público. A legislação não especifica o modo de informação do público e os elementos que deve conter a notícia informativa do público, o que poderá contribuir para aumentar a ineficácia da participação na AIA.

Tabela II - Análise Comparativa da Participação Pública nos Sistemas de AIA

Componentes da metodologia	Portugal	Holanda	Espanha
Numero de fases	Uma fase de participação pública	Duas fases de participação pública	Duas fases de participação pública
Âmbito do público interessado	A consulta pública e institucional é definida conjuntamente. O processo inclui os cidadãos, as autarquias locais e associações.	A consulta inclui o público em geral e é um processo separado da consulta à Comissão de AIA e aos Consultores.	A consulta aos organismos interessados e ao público afectado é definida de forma distinta.
Grau de destaque de divulgação da informação	Baixo grau de destaque de divulgação da informação	Elevado grau de destaque de divulgação da informação	Médio grau de destaque de divulgação da informação.
Grau de detalhe de especificação para a obtenção dos comentarios	Baixo grau de detalhe não sendo definidos os termos para a realização dos comentários	Grande detalhe na especificação dos termos para a realização dos comentários	Não especifica aspectos processuais para os comentários.
Grau de informação disponivel	Apenas é colocado à disposição do público, o resumo não-técnico.	Inclui o EIA, o seu resumo, e comentários obtidos.	Inclui o EIA e o resumo não-técnico.
Formas de participação	Os meios definidos proporcionam em princípio a participação activa do público.	Os meios estabelecidos deverão assegurar uma participação eficaz.	Não se referem os meios a utilizar para a participação do público.

Tabela III - Limitações do Texto Legislativo Português (D.L.186/90 e D.R. 38/90)

Componentes da Metodologia	Limitações
Número de fases	A realização de uma única fase de consulta tem sido justificada pelo baixo nível de educação e sensibilização ambiental, entre outros aspectos. Haveria, no entanto, vantagens em desenvolver esforços para realizar uma fase prévia de consulta, principalmente aos organismos e grupos mais representativos da área de intervenção da acção.
Âmbito do público interessado	Os processos de consulta institucional e pública são definidos de forma conjunta. O DR 38/90, não define concretamente os organismos a serem consultados, deixando à responsabilidade da autoridade competente tal designação.
Grau de destaque de divulgação da informação	A legislação é pouco específica, não precisando quais os mecanismos a utilizar para a publicação da informação, não ficando garantido um processo mínimo de divulgação da informação.
Grau de detalhe de especificação para a realização dos comentários	A lei não estabelece quaisquer aspectos processuais para a apresentação dos comentários. Este baixo grau de detalhe de especificação, permite diferentes níveis de consulta e não constitui um incentivo a uma crescente participação do público.
Grau de informação disponível	O texto legislativo é discritivo relativamente à necessidade de colocar o EIA à disposição do público. Com efeito, apenas está definida a necessidade de divulgar um sumário não-técnico, reflectindo uma limitação da informação disponibilizada .
Formas de participação	A legislação não explicíta as circunstâncias de realização das audiências públicas.

c) No âmbito da consulta institucional, a lei peca pela falta de pormenor e clareza ao englobar na consulta ao "público interessado", as autarquias locais, no caso dos projectos do anexo I e, as freguesias nos projectos do anexo III (Nogueira e Pinho, 1994). Esta diferenciação parece à partida poder originar alguma controvérsia na consulta dos organismos, agravado do facto de não estar definido a necessidade de consultar as Direcções Gerais e Regionais com responsabilidades no controle e defesa do ambiente.
d) A não atribuição de parecer vinculativo ao MARN, relativamente às conclusões do processo de AIA, poderá originar alguma confusão quanto á necessidade de considerar os resultados da AIA na tomada de decisão.

Apesar das limitações apontadas anteriormente, os esforços e a vontade da administração para tornar mais eficaz o processo de participação pública, observáveis em diversos procedimentos realizados, mostram formas de contornar alguns dos aspectos negativos.

6. ESTUDOS DE CASO - SUBLANÇO CRUZ/BRAGA e VIA RÁPIDA PALMELA/CAIA

A aplicação da metodologia elaborada a dois casos de estudo reais permite desenvolver as considerações apresentadas anteriormente. Os casos de estudo seleccionados dizem respeito aos processos de consulta pública a institucional de dois troços de autoestradas:
- o sublanço Cruz/Braga que constitui o prolongamento até Braga dos sublanços, Porto/Maia, Maia/Famalicão e Famalicão/Cruz, representando a conclusão da Auto-Estrada Porto-Braga (A3)[3].
- a Via Rápida Palmela/Caia, que constitui o Itinerário Principal (IP7), desenvolve-se entre Lisboa e a fronteira do Caia.

Da aplicação da metodologia de análise aos estudos de caso (tab IV), salientam-se os seguintes aspectos:
i) apesar dos termos discricionários da lei os processos de consulta pública e institucional foram implementados de forma semelhante, tendo recebido um grau de adesão por parte do público e das instituições relativamente importante.
ii) a principal diferença está relacionada com o tipo de entidades competentes nomeadas para a organização de processos de indole

[3]À data de realização do EIA do Estudo Prévio do sublanço Cruz/Braga (Março de 1988), não existia, ainda em Portugal, legislação específica sobre AIA que obrigasse à elaboração deste procedimento. Com efeito, a realização do EIA e o processo de consulta pública e institucional, tiveram como base o conteúdo, embora restrito da Lei de Bases do Ambiente e o da Directiva Comunitária (85/337/CEE)

semelhante - autoestradas. No primeiro caso a entidade competente foi uma Comissão de Coordenação Regional e no segundo o Instituto de Promoção Ambiental (ex INAMB).

7. CONCLUSÕES/RECOMENDAÇÕES

Para que a integração do envolvimento do público no sistema de AIA, constitua um processo fundamental para a abertura da tomada de decisão ao público, é necessária a definição adequada dos aspectos processuais e metodológicos de consulta pública e institucional que garantam a aplicação do sistema de AIA, de forma sistemática e com critérios homogéneos.

Em termos de medidas de consulta pública e institucional, o texto legislativo português de AIA, estabelece de forma pouco especifica os aspectos processuais e metodologicos de informação do público, indica como deve ser feita a consulta do público, mas é omissa quanto à participação, porque não exige que a tomada de decisão tenha em consideração os resultados do processo de consulta pública e institucional.

As conclusões retiradas da interpretação dos estudos de caso, não apontam em principio para a necessidade de reformular a legislação, uma vez que ultrapassaram as exigências estabelecidas na lei portuguesa. No entanto, os estudos de caso apresentados nada garantem que noutros casos tais exigências sejam igualmente ultrapassadas e que sejam implementados os requesitos apresentados ao longo deste artigo, dai que se continue a reforçar a ideia quanto à necessidade de reformular a legislação nacional de AIA, em matéria de consulta pública e institucional. Neste sentido, é apontado um conjunto de recomendações tendo por base as componentes da metodologia proposta (ver tabela V).

Tabela IV - Aplicação da Metodologia de análise aos casos de estudo

Componentes da Metodologia	Avaliação dos aspectos de consulta do público	
	Cruz/Braga	IP7
Número de fases	Realizada uma fase: após elaboração do EIA.	Realizada uma fase: após elaboração do EIA.
Âmbito de público interessado	A entidade competente (CCRN), convidou um número alargado de entidades no entanto, nem todas se fizeram representar, evidenciando falta de sensibilidade para participar neste procedimento. A consulta pública, procurou envolver as populações afectadas.	O número de organismos convidados a participar, parece demonstrar que foram identificados um considerável número de entidades sectoriais, nacionais, regionais e locais. A participação do público e dos vários organismos convidados, reflectiu uma adesão significativa.
Grau de destaque da divulgação da informação	Foi divulgada uma notícia nos jornais e afixados editais nas autarquias, enviados oficios e realizadas reuniões com organismos e populações locais.	Foi divulgada uma notícia nos jornais, afixados editais nas autarquias e enviados oficios a organismos afectados.
Grau de detalhe de especificação para a obtenção dos comentários	Os aspectos processuais para a apresentação dos comentários incluiram a indicação dos locais e prazos de consulta, elaboração de folhas-tipo das juntas de freguesia para apresentação das opiniões.	Os aspectos processuais para a apresentação dos comentários incluiram a indicação dos locais e prazos para consulta.
Acessibilidade da informação	Informação esteve disponível na CCRN autarquias e juntas de freguesia	Informação esteve disponível no (ex) INAMB, CCRA, nas autarquias e juntas de freguesia
Grau de informação disponível	Só esteve disponível ao público em geral o resumo não técnico de EIA. EIA esteve disponível nas restantes entidades.	Esteve à disposição do público o resumo não técnico (J. de Freguesia) o estudo paisagistíco, o EIA, o estudo de impacte regional e outros estudos relevantes (nas restantes entidades).
Nível de linguagem não-técnica	Resumo não técnico considerado pouco claro, objectivo e acessível ao público.	Resumo não técnico considerado pouco claro, objectivo e acessível ao público.
Formas de Participação	Tendo em conta que constitui um processo pioneiro, a CCRN parece ter promovido os mecanismos suficientes para garantir a intervenção dos interessados.	Foram accionados meios para uma participação activa e directa do público. As audiências públicas contaram com um largo numero de participantes.
Influência da participação pública na tomada de decisão	Os resultados do processo de EIA foram adoptados na decisão final tomada pela entidade responsável.	Os resultados do EIA não foram tidos em conta porque a decisão relativa ao traçado foi tomada antes de ter terminado este período de consulta pública. [4]

[4]A legislação portuguesa sobre AIA apenas exige a abertura de um procedimento administrativo, (incluido os processos de participação pública) na fase de "projecto". A ponderação de traçados alternativos de futuras vias de comunicação ocorre numa fase anterior - a fase de "estudo prévio". Os procedimentos de participação pública analisados foram desenvolvidos antes das exigências da lei e por iniciativa da entidade competente e/ou proponente.

Tabela V - Recomendações

Componentes da Metodologia Proposta	Recomendações
Número de Fases	O processo de consulta pública e institucional deve ser desencadeado durante a fase de scoping, ou seja, antes da elaboração do EIA..
Âmbito do Público Interessado	Devem ser estabelecidas medidas separadas para a consulta pública e consulta institucional. No âmbito da consulta pública, devem ser consultados os cidadãos afectados, os organismos não governamentais, nomeadamente as associações de defesa do ambiente, organizações empresariais e sindicais e outros organismos representativos da área afecta ao projecto. No âmbito da consulta institucional, devem ser identificados para consulta, os organismos governamentais, nomeadamente aqueles com responsabilidades sectoriais na área de implementação do projecto. As autarquias e as juntas de freguesia da área abrangida pela acção, devem ser consultadas. As DRARN's pertencentes à região de implementação do projecto, devem ser sempre convidadas a participar.
Grau de destaque de divulgação da informação	Na consulta pública, deve-se informar e convidar o público a apresentar as suas opiniões antes e após a elaboração do EIA. O público poderá ser informado através da divulgação da notícia em jornais e/ou rádios nacionais, regionais ou locais. Deve ser ainda, fixado um edital na(s) autarquia(s) ou nos boletins municipais. Devem igualmente, nos projectos do anexo I, ser realizadas reuniões com as populações locais com vista a prestar esclarecimentos. Na consulta institucional deve-se enviar aos organismos uma cópia da notificação do proponente sobre a intensão de submeter o EIA e, convidá-los á apresentação de sugestões ou opiniões relevantes para a realização do EIA. Após a elaboração do EIA, envia-se uma cópia do EIA juntamente com um ofício em que se informa os organismos sobre os aspectos necessários à apresentação dos comentários.
Grau de detalhe de especificação para a realização dos comentários	Tanto nas notícias publicadas como nos ofícios enviados directamente aos organismos, devem ser especificadas com detalhe os seguintes aspectos: a) tipo de projecto e principais impactes identificados; b) designação dos locais onde a documentação está disponível para inspecção pública e respectivo horário e dias da semana; c) a entidade e morada para onde devem ser enviados os comentários escritos; d) definição das formas contempladas para participação do público; e) prazos definidos para o processo de consulta.
Acessibilidade da Informação	As autarquias e as juntas de freguesia parecem ser os espaços mais familiares ao público afectado. Assim, ao nível local, a documentação para consulta deve ser exposta nas autarquias e, sempre que possível deve estar disponivel nas juntas de freguesia uma cópia do resumo não-técnico. Ao nível regional, as DRARN's constituem os locais mais recomendáveis para inspecção da informação e, ao nível central o IPAMB.
Grau de informação disponível	Na informação colocada á disposição do público deve constar sempre o EIA completo, assim como outra informação considerada relevante.
Nível de linguagem não-técnica	Deve existir maior preocupação por parte de quem realiza os resumos não-técnicos, para que tal documento seja esclarecedor e objectivo na apresentação dos impactes identificados no EIA. (cont.)

Formas de participação	No processo de consulta pública na AIA devem ser consideradas as opiniões apresentadas por escrito e também as emitidas oralmente, aspecto já contemplado ao nível do procedimento genérico da administração pública. As opiniões apresentadas oralmente deverão ser consideradas no âmbito da realização das reuniões públicas e/ou audiências públicas.
Influência da participação pública na tomada de decisão	Após terminado o período de consulta pública, deve ser elaborado o relatório da consulta pública e institucional e, colocado para inspecção pública, nos mesmos locais onde esteve disponível a documentação. A autoridade competente pela aprovação do projecto deverá ter em consideração o parecer do MARN e os resultados do processo de consulta pública e institucional. A decisão tomada deverá ser tornada pública e justificadas as razões e considerações em que se baseia a decisão.

REFERÊNCIAS

ALLISON, G. 1970 Essence of Decision, MCGREW, A., WILSON, M. Ed 1982 *Decision-Making Approaches and Analysis,* Manchester University Press, Manchester, UK

BEANLANDS, G. 1988 Scoping methods and baseline studies in EIA in WATHERN, P. Ed. 1988, *Environmental Impact Assessment, theory and practice,* London, Unwin Books, pp 33-46

CANTER, L. 1983 Methods for EIA: theory and application in PADC Ed. 1983, *Environmental Impact Assessment*, Haia, Nijhoff, pp 165-233.

CLARK, B. 1983 Aims and Objectives of Environmental Impact Assessment in PADC Ed 1983, *Environmental Impact Assessment,* Haia, Nijhoff, pp3-11.

CLARK, B. 1984 *Perspectives on Environmental Impact Assessment,* Dordrechet, Reider.

DEBBASCH, C. 1976 *Science Administrative*, Dalloz, Paris.

DUVERGER, M. 1983 *Sociologia da Política*, Livraria Almedina. Coimbra.

GIJSWIJT,A. J. 1987 The Kingdom of the Netherland in ENEYDI, G GIJSWIJT, A.J. and RHODE, B. Ed 1987 *Environmental Policies in East and West*, UK, Taylor Graham.

GOURNAY, B. 1978 *Introdução à Ciência Administrativa*, Publicações Europa-America.

HENNING, D.H. & MANGUN, W.R. 1989 Managing the Environmental Crisis, Duke University Press, Durhan, London.

HYMAN, E. and STIFTEL, B. 1988 *Combining Facts and Values in Environmental Impact Assessment*, social impact assessment Series, nº16, Westview Press, USA.

LINDBLOM, C. 1980 *O Processo de Decisão Político,* Editorial Universidade de Brasilia, Brasilia.

LOWE, P. & GOYDER, J. 1983 *Environmental Groups in Politics,* The Resource Management Series 6, George Allen & Unwin Ltd. London.

MCGREW, A., WILSON, M. 1982 *Decision-Making Approaches and Analysis,* Manchester University Press, Manchester, UK

MEYNEUD, J. 1960 *Os Grupos de Pressão*, Publicações Europa-America.

MUNN, R.E. 1979 *Environmental Impact Assessment, principles and procedures*, SCOPE report 5, 2nd edition, Chichester, Wiley.

NOGUEIRA, T. 1991 *Implementation of the European Communities Directive on Environmental Impact Assessment,* Master of Philosophy Thesis Department of Planning and Landscape, Faculty of Arts, University of Manchester, Manchester, UK

NOGUEIRA , T. 1994 *Ambiente e Tomada de Decisão - Uma Nova Racionalidade?*, 4ª Conferência Nacional sobre a Qualidade do Ambiente, Lisboa 1994.

NOGUEIRA, T. E PINHO, P. 1994 Modelos Alternativos de Consulta Pública e Institucional na Avaliação de Impacte Ambiental in Partidário, R. (Ed.) 1994 Avaliação de Impacte Ambiental, CEPGA, Lisboa, pp190-205.

OECD 1980 *Environmental Policies for the 1980s*, France, OECD publications.

O' RIORDAN, T. 1981 *Environmentalism,* 2nd Edition Allen Scott, RU.

TOMLINSON, P. 1984 The Use of Methods in Screening and Scoping in CLARK, B.D. Ed 1984 *Perspectives on Environmental Impact Assessment,* UK, Reidel, pp 163-194.

WALMSLEY, D. & LEWIS 1984 *Human Geography - behaviour approaches,* Longman, Newyork.

WATHERN, P. 1988 An Introductory Guide to EIA, WATHERN, P. ed 1988 *Environmental Impact Assessment, Theory and Practice,* London, Unwin Hyman, pp 3-30

ACÇÃO COMUNITÁRIA NO DOMÍNIO DOS PRODUTOS QUÍMICOS PERIGOSOS E AMBIENTE

Rui M. F. SIMÕES (*)

RESUMO

Apresenta-se nesta comunicação uma primeira abordagem global da acção comunitária no domínio dos produtos químicos perigosos, a qual compreende disposições de direito comunitário derivado nos domínios da notificação de novas substâncias químicas, da classificação, embalagem e rotulagem e da avaliação de riscos para o homem e o ambiente das substâncias consideradas perigosas, das limitações à comercialização e uso de certos produtos perigosos e da importação e exportação de produtos químicos perigosos.

PALAVRAS CHAVE

Risco químico. Notificação de novas substâncias químicas. Classificação, embalagem e rotulagem de substâncias e preparações perigosas. Avaliação de risco de substâncias químicas.

1. PRODUTOS QUÍMICOS PERIGOSOS *versus* AMBIENTE E CONSUMIDOR

Até à década de sessenta, as preocupações com o risco químico centraram-se quase exclusivamente nos problemas relacionados com o local de trabalho (saúde, segurança e higiene dos trabalhadores).

Os efeitos adversos dos produtos químicos sobre o ambiente começaram a constituir preocupação generalizada a partir dessa época.

(*) Engenheiro (IST)
Chefe da Divisão de Riscos Industriais e Substâncias Químicas
da Direcção-Geral do Ambiente

O controlo dos produtos químicos perigosos para o ambiente tem-se concretizado, ao nível comunitário, no desenvolvimento e adopção de políticas de cariz preventivo, centradas na informação e conhecimento relativamente aos perigos das substâncias e preparações perigosas, avaliação prévia dos riscos para o homem e o ambiente e adopção de medidas legislativas para prevenir e/ou minimizar as suas consequências.

As práticas actuais demonstraram que os produtos químicos podem ser utilizados com um elevado grau de segurança, a custos aceitáveis, se se adoptarem sistemas adequados de informação e de controlo.

2. A ACÇÃO COMUNITÁRIA NO DOMÍNIO DOS PRODUTOS QUÍMICOS

Desde meados dos anos sessenta que a União Europeia implementa e desenvolve um vasto e complexo sistema normativo de regulamentos e programas, no domínio da gestão dos produtos químicos.

O "corpus" normativo comunitário, compatível com os trabalhos que a Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Económico (OCDE) tem vindo a desenvolver nesta área, é constituido pelos seguintes elementos fundamentais:

- um sistema de classificação e rotulagem de substâncias (desde 1967) e de preparações perigosas (1988);
- procedimentos de avaliação de riscos das "novas" substâncias (1979), tornado extensivo às substâncias "existentes" (1993);
- um quadro decisional respeitante à interdição ou restrição de comercialização ou uso de substâncias perigosas (1976);
- adesão ao sistema de "prévia informação e consentimento (PIC)" respeitante à exportação de produtos perigosos sujeitos a restrições a nível europeu (desde 1998).

A acção comunitária no domínio dos produtos químicos perigosos, na perspectiva do ambiente e consumidor, visa o bom funcionamento do mercado interno, a segurança do homem e do ambiente, a prevenção (e mitigação) de acidentes químicos e a vigilância e protecção do ambiente.

2.1. A Directiva 67/548/CEE: Classificação, Embalagem e Rotulagem das Substâncias Químicas Perigosas.

As medidas iniciais no domínio das substâncias químicas, aprovadas cinco anos antes do 1º Programa de Acção no Domínio do Ambiente, não tanto por motivações ambientais mas com base em preocupações relacionadas com as distorsões ao bom funcionamento do mercado comum, visaram harmonizar a classificação das substâncias perigosas em função dos perigos que apresentam, estabelecendo regras comunitárias de rotulagem e embalagem: Directiva 67/548/CEE.

Esta fase inicial teve como principal objectivo harmonizar as legislações nacionais dos diferentes Estados-membros no respeitante a ensaios, classificação, embalagem e rotulagem das substâncias químicas perigosas.

Nos anos setenta, particularmente a partir da adopção da "sexta emenda" (Directiva 79/381/CEE) a vertente ambiental passou a constituir o cerne das preocupações da acção comunitária neste domínio das substâncias químicas, agora globalmente considerada na perspectiva ambiente e saúde humana.

2.2. A Directiva 76/769/CEE: Limitações à Comercialização ou ao Uso de Determinados Produtos Perigosos.

O passo seguinte, traduziu-se na adopção, em 1976, da Directiva 76/769/CEE, relativa a limitações à comercialização ou ao uso de determinados produtos perigosos.

Esta directiva estabeleceu um quadro que permite a proibição ou restrição ao uso de certas substâncias químicas perigosas, e que tem vindo a ser reforçado e concretizado por directivas posteriores (PCB´s, PCT´s, cloreto de vinilo monómero, benzeno, amianto, compostos de determinados metais, etc.), constituindo um processo em permanente evolução (encontra-se publicada, neste momento, a 14ª modificação).

2.3. Notificação de Novas Substâncias Químicas

Com a adopção da 6ª emenda à Directiva 67/548/CEE (a já referida Directiva 79/831/CEE), assiste-se à introdução de um sistema de ensaios prévios à comercialização de novas substâncias no mercado comunitário, a par da classificação, embalagem e rotulagem das substâncias classificadas como perigosas.

A directiva estabelece um procedimento intercomunitário de "notificação" prévia para as novas substâncias químicas (introduzidas no mercado até 1981.09.18 e não constantes do inventário publicada em 1990).

Cada Estado-membro instituiu uma autoridade nacional competente, para apreciação das notificações, no âmbito do procedimento intra-comunitário. A autoridade competente portuguesa é a D-G do Ambiente ("Unidade de Notificação")

Qualquer substância que satisfaça as exigências da Directiva 67/548/CEE, pode circular livremente na União Europeia.

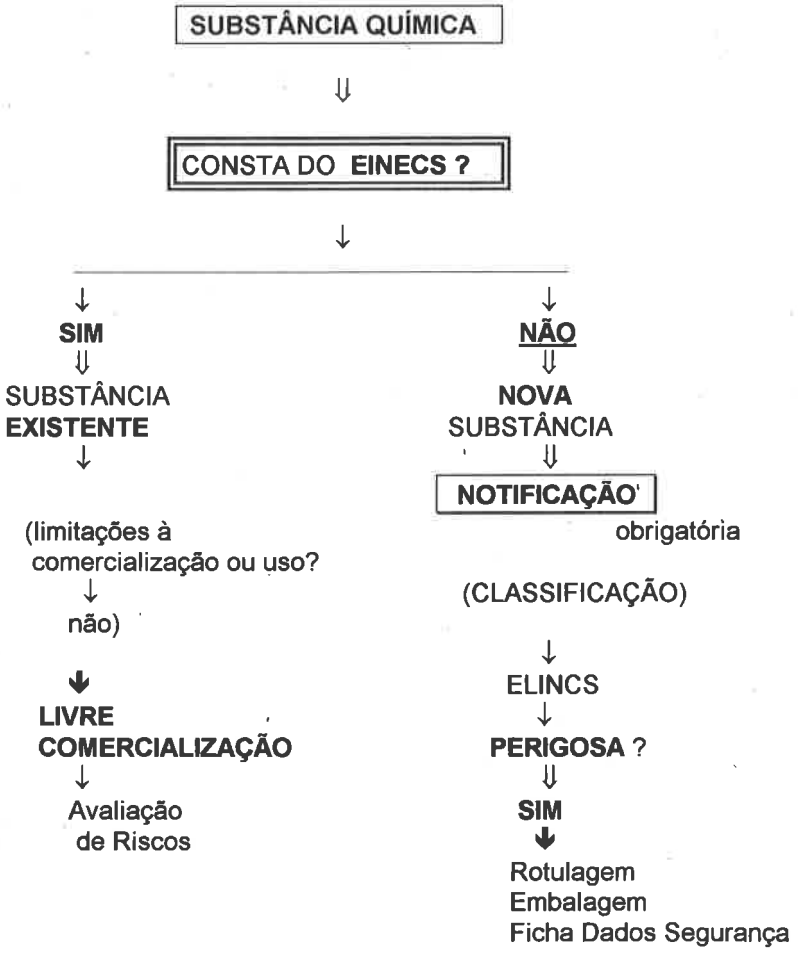
Apresenta-se na figura 1 um esquema relativo à notificação de novas substâncias (primeira colocação no mercado, tanto por produção como por importação).

2.4. Preparações Perigosas

Com a publicação da Directiva 88/379/CEE, são adaptados às preparações perigosas comercializadas os procedimentos e normas de classificação e rotulagem existentes para as substâncias químicas.

Esta directiva constitui um poderoso instrumento para a segurança relativamente a milhares de produtos químicos perigosos, designadamente no que respeita à protecção da saúde dos trabalhadores e dos cidadãos em geral (consumidores).

A partir de 1991 os responsáveis pela colocação no mercado de substâncias ou preparações perigosas (produtores ou importadores) são obrigados a disponibilizar uma ficha de dados de segurança relativamente às substâncias e preparações de uso industrial (Directivas 91/155/CEE e 93/112/CE). Tal constitui um novo e importante passo tanto para a segurança, higiene e saúde dos trabalhadores como para a protecção do ambiente.



EINECS: Inventário Europeu das Substâncias Químicas Existentes (JO C146A,90.06.15)
ELINCS: Lista das substâncias químicas notificadas (4ª publicação: JO C361, 94.12.07)

Fig. 1: Notificação de novas substâncias na U.E.

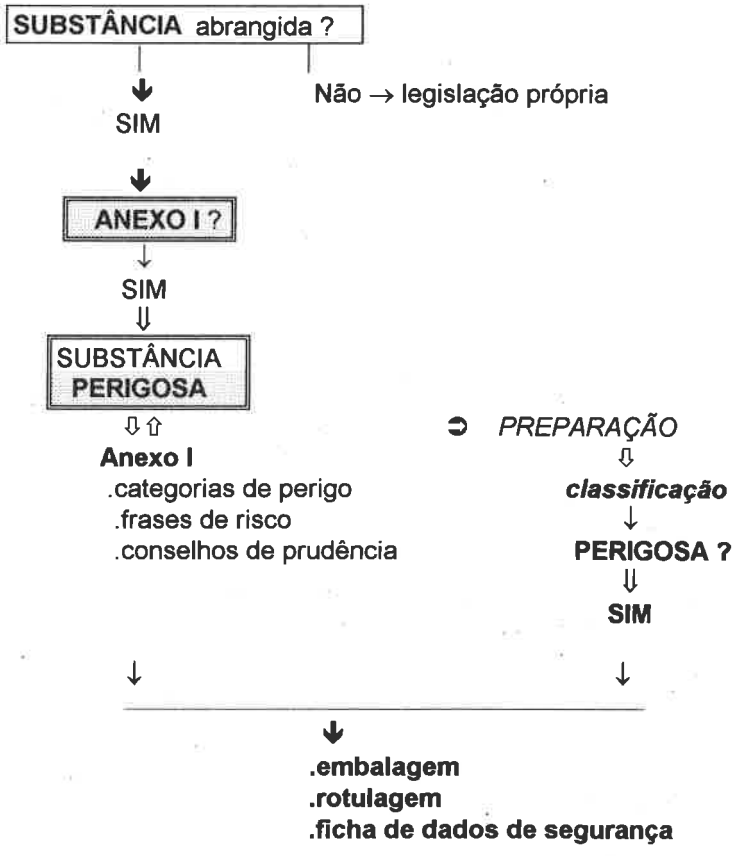


Fig 2: - Classificação, Embalagem e Rotulagem de Substâncias e Preparações Perigosas

Apresenta-se na figura 2 um esquema relativo à classificação, rotulagem e embalagem de substâncias e preparações perigosas.

2.5. Importação e Exportação de Determinados Produtos Químicos Perigosos

Ainda em 1988 é publicado o primeiro regulamento comunitário respeitante à exportação e importação de e para a Comunidade de determinados produtos químicos perigosos, o qual foi substituido pelo Regulamento (CEE) nº 2455/92.

Este instrumento jurídico tem por objectivo fornecer aos países importadores de produtos perigosos provenientes da U. E., as informações necessárias relativas a esses produtos tanto em documento próprio (declaração de exportação) como através da rotulagem e embalagem obrigatória no interior da U.E.

Os anexos do Regulamento sofreram já as seguintes as actualizações constantes dos Regulamentos (CE) nº 41/94 e 3135/95.

Pretende-se, também, que os exportadores comunitários respeitem as decisões de importação dos países terceiros tomadas no quadro do procedimento internacional de prévia informação e consentimento ("PIC"), instituido no âmbito da Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura, o qual estabelece que um produto químico proibido ou severamente restringido, na perspectiva da protecção da saúde humana ou do ambiente, não deverá ser expedido em contradição com a decisão tomada pelo país de importação.

2.6. Avaliação de Riscos das Novas Substâncias

Com a publicação da Directiva 93/67/CEE é instituido um procedimento obrigatório de avaliação de riscos, para o homem e o ambiente, das substâncias notificadas nos termos da Directiva 67/548/CEE.

2.7. Avaliação de Riscos das Substâncias Existentes

Em 1993, com a adopção do Regulamento (CEE) 793/93, dá-se início a um vastíssimo programa de avaliação dos riscos, para o homem e o ambiente, das substâncias já comercializadas no mercado comunitário à data da aplicação da 6ª emenda à Directiva 67/548/CEE.

Há aqui, uma vez mais, que distinguir entre "novas" substâncias (sujeitas ao procedimento da notificação e autorização prévias à colocação no mercado) e as substâncias já comercializadas à data da aplicação da obrigatoriedade de notificação (as substâncias "existentes", porque constantes do EINECS). É a estas últimas que se se aplica este regulamento, no âmbito do qual se poderá concluir pela necessidade de redução do risco associado a algumas das substâncias avaliadas (restrições à comercialização e uso).

Este Regulamento estabelece um conjunto de obrigações para os agentes económicos divididas em três fases, a terceira das quais a decorrer neste momento, conforme os quantitativos anuais de substâncias produzidas ou importadas a partir de 23 de Março de 1990.

Aos Estados-membros compete o estabelecimento e organização de listas prioritárias, adoptadas em sede da DG XI - Ambiente da U.E., no Comité das Autoridades Nacionais Competentes, das substâncias cuja análise de riscos será efectuada (com a colaboração dos agentes económicos, produtores e importadores).

3. IMPLEMENTAÇÃO DO SISTEMA COMUNITÁRIO

O sistema comunitário de controlo dos produtos químicos estabeleceu um quadro dentro do qual os produtores devem avaliar os riscos ambientais durante todo o ciclo de vida de um produto, controlando esses riscos sem necessidade de uma intervenção directa dos poderes públicos.

O enorme progresso alcançado neste domínio na União Europeia foi obtido graças à estreita colaboração verificada, neste quarto de século, entre os organismos responsáveis (comunitários e nacionais) e a indústria química europeia.

A indústria química tem afinado e coordenado o seu empenhamento na segurança dos produtos químicos com os aprofundamentos comunitários na matéria, dos quais tem sido parte activamente interessada.

As próximas décadas assistirão ao estreitamento da colaboração entre a indústria e as entidades oficiais (nacionais e comunitárias) no domínio da recolha da informação e da avaliação de riscos de centenas de substâncias existentes no mercado.

Outro aspecto central e crucial das política e acção comunitárias no domínio dos substâncias e produtos químicos perigosos é o que respeita à informação.

O sistema de controlo legislativo adoptou a abordagem preventiva: os produtores são obrigados a identificar, avaliar e informar as autoridades dos riscos e o público das medidas de segurança a adoptar.

Assegura-se, assim, que a informação adequada sobre os riscos associados à utilização dos produtos químicos perigosos é recolhida, avaliada, partilhada e utilizada.

Incumbem à Comissão Europeia e aos Estados-membros responsabilidades administrativas, a verificação do respeito da conformidade com o "sistema" e a adopção das medidas de controlo que se revelem necessárias.

É, contudo, assegurada à indústria a confidencialidade de certos dados; sendo certo que a informação respeitante à saúde e ao ambiente será sempre disponibilizada ao público.

4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

CEE. 1990. *A Política Comunitária no Domínio do Ambiente*. 2ª Edição. Documentação Europeia, nº 5/90. Serviço das Publicações Oficiais das Comunidades Europeias. Luxemburgo.

DGQA. 1990. Produtos Químicos, in: *Anuário Qualidade do Ambiente 1989/90*. Direcção-Geral da Qualidade do Ambiente. Lisboa. pp. 120-124.

DGQA. 1992. Produtos Químicos, in: *Anuário Qualidade do Ambiente 1990/91*. Direcção-Geral da Qualidade do Ambiente. Lisboa. pp.137-144.

JONHSON, S. 1983. *The Pollution Control Policy of the European Communities*. Graham & Trotman. Londres. 244 pp.

JONHSON, S., CORCELLE, G. 1987. *L'Autre Europe "Verte": la Politique Communautaire de L' Environnement*. Editions Labor. Bruxelas. 431 pp.

U.E. 1994. *Chemical Risk Control*. Serviço das Publicações Oficiais das Comunidades Europeias. Luxemburgo. 27 pp.

ATRIG - AS OBRIGAÇÕES DOS RESPONSÁVEIS PELOS ESTABELECIMENTOS DE ALTO RISCO

Rui M. F. SIMÕES (*)

RESUMO

Passam-se em revista os diferentes níveis de obrigações a que se encontram sujeitos os responsáveis das actividades (industriais ou de armazenagem) susceptíveis de originar acidentes ambientais graves, nos termos do Decreto-Lei nº 204/93, de 3 de Junho.

PALAVRAS CHAVES

Análise de Riscos. ATRIG. Directiva Seveso. Riscos tecnológicos ambientais graves. Segurança ambiental externa.

1. INTRODUÇÃO

As disposições nacionais sobre segurança externa na área dos riscos tecnológicos ambientais graves -- Decreto-Lei 204/93, de 3 de Junho -- enquadram uma metodologia avançada de responsabilização dos gestores das actividades industriais ou de armazenagem consideradas de mais alto risco.

Esta concretiza-se na análise, adopção e evidenciação de medidas específicas de segurança, bem como na evidenciação do conhecimento e efectivo grau de segurança, relativamente aos riscos dos possíveis acidentes tecnológicos ambientais graves (também referidos, conquanto que impropriamente, por "acidentes industriais graves"), os quais podem assumir consequências particularmente gravosas para o ambiente e o homem.

(*) Engenheiro (IST).
Chefe da Divisão de Riscos Industriais e Produtos Químicos
da Direcção-Geral do Ambiente.

Numa óptica eminentemente preventiva, requere-se do responsável pelas actividades abrangidas, informação detalhada quanto à filosofia e prática da gestão da segurança, à identificação de perigos e à análise de riscos de acidentes ambientais graves, à organização e meios técnicos e humanos afectos à minimização e ao controlo deste tipo de ocorrências graves

O critério de aplicação assenta na verificação de determinadas **quantidades-limiar** das substâncias e ou preparações perigosas presentes nas actividades industriais ou de armazenagem.

Os responsáveis dos estabelecimentos abrangidos encontram-se obrigados a tomar as medidas que se imponham para prevenir a ocorrência de acidentes ambientais graves e limitar-lhes as consequências para o homem e o ambiente.

São, assim, obrigados a adoptar as medidas técnicas, tanto nas fases de construção, concepção e de projecto como nas de instalação e laboração, para obviar à ocorrência de tais acidentes.

Os responsáveis ficam sujeitos, a todo o momento, a serem chamados a evidenciar à autoridade competente que identificaram os riscos de acidentes ambientais graves associados à instalação e tomaram as medidas adequadas.

Para as actividades de mais alto risco encontram-se previstas medidas que consistem na evidenciação objectiva, por escrito, em abordagem similar à das metodologias da garantia da qualidade, através de um aprofundado estudo de segurança suportado em adequadas metodologias de análise de riscos: a Notificação da Segurança.

Cabe, ainda, nestes casos, evidenciado que se encontre pelo industrial ou armazenista, o risco residual e a organização interna para lhe fazer face, informar as populações sobre as medidas e comportamentos de autoprotecção a interiorizar e, ainda, a elaboração dos competentes planos de emergência externos pela autoridade de protecção civil.

2. CAMPO DE APLICAÇÃO

As disposições do diploma em apreço, aplicam-se a duas situações, que

apesar de serem disjuntas e mutuamente exclusivas, ainda hoje se não encontram totalmente clarificadas junto dos vários agentes económicos:

Assim, abrange-se:

por um lado, o conjunto das actividades industriais constantes do Anexo I, envolvendo ou podendo vir a envolver alguma das substâncias perigosas caracterizadas no Anexo IV, das quais se destacam o conjunto das indústrias química e petroquímica, incluindo a armazenagem e o transporte internos às instalações funcionalmente relacionadas com o processo produtivo, (exceptuam-se as instalações militares, o fabrico e armazenamento de explosivos, pólvoras e munições e as indústrias extractivas e mineiras);

por outro lado, e em alternativa, mutuamente exclusiva, à alínea anterior toda a armazenagem de substâncias e preparações perigosas constantes das colunas A, das partes I e II, do Anexo II; isto é, em instalações cuja actividade exclusiva é a armazenagem ou, eventuais armazenamentos localizados no perímetro de instalações abrangidas pelo Anexo I mas sem qualquer relação com o processo fabril.

Como se verifica, para além dos estabelecimentos industriais já anteriormente abrangidos pelo Decreto-Lei nº 224/87, de 3 de Junho (Anexo I conjugado com o Anexo IV), o diploma estende, agora -- novo Anexo II -- a sua aplicação a toda a armazenagem de *substâncias* e/ou *preparações perigosas* em qualquer local, instalação, construção, edifício ou terreno, isolado ou dentro de um estabelecimento (consideram-se os valores máximos instantâneos possíveis de se encontrarem armazenados).

A identificação das armazenagens consideradas perigosas, para efeitos de aplicação das disposições em apreço, encontra-se concretizada numa abordagem do tipo "lista de substâncias (Parte I)" e "categorias de perigo" (Parte II)".

A classificação das substâncias perigosas é a que consta das disposições nacionais (e comunitárias) respeitantes à classificação, rotulagem e embalagem de substâncias perigosas -- Decreto-Lei nº 280-A/87, de 17/6, na sua actual redacção -- e das preparações perigosas -- Decreto-Lei nº 120/92, de 20/6 e Portaria nº 1164/93, de 18/11).

3. TIPOS DE OBRIGAÇÕES

As obrigações dos responsáveis distinguem-se em dois níveis:

obrigações gerais, respeitando a todos os estabelecimentos abrangidos, e
obrigações especiais, nas quais se incluem a respeitantes aos estabelecimentos considerados de mais alto risco.

3.1. Obrigações Comuns

3.1.1. Obrigações Gerais

No que diz respeito às suas disposições de âmbito mais amplo (obrigações gerais constantes dos artigos 7º. e 10º.), o diploma aplica-se aos estabelecimentos que verifiquem as condições antes referidas como campo de aplicação.

Cabe aos responsáveis destes estabelecimentos:

Adoptar todas as medidas para prevenir os acidentes ambientais graves e limitar-lhes as consequências para o homem e para o ambiente;

Provar, a pedido da Autoridade Técnica de Riscos Industrias Graves (ATRIG), que foram identificados os riscos de acidentes graves, foram tomadas as medidas de segurança apropriadas e informados, formados e equipados todos os trabalhadores, relativamente a este tipo específico de riscos;

Rever e actualizar as obrigações gerais e especiais sempre que ocorram alterações na actividade ou na utilização das substâncias ou preparações perigosas;

Comunicar à ATRIG todo o acidente configurando a tipologia de "acidente industrial grave" (como definido na alínea 3) do nº 3 do art 3º do diploma em apreço).

3.1.2. Comunicação de Acidentes Graves

Sempre que ocorra um acidente grave (aig) o responsável é obrigado a accionar todos os mecanismos de emergência previstos, a informar a ATRIG no prazo de doze horas e a apresentar a esta autoridade, no prazo de uma semana, um relatório sumário do acidente.

No prazo de 21 dias submeterá um relatório detalhado nos termos do anexo VI do diploma.

A análise destes acidentes é efectuada na perspectiva da melhoria das condições de segurança, para obviar a que situações análogas se repitam no mesma ou noutro estabelecimento, cabendo à ATRIG emitir recomendações quando pertinente.

Dos acidentes relevantes, quer pela sua gravidade quer pelos ensinamentos que deles se possam colher, cabe à ATRIG/DGA reportar à Comissão da União Europeia /DG XI - Ambiente) através do Banco de Dados sobre Acidentes a funcionar no Centro de Investigação Comum de Ispra ("MARS - Major Accident Reporting System"), para, após análise técnica e tratamento estatístico, serem do conhecimento das autoridades competentes de todos os Estado-membros (via Comité das Autoridades Nacionais Competentes para a Directiva 82/501/CEE)

3.1.3. Modificações

As alterações da actividade ou da utilização de substâncias e ou preparações perigosas, como definidas no diploma, obriga à verificação e ou actualização das obrigações gerais e especiais previstas.

3.2. Obrigações Especiais

3.2.1. Declaração de Existência

Sempre que se verifique a presença de:

a) Substâncias perigosas em quantitativos iguais ou superiores a 50 % dos previstos no Anexo III do Decreto-Lei em apreço, e até ao respectivo limiar, no caso das instalações de processo abrangidas pelo Anexo I,

ou, em alternativa,

b) Substâncias ou preparações perigosas nas condições estabelecidas nas colunas A (partes I e II) do Anexo II, no caso da armazenagem separada,

o responsável pelo estabelecimento abrangido encontra-se obrigado a apresentar à ATRIG uma Declaração de existência, nos termos do no. 2. do art. 8o. do diploma em apreço.

3.2.2. Notificação da Segurança

Sempre que uma ou mais substâncias (ou preparações, no caso das armazenagens separadas) perigosas se encontrem ou possam vir a encontrar presentes acima das quantidades indicadas:

a) No anexo III, nos casos das actividades industriais abrangidas pelo Anexo I, ou
b) Na coluna B do Anexo II, nos casos das actividades de armazenagem separada,

o industrial é obrigado a apresentar uma Notificação da Segurança, nos termos dos art. 10º. e 11º.

Esta Notificação da Segurança (N S), respeitará a totalidade do estabelecimento, e deve constituir um conjunto de análises que integrem e avaliem, de uma forma sistemática e exaustiva, todas as componentes relevantes para a segurança, prioritáriamente na perspectiva da **prevenção** dos eventuais acidentes graves e do **controlo** do risco residual e só depois na da minimização dos efeitos e das consequências.

A informação contida na N S deve ser suficientemente abrangente e detalhada para permitir que a ATRIG possa, de um modo global, tecnicamente aprofundado e coerente, avaliar do cumprimento cabal das obrigações de evidenciação objectiva dos riscos de aig's, da adopção de todas medidas de prevenção, de protecção e de formação e de informação.

Dela deverá, necessariamente, constar a aplicação das adequadas metodologias de análise e respectivos cálculos respeitantes à identificação de

perigos e à análise de riscos de acidentes industriais graves, com adequada justificação das opções e medidas adoptadas.

Nos termos do Decreto-Lei 204/93, a Notificação da Segurança deve ser organizada em três partes:

Informações Específicas (Parte I),
Estudo de Segurança Aprofundado (Parte II), este constituido pela Análise de Riscos e pela Análise de Consequências,
Plano de Emergência Interno (Parte III).

De acordo com o disposto no diploma, a ATRIG poderá solicitar a N S a qualquer estabelecimento por ele genericamente abrangido, mas a ela não sujeito nos termos do art. 10º., sempre que entenda que a concentração dos riscos o justifica.

4. SÍNTESE E CORRECÇÕES

Apresenta-se no Quadro I uma síntese geral das obrigações impostas aos responsáveis das actividades industriais ou de armazenazem abrangidas.

O Decreto-Lei 204/93, publicado de acordo com o proposto pelo então Ministro do Ambiente e Recursos Naturais, contém importantes incorrecções formais e de redacção, nunca oficialmente corrigidas: ver em SIMÕES R. M. F., 1994 as mais significativas, algumas das quais relevando da sua própria aplicabilidade.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ATRIG. 1994. *Prevenção de Riscos de Acidentes Graves Associados a Actividades Industriais ou de Armazenagem de Alto Risco.* Direcção-Geral do Ambiente. Lisboa. 15 pp.

ATRIG. 1994 *Documento de Orientação sobre a Organização e o Conteúdo da Notificação da Segurança.* Direcção-Geral do Ambiente. Lisboa. dact. 9 pp.

DIRECÇÃO-GERAL DO AMBIENTE. 1995. Acidentes Industriais Graves, in: *Guia Informativo do Ambiente*, Ficha F.3. 6 pp.

SIMÕES, R. M. F. 1990. Riscos Químicos e Ambiente: Implementação da Directiva Comunitária Pós Seveso em Portugal, in: *2ª Conferência Nacional sobre a Qualidade do Ambiente, volume 2*. Universidade Nova de Lisboa. pp. J-35 a J-44.

SIMÕES, R. M. F. 1994. Prevenção de Riscos de Acidentes Tecnológicos Ambientias Graves. *Segurança* **115**, 14-20.

SIMÕES, R. M. F. 1995. Prevenção dos Riscos de Grandes Acidentes Ambientais. *INformar* **8**, Separata: "Ambiente e Desenvolvimento".

QUADRO I - SÍNTESE DAS OBRIGAÇÕES DOS RESPONSÁVEIS DAS ACTIVIDADES DE ALTO RISCO

A. COMUNS

a.1. GERAIS: artº. 7º

a.2. COMUNICAÇÃO DE ACIDENTES GRAVES: artº. 10º

a.3. ALTERAÇÕES (ACTIVIDADE E/0U SUBSTÂNCIAS/PREPARAÇÕES PERIGOSAS): artº. 9º

B. ESPECIAIS

b.1. DECLARAÇÃO DE EXISTÊNCIA: artº. 11º

b.2. NOTIFICAÇÃO DA SEGURANÇA: artº. 11º
INFORMAÇÃO DAS POPULAÇÕES. artº. 15º

C. REGIME TRANSITÓRIO

c.1. Armazenagem Separada pela 1ª vez abrangida
declaração (artº 8º): até 93.12.03
notificação (artº 10º): até 94.06.01

c.2. Actividades Industriais pela 1ª vez abrangidas pelo artº. 8º (mas não pelo artº. 10º)
declaração: até 1993.12.03

c.3. Actividades Industriais ou Armazenagens Separadas existentes à data da publicação e já abrangidas pela notificação nos termos do Decreto-Lei 224/87, de 3/6: artº 21º não aplicável.

DESENVOLVIMENTO DE UM SISTEMA INTEGRADO PARA A AVALIAÇÃO DE IMPACTES AMBIENTAIS

J. D. FERNANDES[12]; T. DOMINGOS[13]; N. C. TELES[1]

Apresenta-se uma proposta para um sistema inovador de apoio à tomada de decisão em Ambiente, envolvendo Sistemas de Informação Geográfica, Sistemas Periciais, e Sistemas de Gestão de Restrições. Combinação de tecnologias através da qual se garante a propagação dos efeitos, a identificação de conflitos, e a gestão de grandes quantidades de informação, associadas a uma uma ferramenta de visualização reconhecida. Este sistema cria uma linguagem comum para todas as disciplinas envolvidas em Avaliação de Impacto Ambiental (AIA), aumentando a integração e interacção entre os membros da equipa e fornecendo uma abordagem formal para a AIA. Suporta diversos tipos de informação (quantitativa, qualitativa, sistemática, não sistemática), criando um "standard" para comunicação de informação ambiental. Sendo utilizável para avaliação ambiental, avaliação económica e desenvolvimento técnico, o sistema permite integrar a AIA em todas as fases de desenvolvimento do projecto.

SIG, Inteligência Artificial, Restrições, AIA

1. INTRODUÇÃO

Verifica-se hoje uma série de problemas com a avaliação de impactes ambientais (AIA).

(1) A inexistência de um conjunto comum de abordagens de análise [Schaeffer *et al.* 1988] e o insuficiente uso de abordagens formais [Bisset 1994].

(2) A não consideração de interacção entre impactos, de impactos indirectos e de impactos cumulativos [Therivel e Morris 1995].

(3) A diversidade de informação utilizada [Beanlands e Duinker 1983], envolvendo informação qualitativa e quantitativa, recolhida de forma não sistemática e com qualidade muito variável, sem "standards" de gestão e comunicação.

(4) A falta de integração e interacção entre os elementos das equipas [Therivel e Morris 1995];

[1] Junitec - Junior Empresas do Instituto Superior Técnico
Av. Manuel da Maia, 36 c/v D - 1000 Lisboa
Tel: 8461070 Fax: 8461071

[2] INESC - Grupo de Inteligência Artificial

[3] Dep. Física - Instituto Superior Técnico

(5) A realização das AIA em fases tardias do ciclo de vida dos projectos, reduzindo-as, até certo ponto, a uma forma de justificar a realização do projecto [Bisset 1994].

2. SISTEMAS DE INFORMAÇÃO GEOGRÁFICA

Os Sistemas de Informação Geográfica (SIG) são um conjunto de procedimentos que permitem introdução, registo e acesso a informação, "mapping" e análise espacial, tanto para dados espaciais como para atributos. Esta definição apresentada em [Grimshaw, 1994], traduz a ligação das capacidades de visualização e manipulação gráfica à gestão de informação, normalmente associada às Bases de Dados. Temos assim uma ferramenta informática onde existe um núcleo de gestão da informação, uma camada funcional de análise e outra de visualização gráfica (Fig. 1).

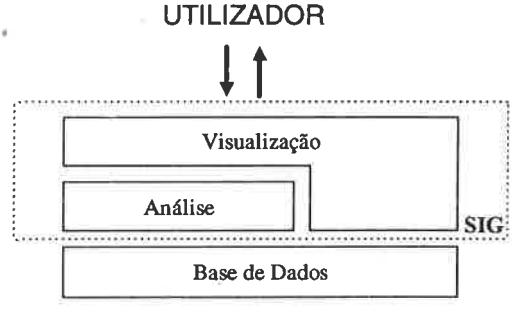


Fig. 1 - Estrutura de um SIG

Esta combinação de funcionalidades, levou a que os SIG se tornassem numa forma predilecta de "output" de todo um conjunto de sistemas de informação [Grimshaw, 1994], tendo já sido aplicados numa grande diversidade de áreas e problemas [Heywood et al., 1994; Laurini, Thompson, 1993]. Em ambiente, onde os fenómenos abordados implica a manipulação de grandes volumes de informação com uma estrutura intrinsecamente espacial, os SIG são cada vez mais usados [Fonseca *et al.*, 1994].

Hoje é necessário evoluir para sistemas que, entre outras coisas, seleccionem e compactem a informação a visualizar [Hermosilla, 1994], determinem indicadores e previsões para apoio à decisão [Grimshaw, 1994], ou mesmo sugiram causas para os efeitos monitorizados [Hermosilla, 1994], sintetizando a informação de uma forma significativa.

3. SISTEMAS PERICIAIS

Numa perspectiva diferente, a Inteligência Artificial (IA), sub-área da ciência da computação, lida com problemas complexos e procura desenvolver sistemas informáticos que não seriam concebíveis recorrendo à programação tradicional, quer pela quantidade como pelo tipo de informação manipulada. Uma das técnicas melhor sucedidas nesta área são os sistemas periciais (SP), que permitem lidar tanto com o conhecimento quantitativo como com o qualitativo, integrando de uma forma intuitiva o conhecimento empírico dos peritos.

Estes sistemas, constituídos por um conjunto de regras de inferência (que representam relações causais), descrevem o raciocínio do perito permitindo enriquecer a base de factos, através da dedução das consequências dos factos já conhecidos. A facilidade com que um perito define um conjunto de regras de inferência e a capacidade destes sistemas em explicar as suas conclusões, como uma sequência de activação de regras, levou a que fossem aplicados numa grande diversidade de domínios e tivessem uma grande penetração tanto no mercado empresarial como no científico.

Existem já alguns sistemas implementados para avaliação de impactos ambientais e para apoio à decisão. No entanto, estes sistemas não associam à sua capacidade de inferir grandes quantidades de factos a capacidade de filtragem de informação, sobrecarregando assim o utilizador com informação irrelevante. Têm ainda a desvantagem de não identificarem informação conflituante, nomeadamente de domínios diferentes. Daí que a maior parte dos sistemas concebidos se limitem a um domínio específico, onde a informação gerada é limitada, e não existe a preocupação de identificar incompatibilidades.

4. RESTRIÇÕES

Uma forma complementar de representar a informação de um perito é realizada pelos sistemas de gestão de restrições (SGR). Estes sistemas têm-se revelado cada vez mais importantes dentro da IA devido à sua capacidade de lidar com grandes conjunto de váriaveis e com um elevado grau de interacção entre si.

As restrições abordam os problemas partindo da explicitação das valorações e interacções não desejadas, para posteriormente, com auxílio de um sistema de inferência, automatizar a sua validação e eliminar alternativas. Este raciocínio é comum à área de ambiente onde os impactes ambientais provocados pelas actividades podem ser vistos como restrições a essas mesmas actividades.

O SGR têm três funções principais: verificar a interacção entre as diferentes restrições, reduzir o número de alternativas a considerar e, em casos extremos, apresentar justificações para a inviabilidade de algumas escolhas. Das várias aplicações de SGR existentes podemos destacar a coloração de mapas, consultas a bases de dados utilizando conjunção de interrogações, detecção de contornos em sistemas de visão [Macworth, 1987].

5 . UM SISTEMA INTEGRADO

A combinação de SP e SGR é o complemento ideal aos SIG na perspectiva em que enriquece a gestão da informação com uma ferramenta de raciocínio, de explicitação de conhecimento e de apoio à análise de elevadas quantidades de informação. Em contrapartida, os SIG fornecem um mecanismo de visualização poderoso e flexível, para além de um conjunto básico de manipulação e análise de informação espacial.

Podemos assim conceber um sistema que disponibilize a informação sobre um dado problema nas seguintes formas (Fig. 2) :

(1) Visualização organizada da informação existente;

(2) Visualização de informação resultante de análise espacial;

(3) Visualização de informação resultante da inferência sobre o conhecimento existente;

(4) Visualização de informação resultante da inferência sobre conhecimento adquirido por análise espacial.

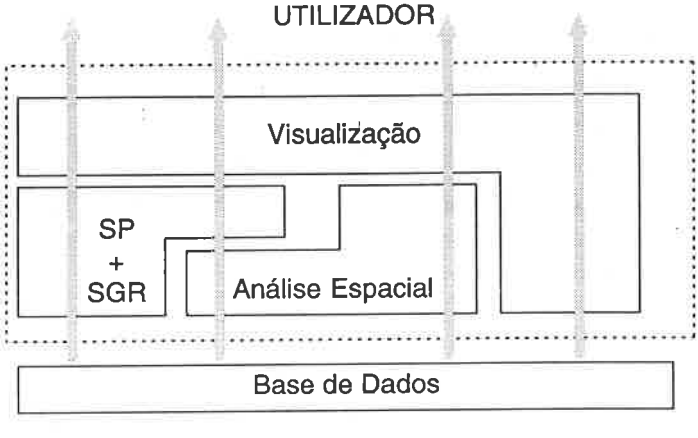


Fig. 2 - A combinação SIG / SGR / SP

Este sistema funciona de uma forma integrada, onde a informação adquirida por um processo de raciocínio ou análise espacial, pode servir como entrada

para um novo processo de raciocínio. O SP garante a propagação dos efeitos, o SGR a identificação de conflitos, e o SIG a gestão da informação e visualização dos resultados obtidos.

No domínio em causa, o SP traduz o conhecimento existente sobre as relações de causa-efeito, inferindo em cada momento novo conhecimento com base no existente. Desta forma é possível realizar uma AIA para cada uma das acções, obtendo-se uma enumeração pormenorizada de todas as consequências identificadas.

Por sua vez, o SGR vai incluir a informação sobre os factos e os valores que os utilizadores do sistema não pretendem que se verifiquem. Através desta negação de resultados, o SGR vai monitorizar as inferências realizadas pelo SP, seleccionando a informação relevante.

Neste contexto o SIG fornece ao SGR um mecanismo simples e eficiente de incluir relações espaciais de distância, inclusão e adjacência, nas restrições. Permite ainda a representação espacial dos efeitos avaliados, fornecendo não só uma consciência das consequências como também da sua intensidade e concentração espacial.

Como ferramenta de AIA, o sistema auxilia o decisor de duas formas distintas e complementares. Primeiro, como método de validação das acções, bastando ao decisor verificar se em algum ponto do espaço o impacto avaliado ultrapassa um determinado limite. Segundo, na escolha entre várias hipóteses de acção, onde a facilidade e rapidez de geração de um mapa de impacto permite ir criando e eliminando as acções avaliadas.

A escolha de localizações de forma a minimizar os impactos ambientais pode ser uma utilização complementar do sistema. O sistema permite criar um mapa que avalia para cada ponto do espaço qual o efeito negativo de escolher essa localização. Desta forma, o decisor apenas tem que seleccionar as restrições que acha mais relevantes e escolher a localização no mapa que indique um menor efeito negativo. Eventualmente o decisor pode interagir com o sistema de forma a ponderar melhor a importância da violação de cada uma das restrições seleccionadas ou realizar uma análise de sensibilidade a uma determinada restrição.

A utilização de um mecanismo de indexação das restrições a um contexto, como a legislação ou determinados grupos de interesses, permite obter mapas onde estão representadas as zonas a que cada um destes grupos/instituições é mais sensível. Pode-se assim criar mapas de impactos indexados ao âmbito da AIA em curso.

6 . APLICAÇÕES DE RESTRIÇÕES À AIA

6 .1 - Informação Qualitativa e Quantitativa

O sistema apresentado possibilita a representação de informação qualitativa e quantitativa, podendo registar informações como:

(1) O curso de água x contem água salobra no ponto y. (qualitativa)

(2) As zonas de pasto não devem distar menos que *n* metros de um ponto com água salobra (qualitativa e quantitativa).

(3) O ponto *x*, a uma distância superior a *n* metros de pontos de água, não é um ponto provável para a presença de perdizes. (quantitativa)

Neste contexto, uma das aplicações mais directas das restrições é a verificação de condições aplicadas aos objectos espaciais. Este tipo de restrições é aplicado através da comparação de um atributo do objecto com um valor fixo e pré-definido. Com elas podem-se realizar dois tipos de operações. A localização de entidades que violem a restrição imposta, identificando as zonas que não devem usadas como zonas de pasto (restrição 2), e a escolha de acções a serem realizadas, neste caso quais os locais apropriados à instalação de observatórios para perdizes (restrição 3). Saliente-se que em qualquer dos casos podemos estar a lidar com mais do que uma restrição, existindo diferenças na gravidade da violação de cada uma delas. Para além disso a adição de importâncias não é linear, podendo a soma das partes ser superior ou inferior ao todo. A forma automática como decorre este processo representa uma grande vantagem face à dificuldade associada a uma tarefa desta índole quando efectuada num sistema não automático.

6 .2 - Relações de Causa-Efeito

Outro aspecto a considerar é a forma de representar as relações entre as acções e os seus impactos, o que neste sistema é feito com recurso a regras de inferência. Exemplos destas são:

(4) O enchimento de uma albufeira, habitualmente utilizada como zona agrícola, implica o empobrecimento da população que a explora.

(5) O empobrecimento da população rural implica um aumento do êxodo rural.

(6) O êxodo rural envelhece a população.

(7) A falta de cuidados primários, em zonas rurais, aumenta o êxodo rural.

O SP e o SGR, conjuntamente, processam automaticamente este tipo de informação, gerando e validando novos dados, respectivamente. Assim, e com base nessa informação, podemos inferir as consequências directas e indirectas associadas a cada uma das medidas adoptadas (relações acção-impacto). Esta funcionalidade é assegurada pelo mecanismo de inferência para a frente do SP o qual permite, relativamente ao exemplo apresentado, inferir a partir do encadeamento das restrições 4, 5 e 6, que o enchimento de albufeiras utilizadas anteriormente como zonas agrícolas conduz a um envelhecimento da população.

Num raciocínio inverso, e ainda a partir das restrições 4 e 5, utilizando o mecanismo de inferência para trás do SP é possível identificar como possíveis causas para o êxodo rural, o empobrecimento da população rural e/ou o enchimento de uma albufeira utilizada pela população (relações impacto-acção). Este tipo de inferência constitui uma ferramenta útil na procura de justificações para impactos verificados.

Em qualquer dos casos, o SGR analisa os factos gerados, verificando se não entram em conflito entre si ou com os objectivos estipulados. Sempre que tal aconteça, o sistema notifica o utilizador transmitindo-lhe a informação que é relevante. Usando os exemplos anteriores, pode-se pressupor que não se queria um envelhecimento da população. Ao introduzir uma barragem, a região seria salientada graficamente no SIG e seria apresentada a sequência de factos inferidos que levaram à activação da restrição, empobrecimento da população (4), aumento do êxodo rural (5), e envelhecimento da população (6).

A acumulação da activação de diferentes restrições sobre um mesmo impacto representa um reforço das violações, em relações acção-impacto, e introduz justificações alternativas nas relações impacto-acção. Como forma de representar a importância atribuida a cada restrição ou regra de inferência é-lhes atribuido um peso. Estes pesos indiciam qual o responsável mais provável pelo efeito verificado. A partir das regras de inferência 5, 6 e 7 admitem-se como causas possíveis para o envelhecimento da população, o empobrecimento das populações ou a falta de cuidados primários.

6 .3 - Outras Aplicações

Através da acumulação e da integração de efeitos distintos, o sistema permite analisar sinergias entre diferentes restrições. Por exemplo, introduzindo a restrição :

(8) As zonas de pastos não podem ter declives superiores a *x* %. (quantitativa)

O SGR recorre à conjugação das restrições 2 e 8 para gerar um mapa com zonas de pasto admissíveis, efectuando para tal a intersecção das regiões induzidas por cada uma das restrições.

O SGR, desde que enriquecido com a informação adequada, é um grande auxiliar no sentido .de assegurar o respeito da lei. A legislação, na sua essência, consiste num conjunto de restrições sobre a actuação dos intervenientes na sociedade, juntamente com a indicação das respectivas penalizações. A introdução destas restrições na base de conhecimento do sistema tem a vantagem de garantir a verificação exaustiva de todas as leis.

O sistema facilita assim a tarefa de verificação de leis sobre, por exemplo, qualidade da água, protecção do património, ordenamento do território, património natural, entre outras, assinalando graficamente as transgressões. Utilizando a restrição:

(9) Não é permitido caçar a menos de 250 m de edificações e a menos de 100 m de caminhos

em conjunção com a restante legislação sobre o regime de caça, pode-se gerar um mapa com as zonas nas quais não é permitido caçar.

Outra funcionalidade adicional é a possibilidade de alterar os limites em restrições quantitativas e constatar a influência de tal alteração. Por exemplo considerando a restrição:

(10) Não são admissíveis instalações para ovinos com uma ocupação superior a 1 ovino por m^2

a alteração do limite da ocupação permite analisar a sensibilidade do projecto ao dimensionamento da exploração ovina.

7 . CONCLUSÕES

Relembrando as questões colocadas na Introdução, apresenta-se aqui a forma como o sistema responde a estas exigências, referindo em cada caso os problemas para cuja resolução contribui.

Sendo genérico, o sistema fornece um conjunto comum de abordagens de análise e fornece uma base natural para o desenvolvimento de abordagens formais (1). A própria utilização do sistema obriga à formalização e estruturação dos domínios, de forma a integrar a informação no sistema.

O sistema proposto cria uma linguagem comum para todas as disciplinas envolvidas em Avaliação de Impacto Ambiental (AIA), disponibilizando para todos o conhecimento de cada disciplina (codificado no SGR e no SP). O

SGR permite ainda identificar automaticamente as "interferências" de cada membro no domínio dos outros. Aumenta-se assim a integração e interacção entre os membros da equipa (4). São suportados diversos tipos de informação, quantitativa, qualitativa, sistemática, não sistemática, criando um "standard" para comunicação de informação ambiental (3).

As restrições e os sistemas periciais são já utilizados no desenvolvimento de projectos. Constituem assim uma linguagem comum para avaliação ambiental, avaliação económica e desenvolvimento técnico, permitindo integrar a AIA em todas as fases de desenvolvimento do projecto (5).

Tal como refere Beanlands (1994), o mecanismo através do qual a população-alvo pode transmitir as suas preocupações aos responsáveis pela tomada de decisão deve ser claramente compreendido e deve haver um envolvimento crescente do público no exame dos EIAs (Bisset 1994). A identificação directa das exigências violadas, através da utilização do SGR, será muito mais compreensível para o público e representantes da sociedade civil que uma lista de impactos (que ainda necessita de ser interpretada para identificar se é aceitável ou não). A relaxação das restrições constitui uma forma natural de representar e conduzir o processo de negociação.

A salientar alguns aspectos identificados na fase de concepção do sistema, nomeadamente a necessidade de existir um mecanismo de representação de hierarquias de conceitos, e outro de herança entre objectos espaciais inclusos. O primeiro para que se possam representar restrições a classes abstractas de entidades, por exemplo as aves, e estas sejam aplicadas a todos as suas sub-divisões, neste caso as várias espécies. O segundo para que estas restrições possam ser indexadas a regiões aglomeradas e bastante abrangentes, por exemplo um distrito, e sejam herdadas por todas as suas parcelas inclusas, concelhos, florestas, quintas.

O sistema permite a previsão de interacção entre impactos e de impactos indirectos, através dos mecanismos de raciocinio do SGR e do SP (2). Numa perspectiva de trabalho futuro, seria interessante evoluir para um sistema englobando um SIG temporal, onde a componente tempo fosse uma das variáveis manipuladas. Desta forma seria possível lidar com a diferença entre impactos de curto e longo prazo, e com a avaliação de impactos cumulativos.

8. AGRADECIMENTOS

Este trabalho é apoiado pela Comissão Europeia, através do contrato LIFE94/P/A151/P/01307/CEN com a Junitec - Junior Empresas do Instituto

Superior Técnico, e pelo Programa Praxis XXI, através da bolsa PRAXIS XXI/BD/3672/94, atribuída a Tiago Domingos, e da bolsa PRAXIS XXI/BM/1052/94,atribuída a Jorge Fernandes. Agradecemos à Sofia Rodrigues e ao Paulo Canaveira a discussão do sistema e dos exemplos.

9 . BIBLIOGRAFIA

BEANLANDS, G., P. DUINKER 1983. An Ecological Framework for Environmental Impact Assessment. *Journal of Environmental Management* **18**, 267-277.

BISSET, R. 1994. A AIA e a Gestão de Projectos in *Avaliação do Impacte Ambiental,* M. R. Partidário, J. Jesus, CEPGA - Centro de Estudos de Planeamento e Gestão do Ambiente, Lisboa, 121-127.

FONSECA, A.; C. GOUVEIA; A. CÂMARA; F. FERREIRA 1994. Environmental Impact Assessment Using Multimedia GIS. *European Conference on Geographical Information Systems*, Paris, 416-425.

GRIMSHAW, D. 1994. Using GIS for Strategic Decision Making. *European Conference on Geographical Information Systems*, Paris, 618-625.

HERMOSILLA, L.H. 1994. A Unified Approach for Developing a Temporal GIS with Data-Base and Reasoning Capabilities. *European Conference on Geographical Information Systems*, Paris, 122-131.

HEYWOOD, I.; J. OLIVER; S. TOMLINSON 1994. Building an Exploratory Multi Criteria Modelling Environment for Spatial Decision Support. *European Conference on Geographical Information Systems*, Paris, 632-641.

MACKWORTH, A. 1987 Constraint Satisfaction. *Encyclopedia of Artificial Intelligence*, vol.1, S.C.Shapiro (ed), John Wiley and Sons, 205-211.

THERIVEL, R., P. MORRIS 1995. Interactions between impacts, in *Methods of Environmental Impact Assessment*, Ed. P. Morris, R. Therivel, UCL Press, London, pp 297-306.

LAURINI R.; D. THOMPSON 1993. *Fundamentals of Spatial Information Systems*. The A.P.I.C. Series **37**, Academic Press. 680 pp.

SCHAEFFER, D. J., E. E. HERRICKS, H. W. KERSTER 1988. Ecosystem Health: I. Measuring Ecosystem Health. *Environmental Management* **12**(4), 445-455.

SPIA-SISTEMA PERICIAL PARA A APLICAÇÃO E ANÁLISE DE ÍNDICES AMBIENTAIS

João Joanaz de MELO[1]

RESUMO

Os índices ambientais são correntemente usados como forma de agregação de dados, mas raramente têm sido usados no apoio à decisão. O projecto "SPIA-Sistema Pericial para Aplicação e Análise de Índices Ambientais" tem desenvolvido uma metodologia-quadro para a construção de índices ambientais, uma carteira de procedimentos de cálculo para aplicações práticas em diferentes domínios, e um sistema informatizado contendo a informação e as ferramentas de cálculo, que permita uma larga utilização prática dos índices ambientais. O sistema inclui bibliotecas de parâmetros ambientais e respectivos níveis característicos, funções de classificação, algoritmos de agregação, módulos de definição de ponderações/prioridades, de construção interactiva de índices, de análise multi-objectivo. É dotado de uma interface multimédia interactiva. Está em curso a sua aplicação a casos-estudo.

PALAVRAS CHAVE

indicadores ambientais, índices ambientais, sistemas periciais, gestão ambiental

1. INTRODUÇÃO

Os índices ambientais têm vindo a ser usados desde há longos anos em diversos campos de actividade. Ao contrário de estudos económicos, onde os dados podem ser reduzidos a unidades monetárias, os estudos ambientais são sempre caracterizados por grandes quantidades de dados com diferentes significados e unidades de medida.

---

[1] Doutor em Engenharia do Ambiente. Professor Auxiliar Convidado no Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa, 2825 Monte da Caparica. Telef: 01-2954464 ext 0121. Fax: 01-2942441. E-mail: jjm@mail.fct.unl.pt

Cabe aqui recordar a diferença entre indicadores e índices. Os indicadores são variáveis ou parâmetros ambientais, medidos directa ou indirectamente, que representam, de forma significativa, o sistema ou fenómeno ambiental em estudo. Os índices são construídos pela composição ou agregação de um ou mais indicadores, mediante diversos tipos de formulações matemáticas ou regras heurísticas. Pressupõem sempre a padronização face a uma escala convencional.

Quando é requerido apenas um número reduzido de indicadores para representar um dado fenómeno, é habitualmente preferido o seu uso directo, sem mais agregações. O problema coloca-se quando temos em presença problemas muito complexos, cuja descrição requer a avaliação conjunta de uma multiplicidade de indicadores: o impacte de um projecto com vista à sua aprovação e selecção de alternativas, a caracterização de uma região com vista a estabelecer normas de ordenamento do território, opções estratégicas multi-objectivo, ou simplesmente apresentar informações sobre o estado do ambiente a um público não técnico. Nestas situações, torna-se necessário agregar a informação disponível para que ela possa ser apreendida e avaliada e pelos actores sociais interessados e pelos decisores.

Recorde-se que o cálculo de índices ambientais apresenta os seguintes passos principais: 1) Classificação dos diferentes atributos (indicadores) numa escala comum, de caráter qualitativo, dando origem a "sub-índices"; 2) Ponderação dos atributos de acordo com a sua importância; 3a) Selecção de alternativas através de um critério de comparação multi-objectivo (eliminação de alternativas inferiores) e/ou 3b) Cálculo de índices globais ponderados, com recurso a um algoritmo de agregação.

Infelizmente, a construção de índices é muitas vezes praticada com metodologias simplistas, sem critérios de classificação explícitos, com ponderações subjectivas ou arbitrárias, ou sem enunciação dos pressupostos do método; raramente há recurso a técnicas multi-objectivo ou a preocupação de testar a sensibilidade dos resultados a variações nos critérios. Estas falhas dificultam muito o seu uso prático.

2. ESTADO DOS CONHECIMENTOS

Existe uma extensa literatura sobre a aplicação de índices ambientais, que não cabe na presente comunicação examinar em detalhe. Destaquem-se apenas algumas referências mais significativas de publicações recentes, produzidas por instituições internacionais ou portuguesas que realizaram trabalhos de revisão com carácter integrador nestes domínio: OCDE (1993), UNL (1989), LNEC (1993) e MARN (1994).

No domínio das aplicações específicas, devem ser salientadas as revisões de literatura e os trabalhos de síntese produzidos por ANTUNES (1990) sobre índices de impacte ambiental; FERNANDES (1991) sobre a caracterização ambiental do território para efeitos de planeamento; SCOTT (1993) sobre índices para selecção de traçados de infra-estruturas.

Genericamente, constata-se que é muito abundante a literatura sobre cálculo de índices ambientais sectoriais para os mais variados fins, mas é muito escassa a literatura sobre a análise de sensibilidade, aplicabilidade genérica e robustez das diferentes metodologias. Por outro lado, os trabalhos acima referidos, sendo extremamente relevantes como sistematização de informação, não corporizam ferramentas para aplicação prática das metodologias estudadas. É exactamente nestes domínios que o projecto SPIA tem maior valor acrescentado.

3. PRINCÍPIOS E OBJECTIVOS

O projecto SPIA segue os seguintes princípios na abordagem dos índices:

- A forma de apresentação dos índices referentes a diferentes componentes ambientais deve ser tanto quanto possível uniformizada;
- A metodologia de cálculo dos índices referentes a diferentes componentes ambientais, embora naturalmente tenha características próprias, deve seguir critérios compatíveis;
- Cada índice deve ter um significado escalonado, correspondendo claramente cada valor, a uma classe de qualidade/pressão da componente ambiental em causa;
- Sempre que existam normas técnicas ou padrões legais, para os níveis de qualidade ambiental, o escalonamento do índice deve reflectir essas normas ou padrões, salvo se o avanço científico tiver tornado tais normas demonstravelment obsoletas;
- É fundamental definir o âmbito temporal e objectivos do índice, pois os mesmos parâmetros com horizontes temporais diferentes podem ter significado completamente diferente;
- Caso seja necessário efectuar a agregação espacial dos índices, o resultado final deve ser sempre um índice composto, que indique os valores característicos e os valores críticos .
- A agregação de índices relativos a componentes ambientais diferentes deve ser encarada com reservas, e assegurando sempre a retenção de um significado claro não mascarado pelo método de agregação; se tal não for possível, é preferível não agregar valores incomparáveis e apostar antes numa análise multiobjectivo;
- A construção de índices não é intuitiva, pelo que é extremamente útil dispor de instrumentos de apoio que facilitem a um utilizador construir um índice à medida das suas necessidades, sem cair em erros metodológicos que podem pôr em causa as conclusões.

São assim objectivos do projecto SPIA:

- Desenvolver uma metodologia-quadro para o cálculo de índices ambientais segundo os critérios acima explicitados, numa variedade de aplicações, que garanta por um lado a máxima objectividade, e por outro a máxima transparência na relação dados-resultados;
- Organizar uma carteira de metodologias e procedimentos de cálculo para aplicações práticas de índices ambientais, quer sectoriais quer globais, com vista à sua aplicação nomeadamente nas áreas do planeamento ambiental estratégico, ordenamento do território, localização de infra-estruturas, avaliação de impactes ambientais e transmissão de informação ambiental ao público;
- Desenvolver uma metodologia para a análise de sensibilidade do cálculo de índices, com vista a avaliar a robustez dos algoritmos de cálculo, dos critérios de classificação e das ponderações aplicadas, desenvolvendo a lógica proposta por MELO e ROSMANINHO (1994);
- Desenvolver um sistema pericial interactivo, com uma interface multimédia, para a geração e a análise de sensibilidade de métodos de cálculo de índices; esta aplicação poderá ser utilizada como ferramenta de análise em estudos de impacte ambiental e instrumentos de planeamento.

4. CLASSIFICAÇÃO DE INDICADORES E ÍNDICES AMBIENTAIS

Os indicadores e índices ambientais podem ser classificados em relação a três aspectos: (1) tipo de parâmetros ambientais ou meios de recolha de informação envolvidos; (2) objectivos práticos do índice; e (3) sector ambiental em causa. No projecto SPIA prevê-se o acesso dos utilizadores a índices dos diversos tipos, pelo que vale a pena explicitar os critérios de classificação. Note-se que estes critérios são algo arbitrários e não estanques, embora úteis para a boa compreensão desta metodologia.

1) Quanto ao tipo de parâmetros em estudo, está vulgarizado o seguinte modelo de classificação: de estado, de pressão e de resposta.

Os indicadores/índices de estado representam o estado do sistema, podendo distinguir-se diversas variantes:

- Índices de qualidade ambiental — agregam valores recolhidos ou previstos sobre a qualidade de uma dada componente ambiental (água, ar, ruído, biota, paisagem, qualidade de vida humana); podem reflectir uma gama de usos humanos potenciais e/ou o valor patrimonial dessa componente ambiental.
- Índices de sensibilidade — definem a sensibilidade de um espaço a intervenções ou agressões; pode falar-se assim de sensibilidade ecológica, sensibilidade da paisagem ou sensibilidade de comunidades culturais.

- Índices de aptidão — determinam a aptidão (ou a incompatibilidade) de um território ou meio para utilizações específicas.

Os indicadores/índices de pressão representam o potencial de danos ambientais presente no sistema, por exemplo:
- Índices de emissão — baseiam-se directamente nas cargas poluentes (efluentes líquidos, efluentes gasosos, resíduos, emissões de energia);
- Índices de desempenho tecnológico (nível de consumo energético, nível de reciclabilidade, nível de reciclagem efectivo), relativos a produtos ou actividades económicas assumem hoje em dia uma importância crescente na análise de actividades e estratégias de planeamento, dado o primado dos princípios "do berço à cova" (em detrimento de abordagens sectoriais) e das medidas de não-poluição (em detrimento da clássica despoluição);
- Índices de intervenção no território — representam a intensidade da presença humana potencialmente nociva num território;
- Índices de impacte — são construídos com base na diferença entre o estado do sistema com ou sem determinado projecto ou acção.

Os indicadores/índices de resposta representam a resposta da sociedade aos problemas. Algumas formulações comuns são as seguintes:
- Índices de medidas legislativas ou operacionais em vigor;
- Índices de actividade de grupos sociais relevantes.

2) Quanto aos objectivos práticos dos índices, os principais são:
- Caracterização do estado do ambiente, para comparação de estudos, estatísticas ambientais ou cartografia temática;
- Planeamento ambiental estratégico;
- Avaliação do mérito relativo de projectos ou tecnologias;
- Selecção de localizações/traçados para infra-estruturas;
- Avaliação de impactes ambientais;
- Ordenamento do território.

Note-se que em todas as aplicações práticas com excepção da primeira existe uma componente fundamental de apoio à decisão.

3) Quanto aos sectores ambientais em estudo, neste momento o SPIA cobre os seguintes:
- Atmosfera;
- Águas interiores;
- Águas estuarinas e costeiras;
- Solo e águas subterrâneas;
- Tecnologias e resíduos;
- Paisagem e ordenamento do território;
- Qualidade de vida urbana.

5. APRESENTAÇÃO DO SISTEMA INFORMÁTICO

O projecto SPIA é corporizado por uma aplicação informática (adiante designada SPIA ou Sistema), desenvolvida com base na aplicação Excel, em simultâneo para sistemas operativos Macintosh e IBM compatível. Descreve-se de seguida o Sistema nas suas principais componentes.

1) Biblioteca de parâmetros ambientais. Esta biblioteca consiste numa base de dados de parâmetros, constando para cada um: designação, simbologia corrente, unidade(s), margens de variação ou gama de valores, método analítico ou de levantamento, significado ou relevância ambiental e fonte dos dados. A estrutura da base compreende para já os seguintes sectores: atmosfera, águas interiores, águas marinhas e estuarinas, biota terrestre, resíduos, paisagem e ordenamento do território, e qualidade de vida urbana. (No âmbito do SPIA, podem ser registados como parâmetros tanto parâmetros analíticos medidos directamente, como indicadores ambientais, como índices associados a determinada metodologia de cálculo.

2) Biblioteca de níveis críticos dos parâmetros. Esta biblioteca consiste numa base de dados, "pendurada" na biblioteca de parâmetros, onde são registados níveis críticos ou característicos que possam servir de auxiliares para a classificação dos valores de cada parâmetro. Entre outros podem ser consideradas as normas técnicas, ou os valores limite ou guia constantes da legislação. Para cada nível crítico consta: designação/objectivo deste nível, tipo de índice a que se aplica, valor numérico e descrição sumária dos procedimentos de cálculo para tratamento de dados brutos.

3) Importação de dados. Este módulo destina-se a admitir no programa informação de várias proveniências — entrada directa interactiva, leitura de ficheiros e importação de ficheiros construídos noutras aplicações — transformado-a no formato interno de trabalho do programa. A informação a dar entrada corresponde às várias bases de dados do programa (parâmetros, limiares dos parâmetros), dados de base.

4) Pré-processamento de dados. O cálculo de índices é muitas vezes realizado não sobre dados em bruto, mas sobre dados tratados. Este módulo contém procedimentos de cálculo para agregação básica de dados, desde as estatísticas elementares (média, desvio padrão, percentis) até procedimentos complexos adaptados a casos específicos. O input do módulo são ficheiros de dados brutos, o output valores sintéticos.

5) Classificação dos dados. Todos os métodos de construção de índices se iniciam pela classificação dos dados. A operação de classificação tem como input um valor (bruto ou tratado) do parâmetro em causa, e, se for

caso disso, os limiares que estabelecem a distinção entre classes para esse parâmetro. O output é um valor padronizado, que pode ser utilizado directamente como índice, ou figurar como sub-índice no cálculo de um índice mais complexo. São métodos de classificação implementados ou a implementar: a) padronização linear automática (divisão pelo maior valor absoluto em presença); b) transformação de valores numéricos em classes qualitativas de acordo com limiares pré-definidos; c) transformação de valores numéricos em índices numéricos de acordo com limiares pré-definidos; d) arrumação de valores qualitativos por classes, individualmente (para cada valor possível dos dados) ou de acordo com limiares pré-definidos; e) atribuição de valores numéricos a dados qualitativos.

6) Definição de ponderações/prioridades. Este módulo destina-se apoiar o utilizador na definição das ponderações ou prioridades, passo essencial de muitos métodos de construção de índices ou análise multi-objectivo. O input consiste em critérios indicados pelo utilizador, conforme o método em causa. O output é um vector de pesos (somatório igual a 1) ou de prioridades para o conjunto dos parâmetros em causa. Estão em implementação: a) padronização linear a partir de pesos absolutos; b) métodos de ordenação; c) métodos de definição por comissões de peritos ou entidades interessadas.

7) Agregação de sub-índices. Este módulo conterá uma biblioteca de algoritmos de agregação de sub-índices em índices compostos. O input consistirá num vector de sub-índices padronizados (que poderá, numa segunda fase, ser discriminado espacialmente ou temporalmente), um vector de pesos ou de prioridades por sub-índice (nos algoritmos que o requeiram) e a selecção do algoritmo de agregação e respectivas opções. O output será o índice composto. Distinguem-se dois grupos de algoritmos de agregação: numéricos (só aplicáveis a índices em formato numérico) e heurísticos. Serão desde já implementados os seguintes algoritmos do primeiro grupo: a) valor mínimo; b) valor máximo; c) percentil; d) somatório ponderado; e) produto ponderado; f) raíz do somatório das potências; para os três últimos algoritmos, que requerem o uso de ponderações, admitir-se-á como opção a correcção do peso de acordo com o valor do sub-índice. No segundo grupo (algoritmos heurísticos) será implementada a composição sucessiva de resultados por pares e trios de parâmetros, bem como um conjunto de primitivas de construção de critérios, levando em conta a definição de prioridades. Numa segunda fase do trabalho, os índices compostos serão discriminados temporalmente e espacialmente. No caso de parâmetros georeferenciados, está em estudo o seu processamento em sistema de informação geográfica, comandado de forma invisível ao utilizador a partir da interface dos sistema.

8) Construção interactiva de índices. Este módulo comanda a execução dos três anteriores, quer quando o utilizador do sistema pretenda construir os seus próprios índices, quer na gestão de uma biblioteca de índices pré-programados, que está acessível ao utilizador do sistema.

9) Análise multi-objectivo. Este módulo destina-se a proporcionar a comparação de alternativas com base em objectivos/atributos múltiplos (ou índices sectoriais), qundo não se pretenda agregar formalmente os diferentes objectivos/índices. O input será uma matriz de atributos x alternativas e critérios de seriação, o output a de-selecção de alternativas inferiores e, eventualmente, a hierarquização de alternativas não inferiores. Serão admitidas as alternativas de input de índices padronizados ou de atributos com diferentes unidades. Está para já em implementação a eliminação de alternativas inferiores com base em critérios de exclusão comparativa.

10) Análise de sensibilidade. Este módulo conterá as metodologias mais inovadoras do sistema pericial. Permite ao utilizador do sistema comparar os resultados de diversas metodologias com base nos mesmos dados, avaliando a robustez dos métodos utilizados (de classificação, de ponderação e algoritmos de agregação), bem como estabelecer uma análise de sensibilidade face a variações dos dados. O input serão os ficheiros de dados e resultados de vários cálculos de índices, bem como os critérios de análise de sensibilidade. O output será uma métrica da robustez do método, face a dados, classificações, ponderações e algoritmos. Serão admitidas análises de sensibilidade inteiramente estabelecidas pelo utilizador (com base na definição de cenários), semi-automáticas (critérios para o teste tipo Monte Carlo de ponderações ou classificações) ou automáticas (metodologias desenvolvidas para determinados índices e incorporadas no sistema).

11) Tratamento gráfico. Os resultados dos cálculos efectuados poderão ser visualizados sob forma matricial (numérica/alfanumérica) ou sob forma gráfica. Este módulo cria as apresentações apropriadas, de acordo com critérios opcionalmente estabelecidos pelo utilizador.

12) Exportação de resultados. Este módulo destina-se à reformatação e exportação dos resultados dos modelos de cálculo de índices, nomeadamente com vista à sua integração em relatórios relativos a instrumentos de planeamento ou estudos de impacte ambiental.

13) Interface multimédia interactiva. O acesso às diferentes operações do sistema é acedido pelo utilizador através de um sistema de menus numa interface interactiva que recorre a meios múltiplos de interpelação, input e output (imagens, vídeo, teclado, rato, som). Suporta igualmente estruturas múltiplas de apresentação de dados: tabelas, gráficos, mapas.

6. DESENVOLVIMENTOS E CONCLUSÃO

O SPIA está operacional nas componentes já programadas (bases de dados e processamento de dados numéricos), bem como carregada a informação de suporte à construção de índices da maioria dos sectores.

O Sistema permite a pesquisa de indicadores e índices relevantes para determinado problema, a construção, cálculo e armazenagem de algoritmos de índices com base em qualquer conjunto de parâmetros, com recurso a uma variedade de métodos de cálculo, e com recurso aos valores críticos ou característicos dos parâmetros mais significativos. Para testar estas valências, está neste momento em curso a aplicação da metodologia proposta a dois casos estudo.

No âmbito da 5ª Conferência Nacional sobre a Qualidade do Ambiente são apresentadas duas outras comunicações no âmbito deste projecto, respectivamente da autoria de T.Ramos e J.J.Melo sobre sistemas estuarinos e costeiros, e da autoria de L.Vasconcelos, J.Cancela e I.Baptista sobre ordenamento do território, que ilustram a concretização sectorial da metodologia acima apresentada.

Estão em desenvolvimento as seguintes componentes do sistema informático: biblioteca de índices, exportação de dados, processamento de informação geográfica, análise de sensibilidade, análise multi-objectivo e procedimentos amigáveis de pesquisa da informação na interface.

Em síntese, o Sistema acima descrito, para além de actualizar trabalhos anteriores, representa uma ferramenta de fácil utilização para a aplicação e análise de indicadores e índices ambientais. Este aspecto é fundamental num domínio que se pretende virado para o apoio à decisão. A metodologia proposta apresenta como principais inovações uma abordagem integrada dos modos de apresentação dos diferentes tipos de índices, para objectivos muito diversos, e instrumentos de análise para validar a coerência e robustez dos índices estudados.

AGRADECIMENTOS

Esta comunicação foi realizada no âmbito do projecto I&D "Sistema Pericial para Avaliação e Análise de Índices Ambientais", contratado entre o Uninova e a Direcção-Geral do Ambiente no Programa Específico para o Ambiente JNICT/DGA. O autor, como coordenador do projecto, agradece aos colegas Ana Teresa Calmeiro, Carlos Baptista, Dulce Vitiza Mendes, Eduardo Dias, Filipa Fonseca, Idalina Baptista, João Marques da Silva, Jorge Cancela, Lia Vasconcelos, Sandra Cardoso e Tomás Ramos.

REFERÊNCIAS

ANTUNES, M.P. 1990. Sistema Integrado de Avaliação de Impactes Ambientais. Dissertação de doutoramento, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa.

FERNANDES, J.P.A. 1991. Modelo de Caracterização e Avaliação Ambiental Aplicável ao Planeamento (ECOGIS/ECOSAD). Dissertação de Doutoramento. Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa/Universidade de Évora.

LNEC 1993. Estudo Preparatório para a Definição de Projectos de Ambiente Elegíveis no contexto do Fundo de Coesão. Estudo preparado por GIAmb-LNEC para o Programa LIFE.

MARN 1994. Indicadores para Planeamento e Gestão Ambiental, in: *Plano Nacional da Política de Ambiente*, versão preliminar para discussão pública. Ministério do Ambiente e Recursos Naturais. V.An. pp.243-296.

MELO, J.J. e ROSMANINHO, L. 1994. Comparação multicritério das soluções para o novo atravessamento do Tejo em Lisboa. 4ª Conferência Nacional sobre a Qualidade do Ambiente. UNL, Lisboa, 6-8 Abril 1994.

OCDE 1993. Draft synthesis report, Group on the State of the Environment Workshops on Indicators for Use in Environmental Performance Reviews. Doc ENV/EPOC/SE(96), OCDE, Paris

SCOTT, T.A. 1993. A Route Selection Model for Linear Structures: An EIA Tool Towards a Sustainable Future. Msc report, Imperial College of Science, Technology and Medicine, University of London. Trabalho desenvolvido na FCT-UNL, Lisboa, no âmbito do programa Erasmus.

UNL 1989. Desenvolvimento de uma metodologia de avaliação de qualidade ambiental e definição de estratégias de intervenção. Estudo preparado por DCEA-FCT-UNL para DGQA, Lisboa.

APLICAÇÃO ESTADO DO AMBIENTE 1994

M. Painho[1]; J. Marques[2]; G. Gonçalves [2]; F. Barata[2]; E. Sereno[2]; M. Santos[2]

RESUMO

O Relatório do Estado do Ambiente é uma publicação anual da responsabilidade da Direcção Geral do Ambiente, cuja informação surge pela primeira vez em formato multimédia, com o projecto "Relatório do Estado do Ambiente em Sistema Multimédia Dinâmico". A aplicação *Estado do Ambiente 1994* é desenvolvida em *software* específico - *Authorware Profissional* para Windows, por forma a integrar todos os médias disponíveis neste tipo de produção. A aplicação, actualmente concluída, cria condições únicas de consulta e acessibilidade à informação ambiental. Contudo, deverá ser considerada apenas como a primeira fase de uma ferramenta ao serviço da informação/educação ambiental.

PALAVRAS-CHAVE: sistemas de informação em ambiente, estado do ambiente, educação ambiental.

1. INTRODUÇÃO

O Relatório do Estado do Ambiente (REA) é uma publicação anual cuja realização, desde 1993, passou a ser da responsabilidade da Direcção Geral do Ambiente (DGA). Em termos de conteúdo, o REA e em particular o REA'94, pretende, por um lado dar continuidade ao anterior Relatório do Estado do

[1]Prof. Auxiliar Convidado no Instituto Superior de Estatística e Gestão de Informação da Universidade Nova de Lisboa, Travessa Estevão Pinto, 1070 Lisboa, Tel. 01-3871573, Fax. 01-3872140, e-mail: painho@epsylon.isegi.inl.pt.

[2] Assistente de Investigação, no Instituto Superior de Estatística e Gestão de Informação da Universidade Nova de Lisboa, Travessa Estevão Pinto, 1070 Lisboa, Tel. 01-3871573, Fax. 01-3872140.

Ambiente e do Ordenamento do Território e por outro, reflectir as disposições da própria Lei de Bases do Ambiente e do Programa da Comunidade Europeia sobre Política e Acção em Matéria de Ambiente e Desenvolvimento Sustentável.

A informação do Relatório do Estado do Ambiente surge pela primeira vez em formato multimédia, na aplicação *Estado do Ambiente 1994*, por forma a facilitar a consulta e a acessibilidade à informação ambiental.

O projecto "Relatório do Estado do Ambiente em Sistema Multimédia Dinâmico" é coordenado pelo Instituto Superior de Estatística e Gestão da Informação e financiado pelo Programa de Investigação e Desenvolvimento Tecnológico para o Ambiente (I&DT) da Junta Nacional de Investigação Científica e Tecnológica/Direcção Geral do Ambiente.

2. DESENVOLVIMENTO DA APLICAÇÃO

No desenvolvimento de uma aplicação com características multimédia, como é o caso do *Estado do Ambiente 1994*, é necessário um *software* específico, de forma a que se possam integrar todos os médias disponíveis neste tipo de produção. No caso concreto, seleccionou-se o *software Authorware Profissional* para *Windows*, por ser o que mais facilmente/rapidamente, permitia o desenvolvimento da aplicação.

No caso das animações 3D, utilizou-se o *software 3DStudio*, enquanto no tratamento das imagens, foram utilizados vários softwares disponíveis no mercado, dos quais se pode salientar o *Corel Draw,* o *Paint Shop Pro* e o *Photo Styler.*

Para a execução da aplicação referida, tornou-se também fundamental, em relação à versão em papel do REA, proceder a reajustes em termos de estrutura, selecção de informação e à substituição/complemento de informação textual por elementos dos média (imagens, video, sons, animação...).

Sempre que possível priveligiou-se a informação transmitida pelos média e por elementos gráficos, vias de comunicação preferenciais, apostando-se na facilidade e atractividade da aplicação, tendo em atenção a diversidade de público alvo a que se destina. As formas de comunicação utilizadas tiveram como objectivo incrementar o carácter educativo e informativo da aplicação.

Em relação aos média estabeleceu-se contacto com diversas entidades do Ministério do Ambiente e Recursos Naturais (MARN) e exteriores ao próprio MARN, solicitando-se a disponibilização de diapositivos, brochuras e filmes que ilustrassem de forma elucidativa a informação ambiental textual.

Detectou-se, no entanto, lacunas em termos de material visual que ilustrasse alguns dos sub-tópicos da estrutura textual desenvolvida, pelo que foi necessário, em alguns casos, proceder à sua recolha directa, através de deslocações para levantamentos fotográficos ou, mesmo, recorrendo a material fotográfico pessoal.

2.1. Estado actual da aplicação

A aplicação *Estado do Ambiente 1994*, embora actualmente concluída, deverá ser alvo de futuras actualizações de informação e aperfeiçoamentos.

Além disso, um trabalho desta natureza e com a riqueza de informação que o REA possui, permite desenvolvimentos futuros muito diversificados e uteis, pelo que a Aplicação *Estado do Ambiente 1994* deverá ser considerada apenas como a primeira fase de uma ferramenta ao serviço da informação/educação ambiental.

Ao longo do desenvolvimento da aplicação foram sendo testados, internamente e pela participação do quiosque em conferências e exposições, diversos factores relacionados com a interacção com o utilizador, tal como a facilidade de manuseamento, grau de compreensão da quantidade de informação recebida, agradabilidade, entre outros. Este processo permitiu realizar diversos melhoramentos da versão original.

A aplicação *Estado do Ambiente 1994*, estará disponível ao público num posto de informação, cuja localização está prevista para o novo edifício da Direcção Geral do Ambiente (DGA).

Um posto de informação é constituído por um *Personal Computer* (PC) com características multimédia, fechado dentro de uma cabine, sendo o sistema uma unidade autónoma. O utilizador não percebe que há um computador dentro dessa cabine, limitando-se a interagir com o sistema utilizando um dispositivo de entrada e reagindo às imagens e sons produzidos pelo programa. É

actualmente aceite o ecrã táctil, como dispositivo por excelência para a interacção do utilizador com a aplicação.

3. A RELEVÂNCIA DA APLICAÇÃO

A aplicação *Estado do Ambiente 1994* permite aceder à informação presente no Relatório do Estado do Ambiente de uma forma bastante mais simples e agradável, possuindo uma forte componente educacional, tanto em termos de divulgação de informação relevante, como em relação à educação para a preservação do ambiente.

Uma aplicação deste tipo promove, assim, a divulgação e a acessibilidade a determinada informação que de outra forma apenas era consultada por uma camada restrita da população. Assuntos mais de interesse geral, como qualidade do ar e da água, áreas protegidas e valorização de resíduos, podem agora ser acedidos por um maior estrato da população, nomeadamente as camadas mais jovens.

Contudo, uma aplicação deste género também possui informação mais específica, como a relacionada com o Inventário Nacional das Emissões Atmosféricas ou com as fontes geradoras de poluição do solo. Este tipo de informação satisfaz a curiosidade do público mais interessado em determinados temas.

Desta forma, aplicação *Estado do Ambiente 1994* parece ter todas as possibilidades para ter uma boa aceitação e para que futuramente sejam criados muitos outros postos de informação (quiosques). Além disso, pensa-se que será de todo o interesse realizarem-se alguns desenvolvimentos futuros, tanto em termos da própria aplicação como em facultar ao público a informação não como um conjunto, mas por sectores, como por exemplo em formato CD-ROM.

INTEGRAÇÃO DE POLÍTICAS DE GESTÃO DE RECURSOS FÍSICOS E NATURAIS NO PROCESSO DE ORDENAMENTO DO TERRITÓRIO

M.R. PARTIDÁRIO[1]; L. PINTO[2] e P. CABRITA[3]

RESUMO

A necessidade de estabelecer uma articulação eficaz entre as políticas de gestão de recursos e as de ordenamento do território prende-se com a importância de assegurar uma utilização dos recursos ambientais compatível com a sua manutenção sustentável. A forma e intensidade com que os recursos são, e deverão ser, utilizados pleas actividades económicas, bem como o grau de degradação que o desenvolvimento dessas actividades impõe sobre os recursos, são aspectos cruciais desta articulação. Esta comunicação apresenta as linhas gerais de um projecto de investigação, iniciado em Março de 1995, sobre a integração de políticas de gestão de recursos físicos e naturais no processo de ordenamento do território, o qual procura contribuir para o desenvolvimento de um instrumento que facilite a articulação desejada.

Palavras-chave: Integração de Políticas Ambientais; Gestão de Recursos; Ordenamento do Território; Desenvolvimento Sustentável.

1. INTRODUÇÃO

O ordenamento do território fundamenta-se na concepção, implementação e gestão de um conjunto de actividades de desenvolvimento que são utilizadoras de recursos físicos e naturais. Em processos de ordenamento

[1] Engª do Ambiente, MSc, PhD; Professora Auxiliar no Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente, FCT - Universidade Nova de Lisboa, Quinta da Torre, 2825 MONTE DA CAPARICA, Portugal; Tel.:+351-1-2954464; Fax:+351-1-2942441; E-Mail: mp@ pop-fct.fct.unl.pt

[2] Engª do Ambiente; Bolseira JNICT (Jovem Investigadora) no Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente, FCT-Universidade Nova de Lisboa, Quinta da Torre, 2825 MONTE DA CAPARICA.

[3] Estudante de Engenharia do Ambiente; Bolseira JNICT (Jovem Investigadora) no Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente, FCT-Universidade Nova de Lisboa, Quinta da Torre, 2825 MONTE DA CAPARICA.

do território, sejam à escala regional, municipal ou urbana, as primeiras referências são, de um modo geral, a adaptação do território à satisfação de objectivos de desenvolvimento social e económico. A componente de recursos naturais surge normalmente como um quadro de referência biofísico, que oferece oportunidades de utilização desses mesmos recursos de acordo com as suas características e, portanto, aptidões biofísicas. A ênfase recai sobre a utilização de uma base de recursos que existe disponível, sem que, na grande maioria dos casos, se questione sobre a sustentabilidade desses recursos e sobre a importância de garantir uma utilização dos recursos de uma forma e a uma taxa compatíveis com a sua manutenção sustentável, garantindo a sua durabilidade num longo prazo.

Por outro lado, de um ponto de vista legal, o processo de ordenamento do território vê-se obrigado a considerar uma série de instrumentos legais do domínio ambiental que foram estabelecidos com preocupações de preservação e conservação de recursos ambientais, mas onde não surge imediatamente a sua interpretação do ponto de vista de gestão do território. Deste modo, a integração de políticas de recursos físicos e naturais no processo de ordenamento do território carece de instrumentos auxiliares que, através da interpretação de políticas de gestão de recursos existentes, permita o estabelecimento dos critérios, prioridades e condições necessárias à formulação de estratégias sustentáveis em ordenamento do território.

Iniciou-se em Março de 1995 um projecto de investigação, no âmbito do Programa Estímulo à Investigação no domínio do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Urbano da JNICT/DGOT-DU, que pretende contribuir para uma maior interligação entre os domínios do ordenamento do território e do ambiente. O objectivo do projecto em referência consiste no desenvolvimento e proposta de um instrumento que auxilie as entidades responsáveis por processos de ordenamento do território na articulação e gestão sustentável de recursos físicos e naturais em processos de ordenamento do território em Portugal.

A abordagem metodológica adoptada neste projecto inclui a análise sistemática das políticas e normativa vigentes relativamente à gestão de recursos, na sua vertente mais relevante para o ordenamento do território, a interpretação das sinergias e conflitos entre a gestão de recursos e diferentes escalas de intervenção a nível de ordenamento do território e a formulação de uma proposta de integração sistemática que garanta a consideração efectiva das políticas de recursos na definição de estratégias sustentáveis em ordenamento do território. Será observada e considerada a experiência internacional nesta matéria, no que se refere à adopção de políticas e estratégias de utilização sustentável dos recursos físicos e naturais nos processos de ordenamento do território.

Os resultados do projecto irão traduzir-se num conjunto de directrizes, que constituirão um quadro de referência na articulação de estratégias integradas de ordenamento do território, tendo em vista a sustentabilidade dos recursos ambientais.

Este projecto integra uma equipa multidisciplinar, incluindo elementos exteriores à Universidade Nova de Lisboa, que assegura as diversas valências ambientais consideradas (ar, água, solo, ecossistemas, paisagem, valores culturais, minerais e energia), bem como a valência ordenamento do território. Três especialistas estrangeiros (Grã-Bretanha, Holanda e Nova Zelândia) completam o quadro da equipa.

2. QUADRO CONCEPTUAL

No passado recente, as preocupações ambientais surgem fortemente associadas às disfunções causadas por actividades perturbadoras do equilíbrio ambiental, que induzem cargas poluentes no espaço territorial. A rapidez de percepção das agressividades poluentes no ar, na água ou no solo são influenciadas por factores sinergísticos e de cumulatividade que caracterizam quer o tipo de poluição quer os meios receptores. As políticas adoptadas em matéria de controlo da qualidade ambiental começaram por valorizar as formas correctivas de controlo da poluição, sendo posteriormente complementadas por princípios de acção preventiva, como aliás o demonstra a evolução verificada nos 1º, 2º e 3º programas comunitários de ambiente.

Contudo, a problemática ambiental deixou de estar centrada apenas nos aspectos de controlo de poluição, para passar a incluir preocupações ligadas ao carácter limitante dos recursos físicos e naturais. Entende-se actualmente que a distribuição de actividades no espaço territorial deve atender às possíveis incompatibilidades entre actividades, determinadas pelo seu potencial poluente, mas também à disponibilidade dos recursos para as funções que o território aparentemente pode desempenhar. Esta perpsectiva é particularmente demonstrada pela evolução verificada na política comunitária de ambiente (4º e 5º programas comunitários de ambiente e política ambiental consignada no Tratado de Maastricht), bem como pela evolução verificada nos relatórios desenvolvidos pela Universidade de Massachussets (MEADOWS, et.al., 1972 e 1993).

O princípio da acção cautelar surge hoje como complemento fundamental dos princípios de acção preventiva e correctiva. A sua importância encontra justificação no contexto de uma gestão sustentável dos recursos ambientais, assumindo aqui o ordenamento do território um papel preponderante. É hoje mundialmente reconhecido que os critérios e prioridades subjacentes à afectação de recursos a actividades de desenvolvimento devem seguir princípios de desenvolvimento sustentável e de gestão de recursos, tal como enunciados pelo Relatório Brundtland (WCED, 1987) e Agenda XXI.

Neste contexto, pensar o ordenamento do território e a gestão ambiental de forma separada deixou de fazer sentido. A necessidade de integrar as

questões ambientais no processo de ordenamento tem sido um tema argumentado por autores diversos (Hollick, 1981; Bell, 1988; Armour, 1990; Lichfield, 1991), nomeadamente com o objectivo de incluir as preocupações ambientais no processo decisório, ao mesmo nível que os factores sociais e de engenharia, nos momentos de avaliação sobre o desenvolvimento de actividades (Jones, 1983; Munro, Bryant and Matte-Baker, 1986; IAIA, 1988). Este tema foi largamente considerado no Relatório "O Nosso Futuro Comum" (WCED, 1987), tendo-se focalizado a atenção sobre as intrincadas inter-relações entre o ambiente, a economia e a equidade social. Diversas formulações têm sido sugeridas para a integração de factores ambientais no processo de ordenamento, genericamente designadas por planeamento ambiental, incluindo desde abordagens de planeamento *strictu sensu* para abordagens que incluem não apenas actividades de planeamento mas também de avaliação e gestão ambiental e de recursos.

A perspectiva avançada por O'Riordan and Sewell (1981), De Jongh (1982), Wood (1988), Armour (1990), Partidário (1992) relativamente à integração de considerações ambientais no processo de planeamento, conjugada com uma avaliação de impacte ambiental a vários níveis dos processos de formulação e implementação de políticas e planos, no sentido do desenvolvimento de abordagens de planeamento sustentável é particularmente relevante para o presente projecto. Uma abordagem integrada que estabeleça uma convergência entre o desenvolvimento de recursos e a protecção ambiental foi proposta por Cornford, O'Riordan e Sadler (1985). Este esquema integrado de gestão ambiental e de recursos assenta no estabelecimento de uma melhor ligação entre a avaliação e a implementação do processo de planeamento, procurando o aumento da eficácia do processo decisional, com base numa reconciliação entre o desenvolvimento dos recursos e a protecção ambiental, a redução de incertezas e de situações de conflito.

Diversos países têm vindo a adoptar estratégias e procedimentos de integração da componente ambiental nos processo de planeamento. A Holanda e a Dinamarca apresentam uma vasta experiência no domínio do zonamento ambiental integrado, onde a tónica dominante reside no estabelecimento de critérios de zonamento função de níveis de poluição máximos admissíveis (MHPPE, 1990; Danish Environmental Export Division, 1989). Estratégias zonais aplicadas a áreas territoriais em função do potencial de aptidão dos recursos e dos seus limiares de utilização foram adoptadas por uma equipa de planemento britânica na concepção do plano ambiental para a ilha de Palawan, nas Filipinas (HTSL, 1985). O exemplo mais significativo para o projecto que aqui se propõe é contudo a Política de gestão integrada de recursos, introduzida recentemente na Nova Zelândia (Gow, 1990), e que assenta no desenvolvimento de planos de gestão de recursos de forma articulada com os instrumentos de planeamento regionais e locais e com o instrumento de avaliação do impacte ambiental (Dixon, 1993). Este será o modelo mais próximo a que este projecto irá fazer referência no desenvolvimento de um instrumento de integração de políticas de gestão de recursos físicos e naturais, nesta sua

aplicação específica ao processo de ordenamento do território e contexto decisional portugueses.

É neste contexto que se enquadra o presente projecto. No seu âmbito consideram-se os seguintes recursos físicos e naturais: recursos hídricos, ar, solo, sistemas ecológicos, paisagem, recursos energéticos, recursos geológicos e valores culturais. O quadro conceptual de desenvolvimento do projecto é apresentado na figura 1.

3. METODOLOGIA E TÉCNICAS DE INVESTIGAÇÃO

Como contributo para o avanço do conhecimento nesta matéria, considerou-se relevante analisar o modo como políticas de gestão de recursos físicos e naturais se articulam com o processo de ordenamento do território. A experiência nacional e internacional existente permite desde já extrair lições relativamente ao grau de eficácia como essa articulação se está processando.

O desenvolvimento do projecto passa pela análise sistemática das políticas e normativa vigentes relativamente à gestão dos recursos que fazem parte do âmbito deste estudo, a interpretação dos seus aspectos mais relevantes para diferentes escalas de intervenção a nível de processos de ordenamento do território e a formulação de uma proposta de integração sistemática que garanta a consideração efectiva das políticas de recursos na definição de estratégias sustentáveis de ordenamento do território. Esta sequência integra os seguintes níveis de análise:

1. Primeiro nível de análise - relação de dependência simples

A partir de uma primeira análise das referências bibliográficas e legais existentes, desenvolveu-se uma matriz de relação de dependência entre usos ou acções de ordenamento e os recursos físicos e naturais existentes na legislação em vigor. As relações conceptualmente válidas, resultantes de análise pericial, e as relações previstas em disposições legais existentes foram identificadas, respectivamente, pelos símbolos X e L (Figuras 2 e 3).

2. Segundo nível de análise - análise de sensibilidade; definição de critérios

O segundo nível de análise corresponde à identificação de relações de causa-efeito entre usos e acções de ordenamento e a gestão dos recursos físicos e naturais, vistos agora numa perspectiva inicial de sustentabilidade, segundo os valores de uso, qualidade e disponibilidade, os quais serão qualificados tendo em conta:

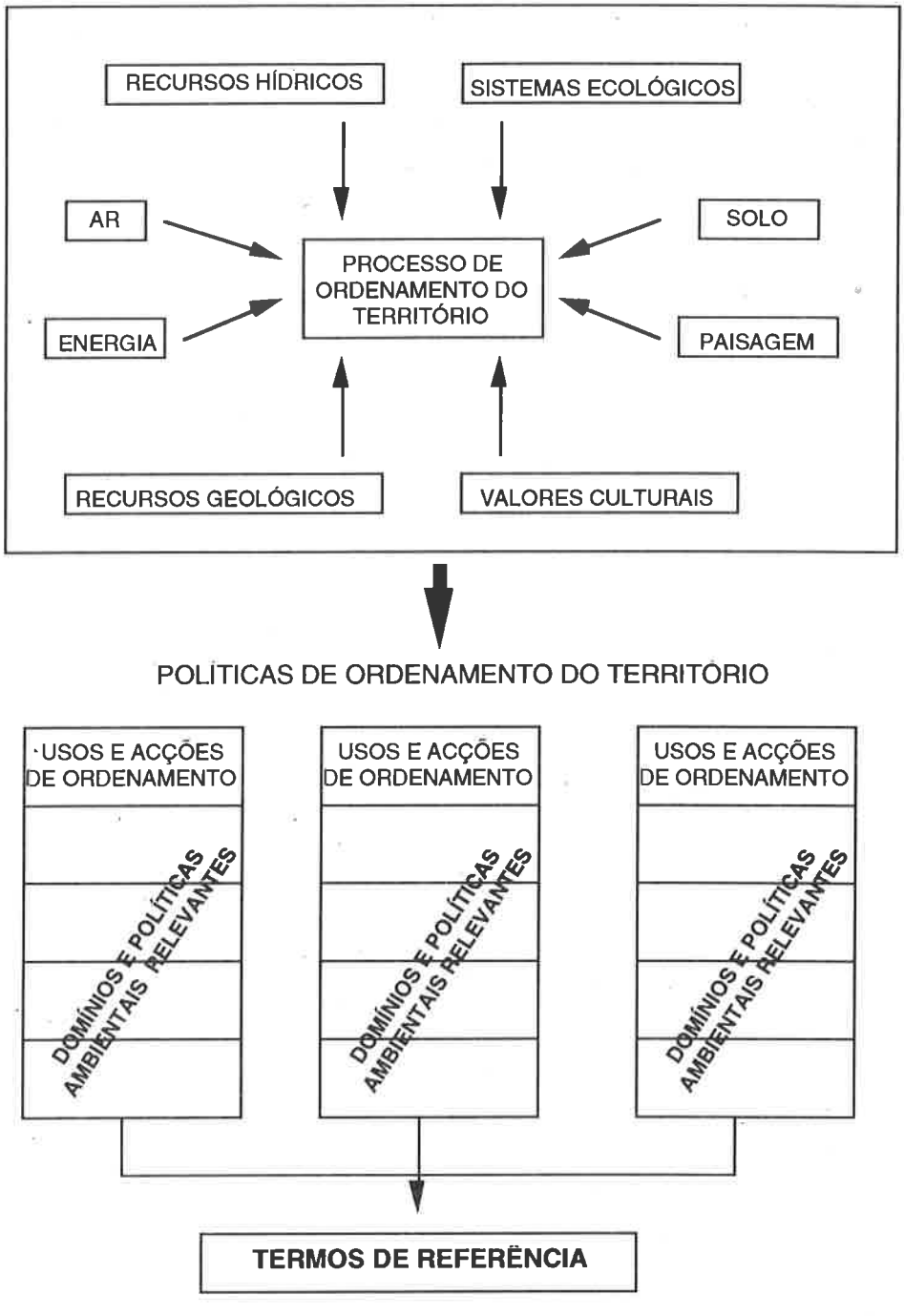


Fig 1- Estrutura conceptual

	Ar	Recursos hídricos	Solo espaço	Solo pedos	Sistemas Ecológicos	Recursos Geológicos	Valores Culturais	Paisagem	Energia
Uso do Solo									
Urbanos	X	LX	LX	LX	LX	LX	LX	X	X
Urbanizáveis									
Turísticos	LX	LX	LX	LX	LX	L	LX	LX	X
Equipamentos Colectivos									
Ensino	LX	L	LX	X	X		X		X
Saúde	X		X	X	X				X
Desporto	X	X	X		X				X
Recreio/Lazer	X	X	X		X		X	X	X
Industriais (a)	X	LX	LX	LX	LX		LX	X	X
Indústrias Extractivas (a)	LX	LX	LX	LX	LX	LX	LX	LX	X
Agrícolas	X	LX	LX	LX	X	X		LX	X
Florestais	X	LX	LX	LX	LX	LX		LX	X
Naturais		LX	LX	LX	LX	LX	LX	LX	
Culturais			LX		LX	LX	LX	LX	
Espaços Canais (Infraestruturas lineares e de transporte)	X	X	LX	X	X	X	X	X	X
Usos Especiais									
Instalações Radioeléctricas			LX	X	LX			X	X
Instalações Aeronáuticas	LX		LX	X	LX			LX	X
Instalações Militares			LX	X	LX		X	LX	X
Estabelecimentos Prisionais			LX	X	X				X
Estações de Tratamento de Águas Residuais	X	LX	LX	X	X		X	X	X
Tratamento e Deposição de Resíduos Urbanos	LX	LX	LX	LX	LX	LX	LX	LX	X
Tratamento e Deposição de Resíduos Tóxicos	LX	LX	LX	X	X	LX	X	LX	X
Captação Armazenamento e Tratamento de água		LX	LX	LX	X	X	X	X	X
Conservação									
Áreas de Conservação da Natureza	X	LX	LX	LX	LX	LX	LX	LX	
Zonas de Protecção aos Sistemas Aquíferos		LX	LX	X	X	LX	X	LX	
Zonas de Protecção a Albufeiras de Águas Públicas		LX	LX	LX	LX	X	X	X	LX
Zonas de Protecção de Bens Culturais	X	L	LX		LX	LX	LX	LX	
Regiões Demarcadas	X		X	X	X		X	X	

(a) exige EIA nos termos do DL nº 186/90 de 6 de Junho e do DR nº 38/90 de 27 de Novembro; **X** - Relação identificada; L - Relação prevista na legislação; **X**-Relação crítica

Fig 2- Matriz de usos

	Ar	Recursos hídricos	Solo espaço	Solo pedos	Sistemas Ecológicos	Recursos Geológicos	Valores Culturais	Paisagem	Energia
Transformação do Uso do solo									
Rural ----> Urbano (processo de urbanização)	X	LX	LX	LX	LX	X	LX	LX	LX
Agrícola ----> Florestal	X	LX	LX	LX	LX	L	X	LX	X
Natural ----> Turístico		LX	LX	LX	LX	LX	LX	LX	X
Rural ----> Turístico		LX	LX	LX	LX	LX	LX	LX	X
Rural ----> Industrial	X	LX	LX	LX	LX	X	LX	X	X
Industrial ----> Urbano	X		X		X		X	X	X
Densificação do Uso Urbano	X	LX	LX		LX		LX	LX	LX
Recuperação do Uso do Solo									
Renovação e Requalificação de Usos Obsoletos	X		X			X		X	X
Recuperação de Áreas Clandestinas e Áreas degradadas		LX	LX		X		LX	X	X
Recuperação de Sistemas Hídricos		LX	LX	LX	LX	LX	LX	LX	
Recuperação de Áreas Costeiras		LX	LX	LX	LX	X		LX	LX
Recuperação de solo degradado		X	X	X	X			X	
Mundo Rural/Povoamento Rural			LX	LX	X		X	LX	X
Pedreiras/Exploração de Recursos Minerais	LX	LX	LX	LX	LX	LX	LX	LX	

(a) exige EIA nos termos do DL nº 186/90 de 6 de Junho e do DR nº 38/90 de 27 de Novembro; X - Relação identificada; L - Relação prevista na legislação; **X** - Relação crítica

Fig 3- Matriz de acções

1- o interesse em termos de utilidade do recurso para o uso e acção de ordenamento - uso;
2- os requisitos de qualidade do recurso e a forma como o uso e acções em ordenamento poderão afectar negativamente ou contribuir para a melhoria da qualidade do recurso - qualidade; e
3- as características de quantidade e renovabilidade do recurso e a forma como o uso e acções em ordenamento poderão afectar negativamente ou contribuir para uma maior disponibilidade do recurso - disponibilidade.

Para esta classificação serão desenvolvidos critérios globais de apreciação das relações entre os usos e acções de ordenamento e os recursos físicos e naturais em apreciação (em termos de relação positiva, negativa, mista ou nula).

3. Terceiro nível de análise - análise de sustentabilidade

No contexto deste projecto de investigação, a análise de sustentabilidade tem por objectivo avaliar sobre a viabilidade dos usos e acções de ordenamento em função da disponibilidade e qualidade do recurso, tendo em conta características de multifuncionalidade e unicicidade dos recursos.

Para essa avaliação, adoptam-se os conceitos de sustentabilidade fraca, forte ou muito forte tal como definidos por Daly (1989):

- sustentabilidade fraca - admite a substituibilidade do capital natural pelo capital artificial;
- sustentabilidade forte - admite uma complementaridade, mas não a substituibilidade entre o capital natural e o capital artificial no processo económico;
- sustentabilidade muito forte - não permite qualquer redução do stock disponível de recursos (capital natural).

Admite-se uma análise casuística, segundo critérios de política ambiental e de ordenamento do território, bem como de razoabilidade baseada numa análise pericial.

4. Quarto nível de análise - quadro político de gestão

Interpretação do quadro político existente em Portugal relativamente às oportunidades e incentivos, bem como às restrições e condicionantes ao uso dos recursos pelos usos e acções de ordenamento. De igual modo procurar-se-á interpretar a eficácia dos instrumentos de ordenamento e de gestão de recursos relativamente aos objectivos de sustentabilidade definidos casuísticamente.

Esta interpretação permitirá identificar e justificar limitações existentes ao nível das políticas de gestão de recursos e de ordenamento, e apontar formas, medidas e acções que possam contribuir para a melhoria da integração procurada.

5. Quinto nível de análise - formulação da proposta

Formulação de um conjunto de termos de referência que auxiliem processos de preparação, desenvolvimento e gestão de planos de ordenamento do território a nível municipal e regional, de carácter sectorial ou global, bem como de recomendações e indicações conducentes à melhoria da integração das políticas de gestão de recursos físicos e naturais no processo de ordenamento do território.

A resultante reflectirá não apenas as reflexões conceptuais dos peritos envolvidos na análise de recursos físicos e naturais específicos e do processo de ordenamento do território, mas também a experiência internacional nesta matéria.

As pricipais técnicas de investigação a que se recorre no decurso do projecto incluem:

• Constituição de bases de dados

Base de dados bibliográfica e base de dados de políticas de gestão de recursos físicos e naturais e ordenamento do território (normalmente na forma de legislação), para registo, organização da informação recolhida e referencial de consulta.

• Matrizes de articulação de usos e acções de ordenamento com recursos físicos e naturais

Todo o desenvolvimento da análise de integração de políticas de gestão de recursos no processo de ordenamento do território terá uma base matricial.

• Técnica de Delphi para obtenção de consenso

Permitirá aferir, e estabelecer o consenso, sobre o entendimento que cada membro da equipa detém relativamente às relações que se estabelecem entre recursos físicos e naturais e ordenamento do território.

•Casos de estudo

Estão em desenvolvimento três casos de estudo que servirão como instrumentos de demonstração de questões relevantes e de relações de articulação e integração de políticas de gestão de recursos físicos e naturais no processo de ordenamento do território:

1- gestão dos recursos minerais no âmbito de planos de ordenamento regional, sectorial e planos directores municipais;
2- gestão de uma zona costeira, abordando a conciliação de planos de ordenamento regional, de uma área protegida e planos directores municipais;

3- gestão de uma bacia hidrográfica, atendendo às políticas respectivas, planos de bacia e planos de ordenamento regional e municipais.

AGRADECIMENTOS

Agradece-se o apoio concedido pela Direcção-Geral de Ordenamento do Território e Desenvolvimento Urbano e pela Junta Nacional de Investigação Científica e Tecnológica, bem como a todas as instituições que tem disponibilizado informação para este projecto. Um especial agradecimento ao Prof. Fernando Nunes da Silva, Prof Carlos Costa, Eng. Carlos Souto Cruz, Engº Rui Gonçalves, Dr. Carlos Nuno, Engª Helena Alves e Engº Valdemar Rodrigues, membros da equipa alargada do projecto, e que para o mesmo têm contribuído com ideias, sugestões e discussão activa em sessões de debate conceptual.

REFERÊNCIAS

ARMOUR, A. (1990). Integrating Impact Assessment in the Planning Process. *Impact Assessment Bulletin* **8** (1+2), 3-14.

BELL, A. (1988). "Environmental Impact Assessment in Forward Planning: the Cheshire Experience", in CLARK, M. and HERINGTON, J. (Eds), *The role of Environmental Impact Assessment in the Planning Process.*, Mansell, London: 30-51.

CORNFORD, A.B.; J, O'RIORDAN e B. SADLER (1985). "Planning Assessment and Implementation: a Strategy for Integration, in B. SADLER (Ed.): *Environmental Protection and Resource Development: Convergence for Today*, University of Calgary Press, Calgary: 47-76.

DALY, H.E., 1989. Sustainable Development: Towards an operational definition. Draft paper for the World Bank, Washington, D.C.

DANISH ENVIRONMENTAL EXPORT DIVISION (1989). *Environmental zoning in Denmark*, Ministry of Environment, Copenhagen.

DeJONGH, P. (1982). EIA in The Netherlands: EIA as a tool in the Planning and Decision-Making Process, *WHO Training Course on EIA*, CEMP, Aberdeen.

DIXON, J. (1993). The Integration of EIA and Planning in New Zealand: Changing Process and Practice, *Journal of Environmental Planning and Management*, **36**(2): 239-251.

GOW, L.J.A. (1990). Impact Assessment and Resource Management Law Reform, *IAIA Seminar on Science Assessment and Sustainability*, Vancouver, IAIA, BC, Canada.

HOLLICK, M. (1981). Environmental Impact Assessment as a Planning Tool. *Journal of Environmental Management* **12**, 79-90.

HTSL (Hunting Technical Services Limited) in association with Planning Management and Development Services, Inc. and Sir McDonald and Partners Limited (1985). *Palawan - a Strategic Environmental Plan*, HTSL, Hemel Hempstead.

IAIA (International Association for Impact Assessment), (1988). *Integrating Impact Assessment in the Planning Process.* 7th Annual Meeting of the IAIA, IAIA, Brisbane.

JONES, M.G. (1983). Environmental impact assessment at the planning level: two systems, in PADC (Environmental Impact Assessment and Planning Unit) (1983). *Environmental Impact Assessment*, Boston, Nijhoff, 63-94.

LICHFIELD, N. (1991). The integration of development planning and environmental assessment, in *The Law and Business Forum Conference: Environmental Assessment*, Cafe Royal, London.

MEADOWS, D.; D. MEADOWS; J. RANDERS e W. BEHRENS, (1972). *Os Limites do Crèscimento*, Publ. D. Quixote, Lisboa.

MEADOWS, D.; D. MEADOWS e J. RANDERS, (1993). *Além dos Limites - da catástrofe total ao futuro sustentável*, Difusão Cultural, Lisboa.

MHPPE (Ministry of Housing, Physical Planning and Environment) (1990). *Ministerial Manual for a Provisional System of Integral Environmental Zoning*, MHPPE, The Hague.

MUNRO, D.A.; T.J. BRYANT and A. MATTE-BAKER (1986). *Learning from Experience: a State-of-the-Art Review and Evaluation of Environmental Impact Assessment Audits*, Canadian Environmental Assessment Research Council, Hull, Québéc.

O'RIORDAN, T. and W.R.D.SEWELL (Eds) (1981). *Project Assessment and Policy Review*, John Wiley&Sons, Chichester.

PARTIDÁRIO, M.R. (1992). *An Environmental Assessment and Review (EAR) Procedure - a contribution to comprehensive land-use planning*, PhD thesis, Aberdeen University, Aberdeen.

WCED (World Commission on Environment and Development), (1987). *Our Common Future*, Oxford University Press, Oxford.

WOOD, C. (1988). "EIA in Plan-Making", in WATHERN, P. (Ed.) (1988), *Environmental Impact Assessment: Theory and Practice*, Unwin Hyman, London.

O RELATÓRIO SOBRE O ESTADO DO AMBIENTE - SUA IMPORTÂNCIA ESTRATÉGICA PARA UMA POLÍTICA DE AMBIENTE

I. MARTINS[1]

Resumo

Desde 1987 que o Governo tem procedido, anualmente, à publicação de um Relatório sobre o Estado do Ambiente, correspondendo a um preceito legal contido no Art. 49º da Lei de Bases do Ambiente. Neste contexto será apresentada a experiência portuguesa neste domínio, confrontada com a tendência dos países europeus, sendo referido o contexto institucional - nacional e internacional - sob o qual tem sido publicado o Relatório do Estado do Ambiente desde 1987, e que têm condicionado a sua estrutura e conteúdo. Apresentar-se-á o trabalho que tem vindo a ser conduzido no sentido de uma coerência inerente e necessária a um correcto planeamento estratégico da informação. Enquadrar-se-á esta questão na estrutura de competências da DGA, organismo do MA responsável por definir e gerir o Sistema Nacional de Informação do Ambiente, quer a nível interno, quer em termos de troca de informação com organismos nacionais e internacionais.

Palavras-chave: Estado do ambiente, indicadores ambientais, sistemas de informação, planeamento estratégico.

1. ENQUADRAMENTO

Desde 1987 que o Governo tem procedido, anualmente, à publicação de um Relatório sobre o Estado do Ambiente. Tal publicação corresponde a um preceito legal contido no Art. 49º da Lei de Bases do Ambiente que refere que o "Governo fica obrigado a apresentar à Assembleia da República, juntamente com as Grandes Opções do Plano de cada ano, um relatório sobre o Estado do Ambiente e Ordenamento do Território em Portugal referente ao ano anterior". Desta forma, Portugal acompanhou a tendência dos países europeus. De facto, até finais dos anos 80 todos os países europeus apresentavam pelo menos um documento considerado como Relatório do Estado do Ambiente, embora o conteúdo, o tratamento deste e a periodicidade sejam ainda muito variados, podendo ir de compêndios quantitativos estatísticos a estudos mais analíticos e interpretativos. De recordar que a origem da preparação deste relatório se pode encontrar na adopção do National Environmental Policy Act (NEPA) nos Estados Unidos da América, em 1969.

(1) Engª. do Ambiente - FCT/UNL, MPRU - UTL, Direcção-Geral do Ambiente, Rua da Murgueira, Zambujal - Aptdo 7585 2720 AMADORA Tel.4728314, Fax 4729074

A Conferência de Estocolmo de 1972 e a adopção, pela Europa Comunitária, de uma política formal de ambiente em 1973, apontou a necessidade de preparação destes relatórios, que passaram a surgir nos diversos países da Europa. Um dos primeiros países da Europa a publicar um Relatório do Estado do Ambiente foi a Alemanha em 1972. A França produziu a 1ª edição de l'Etat de l'Environement em 1978. Quanto à periodicidade, anual para o Relatório Português, assim como no caso espanhol, é geralmente produzido de dois em dois anos ou de três em três anos para os restantes países.

Convém referir ainda o contexto institucional sob o qual tem sido publicado o Relatório do Estado do Ambiente desde 1987. A estrutura administrativa central responsável pelas questões do Ambiente em Portugal remonta a 1971, ano em que foi criada a Comissão Nacional do Ambiente (CNA). Em 1974 foi criada a Secretaria de Estado do Ambiente, de 1979 a 1985 integrada no Ministério da Qualidade de Vida. Em 1985 foi instituida a Secretaria de Estado do Ambiente e dos Recursos Naturais integrada no recém criado Ministério do Plano e Administração do Território (MPAT). A publicação da Lei de Bases do Ambiente, em 1987, permitiu uma reestruturação da Secretaria de Estado e o aumento das suas competências. Neste contexto, o Relatório do Estado do Ambiente e do Ordenamento do Território (REAOT), contemplado na Lei de Bases do Ambiente, e porque pretendia reflectir o Estado dos dois sectores enquadrados pelo MPAT, foi atribuído ao Gabinete de Estudos e Planeamento da Administração do Território (GEPAT).

Em 1990 é criado o Ministério do Ambiente e Recursos Naturais (MARN) que passa a deter as capacidades de intervenção da anterior Secretaria de Estado com a mesma designação. No entanto, em alguns aspectos, verifica-se uma dispersão de competências entre o MPAT e o MARN.

De facto, o REAOT continuou a ser produzido pelo GEPAT, após 1990. Apenas em Maio de 1993, com a restruturação do MARN, o Relatório do Estado do Ambiente (REA) - e já não o Relatório do Estado do Ambiente e do Ordenamento do Território - passa para competência da Direcção-Geral do Ambiente (DGA). Em consequência deste facto, e tendo o GEPAT entretanto sido extinto, o Relatório do Estado do Ordenamento do Território passou a ser competência da Direcção-Geral do Ordenamento do Território, do MPAT.

2 . A IMPORTÂNCIA DO RELATÓRIO DO ESTADO DO AMBIENTE

Como vimos, o REA é um instrumento correspondendo a um conceito com mais de 25 anos. A sua implantação em termos comunitários foi gradual. Hoje, diversos documentos de enquadramento da política ambiental referem a importância e a necessidade de produção de Relatórios do Estado do Ambiente, quer em termos nacionais, quer em termos

supranacionais, reconhecendo assim o carácter transfronteiriço de grande parte das questões ambientais.

2.1. O 5º Programa

O Programa de Política e Acção em Matéria de Ambiente da Comissão das Comunidades Europeias - Em Direcção a um Desenvolvimento Sustentável (Geralmente designado de forma abreviada por 5º Programa), presentemente em revisão, foi publicado em inícios de 1992, tendo sido acompanhado por um Relatório do Estado do Ambiente Comunitário. Este REA foi o último de uma série de Relatórios publicados sob os auspícios da Comissão das Comunidades Europeias em 1977, 1979 e 1987. Aí se apontam as deficiências, ao nível da qualidade, quantidade e sobretudo comparabilidade dos dados, cruciais para as políticas e decisões no âmbito do Ambiente, referindo-se também a necessidade de tornar operacional a Agência Europeia do Ambiente (entretanto plenamente operacional), criada pelo Regulamento (CEE) nº120/90 de 7 de Maio de 1990, como forma de colmatar todas as falhas de informação detectadas.

No 5º Programa, ao referir-se o alargamento da gama de instrumentos - instrumentos essencialmente horizontais, trans-sectoriais - para uma melhor tomada de decisões na área do ambiente, é claramente referida a necessidade de aperfeiçoamento da informação relativa ao ambiente. Aí se refere que a quantidade e qualidade da informação é relevante para a concepção de políticas de ambiente e para o acompanhamento da adopção e aplicação de medidas concretas. Face à relação existente entre decisões correctas e uma boa informação é atribuído um elevado nível de prioridade ao **aumento da frequência e melhoria da qualidade dos REA's a nível local, regional, nacional e comunitário**, entre outras medidas, relacionadas com a produção, exploração e apresentação de dados ambientais.

2.2. A Agência Europeia do Ambiente (AEA)

De acordo com o Regulamento que instituiu a AEA e a Rede Europeia de Informação e Observação do Ambiente, a Agência tem , entre outros objectivos definidos, de registar, confrontar e avaliar os dados relativos ao Estado do Ambiente, assegurar a comparabilidade desses dados, assegurar a integração dos dados europeus em programas internacionais (nomeadamente no seio da ONU), assegurar uma ampla divulgação da informação e publicar de 3 em 3 anos um Relatório do Estado do Ambiente Europeu. Assim, os principais domínios de actividade da Agência devem obter informação sobre os seguintes aspectos:

- Qualidade do Ambiente;
- Pressões sobre o Ambiente;
- Sensibilidade do Ambiente.

A Rede Europeia de Informação e de Observação do Ambiente (EIONET), integrada na Agência, deverá incluir, por seu turno:
- os principais elementos que compõem as redes nacionais de informação;
- os pontos focais nacionais (interlocutores privilegiados da Agência com os países membros);
- os centros temáticos (criados especificamente para alargar o conhecimento sobre determinadas áreas ou temas de ambiente).

Em Portugal, o papel de ponto focal nacional é desempenhado pela Direcção-Geral do Ambiente, desde o iniciar de funções da AEA. Nos termos do Art.21º do Regulamento que cria a Agência, a AEA iniciou as suas funções em 30 de Outubro de 1993.

Também o programa de trabalhos (Multiannual WorkProgramme) da Agência (1994-1999), privilegia a produção e disponibilização de informação sobre o Estado do Ambiente. Para além da identificação da necessidade de dados e informação, sobre o Estado do Ambiente, sobre as actividades humanas - e referem-se especificamente os 5 sectores-alvo definidos no 5º Programa de Ambiente -, foca-se ainda a necessidade de definição e desenvolvimento de uma estratégia para a disseminação da informação. Nomeadamente, é referida a publicação do REA para a Europa (Europe's Environment), num contexto alargado. Este contexto, o Programa Ambiental para a Europa, iniciado na Conferência de Dobris em 1991, abrange os diversos países europeus, nomeadamente da Europa Central e de Leste, bem como diversas organizações internacionais como a OCDE, CEE-ONU, OMS, entre outras.

2.3. A OCDE

A Organização para a Cooperação e o Desenvolvimento Económico, apesar do seu carácter consultivo, tem desenvolvido um vasto trabalho, mesmo pioneiro, na área do Ambiente. Possui um Grupo sobre o Estado do Ambiente, onde Portugal tem sido representado pelo GEPAT e pela DGA, cujo secretariado é responsável pela Edição de um REA, iniciado em 1979, com uma periodicidade de 5-6 anos, e cujo último foi publicado em 1991, e um Compêndio de Dados de Ambiente, bienal, iniciado em 1984 e cujo último foi publicado em 1995. De referir que o Departamento de Ambiente da OCDE é responsável pela realização das Análises Ambientais aos países membros da organização (Environmental Performance Reviews) - tendo Portugal sido pioneiro nesta área, uma vez que foi o 3º país a ser examinado, em finais de 1992 - e que o grupo sobre o Estado do Ambiente tem feito um trabalho muito extenso ao nível da discussão e selecção de indicadores ambientais, a serem integrados quer nas análises ambientais, quer nos REA's, no sentido da harmonização e comparabilidade dos dados. Portugal tem seguido de muito perto o trabalho deste Grupo, tendo incluido muitos dos indicadores aí seleccionados nos REA produzidos, tendo no entanto a preocupação de os adaptar à realidade nacional.

2.4. Outros Organismos envolvidos em REA's

A CEE-ONU, Comissão Económica para a Europa das Nações Unidas, no âmbito do PNUA, o World Watch Institute e o World Resources Institute têm também elaborado REA's, não só em termos Europeus, mas também a nível mundial. Em termos sectoriais, e sob a égide da OMS de referir o Relatório "Concern for Europe's Tomorrow" que compila informação sobre os efeitos do ambiente na saúde em termos europeus. Muita desta informação foi utilizada para o "Europe's Environment", publicado em Março de 1995, pela AEA, mas cuja iniciativa de preparação partiu de uma plataforma alargada, e possui contributos de todas as organizações anteriormente referidas.

3. O PAPEL DO REA EM PORTUGAL

Face à importância que tem vindo a assumir o REA num contexto mais alargado, europeu e internacional, para a avaliação de resultados das políticas e para a aplicação do conceito de desenvolvimento sustentável, considera-se importante proceder a uma apreciação da forma como tem decorrido a sua realização em Portugal.

Uma análise evolutiva dos REAOT's (1987 - 1992) e dos REA 1993 e 1994, denota que, embora os temas abordados sejam praticamente os mesmos, a sequência e a nomenclatura variam, provavelmente fruto de uma indefinição de orientação para o Relatório. Por outro lado, verifica-se, por vezes, repetição de dados, fruto da frequência anual da sua publicação.

Sobretudo os meios água e solo têm tido uma oscilação muito grande no seu tratamento. Também não tem havido continuidade na forma de tratamento espacial da informação (os dados ora são apresentados ao nível de região, como ao nível de concelho), nem na forma de traçar evoluções que aparecem nalguns capítulos mas falham noutros. Por vezes, também, abundam considerações gerais, sem âmbito geográfico definido e sem apoio de dados concretos, nem quantificação dos problemas. Também, a maior parte da informação não apresenta referência a fontes, o que se mostra do maior interesse em termos técnicos para a obtenção de informações complementares e para um aprofundar posterior dos diversos temas.

Por outro lado, o REA, sendo um documento do Governo, deverá apresentar a situação real do País nos diversos domínios do Ambiente. Ou seja, não deverá apenas fazer referência aos sectores tutelados pelo Ministério do Ambiente, mas sim conter informações sobre outros sectores de actividades tuteladas por outros ministérios que sejam relevantes para o Ambiente. A perspectiva do documento deverá ser simultaneamente vertical/sectorial e horizontal/global, permitindo assim avaliar a aproximação do país ao desenvolvimento sustentado referindo

concretamente o papel dos diversos sectores. Ora, esta dupla perspectiva não tem sido completamente desenvolvida, pelo que o REA se tem assemelhado a um Relatório de Actividades do Ministério que o publica, diminuindo assim o seu potencial interesse.

Convém referir ainda que o REAOT, tal como definido na Lei de Bases do Ambiente, correspondia a uma visão mais integrada do Ambiente ao incluir os aspectos de Ordenamento do Território (embora, e apesar disso, devesse apenas denominar-se Relatório do Estado do Ambiente), onde eram apresentadas a distribuição espacial das actividades económicas, sectoriais, bem como o papel e o desenvolvimento do sistema de planeamento. No entanto, é de referir que os REAOT publicados não apresentavam uma integração real dos dois aspectos, mas mais uma enumeração sequencial dos mesmos.

Ao passar da tutela do MPAT para o MARN "perdeu-se" este aspecto do Ordenamento no REA, passando a haver uma separação física dos dois aspectos, agora objecto de Relatórios separados. Este aspecto corresponde a um retrocesso em termos de papel a desempenhar pelo REA. Assim, considera-se que o REA, agora atribuição da DGA/MA, e no sentido do espírito que institucionalizou este instrumento, deveria conter os necessários aspectos de Ordenamento do Território, nomeadamente as expressões das actividades produtivas no território e a evolução do sistema de planeamento.

Os problemas ou as "não respostas" do REAOT terão aliás conduzido à necessidade de produção do "Livro Branco sobre o Estado do Ambiente em Portugal", para a realização do qual foi constituído um Grupo de Trabalho próprio, integrando membros exteriores ao MA, essencialmente professores universitários, das mais diversa sáreas e formações. O Livro Branco foi realizado em 1991 e encomendado pelo recém-criado MA. A estrutura deste Livro Branco pre-figura a já referida dupla visão horizontal e vertical, e os contactos alargados estabelecidos, nomeadamente aos Organismos da Administração Central, Autarquias, Universidades e Organizações Não Governamentais (ONG's), permitiram colmatar algumas das deficiências de informação existentes até ao momento. Nele são, aliás, feitas algumas recomendações relativamente à produção do REAOT.

4. O REA E O PNPA

Apesar de se ter vindo a caminhar no sentido de uma coerência de estrutura para o REA, e actividades correlacionadas de recolha, tratamento e disseminação de informação, muito trabalho existe ainda por fazer. De facto, neste momento verifica-se ser a DGA o interlocutor do MApara as questões de informação, quer a nível interno, quer em termos de troca de informação com organismos internacionais. É o Ponto Focal da AEA, é o organismo de diálogo com a OCDE em termos de Estado do Ambiente e

produção do Compêndio de Dados do Ambiente, sendo igualmente o organismo do MARN com assento no Grupo de Trabalho de Estatísticas de Ambiente criado no âmbito do Conselho Superior de Estatística, que neste momento discute por proposta do INE a edição de um Compêndio Anual de Estatísticas do Ambiente.

Por outro lado, é este mesmo organismo da Administração Central que está incumbido de estabelecer um Sistema de Informação para o Ambiente, que permita integrar os diversos sistemas de informação que têm proliferado, independentemente de regras ou protocolos, em todos os organismos da administração do Ambiente. O trabalho a desenvolver neste sentido, embora sendo clara e unânime a sua necessidade, não é consensual em termos filosóficos nem conceptualmente fácil, uma vez que corresponde a informação muito diferente e deverá integrar informação produzida por, pelo menos 10 entidades distintas, 5 das quais regionais

Gostaríamos de referir, a este respeito o papel do Plano Nacional de Política do Ambiente (PNPA), cuja aprovação, após consulta pública, decorreu recentemente.

O PNPA consiste, à semelhança do 5º Programa, no Plano propriamente dito e num volume de anexos, um dos quais consiste numa caracterização sumária do Estado do Ambiente em Portugal. Aí se refere que um PNPA pressupõe um conhecimento rigoroso do Estado do Ambiente, mas que as várias publicações existentes e toda a informação assim disponível nem sempre é consistente por recorrer a fontes diversas que utilizam conceitos e metodologias ligeiramente distintas.

Outro anexo apresenta Indicadores para Planeamento e Gestão Ambiental, procedendo a uma adaptação do trabalho desenvolvido pelo Grupo do Estado do Ambiente da OCDE sobre Indicadores Ambientais ao caso nacional. No entanto, no Plano propriamente dito, a questão da Informação Ambiental, com as suas diversas vertentes associadas, não é referida nem nas Orientações Estratégicas da Política de Ambiente, nem nos Instrumentos para a Implementação da Política de Ambiente, ao invés do que acontece, por exemplo no 5º Programa, que assume a informação como um instrumento estratégico.

O PNPA, no entanto, assume a necessidade de integração multisectorial do ambiente ao referir objectivos e acções programáticas intersectoriais. Como mais relevantes são referidos a Indústria, a Energia, os Transportes, a Agricultura e o Turismo (sectores-alvo), assim como o Mar. Como outros sectores relevantes refere a Educação, a Ciência e a Tecnologia, a Saúde, o Comércio, as Finanças, a Habitação, o Emprego e Segurança Social, a Justiça, a Defesa Nacional, a Administração Interna e os Negócios Estrangeiros. Este posicionamento de integração multisectorial, perfeitamente correcto, alarga extraordinariamente o campo de actuação e de acompanhamento do Ministério do Ambiente, contraditório com a ausência de referências ao papel estratégico - e prioritário - da informação numa política de Ambiente

5 . O REA E O SEGUIMENTO DA CNUAD

De acordo com a Síntese Estratégica, resultante do trabalho de seguimento, em Portugal, das conclusões da CNUAD, refere-se, nas grandes linhas de actuação no plano interno, que ambiente e desenvolvimento não podem mais ser vistos como vectores distintos do progresso económico e social, devendo ter-se em conta a natureza indissociável dos dois aspectos numa perspectiva de longo prazo.

Aí se refere que para a concretização deste princípio dever-se-á proceder a um processo de endogeneização das políticas de ambiente por parte das políticas sectoriais. Assim se após Estocolmo 72 se deu o aparecer de Ministérios do Ambiente nos diversos países, após Rio 92, todos os ministérios deverão assumir a sua própria política ambiental, em consonância com as linhas de orientação estratégica global.

Para uma avaliação das políticas ambientais em termos sectoriais será necessário desenvolver substancialmente todo o sector da informação, nomeadamente sobre o Estado do Ambiente, as pressões exercidas pelos sectores de actividade e as respostas sociais, dadas pelo desempenho dos instrumentos adoptados. Torna-se essencial ainda a extensão de instrumentos clássicos da avaliação económica ao ambiente.

6. INFORMAÇÃO - FACTOR CRÍTICO DA SUSTENTABILIDADE

Uma das condições básicas para a concretização do Desenvolvimento Sustentável é o envolvimento do público, nomeadamente na tomada de decisão, o que pressupõe que existe informação e o acesso à mesma é facultado.

Em termos globais, o acesso à informação está constitucionalmente contemplado. De facto os artigos 20, 37, 66 e 268 da Constituição da República Portuguesa, regulamentados pela recente Lei nº 65/93 de 22 de Agosto, dizem respeito ao acesso do cidadão a documentos produzidos pela Administração, nomeadamente aqueles que dizem respeito ao Ambiente. Igualmente, o Código do Procedimento Administrativo, criado pelo DL nº 442/91 de 15 de Novembro, regula as relações entre os cidadãos e o Estado, referindo-se também às questões de acesso à informação.

O sector do Ambiente tem, no entanto, sido dos sectores pioneiros no envolvimento dos cidadãos nos processos de decisão, envolvendo também, por força, por exemplo, da regulamentação de Impacte Ambiental, Ministérios sectoriais.

A Lei de Bases do Ambiente (Lei nº 11/87 de 7 de Abril), que enquadra a política ambiental nacional, invoca o princípio da participação pública, dispondo a necessidade de participação dos diversos grupos sociais na implementação das políticas de ambiente e ordenamento do território a nível local, regional e central.

Outra legislação nacional na área do ambiente contempla a participação pública, nomeadamente a relativa à Rede Nacional de Áreas Protegidas, a relativa à Avaliação do Impacte Ambiental, à Prevenção de Acidentes Industriais Graves e ao Licenciamento Industrial. No Ordenamento do Território a consulta pública está igualmente prevista para os Planos Municipais de Ordenamento do Território (onde se incluem os Planos Directores Municipais) e para os Planos Regionais de Ordenamento do Território, bem como para os Planos de Ordenamento da Orla Costeira, envolvendo quer os cidadãos quer as associações relacionadas.

Aliás, simultâneamente publicada com a Lei de Bases do Ambiente, a Lei das Associações de Defesa do Ambiente (Lei nº 10/87 de 4 de Abril), estabelece o enquadramento destas associações, atribuindo-lhes, nomeadamente competências na participação pública ao nível do estabelecimento de políticas, formulação de legislação e apreciação de projectos com incidência no ambiente.

Neste enquadramento, e de acordo com os compromissos assumidos, nomeadamente em termos de promoção de um desenvolviemnto sustentado, várias têm sido as consultas públicas promovidas pela Administração. Para além das requeridas pelos processos de AIA, e na aprovação dos Planos de Ordenamento do Território e de Áreas Protegidas, alguns documentos de política têm igualmente sido objecto de consulta pública. Neste âmbito de referir "O Seguimento da CNUAD em Portugal" e mais recentemente o Plano Nacional de Política do Ambiente.

Neste contexto, a DGA, organismo coordenador do REA, tem desenvolvido com o ISEGI, um projecto designado "Relatório do Estado do Ambiente em Sistema Multimédia" que pretende disponibilizar informação sobre o Estado do Ambiente de uma forma interactiva e facilmente actualizável, permitindo assim a todos os cidadãos o acesso à informação sobre o ambiente, continuando, no entanto com a tradicional publicação em papel

7. O REA DO FUTURO - ALGUNS APONTAMENTOS

No seguimento do que se tem vindo a afirmar, considera-se que se deverá reflectir, em termos futuros, em diversos items, que directa ou indirectamente influenciarão a realização do documento REA, nomeadamente:

• o enquadramento do REA num conjunto vasto de publicações, tematicamente mais precisos e com periodicidades diversas, nomeadamente compêndios de dados, anuários estatísticos, o "Ambiente em Mapas e números", são algumas sugestões;

• repensar a periodicidade de publicação do REA, em conjunto com a periodicidade das outras publicações, anteriormente referidas e que deveriam integrar um plano de publicações, quer da DGA, quer do MARN;

• estudar uma exploração mais exaustiva dos dados contidos no REA, nomeadamento produzindo documentos de formato reduzido, de consulta fácil e de edição barata, tipo "O essencial sobre o Estado do Ambiente";

• continuar o esforço de sensibilização, no sentido de esclarecer os diversos organismos da importância deste instrumento, por forma a criar rotinas de produção de informação pertinente em tempo útil;

• proceder a uma discussão ampla e alargada da informação essencial e acessória para o REA, dentro do quadro do plano de publicações antes referido e tendo em conta uma discussão técnica dos indicadores ambientais a utilizar, na senda do trabalho que tem vindo a ser desenvolvido em diversas organizações internacionais, e também pela própria DGA;

• cada vez mais integrar informação proveniente dos diversos sectores de actividade, nomeadamente analisando as pressões exercidas no ambiente e as respostas encontradas para minimizar estas pressões;

• estimular a realização de REA regionais e mesmo locais, como referido em muitos dos documentos de enquadramento citados ao longo do texto. O REAOT editado recentemente pela CCR do Norte, bem como a iniciativa de algumas autarquias neste sentido, é um sinal positivo;

• proceder à elaboração de um instrumento permitindo a manipulação de meta-informação na área do ambiente, por forma a rapidamente ter acesso a fontes de informação que não podem ser geridas directamente pela estrutura da DGA.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

• EEA, 1994, "Multiannual Workprogramme 1994-1999", European Environment Agency, Brussels
• Joanaz de Melo, J. e Pimenta, C., 1993, "O que é Ecologia", Difusão Cultural, Lisboa
• MARN, 1991, "Livro Branco sobre o Estado do Ambiente em Portugal", Lisboa
• MARN, 1991, "Livro Branco sobre o Estado do Ambiente em Portugal" Anexos, Lisboa
• MARN, 1993, "Síntese Estratégica - Aspectos mais Relevantes para o Seguimento da CNUAD", Lisboa
• UNCED, 1994, "Follow up Report - Portugal", Lisbon

ORDENAMENTO DO TERRITÓRIO

A PAISAGEM DOS COSTUMES E A PAISAGEM DAS LEIS

T. ANDRESEN[1]

Resumo: Este texto debruça-se sobre os caminhos recentes do direito e da ecologia e as repercussões que eles têm sobre a paisagem contemporânea. Distingue-se entre a paisagem dos costumes e a paisagem das leis, fazendo uma reflexão sobre a evolução da relação dos seres humanos com a natureza e a forma como esta é traduzida na paisagem moderna e o que poderá ser a paisagem pós-moderna.

Palavras-Chave: ordenamento do território, figuras legais, alterações de uso do solo, qualidade da paisagem

O costume e a lei são as formas alternativas de organização da sociedade e a transição de uma forma para a outra implica uma mudança significatica das consciências.

Yash Ghai, 1994

PRECEDÊNCIAS

A posse dos bens naturais começou por pertencer à colectividade. As sociedades primitivas não distinguiam entre costume e lei e os direitos e obrigações de cada um e de cada comunidade eram conferidos por reconhecimento de estatuto estabelecido através de rituais.

Na sociedade ocidental, com a instituição da propriedade privada legada pela civilização romana, os proprietários foram considerados livres de tomar a decisão sobre que destino atribuir às suas terras. A única imposição era resultante do costume e muito orientada por relações de vizinhança. O costume assentava numa harmonia com a ordem natural, desenvolvendo-se segundo as necessidades e as circunstâncias da comunidade.

Hoje a sociedade determina que a liberdade de uso possa ser restringida em nome do bem público. No fundo, a posse da terra não implica a liberdade de uso do solo. O uso é também perspectivado em função dos interesses da comunidade a médio e longo prazo.

[1] Professora Associada da Universidade de Aveiro, Departamento de Ambiente e Ordenamento

Um dos instrumentos legais pioneiro da legislação do ordenamento é o chamado "Housing and Town Planning Act", publicado em 1909 em Inglaterra. Porém era discrecionário na medida em que permitia às autoridades locais exercer o seu poder, independentemente da elaboração de qualquer plano prévio (Moore, 1994). O "Housing and Town Planning Act" foi revisto em 1919 procurando atender precisamente a este problema exigindo a elaboração de planos e está na base do seu sucedâneo e bem conhecido "Town and Country Planning Act" de 1947.

A legislação, contrariamente ao costume, não reflecte necessariamente as vontades ou o conhecimento, nem os próprios costumes das populações e, por natureza, a sua implementação torna-se problemática.

O costume *fabricou paisagem* (tirando partido de um vocábulo vernacular em desuso) - e continua a *fabricar* - e a lei também *fabrica paisagem*. A lei trata-se de um outro processo de fabricar paisagem só mais recentemente generalizado. A paisagem fabricada pelo costume coexiste assim com a paisagem fabricada pela lei e, hoje, esta tende a sobrepôr-se rapidamente à primeira. Por paisagem entenda-se aqui a expressão física da interacção dos seres humanos com a natureza.

A paisagem dos costumes é a expressão de uma relação marcadamente instrumental com a natureza, durante milénios uma relação que podemos chamar de manual, reforçada pela tracção animal, e há pouco mais de um século uma relação mecânica motivada por uma eficácia da relação 'input' energético/produção. A relação instrumental/manual legou-nos paisagens, muitas das quais hoje são consideradas de interesse patrimonial, a maioria com um forte carácter vernacular mas votadas ao abandono pela exigência em mão de-obra. A relação instrumental/mecânica produziu aquilo que podemos considerar paisagens industriais - extensos povoamentos florestais dominados por monoculturas de espécies muitas vezes exóticas ou searas a perder de vista de pés de milho todos genotípica e fenotipicamente iguais. Estas paisagens industriais em nada cultivam a diversidade, em particular a biodiversidade, e têm sido apontadas como causadoras de degradação ambiental como por exemplo relativamente à forma como têm contribuído para a desertificação de solos ou a contaminação e secagem de aquíferos.

A paisagem das leis é bem mais recente se bem que hajam leis bem antigas que já no seu tempo fizeram paisagem, como seja por exemplo a Lei das Sesmarias, em Portugal, no reinado de D. Fernando I. Na paisagem das leis a relação instrumental com a natureza deixa de pervalecer e as transformações ficam entregues aos fenómenos de perturbação: cheias, secas, fogo, etc.

AMBIENTE E ORDENAMENTO E O DIREITO

O suporte científico quer ao nível das ciências do ambiente quer do ordenamento do território recebe um contributo marcante da ecologia. O entendimento do que se passa com o conhecimento científico ecologista é particularmente pertinente para a compreensão das transformações profundas a decorrer na relação dos seres humanos com a natureza. E, naturalmente, não é só a questão da transformação, é também sobretudo a manifestação real dessa transformação no processo de fabricar paisagem.

O direito é uma ciência que apenas recentemente se abalançou a dar os primeiros passos nas áreas do ambiente e do ordenamento contribuindo para a formulação de muita legislação. Porém, sendo o direito uma ciência mais que milenar, os seus métodos e conceitos estão intensamente apurados e testados: atenda-se à leitura de um simples contrato de compra e venda. Os legisladores, por outro lado, estão conscientes da complexidade desta simplicidade e detêm uma verdadeira mestria no trabalhar dos conceitos e articulados.

Porém, o ambiente e o ordenamento impõe-nos posturas novas: legislar para fabricar paisagem é bem distinto de legislar para as relações entre seres humanos. O Direito do Ambiente ou do Ordenamento obrigam a uma compreensão integradora da paisagem - o objecto da lei - assim como a um reequacionamento de conceitos relativos à prática de uma justiça distributiva no que diz respeito a uma distribuição tão equitativa quanto possível dos recursos naturais e ... do acesso à qualidade dos recursos.

A crise ambiental gerada na última metade deste século tem vindo naturalmente a reflectir-se sobre os mais diversos sectores da sociedade, entre eles naturalmente o direito, que se viu obrigado a revisões de método de construção de leis. Gomes Canotilho diz que: "Um dos problemas mais preocupantes em sede jurídico-ambiental é o da perda de *unidade* do sistema jurídico. Entendamo-nos: a unidade aqui invocada não é a conhecida de feição positivística assente na plenitude lógica do ordenamento. Trata-se, sim, da unidade tendencial de um sistema aberto com contradições e incompletudes."[2] E, pergunta: "Como evitar que a consciência ambiental não se limite a uma mera retórica do 'sentimento ecológico' sem qualquer arrimo normativo e incapaz de impulsionar as dimensões criativas da jurisprudência?"[3]

Gomes Canotilho (1994) enquadra as questões jurídico-ambientais no conceito das relações jurídico-administrativa poligonais ou multipolares, isto

[2] Gomes Canotilho 1994, p. 62
[3] Ibid. 61-62

é, aquelas que não se restringem a um esquema referencial binário - poderes públicos administrativos versus particular(es) - mas que do lado dos particulares se regista um 'complexo multipolar de interesses diferentes e até contrapostos'. Gomes Canotilho conclui este seu texto afirmando que "a ponderação judicial dos interesses presentes nas relações jurídicas poligonais só será uma ponderação materialmente justa quando tomar *em consideração* todos os interesses públicos e todos os interesses privados, e, além disso, no âmbito específico do direito do ambiente, fazer pesar na ponderação os interesses ecológicos-ambientais".[4]

Afirmou-se logo no início do presente texto que a ecologia era uma das ciências base do ambiente e do ordenamento. Assim, uma vez anotada a recente adesão do direito a estas novas questões, importa agora reflectir sobre alguns passos mais recentes da ecologia e as formas como ela contribui para o conhecimento da paisagem.

A história mais recente da ecologia - sem esquecermos que a própria ecologia enquanto ciência autónoma pouco mais conta do que um século de existência - gira dominantemente em torno de Eugene Odum, o célebre ecologista norte-americano, autor do livro, muitas vezes re-editado e traduzido, 'Fundamentos de Ecologia' que marcou o pensamento científico ecologista bem até à década de 70. A ecologia centrava-se claramente em torno do conceito do ecossistema onde a mudança era entendida basicamente como o processo de sucessão ecológica. Nos últimos 20 anos, a ecologia de Odum tem sido posta em causa se bem que sem uma alternativa clara. Donald Worster (1995) sintetisa esta posição da seguinte forma: "O processo era ordenado, razoavelmente direccionável, e predizível, e culminava em estabilidade, ou o que Odum chamava 'maturidade'. ... A história da natureza era basicamente reduzida a um movimento das fases de crescimento para as fases de maturidade, após o que a mudança normalmente terminava. Os ecossistemas maturavam mas não morriam. Atingiam quase que uma condição de imortalidade". [5]

De algum modo, o ecossistema-paradigma de Odum referenciado aos lagos das zonas temperadas onde peixes, rãs, insectos, plantas, algas, micorganismos conviviam em perfeita harmonia assim como os ciclos biogeoquímicos se processavam harmoniosamente - sem vestígio de desperdício - era uma representação do paraíso, aquele sítio livre de qualquer perturbação. A representação do paraíso na terra, ao longo de milénios, esteve reservada por excelência à construção do jardim, 'paradeisos' na linguagem persa. O ecossistema de Odum é por definição também um sítio paradisíaco.

---

[4] Ibid. 66

[5] Worster 1995, Trad. T. Andresen. p. 70

Os ecossistemas assim entendidos estavam longe de ser representativos do comportamento da natureza mas eram modelos ideais. Donald Worster (1995) mais adiante concluí: "Se a ecologia foi um guia de inspiração há umas escassas décadas atrás, já não é assim nos dias de hoje aos olhos de muitos observadores, incluindo ecologistas. Ao longo das duas últimas décadas, a ecologia tem basicamente destruído a representação de Eugene Odum de um mundo de ecossistemas tendendo para o equílibrio, deixando-nos sem um modelo de desenvolvimento para a sociedade humana emular. ... Tudo começa com um interesse crescente no fenómeno da perturbação ambiental." [6]

Entre as obras paradigmáticas da 'ecologia pós-Odum' destaca-se um livro de ensaios publicado em 1985: "The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics". Ainda citando Donald Worster que a propósito deste livro, afirma: "A mensagem nos ensaios é consistente: o velho ideal do equilíbrio morreu, o ecossistema recuou em utilidade; em sua substituição nós temos a ideia despretensiosa da parcela. A natureza devia ser encarada como uma paisagem de parcelas de todos os tamanhos, texturas, e cores, em mudança contínua no tempo e no espaço, respondendo a uma incessante quantidade de perturbações".[7]

A afirmação da Ecologia Humana tornou imprescindível a inclusão da contribuição dos seres humanos na condução da evolução do planeta Terra. Esta contribuição é, aliás, frequentemente apontada como factor perturbador desta evolução e recorde-se apenas dois exemplos correntes à escala mundial: a destruição da camada de ozono e as chuvas ácidas. Ainda muito está por compreender e esclarecer neste incessante esforço de interpretar e modelizar as leis do comportamento da natureza. Hoje é sobretudo no âmbito da disciplina da Ecologia da Paisagem que esta investigação prossegue.

E assim a Ecologia e o Direito precisam de caminhar de forma mais próxima e antenta entre si nesta conquista de novas linguagens e novos entendimentos.

LEIS QUE FABRICAM A NOSSA PAISAGEM

Nos últimos 20 anos, tem sido muito significativa a actividade legislativa em Portugal quer sob o ponto de vista do ordenamento do território quer da qualidade do ambiente. Pretende-se aqui salientar aqueles instrumentos que

[6] Ibid, p. 72
[7] Ibid p. 74

mais directamente podem ser identificados como potencialmente indutores de fabricar paisagem, nomeadamente planos, reservas e estudos de impacte ambiental.

Embora os instrumentos legais sejam a questão central deste trabalho, convem referir que eles não são só os únicos que têm uma acção efectiva sobre o fabrico da paisagem. Com esta frase pretende-se apenas vincar a importância complementar que deve igualmente ser reconhecida aos programas de investimento quer comunitários quer nacionais.

No âmbito do ordenamento do território destacam-se sobretudo os Planos Regionais de Ordenamento do Território (PROTs) [8], os Planos Municipais de Ordenamento do Território (PMOTs)[9] englobando os Planos Directores Municipais (PDMs), os Planos de Urbanização (PUs) e os Planos de Pormenor (PPs) e os Planos Especiais de Ordenamento do Território (PEOTs)[10] englobando os Planos de Ordenamento Florestal, os Planos de Ordenamento e Expansão dos Portos, os Planos Integrados de Habitação, os Planos de Salvaguarda do Património Cultural, os Planos de Ordenamento de Áreas Protegidas, os Planos de Ordenamento de Albufeiras de Águas Públicas e os Planos de Ordenamento da Orla Costeira.

Um plano trata-se de um documento constituído por elementos chamados fundamentais e complementares. Entre os elementos fundamentais do plano destaca-se o regulamento traduzido graficamente em plantas. Um plano é assim uma forma de fabricar paisagem através da representação - a relação com a natureza é não-instrumental e é fundamentalmente o produto da capacidade de abstração da mente humana.

Os Planos Municipais são por excelência os instrumentos que regem a ocupação, o uso e a transformação do solo, em particular, o PDM que abrange a área total de cada município do país enquanto que o PU ou o PP são instrumentos circunscritos aos tecidos urbanos. O próprio decreto estipula no seu artigo 28º um conjunto de oito classes de uso dominante de solo a serem consideradas na elaboração dos planos.

Em causa está a definição de uma estrutura espacial atendendo aos objectivos de desenvolvimento e à distribuição das actividades respectivas. Os Planos Municipais têm entre os seus objectivos "Definir e estabelecer os princípios e regras para ocupação, uso e transformação do solo".[11] Convém ainda transcrever um outro objectivo "Desenvolver e pormenorizar regras e directivas estabelecidas em planos de nível superior".[12]

---

[8] DL 176-A/88 e DL 367/90
[9] DL 69/90
[10] DL 151/95
[11] DL 69/90, artº 5º 2a)
[12] DL 69/90, artº 5º 2e)

Quer os PMOTs quer os PEOTs quanto à sua natureza jurídica são considerados regulamentos administrativos. Os PROTs são instrumentos com um carácter programático e normativo, constituídos por um relatório e um regulamento. Deste consta "o regime de ocupação e utilização do território para cada área, através da sua afectação a uma dada vocação".[13]

Dois decretos existem que instituem reservas: a Reserva Ecológica Nacional (REN)[14] e a Reserva Agrícola Nacional (RAN)[15]. Ambos os decretos visam condicionar os usos do solo, o segundo exclusivamente para a agricultura enquanto que o primeiro condiciona o uso para precaver 'áreas com características ecológicas específicas' sem regulamentar os usos dessas áreas. A REN é uma reserva em nome de uma dado fim e não de um uso, logo as paisagens fabricadas pela REN e pela RAN serão seguramente distintas. A par com as duas reservas ocorre imediatamente referir também o decreto-lei 19/93 referente à rede de áreas protegidas.[16]

Os Estudos de Impacte Ambiental (EIA) fazem parte do processo de Avaliação de Impacte Ambiental (AIA) e estão previstos incidir sobre acções (projectos, planos e programas). Conduzem à elaboração de uma declaração de impacte ambiental. Os EIA aparentemente não fabricam paisagem, porém o seu significado pode ser reinterpretado. Aliás, no proprio Plano Nacional da Política de Ambiente podemos ler: " ... é importante que os EIA não sejam vistos como processo de aprovação ou rejeição de projectos, mas antes como instrumentos de apoio à elaboração de melhores projectos". [17]

A transposição da Directiva Comunitária sobre AIA para o direito português ocorreu em 1990 mas, em 1994, foi publicada uma proposta de alteração da Directiva de 1985 e no Apêndice II, sobre o conteúdo do dossier de AIA, a alínea b) introduz um novo aspecto: "Descrição, se for caso disso, das soluções alternativas (por exemplo no que diz respeito ao local de implantação ou à tecnologia) que podem ser razoavelemnte consideradas sem omitir a opção zero (ausência de intervenção)"[18]. Com efeito, se os EIA introduzirem a apresentação de soluções alternativas assumem de uma forma mais objectiva uma função de ordenamento do território e consequentemente 'fabricam paisagem'.

Novamente, quer as reservas quer as declarações de impacte ambiental - tal como os planos - nada têm a ver com uma relação instrumental com a

[13] DL 176-A/88, artº 9º 3
[14] DL 93/90
[15] DL 196/89
[16] Refira-se apenas que todos os solos classificados como RAN, REN ou áreas protegidas constam dos PROTs assim como dos PMOTs
[17] MARN 1995 p.284
[18] JOCE 94/C 130/07

natereza. Nem tão pouco as leis. Ou os planos e as leis são os novos instrumentos para o fabrico da paisagem?

Mas, note-se que a monitorização da paisagem das leis e dos planos incide prioritariamente sobre o cumprimento das regras enquanto que na paisagem dos costumes ela incide nas consequências sobre os recursos materiais.

E A PAISAGEM QUE AS LEIS FABRICAM ...

A paisagem dos costumes resultante da relação instrumental/manual produziu o que hoje chamamos património. A paisagem da relação instrumental/mecânica produziu a paisagem moderna ou industrial. E, a paisagem fabricada pelas leis e pelos planos é igualmente moderna pelo afastamento que tem demonstrado do conhecimento das leis da paisagem.

E a ecologia e a lei que paisagem pós-moderna serão capazes de fabricar? E a ecologia e a lei que relação dos seres humanos com a natureza serão capazes de criar?

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

CANOTILHO, J. J. Gomes 1994. Relações jurídicas poligonais, ponderação ecológica de bens e controlo judicial preventivo. *Revista Jurídica do Urbanismo e do Ambiente*. Nº 1. 55-66

GHAI, Y. 1994. The development of legislation. *Urban growth and the environment, World Congress Report*, Hong Kong. 117-119.

MINISTÉRIO DO AMBIENTE E RECURSOS NATURAIS 1995. *Plano Nacional da Política de Ambiente*. Lisboa

MOORE, V. 1994. *A practical approach to planning law*. Blackstone Press Limited, London, 4ª edição. 415 pp.

WORSTER, Donald. 1995. Nature and the disorder of history, in *Reinventing Nature? Responses to postmodern deconstruction*, ED. Michel Soulé e Gary Lease, Island Press, Washington D.C.. 65-85

A CONSERVAÇÃO DA NATUREZA EM ÁREAS METROPOLITANAS

I. P. PEREIRA[1]

RESUMO: A fragmentação e o isolamento a que grande parte das paisagens estão sujeitas na actualidade constituem, segundo a disciplina da Ecologia da Paisagem, ameaças graves à integridade dos seus ecossistemas, nomeadamente quanto à perda de biodiversidade e degradação. Com o objectivo de minimizar estes efeitos, no caso de estudo recorre-se a uma metodologia de análise da evolução da acção antropogénica (nomeadamente através dos usos urbano-industriais e rede viária) e das propostas de ordenamento expressas nas figuras de planeamento local (PDM's). Desenvolve-se ainda uma proposta baseada na implementação de uma rede de corredores verdes - *greenways* - que permita quebrar o processo de isolamento a que se encontra sujeito o Parque Natural da Arrábida (PNA) ao mesmo tempo que se identificam os conflitos com as figuras de planeamento referidas.

PALAVRAS-CHAVE: Desenvolvimento Sustentável, Rede de Corredores Verdes, Área Metropolitana de Lisboa, Parque Natural da Arrábida

1. INTRODUÇÃO*

O crescimento exponencial das áreas urbanas, fenómeno associado no seu início ao crescimento demográfico e ao processo de industrialização, tem conduzido à criação de metrópoles, que por sua vez dão origem a megalópoles (AMARAL, 1983; VILLA, 1987). A suburbanização e o alastramento da área urbana (*urban sprawl*), que lhe estão associadas, são responsáveis pelo aumento significativo da extensão total da área metropolitana, obrigando a novas abordagens da problemática dos padrões de ocupação do solo, introduzindo o conceito de sustentabilidade no estudo da evolução urbana e tornando os problemas do crescimento urbano indissociáveis do Ordenamento do Território e decisivos para a Conservação da Natureza (PLATT, 1994).

---

[1] Arquitecta Paisagista

* Esta comunicação reporta sobre o trabalho de tese de mestrado em Ordenamento do Território e Planeamento Ambiental da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa sob orientação da Prof. Teresa Andresen.

A Conservação da Natureza, originada como reacção às transformações tecnológicas, económicas e sociais e à intensificação da exploração dos recursos naturais operados na sociedade industrial, sofreu na última década importantes evoluções através da introdução de dois conceitos interrelacionados - a biodiversidade e o desenvolvimeto sustentável (WCED, 1989), e a crescente consciência da necessidade de integração da conservação e do desenvolvimento. Paralelamente as Áreas Protegidas surgem no centro das estratégias do desenvolvimento sustentável, realçando-se a importância da interligação entre estas áreas e o espaço envolvente (IUCN, 1994), como factor chave na prossecução dos objectivos da Conservação da Natureza.

A fragmentação da paisagem provocada pelo crescimento urbano nas áreas metropolitanas, que conduz ao isolamento e à diminuição do grau de conectividade dos seus ecossistemas e das áreas instituídas legalmente para a Conservação da Natureza - as áreas protegidas, é um fenómeno que contraria a manutenção da biodiversidade e inibe o desenvolvimento sustentável.

A Ecologia da Paisagem, disciplina científica recente que tem sido desenvolvida essencialmente no âmbito do apoio ao planeamento e à conservação da natureza visando a procura de paisagens sustentáveis, tem centrado a sua acção no desenvolvimento de estratégias a implementar em áreas sujeitas a elevadas pressões como as áreas metropolitanas. Neste contexto, nos últimos anos tem-se defendido (SMITH, 1993; AHERN, a publicar), como estratégia para enfrentar a fragmentação e o isolamento dos sistemas naturais, nomeadamente de áreas protegidas, o estabelecimento de redes que assegurem as ligações entre *habitats*, através de elementos lineares, os corredores, que favorecem o movimento de espécies - Redes de Corredores Verdes (*greenways*). Esta estratégia tem como funções primordiais, alcançadas através do aumento dos níveis de conectividade, permitir a troca genética e processos como a recolonização de *habitats*.

A constatação das consequências da expansão urbana da Área Metropolitana de Lisboa, e nomeadamente no que se refere ao processo de isolamento do Parque Natural da Arrábida, induziu uma análise mais aprofundada e o estudo de alternativas de planeamento adequadas, integradas na metodologia esquematizada na Fig. 1.



Fig. 1 - Representação esquemática da metodologia (Pereira, 1996).

2. CARACTERIZAÇÃO DA SITUAÇÃO

A evolução do uso do solo é analisada através da comparação da expressão espacial das áreas urbano-industriais e rede viária no final dos anos 60 e no presente, referente sensivelmente a 1990 (*cf.* Fig. 2) nos concelhos de Sesimbra, Setúbal e Palmela. Este intervalo de tempo reflecte a influência da melhoria da acessibilidade da Península de Setúbal à cidade de Lisboa, através da construção de infraestruturas como a auto-estrada do sul e a Ponte 25 de Abril. Os usos seleccionados são aqueles que implicam a impermeabilização do solo, oferecendo elevada resistência ao movimento das espécies e apresentando um elevado grau de irreversibilidade.

Relativamente às perspectivas de evolução futura analisa-se quais as propostas de ordenamento expressas nos Planos Directores Municipais dos respectivos concelhos, uma vez que estes são os instrumentos que no prazo de 10 anos irão exercer uma acção mais directa sobre a evolução do uso do solo. Destes planos analisa-se a expressão espacial das áreas de expansão urbana e industrial e ainda das áreas para-urbanas, turísticas, de extracção de inertes e canais, que no seu conjunto formam as áreas impermeabilizáveis e que projectando no futuro as características da evolução dos usos de elevada dinâmica até ao presente, se podem considerar como potenciais áreas impermeáveis.

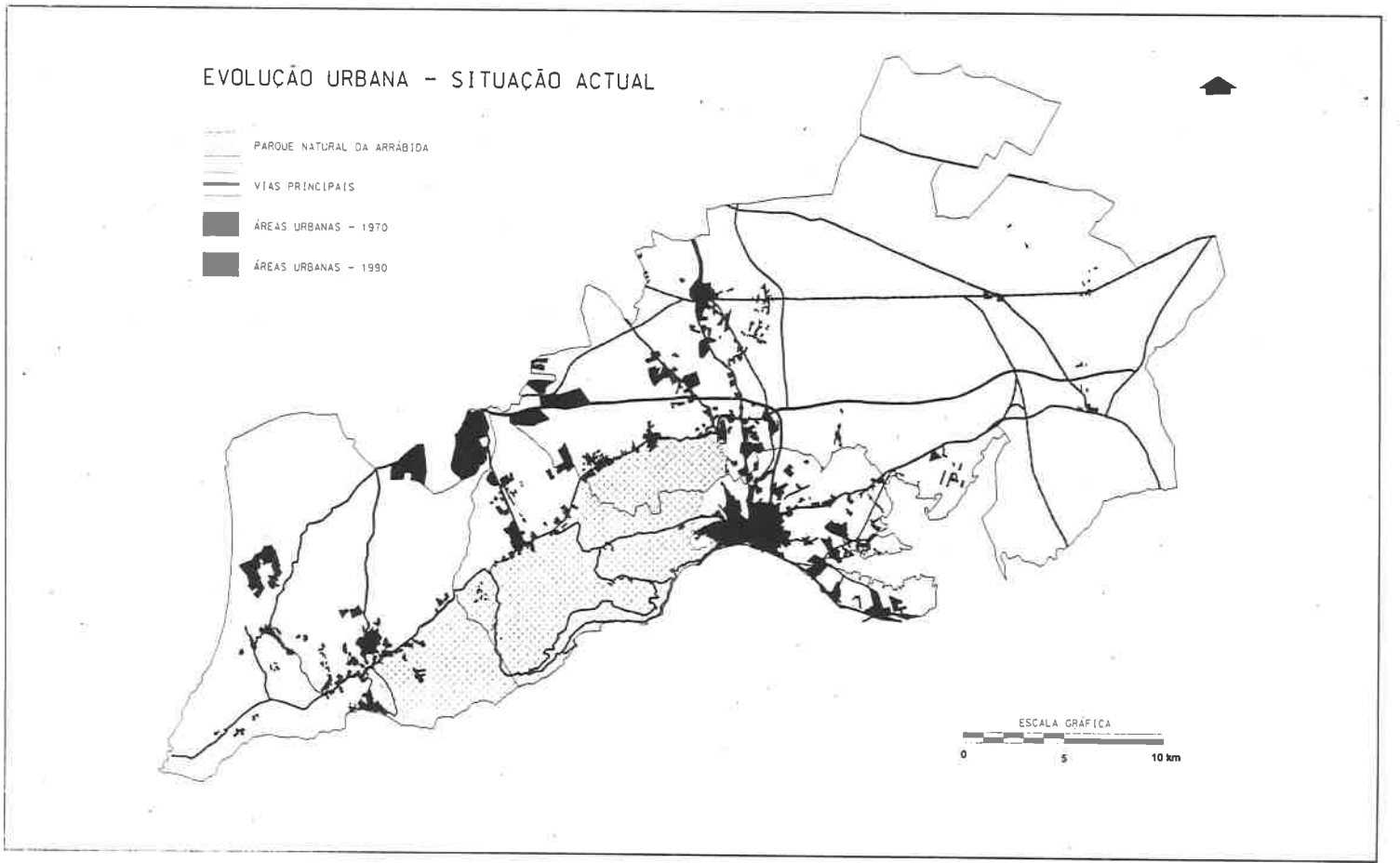


Fig. 2 - Situação Actual

Destas duas análises retiram-se as seguintes ilações (Pereira, 1996):

- O aumento de área ocupada pelos usos urbano-industriais entre 1970 e 1990 foi muito significativo (≅580%);
  - A expansão urbana até ao presente deu-se essencialmente de duas formas:
    - De forma linear ao longo da rede viária, nomeadamente na EN 379 na faixa de contacto com o Parque Natural da Arrábida, em que os aglomerados se fundem reduzindo drasticamente as áreas livres;
    - Por expansão em "mancha de óleo" dos principais aglomerados.
  - O loteamento clandestino é responsável pelo aumento significativo da área ocupada pelo uso urbano.
- O aumento potencial da área ocupada pelos usos urbano-industriais, é muito elevado (≅190%);
  - As áreas de expansão urbana potenciais não contrariam significativamente os processos acima descritos, nomeadamente no que se refere ao crescimento ao longo da rede viária e não havendo uma definição clara de soluções para as áreas de carácter clandestino, para as quais se prevê aliás áreas de expansão.
- As alternativas viárias previstas para fazer face à deterioração das funções de circulação de determinadas estradas, vêm adensar a malha da rede constituída por vias de comunicação/áreas construídas e pela sua localização agravam potencialmente o carácter de continuidade das áreas urbano-industriais.

3. CENÁRIOS ALTERNATIVOS

Em face da situação descrita em 2., elaboram-se dois cenários alternativos.

O primeiro - Cenário Viabilizado (*cf.* Fig. 3) - corresponde à tradução no território das propostas consagradas nos planos, através de um elevado grau de impermeabilização do conjunto das áreas urbanizáveis, para-urbanas, turísticas, de extracção de inertes e canais, e que se considera constituir uma alternativa adversa à prossecução dos objectivos da Conservação da Natureza e uma ameaça à salvaguarda dos ecossistemas presentes, em face das suas principais consequências (PEREIRA, 1996):

- O enorme aumento da área impermeável, nomeadamente no que diz respeito ao crescimento das áreas urbanas (≅190%);
- O perpetuar da tendência de isolamento das áreas protegidas e nomeadamente do Parque Natural da Arrábida que, entre outras

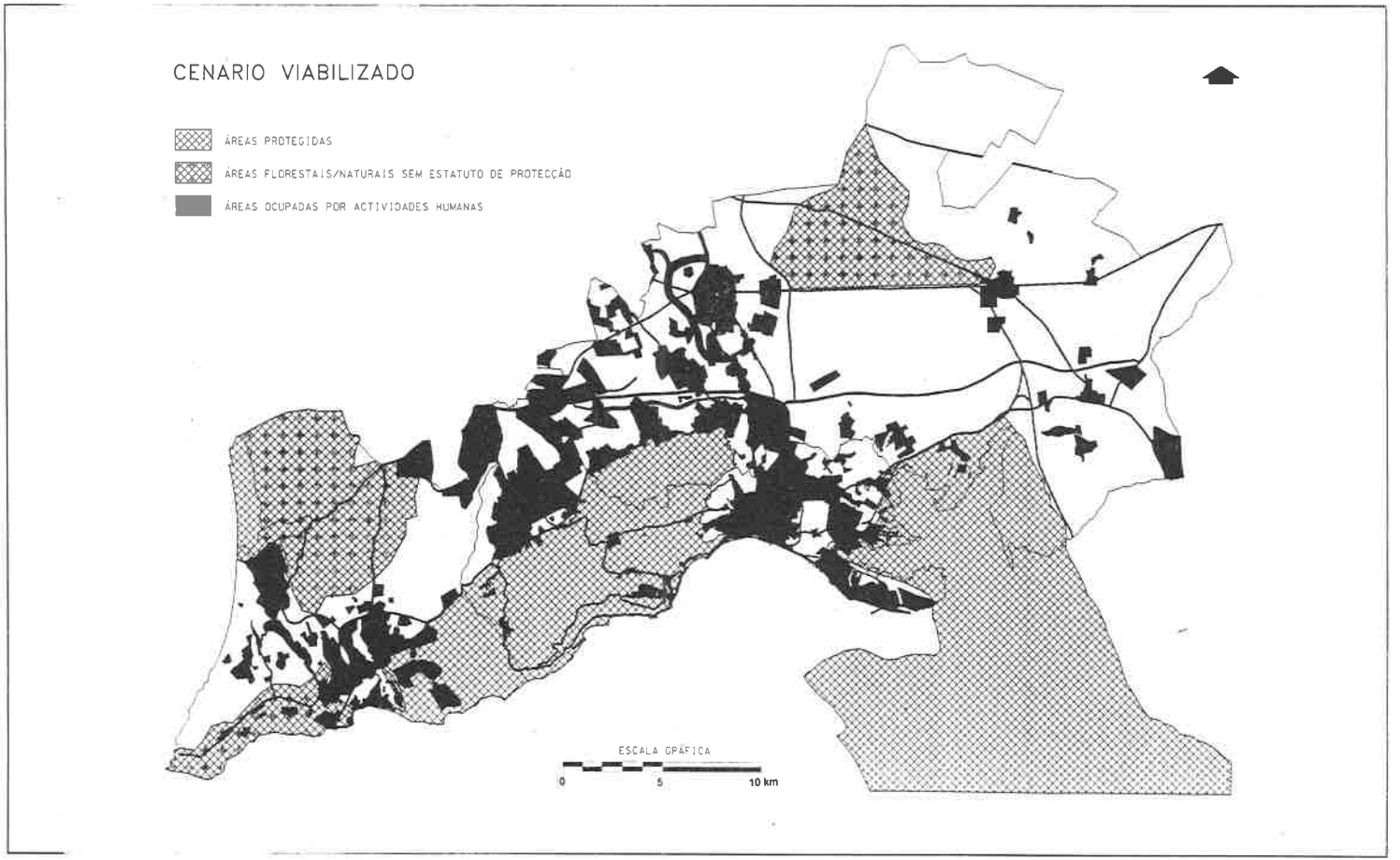


Fig. 3 - Cenário Viabilizado

implicações, reduzirá a sua resistência e resiliência relativas às eventuais perturbações naturais e/ou antropogénicas.

O segundo cenário - Cenário Sustentável (*cf.* Fig. 4) - propõe uma alternativa de planeamento para os concelhos de Sesimbra, Setúbal e Palmela, baseada na definição de uma Rede de Corredores Verdes (PEREIRA, 1996), cujas características mais importantes são:

- Contrariar a fragmentação e isolamento dos ecossistemas, aumentando a sua conectividade e favorecendo os fluxos de espécies indispensáveis à manutenção da biodiversidade (Smith, 1993; Thorne, 1993; Ahern, a publicar);
- Ser complementar de estratégias baseadas na criação de áreas protegidas;
- Apresentar elevado grau de flexibilidade e não exigir áreas excessivamente extensas;
- Permitir e favorecer a multiplicidade de usos (nomeadamente o recreio), nos espaços dedicados à Conservação da Natureza.

A Rede de Corredores Verdes compreende:

- Áreas Fundamentais;
- Áreas Complementares;
- Corredores Verdes.

As Áreas Fundamentais (*Core Areas*) constituem o cerne desta estratégia e incluem os ecossistemas pouco perturbados pela intervenção humana, que contêm os *habitats* mais importantes, do ponto de vista da Conservação da Natureza e que por estarem sujeitas a diversas pressões, nomeadamente pelo perigo de isolamento, devem ser protegidas e ligadas entre si. Na área de estudo consideram-se o Parque Natural da Arrábida - PNA, a Reserva Natural do Estuário do Sado - RNES, a Área de Paisagem Protegida da Arriba Fóssil da Costa da Caparica - APPAFCC, o prolongamento da Cordilheira da Arrábida entre Sesimbra e o Cabo Espichel e a Lagoa de Albufeira e envolvente.

As áreas complementares embora ecologicamente menos significativas que as anteriores, por apresentarem um grau de artificialização superior, englobam áreas importantes por conterem o potencial de serem melhoradas e por poderem constituir zonas tampão (*buffer*) das anteriores. Foram consideradas a Apostiça e Rio Frio, áreas de pinhal e de montado, respectivamente.
Os Corredores Verdes definidos estabelecem as seguintes ligações (*cf.* Fig. 4): Sesimbra/Espichel - APPAFCC; PNA - Sesimbra/Espichel; Sesimbra/Espichel - Apostiça; PNA - Lagoa de Albufeira/Apostiça; PNA - Estuário do Tejo e Lagoa de Albufeira - Estuário do Tejo (que embora o Estuário do Tejo se encontre fora da área de estudo se consideram ligações

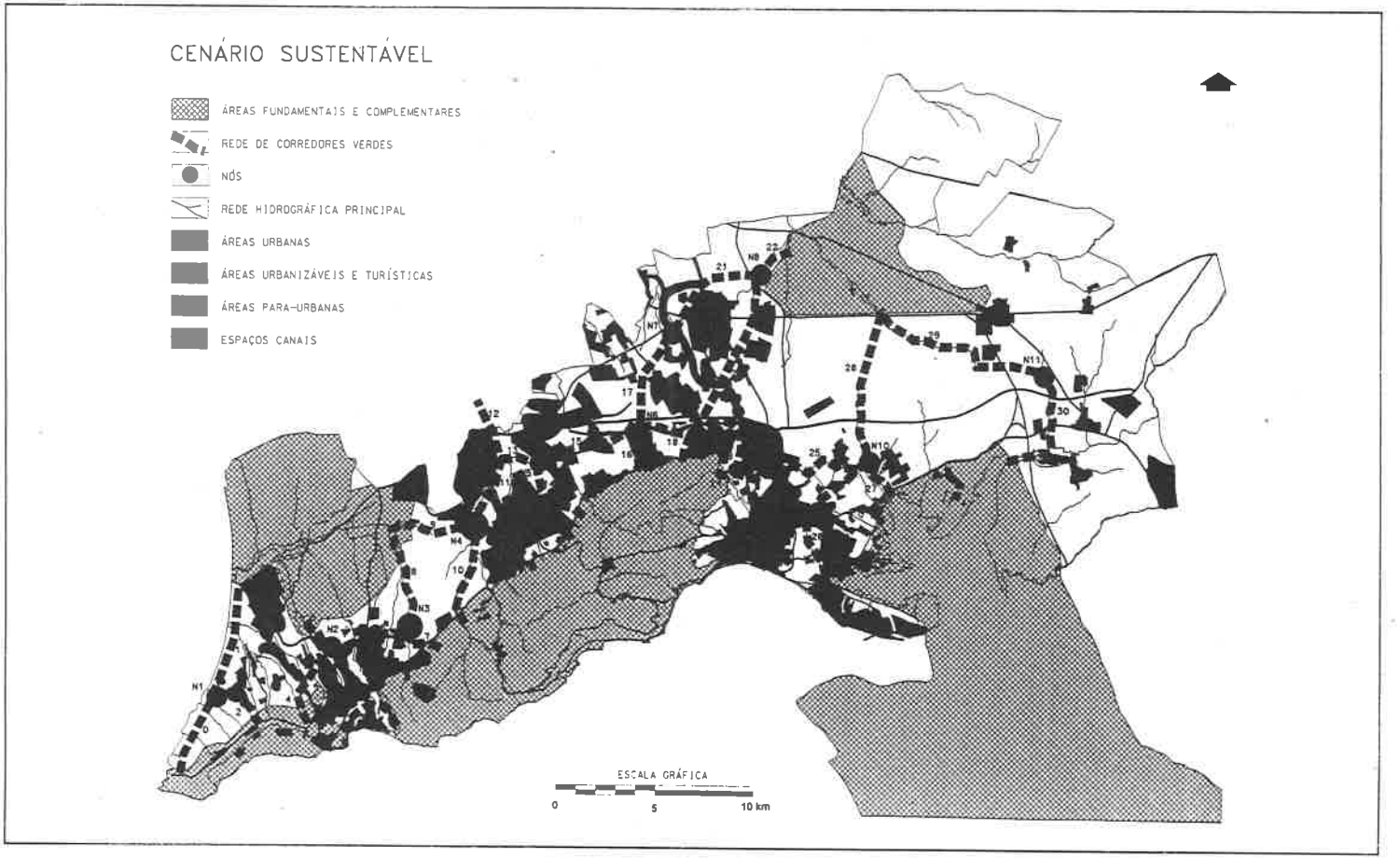


Fig. 4 - Cenário Sustentável

importantes); PNA - Rio Frio; PNA - RNES; RNES - Rio Frio. Os critérios subjacentes à sua definição são os seguintes:

- Interligar as Áreas Fundamentais e Complementares, reduzindo o seu isolamento em termos ecológicos;
- Maximizar a conectividade da Rede, para aumentar a sua eficácia como condutor (Forman e Godron, 1986);
- Maximizar a existência de *loops*, ou seja de circuitos fechados estabelecendo trajectos alternativos aos fluxos (Forman e Godron, 1986);
- Reduzir a vulnerabilidade das ligações definindo sempre que possível mais do que um corredor ente cada duas áreas;
- Maximizar a formação de nós, que constituem pontos de "paragem" e "abastecimento" das espécies (*relay nodes*) localizados maioritariamente nas intersecções dos corredores (Forman e Godron, 1986);
- Maximizar a integração de elementos lineares naturais como as linhas de água;
- Reduzir a conectividade potencial da rede urbano-viária, introduzindo corredores em zonas que possam futuramente reforçar a continuidade dessa rede, sempre que esta se considere nefasta;
- Minimizar os custos de implementação da rede, nomeadamente através da redução dos cruzamentos com a rede urbano-viária actual.

4. CONCLUSÕES

Da análise do processo de crescimento urbano característico das áreas metropolitanas constata-se que este coloca problemas específicos relativamente à Conservação da Natureza que uma estratégia baseada na criação de áreas protegidas por si só não consegue ultrapassar, necessitando de ser complementada por outras estratégias para que os objectivos subjacentes à sua criação possam ser alcançados.

Relativamente à área de estudo constata-se que em termos de planeamento duas situações se verificam (PEREIRA, 1996):

- O papel fundamental do planeamento regional na elaboração de estratégias que traduzam uma visão global dos problemas do ordenamento do território e na coordenação e compatibilização do planeamento local em função destas, não está a ser desempenhado eficazmente devido ao desfasamento temporal existente entre os diversos níveis de planeamento na região;
- O planeamento ao nível municipal não está a abordar a rede de Conservação da Natureza ao mesmo nível que os problemas

relativos à rede urbana e viária, denotando uma visão sectorial e não integrada do Ordenamento do Território que entre outras consequências provoca o isolamento de espaços como o Parque Natural da Arrábida. Outras áreas importantes são também descuradas, como a rede de recreio que deveria igualmente ser alvo de uma estratégia.

As estratégias emergentes da aplicação da disciplina da Ecologia da Paisagem ao planeamento, como a implementação de uma Rede de Corredores Verdes apresenta-se como uma alternativa complementar de estratégias de Conservação da Natureza, como as áreas protegidas, com elevado potencial de sucesso. A adopção desta estratégia na área de estudo afigura-se uma solução simultaneamente capaz de contrariar o isolamento do Parque Natural da Arrábida e com boas perspectivas de implementação na Área Metropolitana de Lisboa, uma vez que se baseia na utilização de áreas de reduzida extensão, que paralelamente podem ser afectas o outros usos compatíveis.

AGRADECIMENTOS

Agradece-se o apoio dado pelo Centro Nacional de Informação Geográfica nomeadamente ao seu Presidente Eng. Rui Gonçalves Henriques e ao Arqto. João Reis Machado e sua equipa.

REFERÊNCIAS

AHERN, J. 1995. Greenways as a planning strategy. Special Greenways issue, *Landscape and Urban Planning Journal* (expected pub.). 33 pp.

AMARAL, I. 1983. A cidade e o futuro. A propósito da explosão urbana mundial. *Memórias da Academia de Ciências de Lisboa. Classe de Letras.* Tomo **XXIII**. Lisboa. p. 147-158.

FORMAN, R.; GODRON, M. 1986. *Landscape ecology.* John Wiley & Sons, Inc. USA. 619 pp.

IUCN COMMISSION ON NATIONAL PARKS AND PROTECTED AREAS 1994. *Parks for life: action for protected areas in Europe.* IUCN. Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 154 pp.

PEREIRA, I. 1996. *Conservação da Natureza em Áreas Metropolitanas. Conflitos e estratégias de Planeamento.* MSc Thesis. UNL-FCT. Lisboa.

PLATT, R. 1994. The ecological city: introduction and overview. *The Ecological City: preserving and restoring urban biodiversity*. Platt, R.; Rowntree, R.; Muick, P. eds. Un. of Massachusetts Press. USA. p. 1-17.

SMITH, D. 1993. An overview of greenways : their history, ecological context, and specific functions. *Ecology of Greenways: design and function of linear conservation areas*. Smith, D.; Hellmund, P. eds. University of Minnesota Press. USA. p. 1-22.

THORNE, J. 1993. Landscape ecology. A foundation for greenway design. *Ecology of Greenways : design and function of linear conservation areas*. Smith, D.; Hellmund, P. eds. Un. of Minnesota Press. USA. p. 23-42.

VILLA, L. 1987. Evolucion metropolitana, cambio economico sectorial y distribuicion del tamaño de las ciudades. *Estudios Territoriales*, **23**. Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo. Madrid. p. 155-181.

WORLD COMMISSION ON ENVIRONMENT AND DEVELOPMENT 1989. *Uma Terra um mundo. O testemunho da Comissão Mundial para o Ambiente e Desenvolvimento*. MPAT. Lisboa. 60 pp.

'VERDES SÃO OS CAMPOS'... O MUNDO RURAL COMO RESERVA DE QUALIFICAÇÃO AMBIENTAL*

Elisabete FIGUEIREDO*

RESUMO:

Com esta comunicação pretende-se dar um contributo para a reflexão teórica em torno da problemática do mundo rural como reserva de qualificação ambiental. Procurar-se-á abordar brevemente a passagem do mundo rural de espaço produtor de alimentos a espaço cada vez mais entendido e valorizado (sobretudo pelos residentes não rurais) como 'guardião do ambiente'.

Como tem vindo a ser discutido por alguns autores os residentes rurais (particularmente aqueles que se encontram ligados à actividade agrícola) desenvolvem frequentemente uma percepção de tipo 'utilitário' face ao ambiente rural , enquanto que os residentes urbanos , por oposição, tendem a percepcionar e a avaliar o ambiente e a qualidade ambiental de um ponto de vista apreciativo e de cáracter 'estético'.

Estas diferenças de percepções e qualificações, correspondentes atitudes e práticas associadas parece dar o mote para o surgimento de uma nova dicotomia rural/urbano que se sobrepõe às tradicionais oposições baseadas em aspectos produtivos e culturais (e.g. a dicotomia agricultura/indústria ou a dicotomia tradicional/midernidade). Por outro lado, aquelas diferenças são susceptiveis de originar conflitos pelo uso do território e do ambiente rurais, que é necessário saber gerir.

PALAVRAS-CHAVE: Qualificação Ambiental; Espaço Rural; Reserva Cultural, Reserva Ambiental.

1. INTRODUÇÃO:

A questão da protecção e preservação do mundo rural e do seu ambiente é cada vez mais entendida, e colocada a vários níveis (político, social e económico), como uma questão essencial, não apenas em termos da sobrevivência das áreas rurais, mas também da sobrevivência da sociedade entendida globalmente. Sendo essencial, a questão não é, todavia, pacífica. efectivamente, estamos perante uma problemática bastante complexa que é susceptível de colocar em confronto uma vasta e diferenciada série de interesses, necessidades e aspirações de vários agentes económicos e sociais, instituições e entidades oficiais.

A crescente qualificação ambiental do mundo rural decorre da cada vez maior valorização e preocupação global com o ambiente. Esta valorização e preocupação conduziu, ao longo dos tempos, a uma mudança fundamental na forma como os espaços rurais são definidos e na forma como são simbolizados e apreendidos.

A questão do mundo rural como reserva ambiental a preservar coloca, igualmente, os problemas da definição do que é o 'bem comum' e da legitimidade das acções institucionais (exteriores ao mundo rural) de protecção, que muitas vezes são implementadas sem atender às necessidades e interesses das populações.

---

* Alguns pontos da presente comunicação foram já apresentados ao III Congresso Português de Sociologia, Lisboa , Fundação Calouste Gulbenkian; Fevereiro de 1996

* Socióloga. Assistente no Departamento de Ambiente e Ordenamento - Universidade de Aveiro. Telf. 34.370200. Fax. 34.29290. E.mail: Elisa@dao.ua.pt.

Dentro de um quadro complexo, preenchido por interesses e necessidades divergentes é particularmente importante reflectir sobre alguns aspectos:

i) como é que o mundo rural adquiriu maior significado e relevância social como 'guardião' da qualidade ambiental?

ii) como compreender e tipificar as várias atitudes e interesses (de rurais, de urbanos e do Estado) em relação a essa nova função do mundo rural?

iii) que tipo de consequências ocorrem para as áreas rurais da crescente valorização social de que são alvo, devido à sua qualidade ambiental?

iv) que tipo de estratégias de gestão poderão ser implementadas para reduzir os conflitos de usos, interesses e percepções face ao ambiente rural dos vários agentes envolvidos?

Mais do que dar resposta a estas questões, pretende-se contribuir para a sua discussão.

2. O MUNDO RURAL EM TRANSFORMAÇÃO: DE PRODUTOR DE ALIMENTOS A GUARDADOR DE PAISAGENS

Nos últimos anos tem crescido o reconhecimento de que a sociedade rural é um valor a preservar em benefício da sociedade entendida globalmente, tendo em conta as várias funções e oportunidades que possui[1]. A este reconhecimento subjaz a noção de que "*as áreas rurais não são apenas locais em que as pessoas vivem e trabalham, mas desempenham funções vitais para a sociedade entendida como um todo*" (CCE, 1988), que por sua vez tem origem no processo multivariado de transformações sofridas pelo mundo rural.

Sabemos que, ao longo de várias décadas, o espaço rural foi marginalizado, integrado e valorizado, correspondendo estas fases primeiro a uma situação dicotómica (o rural definido por oposição a urbano, como o seu negativo), depois a uma situação de 'continuum' (que em termos práticos continuou a demarcar os dois espaços) e, finalmente, nos dias de hoje, a uma situação de valorização social crescente que corresponde à (re)descoberta dos espaços rurais como reservas de heranças culturais e sociais únicas (e.g. CCE, 1988; FIGUEIREDO e ROSA PIRES, 1992; FIGUEIREDO, 1993, 1994 e 1995a)

A estas diferentes fases correspondem diferentes percepções sociais do mundo rural que, no campo das representações, passam do entendimento desse mundo como 'negação da modernidade' pelo apego às tradições, para o seu entendimento como 'herança a preservar' paradoxalmente devido a esse mesmo apego às tradições e à perpetuação do modo de viver camponês e rural.

---

[1] Para além da sua função tradicional de espaço produtor de alimentos e de matérias-primas, as dimensões de espaço de recreio e lazer, de conservação de certas tradições culturais, de preservação do ambiente natural... são dimensões cada vez mais valorizadas pela sociedade em geral.

As descontinuidades territoriais, económicas e sociais provocadas pela expansão da urbanização e industrialização originaram movimentos a favor da preservação da sociedade rural, em oposição a um processo de desenvolvimento que propunha (impunha?) a massificação da sociedade e a degradação de certos valores culturais, sociais e ambientais[2]. Deste modo, começa a entender-se a ruralidade como 'reserva moral e cultural' (e.g. CHAMBOREDON, s.d.), i.e., já não a ruralidade como sinónimo de uma condição concreta de oposição ou marginalização relativamente ao processo de modernização da sociedade global, mas antes como sinónimo de uma noção (mais abstracta) que remete para um conjunto de diferentes modos de relação entre os individuos (e.g. FIGUEIREDO, 1994).

De espaço que, num primeiro momento, se diferenciava e se definia pela sua função de produtor de alimentos, a espaço que era integrado no modelo de desenvolvimento de natureza urbano-industrial de acordo com a sua capacidade produtiva, o rural é hoje entendido não apenas por essa sua função[3], mas sim, e como referimos já, por todo um conjunto de capacidades e potencialidades que lhe são reconhecidas (e.g. O'CINNEIDE, 1991; OCDE, 1993).

Por estas razões, o mundo rural adquire cada vez mais um valor simbólico, que decorre também de algumas características que tradicionalmente atribuidas e que funcionam como uma espécie de quadro de valores de referência para os indivíduos urbanos, uma espécie de 'reserva da memória do passado'. Esta representação do mundo rural como 'reserva moral e cultural' tem como face visível a crescente procura e consumo dos espaços rurais que se pretendem, quase sempre "*imóveis e embalsamados* [através da perpetuação das tradições, da criação de museus etnográficos] *porque os mais belos museus são aqueles em que as maquetes são realmente vivas e animadas, as reservas onde o passado camponês* [e rural] *e os camponeses do passado sobrevivem*" (CHAMBOREDON, s.d.). Tudo isto contribui para que, como refere ainda CHAMBOREDON (s.d.) a paisagem rural e os habitantes rurais se constituam como *"objectos de apropriação estética"* que é necessário proteger e preservar.

A identificação (sobretudo por parte dos urbanos, mas também em certa medida, por parte do Estado) do mundo rural como 'objecto estético' está intimamente relacionada com o crescimento económico, o aumento do nível e da qualidade de vida que ele porporcionou e, ainda, com o advento da sociedade de consumo. Estes aspectos conduzem a que "*os membros das sociedades industrializadas concebam os espaços naturais e rurais que escaparam à agricultura mecanizada e à urbanização,*

---

[2] Estes movimentos inscrevem-se na filosofia de Maio de 68; materializam-se na busca de modos de vida alternativos, mais autênticos, nos movimentos de 'retorno à natureza ' e nos 'emigrantes da utopia' (e.g. PICON, 1992)

[3] Em grande parte das áreas rurais que hoje se consideram mais representativas da 'herança cultural e natural' a preservar, a função de produtoras de alimentos ou matérias-primas, é uma função irrelevante, dadas as perdas em termos sociais e económicos dessas actividades, particularmente da actividade agrícola.

como objectos de consumo, como espaços propiciadores de fugas ao seu quadro de vida quotidiano" (PICON, 1992).

Aliado ao simbolismo cultural e moral do espaço rural surge, assim, o seu "*simbolismo ambiental*" (BUTTEL e FLINN, 1992). Mas as questões do ambiente emergem sobretudo no seio das sociedades urbanas, nas grandes cidades e nas regiões mais industrializadas. Como refere MORMONT (1994) "*na sua dinâmica original* [estas questões] *não são rurais, não são postas pelas populações rurais a propósito do seu quadro de vida ou do seu modo de desenvolvimento. Mas, cada vez mais elas dizem respeito ao espaço rural e orientam as políticas públicas que condicionam o desenvolvimento rural. Este paradoxo é uma chave fundamental na leitura da relação entre ambiente e desenvolvimento rural, dos conflitos, mas também das oportunidades que aquela relação origina*". Estas questões têm como reflexo a necessidade socialmente sentida de preservar o ambiente (rural e não rural), necessidade que se traduz na crescente procura social de bens relacionados com o ambiente e com a natureza[4]. Essa procura não é, no entanto, homogénea, assim como também não o é o consumo posterior desses bens ambientais, já que depende da classe social, do local de residência, dos níveis de escolaridade, entre outros factores[5].

3. RURAIS, URBANOS, ESTADO E AMBIENTE RURAL - TRÊS PERSONAGENS, UM MESMO CENÁRIO

À crescente procura e consequente consumo do mundo rural e como espaço natural está subjacente, segundo MATHIEU e JOLLIVET (1989), o estabelecimento frequente do paralelismo "*o ambiente é a natureza e a natureza é o campo*". Este paralelismo é, segundo os mesmos autores, uma equação citadina bastante usual mas não exacta. Isto porque o ambiente não é apenas - e sem dúvida não prioritáriamente - os campos, os bosques, as ribeiras ... enfim, tudo o que é simbolizado como 'paisagem rural'... o ambiente são igualmente as florestas tropicais, os oceanos ou ainda a atmosfera. Por outro lado, a natureza rural "*é bem menos natural do que aparenta*" (MATHIEU e JOLLIVET, 1989).

Para além da natureza rural não ser toda a natureza, ela não diz também apenas respeito aos rurais. Existe, como já referimos, um outro olhar sobre a natureza rural que se tem, inclusivamente, revelado mais importante do que o seu: o olhar dos urbanos e o olhar do Estado. Este duplo olhar exterior é, como salientam ainda

---

[4] A respeito da procura social de bens da natureza, ver, entre outros, THIEBAUT (1989).

[5] A propósito dos factores que são apontados como responsáveis por uma procura e um consumo diferenciados dos bens ambientais e das percepções diversas da qualidade ambiental, ver por exemplo GODARD (1989); DUNLAP e JONES (1992) e DUNLAP (1995).

MATHIEU e JOLLIVET (1989) aquilo que verdadeiramente tem instituido o rural como natureza, como amenidade, como ambiente a preservar e a proteger.

Há, portanto, interesse p´blico e institucional em salvaguardar o ambiente e a paisagem rural. É curioso salientar aqui a transformação das concepções de paisagem e de natureza ao longo dos tempos[6]. No século XVI a paisagem era entendida como "*parte de uma região que a natureza apresenta ao observador*", um século mais tarde era encarada como um "*quadro representando a natureza, onde as figuras dos homens, animais e construções não são mais do que simples acessórios*" (LIZET, 1991). Actualmente, a noção de paisagem e de natureza pressupõe o elemento natural, mas também o elemento humano e "*resulta de uma estetização de um lugar, da lógica social que o organiza (...) da experiência sensivel , de vivência quotidiana e comunitária num território trabalhado material e simbólicamente*" (LIZET, 1991).

Entendidos desta forma os conceitos de paisagem e natureza´ identificam-se prioritáriamente com o mundo rural. Em oposição à cidade, surgem, nas representações dominantes, as sociedades rurais marginalizdas já que a natureza não se concebe mais apenas como espaço natural, mas sim como espaço constuituido "*pelas relações mais arcaicas entre os homens e o meio*" (PICON, 1992). Por outro lado, a degradação dos meios urbanos e industrializados ou do ambiente global , confere às regiões rurais novos valores - "*o facto de a qualidade da paisagem ser crescentemente valorizada por largas faixas de cidadãos ou consumidores, activa redes de interdependência com a sociedade englobante. Numa palavra, a sociedade urbana moderna redescobre, a partir do carácter limitado dos recursos, as funções ecológicas que o espaço rural assegura*" (MORMONT, 1994).

Para os rurais, o ambiente, a natureza que os rodeia faz parte do seu quotidiano, das suas condições de vida, é encarado mais como um recurso do que como 'objecto estético', como elo de ligação Homem-natureza. Este elo é, para os rurais (e particularmente para os agricultores, um dado adquirido nas suas atitudes e práticas diárias. O ambiente assume, para grande parte dos habitantes rurais, um estatuto de 'vulgaridade', já que resulta e está presente da/na vivência quotidiana e nas interrelações que são estabelecidas com os outros e com o espaço (e.g. SAUTTER, 1991).

Existe, então, uma diferença não negligenciável na forma como é qualificado o ambiente rural por rurais, urbanos e pelo Estado. Dissemos já que o olhar (leia-se também os interesses, as necessidades) dos urbanos e do Estado sobre o ambiente rural tem sido mais importante do que os dos próprios rurais. Isto pode ser visivel, por exemplo, através da análise da instituição de certos tipos de áreas protegidas, em que

[6] Esta transformação é importante para a compreensão das razões porque, actualmente, o mundo rural é valorizado pela sociedade em geral.

a protecção implica quase sempre restrições aos usos habituais do território e dos recursos naturais pela população local e é encarada como estando sobretudo ao serviço de "*um Homem traumatizado pela artificialização do seu quadro de vida* " (PICON; 1992), i.e. o Homem urbano. À natureza 'vulgar', vivida no quotidiano, os rurais vêem assim cada vez mais substituir-se a natureza 'regulamentada' ou 'institucionalizada'.

Nos últimos anos, alguns estudos[7] têm tentado examinar os efeitos do local de residência (rural e urbana) no nível de preocupação com a qualidade do ambiente. Tais estudos demonstram que, em geral, os residentes urbanos demonstram maiores preocupações do que os residentes rurais com a preservação e protecção do ambiente rural e com a sua qualidade. Isto pode ser explicado, em parte, pelo facto de os residentes urbanos estarem "*mais expostos a problemas ambientais mais sérios, já que alguns desses problemas tendem a intensificar-se com densificação da população (e.g. a poluição atmosférica, o ruído, a poluição das águas, etc)*" (DUNLAP e TREMBLAY Jr. (1978). Outros estudos concluem que existem igualmente diferenças entre rurais agricultores e rurais com outro tipo de ocupação profissional[8]. Assim, os primeiros parecem demonstrar menores preocupações com a preservação do ambiente e com a sua qualidade do que os segundos. Isto poderá ser explicados por aspectos como a maior e mais particular relação dos primeiros com a terra, como os elementos naturais dos quais depende a sua actividade.

Outro argumento frequente na explicação das diferenças de atitudes face ao ambiente de rurais e de urbanos, é o de que os residentes rurais (mais uma vez, particularmente os agricultores) desenvolvem atitudes de carácter 'utilitarista' em relação ao ambiente e são essas atitudes que fazem com que demonstrem menores preocupações com a qualidade desse mesmo ambiente. Os residentes urbanos, por seu lado , têm atitudes de carácter mais 'estético' e 'apreciativo' relativamente ao ambiente, particularmente ao ambiente rural.

Esta perspectiva 'anti-utilitarista' dos urbanos face ao ambiente tende, como refere MORMONT (1994) a "*sacralizar partes da natureza (...) Esta perspectiva é estranha às relações que os rurais mantém com o seu território que é, para eles, antes de tudo um recurso, um meio difícil, por vezes hostil, do qual depende a sua vida e a sua sobrevivência*" .

Em Portugal a relação entre local de residência , tipo de ocupação profissional e atitudes e comportamentos face ao ambiente ainda não está estudada, mas algumas evidências empírcas parecem querer demonstrar que a situação não será muito diferente da observada em outros países.

---

[7] Entre eles, os estudos de BUTTEL e FLINN (1977); DUNLAP e TREMBLAY Jr. (1978); LOWE e PINHEY (1982); WILLIAMS e MOORE (1991) e McBETH e FOSTER (1994).

[8] Existindo ainda, segundo alguns autores, diferenças importantes no que se refere à preocupação com o ambiente, entre agricultores proprietários e agricultores não proprietários de explorações agrícolas (e.g. WILLIAMS e MOORE, 1991).

Em Portugal é possivel confirmar, parcialmente[9], que os habitantes de áreas rurais revelam uma menor sensibilidade relativamente aos problemas ambientais, o que parece indicar que existe no nosso país uma correlação entre percepção do ambiente e tipo de 'habitat'. Em Portugal, observamos então que a "*sensibilidade ambiental cresce com a densificação*" (PNPA, 1994) e que "*tendencialmente o grau de preocupações ambientais aumenta com os estratos sociais mais elevados e também com os escalões etários mais baixos, crescendo ainda com a complexificação urbana. Os habitantes das cidades portuguesas revelam não só amiores preocupações com o ambiente, como atribuem a pior classificação aos seus ambientes locais*" (MANSINHO e SCHMIDT, 1994)[10].

Por outro lado, e segundo os mesmos dados, ao nível do discurso sobre os problemas do ambiente global, os rurais (aqui, tal como os urbanos), identificam como tarefa importante a protecção e preservação do ambiente, mas não identificam a sua área de residência como ambientalmente problemática, i.e, como área a proteger e a preservar, assim como geralmente tendem a não identificar as suas práticas como ambientalmente nocivas. Isto acontece porque, devido às particulares relações com o ambiente, os rurais entendem muitas vezes a protecção e a preservação como significando estaganação e inviabilização do desenvolvimento. A noção da preservação em nome do 'bem comum' é, como referimos, uma noção estranha para a generalidade dos rurais (e.g. MORMONT, 1994).

Do que se disse anteriormente, face às diferentes procuras e consumos do ambiente rural , estamos aparentemente perante o surgimento de uma nova dicotomia rural/urbano que é essencialmente uma oposição de necessidades/interesses/valores/representações de rurais e de urbanos.

Estas oposições são susceptiveis de provocar conflitos de vária ordem entre os diversos agentes envolvidos (rurais, urbanos e o próprio Estado), já que todos eles apresentam interesses e necessidades específicas que desejam ver salvaguardadas e dado que todos eles possuem representações e atitudes bastante diversas relativamente à necessidade de protecção e gestão do ambiente em áreas rurais.

Os agricultores e os rurais em geral, detêm determinados interesses - a natureza e o ambiente constituem para eles a base imprescindivel da produção, dos seus rendimentos e da sua própria organização social. Possuem do ambiente uma visão 'utilitária' - a natureza é valorizada como utensílio, como instrumento: é uma natureza 'vivida'.

Os urbanos, ou os "*utentes secundários*", como lhes chama CADORET (1989) encaram o ambiente rural como uma paisagem a conservar e o mundo rural como um modo de vida a perpetuar; encaram-no como uma herança que é necessário não

[9] Através dos dados do Eurobarómetro 37.0 - CCE (1992)
[10] Conclusões também retiradas a partir dos dados do Eurobarómetro 37.0 - CCE(1992)

delapidar. Como já mencionámos, estes 'utentes secundários' procuram nas áreas rurais o tradicional e o autêntico, i.e., desejam um certo tipo de paisagem e de natureza rural. Ora, aspectos como a perpetuação das tradições , 'folclore' e autenticidade são, muitas vezes, encarados pelos rurais como incompatíveis com o desenvolvimento.

O Estado (também, e quase por definição, urbano) - para o qual o ambiente rural tem sido um lugar de conflitos que é necessáriogerir, tendo em conta os diversos interesses e forças de cada um dos agentes e utentes - acaba por definir uma natureza 'institucional' e 'regulamentada' que é , quase sempre e necessáriamente, diferente da natureza 'vivida' pelos rurais e da natureza 'desejada' pelos urbanos.

Há, assim, "*uma diversidade de relações com a natureza e com o campo que, frequentemente, são relações de concorr~encia e de competição entre os vários usos, as várias representações do ambiente. O espaço rural torna-se assim palco da competição entre os diferentes usos da natureza, cada um deles decorrendo de uma "cultura da natureza", de percepções e de preferências culturalmente marcadas*" (MORMONT, 1994).

4. CONCLUSÃO - A GESTÃO DAS DIFERENÇAS: ALGUNS CONTRIBUTOS PARA A DEFINIÇÃO DE UMA POLÍTICA DE AMBIENTE PARA AS ÁREAS RURAIS

Aparentemente, como se disse, todas as questões anteriormente salientadas, conduzirão a uma nova dicotomia rural/urbano, no que se refere aos usos e às representações do ambiente rural, à sua protecção e à sua gestão. Aparentemente também, o Estado e os residentes em áreas urbanas têm tido maior importância na determinação da protecção do ambiente em áreas rurais do que os seus habitantes.

Conduzirão todas estas aparências a uma nova 'submissão' e integração selectivas do mundo rural aos/nos modelos de desenvolvimento dominantes, agora assentes na protecção dos recursos naturais a qualquer preço, mesmo ao preço do sacrificio da voz e das vontades das populações rurais?

Esta questão impõe-se porque, de facto, até agora a racionalidade dominante *"tende a 'folclorizar' as culturas locais, segundo mecanismos patrimoniais e meseográficos"* (LIZET, 1991) esquecendo frequentemente o ponto de vista dos habitantes. este modelo não tem, no entanto e por isso mesmo, dado os frutos desejados. Impõe-se novas estratégias de protecção que permitam gerir e integrar as diferenças, i.e., uma protecção assente numa estratégia mais participativa dos vários agentes envolvidos.

Alguns aspectos fundamentais para gerir as diferenças de usos e representações do ambiente rural e para implementar uma política de protecção bem conseguida

passam pelo desenvolvimento de novas metodologias de análise que tenham em conta vários factores (e.g. MORMONT, 1994):

i) a elaboração de um inventário dos recursos naturais actuais e/ou potenciais existentes, suas formas de manutenção e gestão - o que permitirá instituir o ambiente como 'capital colectivo';

ii) determinar os usos e os utentes actuais e possiveis desses recursos naturais;

iii) definir as funções ecológicas dos lugares. este procedimento supõe que sejam reconhecidos os 'serviços' ecológicos que uma área rural fornece a outras árease à sociedade global e pode justificar a instituição de formas de compensação económica pelo desempenho dessas funções ecológicas;

iv)tomar em consideração as preferências e as diferenças culturais, dado que o *"valor de uma paisagem deriva mais de uma escolha social/cultural do que de uma análise objectiva"* (MORMONT, 1994).

Por outro lado, uma das formas de gestão do ambiente rural pode ser implementada através do aproveitamento e potenciação da capacidade de gestão colectiva dos recursos que caracterizou (e caracteriza ainda, em alguns casos) as áreas rurais.

O ambiente não é um objecto, é antes a consequência de uma série bastante complexa de relações entre os elementos, entre o Homem e o seu meio. Assim, a sua gestão deve implicar que sejam tomadas em consideração várias actividades, que se tornem compatíveis diversos interesses, que se associem conhecimentos e competências muito variadas.

Como refere ainda MORMONT (1994) *"redes familiares e de interconhecimento à escala da colectividade ou da região podem ser reactualizadas na gestão do ambiente"*. Esta gestão ao nível local supõe, no entanto, algumas inovações - a criação de novos grupos e associações, a formação dos actores face aos objectivos e aos métodos da protecção. Tudo isto terá que ser implementado, evidentemente, com o auxílio de várias associações de carácter voluntário ou profissional, exteriores ao meio, e que desempenhem o papel fundamental de impulsão, de animação e formação das várias redes a desenvolver.

Há alguns bons exemplos, em paises como a Bélgica ou a França, de iniciativas com estas características - os 'contracts-nature' ou os 'contracts-riviére' - que são procedimentos mais ou menos formalizados, mas de carácter voluntário. Nestes procedimentos, animados geralmente por uma associação local e por técnicos exteriores, os diferentes actores interessados no uso, na gestão e protecção da natureza ou de um rio, reunem-se para negociar sobre um projecto ou uma carta que define os objectivos da protecção e da gestão, assim como o lugar de cada interveniente nessa protecção e gestão. Estes contractos têm vindo a constituir-se, nos países e regiões em que foram implementados, como extraordinários

instrumentos de política para a protecção e gestão ambiental participada. Esta realidade torna-os merecedores de análise e reflexão mais aprofundadas, no sentido de poderem ser adaptados a outras regiões e a outros países onde se verifiquem o mesmo tipo de dificuldades de implementação de uma política concertada de protecção e gestão do ambiente.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS:

BUTTEL, F.H. e FLINN, W.L. (1977) *"Conceptions of Rural Life and Environmental Concern"* in RURAL SOCIOLOGY, Vol. 42, nº 4

BUTTEL, F.H. e FLINN, W.L. (1992) "*Environmentalization:Origins, Processes and Implications for Rural Social Change"* in RURAL SOCIOLOGY, Vol. 57, nº 1

CADORET, A. (1989)*"Gérer la Nature, le Rural et le Reste: Réflexions à Plusiers Voix"* in MATHIEU, N. e JOLLIVET, M. DU RURAL À L'ENVIRONNEMENT - LA QUESTION DE LA NATURE AUJOURD'HUI, Paris, L'Harmattan

CCE (1988) *"The Future of Rural Society"* in BULLETIN OF THE EUROPEAN COMMUNITIES,4/88, Bruxelas

CCE - DG XI (1992) EUROPEANS AND THE ENVIRONMENT, INRA /ECO

CHAMBOREDON, J.C. (s.d.) *"Les usages Urbains de l'Espace rural: Du Moyen de Production au Lieu de Recreation"* in REVUE FRANÇAISE DE SOCIOLOGIE (...)

DUNLAP, R.E. e TREMBLAY Jr, K.R. (1978) " *Rural Urban Residence and Concern with Environmental Quality - A Replication and Extension"* in RURAL SOCIOLOGY, Vol. 43, nº 3

DUNLAP, R.E. e JONES, E. (1992) "*The Social Bases of Environmental Concern: Have they Changed over time?"* in RURAL SOCIOLOGY, vol. 57, nº1

DUNLAP, R.E. (1995) *"Public Opinion and Environmental Policy"* in LESTER, J.P. (Ed.) ENVIRONMENTAL POLITICS AND POLICY - THEORIES AND EVIDENCE, London, Duke University Press, (2nd Edition)

FABIANI, J.L. (1989) *"La Nature, L'Action Publique et la Regulation Sociale*" in MATHIEU, N. e JOLLIVET, M. DU RURAL À L'ENVIRONNEMENT - LA QUESTION DE LA NATURE AUJOURD'HUI, Paris, L'Harmattan

FIGUEIREDO, E. e ROSA PIRES, A. (1992) "*O Desenvolvimento Rural e a Questão Ambiental"* in ACTAS DA III CONFERÊNCIA NACIONAL SOBRE A QUALIDADE DO AMBIENTE, Aveiro, DAO-Universidade de Aveiro

FIGUEIREDO, E. (1993) O DESENVOLVIMENTO RURAL EM QUESTÃO: DAS NOVAS CONDIÇÕES ÀS NOVAS POLÍTICAS, Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro

FIGUEIREDO, E. (1994) *"O Espaço Rural em Questão: Contributos para uma Reflexão em torno do Conceito de Ruralidade"* in RURÁLIA, nº3

FIGUEIREDO, E. (1995a) "*Uma Visão Global sobre o Desenvolvimento Rural"* III ENCONTRO DA ASSOCIAÇÃO PORTUGUESA DE DESENVOLVIMENTO REGIONAL, Faculdade de Economia da Universidade do Porto, Porto

FIGUEIREDO, E. (1995b) *"Porquê Sensibilizar o Mundo Rural para a Protecção do Ambiente?*", comunicação por convite apresentada ao Colóqui AGRICULTURA E AMBIENTE - O FUTURO., Coimbra, DRARN/CCRC

GODARD, O. (1989) "*Jeux de Natures: Quand le Debat sur l'Efficacité des Politiques Publiques* Contient la Question de Leur Légitimité" in MATHIEU, N. e JOLLIVET, M. (Org.) DU RURAL À L'ENVIRONNEMENT - LA QUESTION DE LA NATURE AUJOURD'HUI, Paris, ARF Editions/l'Harmattan

GREER, J.V. (1991) *"The Rural Environment: Asset or Constraint?"* in FIRST INTERNATIONAL SCHOOL OF RURAL DEVELOPMENT, U.C.G. , Galway

GREIDER, T. e GARKOVICH, L. (1994) "*Landscapes: The Social Construction of Nature and the Environment"* in RURAL SOCIOLOGY, Vol. 59, nº 1

LIZET, B. (1991) "*De la Campagne à la 'Nature Ordinaire' - Génie Ecologique, Paysages et traditions Paysannes"* in ÉTUDES RURALES, nº 121-124

LOWE, G.D. e PINHEY,T.K. (1982) *"Rural Urban Differences in Support for Environmental Protection"* in RURAL SOCIOLOGY, vol. 47, nº1

LUGINBUHL, Y. (1989) *"Le Rural pour Repenser la Nature"* in MATHIEU, N. e JOLLIVET, M. DU RURAL À L'ENVIRONNEMENT - LA QUESTION DE LA NATURE AUJOURD'HUI, Paris, L'Harmattan

MANSINHO, M.I. e SCMIDT, L. (1994) *"A Emergência do Ambiente nas Ciências Sociais - Análise de um Inventário Bibliográfico"* in ANÁLISE SOCIAL, Vol. , nº

MARN (1994) PLANO NACIONAL DE POLÍTICA DO AMBIENTE (versão preliminar), Lisboa, MARN

MATHIEU, N. e JOLLIVET, M. (1989) *"De La Question de la Nature à la Question de l'Environnement"* in MATHIEU, N. e JOLLIVET, M. DU RURAL À L'ENVIRONNEMENT - LA QUESTION DE LA NATURE AUJOURD'HUI, Paris, L'Harmattan

McBETH, M. e FOSTER, R.H. (1994) *"Rural Environmental Attitudes"* in ENVIRONMENTAL MANAGEMENT, Vol. 18, nº3

MORMONT, M. (1994) *"La Place de l'Environnement dans les Strategies de Development Rural en Europe"* in CEDRE - TERRITOIRES D'EUROPE - VOL. II - ELEMENTS FUNCTIONNELS DE STRATEGIES REGIONALES EN FAVEUR DU MONDE RURAL, Junta de Castilla y Leon/FEDER

O'CINNEIDE, M. (1991) *"Rural Development: A Synthesis"* in FIRST INTERNATIONAL SCHOOL OF RURAL DEVELOPMENT, U.C.G. , Galway

OCDE (1993) WHAT FUTURE FOR OUR COUNTRYSIDE? - A RURAL DEVELOPMENT POLICY, Paris, OCDE

PICON, B. (1992) *"Le Citoyen, le Savant, le Journaliste et le Politique"* in JOLLIVET, M. (Dir.) SCIENCES DE LA NATURE, SCIENCES DE LA SOCIÉTÉ - LES PASSEURS DE FRONTIÉRES, Paris, CNRS Editions

SAUTER, G. (1991) *"Paysagismes"* in ÉTUDES RURALES, nº 121-124

THIEBAUT, L. (1989) *"Une Demande en Quête d'Acteurs: La Demande Sociale des Biens de Nature"* in MATHIEU, N. e JOLLIVET, M. (Org.) DU RURAL À L'ENVIRONNEMENT - LA QUESTION DE LA NATURE AUJOURD'HUI, Paris, ARF Editions/L'Harmattan

WILLIAMS, J.A. e MOORE, H.A. (1991) *"The Rural Urban Continuum and Environmental Concern"* in GREAT PLAINS RESEARCH, nº1

CONTRIBUIÇÃO METODOLÓGICA PARA A GESTÃO DAS ÁRVORES DE ALINHAMENTO E ESPAÇOS VERDES NO CONCELHO DA AMADORA.

C. BATISTA[1], G. A. SANTOS [2], M. T. CABRAL[3] e S. A. GASPAR [4]

RESUMO

Floresta Urbana é o conjunto das árvores que se encontram associadas às áreas urbanas. No concelho da Amadora era prioritária a realização de um trabalho que permitisse obter um conhecimento do património arbóreo existente e das suas necessidades em termos de ordenamento. Assim, realizou-se o inventário de todas as árvores de alinhamento e de espaços verdes sob responsabilidade camarária. Anotou-se em ficha de campo os dados referentes à localização das árvores, sua identificação taxonómica, condição física e relação com o meio envolvente. Inventariaram-se 10325 árvores, distribuidas por 88 géneros e 129 espécies. Destas 74 % eram adultas e 26 % jovens. O género *Populus* sp. era o mais representado. Das árvores inventariadas 87,9 % estavam em boa condição e 1,9 % mortas. Compararam-se estes resultados com outros obtidos em Portugal e no estrangeiro. Sugere-se a intervenção pontual em termos de prevenção, tratamento e cirurgia bem como a actualização periódica do inventário.

Palavras-chave: Silvicultura Urbana, Amadora, Espaço Urbano, Inventário.

1. INTRODUÇÃO

A existência de espaços verdes e de árvores nos arruamentos são hoje aspectos considerados fundamentais para a melhoria do ambiente e qualidade de vida nas cidades. A necessidade de gestão deste património levou a que a Divisão de Espaços Verdes da Câmara Municipal da Amadora nos propusesse a realização do inventário de todas as árvores dos arruamentos e espaços verdes do concelho (localizado na área metropolitana de Lisboa). Este projecto permitiu aplicar e desenvolver uma metodologia pouco experimentada e divulgada em Portugal. Em função dos dados obtidos é possivel definir prioridades, programar intervenções periódicas e elaborar um plano de gestão a longo termo.

[1] Engª Silvicultora e Arqtª Paisagista, Câmara Municipal da Amadora.
[2] Engº Florestal, Delegação Florestal do Alentejo.
[3] Engª Silvicultora, Investigadora Coordenadora da Estação Florestal Nacional - Oeiras.
[4] Engº Florestal Estagiário, Instituto Superior de Agronomia/*Expo'98*.

1.1 O inventário de árvores de arruamento e espaços verdes

O termo Silvicultura Urbana refere-se à gestão das árvores tendo em conta as contribuições da ecofisiologia, da sociologia e da economia para o bem estar da sociedade urbana. Certas práticas e disciplinas que fazem parte deste campo já se encontram instituídas há muito tempo. O uso das árvores para a melhoria do ambiente e muitos dos princípios para o seu tratamento são bastante antigos. Por exemplo na Bíblia encontram-se referências à plantação de árvores no Jardim de Éden (GREY & DENEKE, 1978). As árvores têm sido usadas desde a antiguidade devido aos seus benefícios estéticos, para construção, fornecimento de lenha e frutos, entre outros.

O número de árvores nas cidades cresceu desde a Revolução Industrial. Para empreender uma eficiente gestão deste património é necessário conhecê-lo: quantificá-lo e qualificá-lo. A realização periódica de inventários permite obter informação variada, consoante o seu tipo e os objectivos pretendidos. GREY & DENEKE (1978), BOURGERY & CASTANER (1988), MAILLIET (1989), MICHAU (1990), HODGE (1991), LAWRENCE *et al.* (1993) e PHIILIPS (1994) indicam várias razões para a realização do inventário: conhecer o património, elaborar um programa de gestão a longo termo, definir prioridades de intervenção, estabelecer as previsões financeiras para o futuro, ter a longo prazo uma política de gestão da árvore ou mesmo utilizar as árvores como um vector de comunicação no quadro de uma política verde para a cidade.

Os inventários devem ser periódicos e podem ser realizados sobre toda a população (totais) ou sobre uma amostra desta (inventários parciais), dependendo a sua escolha do número de árvores envolvidas e dos objectivos do plano de gestão corrente (WENGER, 1984). Os inventários poderão também ser de diferentes tipos consoante o objectivo pretendido: inventário global, inventário tipológico por estação, inventário árvore a árvore (MAILLIET, 1989).

O inventário global permite obter um conhecimento geral do património: calcular a percentagem das espécies, o seu estado sanitário e avaliar os principais tipos de intervenção a realizar. O inventário tipológico por estação, consiste em descrever os diversos tipos de árvores que constituem o alinhamento em termos de: espécie, classes de idade, características geométricas, forma e antecedentes de poda e estado sanitário. O inventário árvore a árvore está particularmente adaptado a indivíduos isolados ou em parques. Deve ser acompanhado de um levantamento preciso de cada árvore (localização geográfica). Poderão realizar-se outros tipos de inventário, tendo em conta objectivos específicos. Estão neste caso os inventários fitossanitários (BERNATZKY,1978).

Os dados recolhidos através dos inventários podem ser agrupados segundo três critérios: localização, dendrologia e fisiologia, e relação com o meio envolvente. Com esta informação pode elaborar-se uma base de dados informatizada, facilmente actualizável e que pode integrar outros dados relativos às infraestruturas municipais (condutas de água, esgotos, etc.) o que permite uma melhor planificação dos trabalhos de podas, remoções, etc. e ao mesmo tempo identificar locais potenciais para a plantação de novas árvores.

2. METODOLOGIA

À semelhança de outros trabalhos JIM (1988), PAULIN (1989), PINHO *et al.* (1990), FERRARA *et al.* (1991), SANTOS *et al.* (1993) o inventário realizado para o concelho, teve como unidade de estudo as árvores de arruamento (tecnicamente designadas por árvores de alinhamento) e as árvores presentes em espaços verdes, ou outros, associados ao meio urbano e sob responsabilidade camarária (com exclusão dos espaços vedados).

Entre Abril e Outubro de 1994 percorreram-se todas as ruas e locais do concelho da Amadora que estavam naquelas condições. Anotou-se em ficha de campo (Tabela I) o seu nome, a freguesia a que pertenciam, a data do inventário, o grau de aproveitamento do local e a ausência ou presença de árvores sendo que neste caso se localizava em mapa à escala 1:2000 [5] cada uma das árvores. Distinguiram-se árvores jovens e adultas. Procedeu-se à identificação taxonómica de cada indivíduo[6] e a cada espécie foi atribuido um código. O código para cada espécie foi definido pelas duas primeiras letras do género e do epíteto específico[7]. No caso de coincidência de códigos, atribuiu-se a terceira letra do epíteto específico, em vez da segunda. Avaliou-se a condição geral de cada uma das árvores, com ênfase nos parâmetros fitossanitários, bem como a influência de agentes físicos e/ou bióticos, as necessidades de tratamento e as características particulares da área radicular, do tronco e da copa (Tabela II). A condição da árvore foi o critério base de avaliação. Ela reflecte o estado geral da árvore, o seu aspecto e o seu valor como elemento paisagístico. Os restantes parâmetros acima referidos, têm como objectivo diagnosticar o estado de cada árvore, procurando complementar a informação obtida com o parâmetro condição.

[5] Em alguns parques e jardins utilizou-se cartas de escala 1:200.
[6] Quando existiam dúvidas, recolheu-se material para posterior identificação em gabinete.
[7] Exemplo: CEAU - *Celtis australis*.

Os tratamentos considerados refletem a necessidade de intervenção para cada indíviduo, consoante o seu estado e situação. Foi dada particular importância ao problema da remoção, uma vez que sendo esta acção uma técnica controversa, é muitas vezes alvo de críticas por parte da população. A poda de árvores e o controlo de pragas e doenças são também acções importantes a considerar num plano de gestão do património arbóreo.

O grau de aproveitamento teve como objectivo referenciar e avaliar os locais onde potencialmente se podem fazer novas plantações. A sua determinação foi baseada na relacção entre o número de árvores plantadas/número potencial de árvores a plantar numa determinada rua.

Para além dos parâmetros referenciados, foram registados sob a forma de observações outras informações, de modo a complementar a informação respeitante ao estado da árvore. Por amostragem, em 12 % das árvores inventariadas anotou-se a distância entre o tronco da árvore e a parede mais próxima.

A informação proveniente do trabalho de campo permitiu a construção de uma base de dados. O seu tratamento posterior permitiu analisar para o concelho e para cada uma das oito freguesias os dados obtidos.

Tabela I - Exemplo de uma ficha de campo, onde foram registados os dados.

FICHA DE CAMPO

FREGUESIA: Brandoa Nº 9

LOCAL: R. Joaquim Barradas de Carvalho 94 08 13

LADO: Esquerdo

GRAU DE APROVEITAMENTO: 3

#	*	ESPÉCIE	I	II	III	IV	V	VI	J	L	OBS.
1		ACNE	4	3	1t	31	6c		1	4	1
2		CEAU	4	3	1t	1				4	
3	Lt27	ACNE	4	3	1t	2	6c				
4		CABI	3		1e	2		6		10	
5		CABI	4		1t						
6		ACNE	4		1t	1					
7		POAL	4		1r	1				6	10
8											

Legenda: # - número de ordem da árvore na rua. * - localização da árvore (número de polícia). J - Se jovem, assinala-se com 1. L - Distância da árvore à parede mais próxima.

Tabela II - Lista de parâmetros a observar para cada um dos indivíduos.

I - CONDIÇÃO

1 - Árvore morta
2 - Árvore muito decrépita. Severos danos mecânicos, bem como outros provocados por insectos, podas, doenças... Morte pode estar iminente.
3 - Árvore de baixo vigor. Mostra danos mecânicos, ou outros (insectos, doenças...), responsáveis pela baixa frondosidade.
4 - Árvore vigorosa e sã ou podendo mostrar danos (insectos, doenças...) que não afectem notoriamente o seu vigor.
5 - Árvore frondosa e de grande porte. Exemplar de excelente constituição.

II - INFLUÊNCIA DE AGENTES FÍSICOS E/OU BIÓTICOS

1 - Afastamento da estrutura pela acção nefasta do vento
2 - Danos consideráveis, nomeadamente na folhagem (pela intensidade de radiação e strees hídrico).
3 - Acção nefasta de pragas.
4 - Acção nefasta de doenças.
5 - Estado de declínio: 1. Pontas secas; 2. Tufos de rebentação no interior da copa; 3. Rebentação anormal acima da metade do tronco; 4. Rebentação anormal até metade do tronco; 6. Morte iminente.

III - ÁREA RADICULAR

1 - Demasiada compactação com asfalto (a), cimento (c), empredado (e) ou terra (t) e/ou área de solo em redor da base do tronco demasiado pequena.
2 - Área de solo em redor do tronco com elevado número de infestantes.
3 - Área de solo em redor do tronco razoável. Localização em relva (r)
4 - Rebentamento do pavimento.

IV - TRONCO

1 - Danos na casca da árvore.
2 - Feridas superficiais (< 2 cm de profundidade) e em pequeno número.
3 - Feridas penetrantes: 1. superficiais (< 2 cm), 2. médias (de 2 a 5 cm), 3. profundas (> 5 cm).
4. Cavidades e/ou zonas de apodrecimento.

V - COPA

1 - Ramos partidos.
2 - Ramos mortos ou em apodrecimento.
3 - Excessiva proliferação de ramos e/ou aparecimento de esferoblastos e/ou afastamento da estrutura, devido a fortes podas.
4 - Ausência de dominância apical.
5 - Secura de topo e/ou pontas secas.
6 - Descoloração de folhas: cloroses (c), necroses (n).

VI - NECESSIDADES DE TRATAMENTO

1 - Pequena poda de manutenção e/ou de conformação.
2 - Grande poda.
3 - Tratamento de feridas.
4 - Controlo de doenças.
5 - Controlo de pragas.
6 - Remoção.

CLASSIFICAÇÃO DA RUA QUANTO AO (DES)APROVEITAMENTO

1 - Sobreaproveitamento (número excessivo de árvores).
2 - Aproveitamento normal.
3 - Sub-aproveitamento mínimo (0 a 30%).
4 - Sub-aproveitamento médio (30 a 60%).
5 - Sub-aproveitamento máximo (60 a 100%)

3. RESULTADOS

Foram inventariadas para o Concelho da Amadora 10325 árvores, distribuidas por 129 espécies e 88 géneros, sendo o género *Populus* sp. o mais representado. Das árvores inventariadas 74 % são adultas e 26 % jovens (destas 3 % estão mortas). Na Tabela III, apresentam-se os principais géneros e/ou espécies identificados neste trabalho e o número de árvores adultas e jovens por grupo taxonómico. Para cada grupo taxonómico é indicada em termos gerais a condição, localização e necessidades de tratamento.

Verificou-se que 87,9 % das árvores inventariadas estavam em bom estado vegetativo enquanto 1,9 % estavam mortas. Os principais dados fornecidos pelo parâmetro "influência de agentes físicos e/ou bióticos" são respeitantes à acção nefasta de pragas e doenças. Estes dois agentes são os que ocorrem num maior número de árvores, respectivamente em 1266 e 1033. Os outros não apresentam resultados significativos.

O rebentamento do pavimento por acção do sistema radicular da árvore foi registado em 364 árvores. Verificou-se que um elevado número de árvores (43 %) apresentavam "escoriações" no tronco de menor ou maior gravidade. Os danos na casca foram observados em 26 % das árvores inventariadas. As feridas superficiais foram observadas em 3 % das árvores e as feridas penetrantes em 4 %. Foram registadas 10 % de árvores com cavidades e/ou zonas de apodrecimento. Verificou-se também que 6,6 % das árvores observadas tinham ramos partidos e 10,8 % tinham ramos mortos ou em apodrecimento. A descoloração das folhas (cloroses e necroses) foi anotada para 17 % das árvores inventariadas. Somente em 1,8 % das árvores se observou excessiva proliferação de ramos e/ou aparecimento de esferoblastos.

Verificou-se que 5,3 % das árvores a serem podadas eram jovens. E das árvores a remover 19,1 % também eram jovens. Outros tipos de operações foram indicadas para 9 % das árvores, nomeadamente a necessidade de colocar/retirar os tutores. Constatou-se que a operação "tirar tutor" foi registada no maior número de árvores (437), sendo estas na sua maioria jovens. Em segundo lugar a observação "má conformação do tronco e/ou copa" registou-se em 403 árvores, sendo neste caso também na grande maioria exemplares jovens (60 %).

Das 870 ruas percorridas 66,6 % apresentavam um grau de aproveitamento normal e somente 0,3 % foram consideradas sobreaproveitadas. De assinalar a elevada percentagem de ruas subaproveitadas (33,1 %) das quais 12,1 % tinham um sub-aproveitamento máximo.

Tabela III - Lista das árvores inventariadas no concelho da Amadora.

TAXA	Nº árv.	Nº Jov.	CONDIÇÃO					LOCALIZAÇÃO			TRATAMENTOS		
			1	2	3	4	5	r	t	o	rem.	pod.	out.
Populus sp.	1713	19	9	12	115	1663	14	348	920	529	303	627	0
Celtis sp.	1182	358	20	5	70	1058	18	204	434	525	59	271	36
Acer sp.	950	399	16	41	197	696	0	242	376	332	134	162	75
Platanus sp.	704	271	5	3	52	643	0	345	302	42	58	46	5
Fraxinus sp	693	302	13	13	156	511	0	245	172	274	124	156	28
Prunus sp.	441	83	2	4	17	419	0	226	184	32	22	77	20
Phoenix canariensis	260	182	0	1	19	240	0	168	72	15	5	9	0
Sophora japonica	252	0	0	0	36	212	4	29	79	144	53	63	15
Cupressus sp.	251	14	2	2	18	227	2	58	161	32	19	34	6
Tilia sp.	219	74	2	4	31	180	2	50	90	77	27	53	11
Pinus sp.	212	55	4	0	1	207	0	104	100	8	10	12	1
Cercis siliquastrum	204	79	2	5	12	185	0	103	66	35	18	26	16
Ficus sp	198	89	0	0	9	187	1	61	129	7	5	9	6
Jacaranda ovalifolia	181	78	7	3	4	164	3	67	39	75	15	34	9
Grevillea robusta	176	55	0	0	4	169	3	97	69	10	7	31	13
Citrus sp.	172	42	5	1	18	148	0	80	44	48	11	12	0
Gleditsia triacanthos	161	28	0	3	21	135	2	17	46	98	26	97	0
Melia azederach	154	63	1	0	4	127	22	40	51	63	11	13	7
Ligustrum lucidum	137	13	0	0	8	124	0	20	75	37	14	36	19
Catalpa bignonioides	134	32	2	1	33	98	0	47	45	42	14	27	14
Robinia pseudoacacia	120	9	1	3	16	100	0	16	53	51	25	19	1
Salix sp.	115	20	1	6	6	102	0	42	50	22	15	30	2
Schinus molle	108	44	0	0	1	107	0	78	30	0	3	28	3
Pittosporum sp.	106	13	1	1	4	99	0	38	65	3	9	14	1
Ulmus sp.	97	5	0	4	18	67	8	22	59	16	5	38	0
Acacia sp.	96	12	1	1	4	89	0	24	64	8	7	18	0
Tipuana tipu	86	25	0	0	1	85	0	30	16	40	7	48	1
Eriobotrya japonica	83	20	0	0	1	82	0	20	62	1	4	3	0
Casuarina equisetifolia	75	23	7	0	7	61	0	19	45	2	10	6	14
Olea europaea	65	1	0	1	28	36	0	10	32	13	29	3	0
Elaeagnus angustifolia	64	9	2	0	2	60	0	27	28	9	4	11	1
Pyrus communis	64	10	2	1	30	96	0	37	60	22	33	14	1
Eucalyptus sp.	60	0	1	1	2	57	0	5	54	1	9	25	0
Outras	842	283	96	14	76	647	1	369	334	136	153	119	38
TOTAL	10375	2710	202	130	1021	9081	80	3288	4406	2749	1248	2171	343

Legenda: r - relva, t - terra, o - outros, rem. - remoção, pod. - podas, out. - outros

Em 12 % das árvores inventariadas mediu-se a distância entre o tronco da árvore e a parede (obstáculo ao desenvolvimento da copa) mais próxima. O valor médio obtido foi de 3,1 m (SD = 1,3569 m), sendo o máximo de 8 m e o mínimo 0 m (quando o tronco da árvore se encontrava encostado à parede).

4. DISCUSSÃO

Os resultados obtidos permitem afirmar que a metodologia proposta levou a um conhecimento efectivo do património arbóreo do concelho da Amadora. A ficha de campo utilizada e os parâmetros definidos mostraram-se funcionais e adequados às situações existentes.

O inventário das árvores fornece apenas dados. O uso efectivo desta informação é que permite estabelecer um plano de gestão, isto é, programar as várias práticas silvicolas e compatibilizá-las com as outras acções correntes da gestão municipal.

A tabela IV, apresenta uma comparação entre trabalhos realizados em Portugal, e o trabalho realizado em Inglaterra por GILBERTSON e BRADSHAW (1990), no que diz respeito à importância relativa dos géneros.

Tabela IV - Comparação entre os géneros mais representados na Amadora e sua importância relativa noutros locais.

Géneros	Amadora (1994)	Cacém (1993)(1)	Ílhavo (1990)(2)	Lisboa (1939)(3)	Inglaterra (1989)(4)
Populus sp.	1	1	12	9	30
Celtis sp.	2	3	-	1	-
Acer sp.	3	-	1	12	1
Platanus sp.	4	2	9	4	8
Fraxinus sp.	5	6	-	6	-
Prunus sp.	6	4	6	-	3

(1)SANTOS *et al.* (1993), (2) PINHO *et al.*(1990), (3) COUTINHO (1939), (4) GILBERTSON e BRADSHAW (1990)

Com base nestes dados e noutros publicados por HODGE (1991) é possível analisar a evolução da importância dos diferentes géneros na arborização das cidades, embora as particularidades ambientais de cada região influam nos diferentes tipos de espécies a usar. Neste particular, o género *Acer* é o que aparentemente tem vindo a ganhar maior importância. Em Inglaterra (1982, 1985 e 1989), Bruxelas (1977) e Quebec (1983) encontram-se sempre entre os três géneros mais frequentes, segundo HODGE (1991).

A condição e a percentagem de árvores mortas são dois parâmetros que avaliam bem o estado geral das árvores no espaço urbano. Na Tabela IV, apresenta-se a percentagem de árvores em "boa"[8] condição e a percentagem de árvores mortas para vários locais.

[8] Somatório das árvores de condição 4 e 5 (cf. Tabela II).

Tabela V - Condição e mortalidade das árvores (baseado em Hodge, 1991)

	% em boa condição	% de mortas
Amadora (1994)	87,9	1,9
Inglaterra (1991)	80,0	2,1
Bruxelas (1979)	97,0	1,9
New Orleans (1987)	90,0	

Pela observação da Tabela V, constata-se que os valores referentes à condição e a percentagem de árvores mortas para o concelho da Amadora são semelhantes aos valores obtidos para outras cidades.

A relação entre o número de árvores e o número de habitantes é de 1:17. Esta relação é ainda mais reduzida quando são consideradas somente as árvores em boa condição. Estes resultados por si só justificam a plantação de mais árvores no concelho. Mas isto não é suficiente. Antes porém, é necessário decidir onde plantar as novas árvores e assegurar a qualidade do material vegetal. Isto inclui a boa condução e selecção, em viveiro, das jovens plantas, a preparação conveniente do local de plantação definitiva, a escolha sensata da época de plantação, a eficiente monitorização das plantas e a realização atempada das operações préviamente programadas.

O número de árvores com ramos partidos e/ou mortos e o elevado número de plantas presentes em locais sem condições satisfatórias para o seu normal crescimento, são dois dos factores que motivam a poda das árvores. As recomendações fitossanitárias, adaptadas ao meio urbano, basearam-se em três aspectos: exequibilidade, eficácia e viabilidade económica. As remoções assumem no concelho uma importância social muito elevada. Foram determinadas pela localização (por exemplo, quando as raizes da árvore ameaçavam a estrutura do edíficio) e/ou pela excessiva concentração de plantas e/ou pelo tipo de espécie (por exemplo, os choupos femininos produzem um polén que causa frequentemente alergias às pessoas).

A actualização periódica do inventário e a integração dos dados em sistemas de informação geográfica, permitirá o estabelecimento de um plano de gestão que priviligie a árvore como vector de comunicação entre o município e a população.

AGRADECIMENTOS

Aos colegas Isabel Silva e João Oliveira pela colaboração no trabalho de campo e na informatização dos dados. À Helena Ramos pela revisão crítica do texto e sugestões apresentadas.

BIBLIOGRAFIA

BERNATZKY, A. 1978. *Tree ecology and preservation.* Elsevier Scientific Publishing Compagny. New York. 357pp.

BOURGERY, C. e CASTANER, D. 1988.*Les plantations d'alignement - le long des routes, chemins, canaux, allées.* I.D.F. Paris. 420pp.

CABRAL, M. T. SANTOS, G. A., SILVA, I. P., OLIVEIRA, J. M. e GASPAR, S. A. 1995. *Diagnóstico da situação das árvores de alinhamento e espaços verdes do concelho da Amadora.* GERN. Relatório para a C.M.A. 59pp.

COUTINHO, N. 1939. *Árvores de arruamento - subsídio para o estudo da arborização das ruas da cidade de Lisboa.* Rel. Final do Curso de Eng. Silvicultor. I.S.A. 170 pp.

FERRARA, A., MARCA, O. e SANESI, G. 1991. Il verde urbano di Monte S. Angelo: un'indagine pilota.*Monti e Bochi* **4**, 23-28.

GILBERTSON, P. e BRADSHAW, A. 1990. The survival of newly planted trees in inner cities. *Arboricultural Journal* **14** (4), 287-310.

GREY, G. e Deneke, F. 1978.*Urban forestry.* John Wiley & Sons. N.Y. 299pp.

HODGE, S. J. 1991. *Urban trees - a survey of street trees in England.* Forestry Com. Bulletin **99**. Dep. of the Env. Arboriculture Contract. London.18 pp.

JIM, C. 1988. Street tree study as a theme in Urban Biogeography. *Geography* **73**, 226-232.

LAWRENCE, T., NORQUAY, P.e LIFFMAN, K. 1993. *Pratical tree management.* Inkata Press. Melbourne. 122pp.

MAILLIET, L. 1989. Approche méthodologique de la gestion de l' arbre en ville - quelques éléments pour l' inventaire du patrimonie. *Revue Forestière Française.* **Nº spécial - L' Arbre en Ville**,119-124.

MICHAU, E. 1990. *L' élagage - la taille des arbres d'ornement.* I.D.F. 316pp.

PAULIN, M. 1989.La forêt urbaine à la ville de Québec. *Revue Forestière Française.* **Nº spécial - L' Arbre en Ville**, 78-86

PHILLIPS, L. 1994. *Urban trees - a guide for selection, maintenance and master planning.* McGraw-Hill Inc. New York. 274 pp.

PINHO, J., PIRRA, A. e MORGADO, P. 1990. Inventário das árvores existentes em arruamentos na cidade de Ílhavo. (policopiado). 10 pp.

SANTOS, G. A., SILVA, I. P., OLIVEIRA, J. M. e GASPAR, S. A. 1993. *Árvores de arruamento em Agualva-Cacém.* Junta de Freguesia de Agualva-Cacém.8pp.

WENGER (ed.). 1984. *Forestry handbook.* Ed. Soc. American Foresters. John Wiley & Sons. New York. 1310pp.

PROTECTED LANDSCAPES: AN APPROACH TO INTEGRATED RESOURCE MANAGEMENT

CLARE BROOM AND ANN SMITH[1]

SUMMARY

Two-thirds of the protected areas in Europe are classified as protected landscapes. Such areas combine outstanding rural landscapes with the activities of resident populations and tourists. Appreciation of the conservation value of protected landscapes is often poor and the standard of management varies widely throughout Europe. Opportunities exist for raising awareness of the value of protected landscapes and for encouraging their use as models of sustainable living and management. These opportunities can best be realised through the formulation and implementation of integrated management plans where partnership working is given priority.

Virtually all protected landscapes provide for multifunctional resource use including the water catchment, which is a key feature in many protected landscapes. Agenda 21 highlights the need for action programmes for water management based on catchments which provide the opportunity to integrate water resource management with land use planning and management. The scope of Integrated Catchment Management Plans and their potential relationship with protected landscape management plans is explored.

KEY WORDS
Protected landscapes; Catchment planning; Integrated Management.

TEXT

Protected landscapes are areas recognised for the quality of their semi-natural environment. Such areas are usually extensive and managed primarily for landscape, conservation and recreation and combine outstanding rural landscapes with the activities of resident populations and tourists. Many represent important cultural landscapes such as the Normandie - Maine Regional Nature Park in France. The harmonious interaction of people and land is an essential component of a well managed protected landscape.

The International Union for the Conservation of Nature (IUCN), classifies protected areas into six management categories, see Table 1 (IUCN 1994):

[1] Division of Environmental Sciences
University of Hertfordshire
College Lane, Hatfield, Herts AL10 9AB, England

Table 1 Protected Areas - Management Categories

Category I - Strict Nature Reserve/Wilderness Area: Protected area managed mainly for science or wilderness protection;

Category II - National Park: Protected area managed mainly for ecosystem protection and recreation;

Category III - National Monument: Protected area managed mainly for conservation of specific natural features;

Category IV - Habitat/Species Management Area: Protected area managed mainly for conservation through management intervention;

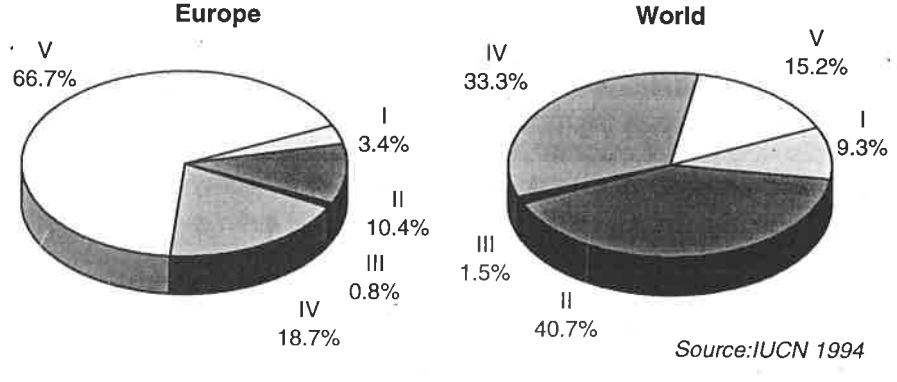
Category V - Protected Landscape/Seascape: Protected area managed mainly for landscape/seascape conservation and recreation;

Category VI - Managed Resource Protected Area: Protected area managed mainly for the sustainable use of natural ecosystems.

Source: Resolution 19.4 of the 19th Session of the IUCN General Assembly, Buenos Aires, January 1994.

In category V, Protected landscapes, where land is normally of mixed ownership usually dominated by private landowners, responsibility for their management often rests with local government. By contrast, Category II, National Parks, are defined as extensive natural areas which are protected from exploitation and occupation and are normally publicly owned and the responsibility of central government (Lucas 1992). As shown in figure 1, 66.7% of protected areas in Europe are classified as protected landscapes compared with only 15.2% in the world as a whole.

Figure 1 Proportions of protected areas in IUCN management categories.



Source:IUCN 1994

In the United Kingdom 93% of protected areas are classified as protected landscapes and include the so-called National Parks such as the Peak District and the Norfolk Broads as well as Areas of Outstanding Natural Beauty such as the Chilterns. In Portugal 75% of protected areas (IUCN 1994) are protected landscapes and include the Parques Natural and the buffer zone of the Peneda-Geres National Park (IUCN 1992). By contrast, in Slovenia less than 25% of protected areas are classified as protected landscapes and in Sweden only 10% (IUCN 1994).

In many countries there is a poor understanding of the conservation value of protected landscapes and consequently standards of management vary widely throughout Europe. During 1994, the IUCN in association with other organisations such as the Federation of Nature and National Parks of Europe, published a regional action plan: *Parks for Life: Action for Protected Areas in Europe.* The action plan was prepared partly as a response to the 1992 World Parks Congress in Caracas and to assist in meeting the objectives of the Biodiversity Convention signed at the Earth Summit (United Nations 1992). *Parks for Life* aims to stimulate international action on protected areas across Europe to ensure that an adequate, effective and well-managed European network of protected areas is established and maintained.

How is this to be achieved particularly with reference to protected landscapes where the demands of local residents, tourists, national economic interests and resource conservation often compete? Action is required both at a European level and within each individual country. Priority must be given to obtaining political support and adequate resources for protected landscapes. In virtually every country additional political support is needed, but in several countries such as Greece and Portugal the need is particularly urgent. There is a need to set and maintain management standards for protected landscapes throughout Europe and to ensure that management plans are prepared and implemented for all protected areas.

Regional and local planning systems must provide for the integration of protected landscapes and ensure that rigorous attention is paid to the potential environmental impact of development proposals. Controversial planning decisions regarding road building, mining activities and tourist developments affect protected landscapes in many countries including England and Portugal.

Legislative provision for the establishment of protected landscapes exists to a greater or lesser extent in all European countries but in many cases the law is inadequate and fails to provide for appropriate and effective institutional structures. Many protected landscapes are also inadequately staffed or lack staff with the appropriate technical expertise and the necessary communication and negotiation skills. Different emphases in the

national/local approach are provided for in the legislation throughout Europe, with France providing for regional nature parks to be established on the initiative of local groupings (syndicats mixtes) who seek approval from an executive in Paris. In contrast legislation in England and Wales provides a much more 'top down' approach which does not always meet with the approval of local interests.

In recent years concern has been expressed about the sometimes inappropriate use of European Union structural funds for regional and social development projects often within protected areas. More attention must be paid to minimising the environmental impacts of development projects whilst achieving important socio-economic objectives. The coordination of protected landscape management policies with policy sectors such as agriculture, forestry and tourism is a vital step towards the recognition of protected landscapes as models for sustainable land-use.

Local communities play a key role in protected landscape management through both their activities and attitudes. In many cases there is a need to raise awareness of the value of protected landscapes not only among local communities but also to visitors and business interests.

It is a basic principle of protected area management that every designated area should have a management plan which helps to identify key issues, states policies to achieve objectives, sets priorities and details strategies to implement them (Lucas 1992). Provided the appropriate legislative and institutional framework is in place, the preparation and implementation of a protected landscape management plan may not only improve the quality of management but also assist in raising local awareness of the value of protected landscapes. The involvement of local communities and other interest groups in the management planning process is essential in all protected areas but is of particular importance in protected landscapes where a range of social, economic and conservation objectives need to be met. An integrated approach to planning and management which requires the active involvement of management agencies in partnership with local communities is therefore desirable.

Lucas (1992) identifies sixteen basic steps in an idealised management planning process and highlights the need for an effective consultation process involving local government, relevant organisations and local residents.

In Britain, although there are some inherent weaknesses in the legislative and institutional framework, a well developed management planning process has been adopted for many protected landscape areas. Since 1974, all the National Parks in England and Wales have been required to prepare a management plan which is expected to be reviewed every 5 years (MacEwen

1981). An essential component of this process is the ongoing involvement of local communities, private landowners and governmental and non-governmental organisations. A recent review of the Plan for the Norfolk and Suffolk Broads by the Broads Authority placed great emphasis on consultation and involvement with all interested parties (Broads Authority 1993).

The Norfolk and Suffolk Broads is a lowland area of particular interest for its river valleys, lakes or broads (created by mediaeval peat workings) and grazing marshes. 5300 people live within the area, which was designated as the Broads Authority executive area in 1989, and many settlements lie just outside the boundary. The three main duties of the Broads Authority are:

- conserving and enhancing the natural beauty of the Broads;
- promoting the enjoyment of the Broads by the public;
- protecting the interests of navigation.

Around one million people visit the rivers and broads each year participating in a wide range of recreation and tourism activities. A challenge for the Broads Authority is to support recreation which does no lasting damage to the Broads environment. During the 1970s and early 1980s extensive drainage and improvement of agricultural land reduced the conservation value of some of the grazing marshes and intensification of agricultural activity has added to problems of eutrophication in the waterways. The designation in 1987 of much of the area as an Environmentally Sensitive Area has enabled more traditional farming practices to be encouraged using the voluntary mechanism of management agreements funded by the Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, (MAFF 1989).

The range of interests, problems and opportunities in the area make it essential to fully involve all the relevant organisations and individuals in the management planning process. To that end, the review process of the Broads management plan involved the establishment of specialist working groups on: conservation, navigation, recreation and tourism, and planning. Members of the groups were individuals with specialist knowledge of their subject and of the Broads and their task was to prepare, through discussion, a list of proposed aims and policies. A steering group representing all the major interests was responsible for refining, distilling and agreeing a final list for the draft plan, (Broads Authority 1993). The draft plan was the subject of a wide ranging consultation process involving people and organisations with an interest in the future of the Broads. Amendments to the draft plan were made as a result of the consultation process (Broads 1994).

In contrast to many of the authorities responsible for the management of IUCN category II national parks, most authorities charged with the management of protected landscapes do not have the powers to implement

the full range of their management plan policies or to control activities which may be detrimental to the conservation of the area. The successful implementation of any protected landscape management plan requires the full support and participation of landowners and farmers, local authorities, public and other statutory agencies, voluntary bodies, private organisations and individuals. A system to effectively coordinate policy and action and to lend political will to secure the necessary resources is also of vital importance.

The plan for the Chilterns Area of Outstanding Natural Beauty (AONB) (Chilterns 1994), identifies the organisations expected to take the lead in implementing each of the actions recommended and to harness the commitment and involvement of other organisations, groups and individuals able to contribute. The recommendations of plans for protected landscapes need to be integrated into the work plans of the partners.

In the Chilterns AONB and the Norfolk and Suffolk Broads, management of the water environment is a key issue. Effective management of water resources, reduction of pollution and maintenance of the environmental and aesthetic value of river corridors and wetland areas are frequent priorities in many European protected areas across a range of environments including mountain, lowland and coastal areas.

In England and Wales, the National Rivers Authority (NRA), which was established in 1989 as an independent agency responsible for protecting and improving the nation's water environment, has started to play a key partnership role with protected landscape authorities such as the Broads Authority. Over the last few years the NRA has developed and refined an integrated and cross functional approach to the sustainable use of water resources. The principal means of achieving this is the Catchment Management Planning approach. This approach treats a river, together with the land, tributaries and underground water connected with it, as a whole unit or catchment. Catchment management plans provide a comprehensive inventory of all the natural resources and land uses for a river catchment and include a five year programme outlining future development in the catchment. Although the compilation and presentation of information related to the river catchment is a vast improvement on previous practice, the catchment management plans still appear to be designed to mitigate existing land use and future development rather than protecting and enhancing the environment.

Attempts to integrate catchment management plans with local authority statutory plans have had varied success and problems arise where several district plans intersect a catchment plan and conversely where several catchments overlay one district plan. The aims and objectives of catchment plans and local authority development should complement each other.

Recently some attempts have been made to coordinate and dovetail catchment management plans with protected landscape management plans which provides the opportunity to integrate water resource planning with land use planning and management. By 1998, catchment management plans for all 163 catchments in England and Wales should have been completed (NRA 1995). This is in line with the objective expressed in Agenda 21 of the Earth Summit in Rio de Janeiro in June 1992 that ".... by the year 2000, all states should have national action programmes for water management based on catchments or sub-basins .....".

Many other European countries are now adopting this integrated approach to water management to assist in linking land and water resource management issues, a vital approach to protected area management. Whilst catchment boundaries rarely coincide with protected landscape boundaries the full involvement of agencies, such as the NRA and their European counterparts, in the preparation and implementation of management plans can only be of benefit and aid the development of a fully integrated approach to resource management planning.

In the plan for the Chilterns AONB the section on the water environment, written in partnership with the NRA, contains the following management objective: "Promote integrated land use, management and development within catchments, to conserve and enhance river corridors as important and characteristic open landscapes, restore natural elements, undertake flood plain protection and surface run-off measures, and encourage provision of appropriate access and recreation facilities". To meet this objective the NRA are to: "Prepare Catchment Management Plans for all the drainage basins within the AONB.....", (Chilterns 1994).

By July 1996 the consultation reports for the two plans being prepared will be complete. The final catchment management action plans will be prepared following a three month consultation period.

In the Norfolk and Suffolk Broads a strong partnership has been forged between the Broads Authority and the NRA with the result that joint policies concerning water management and broads restoration have been agreed in the Broads Plan. Catchment management plans such as the plan for the River Yare have fully considered the objectives of the Broads Plan and have involved joint working arrangements with officers of the Broads Authority. Elsewhere in England and Wales such close integration between catchment management planning and protected landscape planning is in its infancy and it is to be hoped that this welcome approach will survive the demise of the NRA in April 1996. Under the Environment Act 1995 the new Environment Agency, with effect from 1st April 1996, will combine, the functions of the waste regulatory authorities with Her Majesty's Inspectorate of Pollution and

the NRA providing the opportunity for a more coherent and integrated approach to environmental management.

The Environment Agency will inherit the NRA's responsibility for all controlled waters including rivers, lakes and coastal waters. Whilst many river catchment management plans have been prepared, no management plans appear to have been prepared for individual lake catchments. The first coastal management plan in the United Kingdom covers 140 kilometres of coast in the North East of England and whilst it links well with the work underway in many other European countries in the application of Integrated Coastal Zone Management (WWF 1993), it has to contend with the difficulty of overlapping numerous local authority boundaries as well as protected area designations.

Where separate agencies compete over the outcome of a plan or the use of a resource, then integration is liable to be ineffective. The OECD (1989) advocates the use of administrative techniques such as master plans, inter-plan committees and public hearings to facilitate the integration of different plans within a coherent planning system. Master plans could provide the strategic framework within which local authority, protected area, catchment and other plans are integrated.

Although often not as strictly protected by legislation as other protected areas, protected landscapes do have a major role to play in the conservation of Europe's rural landscapes. An integrated and coordinated approach to of Europe's rural landscapes. An integrated and coordinated approach to their management must be supported by adequate resources and political support. The use of protected landscapes as models of sustainable living and the sustainable use of the countryside should be encouraged by all those with an interest in protected areas.

References

BROADS AUTHORITY. 1993. Draft Broads Plan. Broads Authority, Norwich.

BROADS AUTHORITY. 1994. Broads Plan. Broads Authority, Norwich.

INTERNATIONAL UNION FOR THE CONSERVATION OF NATURE. 1994. Parks for Life: Action for Protected Areas in Europe. IUCN, Gland.

INTERNATIONAL UNION FOR THE CONSERVATION OF NATURE 1991. Protected Areas of the World; Volume 2, Palaeartic. IUCN, Gland.

LUCAS, P.H.C. 1992. Protected Landscapes: A guide for policy makers and planners. Chapman Hall, London. 297pp.

MacEWEN, M. & A. 1982. National Parks: Conservation or Cosmetics? George Allen and Unwin, London. 314pp.

MINISTRY OF AGRICULTURE FISHERIES & FOOD. 1989. Environmentally Sensitive Areas. HMSO, London. 50pp.

NATIONAL RIVERS AUTHORITY. 1995. Annual Report and Accounts 1994/95. NRA, London.

OECD. 1989. Water Resource Management. Integrated Policies. OECD, Paris.

THE CHILTERNS. 1994. Management Plan for the Chilterns Area of Outstanding Natural Beauty. The Chilterns Conference, High Wycombe.

UNITED NATIONS. 1992. Report of the Conference on Environment and Development. Volume 1. United Nations, Rio de Janeiro.

WWF and the Marine Conservation Society. 1993. Coastal Zone Management and the North Sea Ministerial Conference. WWF UK, Godalming.

Um modelo de caracterização e avaliação ecológica para o Planeamento e Gestão

J. P. Fernandes[1]; P. J. Baptista[2]; L. C. Quinta-Nova[3]; J. M. Mascarenhas[4]

Resumo: O planeamento e a gestão territorial a cada nível escalar de intervenção defrontam-se muitas vezes com dificuldades na articulação da componente biofísica com as actividades socioeconómicas. Com efeito os constrangimentos a que o funcionamento da paisagem está sujeito gera muitas vezes perturbações resultantes do não equacionamento do espaço segundo uma abordagem hierárquica suficientemente abrangente no que se refere à sua ecologia. Nesse sentido encontra-se em desenvolvimento uma metodologia de caracterização e avaliação ecológica que de modo sistematizado integra sucessivamente objectivos e condicionamentos supraregionais, factores estruturais regionais e exigências locais decorrentes das particularidades de cada uso e de cada local. Com enquadramento conceptual no âmbito das teorias da ecologia da paisagem, a metodologia emergente procura produzir um referencial de caracterização e avaliação ecológica do território com vista à articulação dos processos de gestão e à promoção dos objectivos de Conservação da Natureza.

Palavras Chave: Avaliação Ecológica, Planeamento, Estrutura Ecológica, Ecologia da Paisagem, Rede de Conectividade Ecológica

1. Introdução

Decorrem actualmente na Universidade de Évora diversos projectos de investigação visando o desenvolvimento de metodologias de caracterização e avaliação ecológica com vista ao planeamento e gestão do território. Tais projectos, desenvolvidos a escalas complementares (1:15 000; 1:25 000 e 1:100 000), pretendem vir a constituir um quadro metodológico inovador integrando num único plano de caracterização e avaliação, o plano dos sistemas de uso e o plano dos sistemas ecológicos espaciais.

A necessidade de um tal sistema integrado justifica-se pela carência de um referencial de caracterização e avaliação do território com vista à articulação dos processos de gestão e à promoção dos objectivos de Conservação da Natureza. Com efeito, a necessidade de assegurar a preservação da biodiversidade da globalidade do território impõe uma abordagem à gestão do uso deste que assegure que o nível de fragmentação, de conectividade

[1] Prof. Auxiliar, Departamento de Planeamento Biofísico e Paisagístico, Universidade de Évora
[2] Engº Biofísico, Doutorando na Universidade de Évora (Bolseiro PRAXIS XXI)
[3] Mestre em Ordenamento do Território e Planeamento Ambiental, Doutorando na Universidade de Évora
[4] Prof. Auxiliar, Departamento de Ecologia, Universidade de Évora

residual, e de complementaridade funcional asseguram às condições para a sustentação viável de meta-populações das espécie-objectivo.

Para atingir tal objectivo importa conhecer e conseguir articular nos processos de simulação e gestão, as necessidades, processos e funções dos diferentes usos antrópicos de uma dada região e as necessidades processos, funções e condicionantes espaciais dos diferentes sistemas ecológicos susceptíveis de ocorrerem nessa região ou locais. Interessa igualmente identificar a forma como essa articulação se processa e a sua hierarquização escalar e funcional.

2 - Estrutura da Investigação

No Quadro 1 apresentam-se os três projectos actualmente em curso, indicando os seus principais objectivos e escala de trabalho. Todos os projectos se baseiam no pressuposto de que o valor e funcionalidade ecológica de um lugar ou região, dependem em exclusivo da viabilidade dos

Quadro 1 - Objectivos dos Projectos de Investigação em curso

Projecto	Objectivos da investigação
SE Alentejo (1:100 000)	• Caracterização do valor de conservação da região (desenvolvimento e validação de metodologias), determinando para cada elemento do território o seu carácter e funcionalidade ecológicos (como conectividade, complementaridade, resiliência ou produtividade). • Identificação dos elementos e factores físicos (ou associações) com interesse particular na determinação da viabilidade dos diferentes ecótopos ocorrentes. • Definição de redes de conectividade ecológica ou de "biótopos-pedras-de-apoio" capazes de assegurar uma articulação natural equilibrada entre os biótopos mais próximos do natural e os biótopos mais intensamente utilizados pelas actividades económicas. • Avaliação de práticas de utilização do território capazes de aumentar ou consolidar o potencial de conservação de cada local e o conjunto dos sistemas de elementos naturais.
Évora (1:25 000)	• Identificação dos principais processos e funções ecológicas numa região globalmente transformada e intensamente utilizada. • Identificação das estruturas e funções ecológicas responsáveis por um aumento da biodiversidade e viabilidade ecológica dos ecossistemas ocorrentes ou susceptíveis de ocorrerem. • Definição de procedimentos de caracterização e avaliação adaptáveis ao planeamento e gestão da paisagem, equilibrando e potenciando em simultâneo os seus valores de uso e de conservação.
Apostiça (1:15 000)	• Análise da realidade e representatividade de índices de caracterização ecológica de estruturas espaciais. • Avaliação a escalas detalhadas da funcionalidade biológica de estruturas de uso e da sua resposta a processos conhecidos de perturbação. • Avaliação da evolução da biodiversidade de uma zona demarcada, na sequência de processos bem historiados de alteração do quadro de uso envolvente. • Desenvolvimento de índices estruturais de caracterização ecológica das estruturas de uso do território.

ecossistemas[5] nele ocorrentes. Esta viabilidade é função das características próprias desse ecossistema (dimensão, relação interior/orla, trocas com

[5] Por ecossistema entende-se todo o sistema ecológico/de uso, independentemente da sua "naturalidade", já que qualquer que seja a natureza do uso do território este corresponde sempre a

ecossistemas similares, diversidade, naturalidade, grau de perturbação externa e interna) e do equilíbrio funcional decorrente da estabilidade da sua natureza (o grau de perturbação da natureza do local que determina a natureza do ecossistema).

A consideração deste pressuposto básico constitui, desta forma, o cerne conceptual das metodologias de caracterização e avaliação desenvolvidas, em que é dada uma atenção equivalente às variáveis e funções estáveis do território e às estruturas e processos circunstanciais ocorrentes na organização ecológica actual desse território. Nesse sentido optou-se pelo recurso à classificação estrutural proposta por Forman e Godron, 1985 (Quadro 2) adaptada à caracterização quer das estruturas estáveis, quer das estruturas circunstanciais do território. Essa classificação possibilita uma descrição funcional de ambos os planos de consideração do território (o plano estável e o quadro circunstancial de uso) e a pretendida identificação das áreas de correspondência (logo de equilíbrio) entre os dois planos e de contradição (logo de perturbação intrínseca).

Quadro 2 - Sistema de classificação estrutural/funcional (adaptado de Forman e Godron, 1985.)

Elementos da Paisagem	Natureza	Funcionalidade
Matriz	Recursos Perturbação (*)	Permeabilidade Conectividade
Mancha	Recursos Perturbação (*) Perturbação crónica Remanescente (*) Regenerada (*)	Dimensão Forma Razão interior/orla Complementaridade Polaridade Interdependência
Corredores	Recursos Perturbação (*) Perturbação crónica Remanescente (*) Regenerada (*)	Continuidade Carácter linear/de faixa Hidroscopia Complementaridade

(*) Naturezas que apresentam um carácter circunstancial

A combinação dos planos organizativos, estável e circunstancial, é determinada pela consideração do diferente tipo de influência de cada factor ambiental na natureza do espaço, de acordo com a metodologia desenvolvida em Fernandes, 1994. Considerando estes distintos padrões de influência, a caracterização ambiental é realizada a dois níveis:

1. Unidades de território (Com base na identificação de descontinuidades na distribuição dos diferentes factores ambientais -Geologia; Clima; Solos; Morfologia e Hidrologia)
2. Unidades de Uso

um conjunto de funções ecológicas sustentando uma comunidade adaptada e constituindo, portanto o objecto focal dos processos de gestão.

determinando dois conjuntos de dados espacialmente referenciados, correlacionáveis com os resultados das investigações temáticas realizadas no terreno.

3 - Informação produzida

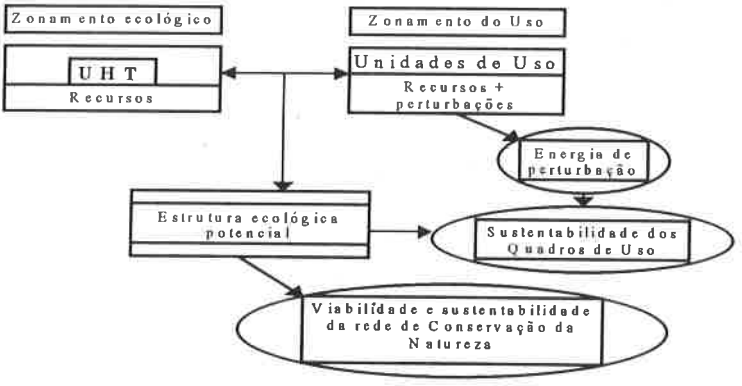
Fundamentados em dados de base e estudos temáticos anteriormente desenvolvidos, os quais se encontram organizados num Sistema de Informação Geográfica procedeu-se à caracterização muito detalhada das áreas de estudo, em termos dos dois sistemas de referência espacial em que a metodologia se baseia: unidades de uso do território e unidades homogéneas de território.

Cada um destes referenciais encontra-se devidamente organizado não só em termos da sua distribuição e atributos espaciais como particularmente da sua natureza funcional em termos ecológicos. Paralelamente, realizou-se uma caracterização exaustiva das características zoológicas e botânicas das regiões que permitem a calibração das inferências consideradas durante o processo de desenvolvimento das metodologias. Do mesmo modo foram realizados inquéritos detalhados à propriedade e sistemas de exploração permitindo uma caracterização detalhada dos sistemas de uso ocorrentes.

As metodologias integradas de caracterização e avaliação desenvolvidas referem-se, naturalmente, a ambos os referenciais, combinados num único referencial funcional, em que as funções ecológicas do território e a respectiva estabilidade estejam claramente descritas. Um tal referencial, combinando elementos ecológicos estáveis (referidos às Unidades Territoriais) e meta-estáveis ou instáveis (referencial de uso) permitirá, logo à partida, uma diferenciação clara do papel relativo de cada elemento do território, identificando a sua resiliência e as diferentes exigências para a sua gestão.

Combinando o referencial funcional com critérios detalhados de avaliação de descritores ecológicos referidos aos diversos tipos de biocenoses susceptíveis de ocorrerem no local, tem tornado possível a definição de um quadro avaliativo integrado susceptível de indicar, não apenas o valor de um local ou formação, mas particularmente, de relativizar esse valor ao contexto ecológico regional e de, simultaneamente, retratar os elementos críticos na malha funcional de uma zona em análise, permitindo orientar as medidas de protecção ou gestão e prever os investimentos energéticos necessários a esses esforços de gestão e conservação (Fig. 1).

Este quadro avaliativo procura primariamente proceder à estimativa do significado ecológico real dos métodos de caracterização do território (definição das unidades territoriais) e à calibração de procedimentos de avaliação capazes de representar simultaneamente, o valor de cada unidade



por si e o seu valor contextual no quadro da organização actual do uso, de modo a poder dispor de um quadro de instrumentos capazes de realizar uma análise integrada dos quadros de uso e da sua evolução.
Fig. 1 - Procedimentos de caracterização e avaliação

Os seguintes aspectos foram considerados no processo de caracterização:

Unidades territoriais	- Estrutura e características - Hierarquia - Funcionalidade
Uso do solo	- Carácter e estrutura - Complementaridade / Permeabilidade - Funcionalidade
Potencialidade e Produtividade	- Fauna - Vegetação - Pedologia
Estruturas e elementos particulares (características, valores e potencialidades)	

O processo de avaliação considera então as seguintes variáveis:

qualidade	• Diversidade estrutural - diversidade dos estratos de habitat e das estruturas ocorrentes capazes de constituir factores potenciais da funcionalidade ecológica do território. • Diversidade florística - valor médio da diversidade específica das formações vegetais características desse tipo de coberto. • Raridade - existência de formações vegetais raras. • Significância - valor como habitat para espécies de cada domínio fitogeográfico. • Existência de espécies raras ou ameaçadas • Naturalidade • Maturidade • Resiliência
capacidade	• Produtividade • Área - valor relativo da superfície da formação de acordo com a sua natureza • Natureza - carácter de matriz (aspecto dominante do território), mancha ou corredor (descontinuidade local ou linear da matriz devido a recursos ou perturbações)
função	• Estabilidade - correspondência entre a natureza e o estado actual do local

. Permeabilidade - semelhança de formações adjacentes
. Conectividade - capacidade da formação de assegurar o movimento de espécies através do espaço
. Complementaridade - capacidade de a formação assegurar funções ecológicas (como local de alimentação repouso, refúgio ou reprodução) a formações adjacentes

de forma a estimar os seguintes valores ecológicos:

- **Valor de Formação de Ecótopos** - capacidade de um local de formar e sustentar comunidades biológicas viáveis.
- **Valor Patrimonial** - avalia valor do ecótopo em termos de produtividade e património genético.
- **Valor de Conservação** - viabilidade do ecótopo e sustentabilidade da sua contribuição para o valor e funcionalidade ecológica regional.

Associadamente, no quadro do desenvolvimento de metodologias de planeamento e gestão com vista à Conservação da Natureza, houve que determinar quais as espécies objectivo associadas aos habitats ocorrentes e avaliar os custos de conservação desse tipo de plantas e/ou formações (Quadros 3 a 5).

Quadro 3 - Custos de conservação das espécies-objectivo (vegetação) na zona de estudo SE Alentejo

Maiores Custos - espécies dependentes do uso tradicional da terra (não toleram o *set-aside*)	Custos medianos - espécies independentes do uso tradicional da terra (características mesófilas e hidrófilas)	Menores Custos - espécies independentes do uso tradicional da terra (características xerófilas)
Linaria ricardoi *Allium schmitzii* *Marsilea batardae* *Eryngium galioides* *Linaria hirta* *Juncus rugosus* *Spiranthes aestivalis*	*Juncus valvatus* *Sanguisorba hybrida* *Securinega tinctoria* *Luzula forsteri ssp. baetica* *Salix salvifolia ssp. australis* *Narcissus bulbocodium ssp. obesus*	*Armeria neglecta* *Campanula transtagana* *Picris spinifera* *Paeonia broteroi* *Ulex eriocladus* *Genista polyanthos ssp. polyanthos* *Picris algarbiensis* *Cynara tournefortii* *Onopordum nervosum* *Centaurea ornata ssp. ornata* *Centaurea ornata ssp. interrupta* *Rhynchosinapis hispida ssp. transtagana*

Quadro 4 - Espécies-objectivo exigindo vastas superfícies naturais ou próximo do natural na zona do SE Alentejo

Mamíferos	Aves
Lynx pardina (Lince bérico)	*Ciconia nigra* (Cegonha-preta)
Canis lupus (Lobo)	*Aquila adalberti* (Águia-imperial)
Felis Silvestris (Gato bravo)	*Aquila chrysaetos* (Águia-real)
	Neophron percnopterus (Abutre-do-egipto)
	Aegypius monachus (Abutre-preto)
	Gyps fulvus (Grifo)
	Grus grus (Grou-comum)
	Otis tarda (Abetarda)

Quadro 5 - Espécies-objectivo exigindo a preservação do modo tradicional de uso da terra, o pastoreio extensivo ou a preservação da vegetação natural ou semi-natural na área do SE Alentejo

Uso tradicional da terra/Sequeiro extensivo	Pastoreio extensivo	Vegetação natural ou próximo do natural
Grus grus	*Aquila adalberti*	*Ciconia nigra*
Otis tarda	*Aquila chrysaetos*	*Aquila adalberti*
	Neophron percnopterus	*Aquila chrysaetos*
	Aegypius monachus	*Canis lupus*
	Gyps fulvus	*Lynx pardina*
	Canis lupus	*Felis Silvestris*

4 - Comentário aos resultados

Os resultados obtidos até ao momento provam o interesse das metodologias escolhidas e a sua aplicabilidade ao processo de planeamento e gestão do território. Particularmente interessante provou-se a combinação dos dois planos de caracterização que permitiu chegar às seguintes conclusões:

- A estrutura do presente quadro de uso é condicionada pela estrutura dos factores estáveis. Este condicionamento não é determinante, consistindo antes num equilíbrio entre as necessidades ambientais de cada tipo de uso e os limiares de utilização de cada local: por exemplo a regularidade das formas e a vizinhança de recursos hídricos é mais determinante do que a fertilidade dos solos na distribuição dos usos agrícolas.
- O carácter da organização estável e a sua organização espacial em matrizes, manchas e corredores costuma estar, no essencial, em conformidade com a organização do plano circunstancial.
- O nível hierárquico de determinação da estrutura circunstancial pela estrutura estável é superior ao nível de diferenciação dos usos do solo/biótopos: o condicionamento apresenta um carácter mais geral do que a diversidade de caracteres e ocorrências locais (considere-se, por exemplo, os factores supraregionais de condicionamento de uma rede ecológica (Fig. 2).

A consideração, em cada plano de caracterização da natureza e do carácter das interacções entre cada unidade, permitiu não só a identificação do grau de estabilidade dessa unidade, como a identificação da sua complementaridade relativa. Esta última informação provou-se particularmente importante na justificação dos resultados da avaliação no terreno da produtividade ecológica dos principais grupos faunísticos nas diferentes formações cartografadas (Quadro 6), assim como na estimativa do valor genético dessas formações. Esta caracterização é crucial na calibração dos métodos de identificação das estruturas e escalas determinantes para a funcionalidade e viabilidade de cada grupo biológico no quadro dos processos de gestão.



Fig. 2 - Elementos estruturais para uma rede ecológica do SE Alentejo (em moldura - extrato da proposta da Estrutura Ecológica Principal da Comunidade Europeia (Bischoff e Joungman, 1993))

Quadro 6 - Resumo dos resultados de avaliação da produtividade faunística na área de estudo Évora

Grupo faunístico	Elevada produtividade	Produtividade média	Baixa Produtividade
Mamiferos	Montado bem estratificado	Montado sobre sequeiro	Sequeiro, pomares e áreas urbanas
Aves	Montado bem estratificado e formações de gramíneas pouco perturbadas	Montado sobre sequeiro e sequeiro	Áreas urbanas e peri-urbanas
Répteis e Anfíbios	Montado bem estratificado e vizinhança de cursos de água bem preservados	Cursos de água degradados e montados em zonas de afloramentos rochosos	Áreas urbanas, pomares, sequeiro e montados degradados

A comparação destes resultados com os valores da complementaridade relativa e da conectividade absoluta mostraram que uma elevada complementaridade num quadro de uma matriz pouco perturbada e com uma elevada conectividade são as zonas de mais elevado valor faunístico. A importância da conectividade e de um valor reduzido da fragmentação ficou claramente demonstrada na análise do valor faunístico e florístico das áreas urbanas e periurbanas onde uma elevada complementaridade num quadro de elevada perturbação determina um valor ecológico reduzido. O teste destas relações de interdependência estrutural e funcional prossegue às

diferentes escalas de modo a determinar padrões generalizáveis, onde toma particular relevância a validação da aplicabilidade e avaliação da significância de índices de Habitat (Quadro 7).

Quadro 7 - Índices de caracterização ecológica de Habitat analizados na área de estudo Apostiça (Quinta-Nova, 1995)

Índice	Parâmetro medido	Expressão numérica	Descrição
Índice de Shannon (1962)	diversidade do habitat	$H' = -\sum pi \log pi$	Trata-se de um índice quantitativo para medir a diversidade do habitat, sendo pi a proporção da área total do habitat coberta pela categoria i de coberto.
Índice de Estratos de Habitat - HLI (Short,1988)	estrutura vertical do habitat	$HLI = \frac{x_i \sum_{i=1} Ai}{(6).(5) \sum_{j=1}^{n} Aj}$	Possibilita uma descrição quantitativa da complexidade estrutural da cobertura vegetal ocorrente na área de estudo relativamente a uma situação potencial de máxima diversidade estrutural para a mesma área.
Índice de Contraste da Paisagem - LC (Romme et al., 1982; Hoover et al.,1991)	grau de descontinuidade	$LC = \sum_{i=1}^{T} \sum_{J=1}^{T} DI_{ij} L_{ij}$	Elaborado a partir de uma forma modificada do índice de heterogeneidade de Romme et al. (1982), quantifica o grau de descontinuidade, em termos de composição específica entre 2 unidades de uso contíguas através da linha limite comum.
Coeficiente de similitude modificado (Soerensen, 1948)	grau de similitude	$DI = 2a / (2a + b + c)$	Trata-se de uma versão do coeficiente de Jaccard (1901), servindo para quantificar o grau de similitude entre duas unidades de uso contíguas tendo em conta a sua composição específica.

Os resultados obtidos nos diferentes estudos mostram igualmente, que, apesar de o uso do solo determinar primariamente o carácter, extensão, interrelacionamento e grau de perturbação dos biótopos actualmente ocorrentes e determinar, portanto, de modo marcante a qualidade biológica de cada lugar, a existência de elementos particulares (como charcas ou planos de água ou outros habitats particulares) é o factor determinante final na determinação do valor global dessa qualidade.

5 - Conclusões

As principais conclusões que podem já ser extraídas no presente estado de desenvolvimento dos estudos são:

- O conceito de Unidade Territorial (Land Unit - Zooneveld, 1989) constitui um instrumento particularmente útil na caracterização e avaliação do território. Contudo, o seu valor real só é plenamente realizado se se utilizarem métodos reprodutíveis na sua identificação e quando a sua articulação com a estrutura de uso actual for realizada de modo operacional.
- A avaliação da estabilidade de uma paisagem através da comparação do grau de correspondência entre a natureza dos dois planos de caracterização é da maior utilidade na determinação do grau de "naturalidade" da fragmentação dessa paisagem e do grau

de perturbação associado a qualquer quadro de uso do território. É também da maior utilidade na determinação dos factores de perturbação responsáveis pelo actual grau de fragmentação.

- A consideração da complementaridade de uma matriz e da presença de elementos particulares é da maior importância, conjuntamente com a conectividade e a produtividade, na definição do significado biológico dessa matriz.
- O facto de a significância dos diferentes elementos da paisagem para cada grupo faunístico ser muito variada impõe que a definição dos objectivos de gestão dessa paisagem tenham de atender à aparente contradição entre a funcionalidade de cada local ou tipo de uso, definindo complexos adequados de objectivos em função da natureza estável dessa paisagem.

Estes resultados realçam claramente a importância de aproximações hierárquicas no processo de planeamento e gestão, integrando sucessivamente os objectivos e condicionantes supra regionais, os factores estruturais regionais e as exigências locais decorrentes das particularidades de cada uso e de cada local.

6 - Agradecimentos

Os projectos atrás referidos só puderam ser desenvolvidos graças ao seu financiamento no quadro do Programa STRIDE - Projecto Évora, do Programa Estímulo à Investigação no Domínio do Ordenamento do Território e Desenvolvimento Urbano (Protocolo JNICT/DGOT) - Projectos Évora e Apostiça e Bolsas de Doutoramento do Programa Ciência e PRAXIS XXI - Projecto SE Alentejo.

7 - Bibliografia

- Allen, T.F.H.; Hoekstra, T.W. 1992 - *Toward a Unified Ecology* - Columbia University Press, New York. 384 pp.
- Bischoff, N.T. & Joungman, R.H.G.; 1993 - *Development of rural areas in Europe: the claim for nature*. Netherlands Scientificc Council for Government Policy Preliminary Report V79.
- CEEM - Centro de Estudo de Ecossistemas Mediterrânicos, 1995 - *A região de Évora numa perspectiva de Ecologia da Paisagem* - Relatório Final do Programa STRIDE-Amb. 12
- Fernandes, J.P.; 1994 - Análise Estrutural do Espaço de Uso: um Instrumento para o Planemaento e a Decisão Ambiental - comunicação apresentada à *4ª Conferência Nacional sobre a Qualidade do Ambiente*, Lisboa 6 a 8 de Abril
- Fernandes, J.P.; Mascarenhas, J.M., 1995 - The SE Alentejo and Évora Projects: building a framework for the ecological Planing and

Management of the Landscape - comunicação apresentada ao *Workshop "Eeconet and the Wildlands Project"*, Fundação Luso Americana para o Desenvolvimento, Lisboa 6 e 7 de Julho
- Forman, R.T.T.; Godron, M. 1986 - *Landscape Ecology* - J. Wiley and Sons. New York. 619 pp.
- Meentemeyer, V.; Box, E.; 1987 - Scale effects in Landscape Studies - in Turner. M.G. (ed.) *Landscape Heterogeneity and Disturbance*, Springer Verlag, New York, pp 15 - 34
- Quinta Nova, L.; 1995 - *Análise da evolução de uma área localizada na Península de Setúbal na sequência de um processo de alteração de uso bem caracterizado* - Dissertação de Mestrado em Ordenamento do Território e Planeamento Ambiental, Universidade Nova de Lisboa, Lisboa
- Turner, M.G.; 1989 - Landscape Ecology: The effect of Pattern and Process - *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 20, pp 171 - 197
- Zooneveld, I.S. 1989 - The land unit - A fundamental concept in landscape ecology, and its applications - *Landscape Ecology* vol. 3 no. 2 pp 67-83.

SISTEMA DE INDICADORES DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL PARA GESTÃO DE ZONAS COSTEIRAS: UM MODELO CONCEPTUAL

MARCO PAINHO[1], VALDEMAR RODRIGUES[2], TOMÁS B. RAMOS[3] & TERESA RIBEIRO[4]

RESUMO

Propõe-se um modelo conceptual capaz de tornar possível a avaliação, na perspectiva do *desenvolvimento sustentável*, das diferentes políticas e opções de desenvolvimento existentes ou previstas para uma determinada zona costeira. A avaliação da *sustentabilidade* de uma determinada opção ou política de desenvolvimento implica o conhecimento de quais os ecossistemas, tipos de uso e medidas capazes de garantir a produção sustentada, a diversidade e a auto-regulação dos sistemas costeiros. O sistema de gestão costeira é estruturalmente concebido de forma a integrar as seguintes vertentes: (i) pressões ambientais, usos e conflitos; (ii) sobreposição e interacção de limites espaciais e; (iii) acções necessárias à prevenção e controlo e compensação dos efeitos negativos das pressões sobre os sistemas costeiros. O modelo considera quatro categorias de indicadores de desenvolvimento sustentável: ambientais, económicos, sociais e institucionais. Para que o público em geral e os decisores em particular possam basear as suas opiniões e decisões, torna-se necessário dispor dos veículos de informação apropriados. De forma a satisfazer estes requisitos o sistema utiliza as mais recentes tecnologias de informação e explora metodologias inovadoras para a sua disseminação e participação, como sejam os sistemas multimédia e a possibilidade de utilizar as redes de comunicação do tipo *internet*.

PALAVRAS-CHAVE: gestão costeira, desenvolvimento sustentável, indicadores e índices, sistema multimédia

[1] Doutorado em Sistemas de Informação Geográfica, Professor Auxiliar Convidado no Instituto Superior de Estatística e Gestão de Informação da Universidade Nova de Lisboa, Travessa Estêvão Pinto, 1070 LISBOA, Tel. 01.3871573, Fax. 01-3872140, e-mail: painho@epsylon.isegi.inl.pt

[2] Engenheiro do Ambiente, Mestrado em Ecologia, Gestão e Modelação dos Recursos Marinhos, Instituto Superior Técnico, Universidade Técnica de Lisboa, Bolseiro da JNICT. Rua Alfredo José Marques, nº 14, 2ºC, 2735 Cacém. Tel / Fax 01-9121407; e-mail: vjrodrigues.@telepac.pt

[3] Engenheiro do Ambiente, Mestrado em Ciências das Zonas Costeiras, Universidade de Aveiro, Bolseiro PRAXIS XXI no Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa, 2825 MONTE DE CAPARICA. Tel. 01-2954464, Fax. 01-2942441, e-mail tbr@mail.fct.unl.pt.

[4] Engenheira do Ambiente, Directora de Projectos no CEEETA - Centro de Estudos em Economia da Energia dos Transportes e do Ambiente, Rua Gustavo de Matos Sequeira, 28, 1º Dto. 1200 LISBOA, Tel. 01-601043, Fax. 01.3950837.
e-mail: maria.teresa.ribeiro@eea.dk

1.INTRODUÇÃO

1.1. Indicadores de desenvolvimento sustentável

A Conferência das Nações Unidas sobre Ambiente e Desenvolvimento em 1992 fez ecoar num grande número de países as questões de ambiente e desenvolvimento, tendo levado à divulgação, a nível internacional, do conceito de "desenvolvimento sustentável".

Este conceito foi introduzido na política comunitária do Ambiente em 1993, com a adopção do 5º Programa Comunitário de Acção em matéria de ambiente (intitulado: "Para um Desenvolvimento Sustentável"), e duma forma mais abrangente na própria formulação do tratado de Maastricht.

Após a introdução do conceito ao nível das instituições (aqui entendidas no seu sentido mais abrangente), começou a sentir-se desde logo a necessidade de avaliar o desempenho das economias face ao novo conceito. Cedo os economistas concordaram que por exemplo o PIB (produto interno bruto), classicamente utilizado como um indicador do desempenho das economias, não reflectia completamente o bem-estar económico e social, e a sua evolução no tempo não permitia avaliar da sustentabilidade do desenvolvimento (Leipert and Simonis, 1988; Daly, 1988; Pearce *et al.*, 1988).

Foi neste contexto que, um pouco por todo o mundo, começaram a surgir novas metodologias de análise, e em particular indicadores da sustentabilidade das políticas ou opções de desenvolvimento. Em 1991 é publicado na europa um livro que reflectia claramente estas novas preocupações: Kuik & Verbruggen (1991).

Os indicadores de desenvolvimento sustentável são presentemente não apenas necessários, mas indispensáveis para fundamentar as tomadas de decisão aos mais diversos níveis e nas mais diversas áreas. Actualmente, começam a surgir por todo o mundo iniciativas e projectos com vista a definição de indicadores de desenvolvimento sustentável para um variado leque de finalidades de gestão, ao nível do desenvolvimento local, regional e nacional (*e.g.* Cummings and Cayer, 1993). A criação de um enquadramento global, subjacente a este tipo de iniciativas, capaz de assegurar a validade técnica, a comparabilidade, e a aceitação política deste novo tipo de indicadores, é actualmente o objectivo prioritário da Comissão das Nações Unidas para o Desenvolvimento Sustentável (UNCSD)(Gouzee *et al.*, 1995).

Ao nível europeu, a gestão das zonas costeiras é reconhecida como uma das áreas mais carentes em matéria de instrumentos de apoio à decisão (ENVIREG, 1994). As pressões a que se encontram sujeitas e os aspectos ambientais e económicos que lhes estão associados, tornam as zonas costeiras das várias regiões da europa peças-chave para o desenvolvimento sustentável. Questões ambientais como a perda de habitats naturais, a biodiversidade, a subida do nível dos oceanos, a desflorestação, a poluição marinha, a erosão costeira, o planeamento e uso do solo; e questões económicas como o turismo, as pescas ou a navegação, fazem das zonas costeiras lugares privilegiados para o conflito de usos e susceptíveis de uma rápida degradação na ausência de estratégias de gestão integrada. Para a avaliação dessas estratégias, pontualmente e ao longo do tempo, os indicadores de desenvolvimento sustentável constituem uma ferramenta de apoio indispensável aos processos de tomada de decisão, mas também aos processos menos complexos de fundamentação da opinião e informação, destinada a atingir alvos particulares como sejam gestores, cientistas, políticos, decisores e o público em geral.

1.2. Indicadores de qualidade ambiental

Quer instituições nacionais, quer internacionais têm mostrado um interesse crescente em sistemas de indicadores e índices de qualidade ambiental (*e.g.* US EPA, OECD, Swedish EPA, Norwegian Central of Statistics, Comissão Europeia).

A necessidade crescente de tratar a informação ambiental na forma "bruta" tem conduzido ao desenvolvimento de metodologias, entre as quais se destaca a utilização de indicadores e índices ambientais. A utilização destes revela-se extremamente importante no sentido de tornar os dados científicos inteligíveis e utilizáveis por decisores técnicos, políticos ou pelo público em geral. Consoante os objectivos em causa, as potenciais aplicações de índices ambientais poderão ser muito variadas (Ott, 1978).

A avaliação da qualidade do sistema pode assim ser avaliada através de indicadores e índices ambientais, estruturados para transmitir a informação científica de forma sintética preservando o significado original dos dados. A utilização de indicadores sublinha que a avaliação da qualidade ambiental deverá ser efectuada com as variáveis que melhor espelhem os objectivos em causa, e não com todas aquelas que podem ser medidas.

Diversos autores têm efectuado trabalhos na área de indicadores e índices ambientais quer para aplicação generalizada (*e.g.* Thomas, 1972; Inhaber, 1976; Ott, 1978; Jeffrey & Madden, 1991), quer para aplicação a diferentes áreas específicas, de que são exemplos os trabalhos efectuados na área de indicadores de qualidade da água (*e.g.* James & Evison, 1976; Newman, 1992), bem como em outras áreas específicas.

No entanto, apesar de muitas das vertentes do subsistema ambiental já terem sido objecto de estudo do ponto de vista de metodologias baseadas em indicadores e índices, poucos têm sido os trabalhos realizados utilizando o conceito de desenvolvimento sustentável na formulação desses indicadores e índices.

2. MODELO

O modelo proposto tem como objectivo o desenvolvimento de um sistema dinâmico e interactivo para a avaliação da sustentabilidade das políticas ou opções relativas à gestão de zonas costeiras (GZC). O sistema satisfaz uma necessidade emergente do 5º Programa Comunitário de Acção em matéria de ambiente (com vista ao desenvolvimento sustentável) baseando-se em metodologias inovadoras, as quais permitem avaliar os desvios à sustentabilidade de uma dada *unidade de gestão costeira* (UGC), recorrendo para tanto às mais recentes tecnologias de suporte, tratamento e veiculação da informação.

São ainda objectivos e/ou componentes do modelo proposto:

1- A adopção e reavaliação do ponto de vista da gestão costeira de um conceito de *desenvolvimento sustentável* coerente do ponto de vista institucional e cientificamente credível. Poderá ainda admitir-se a multiplicidade do conceito atendendo ao tipo de UGC em análise.

2- O desenvolvimento de uma metodologia que permita a definição, de uma forma consistente e consensual, de *UGC's*.

3- A construção de um sistema de *indicadores e índices de desenvolvimento sustentável*, integrando as vertentes económica, social, ambiental e institucional.

4- A implementação de uma *interface* permitindo a utilização dos dados georeferenciados relevantes para a cálculo de indicadores e índices de desenvolvimento sustentável e visualização das UGC's.

5- O desenvolvimento e implementação em suporte SIG de uma *base de conhecimento* para gestão de zonas costeiras.

6- A possibilidade de avaliar de uma forma dinâmica a evolução da sustentabilidade em zonas costeiras através da utilização das mais recentes tecnologias de informação, e o desenvolvimento de uma interface multimédia para o sistema.

7- O aproveitamento das possibilidades oferecidas pelas redes comunicação do tipo *internet* para a introdução de um novo conceito de participação pública (factor chave do desenvolvimento sustentável) em matéria de ambiente adaptado à gestão de zonas costeiras, conceito esse que surgirá na sequência da formulação de uma nova teoria de evolução institucional.

3. METODOLOGIA

3.1- Conceptualização da metodologia de suporte ao sistema de indicadores de desenvolvimento sustentável

Nesta fase são estudados os diferentes conceitos de desenvolvimento sustentável do ponto de vista da sua adequabilidade para a gestão costeira. É aqui adoptado o conceito mais apropriado atendendo à realidade institucional (onde se integram organismos oficiais, organizações não governamentais e entidades de carácter privado) e tendo em conta a credibilidade científica das asserções a ele subjacentes.

São estabelecidos critérios que possibilitem a delimitação de *UGC's*, as quais constituirão a base espacial de análise. Estas unidades são definidas considerando as dimensões ecológica, politico-administrativa, e sócio-económica, passíveis de exercerem influência directa ou indirecta sobre a zona costeira.

Procede-se ainda à conceptualização da macroestrutura do sistema de indicadores de desenvolvimento sustentável, tendo em conta os alvos potenciais, o tipo e a complexidade de informação a manipular e disponibilizar, e os objectivos a atingir.

3.2. Desenvolvimento

O desenvolvimento consiste em seleccionar as UGC's com base nos critérios estabelecidos na fase anterior, e implementada num suporte SIG a base de conhecimento necessária para efectuar o cálculo dos indicadores e índices referentes às diferentes vertentes dos desenvolvimento sustentável consideradas (económica, social, ambiental e institucional).

São ainda definidos os indicadores relevantes para cada uma das vertentes de análise e correspondentes variáveis associadas.

3.3. Implementação

Consoante cada caso são aplicados algoritmos de agregação específicos de forma a originar informação tratada e sintetizada, a um nível superior (índices). Aquando dessa formulação são também efectuadas as ponderações que se mostrem adequadas e necessárias, atendendo ao conceito de desenvolvimento sustentável adoptado.

A interface do sistema é desenhada nesta fase, tendo em conta os princípios estabelecidos na conceptualização da metodologia. Esta interface terá uma componente multimédia importante que integra imagens, som, texto e elementos gráficos ilustrativos dos desvios à sustentabilidade verificados numa UGC ao longo do tempo. A ligação do sistema às redes internacionais de comunicação, tipo Internet, é estabelecida através da criação de uma página de acesso à informação a disponibilizar.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O termo sustentável, enquanto adjectivo e independentemente da área ou actividade que pretende qualificar, pressupõe a existência de um padrão ou de uma escala comparativa. Para que o conceito de desenvolvimento sustentável não corra o risco de se tornar metafísico, torna-se imperativa a sua verificabilidade ou testabilidade face aos objectivos de sustentabilidade definidos (Ribeiro & Rodrigues, 1995). Isso consegue-se através da implementação de sistemas de indicadores. A gestão de zonas costeiras na óptica da sustentabilidade confronta-se actualmente com a ausência de ferramentas adequadas para a avaliação (pontualmente e ao longo do tempo) das estratégias de desenvolvimento existentes ou propostas para uma dada área, aqui designada unidade de gestão costeira (UGC).

O modelo conceptual apresentado pretende contribuir para a integração das vertentes ambiental, social, económica e institucional, as quais se encontram de resto na base do conceito de desenvolvimento sustentável, no contexto específico da gestão de zonas costeiras.

5. REFERÊNCIAS E BIBLIOGRAFIA

AMARAL, M.J., CAEIRO, S.S., RAMOS, T.B. & ALCÂNTARA, F. (1994). Considerações sobre Programas de Monitorização e Vigilância na Presença de Exutores Submarinos. In: 4ª *Conferência Nacional Sobre a Qualidade do Ambiente*. I (pp. I1-I9). Lisboa: DCEA/FCT/UNL.

BOYLE, O.C., MASTERSON, B.F. & STAPLETON, L. (1991). The Use of Indicator Organisms for the Protection of Recreational Users of Estuarine and Coastal Waters from Risks to Health. In: Jeffrey, D.W. & Madden, B. (ed.). *Bioindicators and Environmental Management*, 37-54, Academic Press Limited. London.

BRYAN, B.L., LANGSTON, W.J. & HUMMERSTONE, L.G. (1980). The Use of Biological Indicators of Heavy Metal Contamination in Estuaries. *Marine Biological Association of The United Kingdom Occasional Publication* **1**. 1-73.

CABELLI, V.J., DUFOUR, A.P., MCCABE, M.J. & LEVIN, M.A. (I983). A Marine Recreational Water Quality Criterion Consistent With Indicator Concepts and Risk Analisys. *Journal WPCF* . **55** (10), 1306-I313.

COLIJN, F., LAANE, R., SKJOLDAL, H. & ASJES, J. (1994). Ecological Quality Objectives in Perspective. In: *North Sea Task Force Meeting*. Ebeltoft, Denmark.

CUMMINGS, L.E. and CAYER, N.J. (1993) - Environmental policy indicators: a systems model. *Environmental Management*, **17** (5): 655-667.

DALY, H. (1988) - On sustainable development and national accounts. In: Economics, growth and sustainable environments. D. Collard, D. Pearce and D. Ulph (eds.), MacMillan Press, London.

ELLIOT, M. & MCMANUS, J. (1989). Advances and Future Direction in Marine and Estuarine Studies. In: MacManus, J. & Elliot, M. (ed.). *EBSA 17 Symposium*., Denmark, 1-6.

ENVIREG (1994) - Economic development & environmental protection in coastal areas: a guide to good practice. Commission of the European Communities, 1994.

FERREIRA, J.G.; NEVES, RAMIRO J.J.; RAMOS, T. & RODRIGUES, V.J. (1992) - Modelação Ecológica de Zonas Costeiras. Aplicação ao Estuário do Tejo.III Conferência Nacional sobre a Qualidade do Ambiente (Univ. de Aveiro), Vol. I : 421-434.

GOUZEE, N.; MAZIJN, B. and BILLHARZ, S. (1995) - Indicators of sustainable development for decision-making. Report of the Workshop of Ghent (Belgium), 9-11 January 1995, submitted to the UN Commission on Sustainable Development. Federal Planning Office of Belgium.

GRAY, J., CALAMARI, D., DUCE, R., PORTMANN, J.E., WELLS, P.G. & WINDOM, H.L. (1991). Scientifically Based Strategies for Marine Environmental Protection and Management. *Marine Pollution Bulletin*. **22**, (9), 432-440.

HURLBERT, S.H. (1971). The Non concept of Species Diversity: a Critique and Alternative Parameters. *Ecology* **52**, 4:577-586.

INHABER, H. (1976). *Environmental Indices*. John Wiley & Sons. New York.

JAMES, A. & EVISON, L. (ed.) (1979). *Biological Indicators of Water Quality.* John Wiley & Sons.

JEFFREY, D.W. & MADDEN, B. (ed.) (1991). *Bioindicators and Environmental Management.* Academic Press. London.

KUIK, O. and VERBRUGGEN, H. Eds.(1991) - In Search of Indicators of Sustainable Development. Kluwer Academic Publishers, The Netherlands.

LEIPERT, Chr. and SIMONIS, U.E. (1988) - Environmental damage - environmental expenditures: statistical evidence of the Federal Republic of Germany. *Int. Jour. of Soc. Econ.*, **15** (7): 37-52.

MAGUIRE, D. J., M. F. Goodchild and D. W. Rhind (Eds.), 1991. *Geographical Information Systems.* 1st ed. Vol. 1: Principles. Longman Scientific & Technical, Essex, England. 649 pages.

MAGUIRE, D. J., M. F. Goodchild and D. W. Rhind(Eds.), 1991. *Geographical Information Systems.* 1st ed. Vol. 2: Applications. Longman Scientific & Technical, Essex, England. 447 pages.

NEWMAN, P.J. (1992). Surface Water Quality Indicators. In Colombo, A.G. (ed.), *Environmental Impact Assessment.* EuroCourses. Kluwer Academic Press. Vol. 1. Brussels and Luxembourg.

OTT, W.R. (1978). *Environmental Indices - Theory and Pratice.* Ann Arbor Science . Michigan.

PAINHO, M. O. and A. Guevara (1989): Sistemas de Informação Geográfica: Conceitos, Tecnologia e Aplicações. Presented at the I Brasilian Workshop on Geographic Information Systems, University of Brasilia, Brazil.

PEARCE, D.W.; BARBIER, E.B. and MARKANDYA, A. (1988) - Sustainable development and cost benefit analysis. IIED/UCL, London.

PHILLIPS, D.J.H (1980). *Quantitative Aquatic Biological Indicators: Their Use to Monitor Trace Metals and Organochlorine Pollution.* Applied Science Publishers, London.

RAPPORT, D.J. (1989). What Constitutes Ecosystem Health? *Persp. Biol. Med.* **33**, (1), 120-132.

RIBEIRO, T. & RODRIGUES, V. J. (1995) - Institutional adjustments to sustainable development strategies in Portugal. Paper presented during the SEER II Crete meeting, University of Crete, Rethymno, Crete, April, 8-12 1995.

SATSMADJIS, J. (1985). Comparison of Indicators of Pollution in the Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin.* **16**, (10), 395-400.

SILVA, M.C. (1993). Estudo Preparatório para a Definição de Projectos de Ambiente Elegíveis no Contexto do Fundo de Coesão - *Indicadores do Estado do Ambiente para Águas Costeiras e Estuariais.* Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Lisboa.

TEN BRINK, B.J.E., HOSPER, S.H. & COLIJN, F. (1991). A Quantitative Method for Description & Assessment of Ecosystems: the AMOEBA-approach. *Marine Pollution Bulletin.* **23**, 265-270.

THOMAS, W.A. (ed.) (1972). *Indicators of Environmental Quality.* Plenum Press. New York.

TOMLIN, C. D., 1990. *Geographic Information Systems and Cartographic Modeling*. 1st ed. Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey. 249 pages.

TOMLINSON, D.L., WILSON, J.G., HARRIS, C.R. & JEFFREY, D.W. (1980). Problems in the Assessment of Heavy Metal Levels in Estuaries and the Formation of a Pollution Index. *Helgolander Meeresuntersuchungen*. **33**, 566-575.

VOLTA, G. & SERVIDA, A. (1992). Environmental Indicators and Measurement Scales. In Colombo, A.G. (ed.), *Environmental Impact Assessment*. EuroCourses. Kluwer Academic Press. Vol. 1. Brussels and Luxembourg.

WALLIN, M. & HAKANSON, L. (1991). The Importance of Inherent Properties of Coastal Waters. *Marine Pollution Bulletin*. **22**, (8), 381-388.

WILSON, J.G. & JEFFREY, D.W. (1987). Europe Wide Indices for Monitoring Estuarine Quality. In:.Richardson, D.H.S. (ed.). *Biological Indicators of Pollution*, 225-242, Royal Irish Academy, Dublin.

MORFODINÂMICA DA REGIÃO DA BARRA DE AVEIRO

M. TELES[1] , A. BARATA[2] e J.VIEIRA[3]

Resumo:

É estimado o balanço anual de sedimentos na região da barra de Aveiro e nos trechos litorais adjacentes a partir do cálculo das taxas de transporte em domínio bidimensional e em perfis transversais à costa. É apresentado o sistema de modelos matemáticos de ondulação, de correntes de maré e induzidas pelas ondas e de transporte de sedimentos não coesivos que foi elaborado para a região. É referido o método de determinação das condições de fronteira dos modelos a partir do tratamento dos parâmetros da agitação marítima em águas profundas.

Palavras Chave: Modelação Matemática; Morfodinâmica Litoral; Balanço de Sedimentos Não Coesivos; Transporte de Areias.

1. INTRODUÇÃO

A barra de Aveiro está situada na parte central do trecho litoral arenoso com cerca de 150 km de extensão compreendido entre Espinho e o Cabo Mondego. O trecho está exposto a severas condições de mar. A sua batimetria é regular, excepto nas proximidades da barra de Aveiro. A singularidade que a barra representa no trecho litoral está relacionada com o sistema de molhes e com a orientação e intensidade das correntes que estão associadas ao prisma de maré da Ria de Aveiro. Traduz-se pela existência de um do banco exterior de dimensões significativas.

As intervenções na barra de Aveiro iniciadas na década de 1950 alteraram o equilibrio morfodinâmico nos trechos litorais adjacentes: a norte, na praia de S. Jacinto, ocorreu um processo de acumulação aluvionar muito intenso; a sul, inicialmente nas praias da Barra e da Costa Nova e, mais recentemente, da Costa Nova até à praia da Vagueira, teve e tem lugar um processo de erosão. Em alguns locais estão em risco valores patrimoniais. No troço de 1km a sul do Molhe Sul ocorre no presente um processo de acumulação aluvionar.

(1) Engº Hidrógrafo, dos Quadros da HIDROPROJECTO, S.A., Lisboa
(2) Licenciada em Oceanografia, dos Quadros da HIDROPROJECTO, S.A., Lisboa
(3) Doutor em Engenharia Costeira, dos Quadros do Danish Hydraulics Institute (DHI), Copenhage

Actualmente o Molhe Norte praticamente não retém os aluviões provenientes de norte. Em consequência, aumentou a volumetria do banco exterior que se desenvolveu a partir da construção e do prolongamento dos molhes e aumentaram as dificuldades de manutenção da barra. A propagação da ondulação sofreu alterações consideráveis relativamente a situações anteriores, produzindo-se concentração da energia das ondas onde antes existia dispersão. A evolução do banco controla os processos no trecho litoral a sul.

No contexto da manutenção da barra e da protecção da costa contra a erosão procedeu-se ao estudo da dinâmica sedimentar na região.. A complexidade do transporte sedimentar, função da acção combinada das ondas e das correntes de maré e da sua interacção com o fundo, de características marcadamente bidimensionais, torna a previsão do caminhamento litoral de areias muito difícil pelos processos da engenharia clássica. Foi necessário recorrer à modelação matemática para avaliar as taxas de transporte de areias e determinar o esquema de transposição da embocadura.

Uma vez adquirido conhecimento suficiente dos processos sedimentares litorais à escala da região puderam propôr-se intervenções alternativas, previamente ensaiadas no sistema de modelos, que conciliam a manutenção em permanência de condições adequadas e seguras de navegabilidade na barra com a defesa do trecho litoral a sul contra a erosão costeira.

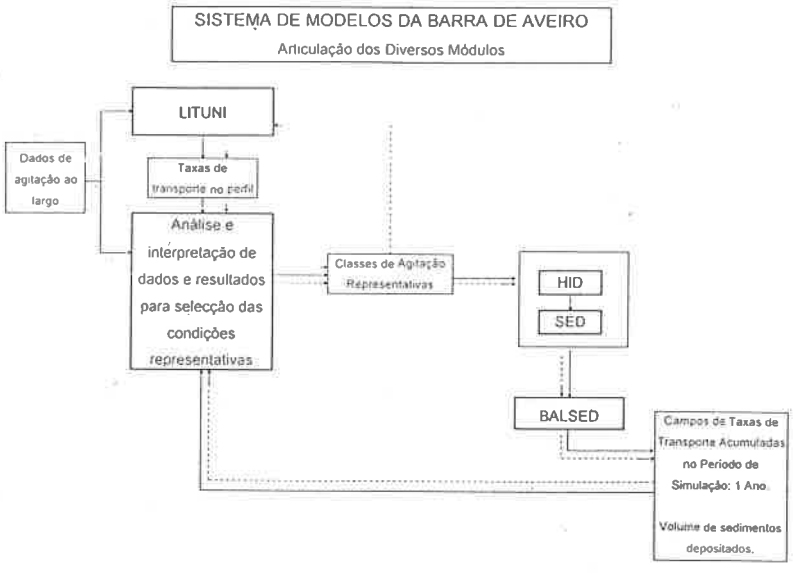
2. O SISTEMA DE MODELOS

2.1 - Organização do Sistema

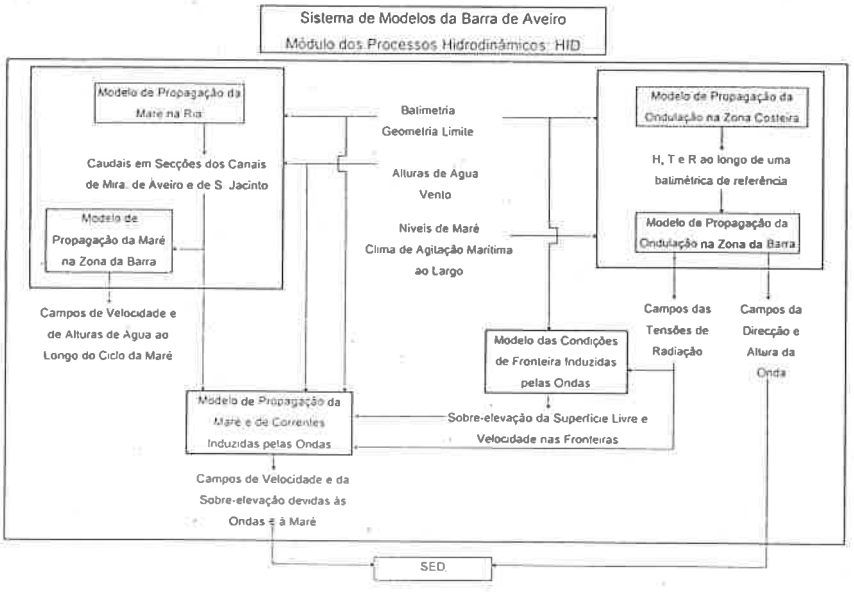
O sistema de modelos da região da Barra de Aveiro é constituído basicamente por quatro módulos, cuja articulação está indicada no esquema I. Os módulos são constituídos por cinco tipos de modelos que permitem simular diferentes processos físicos. Os modelos são os seguintes:

- modelo de propagação da maré;
- modelo de propagação da ondulação;
- modelo de propagação da maré e de correntes induzidas pelas ondas;
- modelos de transporte de sedimentos;
- modelos de tendência de evolução morfológica.

No esquema II encontra-se representado o módulo do sistema de modelos da Barra de Aveiro referente aos processos hidrodinâmicos, HID. Inclui os modelos de propagação da maré, da ondulação e das correntes de maré e induzidas pelas ondas num domínio bidimensional, bem como a transferência


SISTEMA DE MODELOS DA BARRA DE AVEIRO
Articulação dos Diversos Módulos
LITUNI
Dados de agitação ao largo
Taxas de transporte no perfil
Análise e interpretação de dados e resultados para selecção das condições representativas
Classes de Agitação Representativas
HID
SED
BALSED
Campos de Taxas de Transporte Acumuladas no Período de Simulação: 1 Ano.
Volume de sedimentos depositados.

ESQ. I


Sistema de Modelos da Barra de Aveiro
Módulo dos Processos Hidrodinâmicos: HID
Modelo de Propagação da Maré na Ria
Caudais em Secções dos Canais de Mira, de Aveiro e de S. Jacinto
Modelo de Propagação da Maré na Zona da Barra
Campos de Velocidade e de Alturas de Água ao Longo do Ciclo da Maré
Batimetria
Geometria Limite
Alturas de Água
Vento
Níveis de Maré
Clima de Agitação Marítima ao Largo
Modelo de Propagação da Ondulação na Zona Costeira
H, T e R ao longo de uma batimétrica de referência
Modelo de Propagação da Ondulação na Zona da Barra
Campos das Tensões de Radiação
Campos da Direcção e Altura da Onda
Modelo das Condições de Fronteira Induzidas pelas Ondas
Modelo de Propagação da Maré e de Correntes Induzidas pelas Ondas
Sobre-elevação da Superfície Livre e Velocidade nas Fronteiras
Campos de Velocidade e da Sobre-elevação devidas às Ondas e à Maré
SED.

ESQ. II

de dados para o módulo dos processos sedimentológicos. O módulo sedimentológico do sistema, SED, inclui um modelo de transporte de sedimentos e um modelo de tendência de evolução morfológica.

Os dois módulos actuam sequencialmente a partir da especificação das condições representativas da agitação ao largo para a região. Os seus resultados são utilizados no módulo de transporte residual e de balanço anual de sedimentos para a Barra de Aveiro, representado no esquema III. Neste são estimados os valores médios anuais da taxa de transporte e do volume de sedimentos depositado ou erodido em volumes de controlo.

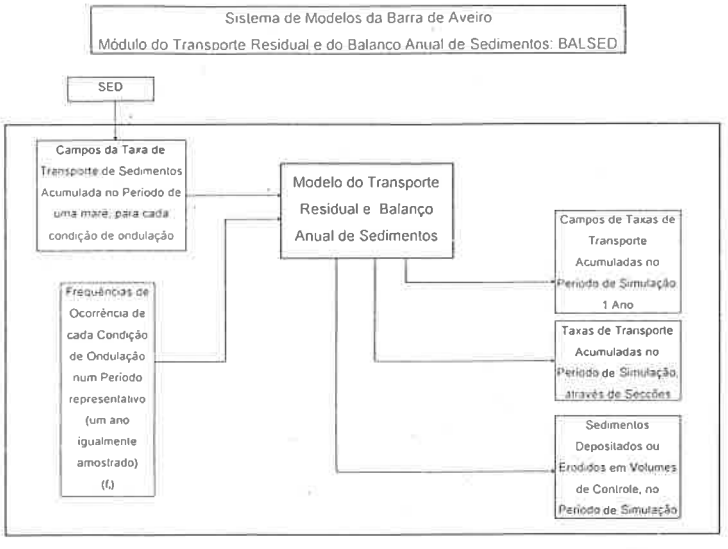
A determinação das condições representativas da agitação ao largo constitui uma parte fundamental do sistema de modelos de transporte de sedimentos. Baseia-se numa metodologia híbrida que inclui a utilização de um módulo de transporte litoral e a análise conjunta dos seus resultados e dos dados de agitação. O módulo de transporte litoral, (LITUNI), é constituído por um sistema de modelos unidimensionais para determinação do transporte longitudinal de sedimentos num perfil transversal análogo ao sistema de modelos bidimensionais já referido.

O processo de selecção das ondas representativas encontra-se esquematizado em IV. O processo de selecção das condições representativas da agitação apenas se encontra concluído após a aplicação do sistema de modelos. Da análise e interpretação desses resultados pode decorrer a modificação das classes representativas e a repetição da aplicação do sistema de modelos.

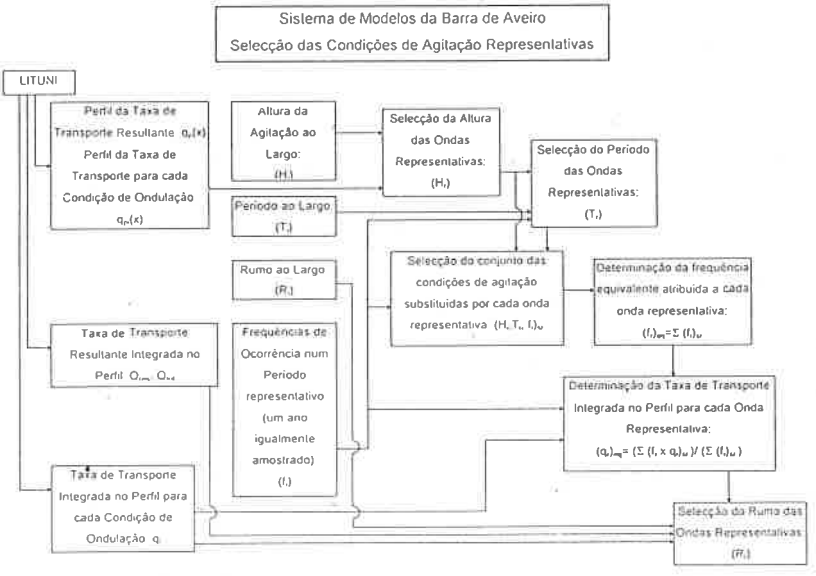
2.2 - Domínios de Cálculo

As equações que constituem os modelos são resolvidas em dois domínios de cálculo representados em grades e malhas de dimensões e densidade diferentes. Os modelos correspondentes são designados genericamente por Modelo da Ria e Modelo da Barra, sendo este um sub-modelo do primeiro. Os seus domínios de cálculo e a batimetria estão representados nas Figuras {1) e {2}. O encaixe dos modelos está indicado na Figura {2}.

Na elaboração dos domínios de cálculo foi utilizada a mais recente informação hidrográfica da região. Recorreu-se nomeadamente: à batimetria da carta náutica 59 do IH, à escala 1:10.000, publicada em Agosto de 1990; à batimetria da carta náutica 33 do IH, à escala 1:75.000, publicada em Abril de 1991 e ao levantamento hidrográfico da Ria de Aveiro de 1987/88, efectuado pelo IH. Na construção dos domínios de cálculo utilizaram-se métodos objectivos de tratamento das sondas e procedeu-se à sua aferição cartográfica através de AUTOCAD/DTM.



ESQ. III



ESQ. IV

3. CONDIÇÕES REPRESENTATIVAS DA AGITAÇÃO MARÍTIMA

3.1 - Princípio

A selecção das condições representativas para efeito da aplicação do modelo bidimensional de transporte de sedimentos não coesivos assente no modelo de propagação da maré e de correntes induzidas pela ondas foi estabelecida recorrendo ao cálculo do transporte litoral num perfil transversal a norte da Barra de Aveiro, numa zona onde a batimetria não se encontra ainda perturbada pela embocadura, como se pode verificar através da Figura {2}. As condições seleccionadas devem produzir o mesmo transporte anual e a mesma distribuição ao longo do perfil transversal que o conjunto das ondas do clima de agitação, cujo transporte e distribuição foram previamente calculados para o mesmo perfil.

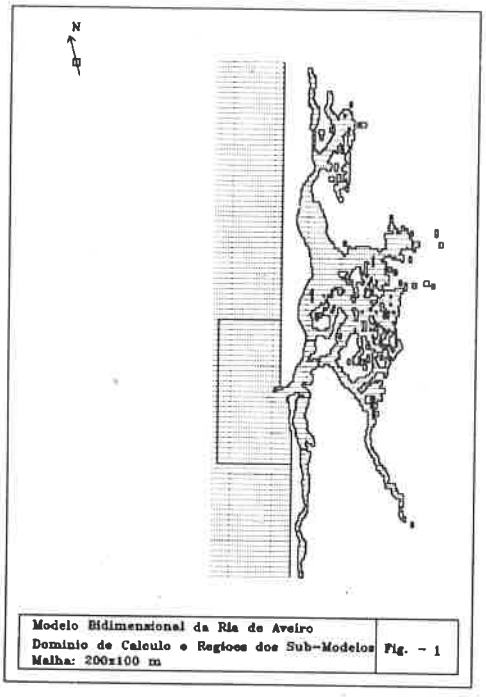
Esta metodologia constitui um avanço significativo relativamente a metodologias anteriormente utilizadas, em que a selecção das ondas obedecia a critérios puramente estatísticos.

3.2 - Séries Temporais dos Dados de Agitação

Os dados de agitação a que se recorreu resultaram de registos de agitação marítima obtidos pelo IH ao largo do Cabo Mondeggo com ondógrafo direccional nos anos de 1990 a 1993. Consistiram em séries temporais de altura significativa, período de pico e direcção média do período de pico.

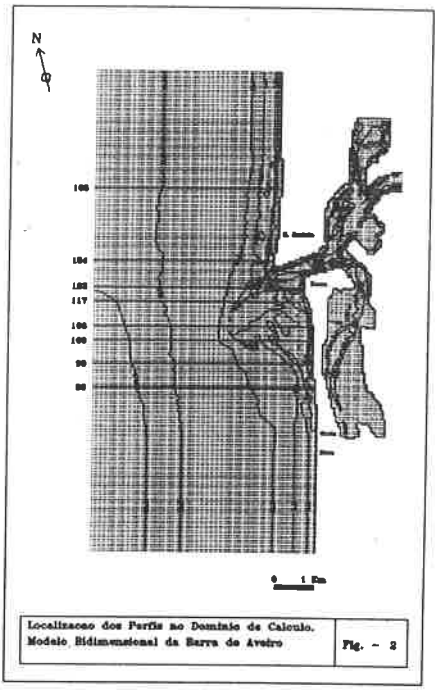
A série de dados correspondeu a observações realizadas ao longo de três anos, mas incluia intervalos em que não existe informação e períodos correspondentes aos temporais, durante os quais os dados se encontram registados com uma frequência de amostragem superior à dos restantes dados. Com base nesta série, que é constituída por cerca de 6300 registos, construiu-se uma série temporal de dados de agitação amostrada de 3 em 3 horas, com a duração de um ano, retirando a excessiva contribuição dos temporais e representando igualmente todos os meses. Escolheu-se o ano de 1992 por corresponder ao intervalo em que existiam mais registos e optou-se por acrescentar o mês de Julho de 1990 Esta série de dados constitui a base de dados de agitação para a caracterização do transporte de sedimentos na zona em estudo e será referida como série de dados representativos da agitação na zona de estudo.

A sensibilidade ao coeficiente de Manning foi testada através de sucessivas aplicações do sistema de modelos unidimensionais, nas quais se recorreu à série temporal representativa da agitação. Os valores das taxas de transporte no trecho de costa a norte da barra de Aveiro que serviram de base à



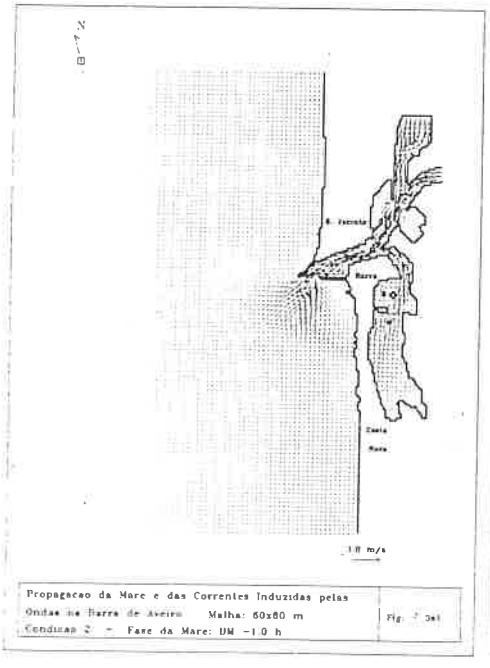
Modelo Bidimensional da Ria de Aveiro
Dominio de Calculo e Regioes dos Sub-Modelos
Malha: 200x100 m

Fig. - 1



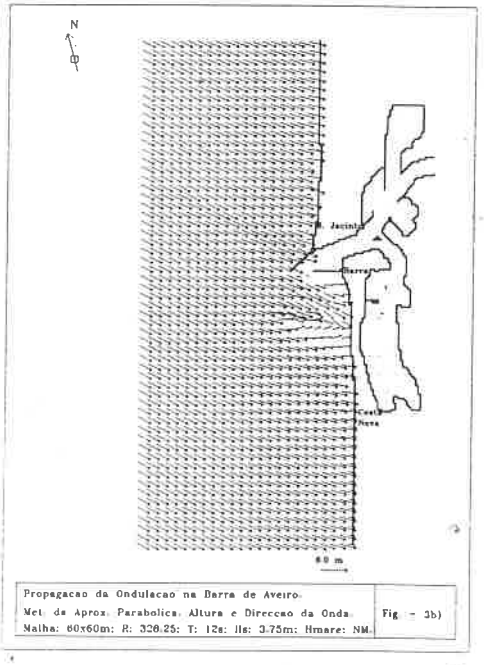
Localizacao dos Perfis no Dominio de Calculo.
Modelo Bidimensional da Barra de Aveiro

Fig. - 2



Propagacao da Mare e das Correntes Induzidas pelas
Ondas na Barra de Aveiro Malha: 60x60 m
Condicao 2 - Fase da Mare: BM -1.0 h

Fig. - 3a)



Propagacao da Ondulacao na Barra de Aveiro
Met. da Aprox. Parabolica. Altura e Direccao da Onda.
Malha: 60x60m; R: 328.25; T: 12s; Hs: 3.75m; Hmare: NM.

Fig. - 3b)

selecção das ondas representativas para efeito da aplicação do sistema de modelos bidimensionais são os seguintes, em m^3/ano:

$$QNORTE = 3{,}0 \times 10^4 ; \qquad QSUL = -1{,}5 \times 10^6 ; \qquad QRES = -1{,}5 \times 10^6$$

afectados de uma variação de 10%.

Em seguida os dados disponíveis foram agrupados em classes de valor dos diversos parâmetros da onda. Procurou-se que a discretização do clima de agitação em classes fosse o mais simplificada possível, mantendo contudo o pormenor necessário à descrição do transporte litoral. Aplicou-se o modelo unidimensional à série de dados de modo a verificar se esta discretização em classes reproduziria os valores das taxas de transporte resultante e total associados à série representativa. Foram ensaiadas diferentes discretizações das quais se seleccionou a que contém 32 sectores direccionais de 11,25º e 14 classes de altura de 0,5m.

Os períodos foram agrupados em três classes maiores: uma classe, que se representou pelo valor 8s, inclui os registos de período de pico com valor inferior ou igual a 9s e pretende representar a componente de curto período (vaga); uma segunda classe que inclui as classes de período de pico mais frequentes, isto é, os valores de período de pico compreendidos no intervalo entre 9s e 14s, inclusivé, que se representou por 12s; finalmente uma classe que inclui as classes de maior período de pico e menos frequentes, isto é, todos os registos de período de pico superiores a 14s, que se representou por 15s.

Com esta discretização obteve-se uma boa aproximação aos valores do transporte litoral acima mencionados

3.3 - Selecção das Ondas Representativas

Para seleccionar as ondas representativas analisou-se quer para o período de um ano, quer para as épocas de Verão e Inverno as seguintes distribuições:

- dos parâmetros da agitação da série representativa;
- das taxas de transporte instantâneas integradas no perfil associadas a cada classe de onda;
- das taxas de transporte acumuladas integradas no perfil associadas a cada classe de onda.

O processo de selecção encontra-se esquematizado no esquema VI já referido. O conjunto de condições de agitação é necessáriamente reduzido, de modo a reduzir o número de simulações em modelo bidimensional, sendo

desejável um número de 3 ou 4 condições. Pretendeu-se determinar um conjunto de condições de agitação constituídas por tétradas de altura significativa, período, rumo e frequência de ocorrência, tais que, do ponto de vista do transporte litoral, sejam equivalentes à série temporal inicial ou à série resultante da discretização.

Apresentam-se no Quadro {3.1} as condições representativas seleccionadas.

QUADRO 3.1
Ondas Representativas da Agitação Marítima ao largo da Costa de Aveiro Seleccionadas para a Simulação do Balanço Anual de Transporte de Sedimentos

CONDIÇÃO	ALTURA (M)	PERÍODO (S)	RUMO (°)	FREQUÊNCIA (%)
1	1.75	12	315	50.00
2	2.25	12	303.75	30.02
3	3.75	12	326.25	9.80
4	4.75	15	315	1.64
5	6.25	15	315	1.00
6	3.75	12	281.25	7.54

Os valores das taxas de transporte integradas no perfil resultantes das condições de agitação representativas, são os seguintes, em metros cúbicos por ano:

QNORTE = $5,9 \times 10^4$; QSUL = $-1,4 \times 10^6$; QRES = $-1,3 \times 10^6$

Na passagem da representação em classes, praticamente contínua, para a representação discreta acima indicada conseguiu-se reproduzir com boa aproximação a distribuição dos principais máximos do transporte que ocorrem no perfil. Por razões práticas e atendendo a que as diferenças que se verificam ainda se podem considerar dentro da imprecisão com que o transporte litoral e o clima de agitação são conhecidos na costa oeste portuguesa, para as simulações em modelo bidimensional cuja descrição é objecto da secção seguinte foram retidas as ondas representativas do Quadro {3.1}.

A esquematização do clima de agitação marítima - que constitui um processo aleatório, cujos parâmetros de onda apresentam uma dispersão bastante acentuada - através de um conjunto discreto e reduzido de condições de agitação implica necessariamente simplificações e até imprecisões. É no entanto a metodologia actualmente mais utilizada por ser a metodologia possível relativamente ao conhecimento e às tecnologias actuais.

4. BALANÇO ANUAL DE SEDIMENTOS NA BARRA DE AVEIRO

4.1 - Campos do Transporte Residual

Para apoiar a concepção de intervenções alternativas, a situação de referência, ou actual, foi caracterizada através da análise dos seguintes conjuntos de resultados, cuja apresentação extravasa muito a dimensão deste trabalho:

a) módulo de hidrodinâmica:
- resultados do modelo de propagação da ondulação;
- resultados do modelo de propagação da maré e de correntes induzidas pelas ondas

b) módulo de sedimentos:
- resultados do modelo de transporte de sedimentos
  . taxas anuais de transporte para cada condição representativa
  . taxas de transporte instantâneas
- resultados do modelo de tendências de evolução morfológica

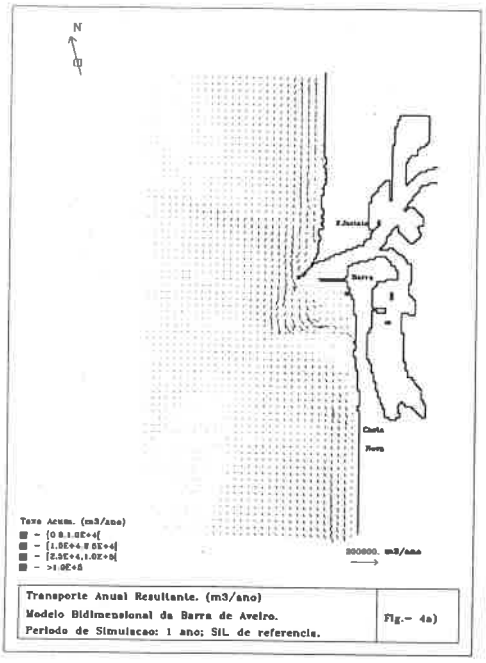
A título de exemplo apresentam-se nas Figuras {3 a) e b)} resultados do módulo de hidrodinâmica relativos ao campo das ondas e ao campo da velocidade.

O balanço anual de sedimentos na Barra de Aveiro foi em seguida determinado, sendo representado sob a forma de transporte residual de sedimentos.

Apresenta-se na Figura {4 a)} o campo do transporte residual de sedimentos para o período de simulação de 1 ano. Resulta da sobreposição das taxas de transporte das diversas ondas representativas, extrapoladas para o referido período de simulação.

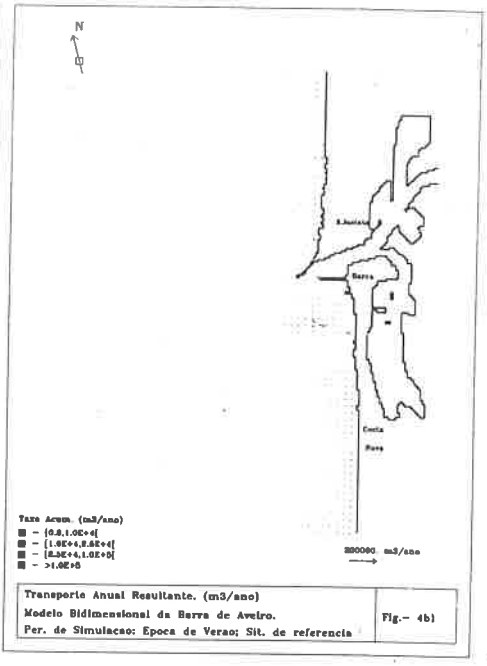
O transporte resultante apresenta-se com componente para sul em quase todo o domínio, sendo mais intenso uma faixa ao longo da costa de largura variável. No entanto, a maior intensidade não se encontra imediatamente junto à costa, onde os aspectos mais notáveis do padrão do transporte resultante são:

- a existência de uma faixa de maior intensidade a norte do Molhe Norte, que se prolonga para o largo, associada à curvatura das batimétricas com a proximidade do Banco Exterior;
- a não ocorrência de transporte na zona imediatamente a sul da anterior;
- na zona da barra o transporte resultante é dirigido para o largo.



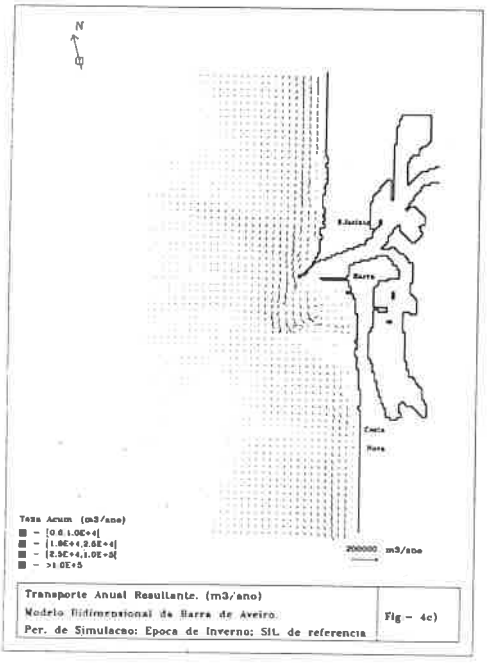
Transporte Anual Resultante. (m3/ano)
Modelo Bidimensional da Barra de Aveiro.
Periodo de Simulacao: 1 ano; SIL de referencia.

Fig.- 4a)



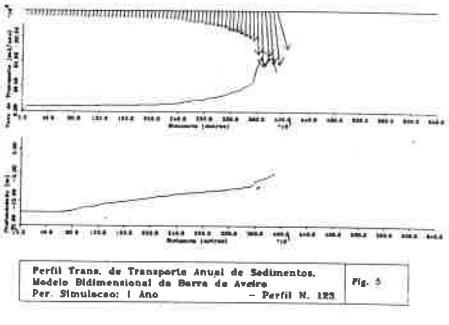
Transporte Anual Resultante. (m3/ano)
Modelo Bidimensional da Barra de Aveiro.
Per. de Simulacao: Epoca de Verao; Sit. de referencia

Fig.- 4b)



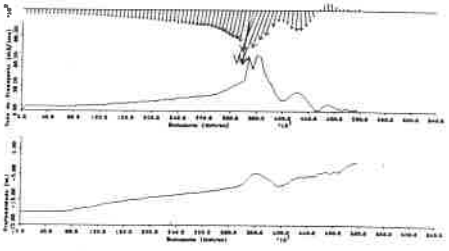
Transporte Anual Resultante. (m3/ano)
Modelo Bidimensional da Barra de Aveiro.
Per. de Simulacao: Epoca de Inverno; SIL de referencia

Fig.- 4c)



Perfil Trans. de Transporte Anual de Sedimentos.
Modelo Bidimensional da Barra de Aveiro
Per. Simulacao: 1 Ano - Perfil N. 123

Fig. 5



Perfil Trans. de Transporte Anual de Sedimentos.
Modelo Bidimensional da Barra de Aveiro
Per. Simulacao: 1 Ano - Perfil N. 117

Fig. 5

Relativamente à não ocorrência de transporte na zona a sul do banco poder-se-ia pensar que a discretização efectuada do clima de agitação não se encontraria adequada. Para verificar esta hipótese simularam-se ondas com diferentes rumos, com intervalos reduzidos, de modo a tentar encontrar uma condição, cuja refracção sobre o Banco permitisse a transferência de sedimentos para sul. Não foi porém identificada nenhuma condição de ondulação que permitisse a continuidade do transporte. A configuração do banco é tal, que todas as ondas se refractam e difractam sobre o banco, originando uma zona de abrigo a sul do mesmo. Da mesma forma, também se ensaiaram diferentes frequências de ocorrência, não se conseguindo alterar o padrão do transporte.

Considerou-se por fim que talvez a granulometria utilizada, 0,300 mm, fosse responsável pela diminuição do transporte na zona. Efectuaram-se simulações com diâmetros inferiores, 0,200 m, mas a distribuição espacial os resultados obtidos é análoga.

Apresentam-se finalmente nas Figuras {4 b) e c)} campos de transporte residual para duas épocas: a época de Verão corresponde a um período de 6 meses de agitação pouco intensa (condição1); a época de Inverno corresponde a um período de seis meses associada às restantes condições. A época de Verão reflecte assim os resultados associados à condição 1, com transporte de sedimentos mais intenso apenas sobre a parte sul do banco e com componentes para sul e para leste, numa faixa estreita que se estende até à costa. Na época de Inverno o padrão é semelhante aos resultados anuais, com pequenas diferenças sobre o Banco Exterior.

4.2 - Transporte em Perfis Transversais à Costa

Foram analisados perfis da taxa de transporte resultante para o período de simulação de 1 ano e para as duas épocas, cuja localização se encontra representada na Figura {2}. Destes apenas se apresentam os perfis 117 e 123 na Figura {5}. Estes perfis resultam da sobreposição linear dos mesmos perfis associados a cada uma das ondas representativas, que foram previamente calculados mas que não se apresentam.

O perfil 117 encontra-se localizado um pouco a sul da entrada da Barra. O transporte resultante tem componente para sul excepto na zona do perfil próxima da costa, em profundidades inferiores a 4m. Este transporte para norte está associado às condições de ondulação 1 e 2 com menor altura e sobretudo à condição 6 com rumo de sul relativamente à linha da costa. A distribuição em águas mais profundas está associada às condições 4 e 5. A distribuição do transporte com duas zonas de máximo na imediação da barra está presente nas condições 1, 3 e 6 mas são as condições 3 e 6 que são as condições dominantes. A distribuição resultante com dois máximos para sul e

um para norte não pode ser nesta zona atribuída apenas às ondas, reflectindo a acção das correntes residuais de maré na zona da barra.

O perfil 123 encontra-se localizado na cabeça do Molhe Norte. Verifica-se que apresenta transporte residual para Sul em toda a sua extensão estando a zona de maior intensidade localizada na vizinhança da cabeça do molhe, em profundidades entre 8 m e 5 m. Comparando os perfis da taxa de transporte anual para cada condição de agitação verifica-se que as condições 1 e 2 pouco contribuem para o transporte resultante anual neste perfil; as condições 3 e 4 contribuem aproximadamente o mesmo e curiosamente são as condições 5 e 6 as que mais contribuem. Relativamente à condição 6 tal resulta da interacção como as correntes residuais de maré na zona do processo de convergência da ondulação sobre o sector norte do Banco Exterior, num efeito análogo ao que se verifica sobre o sector sul para as restantes condições.

Agradecimentos:

O trabalho que está na base deste artigo foi realizado para a Junta Autónoma do Porto de Aveiro. Os autores agradecem ao Engº Lauro Marques, Director do Porto de Aveiro, o incentivo e o apoio que receberam para a sua concretização.

Agradecem também aos Engenheiros Reis de Carvalho e Vera Cruz a revisão crítica do referido trabalho, bem como as contribuições do Engenheiro Claudino Vicente, do LNEC e do Professor Doutor César Andrade do Departamento de Geologia da FCL.

Agradecem por fim a colaboração dos técnicos Geadas Cabaço e Anabela Martins, sem a qual não teria sido possível a sua concretização.

Bibliografia:

- Fernando Abecasis e al.: Estudo do Restabelecimento Artificial do Transporte Litoral Através da Embocadura da Ria de Aveiro, Junta Autónoma do Porto de Aveiro, relatório da Hidrotécnica Portuguesa,1968

- Oscar Ferreira e al.: Importância Relativa das Acções Antrópicas e Naturais no Recuo da Linha de Costa a Sul da Vagueira, 1º Simpósio Sobre a Protecção e Revalorização da Faixa Costeira do Minho ao Liz, 1990

- Mota Oliveira: Erosão Costeira no Litoral Norte, 1º Simpósio sobre a Protecção e Revalorização da Faixa Costeira do Minho ao Liz, 1990;

- Mota Oliveira: Erosão Litoral no Troço Minho-Nazaré, Seminário Sobre a Zona Costeira de Portugal,1993;

- MárioTeles e Andreia Barata: Estudos Especializados de Modelação Matemática para a Barra de Aveiro, Junta Autónoma do Porto de Aveiro, Relatórios Final e de Progresso da Hidroprojecto, 1994,1995.

- Claudino Vicente: Evolução Costeira Devido a Obras Portuárias: Casos da Praia da Figueira da Foz e da Embocadura da Ria de Aveiro, 1º Simpósio Sobre a Protecção e Revalorização da Faixa Costeira do Minho ao Liz, 1990;

PERCEPÇÃO DO RISCO DE EROSÃO COSTEIRA: UM CASO DE ESTUDO

Carvalho, T.M.M.[1] & Coelho, C.O.A.[2]

Resumo:
A intensa e indiscriminada ocupação do litoral, priveligiando a concentração em áreas potencialmente perigosas, ao exercer uma forte pressão sobre os recursos costeiros, tem vindo a agravar os processos erosivos, os quais se têm traduzido em inúmeros factores de risco. Esta comunicação pretende averiguar quais os critérios subjacentes à percepção e avaliação do risco, bem como quais as medidas de prevenção e mitigação percepcionadas pelos diversos agentes intervenientes na faixa costeira, tendo-se demonstrado que os que intervêm directamente no litoral subestimam o perigo de ocupação urbana, reclamando para a protecção da costa a construção de obras de engenharia costeira.

Palavras-chave: Erosão Costeira, Risco, Percepção.

Como consequência dos processos actuantes na interface mar/terra e sobretudo como consequência das acções antrópicas a que o litoral tem vindo a ser sujeito, registam-se em algumas áreas uma forte erosão costeira, promovendo um acentuado recuo da linha de costa. Situações que no passado não suscitavam qualquer intervenção, são actualmente contrariadas pelo tipo de ocupação do solo e pelos usos que nele se verificam. A construção de aproveitamentos hidroeléctricos, as intervenções de regularização e canalização dos cursos de água, as modificações do revestimento vegetal das bacias hidrográficas e a extracção de areias para a indústria da construção civíl, têm introduzido alterações hidrodinâmicas responsáveis pela alteração do regime hidrológico dos cursos de água, as quais se refletem na alimentaçãoe dinâmica costeira. A percepção de determinadas vantagens locacionais tem originado uma intensa e indiscriminada ocupação da faixa costeira, priveligiando a concentração urbana em áreas potencialmente perigosas, pondo em risco não só as populações que nelas vivem, mas também a dinâmica das próprias formas litorais (Gomes, 1992). Tais factos têm contribuido para a degradação da paisagem costeira, bem como para a manutenção e surgimento de novos factores de risco, não obstante as medidas de mitigação que têm sido adoptadas. Todavia, a redução dos perigos de erosão costeira só será viável se assentar na anulação de alguns desses factores de risco, directamente associados ao incorrecto uso do solo (Douglas, 1983).
Apesar do planeamento do uso do solo poder ser um dos principais instrumentos de prevenção e minimização do risco, ao promover o desenvolvimento em áreas potencialmente menos perigosas, constata-se a

[1]Lic. Planeamento Regional e Urbano, Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, P-3810 Aveiro, Portugal. Tel.: 034 370200, Fax: 034 29290.
[2] Professora Associada, Departamento de Ambiente e Ordenamento, Centro das Zonas Costeiras e do Mar, Universidade de Aveiro, P-3810 Aveiro, Portugal. Tel.: 034 370200, Fax: 034 29290.

ineficácia da utilização das suas políticas, em virtude: i) da presença de urbanização excessiva; ii) do elevado custo de algumas medidas de mitigação (mapas de risco, cartas de níveis de ocupação, etc); iii) da resistência social, económica e política ao controlo do uso do solo; iv) da falta de conhecimento acerca da localização, tipo e potencial de risco de algumas áreas (Smith, 1992).

Parece evidente, que para o sucesso das políticas de planeamento na faixa costeira, a gestão do risco não se deva basear exclusivamente numa avaliação objectiva e estatística. Não basta identificar os factores de risco, referindo a sua potencial concretização num futuro mais ou menos próximo, mas é fundamental aferir o modo como determinada comunidade percepciona o risco. O seu conhecimento é uma pré-condição, quer para a tomada de acções de redução dos seus efeitos, quer para a aceitação das medidas de mitigação. A avaliação do risco não se pode alienar das atitudes e valores dos indivíduos, uma vez que muitos destes tomam decisões baseando-se fundamentalmente na sua percepção pessoal e não tanto no modo como o risco é avaliado pelos técnicos. Consequentemente, quer a avaliação do risco, quer a sua percepção são factores igualmente importantes, que se devem interligar por forma a produzir uma estratégia de mitigação (Smith, 1992).

As respostas humanas ao risco variam tanto que as generalizações são muitas vezes difíceis de fazer. De acordo com as teorias de percepção e avaliação do risco, defendidas por diversos autores, são inúmeros os critérios subjacentes à sua percepção. O tipo e o grau do risco percepcionado varia grandemente em função de factores como: a localização (Smith, 1992), a proximidade à area afectada (Keller, 1977; Walmsley & Lewis, 1984), a frequência e dimensão do risco (Keller, 1977; Penning-Roswell, 1986), a experiência passada do indivíduo (Kates, 1978, Ledingham, 1986), a fonte de informação pelo qual o risco é divulgado (Spencer, 1990), as motivações pessoais (Slovic, 1986; O'Riordan, 1982) ou as expectativas futuras (Smith, 1992). Decorrente da ambiguidade destes critérios, o risco significa coisas diferentes para pessoas diferentes, uma vez que cada indivíduo tem uma visão única do ambiente que o rodeia, percepcionando cada tipo de risco em função de um conjunto de factores distintos (Smith, 1992). De acordo com o mesmo autor, podem-se distinguir-se diferentes tipos de percepção: a) A **Percepção Determinista** recusa o elemento aleatório de muitos riscos, baseando-se no facto de que o perigo existe, mas tem um carácter cíclico; b) A **Percepção Dissonante**, resulta da negação das ameaças de perigo ou de eventos ocorridos anteriormente. Este tipo de percepção está associado a áreas com muita probabilidade de sofrerem riscos; c) A **Percepção Probabílistica**, aceita que o risco pode acontecer, mas nega eventuais responsabilidades, transferindo-as para entidades superiores (autoridades governamentais ou até mesmo Deus). Actualmente, os riscos naturais começaram a ser vistos como um problema

acerca do qual não só se pode fazer algo, mas como algo deve ser feito para os mitigar.

Numerosos estudos associados à erosão costeira estão disponíveis na bibliografia da especialidade, constata-se porém, que em Portugal o estudo da percepção dos riscos de erosão encontra-se ainda numa fase preliminar. O objectivo central desta comunicação é averiguar quais os critérios subjacentes à percepção e avaliação do risco de erosão em áreas costeiras, bem como quais as medidas de prevenção e mitigação do risco percepcionados pelos diversos agentes intervenientes na faixa litoral. Foi elaborado um inquérito por questionário destinado a um total de 335 indivíduos, seleccionados aleatóriamente e agrupados do seguinte modo: não residentes das zonas costeiras, residentes, investidores e autarcas. Com o inquérito pretendeu-se averiguar: i) quais os critérios subjacentes à percepção do risco; ii) quais os riscos costeiros percepcionados pelos inquiridos; iii) quais as suas causas; iv) quais as soluções percepcionadas para a minimização/mitigação do risco de erosão costeira

Seleccionou-se para o estudo um segmento da faixa costeira portuguesa, compreendido entre São Jacinto e Vagueira, marcado por uma praia arenosa que se apoia num cordão dunar outrora maciço e bem desenvolvido. Actualmente, este encontra-se parcialmente destruido em consequência das diversas alterações na dinâmica das suas formas, bem como devido a pressões de natureza antropogénica (Bettencourt & Ângelo, 1991). Este segmento caracteriza-se igualmente pela grande instabilidade de alguns dos seus troços, nomeadamente Costa Nova e Vagueira, onde a erosão costeira atinge dimensões preocupantes, com valores de recuo na ordem dos -15m/ano (Tabela I).

Tabela I - Evolução da linha de costa de S. Jacinto à Vagueira

	S. Jacinto[3]	Barra	Costa Nova	Vagueira	Observações
1947/1954	-	- 16m/ano	- 15m/ano	-	Artificialização da barra
1954/1984	+ 48m/ano	+ 0,7m/ano	- 5,2m/ano	- 3m/ano	Construção de obras de defesa. Artificialização do troço até Sul da Vagueira
1984/1990	0m/ano	- 5m/ano	- 8m/ano	- 16 m/ano	Ampliação dos quebra-mares de acesso à barra

Adaptado de Bettencourt & Ângelo, 1991

Esta grande instabilidade e a forte tendência para o recuo está relacionada por um lado com fenómenos naturais, como o actual periodo transgressivo, a

[3] Excepção a esta tendência é a faixa costeira de São Jacinto, que após a construção do quebra-mar de acesso à barra, viu a sua praia aumentada

subida do nível médio das águas do mar e a acção das correntes e por outro com as acções antrópicas no uso do solo, tais como: a construção de obras de engenharia costeira, a extracção de inertes e a ocupação das dunas e praias por edificações, arruamentos e equipamentos de lazer. Como resultado destas acções verifica-se o aumento dos processos erosivos e consequentemente o aumento do perigo de erosão costeira, devido: i) à ocupação e degradação do cordão dunar em consequência da destruição da sua vegetação, pelo pisoteio humano e circulação de veículos, promovendo a formação de corredores eólicos e a invasão de areias marinhas para os terrenos interiores; ii) à erosão e emagrecimento da praia e consequente recuo da linha de costa como resultado da restrita troca de sedimentos entre a praia e a duna, bem como inadaptação do perfil de equilíbrio da praia à subida do nível médio das águas do mar; iii) ao aumento do potencial de cheia, fundamentalmente em situações de tempestade. A conjugação de todos estes factores têm conduzido à ampliação das taxas de recuo, as quais têm variado no tempo e no espaço, reflectindo a grande variabilidade dos processos de dinâmica costeira.

Quando comparada com outros riscos naturais, a erosão costeira é considerada como um processo contínuo e previsível que causa poucos danos (Keller, 1977). Contudo, no segmento em estudo, a erosão costeira tem causado e continua a causar elevados danos na faixa litoral, bem como nos aglomerados adjacentes. Da análise do inquérito realizado, constata-se que 97,6% da população está ciente dos riscos costeiros, verificando-se todavia que a proveniência do seu conhecimento é distinta em função do lugar de residência (Tabela II). Assim, para os residentes próximo da costa, o conhecimento do perigo provém do contacto com o risco e da sua experiência pessoal (68% das respostas). Em contrapartida, em áreas afastadas da costa, onde não existe quer contacto directo com o risco, quer uma experiência anterior, o conhecimento do perigo de erosão costeira advém da informação através dos *mass-media* (69% das respostas).

Tabela II - Proveniência do conhecimento do risco

	P.Geral	P.Limítrofe	Residentes	Investidores	Autarcas
Origem Conhecim:					
Mass-media	69%	44%	32%	41%	33%
Contacto área costeira	31%	56%	68%	59%	67%

Todavia, os critérios subjacentes à percepção do risco costeiro variam de indivíduo para indivíduo, constatando-se existir uma interligação entre o modo como o risco é apreendido e: a proximidade do risco; a experiência; dimensão e frequência do risco; motivações pessoais.

Tendencialmente os factores de risco subjacentes à erosão costeira (subida do nível médio das águas do mar, erosão e emagrecimento da praia,

destruição das dunas e invasão do mar) são mais facilmente percepcionados pelos indivíduos que residem junto à costa (Tabela III). Pelo contrário, em áreas afastadas do litoral, os factores de risco não naturais (poluição, extracção de areias e proximidade das edificações à linha de costa) são preferencialmente apreendidos (25%, 18% e 11% das respostas respectivamente). As pessoas que vivem perto da costa têm uma maior percepção do risco de erosão costeira apreendendo-os como uma ameaça séria e directa. Os residentes a alguma distância da costa, apesar de conscientes do risco, pouco sabem acerca da sua ocorrência, previsibilidade e severidade, enquanto que os indivíduos do interior apesar de cientes do perigo não têm uma percepção do potencial de risco;

Uma ameaça de risco que nunca se tenha concretizado tem uma percepção muito limitada (Kates, 1978), em contrapartida, uma ameaça de risco acumulativa torna as pessoas mais cientes do perigo (Smith, 1992). Assim, os residentes da Vagueira e Costa Nova que todos os Invernos experimentam os riscos das inundações costeiras, estão mais atentos ao perigo da subida do nível do mar (18% das respostas) e destruição da praia (13% das respostas) em detrimento dos riscos não naturais;

Penning-Roswell (1986) constatou existir uma correlação entre o tempo ocorrido desde o último 'acidente' e a atitude pessimista ou optimista em relação à consumação de futuros acidentes, bem como a maior ou menor apreensão do risco em função da probabilidade de o indivíduo sofrer danos materiais. O inquérito demonstrou existir uma resposta diferenciada à dimensão e frequência do risco em áreas costeiras próximas, existindo um desconhecimento do perigo de invasão marinha em sectores costeiros estabilizados e uma percepção sensível em sectores sujeitos a erosão activa.

O'Riordan (1982) refere que a percepção dos benefícios precede a preocupação do conhecimento do risco. Sendo os investidores inquiridos também residentes na proximidade da linha de costa, verifica-se que a sua apreensão do risco costeiro deriva não tanto dos critérios apontados anteriormente, mas fundamentalmente da percepção de determinados benefícios/vantagens em favor do conhecimento dos seus perigos. Este grupo revela uma percepção do tipo dissonante, ao conhecerem o risco, desprezando contudo os seus efeitos negativos. Assim, 86% dos investidores inquiridos referem conhecer o fenómeno de subida do nível médio das águas do mar, apesar de 50% destes acharem que é um problema a longo prazo e 32% referirem que não constitui um perigo. 54% destes referem ainda que as construções próximas da linha de costa não se encontram em perigo.

Tabela III - Principais perigos/problemas zonas costeiras

	P.Geral	P.Limítrofe	Residentes	Invest.	Autarca	Total
Subida nível do mar	7%	12%	19%	10%	18%	13%
Tempestades	4%	5%	10%	11%	13%	8%
Erosão/emagrec. praia	7%	10%	12%	16%	13%	12%
Invasão do mar	5%	7%	10%	8%	13%	9%
Destruição das dunas	14%	19%	15%	13%	14%	15%
Poluição	25%	10%	9%	14%	3%	12%
Extracção de areias	18%	16%	15%	20%	15%	17%
Grande nº construções	11%	13%	7%	5%	7%	9%
Proximidade construções ao mar	8%	8%	3%	2%	4%	5%

No que concerne às causas dos riscos de erosão costeira, todos os inquiridos, à excepção dos investidores, consideram que a principal causa é a acção humana, em detrimento dos factores naturais (Tabela IV). Todavia, constata-se que esta causa vai assumindo um significado mais relevante à medida que o lugar de residência do inquirido se avizinha da costa.

Tabela IV - Causas do risco de erosão costeira

	P:Geral	P:Limítrofe	Residentes	Investidores	Autarcas
Causas:					
Processos Naturais	16%	22%	37%	59%	67%
Acção Humana	84%	78%	63%	41%	33%

Dada a impossibilidade de se eliminar os factores de risco de erosão costeira é necessário saber geri-los. Segundo Veloso Gomes (1992), equacionam-se três respostas adaptativas possiveis à gestão do risco costeiro: retirada, acomodação e proteção:

a) A estratégia **'retirada'** pressupõe o não desenvolvimento de quaisquer acções para a proteção da área em risco. Às pessoas é dada liberdade de escolha permitindo-se que ocupem qualquer área, desde que estejam preparadas para assumir as consequências de tal decisão (Smith, 1992). Se na teoria esta atitude dá às pessoas a responsabilidade de viverem onde quiserem, na prática as suas consequências são raramente aceites, uma vez que nenhum dos agentes directamente intervenientes na faixa costeira (residentes, investidores e autarcas) referem a opção deixar avançar o mar como uma resposta adaptativa ao risco de erosão marinha (Tabela VII)

b) A estratégia **'acomodação'** implica a aceitação de um progressivo agravamento dos riscos de erosão costeira, pressupondo o realojamento da população em áreas potencialmente menos perigosas. Esta medida revela pouca aceitação por parte dos residentes e autarcas (2% e 0% das

respostas respectivamente), quer pela relutância em abandonar os seus bens, quer pela prioridade atribuída aos objectivos políticos.

c) A estratégia '**protecção**' pressupõe a adopção de medidas estruturais e não estruturais de mitigação do risco. As medidas de actuação estruturais referem-se à construção de obras de engenharia costeira e à consolidação das dunas. As obras de engenharia costeira[4] são percepcionadas pela população inquirida, fundamentalmente pelos residentes e investidores , como vantajosas (65% e 72% respectivamente) e eficazes (24% e 42% respectivamente). A percepção da sua indispensabilidade é maior à medida que o lugar de residência do indivíduo se avizinha da costa, pelo que apenas 2% dos residentes e 3% dos investidores as percepcionam como desvantajosas, enquanto que 22% da população geral e 55% da população limítrofe as avalia como tal (Tabela V). Globalmente as obras de engenharia costeira são percepcionadas como a principal resposta de mitigação ao risco pelos agentes directamente intervenientes na faixa costeira, população residente (52%) e investidores (57%), existindo a clara convicção por parte destes que estas são susceptiveis de estabilizar o efeito da subida do nível do mar e consequente emagrecimento da praia, bem como proteger os aglomerados adjacentes, anulando o perigo da proximidade das construções à linha de costa. Contudo, do ponto de vista técnico é sabido que tais estruturas originam alterações onde são implantadas, dado que impedem a circulação dos sedimentos para Sul, interferindo na dinâmica das praias, bem como acarretam avultadas somas financeiras na sua construção e manutenção. A médio/longo prazo o principal efeito destas estruturas será impedir a translação das praias e dunas, inviabilizando a sua adaptação à subida do nível do mar, bem como promover a expansão dos aglomerados, decorrente da 'falsa segurança' que transmitem.

Tabela V - Percepção da função das obras de engenharia costeira

	P.Geral	P.Limítrofe	Residentes	Investidores	Total
O. E. C. têm:					
vantagens	30%	32%	65%	72%	50%
desvantagens	25%	12%	2%	3%	10%
ambas	22%	55%	33%	25%	34%
não respondeu	23%	1%	0%	0%	6%
O. E. C. são:					
eficazes	23%	9%	24%	42%	24%
eficazes e duradouras	7%	4%	18%	33%	16%
frageis	8%	43%	13%	5%	17%
remediativas	20%	44%	45%	20%	32%
não respondeu	42%	42%	0%	0%	0%

[4]As obras de engenharia costeira visam a estabilização de determinadas zonas da faixa litoral que apresentam elevados índices de erosão costeira (Dias, 1990).

A destruição do sistema dunar é referida como um dos principais riscos costeiros (Tabela III), não obstante existir uma lacuna de informação no que se refere à função do sistema dunar e às suas possiveis acções de destruição. Tal como na percepção dos riscos costeiros, verifica-se que os factores de destruição de origem antrópica (pisoteio, circulação de veículos, construções na duna e extracção de areias) são preferencialmente apreendidos pelos não residentes (Tabela VI), enquanto que os residentes e os investidores priveligiam as acções de destruição natural (erosão marinha e eólica). Globalmente a opção consolidação das dunas é percepcionada como a principal medida de mitigação pela população limítrofe (36%) e pelos autarcas (47%).

Tabela VI - Percepção das causas de destruição das áreas dunares

	P.Geral	P.Limítrofe	Residentes	Investidores	Total
Erosão marinha	9%	11%	11%	15%	11%
Erosão eólica	7%	8%	11%	17%	11%
Destruição vegetação	16%	18%	16%	17%	17%
Pisoteio humano	1%	5%	7%	10%	6%
Circulação veículos	11%	12%	12%	14%	12%
Construções na duna	25%	22%	15%	7%	17%
Extracção de areias	31%	24%	28%	20%	26%

As medidas de protecção estruturais são sobretudo medidas a curto prazo que promovem o planeamento do uso do solo em áreas de baixo risco, distanciando o investimento das áreas mais afectadas. Este objectivo pode ser atingido pela definição de planos de zonamento que conciliem o uso do solo com a avaliação do potencial de risco, limitando a expansão dos aglomerados e consequente aumento da densidade populacional em áreas de alto risco e remetendo-as para áreas com um potencial de risco inferior (Douglas, 1983).
Esta medida, traduzida na definição de regras quanto aos locais a construir, densidade e volumetria das edificações, tem uma reduzida aceitação por parte da população directamente envolvida no processo de desenvolvimento das áreas costeiras, residentes (19%), investidores (6%) e autarcas (20%). Em contrapartida esta opção é percepcionada pelos não residentes, como a principal medida de mitigação do risco (33% das respostas). Este modelo de percepção resulta da prioridade atribuida a interesses económicos e políticos que se sobrepoêm ao conhecimento do risco. As restrições ao desenvolvimento não são vistas com muita popularidade pelos interesses comerciais locais (investidores e políticos), os quais sob pressão podem recusar tais regulamentos na crença de que poderão perder iniciativas económicas para as comunidades vizinhas (Smith, 1992).

Tabela VII - Percepção das medidas de mitigação

	P.Geral	P.Limítrofe	Residentes	Investidor	Autarca	Total
Deixar avançar	2%	3%	0%	1%	0%	2&
Realojar população	16%	7%	2%	16%	0%	8%
Construir o.e.c.	22%	26%	52%	57%	33%	38%
Consolidar dunas	27%	36%	27%	20%	47%	31%
Regras construção	33%	28%	19%	6%	20%	21%

A população inquirida parece estar consciente dos perigos de erosão costeira, subestimando no entanto, os factores de risco relacionados com a ocupação urbana em áreas potencialmente perigosas. Esta percepção parece derivar: a) da diversidade de critérios subjacentes à percepção do risco; b) da deficiente avaliação das restrições do ambiente físico, bem como do potencial de risco; c) da prioridade atribuída a factores sócio-económicos (caso dos investidores), políticos (caso dos autarcas), sociais e de lazer (caso da população); d) da convicção de que as obras de engenharia costeira são capazes de prevenir e/ou anular os factores de risco.
Este modelo de percepção tem limitado a actuação do sistema de planeamento, o qual deverá conhecer as percepções dos diferentes agentes intervenientes, bem como o potencial de risco de cada uma das áreas envolvidas, sensibilizando e encorajando decisões de localização em função do uso do solo mais adequado.

Agradecimentos:

A todos os inquiridos que possibilitaram a realização deste trabalho. Ao Prof. João Cabral pela leitura crítica. Ao Programa Praxis, projecto 3/3/2 AMB/3. Ao Centro das Zonas Costeiras e do Mar.

Bibliografia:

Bettencourt, P & Ângelo, C 1991. Faixa Costeira Centro Oeste (Espinho-Nazaré): enquadramento geomorfológico e evolução recente *Geonovas Edição especial "Geologia e Ambiente"*, Lisboa.

Carvalho, T.M.M. 1994. *A Percepção dos Riscos Costeiros: contribuição para a definição de estratégias de planeamento e gestão,* Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro.

Dias, J.A. 1990. Evolução do Litoral Português *Geonovas*, **1**.

Douglas, I. 1983. *The Urban Environment.* London. 229 pp.

Gomes, F.V. 1992. *A Evolução Fisiográfica do Centro Litoral Oeste.*Porto.

Kates, R.W. 1978. Risk assessment of environmental hazards. *Scope Report* **8**. Jonh Wiley, New York:

Keller,S. 1977 *Environmental Geology.*

Ledingham, J. 1986. *The mass-media hurricane disaster alert.* Natural Research Centre, Colorado

Penning-Rowsell,E.C. 1986. The development of integrated flood warning systems. In Smith, K. 1992 *Environmental Hazards: assessing risk & reducing disaster.* Routledge, London

Slovic,P. 1986 Informing and educating the public about risk. *Risk Analysis* **6 (4)**: 280-285

Smith, K. 1992 *Environmental Hazards: assessing risk & reducing disaster.* Routledge, London. 324 pp.

Walmsley,D.J. & Lewis, G.J. 1984. *Human Geography: behavioural approaches.*Longman, London & New York. 195 pp.

A PROTECÇÃO COSTEIRA

F. VELOSO GOMES [1]

RESUMO

Os problemas de erosão costeira, suscitam crescentes preocupações. Apresenta-se uma breve síntese das causas e consequências associadas a estes fenómenos e tecem-se considerações sobre a vulnerabilidade e riscos de exposição de frentes edificadas a acções do mar. Estabelece-se uma distinção entre "Protecção Costeira" e "Defesa Costeira". Defende-se uma opção "Protecção" para as zonas costeiras, a qual implica uma estratégia dinâmica de ordenamento do litoral e de gestão integrada. São salientadas as expectativs que os Planos de Ordenamento geram em relação ao controlo e correcção das consequências dos fenómenos de litoralização. De entre os "grandes desafios" que se apontam destacam-se alguns aspectos institucionais, de ordenamento, monitorização, participação da sociedade civil e da comunidade científica. Apontam-se sugestões quanto aos aspectos formativos a considerar na preparação de quadros técnicos.

palavras chave:
protecção costeira, ordenamento, riscos, planos de ordenamento, defesa costeira

1. ENQUADRAMENTO

A opção "Protecção" para as zonas costeiras implica uma estratégia dinâmica de ordenamento do litoral e de gestão integrada, com o objectivo de promover um desenvolvimento que previlegie a conservação e valorização dos seus recursos sócio-culturais, dos recursos naturais, dos ambientes costeiros (naturais, urbanos, rurais, florestais, balneares) e a qualidade de vida das populações.

Como resultado da litoralização do País (fenómeno que se verifica a uma escala mundial), são crescentes as acessibilidades e as pressões para a edificação nas sensíveis faixas ribeirinhas e para outras modificações dos usos dos solos, o que tem originado uma reconhecida deterioração das condições ambientais, alteração e degradação dos habitats naturais, descaracterizações paisagísticas, agravamento das condições de risco de exposição de populações e bens (nomeadamente em relação a tempestades, erosões, acidentes, derrames, explosões).

[1] Prof. Associado c/ Agregação. Presidente do I.H.R.H., Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto. Rua dos Bragas 4099 Porto codex. Tel/Fax (02) 310870

No entanto, se existem situações muito graves de degradação, resultantes de uma incorrecta ocupação das zonas costeiras, também existem muitos exemplos de usos compatíveis com a capacidade de suporte dos ecossistemas envolventes, paisagens humanizadas e exemplos de recuperações de situações anteriormente degradadas.

2. EROSÃO COSTEIRA

Estão publicados, por diversas fontes científicas e técnicas, dados demonstrativos de que na generalidade das Orlas Costeiras, a uma escala mundial, se verifica um comportamento transgressivo do mar (recuo generalizado da "linha de costa"), o qual assume proporções deveras preocupantes em algumas das zonas. A ocupação não controlada dessas Orlas tem induzido elevados riscos naturais e originado outras situações de disfunções ambientais inaceitáveis.

Em Portugal, os fenómenos de erosão não são recentes mas têm-se intensificado e progredido para novos troços costeiros. A "migração" de restingas para o interior e a sua instabilidade (Douro, Cávado, Costa Nova / Mira), a diminuição das larguras de praias (inúmeros exemplos), a alteração dos seus perfis transversais, a destruição de dunas pela agitação (Apúlia, Ofir, Ovar, e muitos outros casos), o recuo das falésias (Lourinhã, Algarve), a ocorrência de erosões onde anteriormente não havia notícia (Aguçadoura, Mindelo, Gaia, extensas zonas a sul da Figueira da Foz, Sudoeste Alentejano), são reveladores do estado referido.

As causas estão associadas (Veloso-Gomes, Bettencourt, 1993) ao enfraquecimento de fontes aluvionares (aproveitamentos hidroeléctricos, construção de quebramares, extracção de areias, dragagens e canais de navegação), à urbanização (intervenções de emergência, esporões e obras aderentes, aterros sobre praias, destruição de dunas), à subida generalizada do nível médio das águas do mar. Há que considerar ainda hipóteses de ocorrência de movimentos de neo-tectónica e de alterações meteorológicas (espectros direccionais de ventos e agitação, sobre-elevações atmosféricas).

Embora abundem na bibliografia diversas quantificações sobre erosões ao longo da costa portuguesa, esses valores têm de ser encarados com alguma reserva já que a sua preparação foi dificultada:

- pela grave insuficiência dos dados de base, particularmente levantamentos topo-hidrográficos, cobrindo com extensão e densidades temporais e espaciais as zonas emersas, imersas e as faixas de espraiamentos;

- pela necessidade de adopção de critérios de quantificação que, para além de considerarem a evolução do posicionamento das arribas de erosão ou das linhas de

preia mar (possíveis através da comparação de levantamentos topográficos ou de fotografias aéreas) tenham em consideração a evolução morfológica global nas zonas emersas, imersas e de transição, conduzindo a um balanço de massas de fenómenos complexos de natureza tridimensional;

- pela sobreposição de possíveis evoluções de longo termo com acentuadas alterações provocadas pela ocorrência de fenómenos sazonais ou extremos (tempestades), de origem natural e induzidos pela a acção humana (antropogénicos).

A extrapolação desses dados, para efeitos de previsão de recuos em anos horizonte de projecto (20, 50, 100, 200 anos...), terá de ser rodeada de muitos cuidados face à:

complexidade dos fenómenos envolvidos;
insuficiência de conhecimentos quanto à previsão da evolução das acções e dos acontecimentos extremos;
capacidade de intervenção humana, através das obras de engenharia costeira, acelerando ou travando evoluções;
possibilidade de se atingirem desequilíbrios não controláveis ou não previsíveis face ao actual estado de conhecimentos, ou novos "equilíbrios" que sejam inaceitáveis sob o ponto de vista de ocupação e usos do solo.

A vulnerabilidade das Orlas Costeiras às acções energéticas do mar é considerada como a sua sensibilidade a essas acções manifestada através de alterações hidromorfológicas. Uma nova metodologia proposta para a análise dessa vulnerabilidade (Veloso-Gomes, Papadatos, 1995), actualmente em fase de aperfeiçoamento, incorpora num Sistema de Informação Geográfica doze níveis de factores ambientais e antrópicos.

Uma Orla Costeira será tanto mais vulnerável às acções energéticas do mar quanto mais elevadas forem essas acções (mais elevadas na costa Oeste versus Algarve, em Portugal), menores as "defesas" naturais (orlas sedimentares versus orlas rochosas), menores as suas altitudes (envolventes de sistemas lagunares), mais elevado fôr o défice entre a capacidade potencial de transporte sólido e a alimentação de sedimentos (actualmente ocorrem reduções acentuadas nesta alimentação).

A quantificação da intensidade de cada um dos factores ambientais / indicadores, bem como a quantificação do seu peso relativo, exigem a obtenção de dados de campo representativos (com adequadas resoluções espaciais e extensões temporais), aplicação de modelos mas sobretudo uma profunda compreensão dos fenómenos fisiográficos presentes.

Em diversas zonas submetidas a processos erosivos, os núcleos edificadas nas faixas ribeirinhas continuam a aumentar em termos de área, altura e densidade sem que

grande parte da comunidade, dos promotores, dos projectistas e das autoridades assumam que muitos dos aspectos físicos relacionados com as Orlas Costeiras estão significativamente e (com elevada probabilidade) irreversivelmente alterados em relação ao passado.

Realça-se que a construção de novas edificações nas proximidades ou mesmo no domínio hídrico marítimo (público ou privado) tem importantes componentes de segunda habitação e de turismo. E as "pressões" exercidas por diversos promotores continuam intensas mesmo em zonas onde têm ocorrido graves problemas.

3. PROTECÇÃO COSTEIRA E DEFESA COSTEIRA

Até ao final da década de oitenta, associava-se a "Protecção Costeira" à construção de obras de defesa (esporões e obras aderentes) para reduzir (ou segundo os mais optimistas, eliminar) os riscos de exposição das frentes edificadas à acção das ondas e marés. Não existiu uma aposta no ordenamento, o qual tem objectivos muito mais vastos que a redução desses riscos (embora tenha também de os equacionar e reduzir).

As frentes marítimas edificadas, actualmente submetidas a condições não quantificadas nem assumidas de risco, por si só já constituem e constituirão no futuro uma contínua fonte de preocupações pela ocorrência de situações de erosão acentuada das praias, ruptura de obras de defesa, galgamentos. A sua "defesa" exigirá financiamentos avultados e intervenções que poderão ter carácter de emergência e poderão induzir novas disfunções ambientais.

Ao contrário do que se tem verificado, em zonas muito expostas (a intensa agitação, marés astronómicas ou meteorológicas e a alterações dinâmicas acentuadas sazonais, em caso de temporal e/ou como consequência da existência de um forte déficite sedimentar), a existência ou a eventual construção de estruturas de "defesa", como esporões e obras longitudinais aderentes, não deverá legitimar a implantação de novas frentes edificadas em zonas de risco.

Essas obras poderão possibilitar uma redução dos riscos de exposição às acções, mas poderão não os eliminar ou reduzir para níveis previsíveis aceitáveis quando se consideram horizontes de projecto idênticos aos adoptados nos projectos das próprias edificações.

Mesmo existindo ou prevendo-se a construção de esporões e de obras longitudinais aderentes, há possibilidade de surgirem situações críticas por ruptura destas obras e/ ou por inexistência ou desaparecimento de uma praia suficientemente desenvolvida para evitar a aproximação da rebentação e dos fenómenos de espraiamento e de

galgamento. Não é uma previsão pessimista porque já está documentada por ocorrências recentes.

A progressiva extensão e reforço estrutural dessas obras pode transformar as Orlas Costeiras em fortalezas (expugnáveis), descaracterizando a paisagem e exigindo um enorme esforço financeiro de manutenção a pagar pelos contribuintes.

Uma política preventiva no sentido de impedir novas ocupações de frentes edificadas ou de aglomerados urbanos em zonas vulneráveis a erosões e a outras acções directas da agitação e marés, submetendo-as a novas situações de risco não quantificado, deverá ser assumida com todas as consequências. Paralelamente, a salvaguarda de valores ambientais deverá ser uma prioridade relativamente a questões de edificabilidade.

A mitigação de algumas acções antropogénicas responsáveis pelas erosões será possível com uma política de defesa da costa que assumidamente incorpore um programa de transposição artificial de sedimentos nas instalções portuárias, com alimentação das praias a sotamar.

Enquanto se continuarem a extrair, anualmente, milhões de metros cúbicos de areias dos canais de navegação e infraestruturas portuárias, sem reposição dessas areias no litoral, os problemas continuarão a agravar-se de uma forma acelerada.

Os portos portugueses não devem continuar a ser parcialmente financiados através da venda de sedimentos sem atender aos efeitos negativos que os seus quebramares e as operações de dragagem de manutenção geram a sotamar. Trata-se de um problema que exige entendimento entre os ministérios envolvidos e financiamentos adequados aos objectivos a atingir.

4. PROTECÇÃO COSTEIRA E PLANOS DE ORDENAMENTO

A litoralização que até muito recentemente foi descontrolada, espera-se que venha a ser enquadrada por uma série de Planos (Regionais, Municipais, de Ordenamento das Orlas Costeiras) que exigem uma compatibilização muito difícil de alcançar.

A elaboração dos Planos Regionais de Ordenamento do Território do Litoral e dos Planos de Ordenamento da Orla Costeira, em articulação com os Planos Municipais de Ordenamento, possibilita uma oportunidade histórica de reflexão sobre os modelos de desenvolvimento em curso ou que se preconizam para as zonas costeiras.

Os Planos Directores Municipais (D.L. 69/90, 2 de Março e D.L. 211/92, 8 de Outubro) de municípios ribeirinhos, possivelmente pela escala espacial de trabalho, ou por lapso das equipas que os elaboraram, ou porque essas equipas previram Planos de Pormenor a realizar posteriormente ou ainda por outros motivos, não delimitaram áreas sensíveis e áreas de risco à acção do mar subjacentes ao conceito jurídico de "zona adjacente"

Segundo o artigo 8º D.L. 468/71, "zona adjacente" é toda a área contígua às margens que, como tal, seja classificada por decreto, por se encontrar ameaçada pelo mar ou pelas cheias.

A contínua pressão para a construção de edifícios e marginais na margem do mar e áreas envolventes mesmo em zonas onde já ocorreram situações de emergência, alertou a Administração Central que, na ratificação recente de alguns desses Planos, impôs limitações transitórias de construção em faixas de 100 ou de 500 m, até à aprovação dos Planos de Ordenamento da Orla Costeira.

Os Planos de Ordenamento da Orla Costeira (D.L. 309/93, 2 de Setembro, D.L. 218/94), ao incidirem numa faixa terrestre com uma largura máxima de 500 m, permitirão abordar esta problemática a uma escala espacial mais adequada.

Estes Planos, com objectivos sectoriais, visam: ordenar os diferentes usos e actividades específicas da Orla costeira, classificar as praias e regulamentar o uso balnear, valorizar e qualificar as praias consideradas estratégicas por motivos ambientais, orientar o desenvolvimento de actividades específicas da Orla Costeira, defender e conservar a natureza.

Ao não incluirem as zonas sob jurisdição portuária, de importância vital do ponto de vista de interrupção do trânsito sedimentar, estão feridos na sua abrangência e eficácia.

Os atrasos que se verificam na adjudicação e elaboração destes Planos e alguma incoerência institucional, além de outras consequências já patentes, podem gorar a oportunidade de uma abordagem correcta, com base científica e jurídica, da delimitação do Domínio Público Marítimo e das áreas a classificar como "Zonas Adjacentes", classificação que está prevista desde a legislação de 1971 e que até à data não foi concretizada.

Porém, uma das principais razões para esta incapacidade em objectivar no terreno o que está há vinte e quatro anos previsto na lei (D.L. 468/71), poderá estar relacionada com a dificuldade científica e técnica do problema.

5. OS GRANDES DESAFIOS

Na actualidade, os grandes desafios passam pela capacidade e vontade em questionar permanentemente a situação existente e os Planos recentemente concluídos, pela sua compatibilização e enquadramento em objectivos e horizontes espaciais e temporais mais alargados, pelo reconhecimento das especificidades locais e conflitualidade dos interesses, pela redução de algumas das acções antrópicas, pelo controlo da capacidade de carga dos ecossistemas litorais, pelo assumir de uma estratégia de ordenamento global coerente e pela institucionalização de um sistema de gestão eficaz que permita agir localmente.

O ordenamento deverá ser um processo dinâmico em que se desenvolve e implementa uma ou mais estratégias multisectoriais de médio e longo termo, apoiadas num programa de caracterizações fisiográficas, inventariação de recursos e de usos, análises de vulnerabilidades e de riscos, capacidades de cargas, avaliação dos impactes induzidos pelas intervenções.

Os urbanistas e as entidades gestoras, no processo de planeamento e no processo decisório, deverão ser apoiados pela comunidade científica e técnica no sentido de ficarem habilitados a uma análise local da problemática, mas numa perspectiva interdisciplinar de médio e longo prazo, com um enquadramento espacial global e regional.

Por sua vez, a comunidade científica e técnica deve esforçar-se no sentido de saber transmitir as suas mensagens através de linguagens acessíveis aos responsáveis pelo processo decisório e de modo a que possam ser traduzidas nos instrumentos de ordenamento, ressalvando sempre as actuais incapacidades de previsão a médio e longo termo, apesar dos constantes avanços do conhecimento.

6. FORMAÇÃO EM PROTECÇÃO COSTEIRA

A escassez de quadros superiores com uma adequada formação nos domínios da hidráulica marítima, da engenharia costeira, do ordenamento e gestão do litoral, é uma realidade nacional preocupante.

Os problemas actuais e os desafios apontados exigem a preparação de licenciados com uma formação específica em "Protecção Costeira", sugerindo-se a inclusão de matérias sobre:

O Litoral e os Domínios da Oceanologia;
Hidrodinâmica Marítima e Costeira;

Morfodinâmica de Praias e Dunas;
Morfodinâmica dos Estuários e Embocaduras;
Ecossistemas Litorais;
Usos, Ocupações e Intervenções nas Zonas Costeiras;
Erosões e Estratégias Adaptativas;
Redução de Acções Antrópicas Específicas;
Obras de Defesa;
Ordenamento e Gestão.

A preocupação formativa na preparação dos quadros técnicos deverá orientar-se para:

a interdisciplinaridade dos problemas;
a familiarização com terminologias, conceitos;
o despertar do interesse para as aplicações e casos reais;
a importância do conhecimento dos aspectos físicos, dos interfaces e das interacções;
a importância das escalas dos tempos e das escalas espaciais;
o binómio condições naturais / intervenções humanas;
os conflitos dos usos;
as aproximações estáticas, quase-estáticas e dinâmicas a fenómenos que são, na sua essência, dinâmicos;
a necessidade / dificuldade em quantificar;
os métodos de cálculo e previsão (determinísticos, estatísticos, simulações laboratoriais, simulações numéricas); potencialidades e limitações;
modelos numéricos;
as limitações financeiras, técnicas, científicas, temporais;
as preocupações de qualidade nos objectivos, no projecto, na intervenção, na função;
o enquadramento sócio-económico;
o aproveitamento sustentado de recursos;
as fases nos planos e projectos como ciclos de aproximações progressivamente mais detalhadas; os pré-dimensionamentos;
a síntese; a decisão; a verificação das previsões;
a necessidade de constante actualização científica e profissional;
os desafios para o futuro;
o despertar para a investigação.

7. UMA MENSAGEM

As zonas costeiras portuguesas debatem-se com um sem número de problemas de que se destacaram os fenómenos erosivos, as suas consequências e a interligação com o ordenamento. O lançamento de águas residuais urbanas e industriais não tratadas bem como os lixos constituem outras vertentes preocupantes.

Sem uma profunda alteração do quadro institucional existente, envolvendo uma clara hierarquização, respeito e coordenação de competências, mobilização de meios financeiros, adequação em recursos humanos, aposta na investigação, monitorização

e fiscalização e sem uma firme vontade política e mobilização da sociedade civil, continuar-se-á a gerir uma situação de crise.

BIBLIOGRAFIA

VELOSO-GOMES. 1991. Algumas Reflexões Sobre as Obras de Protecção Costeira. *Actas 2º Simpósio sobre a Protecção e Revalorização da Faixa Costeira do Minho ao Liz.* 128-143. I.H.R.H., Porto.

VELOSO-GOMES. 1992. A Evolução Fisiográfica da Linha de Costa da Região Centro. Que Estratégias de Gestão?. *PROT / CL*. C.C.R.C., Coimbra.

VELOSO-GOMES; BETTENCOURT, P. 1993. Erosão Costeira. Factores que Potenciam e Explicam a Aceleração das Taxas de Erosão na Costa Portuguesa. *Livro de Resumos Seminário sobre a Zona Costeira de Portugal. Ambiente, Gestão e Conservação*. I.S.T. Lisboa.

VELOSO-GOMES. 1993. The Challenges to Overcome the Problems of NW Coastal Zone of Portugal. *MEDCOAST Proceedings* **Vol 2.** 823-835. Antalya, Turquia.

VELOSO-GOMES. 1994. Ordenamento do Litoral e Protecção Costeira. *Actas 1º Congresso Ibérico de Urbanismo*. 139-156. Ed. Associação Portuguesa de Urbanistas. C.C.R.N.

VELOSO-GOMES; TAVEIRA-PINTO, F. 1994. Urban Expansion in High Risk Northwest Coastal Areas of Portugal. *Proceedings LITTORAL 94. European Coastal Zone Association for Science and Technology. Second International Symposium.* **II Vol**, 980-996. Associação EUROCOAST - Portugal.

VELOSO-GOMES. 1994. A Opção Protecção para a Costa Oeste Portuguesa. *Boletim Universidade do Porto*. Ano IV., **nº24**, 34-41. Porto.

VELOSO-GOMES; PAPADATOS, M. 1995. Metodologia Para a Quantificação da Vulnerabilidade e Risco de Exposição das Orlas Costeiras às Acções Energéticas do Mar. *Actas XI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos e do II Simpósio de Hidráulica e Recursos Hídricos dos Países de Língua Oficial Portuguesa*. **Vol 4**. 433-438. ABRH. Brasil.

POTRAM - PLANO DE ORDENAMENTO DA REGIÃO AUTÓNOMA DA MADEIRA

José A. Paradela [1]
Nuno Cabral [2]
José G. Roxo [3]
Ana Amado [4]

Palavra Chave: Ordenamento Território, Planeamento Ambiental, Novas Tecnologias

Resumo

Potram foi desenvolvido entre 1990 e 1993 por uma equipa multidisciplinar.
Métodos de análise muiticritério consubstanciaram cenários tendências de desenvolvimento.
A discussão destes, permitiu equacionar eixos estratégicos de acção para os diferentes sectores de actividade humana, estabelecer objectivos específicos de ordenamento e com base no respeito pela estrutura e funcionamento dos sistemas naturais efectuar a Propostas da Nova Estrutura de Ocupação do Território e estabelecer as regras para a sua gestão.
As Propostas de Ordenamento Ambiental, Urbano e Infraestrutural e respectivos Programas de Acção, encontram-se ainda alicerçados em Base de Dados Informatizadas, constituindo interessantes instrumentos de apoio à gestão deste Plano, com implementação em curso nos respectivos Serviços Regionais.

(1) Arquitecto, Gerente da ASSO - Av. Defensores de Chaves, nº 23-7º - 3546293
(2) Economista - CODES - Rua D. Carlos de Mascarenhas, nº 85 r/c dtº - 3887214
(3) Paisagistica, Administrador da PROAMBIO- Rua Rodrigo da Fonseca, nº 49 r/c - 3860484/3861103 (Fax)
(4) Pós grad. O.T. e P.A. - Consultora - Rua Rodrigo da Fonseca, nº 49 r/c - 3860484

1. PRINCÍPIOS GERAIS

A consciência da importância do Ordenamento do Território é cada vez maior, não só entre as diversas autoridades públicas, a quem compete promover o desenvolvimento regional, como também entre as populações.

Na Região da Madeira, que foi das primeiras a lançar-se na preparação de um Plano Regional de Ordenamento, uma tal consciência é avivada pelos particulares condicionalismos de ambiente natural, património e cultura, que, num quadro de esforço de crescimento económico, não podem ser sacrificados.

O Potram foi, assim, o produto de uma reflexão, longa e sistemática, de uma equipa multi-disciplinar de técnicos, que, em diversas fases de elaboração, percorreram o território, registaram factos e fenómenos relevantes, inquiriram populações, empresas e entidades públicas, consultaram estatísticas e documentos sobre a realidade física e sócio-económica regional, e discutiram, com as entidades competentes (nomeadamente as Câmaras Municipais e os Serviços da Administração Regional mais directamente envolvidos na problemática do ordenamento), as conclusões a que sucessivamente foram chegando.

Atendendo à sua natureza, o POTRAM foi preparado, de modo a servir ao longo da sua elaboração, e de modo progressivo, as seguintes preocupações:

- **Constituir,** no início, uma base de reflexão prospectiva em matéria de ambiente demografia, economia, e urbanismo.
- **Explicar,** em seguida, a interacção dos fenómenos demográficos e sócio-económicos e os seus efeitos sobre o urbanismo e ambiente na Região.
- **Tornar-se,** por último, um instrumento de decisão permitindo o estabelecimento de programas, medidas e acções visando o ordenamento e o desenvolvimento.

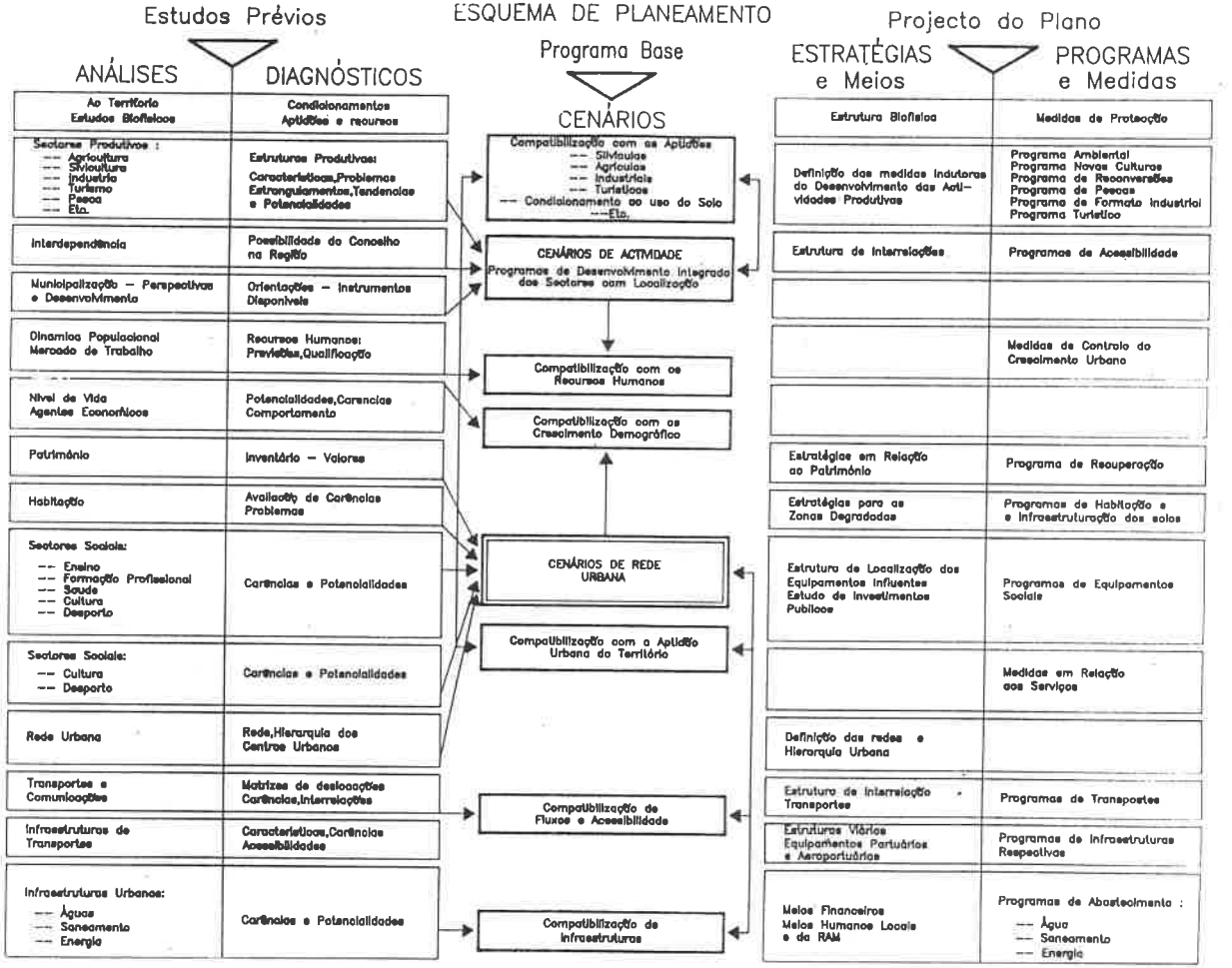
Orientaram a sua elaboração os seguintes princípios:
O **respeito pelos sistemas naturais** que garantem e suportam a vida na RAM;
O **respeito pela vida** na sua diversidade e inter-dependência;
A **responsabilização das gerações** actuais perante as gerações futuras;
A integração da **protecção do ambiente** nos programas de desenvolvimento.

2. METODOLOGIA

A metodologia de elaboração do Projecto do POTRAM está detalhada no diagrama junto, compreendendo as seguintes grandes tarefas por fases.

Estudos Prévios	- **Análises e diagnóstico** de recursos e aptidões.
Programa Base	- **Cenários** de evolução compatibilizados com opções de desenvolvimento e ordenamento; - **Propostas** alternativas de ordenamento. Programa ambiental. - **Estratégia** de ordenamento adoptada;
Projecto de Plano	- **Programas e medidas** para a sua concretização.

Nos **Estudos Prévios** houve oportunidade de caracterizar o território na sua componente biofísica, de analisar a evolução demográfica, do emprego e do rendimento, e caracterizar os sectores produtivos, as infraestruturas, os equipamentos, os serviços, a habitação e a rede urbana.


Estudos Prévios
ESQUEMA DE PLANEAMENTO
Projecto do Plano
ANÁLISES
DIAGNÓSTICOS
Programa Base
CENÁRIOS
ESTRATÉGIAS e Meios
PROGRAMAS e Medidas
Ao Território Estudos Biofísicos
Condicionamentos Aptidões e recursos
Sectores Produtivos : -- Agricultura -- Silvicultura -- Indústria -- Turismo -- Pesca -- Etc.
Estruturas Produtivas: Características,Problemas Estrangulamentos,Tendências e Potencialidades
Interdependência
Possibilidade do Concelho na Região
Municipalização – Perspectivas e Desenvolvimento
Orientações – Instrumentos Disponíveis
Dinâmica Populacional Mercado de Trabalho
Recursos Humanos: Previsões,Qualificação
Nível de Vida Agentes Económicos
Potencialidades,Carências Comportamento
Património
Inventário – Valores
Habitação
Avaliação de Carências Problemas
Sectores Sociais: -- Ensino -- Formação Profissional -- Saúde -- Cultura -- Desporto
Carências e Potencialidades
Sectores Sociais: -- Cultura -- Desporto
Carências e Potencialidades
Rede Urbana
Rede,Hierarquia dos Centros Urbanos
Transportes e Comunicações
Matrizes de deslocações Carências,Interrelações
Infraestruturas de Transportes
Características,Carências Acessibilidades
Infraestruturas Urbanas: -- Águas -- Saneamento -- Energia
Carências e Potencialidades
Compatibilização com as Aptidões -- Silvícolas -- Agrícolas -- Industriais -- Turísticos -- Condicionamento ao uso do Solo -- Etc.
CENÁRIOS DE ACTIVIDADE
Programas de Desenvolvimento Integrado dos Sectores com Localização
Compatibilização com os Recursos Humanos
Compatibilização com os Crescimento Demográfico
CENÁRIOS DE REDE URBANA
Compatibilização com a Aptidão Urbana do Território
Compatibilização de Fluxos e Acessibilidade
Compatibilização de Infraestruturas
Estrutura Biofísica
Medidas de Protecção
Definição das medidas indutoras do Desenvolvimento das Actividades Produtivas
Programa Ambiental
Programa Novas Culturas
Programa de Reconversões
Programa de Pescas
Programa de Formato Industrial
Programa Turístico
Estrutura de Interrelações
Programas de Acessibilidade
Medidas de Controlo do Crescimento Urbano
Estratégias em Relação ao Património
Programa de Recuperação
Estratégias para as Zonas Degradadas
Programas de Habitação e e Infraestruturação dos solos
Estrutura de Localização dos Equipamentos Influentes Estudo de Investimentos Publicos
Programas de Equipamentos Sociais
Medidas em Relação aos Serviços
Definição das redes e Hierarquia Urbana
Estrutura de Interrelação Transportes
Programas de Transportes
Estruturas Viárias Equipamentos Portuários e Aeroportuários
Programas de Infraestruturas Respectivas
Meios Financeiros Meios Humanos Locais e da RAM
Programas de Abastecimento : -- Água -- Saneamento -- Energia

Fez-se, na sequência da análise e caracterização, um diagnóstico dos recursos e potencialidades, bem como das carências e condicionantes ao desenvolvimento ordenado do Território da Região.

No **Programa-Base** houve oportunidade de traçar cenários compatibilizados com objectivos estratégicos tendo em conta a formulação de opções de desenvolvimento e ordenamento.
Fizeram-se para o efeito, previsões de crescimento demográfico, do emprego e da economia, por sectores, e perspectivas das dinâmicas do território e evolução da rede urbana e infraestruturas, nomeadamente de transportes.
Fizeram-se, igualmente, cenários de tendência em matéria de ambiente e paisagem e a enumeração dos principais impactes ambientais provenientes das previsões de evolução demográfica e sócio-económica.

Por último, no **Projecto** Plano, a partir de uma fixação de Objectivos de Ordenamento, que decorre de estratégias e propostas enunciadas e apresentadas na fase anterior, são definidos o esquema de zonamento, e a hierarquia da rede urbana.bem como o Regulamento do Plano

Para apoiar as diferentes fases do Potram foi constituida uma BASE de DADOS informatizada utilizando hardware existente no mercado e software criado pela Proâmbio e existente no mercado (Autocad, Arcinfo)

3.1. OBJECTIVOS

3. OBJECTIVOS GERAIS

O Produto Interno Bruto da Região da Madeira situa-se sensivelmente abaixo da média nacional e, por isso, o primeiro objectivo das Autoridades Regionais é de ordem económica e consiste na **aproximação da Região da média nacional** o que não pode ser alcançado sem taxas de crescimento sustentado superiores a 5 % ao ano durante a próxima década.
O ordenamento inscreve-se aí como um meio de facilitar a acção preparando o território para a acolher.
São assim reflectidas no ordenamento as grandes preocupações da economia actual da Região - **reconverter a agricultura** excessivamente dependente da banana, **fortalecer e modernizar a indústria transformadora** exclusivamente voltada para o mercado interno, **promover a expansão dos sectores motores da economia regional** (turismo e transportes), de forma equilibrada quanto à pressão sobre os outros sectores e o meio ambiente, para salvaguardar o seu padrão de qualidade.

3.2. OBJECTIVOS ESPECÍFICOS DE ORDENAMENTO

As debilidades e condicionamentos assinalados ao caracterizar-se o território regional justificam, face aos objectivos gerais enunciados, que se elejam como objectivos específicos do Ordenamento do Território da Região da Madeira os seguintes:

ESTRUTURAR O TERRITÓRIO assegurando o funcionamento equilibrado das grandes unidades (zonas homogéneas) regionais, e propiciando o seu desenvolvimento através de:

- **Condicionamentos à utilização das zonas naturais e implementação de Programas e Acções ambientais definidas.**
- **Integração das Zonas Norte e Oeste deprimidas.**
- **Descongestionamento da Zona Centro sobrecarregada.**
- **Programação da Zona Leste em transformação.**
  Valorização e equipamento de Porto Santo. (abastecimento de água e investimento no reequilíbrio biofísico do seu território)

CRIAR CONDIÇÕES ESPACIAIS PARA MODERNIZAR A ECONOMIA do Território, reconvertendo a agricultura, favorecendo a florestação e a reflorestação, modernizando e diversificando a indústria, desenvolvendo os serviços na perspectiva da integração na Comunidade Europeia.

Este segundo objectivo tem como eixos fundamentais de actuação no médio/longo prazo no domínio económico os seguintes:

- **Valorizar os recursos naturais da Região,** muito especialmente os que se revestem do carácter de exclusividade mundial (flora, fauna, paisagem). Tais recursos localizam-se predominantemente fora do Funchal e a sua valorização beneficia as zonas deprimidas.
- **Apoiar a modernização de sectores tradicionais da economia** (agricultura, comércio, indústrias de base artesanal) localizadas nas zonas rurais.
- **Definir as bases para uma política de localização industrial,** suportada por um esquema de incentivos que favoreça o aparecimento de pelo menos duas áreas concentradas de industrias de transformação de produtos agrícolas e silvícolas em meio rural.
- **Criar condições de equipamento e de animação** desconcentradas para assegurar o crescimento do turismo sem agravamento de assimetrias, favorecendo a dinamização de núcleos nomeadamente na Zona Oeste e Norte

A concretização destes objectivos deverá corporizar a **evolução desejável** com tradução na carta de Ordenamento.

Situação Actual - Evolução Tendencial - Evolução Desejável - Ver Esquema

4. EIXOS ESTRATÉGICOS DE ACÇÃO

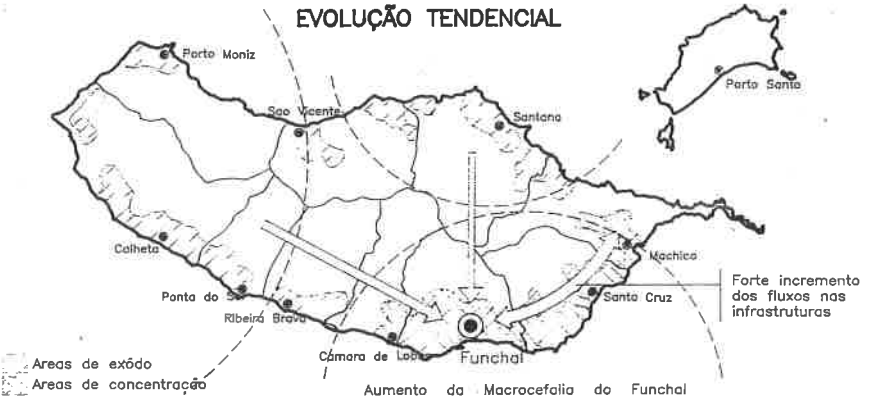
Decorrendo dos dois objectivos específicos de ordenamento, que se enunciaram, os eixos estratégicos de acção são hierarquizados por domínios que lhes correspondem e abrangem:

SITUAÇÃO ACTUAL



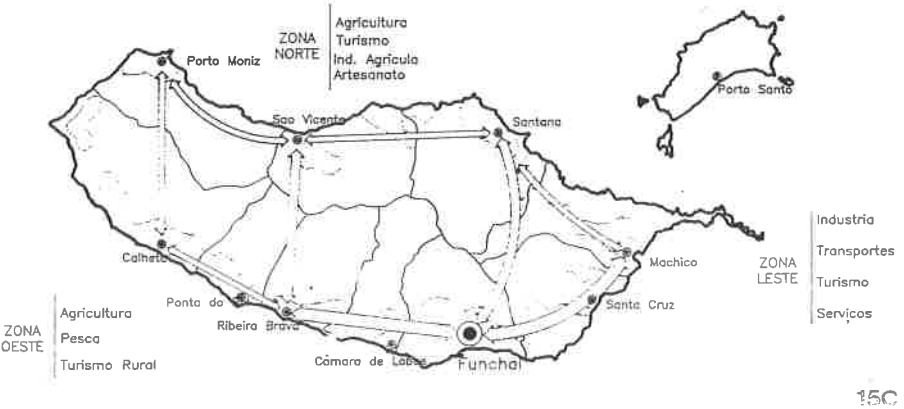
15A

EVOLUÇÃO TENDENCIAL



15B

EVOLUÇÃO DESEJAVEL — ISOTROPIA DO ESPAÇO REGIONAL



15C

- **Eixos estratégicos destinados a estruturar o território regional**
  - Estrutura espacial regional e da rede urbana.
  - Gestão territorial e do ambiente e recursos naturais.
- **Eixos estratégicos destinados a apoiar a modernização da economia**
  - Reestruturação dos sectores primário e secundário.
  - Reforço dos serviços e infraestruturas.

4.1. ESTRUTURAR O TERRITÓRIO

O território regional é desequilibrado, quer em termos demográficos, quer em termos de distribuição espacial das actividades económicas, quer em termos da rede urbana: cerca de metade da população e 70% das actividades económicas estão concentradas no Funchal, sendo necessário que todo o restante território comunique facilmente e beneficie do dinamismo do Funchal.

O eixo estratégico para traduzir esta necessidade consistirá no controle do crescimento da aglomeração do Funchal através do **encorajamento de alguns núcleos urbanos alternativos com funções subregionais,** onde se concentrem investimentos, em infraestruturas urbanísticas e equipamentos colectivos, com o claro propósito de lhes dar dimensão demográfica e económica tornando-os aptos a atrair e fixar as populações das respectivas sub-regiões.

A tradução desta estratégia recomenda a atribuição de funções sub-regionais a um núcleo em cada uma das zonas - Norte, Oeste, Leste e Porto Santo - e à atribuição das estruturas e equipamentos próprios para o exercício de funções concelhias a todas as sedes de concelho.

Ao serviço desta estratégia é importante definir também estratégias de localização industrial e turística com expressão espacial em termos de núcleos urbanos a favorecer.

É preciso integrar, ainda, neste eixo, actuações visando tornar operativos os propósitos de estruturação do território, nomeadamente garantindo **práticas de gestão do território abrangendo o seu ambiente e recursos naturais, e a defesa do património construído.**

4.2. APOIAR A MODERNIZAÇÃO DA ECONOMIA

Os sectores produtivos da agricultura, indústria e turismo reclamam a criação de condições que os façam vencer a actual crise e estagnação.

No caso do sector agrícola, silvícola e pecuário, há um vasto conjunto de acções a executar com destaque:

- **Reestruturação da viticultura** incrementando em volume e qualidade a produção de vinhos VLQPRD "MADEIRA" e vinhos de mesa de qualidade.
- **Redimensionamento do bananal**, restringindo as áreas de plantação e melhorando a produtividade das plantações
- **Fomento da produção e exportação de flores** e ramagens verdes
- **Reorganização do sector hortícola** com o objectivo de garantir o abastecimento do mercado regional.
- **Incentivos à produção frutícola** (Anona) de acordo com as necessidades do mercado regional e das expectativas de exportação.
- **Incentivos à produção florestal** em áreas como as madeiras nobres, as plantas medicinais, as plantas aromáticas, a produção de frutos secos.

Não iremos destacar as acções relativas à industria, turismo por mera falta de espaço.

5. PROPOSTAS DE ORDENAMENTO

5.1. QUADRO SISTEMÁTICO

Os objectivos e eixos estratégicos de actuação, apontando para a estruturação do território e modernização da sua economia, são concretizados nas Propostas de Ordenamento sintetizadas na carta de Ordenamento correspondente aos seguintes sistemas:

- **Ordenamento Natural** - Envolve a definição e delimitação das zonas prioritárias do ponto de vista agrícola e do ponto de vista ecológico. Para correcção de alguns desequilíbrios, já evidentes, no uso e ocupação do solo, e para prevenção de outros que o crescimento demográfico e económico poderão provocar, procedeu-se ao esboço de delimitação das zonas prioritárias de utilização agrícola e de equilíbrio ambiental a proteger, e os vários usos do solo admitidos em cada uma.
- **Ordenamento Urbano** - Envolve a definição e hierarquização da rede urbana. Para estruturar e hierarquizar a rede urbana e dotar os aglomerados de condições infraestruturais mínimas, elegeram-se como prioritárias a desconcentração do aglomerado do Funchal, em particular pela cedência de funções sub-regionais a outros núcleos, procurando dinamizar e equipar núcleos urbanos de nível intermédio sub-regional e também criar núcleos dinamizadores do meio rural, coincidentes com as sedes dos concelhos rurais.
  Incluem-se ainda, nas preocupações do ordenamento urbano, o ordenamento industrial definindo as zonas a reservar para acolher preferencialmente os investimentos na indústria transformadora, e também o ordenamento turístico definindo as zonas preferenciais para a localização de núcleos turísticos alternativos à concentração dos investimentos no Funchal.

- **Ordenamento Infraestrutural** (corredores) - Envolve a definição das estruturas lineares de interligação dos espaços (vias, linhas e condutas de distribuição). Para criar condições de acessibilidade entre os vários núcleos e as várias zonas de prioridade definiram-se eixos estruturantes do espaço para facilitar a acessibilidade e integração das Costas Leste e Oeste, Norte e Sul.

Ao conjunto de propostas anunciadas acrescentaram-se propostas de carácter administrativo e regulamentar.

5.2. ORDENAMENTO NATURAL

Iremos apenas realçar o Ordenamento natural

5.2.1. CONDICIONAMENTOS AMBIENTAIS AO USO DO SOLO

O território da Madeira apresenta grande sensibilidade do ponto de vista ambiental, mesmo na faixa litoral onde se concentra a ocupação humana, e as actividades económicas.

Através da caracterização dos valores naturais efectuada nos Estudos Prévios nos domínios da Geologia, Hidrologia, Pedologia, Fauna, Flora e Paisagem, foi elaborada a cartografia do **Negativo ao Uso dos Solos** que traduz uma síntese biofísica de medidas cautelares ao uso antrópico em termos de ordenamento do território.

O grau de sensibilidade, vulnerabilidade e resiliência dos biótopos em presença conduziu-nos a individualizar sete áreas na Ilha da Madeira com uma hierarquia de condicionamentos de uso, diferenciada pelo tipo de valores naturais em presença.

Na área 1 - **uso antrópico favorável**
Nesta área há que respeitar as prioridades agrícolas e compatibilizá-las com as outras actividades humanas.
Na área 2 - **uso antrópico condicionado (áreas a regenerar)**
Na área 3 - **uso antrópico condicionado (Paisagem humanizada a conservar)**
Na área 4 - **uso antrópico muito condicionado (Recreio mais intenso) -**
Na área 5 - **uso antrópico muito condicionado (Recreio condicionado)**
Na área 6 - **uso antrópico muito condicionado (Recreio muito condicionado)**

Nas restantes áreas o uso deve ser interdito pela muito elevada sensibilidade natural dos valores em presença.

5.2.2. CLASSES DE PRIORIDADE AGRO FLORESTAIS

Do confronto das prioridades agrícolas com as exigências dos restantes sectores e interesses resultou a versão final dos espaços agroflorestais salientando os seus aspectos mais relevantes:

- **Zonas regadas**
- **Zonas com potencialidades agrícolas**
- **Zonas florestais**

5.2.3. PROGRAMAS E ACÇÕES AMBIENTAIS

Foram desenvolvidos programas e acções referentes a:

- Enquadramento legal/institucional
- Investigação
- Educação/Formação e Equipamentos
- Consciencialização e Participação Pública
- Recursos Ar, Água, Solo e Subsolo
- Recursos Flora/Vegetação
- Recursos Fauna
- Ruído
- Resíduos/Resíduos Urbanos

5.2.4. ASPECTOS REGULAMENTARES

Para efeitos do regulamento, os espaços foram classificados em função do seu uso dominante, como espaços de protecção/valorização de sistemas naturais, agroflorestais e espaços de produção de solo urbano:

- Os espaços de protecção/valorização dos sistemas naturais integram **Zonas Naturais** com condicionamentos às actividades humanas mais ou menos significativas consoante os valores naturais em presença.
- Os espaços com recursos naturais propícios à actividade agroflorestal integram **Zonas Agroflorestais**.
- Os espaços de produção do solo urbano compreendem **zonas a preservar, zonas urbanas, zonas turísticas, zonas industriais, zonas de grandes infraestruturas e zonas de habitação dispersas.**

As **Zonas Naturais** incluem todas as áreas que constituem a estrutura biofísica principal do território da RAM e às quais se aplicam vários graus de restrições à utilização pelas actividades humanas, com vista a garantir o respeito pelos princípios fundamentais que sustentam a vida na Região

Correspondem, na maioria (ver carta de ordenamento), a áreas onde predominam sistemas naturais de valor ecológico muito elevado, elevada a muito elevada vulnerabilidade à pressão humana e/ou reduzida a muito reduzida resiliência, o que implica condicionamentos aos usos humanos, incluindo a interdição destes, com a seguinte graduação:

Zonas Naturais de Uso Interdito (ZNUI)

Nestas áreas apenas são compatíveis actividades de conservação da natureza e, pontualmente, em áreas pré-seleccionadas, locais de observação no âmbito da actividade recreativa.

Zonas Naturais de Uso Fortemente Condicionado (ZNUFC)

Nestas áreas são apenas compatíveis actividades de conservação da natureza, e, em percursos bem delimitados, actividades recreativas. As actividades de silvicultura e afins devem ser geridas no respeito pela função dominante de regeneração/protecção.

Todas as outras actividades são incompatíveis.

Zonas Naturais de Uso Muito Condicionado (ZNUMC)

Nestas áreas são apenas compatíveis actividades de conservação da natureza, actividades recreativas em percursos e locais restritos devidamente seleccionados, e actividades silvícolas e afins desde que geridas no respeito pela função dominante de regeneração/protecção.

Todas as outras actividades são incompatíveis.

Zonas Naturais de Uso Condicionado (ZNUC)

Nestas áreas, prioritariamente, devem ser promovidas acções de preservação da natureza, sendo compatíveis as actividades turístico/recreativas devidamente localizadas e as actividades silvícolas com predominância para o uso múltiplo da floresta.

Todas as outras actividades são incompatíveis.

ILHA DA MADEIRA



Espaços Naturais e de Protecção Ambiental

Espaços Agroflorestais

Espaços de Produção do Solo Urbano

Hierarquia dos Centros Urbanos

Hierarquia da Rede Viária

Infraestruturas e Equipamentos

Limites Administrativos

Limite de Concelho

Limite de Freguesia

GOVERNO REGIONAL DA MADEIRA
SECRETARIA REGIONAL DAS FINANÇAS
POTRAM
PLANO DE ORDENAMENTO TERRITORIAL
21
PLANTA DE ORDENAMENTO

Zonas de Paisagem Humanizada a Proteger (ZPHP)
São áreas naturais humanizadas onde, pelas suas características próprias, devem ser implementadas acções que permitam às populações que aí habitam a manutenção das suas formas tradicionais de exploração dos recursos naturais.
Não são de incentivar usos intensivos agrícolas/silvícolas nem actividades turístico/recreativas, ou outras pouco compatíveis com o objectivo dominante.

Zonas Naturais a Regenerar (ZNR)
São áreas onde os recursos naturais têm sido explorados de forma lesiva para as gerações vindouras e onde as acções de regeneração devem passar a constituir preocupação dominante na sua gestão.
A actividade de silvicultura e afins deve ser incentivada e regulamentada, de acordo com o objectivo expresso para estas áreas. A actividade silvícola de produção deve ser devidamente enquadrada e as actividades agro pastoris devem ser desincentivadas.
São compatíveis, em locais restritos devidamente seleccionados, as actividades turísticas e recreativas.

Em termos regulamentares considerou-se ser de prever ainda para as **Zonas Naturais** um conjunto de condicionamentos a certas actividades específicas, com destaque para:

- Exploração de inertes (incluindo a exploração em "off shore").
- A instalação de infraestruturas de reconhecimento interesse público (parque Eólico, outros).
- Actividades turisticas/recreativas
- Projectos de produção silvicola de crescimento rápido.
- Projectos de intensificação do uso agrícola.
- Depósitos de materiais, residuos

6. RESULTADOS

Julgamos poder assegurar que a RAM possui neste momento um instrumento de Ordenamento do Território, onde os aspectos ambientais, foram desde o principio introduzidas, condicionando os objectivos, as estratégias corrigindo tendências, valorizando recursos e balizando as actividades humanas, no seu uso, transformação e desenvolvimento do território deste arquipelago.

Da implementação do Plano e das seus Programas só o futuro poderá saber.

(Contributo para o) Estudo dos Problemas Urbanísticos e Ambientais do Concelho do Porto / Proposta de Qualificação Urbanística e Ambiental para a Área Oeste da Freguesia da Foz do Douro

P. PINTO[1] e P. L. NETO[2]

Resumo

O presente trabalho, desenvolveu-se em dois momentos distintos: um primeiro momento, onde foram analisados os problemas urbanísticos e ambientais existentes no concelho. Aqui, à escala da freguesia, foram identificados os problemas significativos para os actores dos três níveis a que se fez o estudo da cidade: o técnico, o político e o civil; um segundo momento, onde se realizou, para uma das áreas problemas identificadas, uma proposta de qualificação urbanística e ambiental. Os critérios de eleição da área problema foram, por um lado, o facto de aí se sobreporem as três imagens (haver um correspondência entre os problemas/propostas de intervenção apontados em cada nível de análise) e, por outro, de os problemas nela existentes poderem ser tratados, não só do ponto de vista local, mas também através de uma perspectiva relacional mais vasta: com o concelho e a área Metropolitana do Porto. Nesta comunicação, optou-se por apresentar apenas a proposta de qualificação urbanística e ambiental. Foi assim decidido, devido ao facto do volume de informação correspondente aos dois momentos do trabalho ser demasiado extenso para poder ser comunicado, de uma forma séria e criteriosa, num máximo de 10 páginas e, também, por ser esse o momento onde se concretiza o objectivo de fundo do trabalho, a saber, a eleição da área problema e a proposta para a sua qualificaçao urbanística e ambiental.

Palavras Chave: Ordenamento / Do Território / Espaço Urbano

1- Introdução

As questões relativas à qualificação urbanística e ambiental assumem hoje uma grande importância, sobretudo as associadas às Áreas

---

[1] Paula Pinto, licenciada em Geografia, Frequenta Mestrado em Planeamento e Projecto do Ambiente Urbano, técnica da Direcção Regional do Ambiente e dos Recursos Naturais do Norte, Docente da Universidade Fernando Pessoa - 312312

[2] Pedro Leão Neto, licenciado em Arquitectura pela F.A.U.P, Frequenta Mestrado em Planeamento e Projecto do Ambiente Urbano, Docente da Universidade Fernando Pessoa e trabalha em gabinete próprio - 6107948

Metropolitanas. O modelo de desenvolvimento que se pretende imprimir às Áreas Metropolitanas considera que é necessário promover a competitividade metropolitana no sentido de as tornar mais atractivas, chamando a si novos investimentos.

Ora, a consciência de que a competitividade das cidades ou regiões não depende apenas de uma adequada dotação de serviços, equipamentos e infraestruturas capazes de responder às solicitações mais visíveis e imediatas do sistema económico é algo do qual não se duvida. Na verdade, a competitividade económica dos grandes espaços urbanos parece depender, cada vez mais, da capacidade de estes oferecerem um adequado enquadramento cultural ao desenvolvimento, inovação e criatividade, aspectos indissociáveis para a obtenção de melhores padrões de qualidade de vida dos seus habitantes enquanto, simultaneamente, residentes e agentes económicos.

Neste modelo de desenvolvimento que assenta no aumento de competitividade, a qualidade de vida urbana e a qualidade estética e ambiental constituem (ou podem constituir) vantagens comparativas.

Nesta conformidade, este modelo de desenvolvimento considera a qualificação como um dos meios para atingir a competitividade metropolitana. As novas actividades ligadas a este modelo, essencialmente terciárias, com novos padrões de qualidade terão que se enquadrar em espaços onde possam tornar-se e/ou afirmar-se mais atractivos. Neste modelo poli centrado encontramos com frequência fenómenos de "re-uso do solo", associados a um conjunto de áreas no interior do micro-espaço metropolitano que interessa requalificar.

As áreas a qualificar podem ser tanto as zonas degradadas, fruto do modelo passado de crescimento metropolitano, como novas áreas que interessa qualificar para aumentar a vantagem competitiva da Área Metropolitana (frequentemente associada a novas centralidades, novos pólos terciários). É importante referir que esta tipificação não obriga necessariamente a um tratamento dual destas áreas, pois pode considerar-se a hipótese de uma sobreposição relacional entre elas.

É também importante ter presente que o crescimento competitivo é um crescimento selectivo, o que tem muitas vezes como resultado a promoção das áreas mais qualificadas e o abandono (ou esquecimento) das áreas que, teoricamente, mais necessitariam de qualificação.

A pertinência do trabalho dos urbanistas faz-se sentir exactamente na articulação entre estas duas abordagens: transformação do urbanismo de competição num urbanismo de cooperação. Isto é, promover o desenvolvimento e resolver os desequilíbrios gerados por ele.

Decorrentes dos processos de desenvolvimento surgem tensões e problemas vários. Tensões entre áreas em forte competição na luta pelos investimentos nestas zonas; tensões entre a procura gerada e a rigidez de oferta (as infraestruturas não substituem com a rapidez necessária ...); tensões geradas por erros de previsão urbanística (daí a importância das várias figuras de planeamento actuais).

A dinâmica apresentada para as Áreas Metropolitanas pode também ser analisada a escalas territoriais mais pequenas e ser detectada ao nível do concelho e mesmo ao nível das freguesias desse concelho. Mas aí, importa não perder de vista a dimensão metropolitana (global) dos problemas.

2- Proposta de Qualificação Urbanística e Ambiental para a área Oeste da Freguesia da Foz do Douro

Tendo como ponto de partida a necessidade expressa pelos eleitos locais e pela sociedade civil para aumentar as zonas verdes deste concelho, é objectivo deste trabalho criar um espaço verde de fruição pública e actividades lúdico-culturais na zona marginal compreendida entre a rua das sobreiras, pilotos da Barra no passeio Alegre, até à praia do carneiro na rua do Coronel Raúl Peres.

Esta proposta enquadra-se num objectivo mais geral de requalificação do espaço público (verde, zonas de circulação peatonais, animação social, etc.) que, embora realizado a um nível local vai, no entanto, contribuir para a justificação e promoção da imagem da cidade e mesmo da área metropolitana onde esta se insere.

Estamos, assim, a agir simultaneamente em duas frentes: de uma forma localizada (respondendo aos anseios da população e eleitos locais) e de uma forma mais ampla e estratégica (coincidindo com a percepção dos técnicos deste concelho).

Com esta proposta, estamos igualmente a responder aos objectivos gerais expressos no PDM que são, a saber, o de criar uma rede equilibrada de parques e jardins públicos de âmbito municipal; criar áreas destinadas a preservar e/ou transformar com o intuito de servirem as respectivas populações com zonas verdes, lúdicas e desportivas. Objectivos estes que têm como meta vir a obter para a cidade uma capitação de área verde por habitante entre os 10 e 12 metros quadrados, comparável às estabelecidas para cidades europeias como, por exemplo, Madrid (10m2/hab) ou Roma (9m2/hab).

Propõe-se, aqui, a junção de três espaços - Jardim do Passeio Alegre, Castelo da Foz e os quarteirões marginais da rua do Coronel Raúl Peres - de forma a criar um corredor verde, onde o carácter das ruas do Passeio Alegre, Avenida de D.Carlos I, rua de S.Bartolomeu e do Coronel Raúl Peres seriam revistas de forma a constituírem vias de passeio para circulação do eléctrico, peões, bicicletas e eventualmente algum transito automóvel, mas este fortemente restringido.

Existe ainda um outro objectivo estratégico nesta nossa proposta que é o de aproveitar a ideia do 'corredor verde' e projectá-la para o resto da cidade de forma a ser possível criar uma futura cintura verde - pensando, aqui, na importante função que a cintura verde de Londres (green belt) de Abercombri teve como zona de contenção do seu crescimento urbano - que funcionaria como 'tampão' ao crescimento do tecido urbano e faria a ligação entre os vários espaços verdes, nomeadamente, o parque Ocidental da cidade e o futuro parque Oriental. Cintura verde que seria, também, uma ligação da cidade ao previsto parque Regional da Área Metropolitana, formando assim um espaço que iria servir a todos os concelhos da área metropolitana.

Finalizando, podemos afirmar que esta proposta vai:

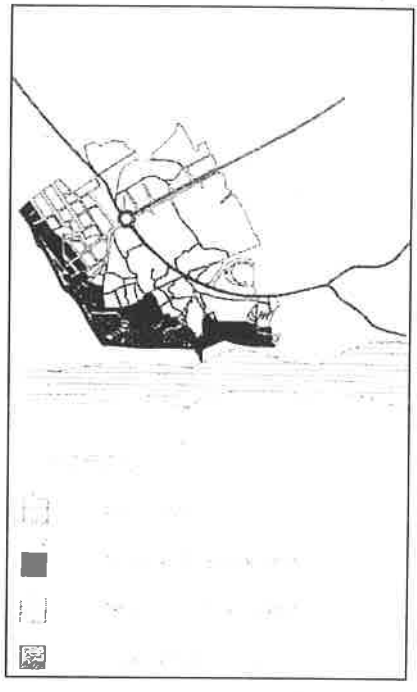
- qualificar o ambiente urbano, através da valorização deste espaço verde público com um 'corredor verde' que constituirá um espaço cultural e socialmente integrado valorizando a frente ribeirinha, o ambiente e as zonas degradadas;

- melhorar a qualidade do ambiente, pois irá implicar uma intervenção ao nível dos vários tipos de poluição (tratamento de esgotos, recolha de resíduos sólidos das praias, etc.).

3- Definição da Área de Intervenção

A área de intervenção seleccionada está integrada numa zona de "Protecção Paisagística/Urbanística e Arquitectónica" do Plano Director Municipal. A figura em baixo localiza claramente, na freguesia da Foz do Douro, a área de intervenção seleccionada.

Trata-se de uma área nobre, sobretudo pela sua ligação com o mar, mas que necessita de ver concretizado um conjunto de acções com vista ao reconhecimento desse estatuto. É nesta zona que se registam os principais problemas ambientais da freguesia sendo simultaneamente, uma das zonas que maiores potencialidades apresenta, pela sua localização geográfica e património edificado, em termos de qualidade urbanística e ambiental.



A intervenção que propomos teve em conta o conjunto de acções em curso e outras em projecto e a concretizar, sendo o objectivo fazer a ligação entre as áreas verdes existentes ao longo da faixa ribeirinha e costeira de forma a criar um "contínuo verde".

A área de intervenção tem início no limite oeste da área verde do "Fluvial", acompanha a marginal até ao inicio do jardim Passeio Alegre, prosseguindo ainda pela Rua do Passeio Alegre, envolve o Castelo da Foz, prossegue pela Rua Senhora da Luz até ao cruzamento com a Rua Coronel Raúl Peres. O seu limite inferior é demarcado pela linha de costa. (ver figura)

Esta área localiza-se, como vemos, entre Massarelos e o passeio peatonal da Avenida Brasil. O Projecto para o Sector de Massarelos prevê uma área verde e um passeio peatonal e de bicicletas. Por esta razão, era assegurado para a área de intervenção o prolongamento das mesmas. Como a área de intervenção tem prolongamento no passeio da Avenida Brasil, podia-se assegurar uma continuidade até ao Parque Ocidental da Cidade (aquando da sua ampliação até ao mar).

Desta forma, estava criado um circuito para peões e ciclistas de cerca de dois quilómetros e meio (2,5 Km), numa das zonas mais nobres da cidade.

4- Condições Prévias a Assegurar

De acordo com os objectivos estabelecidos, definiu-se como primeira prioridade:

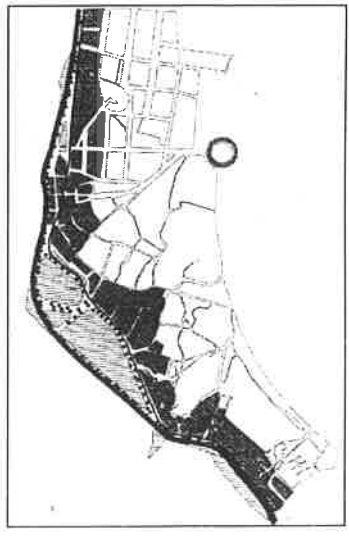
a) Concretização do prolongamento da Avenida Nun´Alvares (o que vai permitir escoar cerca de 80% do tráfego de atravessamento actual desta área). Paralelamente, e no sentido de melhorar o trânsito da cidade e na zona, dever-se-á aumentar a quantidade de estacionamento periférico e viabilizar a linha de eléctrico ribeirinha. Estudar formas de melhorar o trânsito (sentidos únicos, etc.).

b) Realização das necessárias obras de saneamento básico que permitam recuperar a qualidade das águas balneares e das praias. Numa primeira fase da despoluição do rio, podia-se contar com a construção de um colector de esgotos que os transportaria em profundidade até à foz do rio, acabando com os maus cheiros, ratos e aspecto visual degradante.

c) Acabar com o mau cheiro e factores anti-higiénicos (caravanas bar, etc.)

5 - CONCRETIZAÇÃO DA PROPOSTA DE INTERVENÇÃO

Foram elaborados alguns esquiços representativos das ideias contidas na proposta para assim a melhor ilustrar. Por conseguinte, são apresentados aquando da concretização das principais acções duas imagens em paralelo: a imagem actual da área de intervenção e o esquiço da proposta.



Pretende-se com a intervenção que se irá traçar, requalificar urbanística e ambientalmente a área de estudo. Para atingir este objectivo há que resolver os problemas urbanísticos e ambientais existentes na mesma.

A nossa proposta é a de se ampliar o jardim do Passeio Alegre vincando o carácter actual de área verde e de lazer. Para afirmar esta sua vocação teremos, ao mesmo tempo, que desenvolver um conjunto de acções com vista à despoluição do Rio Douro; à dotação da área de equipamentos de lazer como é o exemplo da pista de "Skait" e de Bicicletas; à resolução dos problemas de segurança (que vimos ser uma das preocupações centrais da população e que passará pela animação da área com esplanadas). Assim, terão que ser concretizadas um conjunto de acções de forma a atingirem-se os objectivos definidos:

- **Aterro do Pontão de Sobreiras** ou construção de uma estrutura suspensa (terá que ser estudada a primeira solução e, se não for possível, avançar para a segunda) e criação de área verde por cima, correspondendo a um "prolongamento" do Jardim do Passeio Alegre (ver figura 1 em anexo).

- **Demolição das barracas** existentes em Sobreiras e construção de uma estrutura que sirva de armazém para os pescadores locais.

- **Condicionar o trânsito** na área de forma a só circularem nela os veículos da população residente, devendo ser aprofundado o estudo para o condicionamento da circulação nesta área. A análise prévia que fizemos aponta para a disposição ao nível da gestão de tráfego, da situação *"Trânsito Proibido Excepto a Residentes / sentidos únicos"* como soluções possíveis.

- **Construção de um Parque de Estacionamento** (resulta como consequência da limitação anterior e da necessidade de libertar o espaço que actualmente está super-lotado, sendo a presente situação incompatível com a qualidade que se quer para a área. Do estudo prévio que realizamos, afiguram-se como possíveis várias soluções, podendo ser apontadas:

- construção do parque de estacionamento debaixo do Pontão das Sobreiras a realizar (é necessário, contudo, aprofundar o estudo desta solução);

- construção do parque em altura no terreno vago existente na extremidade este da zona de intervenção, em frente ao Pontão acima referido).

Nesta solução, os dois aspectos que nos parecem mais importantes são: a sua localização estratégica face à área verde e a sua integração

paisagística (uma estrutura aberta, de três ou quatro pisos - de acordo com a cércea dos edifícios envolventes - e arranjos verdes do tipo daqueles construídos recentemente pela Câmara Municipal na Trindade, parece-nos uma solução possível).

- Retirar uma das Linhas do eléctrico existentes. Com a diminuição do tráfego, podia-se dispensar uma das linhas, mantendo a da direita, por forma a libertar o espaço junto ao rio. A circulação mantinha-se, mas em linha única (ver figura 3 em anexo).

Os carris a manter vão permitir assegurar a exploração da Linha dos Eléctricos "Amarelos" que afirmaria a sua vocação turística, fazendo a ligação Parque Oriental, Parque Ocidental. Por aqui circulariam, também, os veículos dos residentes.

- Fecho ao trânsito das: Rua D. Carlos I, Rua D. Luís Filipe e parte da Avenida da esplanada do Castelo (envolvente interior ao Castelo da Foz). O jardim do Passeio Alegre alargava-se para norte até à linha do eléctrico e a sul até ao Mar e ao Rio. A pista de Bicicletas e de "Skait" que se iniciara atrás, prolongava-se aproveitando parte da Rua D.Carlos I, deixando-se aos peões o restante espaço (ver figura 2 em anexo).

- Remoção das "Roulotes" - são incompatíveis com a qualidade que se deseja para a área, não assegurando as condições higiénicas mínimas e contribuem largamente para o aumento dos níveis sonoros na área pelo funcionamento dos respectivos geradores.

- Colocação de redes de "Voleibol" nas Praias. Esta zona é já procurada fortemente pelos desportistas, devendo este conjunto de medidas acentuar esta procura pelo aumento de qualidade e criação das condições adequadas à prática deste desporto. A limpeza das praias é urgente, tendo forçosamente que se abandonar as condições actuais de utilização das mesmas pelos banhistas

- Promoção da Pesca Desportiva. Esta é uma área já muito procurada para este tipo de actividade, pelo que em causa está a necessária qualidade para que, na realidade, a população possa usufruir da mesma.

- Animação da área com esplanadas (julga-se suficiente duas, uma em cada extremidade), bem integradas e com um serviço de qualidade. É

importante que esta área não se torne em mais uma área de vandalismo, pelo que a animação e a iluminação pública podem constituir duas medidas importantes.

- **Iluminação Pública**;

- **Substituição dos muros do Clube de Ténis** (que, aliás, não se percebe como foi permitida tal obra junto de um monumento nacional!) por rede pintada de verde, por forma a abri-lo para o Jardim;

- **Alargar o jardim do Passeio Alegre** às áreas das ruas entretanto libertadas, fazendo-se o movimento, nas condições acima referidas, pela rua do Passeio Alegre.

De igual forma, prolongar o Jardim pela Rua Coronel Raúl Peres tornando esta um espaço de estadia e passeio. Pretende-se, assim, dar continuidade ao 'corredor verde' proposto (ver a figura 4 em anexo). Por conseguinte, seguia em paralelo a Pista de Bicicletas e de Skait que, como a ponta norte da área de intervenção que termina no passeio peatonal da Avenida Brasil, veria assegurada a ligação ao Parque Ocidental da Cidade.

- **Recuperar os acesso à praia** (as ligações estão já feitas);

- **Recuperação dos edifícios existentes** - esta é uma zona importante em termos urbanísticos e arquitectónicos, devendo-se por isso promover a necessária recuperação dos imóveis com valor reconhecido (existem vários exemplos na área, apresentando-se em seguida um da Rua do Passeio Alegre) . Dever-se-á limitar a construção nova aos espaços vazios que existem e, nos casos em que se conclua não ter qualquer valor arquitectónico, proceder à sua demolição. A nova construção terá que se integrar na envolvente e assegurar a manutenção da cércea da mesma.

6 - REFLEXOS INDUZIDOS NA ZONA PELA QUALIFICAÇÃO DESTA ÁREA

Para além dos aspectos já referidos anteriormente, parece evidente desde logo a possibilidade de atrair para os limites da área de intervenção um terciário superior, reafirmando a dinâmica já sentida actualmente, onde são exemplos a Banca (BCM, BNU, ...), Seguradoras (SOLUÇÃO) e outras empresas (RAR...).

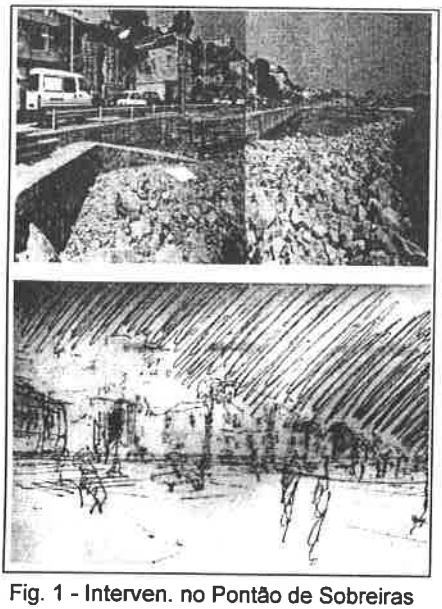


Fig. 1 - Interven. no Pontão de Sobreiras

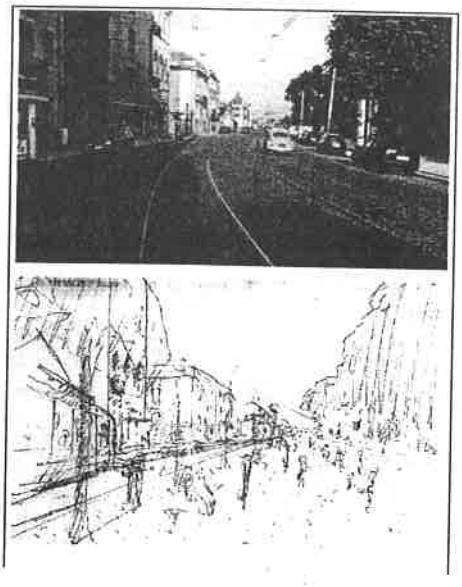


Fig. 3 - Inter. na rua do Passeio Alegre

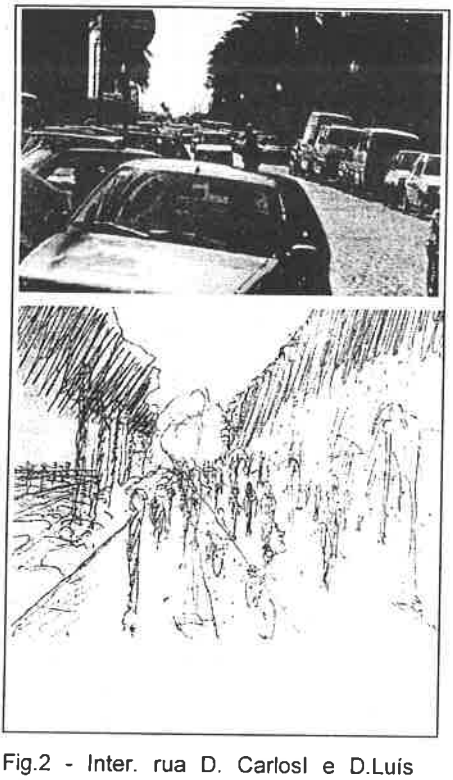


Fig.2 - Inter. rua D. CarlosI e D.Luís Filipe

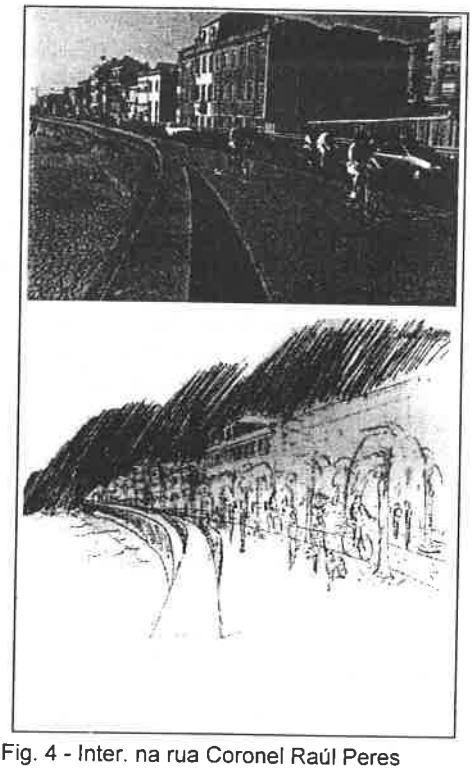


Fig. 4 - Inter. na rua Coronel Raúl Peres

De igual forma, ao nível do tipo de actividades comerciais haverá tendência para reforçar a instalação de comércio de qualidade, sendo presentemente uma zona onde se localizam alguns estabelecimentos comerciais de qualidade, como é o caso do pronto-a-vestir Morgado, Joalharias, etc. Constituirão locais fortemente "apetecíveis" os espaços vagos existentes que se encontram em estado de relativo abandono, em nœmero significativo na Rua Senhora da Luz.

Iria também aumentar o seu potencial em termos de localização de imóveis de qualidade, podendo assim ver-lhe atribuído o respectivo estatuto, fazendo com que desapareçam situações como as actuais. Actualmente, o mercado imobiliário joga com as condições "potenciais" da localização geográfica desta área, não havendo qualquer correspondência com a realidade.
Funcionaria como pólo dinamizador do sector turístico, pelo incremento de investimento turístico de qualidade nas proximidades (desportos náuticos adaptados às condições do rio, restauração de qualidade, etc.)

Finalmente e de acordo com as mesmas preocupações que tivemos na definição dos critérios de selecção da área problema a requalificar, a concretização da proposta avançada revela-se extraordinariamente importante numa perspectiva de sustentabilidade, uma vez que estão previstos mais 500 000m2 de construção para a freguesia da Foz do Douro que ainda não apareceram.

Pelas razões apresentadas, julga-se que esta proposta de requalificação urbanística e ambiental se reveste de clara oportunidade. A facilidade de implementação resulta, não só devido à pequena complexidade das acções a implementar, como também da sua fraca exigência em termos de recursos financeiros a envolver.

7 - REFERÊNCIAS

"Estudo Sócio-Económico da Área Metropolitana do Porto", Planum, Assessorias e Projectos, Lda e outros, Porto, 1993.

Fachada Flúvio Marítima do Douro do Ínha ao Atlântico - Proposta de Estratégia Supra Municipal do Ordenamento do Território

Plano de Pormenor da Marginal do Douro - Sector de Massarelos Câmara Municipal do Porto

Plano Director Municipal - Câmara Municipal do Porto, Junho de 1991

"As Vantagens Competitivas do Cluster de Turismo do Porto - Norte de Portugal", CNET, 1994.

"Livro Verde sobre o Ambiente Urbano", Comissão das Comunidades Europeias, 1990.

INDICADORES DE QUALIDADE DO AMBIENTE URBANO DA ÁREA METROPOLITANA DO PORTO

M. J. Pessoa*
M. R. Herédia**

PALAVRAS - CHAVE : Indicadores de Qualidade, Ambiente Urbano, Área Metropolitana do Porto.

RESUMO

A necessidade de avaliação do Estado do Ambiente Urbano e o conhecimento do trabalho intitulado "Indicadores de Qualidade do Ambiente Urbano"(1) suscitou a elaboração de um estudo idêntico para a Área Metropolitana do Porto (AMP).

A presente comunicação refere-se à fase preliminar deste estudo cujas vertentes tratadas incidem nas possibilidades de recreio e lazer, na existência de estrutura verde e património construído e no modo de tratamento de alguns problemas ao nível da poluição ambiental.

TEXTO

1 - INTRODUÇÃO

A definição de indicadores de qualidade tem sido um processo de avaliação do Estado do Ambiente, proporcionando a orientação na tomada de decisões relativas à conservação e/ou valorização das condições ambientais responsáveis pela qualidade dos espaços.

Na presente comunicação pretende-se iniciar uma avaliação, ainda que muito preliminar, da Qualidade do Ambiente Urbano na AMP.

Para a elaboração deste estudo foi peça fundamental e ponto de partida o trabalho realizado pela Drª Mª do Rosário Partidário para as cidades da costa algarvia, nomeadamente na pré-selecção de indicadores.

---

* Engª do Ambiente/UA - Comissão de Coordenação da Região do Norte
** Arqtª Paisagista/UTL - Comissão de Coordenação da Região do Norte

2 - METODOLOGIA

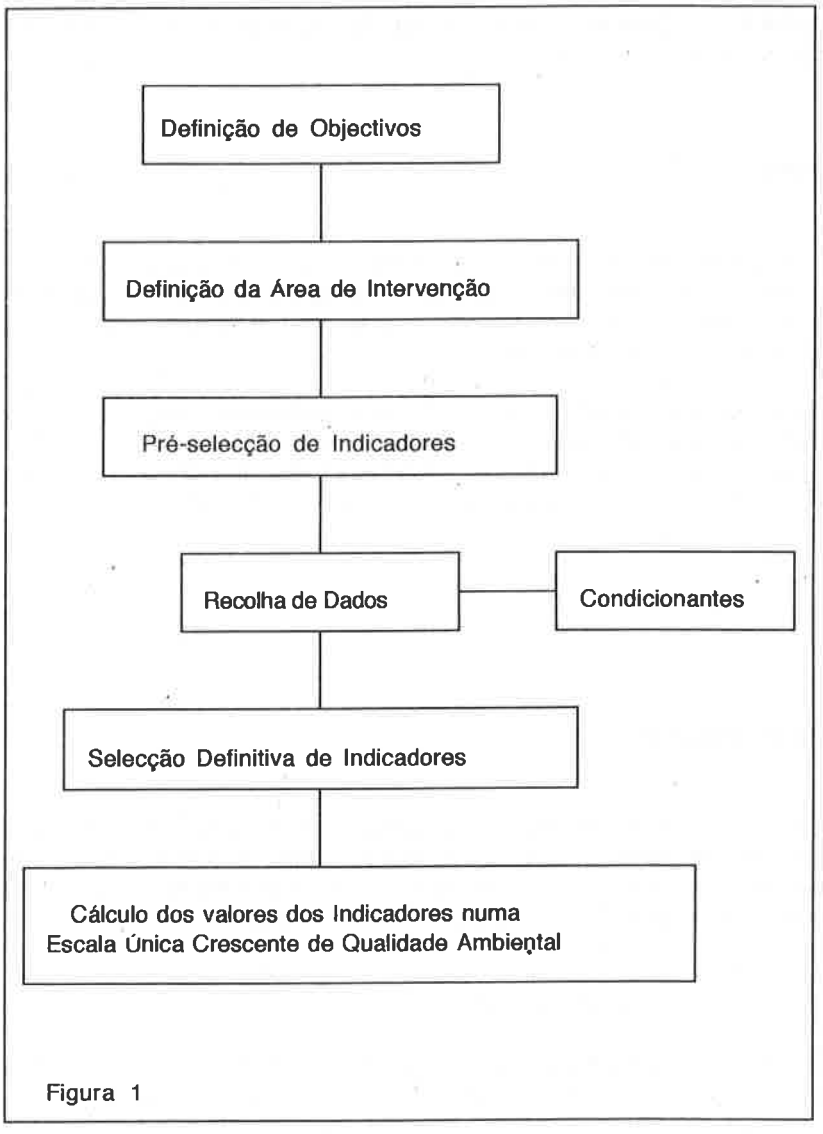


Figura 1

Conforme se apresenta esquematicamente na figura 1 a metodologia utilizada percorreu as seguintes etapas:

1 - Definição de Objectivos

- Selecção de indicadores de qualidade para avaliar o Estado do Ambiente Urbano na AMP

- Estabelecer comparações entre níveis de qualidade das diferentes áreas urbanas.

2 - Definição da Área de Intervenção

- Freguesias de carácter urbano dos 9 concelhos da AMP de acordo com as indicações dos municípios (Quadro nº1)

3 - Préselecção de Indicadores

4 - Recolha de Dados

A recolha de dados estabeleceu-se através de :

. inquéritos às Câmaras Municipais
. interpretação da fotografia aérea
. consulta de arquivos da CCRN
. informação dos Planos Directores Municipais
. dados dos CENSUS 1991

5 - Selecção Definitiva de Indicadores, (Quadro nº 2 A e B).

6 - Cálculo dos Valores dos Indicadores numa Escala Única Crescente, de 0 a 1, de Qualidade, (do Quadro nº 3.1.1. ao Quadronº 3.3.2.)

3 - CONSIDERAÇÕES FINAIS

O grande interesse manifestado, por todos os autarcas contactados, pela elaboração e conclusão deste estudo veio salientar a necessidade de obtenção e processamento de dados a este nível.

No entanto, determinados aspectos como, a falta de informação e sua organização, condicionaram a obtenção de alguns indicadores préseleccionados.

Só com a apresentação dos resultados globais propostos no ponto 5 será possível avançar com uma análise comparativa do Estado do Ambiente Urbano na área em estudo. Contudo, apresentam-se, desde já, alguns

valores definitivos referentes à Estrutura Verde Urbana e Tratamento / Gestão de Resíduos Sólidos Urbanos.

Esta fase deve ser entendida como uma das primeiras etapas que um estudo deste âmbito envolve, não só na procura exaustiva de informação dispersa, como na abertura de possibilidades de análise em todas as vertentes abordadas.

Assim, esta metodologia deveria ser considerada como um processo de monitorização do Estado do Ambiente Urbano que implica necessariamente:

. actualização contínua das componentes e das variáveis analisadas,
. obtenção de novos indicadores que sejam cada vez mais elucidativos da realidade e
. a possibilidade de complementaridade com outros métodos de análise e diagnóstico do Ambiente Urbano.

4 - QUADROS

Quadro nº1

CONCELHOS DA AMP	FREGUESIAS DE CARÁCTER URBANO
Espinho	Espinho
Gondomar	Fânzeres, Rio Tinto, S. Cosme, S. Pedro da Cova, Valbom e Baguim do Monte
Maia	Águas Santas, Gueifães, Maia, Moreira, Vermoim e Pedrouços
Matosinhos	Custóias, Leça da Palmeira, Matosinhos, S. Mamede Infesta e Sra da Hora
Porto	Aldoar, Bonfim, Campanhã, Cedofeita, Foz do Douro, Massarelos, Miragaia, Nevogilde, Paranhos, Ramalde, Santo Ildefonso, São Nicolau, Sé e Vitória
Póvoa de Varzim	Póvoa de Varzim
Valongo	Valongo e Ermesinde
Vila do Conde	Vila do Conde
V. N. de Gaia	Mafamude, Oliveira do Douro, Santa Marinha, S. Pedro da Afurada e Vilar de Andorinho

Quadro nº 2 A

	SELECÇÃO DE INDICADORES
Meios hídricos	% de área ocupada por planos de água com largura inferior a 1000 metros
	Interface do plano de água com o centro urbano
	Actividade recreativa -banho- condicionada pela qualidade das águas
	Actividade recreativa -pesca- condicionada pela qualidade das águas
	Actividade recreativa -desportos náuticos- condicionada pela qualidade das águas
	% reclamações relativas a problemas com os meios hídricos
Ruído	Densidade de vias com elevado tráfego
	% reclamações relativas a problemas com ruídos
Resíduos Sólidos	Funcionários afectos ao sistema de recolha e tratamento de RSU por 1000 habitantes
	% de lixo reciclado
	% reclamações relativas a problemas com RSU
	Funcionários afectos ao sistema de limpeza de ruas por 1000 habitantes
	Despesa anual da autarquia com o sistema de recolha e tratamento de RSU e limpeza urbana
	Densidade de papeleiras
	Locais disponíveis para recepção do lixo separado por 1000 habitantes
A r	% reclamações relativas a problemas de poluição atmosférica

Quadro nº 2 B

	SELECÇÃO DE INDICADORES
Recreio e lazer	Nº hab./unidade funcional infantil
	Nº hab./unidade funcional desportiva
	Ruas pedonais
	Ruas para bicicletas
Estrutura Verde Urbana	Espaços Verdes Públicos (EVP) per capita
	índice de áreas ocupadas por EVP
	Ruas arborizadas
	% da Despesa anual da CM com a defesa do meio ambiente
Património Construído	Edifícios classificados como monumentos nacionais de interesse público ou valores concelhios por 1000 edifícios
	% de área condicionada por medidas de protecção do património cultural construído

Quadro nº 3.1.1. - Valores da variáveis a utilizar na construção dos indicadores.

VARIAVEIS	ESPINHO	GONDOMAR	MAIA	MATOSINHOS	PORTO	P. VARZIM	VALONGO	V.CONDE	V.N.GAIA	UNIDADE
ESTRUTURA VERDE URBANA										
Freguesias	Espinho	S. Cosme	Maia	Matosinhos	Todas	P. Varzim	Valongo	V. Conde	Mafamude	
Area urbana total	1,54	11,9	3,61	5,31	41,66	5,25	20,66	6,88	15,62	km2
População residente total	11888	20622	6974	29798	302472	23851	13103	19990	33443	habitantes
Espaços Verdes Públicos	6300	3500	20	63500	2884052	40100	17525	64375	64375	m2
Despesa Anual da CM na Defesa do Meio Ambiente Classificação Funcional 94	12000	275222	9019	465022,8	550000	25653,4	34419	11612	302730	contos
% em relação à despesa total	0,63	6,0	0,15	5,5	2,37	0,8	1.46	1	3,7	%

Quadro nº 3.1.2. - Valores dos Indicadores da Qualiade do Ambiente Urbano.

INDICADORES	ESPINHO	GONDOMAR	MAIA	MATOSINHOS	PORTO	P. VARZIM	VALONGO	V.CONDE	V.N.GAIA	UNIDADE
Freguesias	Espinho	S.Cosme	Maia	Matosinhos	todas	Póvoa V.	Valongo	V. Conde	Mafamude	
ESTRUTURA VERDE URBANA										
Espaços verdes Públicos per capita	0,53	0,17	2,87	2,13	9,53	1,68	1,34	3,22	0,47	m2/hab
Indice de áreas ocupada por EVP	0,41	0,03	5,54	1,2	6,92	0,76	0,09	0,94	0,29	%
% da Despesa anual da CM com a	0,63	6	0,15	5,5	2,37	0,8	1,46	1	3,7	%

Quadro nº 3.1.3. - Valores dos Indicadores da Qualiade do Ambiente Urbano numa Escala Única Crescente de Qualidade.

INDICADORES	ESPINHO	GONDOMAR	MAIA	MATOSINHOS	PORTO	P. VARZIM	VALONGO	V.CONDE	V.N.GAIA
Freguesias	Espinho	S.Cosme	Maia	Matosinhos	todas	P.Varzim	Valongo	V. do Conde	Mafamude
ESTRUTURA VERDE URBANA									
Espaços verdes Públicos per capita	0,04	0	0,29	0,21	1	0,16	0,13	0,33	0,03
Indice de áreas ocupada por EVP	0,06	0	0,08	0,17	1	0,11	0,01	0,13	0,04
% da Despesa anual da CM com a defesa do meio ambiente	0,08	1	0	0,91	0,38	0,11	0,22	0,15	0,61

Quadro nº 3.2.1. - Valores da variáveis a utilizar na construção dos indicadores.

VARIÁVEIS	ESPINHO	GONDOMAR	MAIA	MATOSINHOS	PORTO	P. do Varzim	VALONGO	V.CONDE	V.N.GAIA	UNIDADE
Resíduos Sólidos										
Area urbana total	1,54	52,9	29,66	26,07	41,66	5,25	28,08	6,88	50,78	km2
População residente total	11888	119672	61461	100656	302472	23851	47518	19991	142295	hab.(91)
Número de papeleiras instaladas	400	600	700	2000	6500	236	480	97	700	papel
Número de funcionários afectos à limpeza das ruas	54	5	11	45	250	28	22	25	50	func.
Produção total de RSU	5371,3	49452,0	38398,0	72000,0	116160,0	10074.7	23905.0	5897,7	45797	ton./ano
Número de locais para recepção de lixo separado	59	200	107	110	338	60	123	39	250	locais
Despesas da autarquia com o sistema de recolha e tratamento de R.S.U. e limpeza urbana	93321	232887	461718	500000	480000	126293	240000	103000	150000	c/ano

Quadro nº 3.2.2. - Valores dos Indicadores da Qualiade do Ambiente Urbano.

INDICADORES	ESPINHO	GONDOMAR	MAIA	MATOSINHOS	PORTO	P. do Varzim	VALONGO	V.CONDE	V.N.GAIA	UNIDADE
Resíduos Sólidos										
Destino final dos RSU	Lipor	Lipor	Lipor	Aterro Sanitário	Lipor	Lixeira	Lipor	Lixeira	Lixeira	
Funcionários afectos à limpeza de ruas por 1000 habitantes	4,54	0,04	0,18	0,45	0,83	1,17	0,46	1,25	0,35	funcionário
Despesa anual das autarquias com o sistema de recolha e tratamento de R.S.U. e limpeza urbana por 1000 habitantes	7850	1946,04	7512,4	4967,4	1586,9	5295	5050,7	5152,57	1054	contos / ano
Densidade de papeleiras	259,7	11,34	23,6	76,72	156	44,95	17	14	13,78	papel / km2
Número de papeleiras por 1000 habitantes	33,6	5	11,4	2	21,5	9,9	10,1	4,9	4,9	papeleiras
Locais disponíveis para recepção de lixo separado por 1000 habitantes	4,96	1,67	1,74	1,1	1,12	2,5	2,56	1,95	1,76	nº locais
Captação da produção de RSU	1,71	1,71	2,37	2,7	1,46	1,6	1,9	1,08	1,2	kg / hab.dia

Quadro nº 3.2.3. - Valores dos Indicadores da Qualiade do Ambiente Urbano numa Escala Única Crescente de Qualidade.

INDICADORES	ESPINHO	GONDOMAR	MAIA	MATOSINHOS	PORTO	P. do Varzim	VALONGO	V.CONDE	V.N.GAIA
Resíduos Sólidos									
Destino final dos RSU	1	1	1	1	1	0	1	0	0
Funcionários afectos à limpeza de ruas por 1000 habitantes	1	0	0,03	0,07	0,18	0,25	0,09	0,27	0,07
Despesa anual das autarquias com o sistema de recolha e tratamento de R.S.U. e limpeza urbana por 1000 habitantes	1	0,13	0,95	0,56	0,08	0,62	0,59	0,6	0
Densidade de papeleiras	1	0	0,05	0,26	0,58	0,14	0,02	0,01	0,01
Número de papeleiras por 1000 habitantes	1	0	0,4	0,9	1	0,3	0,3	0	0
Locais disponíveis para recepção do lixo separado por 1000 habitantes	1	0,15	0,17	0	0	0	0,37	0,22	0,17
Capitação da produção de RSU	0,6	0,6	0,2	0	0,77	0,68	0,49	1	0,93

AGRADECIMENTOS

Os nossos agradecimentos dirigem-se a todos os técnicos e autarcas, com quem se estabeleceu contacto,dos municipios da AMP que, sem excepção, mostraram desde o início a maior disponibilidade e interesse na ajuda e concretização deste trabalho.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1- Partidário, M. R. 1990- Indicadores de qualidade do Ambiente Urbano - Dissertação apresentada para obtenção do grau mestre.

2 - Partidário, M. R. 1993 - Ambiente Urbano - a necessidade de identificação e controlo dos seus parâmetros de qualidade planeamento. *Revista Sociedade e Território - Ambiente e Planeamento,* 62-71

PROGRAMA MUNICIPAL DE AMBIENTE: CONTRIBUTO PARA O DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL DAS PERIFERIAS URBANAS

I. M. MATIAS* e F. GONÇALVES**

RESUMO :

A nível internacional, a problemática das áreas urbanas é uma questão emergente e traduz-se actualmente em iniciativas várias apoiadas por organismos internacionais. De facto, na década de 90, surge, aliado à concepção de desenvolvimento sustentável, uma forma nova dimensão no planeamento municipal, a ambiental. A presente comunicação tem por objectivo apresentar um tipo de instrumento de planeamento ambiental, o Programa Municipal de Ambiente. O PMA pretende, destacar o papel que as áreas urbanas têm na contribuição para a redução dos problemas globais e regionais, através da realização de uma política integrada de ambiente e desenvolvimento aplicada à escala municipal e consequentemente na melhoria da qualidade de vida das populações urbanas.

PALAVRAS-CHAVE: Ambiente; Ordenamento; Desenvolvimento sustentável ; Planeamento e gestão Ambiental.

1. A PROBLEMÁTICA AMBIENTAL NAS ÁREAS URBANAS

A crescente urbanização é considerada por SHAW (1992), MEADOWS (1992) assim como, o aumento do consumo CARLSSON (1990), como a principal causa dos problemas ambientais nas cidades, quer seja do ponto de vista regional, nacional ou global. Para BROWN e JACOBSON (1987), as preocupações em matéria de ambiente urbano acentuaram-se na última década, devido ao facto das áreas urbanas estarem a ultrapassar a capa- cidade de suporte dos sistemas naturais e sociais, provocado pelo seu disfuncionamento.

* Arquitecta FA/UTL, Mestranda em Planeamento Ambiental e Ordenamento do Território, FCT/UNL. Assistente na Escola Superior Artística do Porto. Sócia-gerente da Vastus, Gabinete de Projecto, Planeamento e Ambiente, Lda. Membro da Direcção da Associação dos Arquitectos Portugueses (AAP).

** Arquitecto. Investigador Principal no LNEC, Coordenador do Grupo de Urbanismo e Planeamento Municipal (GURPLAM)/LNEC. Presidente da Direcção da AD Urbem, Associação para o Desenvolvimento do Direito do Urbanismo e da Construção.

Henriques, J. (1990) refere também como causa indirecta da degradação provocada pela urbanização das áreas periféricas das cidades, a transformação do solo agrícola em solo urbano, dificultando a possibilidade de preservar usos agrícolas e garantir a regeneração de recursos naturais - destruição do solo, insuficiente alimentação dos aquíferos através da impemeabilização da superfície.

As cidades portuguesas apresentam relativamente aos problemas ambientais situações idênticas à dos restantes países desenvolvidos, ou seja, a natureza e a causa dos problemas são praticamente os mesmos. Questões como os transportes, a habitação, as infra-estruturas básicas, a inexistência de espaços públicos qualificados provocam uma crescente desumanização dessas áreas acarretando por vezes consequências graves do ponto vista social e vivêncial.

2. A NECESSIDADE DE UMA ABORDAGEM INTEGRADA NO PLANEAMENTO MUNICIPAL

Nos últimos anos com a evolução das metodologias de abordagem do nível sectorial para um nível global, integrado e sistemático, na requalificação do ambiente urbano, começaram a ser considerados aspectos essenciais como o uso racional dos recursos e a capacidade de carga dos sistemas humanos e naturais para a obtenção a protecção do ambiente num processo de desenvolvimento sustentável.

Segundo TINAS (1990) para contrariar a tendência de degradação da cidade é necessário adoptar medidas ambientais preventivas no planeamento. Essas medidas passam pela valorização dos agentes ambientais. Relativamente a este assunto SERPA, L., (1994) refere que as políticas urbanas de gestão municipal em Portugal têm tido a preocupação de criar instrumentos reguladores - os Planos - com ênfase na sua natureza de regulamentos administrativos, esquecendo-se que é na articulação entre os instrumentos de ordenamento e a realidade urbana (espacial, sócio-cultural, económica e ambiental) que se encontram os vectores da dinâmica do processo de planeamento.

Efectivamente, a Comissão das Comunidades Europeias (1991) no Relatório "Ambiente Urbano: Contribuição de Peritos", propõe o desenvolvimento de

programas a nível nacional para as áreas onde a condição periférica se reflecte numa espiral descendente de degradação e negligência, por forma a tornar o local novamente atraente para os residentes e investidores através da combinação de diversas medidas.

2.1. Directrizes internacionais e enquadramento comunitário

O desenvolvimento da presente metodologia insere-se na estratégia definida na Conferência das Nações Unidas sobre o Ambiente e desenvolvimento (Rio de Janeiro de 1992) que criou a Agenda 21 e estabelece um modelo global para acção ambiental em todo o mundo para o Séc. XXI, englobando tanto questões sociais e culturais como a protecção ambiental, pretende contribuir para a implementação do 5º Programa de Acção em matéria de Ambiente da União Europeia " Toward Sustenability" (1993-2000), aplicando o princípio da subsidariedade e o principio da sustentabilidade e traduzirá as propostas do Livro Verde do Ambiente Urbano da Comissão das Comunidades (1990) relativamente às principais acções a implementar em matéria de ambiente urbano.

Actualmente, provavelmente como resultado do novo período de desenvolvimento iniciado em meados dos anos 80, manifesta-se uma maior perocupação comunitária pelos problemas das cidades .Efectivamente com a elaboração do Livro Verde do Ambiente Urbano (1990) e o lançamento do 5º Programa de Acção em matéria de Ambiente, a comunidade abre o debate sobre as questões que afectam a qualidade ambiental das cidades, estando em primeiro lugar as preocupações com o ambiente urbano e aponta a necessidade de implementar estratégias e acções integradas para resolver os principais disfuncionamentos do espaço e do sistema urbano, que põem em questão o equilíbrio ambiental. Destacando-se como instrumento fundamental deste programa o ordenamento do território.

2.2 O Papel do Programa Municipal de Ambiente

O Programa Municipal de Ambiente, pretende de uma forma geral, destacar o papel que as áreas urbanas têm na contribuição para a redução dos problemas globais e regionais, através da realização de uma política integrada de ambiente e desenvolvimento aplicada à escala municipal e consequentemente para uma

melhoria da qualidade de vida das populações urbanas. O Programa Municipal de Ambiente, sendo um instrumento de carácter estratégico e programático, desenvolve uma metodologia a seguir em áreas urbanas e deverá ser adaptada às caracteristicas próprias de cada município e ao estádio de desenvolvimento das políticas ambientais conduzidas a nível local.

Em Portugal, devido ao rápido crescimento da urbanização, sentido nas últimas décadas, é nas áreas urbanas periféricas às cidades que encontramos as situações de maiores agressões ambientais, de pior qualidade de vida e maior caos urbanístico. Foi por esse facto e por pensarmos ser possível mitigar essas situações através de um programa integrado elaborado a nível municipal, participado pela população que nos propusémos desenvolver um modelo à luz das recentes experiências europeias, intitulado Programa Municipal de Ambiente .

Desta forma, pretende-se que o PMA ao tratar as questões ambientais à escala municipal, desenvolva um modelo sustentável de planeamento e gestão através da elaboração de um diagnóstico do estado do ambiente e que implemente uma política ambiental integrada,em que a prevenção, as acções corretoras e a sensibilização e participação pública sejam uma constante na resolução dos problemas.

Para o efeito, terá o papel de implicitamente contribuir para a protecção dos recursos naturais, nomeadamente o ar, a água, os solos, e uma melhor adequação entre a aptidão e a capacidade de carga dos sistemas naturais e humanos. Através do estabelecimento de parâmetros de qualidade do ar, nomeadamente através de limiares de poluição atmosférica, ruído e circulação rodoviária, da gestão integrada de recursos, através do conhecimento da capacidade de carga de um sistema natural ou artificial absorver o crescimento populacional sem degradação significativa, ou seja a manutenção da sua capacidade de carga e o seu desenvolvimento sustentável.

3. EXPERIÊNCIAS INTERNACIONAIS DE PLANEAMENTO AMBIENTAL MUNICIPAL.

A emergência da questão da sustentabilidade nos anos 80, provocou uma enorme quantidade de estudos, relatórios e trabalhos de investigação relacionados com áreas urbanas, sua sustentabilidade e ainda sobre critérios ambientais no ordenamento do território.

Destacamos dois projectos desenvolvidos a nível internacional: a "Campanha das Cidades Europeias Sustentáveis" que surgiu quando a Cidade de Aalborg e a Comissão das comunidades Europeias, em conjunto com a OCDE, CEMR e ICLEI , organizaram a Conferência Europeia sobre Cidades Sustentáveis (Aalborg, 1994) tendo sido de imediato lançada este campanha e aprovada a " Carta das Cidades Europeias com vista à Sustentabilidade". O objectivo desta campanha foi encorajar as vilas e cidades a trabalharem por forma a atingir a sustentabilidade a nível local, através através da elaboração de um plano de acção local .

O "Projecto Cidades Saudáveis", que no âmbito da Política Comum Europeia da Organização Mundial de Saúde (OMS) se inscreve no grande objectivo da "Estratégia Saúde para todos no ano 2000, foi desenvolvido para fortalecer o papel das cidades na sua realização. Para o efeito, a OMS começou a formular a sua estratégia em 1985, envolvendo até 1990 mais de 400 cidades na Europa, Australia, Estados Unidos e Canadá constituindo a "Rede Internacional de Cidades Saudáveis".

3.1 Tendências gerais

Na União Europeia, os sistemas de planeamento e de ordenamento do território estão em transformação constante, vericando-se duas tendências gerais. A primeira reside na tomada de consciência cada vez maior do facto de que o ordenamento do território se encontra presente em toda uma série de preocupações mais vastas, tais como, o desenvolvimento económico, os transportes, o turismo, a habitação, a gestão dos resíduos, a qualidade da água e a protecção da natureza. Vemos surgir um planeamento espacial mais global e complexo, que já não se limita a simples questões de localização física e de utilização dos solos, mas que inclui considerações sociais, económicas, políticas e ambientais; a outra tendência diz respeito a uma maior descentralização das responsabilidades na política e no controlo do ordenamento do território em benefício das autoridades regionais e locais.

3.2 O caso Françês

Os instrumentos para a gestão do ambiente em França, tiveram início em 1983, com Protocolos para a tomada em consideração do ambiente urbano e transformaram-se sucessivamente em "Planos Municipais de Ambien- te"(1991) e em "Cartas de Ecologia e de Qualidade de Vida", em 1993. Estes foram concebidos como uma tentativa concertada entre o Estado e colectividades para colocar as premissas de uma verdadeira política local de ambiente e quadro de vida à eascala da cidade ou aglomeração urbana.

O Programa francês dos Plans d´Environnement, de acordo o Ministère de l´Environnement (1992),constitui uma experiência única no plano europeu, não só pelo número de agentes envolvidos e mobilizados, pelo seu espírito operacional e experimental, mas também pela oportunidade que a Comunidade Europeia tem de seguir esta experiência em tempo real. PROST Dominique (1992), refere que com os Planos Municipais de ambiente se iniciou uma iniciativa original que dirigindo-se essencialmente às cidades, constitue o primeiro passo de uma aproximação ao ambiente urbano. Os PME são um instrumento de planeamento ambiental não vinculativo e desenvolvem-se ao nível das comunas· A sua elaboração baseia-se na parceria e na participação pública e têm como meta a elaboração, a nível local, de um programa de actuações a curto ou médio prazo, baseado num diagnóstico dos problemas ambientais detectados. A grande inovação deste programa reside, não só na temática abordada pelos planos, mas sobretudo no método de elaboração e implementação, ou seja no tipo de procedimento. Assim, por um lado temos a parceria e por outro a participação pública.

3.3 O caso do Reino Unido

No que se refere ao ambiente e mais propriamente ao ambiente urbano, muito embora no Reino Unido não exista uma figura estabelecida por lei, como em França, foram no entanto iniciados alguns projectos de âmbito local decorrentes das orientações da Agenda 21. No Reino Unido, a origem do planeamento ambiental está ligado inicialmente a um sistema de gestão ambiental efectuada através da avaliação de impacto ambiental e auditorias ambientais realizadas a nível local. No entanto, em finais dos anos 80 surgiu o "Environmental Planning

Management" (EPM) e em 1988 as "Environmental Chartes", entre outras iniciativas locais, tendo por objectivo garantir um desenvolvimento sustentável. O planeamento a partir da implementação da nova Lei "The Planning and Compensation Act" (1991) iniciou um processo de inclusão de critérios ambientais no processo de elaboração dos vários níveis de planos .

O projecto "Environment City"- iniciado pela Royal Society for Nature Conservation (RSNC) para implementar estratégias e práticas no interior de cidades que encoraje os cidadãos a ter responsabilidade pelo seu ambiente. Os objectivos da RSNC na implementação do projecto é encorajar o desenvolvimento de um modelo compreensivo de cidade, aproximada ao conhecimento e gestão ambiental através de um processo de participação civica.

Outro projecto iniciado no Reino Unido, o "Sustainable Communities Project" iniciado pela Associação das Nações Unidas em seguimento da Conferência do Rio de Janeiro (1992). Neste projecto as autoridades locais, empresas e sectores voluntários têm um papel chave. O projecto pretende apresentar um processo onde as comunidades podem identificar os objectivos ambientais apropriados, implementar estratégias apropriadas tendo por objectivo atingir metas e medir a sua performance ambiental tendo por objectivo atingir um standard internacional .

4. O NíVEL NACIONAL

As atribuições das autarquias locais e competências dos respectivos órgãos são reguladas pelo Decreto -Lei nº 100/84, de 29 de Março . Assim, de acordo com as alíneas b) e i) do nº 1 do Artigo 2º "é atribuição das autarquias locais o que diz respeito aos interesses próprios, comuns e específicos das populações respectivas", entre outras, ao "desenvolvimento e à defesa e protecção do meio ambiente e da qualidade de vida do respectivo agregado populacional ".

Relativamente ao ambiente, podemos dizer que as competências dos munícipios embora perfeitamente identificadas, devido ao atraso verificado na supressão de carências básicas e à falta de sensibilidade da população e dos eleitos, de uma forma geral no que diz respeito a aspectos mais abrangentes de uma verdadeira política de ambiente municipal, a administração local tem cingindo-se a aspectos

sectoriais do ambiente, não efectuando assim os municípios uma política integrada na gestão ambiental e territorrial. A ausência de instrumentos de planeamento ambiental à escala municipal e a ausência de referências às componentes ambientais, nos diferentes instrumentos de ordenamento do território municipal existentes em Portugal, constituem uma forte condicionante à prossecução dos objectivos expressos na lei e dos anseios de população.

Em Portugal, as questões de ordem ambiental ainda não se encontram plenamente assumidas a nível local no que respeita ao planeameno ambiental, sobretudo porque os instrumentos que integram o actual sistema de planeamento municipal apresentam um conteúdo dominantemente urbanístico.

5. PROGRAMA MUNICIPAL DE AMBIENTE

Com a elaboração de um PMA, pretende-se estabelecer um quadro conceptual visando a realização de um diagnóstico geral a nível municipal das múltiplas facetas dos problemas ambientais, a escolha das prioridades a analisar nas áreas periféricas, a definição de acções concretas e a formulação de políticas ambientais que orientem e interliguem os vários interesses sectoriais actuantes no município. Os objectivos do Programa Municipal de Ambiente são: desenvolver uma concepção integrada de um programa ambiental ao nível municipal; contribuir para a diminuição dos problemas ambientais locais, regionais e globais; contribuir para melhorar a qualidade de vida das populações urbanas; apoiar o município na programação de actuações concretas no domínio do ambiente; sensibilizar e responsabilizar os agentes locais e desenvolver ligações de parceria.

O PMA definirá as competências, as acções e a sua programação, coordena os meios administrativos, técnicos e financeiros e fixa um quadro de referência para os agentes públicos e privados interveniente sobre o território municipal. O PMA consiste na formalização de um instrumento flexível que poderá integrar-se no Plano Director Municipal ou servir de referência às políticas municipais de ambiente.

5.2 Recomendações para a implementação de um Programa Municipal de Ambiente

Para o PMA atingir os seus objectivos, é essencial que na sua implementação conte com os seguintes pressupostos base: uma forte participação pública, no sentido de dar conhecimento às populações e aos agentes das medidas e políticas a estabelecer mas também para ouvir as suas necessidades e as suas preocupações; a constituição de um grupo dinamizador, constituido por elementos da equipa técnica, eleitos locais, técnicos dos serviços municipais , ONG´s, departamentos regionais, organismos e entidades locais, e cidadãos interessados.

Sendo o PMA constituído por fases distintas, torna-se é essencial, garantir na fase inicial, a definição de estratégias e de objectivos a atingir pelo plano e numa fase subsequente, a selecção e implementação de acções locais específicas.

6. CONCLUSÕES

Com a presente comunicação pretende-se lançar um alerta para a necessidade evidente em adoptar metodologias locais que preconizem um desenvolvimento sustentável, para a necessidade urgente dos instrumentos de ordenamento do território intregrarem a componente ambiental e a necessidade de se iniciar um processo de planeamento que contemple instrumentos de planeamento ambiental.

Pretende-se ainda divulgar várias iniciativas locais a decorrer em paises europeus e constatar a necessidade de um acompanhamento por parte dos municípios portugueses destas experiências de articulação entre as questõs ambientais e o planeamento urbanístico numa época em que se prevê um aumento significativo de elaboração de planos de urbanização e de planos de pormenor.

7. AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Engª do Território Sophie - Valentine Desvallés a disponibilização de informação e a obtenção de contactos vários e à Prof. Doutora Mª do Rosário Partidário, o orientação da tese de mestrado na qual esta comunicação se insere.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BROWN, L. R. e Jodi L. JACOBSON. 1987. *The future of urbanization: facing the ecological and economic constraints*, Worldwatch Paper 77.

CARLSSON, J. 1990. Políticas de medio ambiente europeas, in *Las Grandes ciudades en la decada de los noventa*, Ed. Sistema, Fundación Sistema, Madrid, pp 377.

CARTA DE AALBORG. 1994. *Carta das Vilas e Cidades Europeias para a Sustentabilidade*. Aalborg, Dinamarca.

CNUAD. 1992. *AGENDA 21*. Rio de Janeiro.

COMISSÃO DAS COMUNIDADES EUROPEIAS. 1990. *Livro Verde sobre o Ambiente Urbano*. DG XI, Bruxelas, pp. 57

COMISSÃO DAS COMUNIDADES EUROPEIAS. 1992. *Towards Sustainability: A European Community Programme of Policy and Action in relation to the Environment and Sustainable Development*. .Bruxelas.

COMISSÃO DAS COMUNIDADES EUROPEIAS. 1995. *Europa 2000 + Cooperaçãopara o Ordenamento do Território Europeu,* Serviço das Publicações Oficiais das Comunidades Europeias, Luxemburgo, pp 17 -18.

CONSELHO DA EUROPA. 1992. *Carta Urbana Europeia*. Conférence Permanente des Pouvoirs Locaux. Strasbourg. 59 pp.

COSTA, J. S. 1992. O quinto programa de acção das Comunidades Europeias em matéria de ambiente, in *3ª Conferência Nacional sobre a Qualidade do Ambiente*, Volume III, pp 935-945.

FERNANDES, J. P. 1991. *Modelo de caracterização e avaliação ambiental aplicável ao Planeamento*, Dissertação de Doutoramento FCT/UNL, pp 5.

GONÇALVES, F. e Sophie-Valentine DESVALLÉES. 1994. *Planos Municipais de Ambiente Bases para um projecto de investigação.* LNEC, Lisboa. 74 pp.

HENRIQUES, J. M. 1990. Subdesenvolvimento local , iniciativa municipal e planeamento territorial. *Sociedade e Território* **12**, 84 - 91.

HEYNEN, H . et al. 1991. A Periferia: Estudo de uma Problemática, in *Ambiente Urbano: Contribuição de Peritos*, Comissão das Comunidades Europeias, Bruxelas, pp 29 .

LOCAL GOVERNMENT MANAGEMENT BOARD. 1992. *Environmental Practice in Local Government.* 2ª Edição.

MEADOWS, D. et al. 1992. A Força impulsionadora: o crescimento exponencial, in *Além dos Limites, da catastrofe total ao futuro sustentável,* Difusão Cultural, Lisboa, pp 14-29.

MINISTÉRE DE L'ENVIRONNEMENT.1991. *Circulaire du 24 juin 1991 relative aux Plans municipaux et départementaux d'environnement*, Paris.

MINISTÉRE DE L'ENVIRONNEMENT.1994. *Circulaire du 11 mai 1994, relative aux Chartes pour l´environnement*, Paris.

PARTIDÁRIO, R. 1993. A Integração da componente Ambiental no processo de Planeamento, *Sociedade e Território* **18**, 8-12.

SALGUEIRO, T. 1992. O surto urbano actual, in *A cidade em Portugal .Uma Geografia Urbana*, Colecção Cidade em Questão, Edições Afrontamento, Porto. pp 200

SERPA, L.J. 1994. *Atributos do Processo de Planeamento*, 1994, Actas do Congresso da SPU, Évora.

SHAW, R. P.1992. The Impact of Population Growth on Environment: The debate heats up. *Environmental Impact Assessment Review*, Volume 12, Numbers **1/2**, march/June, 1136.

TINAS, J. 1990. Políticas de medio ambiente para las grandes ciudades espanolase, in *Las Grandes ciudades en la decada de los noventa*, Ed. Sistema, Fundación Sistema, Madrid, pp 400-403.

GESTÃO DOS RECURSOS ENERGÉTICOS NO ESPAÇO URBANO E AMBIENTE - O CASO DA EXPO 98

EDUARDO DE OLIVEIRA FERNANDES[1] , FRANCISCO ALMEIDA[2]

RESUMO

A EXPO'98 enquanto empreendimento urbano de grandes dimensões constitui uma oportunidade única para a adopção de novos conceitos quanto às cidades do futuro, nomeadamente no que respeita à relação da energia com o ambiente.
Em paralelo com várias iniciativas em curso na Europa, orientadas para a eficiência energética das cidades, tais como a rede das "Brundtland cities", foi possível definir um programa original de gestão de recursos energéticos no espaço urbano da EXPO'98, o qual se encontra presentemente em aplicação.
Esta comunicação justifica a estratégia energética adoptada na EXPO 98, ilustra um conjunto de medidas integradas naquela estratégia ao nível do planeamento urbanístico, dos serviços de energia e dos projectos dos edifícios e quantifica alguns dos resultados esperados, os quais se revelam significativos a vários títulos.

PALAVRAS-CHAVE

Ambiente urbano; gestão de recursos naturais; energia e ambiente.

1. INTRODUÇÃO

O ambiente é uma realidade dinâmica cuja gestão adequada reclama que se dê prioridade às atitudes antecipativas de planeamento e de ordenamento e, em última instância, de controle na fonte das causas de disfunção ambiental. Está-se, assim, longe de encarar o ambiente, por um lado, como o domínio restritivo do combate às disfunções ou, por outro lado, o domínio romântico da protecção das espécies frágeis.

1. Professor Catedrático
Departamento de Engenharia Mecânica e Gestão Industrial, Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, Rua dos Bragas, 4099 Porto Codex
Telef: (02) 2007455/2041746 Fax: (02) 3124676/319125
2. Arquitecto
Centro para a Conservação de Energia, Estrada de Alfragide, Praceta 1, Alfragide 2720 Amadora
Telef: (01)4711454/4718235 Fax: (01) 4711316

A energia, nas suas diferentes formas e através dos mecanismos de conversão, transporte e utilização é a principal fonte de perturbação ambiental. Pode não o ser, particularmente, no local onde é usada, mas é-o, seguramente, algures no ambiente, cada vez mais globalizado nos seus efeitos. O ambiente deve ser sempre abordado a diversas escalas: o que pode não ser inconveniente para o ambiente a uma pode sê-lo a outra. Daí todo o sentido da frase/bandeira do ambiente: pensar globalmente enquanto se age localmente.

As cidades são, cada vez mais, encaradas como particularmente importantes no processo da gestão dos recursos naturais: concentram grande parte dos utilizadores e "consomem" grande parte dos recursos naturais (materiais e factores energéticos ambientais, tais como a água, o ar e o solo). Existe, por isso, uma fundamentação lógica para se tomarem as cidades como "volumes de controlo" relativamente às quais será apropriado adoptar de forma integrada estratégias de utilização racional dos recursos naturais, ou seja, estratégias para a gestão integrada do binómio energia/ambiente (aquecimento, iluminação, transporte, etc.). O que os utentes desejam são os "serviços" que a energia possa prestar: aquecimento, arrefecimento, iluminação, transporte, comunicações, etc.

serviços de energia = consumo x eficiência

Caberá, antes de mais, ao planeador o tomar todas as medidas possíveis para que aqueles serviços sejam assegurados com o dispêndio mínimo de recursos energéticos. Assim se formula o problema da eficiência energética em que esta é comandada pelo lado da procura do serviço.

Quanto maior for a eficiência, menor é o consumo necessário. A eficiência pode ser avaliada a diversos níveis, segundo a fronteira que fôr adoptada e as condições definidas para essa fronteira. Pode-se assim falar da eficiência de um equipamento, de um processo ou de um sistema. Em particular, as cidades têm uma dimensão tal e comportam uma tal diversidade de utilizações finais de recursos energéticos que podem ser encaradas também como um sistema que desempenha um papel decisivo no que se refere à abordagem da energia pelo lado da procura, tendo em atenção o conforto, latu sensu, dos cidadãos, mas também a sustentabilidade do ambiente.

Foi neste entendimento que, em paralelo com várias iniciativas em curso na Europa orientadas para a eficiência energética das cidades, tais como a rede das "Brundtland cities", foi possivel definir um programa de gestão de recursos energéticos concebido segundo uma perspectiva intertemporal de optimização energético/ambiental, privilegiando estratégias de procura energética ao nível do espaço urbano da EXPO'98.

Esta comunicação justifica a estratégia energética adoptada na EXPO'98, ilustra um conjunto de medidas integradas naquela estratégia ao nível do planeamento urbanístico e dos serviços de energia e dos projectos dos edifícios e quantifica alguns dos resultados esperados.

2. CONCEITO E CONTEXTO

A EXPO'98 apresentava-se como um projecto urbano exemplar que certamente deveria suscitar o interesse de muitos ambientalistas sensibilizados para a problemática do ambiente do próximo século. Tratava-se de conceber e de construír, efectivamente, num prazo relativamente curto, um espaço urbano de grande qualidade destinado em primeiro lugar a algumas dezenas de milhar de moradores e de trabalhadores e, em segundo lugar, a centenas de milhar de visitantes que os novos equipamentos instalados irão atrair àquele espaço de 350 ha.

A imagem "ambiental" que de início se quis fazer passar da EXPO 98 foi essencialmente centrada na perspectiva curativa, sublinhando-se o papel da EXPO'98 e da urbanização que lhe está associada para a recuperação urbana de uma área até aqui degradada. Mas, de facto, em caso algum as acções levadas a cabo poderiam ter sido contornadas, já que a qualidade do espaço urbano era um objectivo suportado, desde logo, pela necessidade da comercialização nas melhores condições dos terrenos da Zona de Intervenção.

Na realidade, porém, haveria que fazer muito mais para ultrapassar a perspectiva redutora do ambiente que se compraz com o combate às disfunções ambientais de modo a colocar o ambiente na EXPO'98 no contexto energético/ambiental dos próximos 50 anos.

Saber como o planeamento urbanístico e o projecto dos edifícios podem afectar o consumo energético na futura cidade; pensar sobre os vectores energéticos a disponibilizar numa perspectiva de racionalidade energético/ambiental; ser capaz de estabelecer algumas regras orientadoras, em termos de análise dos custos energético/ambientais dos empreendimentos, incluindo os materiais, os processos de construção e de gestão e, mais tarde, os custos da demolição e o potencial da recuperação ou reciclagem de materiais ou produtos; e avaliar ou antecipar a qualidade do ambiente nos espaços exteriores, como nos interiores, em termos de higiene ou saúde (poluição atmosférica, ruído) ou de conforto (odores, radiação solar, circulações atmosféricas), formavam um programa cheio de desafios mas seguramente, também, forte de conteúdo ambiental.

O balanço de todos os parâmetros acima poderia, por certo, ter sido atacado de uma forma mais empenhada e assumida em termos horizontais. A

pressão do tempo e as condicionantes culturais a todos os níveis não terão permitido uma abordagem mais abrangente e convicta. Por isso, tudo o que haja sido possível fazer como o que venha ainda a ser feito neste domínio não poderão deixar de ser vistos à luz daqueles condicionantes.

No entanto, a experiência já vivida aí fica como uma verdadeira "première" na abordagem integrada de um conjunto de parâmetros, a qual se reflecte a todos os níveis, por vezes da forma mais subtil. Seria interessante, por isso, que estudiosos na problemática do ordenamento e, em particular, do planeamento urbanístico ou da problemática das cidades, "tout court", pudessem vir a encontrar na EXPO'98 temas a explorar, nomeadamente na vertente que aqui se privilegia.

3. OBJECTIVOS

Os objectivos energético/ambientais para a EXPO'98 foram estabelecidos a partir de uma plataforma de valores que podem ser considerados muito básicos mas que são essenciais tais como, por um lado, o de entender a utilização do ambiente como um problema de gestão dos recursos naturais, sejam eles energia, ar, espaço, etc; e, por outro lado, enfrentar o desafio da exploração das energias ambientais, isto é, do Sol (radiação e geometria solar), da circulação do ar e da temperatura da água do rio como um primeiro passo incontornável na satisfação das necessidades dos serviços de energia. Neste entendimento, o recurso às energias convencionais ou comerciais, corresponderá apenas ao complemento indispensável para garantir as condições exigidas. Uma parte dessas necessidades, maior ou menor conforme os casos, foi já satisfeita por meios naturais.

É neste quadro que assume todo o sentido o conjunto dos objectivos específicos seguintes:

- Planear uma nova zona urbana de modo a tornar a nova cidade mais confortável para os seus habitantes e visitantes, tanto quanto às condições interiores como às condições exteriores.
- Considerar toda a cidade como um sistema energético que se deve tornar o mais eficiente possível, através da adequada ponderação das opções de abastecimento de energia e da optimização de todos os processos de transporte e de conversão de energia desde o abastecimento até às utilizações finais.
- Adoptar estratégias de gestão energética pelo lado da procura, principalmente através da consideração dos aspectos energético/ambientais na fase do planeamento urbano e dos projectos dos edifícios, a fim de reduzir as cargas de ponta e evitar níveis desnecessários de consumos de energia, nomeadamente, no parque construído.

- Promover projectos estruturantes de serviços de energia no espaço da zona de intervenção da EXPO'98 tal como uma rede de distribuição de água quente/água gelada.
- Assegurar que todas as medidas tomadas no que respeita à energia sejam interpretadas também como um importante contributo para o ambiente, não só para o ambiente urbano ou local, mas também para o ambiente da região e do país.
- Criar condições para que se possa proporcionar, ao longo de todo o processo da EXPO'98, apoio em conhecimentos especializados considerados necessários à promoção da integração energético/ambiental.
- Procurar tirar partido desta experiência para transmitir os resultados a outras partes do país e da Europa, através da informação a vários níveis.
- Criar uma estrutura susceptível de assegurar a observação e o controlo dos diversos sistemas energético/ambientais durante a realização da EXPO'98, e posteriormente a esta, a fim de assegurar a obtenção dos melhores resultados.

4. PRESSUPOSTOS PARA UMA ESTRATÉGIA

Definido o conceito do que se entende por gestão energética/ambiental e caracterizado o contexto da EXPO'98, a prossecução dos objectivos definidos implica uma estratégia. Para a definição dessa estratégia, porém, é necessário identificar os critérios, pressupostos princípios que suportam esta intervenção. Dentre estes os mais relevantes serão:

- O ambiente é o resultado da gestão em condições de sustentabilidade de todos os recursos naturais;
- A energia, enquanto recurso natural, renovável ou não, é o principal responsável pelas principais disfunções ambientais, nomeadamente à escala global;
- A energia, na perspectiva da procura, é um serviço e não um bem de consumo. Como tal os utentes, sem prejuízo da liberdade de opção num contexto de conforto de soluções e de economia, o que requerem são os serviços de energia, independentemente da forma de energia primária de que se parta;
- O mercado não está sempre em condições de considerar os aspectos positivos da integração da diversidade e da eficiência energética, já que, por um lado, os custos da energia ao nível do utilizador não são sempre mais os representativos e decisivos no respectivo orçamento, seja ele familiar ou da empresa e, por outro lado, os fornecedores dos serviços de energia não se têm revelado muito abertos a inovações que conduzam à dispersão ou descentralização do controle do sistema energético;

- As cidades podem ser considerados como o espaço/volume adequado à gestão dos recursos naturais. Nelas se concentram, como ocorre na Europa, a concentralão de mais de 70% da população e nelas se desenvolve grande parte das actividades consumidoras de energia, a saber: os transportes e os edifícios e também muito da indústria;
- A energia na perspectiva de serviço deve deixar em aberto o leque das opções de energias primárias ou finais disponíveis. Algumas dessas energias são as energias convencionais que se podem e devem usar através de sistemas cada vez mais eficientes. É o caso da co-geração ou do recurso à recuperação de calor de efluentes pela permuta térmica ou até ao uso de bombás de calor. Mas há outros meios de aumentar a eficiência energética global através de estratégias adequadas no dimensionamento e na concepção dos sistemas como um todo. Naturalmente um sistema eficiente pressupõe um conjunto de equipamentos eficientes. A inversa porém está longe de ser verdadeira. E, "last but not least", ainda há outras formas de recorrer ao serviço de energia usando os próprios meios naturais. É o caso da iluminação natural, da ventilação natural, etc., ou, no caso da EXPO'98, do recurso às propriedades térmicas da água do rio. Estes são meios cuja "cooperação" deve ser imperativo ético dos projectistas usar e não, como muitas vezes acontece, contrariar.

Neste quadro de pressupostos foi possível definir uma estratégia para a gestão energético-ambiental do sítio da EXPO'98 tendo ainda em conta que toda a gestão tem, de acordo com o tempo e o lugar, uma racionalidade própria dependendo de parâmetros como a economia, a tecnologia e a cultura e, também, das condições de fronteira tomadas em consideração.

5. ESTRATÉGIA

Para alcançar os objectivos apontados, definiu-se então como estratégia, o seguinte:

- Caracterizar as condições climáticas. Para melhor caracterizar a situação climática, foi preparado um "relatório sobre o clima" relativo à zona e instalada uma Estação Meteorológica no local. Tinha-se presente a necessidade de conhecer o clima tão bem quanto possível, em particular para a eventualidade de se promoverem esforços no sentido de se pretender assegurar a qualidade do conforto em alguns espaços exteriores.
- Influenciar o processo de planeamento urbano. O planeamento urbano é, sem dúvida, uma actividade das mais subjectivas. Muito embora tenha por base uma série de rácios e critérios quantificados, as opções são muitas e as soluções dependerão sempre do peso atribuído a determinados parâmetros em detrimento de outros. O que se pretendeu neste caso foi

criar 'termos de referência", ainda que muito gerais, para o planeamento urbano, esperando-se poder introduzir alguns critérios de avaliação da energia e outros factores ambientais como contribuição objectiva no sentido da afinação final das soluções adoptadas.

- Influenciar o projecto de cada edifício específico. Não se pretendeu produzir um conjunto de regras muito rigorosas que fossem obrigatórias para cada projecto. Procurou-se, antes, apontar para uma abordagem mais pedagógica, transferindo grande parte do processo de debate que cada solução implica para a equipa de projecto. Isto, sem prejuízo da obrigatoriedade da satisfação de determinados valores de desempenho energético por parte dos edifícios permanentes.
- Promover a criação de uma rede urbana de água de aquecimento e de refrigeração como acção estruturante relativa a um serviço de energia muito importante como é o satisfazer as necessidades de aquecimento e de arrefecimento com uma repercussão mínima no ambiente, onde quer que este seja considerado.
- Criar uma matriz/observatório de energias (do lado da oferta e do lado da procura) permanentemente actualizada de acordo com as informações sobre os edifícios a instalar no local e a natureza e o volume das utilizações de energia, bem como dos parâmetros que influenciam a qualidade do ambiente, cujas informações serão utilizadas para criar um sistema de controlo e decidir sobre as estratégias a adoptar relativamente à gestão da energia/ambiente.

6. RESULTADOS

É certamente cedo para a apresentação de resultados globais. No entanto, é possível apresentar já um conjunto de resultados os quais se deverão repartir em duas categorias: os resultados intangíveis e que têm a ver com a tomada de consciência dos agentes, a transferência de informação e a influência directa ou indirecta da existência desta vertente no quadro de serviços da PARQUE EXPO'98, e os resultados com expressão no plano de urbanização, na rede de serviços comuns a disponibilizar e nos projectos dos edifícios que foram objecto de assessoria.

Com resultados tangíveis ou não o desafio é, ou tenderá a ser, se a estratégia puder ter uma expressão horizontal plena, quer em relação aos edifícios de promoção oficial, quer de promoção por entidades privadas, de reduzir os consumos energéticos nos edifícios a 50 a 60% de um valor de referência genericamente justificado na prática de projecto de edifícios e sistemas corrente em Portugal. Isto é, tratar-se-á de construir uma cidade nova que, em funcionamento normal e em condições de pleno conforto e bem estar, tenha um potencial consumidor igual a metade de uma qualquer outra cidade entre nós.

É sabido que as condições climáticas e sócio-económicas conduziram a uma situação generalizada de gestão do conforto ambiental pelo lado da carência e da austeridade. Daí que os actuais consumos dos edifícios sejam muito díspares, dependendo, conforme os casos, da existência ou da utilização plena, mitigada ou restrita de sistemas de climatização. Esta situação tende a alterar-se em resposta às crescentes exigências de conforto por parte das populações e utentes dos edifícios. Pode-se, por isso, estimar o que seriam os consumos dos edifícios em condições de pleno conforto. Não já os edifícios antigos tal qual estão, mas os edifícios que hoje em dia são postos no mercado, sejam novos ou recuperados. A regulamentação recente, que introduziu algumas práticas que vão no sentido da melhoria térmica desses edifícios, estabelece, no entanto, metas muito pouco ambiciosas. As metas estabelecidas para a EXPO'98 foram de se atingir cerca de 50% das metas regulamentares no que respeita ao edifício propriamente dito e de cerca de 60 a 70% das metas apontadas nos documentos legais aplicáveis para a generalidade dos edifícios com sistemas.

Entretanto, e sem pretender ser exaustivo, poder-se-ia, ao nível dos resultados tangíveis, enumerar os seguintes:

- Influência sobre o plano de urbanização e os planos de pormenor em muitos aspectos da sua concepção, que não seria realista assacar exclusivamente a esta área, mas que encontra expressão no próprio articulado legal dos planos de pormenor.
- Definição e adjudicação de uma rede de frio e calor produzidos de forma centralizada e apta a ser ligada a todos os edifícios numa base de mercado. Esta rede, que se reveste de um carácter estruturante dos serviços de energia para aquecimento e arrefecimento, distribui água quente e água arrefecida e possibilita a eliminação dos "chillers" e "torres de refrigeração" bem assim como dos aparelhos de ar condicionado de janela, que são simplesmente proibidos conforme consta dos planos de pormenor, com todo um cortejo de vantagens em termos de redução da potência eléctrica instalada e da potência eléctrica de ponta, da área construída e do ruído, para além dos aspectos estéticos óbvios.
- Assessoria, em diálogo muito aberto e frutuoso com os responsáveis pelo projectos e os projectistas, seja da arquitectura, seja dos sistemas energéticos, aos projectos dos principais edifícios da iniciativa da PARQUE EXPO'98 e empresas suas associadas, designadamente da Gare do Oriente, do Pavilhão Multiusos, do Centro de Exposições de Lisboa, do Centro de Visitas e do Edifício Administrativo, bem assim, como na área residencial, a assessoria à melhoria energético-ambiental dos 900 fogos da Vila Expo repartidos nos seus diversos sectores.
- Integração do projecto do edifício do Pavilhão Multiusos no projecto europeu EC2000 do programa "THERMIE" e candidatura dos projectos elegíveis ao programa SIURE - Edifícios a ser gerido pela Direcção-Geral da Energia.

- Redução significativa das potências instaladas e das energias estimadas para os diversos edifícios no quadro do objectivo genérico de 50% de redução.

Se estes resultados puderem ser - e sê-lo-ão certamente - convertidos na informação correspondente aos efeitos em termos da produção evitada de CO_2 e das condições de higiene e de conforto, quer nos espaços interiores e quer nos exteriores, então, será possível dar conta da relevância da abordagem energético/ambiental que aqui modestamente se aponta.

7. MEIOS E INSTRUMENTOS

O apoio institucional à acção que se descreve acima provém de um protocolo assinado pela EXPO'98, o CCE (Centro para a Conservação de Energia) e a DG XVII (Direcção-Geral da Energia da União Europeia), em Julho de 1993. Como resultado desse protocolo, o CCE assumiu o papel de unidade de apoio técnico, tendo-se contado com a colaboração de várias personalidades e instituições, tanto de Portugal como da Europa, incluindo, por iniciativa da DGXVII, dos seus centros de difusão nos estados membros (rede OPET).

Em última instância tem-se procurado em todo este processo aumentar o impacte da EXPO'98 no ambiente científico/técnico português, sensibilizando desse modo o lado da procura da energia, o que se considera poder ser uma mais-valia cultural, ambiental e técnico-económica muito concreta deste projecto.

MINAS DO LOUSAL - RECUPERAÇÃO URBANO-TURÍSTICA NA PERSPECTIVA AMBIENTAL

I.P.MARTINS(1)
M.C.M.LOPES (2)

RESUMO

Em Grândola, as minas do Lousal, encerradas em 1988, conduziram ao desemprego de cerca de 600 trabalhadores. Presentemente a Câmara Municipal conjuntamente com a SAPEC, através da OA - Oficina de Arquitectura, Urbanismo, Construções e Imagens Visuais, Lda., procedem aos estudos conducentes à reconversão do núcleo mineiro, com o objectivo da sua transformação urbanística incluindo um complexo turístico.Neste contexto, procedeu-se à avaliação ambiental da proposta de planeamento em curso. A partir do reconhecimento do local e das poucas fontes escritas disponíveis, estabeleceram-se diferentes áreas de intervenção: qualidade das águas, erosão e contaminação dos solos, ruído, segurança, aspectos paisagísticos e histórico-culturais.

Palavras-chave: minas de pirite, turismo cultural, planeamento e gestão ambiental

1. ENQUADRAMENTO

O jazigo de pirite e minérios complexos do Lousal fica no flanco noroeste da grande faixa piritosa do Sudoeste da Península Ibérica (Figura 1). Trata-se de um jazigo de pirite de ferro cuprífera, sendo o enxofre o principal elemento útil, embora inicialmente fosse considerado como um jazigo de cobre.O primeiro alvará de concessão, referente ao Lousal, data de 3 de Janeiro de 1900. Apesar desta cronologia, os primeiros estudos geológicos aprofundados datam de 1954. Estes determinaram que o jazigo é essencialmente constituído por uma série de massas ou veias de pirite de aspecto lenticular, com forma e dimensão muito variáveis.

(1) Engª. do Ambiente - FCT/UNL, MPRU - UTL, Rua Alexandre Ferreira, 22, 6º esq, 1750 LISBOA, Tel: (01) 7593639
(2) Engª. do Ambiente - UA, Rua da Junqueira, 212, 1300 LISBOA, Tel:(01) 3623977

A possança, correspondente ao eixo transversal horizontal varia entre alguns metros e um máximo de 40 metros. Superficialmente pode-se observar a presença de chapéus de ferro, bem como de abundantes xistos grafitosos ou com pirite disseminada e concentração de pirite maciça ou de outras mineralizações. As massas de pirite são ricas em enxofre, oscilando o seu teor entre 45 e 50%, sendo o teor médio de cobre de 0.7%.

A actividade extractiva do Lousal foi impulsionada a partir de 1928, data em que foram montados os fornos de ustulação da SAPEC, sendo acelerada pela procura crescente de ácido sulfúrico devido à Guerra Civil de Espanha. Em 1950, o Lousal regista a maior presença de população - cerca de 2.000 pessoas - sendo a exploração mineira essencialmente braçal. Na década de 50, inícios da década de 60, procedeu-se à mecanização do trabalho no fundo da mina. Após o disparo, o mineral era carregado por uma pá carregadora pneumática, sendo transportado e descarregado numa tolda de produto. O processo utilizado era o "cut & fill". O enchimento das galerias era feito por xistos argilosos provenientes de pedreira exterior, explorada a céu aberto, por degraus direitos.

Após 1964, foi instalada uma Oficina de Preparação Mecânica de Minérios (Grelhagem, Quebradores e Crivos). A trituração do minério era feita até uma granulometria de 0 - 8 mm. A Oficina de Preparação Mecânica de Minérios possuía em 1968 uma capacidade de produção máxima de 1.600 toneladas com 2 turnos de 8 horas de laboração. Na década de 70 a extracção processou-se normalmente atingindo níveis cada vez mais profundos, até aos 460 metros abaixo do solo.

No início da década de 80, no entanto, eram evidentes as dificuldades comerciais de colocação do minério, começando a ser previsível o cenário de encerramento da mina. Em Maio de 1988 a SAPEC, proprietária da mina, ordenou a suspensão da extracção.

Em Junho de 1994 o Município de Grândola e a SAPEC assinaram um Acordo de Cooperação tendo em vista a implementação de um projecto de desenvolvimento integrado de redinamização do Lousal, por forma a utilizar o património humano e material aí existente, nomeadamente em sectores alternativos e diversificados.

Uma descrição de há algumas dezenas de anos atrás referia o Lousal como uma zona onde eram abundantes as culturas hortícolas de regadio e os pomares, nomeadamente de citrinos. Monografia da mina referia ainda ter a Mines et Industries plantado cerca de 200.000 árvores na zona do Lousal.

2. OBJECTIVO DO ESTUDO EFECTUADO

Na sequência do que foi dito no final do ponto anterior, contactou a C.M. de Grândola a Oficina de Arquitetura no sentido de se proceder à análise da situação e proposta de cenários de desenvolvimento.As signatárias foram contactadas no sentido de efectuarem o acompanhamento dos trabalhos - direccionados no sentido de proposta de Plano de Urbanização e de aproveitamento turístico -, tomando em consideração os aspectos ambientais.

Numa primeira fase de diagnóstico procedeu-se a um percurso exploratório, baseado em visitas ao local com o apoio de ex-funcionários das minas, recolha bibliográfica pertinente e levantamento de dados. Numa segunda fase foram analisados os dados obtidos no sentido de equaçionar as potencialidades e os constrangimentos ambientais em termos da proposta delineada.

3. DIAGNÓSTICO DA SITUAÇÃO

Do trabalho de campo e levantamento de dados a que se procedeu, considerou-se que as principais vertentes ambientais a ter em conta eram: 1) - Qualidade das águas; 2) - Erosão e contaminação do solo; 3) - Ruído; 4) - Segurança/risco; 5) - Aspectos paisagísticos e histórico-culturais.

3.1. Qualidade das águas

A mina do Lousal situa-se entre a ribeira do Espinhaço de Cão e a ribeira do Corona (Figura 1) esta última afluente do rio Sado. Atendendo à topografia do local, por onde se desenvolveu a área de exploração mineira, é a ribeira do Corona a linha de água mais sujeita a contaminação directa proveniente da mina.

A Rede Nacional de Qualidade da Água, anteriormente da responsabilidade da DGQA e hoje sob tutela do INAG, não conta com nenhum ponto de medida nestas ribeiras. No entanto, procedeu-se à avaliação de alguns parâmetros tidos por significativos para o caso em estudo, em dois pontos de amostragem localizados no rio Sado: um a montante (estação 33-03 em Ermidas do Sado) e outro a jusante (estação 33-02 em Sta. Margarida do Sado) do ponto de confluência da ribeira do Corona com o rio Sado.

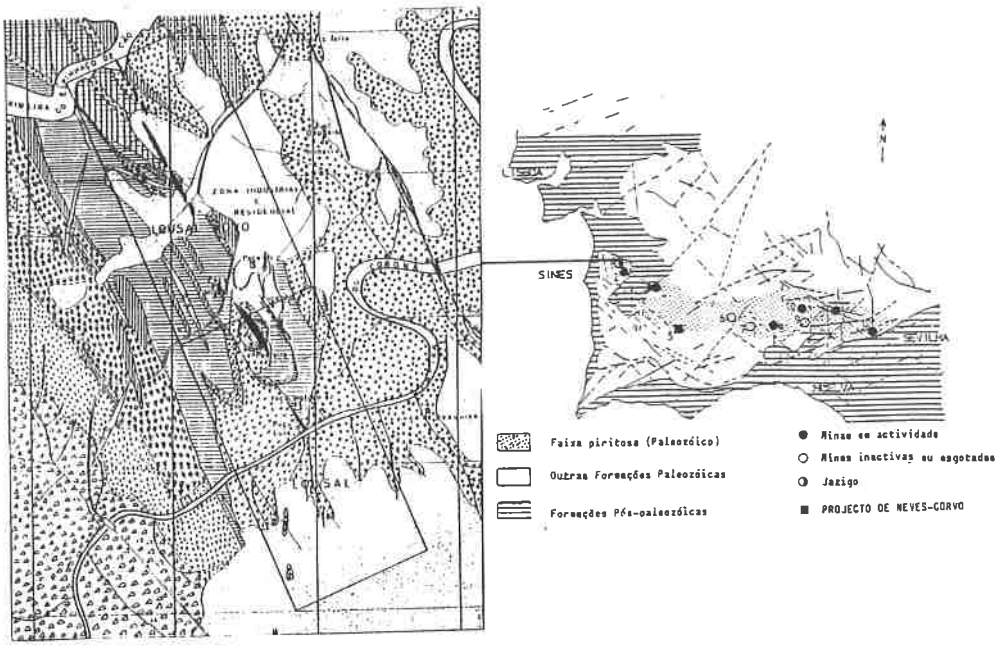


Figura 1 - Minas do Lousal - Enquadramento geográfico

Fazendo uma análise comparativa dos valores máximos registados em amostras pontuais (ver Tabela 1), parece não ser significativo o efeito directo das Minas do Lousal na qualidade das águas superficiais. Os valores de sulfatos, zinco e cobre são superiores na estação 33-03. No entanto, não é de afastar a hipótese de contaminação difusa via solos/massas minerais, que poderão explicar os valores elevados de sulfatos, zinco e cobre aí registados.

Tentando fixar-nos nos valores encontrados para a concentração de Cu, por ultrapassarem os limites legalmente estabelecidos, verifica-se, segundo o DL nº 74/90 de 7 de Março, que no limite esta água não garante qualidade para o consumo humano ou para fins aquícolas e piscícolas, mas apenas para rega.

	Estação 33-02 (a jusante)		Estação 33-03 (a montante)		Anexo XXIV	Anexo XIX		Anexo IX	
					Qualidade mín.	Águas para rega		Águas para consumo humano	
Parâmetros	1990	1991	1990	1991	águas superf.	VMR	VMA	VMR	VMA
pH	7.7	7.9	7.9	8.5	5.0-9.0	6.5-8.4	4.5-9.0	6.5-8.5	6.5-9.5
T(°C)	21.0	26.0	21.0	27.5	30			12	15
Sulfatos - SO4 (mg/l)	93	102	120	239	250	575	-	25	250
Arsénio - As (mg/l)	-	0.033	-	0.023	0.1	0.1	10	-	0.051
Cobre - Cu (mg/l)	0.140	0.030	0.390	0.450	0.5 ou 0.1	0.2	5	0.1 ou 3.0	-
Chumbo - Pb (mg/l)	< 0.001	0.002	0.002	-	0.05	5	20	-	0.05
Ferro - Fe (mg/l)	3.2	1.38	1.5	1.03	-	5	20	0.05	0.2
Zinco - Zn (mg/l)	1.21	3.13	2.7	4.36	1.0 ou 0.5	2	10	0.1 ou 5.0	-

Tabela 1 - Qualidade das águas superficiais próximo do Lousal (Fonte DGQA)

No terreno procedeu-se a uma despistagem de valores de pH em águas superficiais; poças junto aos poços nº1 e nº2, na pedreira e na ribeira (ver Tabela 2). Os valores registados em poças distribuídas na área da exploração mineira são fortemente ácidos, atestados pela cor avermelhada.

Na ribeira do Corona, na confluência da linha de água por onde é carreado o minério depositado junto à estação do caminho de ferro, a água apresenta valores ácidos, apresentando-se de cor amarelo pardo e com elevada quantidade de sólidos em suspensão. A montante deste ponto os valores de pH são alcalinos, sendo mais elevados na zona mais distante da zona da pedreira (zona de pinheiro manso)

Estudos desenvolvidos sobre o tema, relacionam o aumento do pH com a precipitação do ferro dissolvido sob a forma de óxido de ferro hidroxado - FeO(OH), e ainda a co-precipitação dos metais pesados existentes. A desadsorção dos iões metálicos contribui para o aumento de iões H^+, por

amostra	caracterização do local	COR	pH	T(° C)
1	águas paradas superficiais (poço 1)	vermelha	1.12 0.86	14.2 16.3
2	águas paradas superficiais (poço 1)	vermelha	1.48	17.4
3	saída de águas das galerias (poço 2)	vermelha	1.90	14.8
4	poça superficial no fundo da pedreira	clara	1.86	16.0
5	escorrência/drenagem	amarelada	2.01	15.7
6	zona de retenção pluvial junto à ribeira do Corona	vermelha	1.88	14.0
7	na ribeira do Corona	normal	8.5	12.5
8	na ribeira do Corona (peq. quant. de azola)	normal (juncos)	10.0	12.9
9	na ribeira do Corona (em poço junto ao rio)	acastanhada	10.12	12.5
10	na ribeira do Corona (zona de corte)	limpida	9.5	13.0
11	na ribeira do Corona (zona parada com algas)	esverdeada	8.5	13.5
12	na ribeira do Corona (poço no leito do rio)	vermelha	1.5	14.4
13	na ribeira do Corona (c/ mt. partículas em suspensão)	amarelada	4.34	15.0
14	na ribeira do Corona (ponto de descarga de minério)	quase negra	?(*)	?(*)

(*) avaria de medidor

Tabela 2 - Algumas medidas de pH efectuadas na zona mineira

hidrólise da água, e portanto para valores mais baixos de pH. Os iões metálicos em solução determinam toxicidade dependente dos metais em questão. No ciclo do enxofre, o enxofre livre proveniente das pirites passa à forma do ião sulfato $SO4^{=}$, ião fácilmente assimilável pelas plantas e pelos animais mas que, em ambiente aquoso, rapidamente dá origem a ácido sulfúrico , o que explica a acidez dos efluentes das minas de pirite ($2S + 2O_2 + H_2O \rightarrow H_2SO_4$). Por seu lado o H_2SO_4 é tóxico para as plantas e animais. A poluição inorgânica proveniente das minas, impossibilita a existência de vida. Os rios são considerados mortos, até 15 a 40 km a jusante do ponto de descarga.

3.2. Erosão e contaminação de solo

Um pouco por toda a área em estudo se podem encontrar escombreiras, cujos lexiviados contaminam, quer o solo, quer a água superficial e provavelmente subterrânea. De referir ainda a existência de depósitos de minério pobre abandonado a céu aberto à data da suspensão da exploração mineira, que são continuamente carreados ao longo da linha de água até à ribeira do Corona, cuja confluência se encontra fortemente poluída. A lexiviação quer dos depósitos de minério, quer das escombreiras, quer das próprias massa minerais, para além de influenciarem a qualidade da água, são factor de degradação e de poluição dos solos, embora não seja conhecida a extensão do fenómeno, sendo ainda de equacionar o seu impacte visual e paisagístico.

3.3. Ruído

A linha férrea que passa pelo Lousal é uma linha de grande tráfego, quer de transporte de passageiros (composições curtas), quer de mercadorias (composições longas provenientes nomeadamente de Sines). A poluição sonora proveniente desta fonte é significativa, quer em termos da sua magnitude quer em termos da intermitência do fenómeno, podendo tornar-se particularmente incómodo para o descanso e para o sono. No entanto não existem medidas concretas dos níveis sonoros provenientes desta fonte.

3.4. Segurança/ Risco

Existem diversas fontes de risco e insegurança na zona mineira que se consubstancia em: i) entradas e saídas da mina não fechadas (por exemplo zona de escoamento de água junto ao poço 2); ii) infraestruturas em acentuada degradação devido à acidez do meio; iii) total ausência de sinalização; iv) ocorrência de ajustamentos de subsolo; v) acumulação de águas superficiais de pH rondando 1, o que associado aos problemas de contaminação do meio já referidos, verificando-se assim ser essencial e prioritário proceder ao encerramento da mina, obviando aos problemas de segurança e tratando os problemas de contaminação.

3.5. Aspectos paisagísticos e histórico-culturais

A mina e respectivo aglomerado populacional localizam-se numa zona paisagísticamente interessante, composta por montado, sendo ainda de referenciar, como elementos introduzidos pela empresa mineira, uma barragem

na Ribeira do Espinhaço de Cão, bem como uma zona de pinheiro manso junto à pedreira. Urbanisticamente é de salientar a existência de um núcleo de casas "Raul Lino" destinadas aos engenheiros das minas. Existem referenciadas na bibliografia diversas estações arqueológicas na área do Lousal (Castelo do Lousal, Lousal 1 -classificada-, Lousal 2, Lousal 3, Monte Branco e Panasqueira). De referir que nas minas da Caveira, próximas ao local, foram mesmo identificados vestígios de mineração romana. Todos estes elementos são relevantes ao pretender-se a requalificação do Lousal para fins turísticos, nomeadamente Turismo Cultural.

4. PROPOSTAS DE AVALIAÇÃO/ACÇÃO

Tendo em conta a **Linha de Orientação Estratégica Recuperação da qualidade ambiental do Lousal,** foram identificadas, tendo por base o diagnóstico sumarizado anteriormente, diversas linhas de acção, muitas das quais preconizam uma avaliação complementar por forma a informar as decisões a tomar posteriormente.

4.1. Qualidade das Águas

Estudos hidrogeológicos e análises complementares da qualidade da água (espacial e temporalmente distribuídas) poderão permitir conclusões sobre o grau de contaminação das águas superficiais e subterrâneas, quer na perspectiva dos impactes para o exterior quer na perspectiva de utilização deste recurso nas propostas de ordenamento.Propôs-se, assim: • Campanha de monitorização da qualidade das águas subterrâneas e superficiais; • Estudo hidrogeológico da área do Lousal.

4.2. Erosão e contaminação do solo

Propôs-se uma avaliação global, imprescindível para a definição das soluções de descontaminação a efectuar, que poderão ser incluídas, após a efectivação destes estudos, no plano de encerramento da mina, constando de: • Avaliação de potencial contaminação de solos (sedimentos e aluviões) por metais pesados; • Avaliação do estado granulométrico dos produtos sólidos armazenados; • Avaliação do grau de instabilidade geoquímica das espécies minerais encerradas nas escombreiras e pilhas de minério; • Avaliação da cubicagem das escombreiras e pilhas de minério.

Os pontos anteriormente referidos em **4.1.** e **4.2.** deverão ser objecto de um estudo conjunto, dadas as suas inter-dependências. Recentemente foi adjudicado ao Instituto Geológico e Mineiro um estudo sobre o impacte ambiental de 3 minas em território nacional, recentemente encerradas. Dado o manancial de informação e conhecimento existentes naquele Instituto, sugeriu-se o estabelecimento de um protocolo, ou figura julgada mais conveniente, por forma a realizar os referidos estudos.

4.3. Ruído

Sendo o objectivo do plano a reconversão do Lousal numa área turística, e estando previstas como infraestruturas turísticas a instalar, um parque de campismo e um hotel, e verificando-se a proximidade destas da linha férrea, considerou-se pertinente salvaguardar as propostas de zonamento de acordo com os objectivos de ordenamento preconizados, através de: • Avaliação do impacte sonoro da linha férrea na zona prevista para parque de campismo e hotel através de uma campanha de medida (ruído de fundo e impacte das fontes de ruído no espaço).

4.4. Segurança/Risco

Tendo em conta os problemas de segurança detectados considera-se fundamental: • Promover a elaboração (e respectiva execução) de um plano de encerramento da mina. A forma como o encerramento será feito, nomeadamente no que diz respeito à degradação das infraestruturas, depende estratégicamente da ideia e do projecto de musealização que eventualmente se preconize (ver ponto seguinte). Este definirá quais as estruturas a preservar (incluindo escombreiras e pedreira) e aquelas que são dispensáveis.

4.5. Aspectos paisagísticos e histórico-culturais

Na procura, escolha e construção de **"uma ideia do Lousal"** - central a toda a intervenção proposta - torna-se fundamental: • Avaliar da importância arqueológica da zona, e sua potencialidade museológica, pelo que se propôs a elaboração duma campanha de prospecção arqueológica na área do Lousal;
• Avaliar as possibilidades de transformação do parque mineiro existente em estrutura museológica, nomeadamente identificando duma forma objectiva as estruturas a conservar, as estruturas a recuperar e as estruturas a reconverter. Esta avaliação deverá ser equacionada duma forma integrada com os aspectos

de reabilitação paisagística, nomeadamente no que concerne ao tratamento a dar à zona de pedreira.

A "paisagem mineira", embora chocante, poderá constituir um trunfo, desde que a intervenção ao nível histórico cultural lhe devolva o "sentido" de sector de actividade. A própria pedreira poderá não necessitar duma intervenção paisagística tradicional, sendo de equacionar a sua integração em percursos pedestres a definir. Dos dois pontos referidos anteriormente deverá surgir uma proposta final de museu mineiro a implementar, que condicionará as propostas urbanísticas e paisagísticas para o núcleo mineiro do Lousal. Dada a experiência já acumulada pela Associação Portuguesa de Arqueologia Industrial, propôs-se que, quer o estudo quer as propostas daí resultantes, contem com a participação daquela Associação.

Considerando o Projecto de Reabilitação do Lousal como um projecto integrado de desenvolvimento, as medidas a preconizar relativamente aos 5 sectores identificados no ponto anterior deverão ser analisadas duma forma global relativamente às unidades espaciais desenhadas. **As propostas apresentadas foram já integradas no plano de financiamento do projecto, prevendo-se a sua realização em 1996 e a sua conclusão em 1999.**

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

• Costa, L.R., Goinhas, J.A.C., 1988, "Alguns aspectos da Indústria Extractiva do Cobre em Portugal", Boletim de Minas, 25(2) Abril-Junho 1988, p. 167-175, Lisboa.
• DGQA, 1990, "Compêndio de Dados da Qualidade da Água", DGQA/MARN. Lisboa.
• DGQA, 1991, "Compêndio de Dados da Qualidade da Água", DGQA/MARN. Lisboa.
• Ferreira, Carlos et all, 1993, "O património Arqueológico do Distrito de Setúbal - Subsídios para uma Carta Arqueológica", Associação de Municípios do Distrito de Setúbal, Setúbal.
• Ferreira da Silva, A., 1968, "As minas do Lousal" - Monografia, Boletim de Minas, 5(3) Julho-Setembro 1968, p. 161-181, Lisboa.
• Freire d´Andrade, J., 1967, "As minas de Aljustrel", Boletim de Minas, 4(2) Abril-Junho 1967, p. 73-90, Lisboa.
• Gonçalves Pereira, E. et all, 1993, "Mina de S. Domingos: contaminação por metais pesados na albufeira do Chança pela descarga de uma antiga mina de pirites de ferro cupríferas - Análise Preliminar da Qualidade da Água", GAIA nº7, Dezembro 1993, p. 18-27, Lisboa.
• O.A., "O Lousal e as minas da SAPEC", Oficina de Arquitectura,Lisboa, 1995.
• Real, F., 1988, "Neves Corvo: Um projecto mineiro de importância mundial", Boletim de Minas, 25(2) Abril-Junho 1988, p. 157-165, Lisboa.

PEDRAS NATURAIS, ORDENAMENTO DO TERRITÓRIO E AMBIENTE

C.A. CUPETO (1) M.F. JUSTINO (2) I. BEJA (3) N. SAÚDE (4)
L. BORREGO (5) L. SOTTO-MAYOR (6)

Resumo: A indústria extractiva é, tradicionalmente, considerada como uma das actividades mais depredadoras do ambiente, será mesmo assim? A problemática relação pedreira-ambiente assume particular importância principalmente nas zonas de maior concentração da actividade extractiva e nas zonas urbanas devido à falta de estratégias de planeamento e ordenamento do território e de gestão ambiental do sector das pedras naturais.

Palavras Chave: Pedreiras, Impacte Ambiental, Ordenamento do Território, Ecogestão

1. A INDÚSTRIA DAS PEDRAS NATURAIS E AS SUAS CONDICIONANTES PARA O ORDENAMENTO E AMBIENTE

1.1. Localização Espacial e Principais Características do Sector

O desenvolvimento da extracção e transformação de Pedras Naturais em Portugal, resultou pois da existência de inúmeras reservas com aptidão para serem trabalhadas, e da sua grande aceitação no mercado internacional pelas excelentes características decorativas.

(1) Geólogo - Universidade de Évora, Departamento de Geociências
- Centro de Geologia da Universidade de Lisboa - FCL
- Apemeta-Assoc. Port. das Empresas de Tecnologias Ambientais
- Assimagra-Assoc. Port. dos Ind. Mármores, Granitos e R. Afins
- Tterra-Auditoria, Projectos e Técnicas Ambientais
- Bolseiro do OTAN
(2) Eng. Biofísica Estagiária - Universidade de Évora
(3) Geógrafa - Tterra-Auditoria, Projectos e Técnicas Ambientais
(4) Técnica de Gestão Ambiente - Gabinete de Apoio Técnico da Assimagra
(5) Técnico de Gestão Ambiente - Gabinete de Apoio Técnico da Assimagra
(6) Economista - Assimagra-Assoc. Port. dos Ind. Már., Granitos e Ramos Afins

No território nacional exploram-se, essencialmente, dois grandes grupos de rochas decorativas: pedras com composição predominantemente calcítica (rochas calcárias), comercialmente designadas por mármores; e pedras de natureza predominantemente siliciosa (rochas siliciosas) designadas por granitos e similares. Assinala-se ainda a existência de pedras xistosas (lousas e ardósias), embora com pouca expressão.

Os mármores, são o tipo de rocha decorativa que se encontra em exploração há mais tempo, com maior importância económica e valor comercial, representando actualmente cerca de 85% da produção de rochas ornamentais.

Tanto as pedras calcíticas, como as siliciosas, são constituídas por uma enorme variedade de rochas com características distintas e diferente dinâmica de exploração. Existe uma grande diversidade de jazidas, que se dispersam um pouco por todo o território nacional; as primeiras com maior incidência no Centro e Sul e as segundas com maior proliferação no Norte.

As zonas de exploração de calcário encontram-se, por vezes, fortemente repartidas em núcleos regionais de importância variável. Neste âmbito, destaca-se a concentração, na zona de exploração do calcário cristalino alentejano, concretamente nos "triângulos" Ficalho-Serpa-Trigaxes e Borba-Estremoz-Vila Viçosa e ainda em Viana do Alentejo. No eixo Vila Viçosa-Borba-Estremoz, forma-se o mais importante núcleo regional de Rochas Ornamentais

O calcário cristalino do Alentejo, pela sua dinâmica de exploração, valor económico e interesse do mercado possui uma enorme importância para a dinamização do tecido económico local e qualidade de vida da população autóctone.

Podem-se ainda identificar outros núcleos de extracção de calcário, concretamente, calcário sedimentar na região da Serra de Aires e Candeeiro e, o calcário microcristalino de Pêro Pinheiro embora este tenha vindo a perder expressão, sendo actualmente a sua extracção muito diminuta.

As Jazidas de rochas siliciosas encontram-se mais dispersas, um pouco por todo o país, embora a região Norte mereça destaque. A rocha mais explorada é o granito.

Desde a extracção até à colocação na obra a pedra natural passa por sucessivas fases, que requerem um árduo labor e um equipamento e desenvolvimento tecnológico cada vez mais sofisticado; o processo inicia-se com a prospecção, a que se seguem as sucessivas transformações. O mecanismo destas fases é bastante distinto, apresentando as empresas de

cada um destes subsectores diferenças no processo produtivo, perspectiva logística e no impacte ambiental e ecológico. também a sua lógica de localização é bastante distinta.
A instalação da empresa extractiva está condicionada pela existência do recurso natural, constatando-se a existência deste tipo de actividade nas áreas onde existem jazidas em condições, geológicas e económicas, mais favoráveis de exploração. A produção de blocos úteis é o objectivo final, sendo de realçar que, por vezes, estes podem variar entre 20 a 35 % do volume total de mármore extraído, avaliando-se desde já a enorme quantidade de desperdícios produzidos.

Na indústria transformadora os blocos vão sofrer sucessivas alterações de acordo com os objectivos finais de produção. Em todo.este processo os blocos não são aproveitados integralmente, avaliando-se em mais de metade o volume inicial de mármore desaproveitado.

Tal como a extracção, a transformação encontra-se um pouco dispersa por todo o país, embora com lógica de localização um pouco diferente, não existindo uma perfeita coincidência entre os principais centros transformadores e extractivos.

Apesar da proximidade dos centros extractivos poder ser importante para a localização imediata das serrações, na medida em que a proximidade da matéria prima poderá permitir uma redução do tempo de custo e transporte, este não é o único dado a considerar. Poderá ser importante a localização em áreas com pessoal qualificado, boas condições de assistência técnica, escoamento de produtos e comercialização, o que justifica que inúmeras industrias transformadoras não se encontrem perto das áreas extractivas. Deste modo, verifica-se uma certa tendência para a concentração da transformação em alguns núcleos, com as vantagens decorrentes de se criarem economias de escala e de aglomeração. Existem essencialmente os três grandes núcleos, sendo de destacar o grande "Centro Transformador" de Pêro Pinheiro, onde à antiga tradição transformadora se aliam as inúmeras vantagens locativas decorrentes da proximidade da capital.

Este sector industrial na sua dupla vertente, extractiva e transformadora, é marcado por um certo "dualismo empresarial"; Por um lado proliferam pequenas oficinas de índole familiar, frequentemente com menos de 5 trabalhadores e com baixa capacidade de produção. Apesar da sua diminuta dimensão estas unidades possuem uma grande importância no tecido económico local, sendo muitas vezes a base de sustento de inúmeras famílias Por outro lado, existe um pequeno número de grandes indústrias, que no cômputo total tem uma elevada

expressão tanto no que se refere às quantidades produzidas como ao número trabalhadores empregues.

É pois uma actividade económica, responsável pela implantação de indústria um pouco por todo o território nacional e, com particular incidência em determinados núcleos regionais como algumas áreas alentejanas mais vocacionadas para a extracção) e Pêro Pinheiro (mais vocacionado para a transformação). Possibilita a criação de emprego em zonas, que de outra forma, ficariam votadas ao abandono, possibilita melhores condições de vida para as populações locais e desenvolvimento de outras actividades económicas.

No entanto, também a indústria de Pedras Naturais, origina problemas ambientais, que deverão ser integrados como pontos fundamentais na gestão da produção com vista ao desenvolvimento sustentável, não perdendo de vista, os seus impactes positivos sobre as populações locais e actividades económicas a montante e jusante. Estas preocupações deverão ser integradas num campo mais vasto que se prende com o ordenamento do território e planeamento ambiental, por forma a tentar compatibilizar interesses em conflito e promover soluções com vista a um equilíbrio racional entre a exploração de recursos naturais e os restantes interesses da comunidade.

1.2. Incidências No Ambiente e Ordenamento do Território

Os problemas ambientais relacionam-se mais com a quantidade de resíduos do que com a sua qualidade ou composição química. É unanimemente reconhecido que esta indústria não provoca os problemas ambientais inerentes ao desperdício de resíduos tóxicos. São produtos inertes, derivados da laboração de um produto natural.

Apesar de não ser uma das actividades mais poluentes, existem diversas componentes do ambiente que podem ser mais ou menos afectadas. A sua discussão não é pacífica, mas é por todos reconhecido que a paisagem é a componente ambiental mais afectada, agravando-se ainda mais quando se encontra próximo de núcleos urbanos..

Trata-se de uma actividade em que as implicações na paisagem e ordenamento do território são notórias.

Na extracção ocorre acumulação de grandes entulhos de produtos normalmente não aproveitados em enormes escombreiras, utilização de equipamentos de grandes dimensões, amontoamento de terras de cobertura, construção de anexos, etc.. As perturbações das pedreiras no meio ambiente acontecem tanto

durante a fase de laboração, como após a cessação da actividade. Estas são duas realidades que frequentemente coexistem agravando ainda mais a integração paisagística.

A transformação tem características específicas e bastante distintas da extracção, até porque não é necessário abrir escavações para recolha da matéria prima. Existem contudo alguns aspectos comuns, que se relacionam com a natureza do produto trabalhado. Os seus problemas resultam sobretudo da acumulação crescente e sem critério de subprodutos (resíduos) resultantes da serração e polimento das rochas (lamas).

Todas estas questões são colocadas com maior acuidade em áreas de grande concentração industrial como Pêro Pinheiro e na região alentejana, em que não existe um planeamento e ordenamento do território no sentido de compatibilizar actividades e, gerir e dimensionar infra-estruturas e equipamentos.

Estas regiões densamente industrializadas coincidem muitas vezes com áreas urbanas, agravando os desequilíbrios ambientais e de ordenamento.

2. INSTRUMENTOS DE ORDENAMENTO

A resolução dos problemas ambientais e de ordenamento do território, passa, em grande medida, pela aplicação eficaz de diversos instrumentos de ordenamento, que permitam uma actuação concertada sobre o território. Não compete aos industriais resolver estes problemas, e definir a política geral de ordenamento, urge a definição de medidas e linhas de acção, quer por parte das entidades locais, quer nacionais.

Entre os instrumentos de ordenamento actualmente disponíveis, pode-se destacar:

I. INSTRUMENTOS LEGISLATIVOS

A. Actividade de LICENCIAMENTO mais exigente, nomeadamente com a introdução das questões ambientais.

1. O Dec. Lei nº89/90, e Dec.Lei 90/90 ambos de 16 de Março; impõe condições para o licenciamento, localização e funcionamento das *pedreiras*. Destaca-se ainda, a necessidade de execução de Planos de Recuperação Paisagística.
2. Na *transformação* não existe legislação sectorial específica, no entanto a actividade de licenciamento é também

actualmente mais exigente. Regula-se pelo Regulamento do Exercício da Actividade Industrial (REAI), diploma que actualmente possui regras de licenciamento mais definidas e exigentes, de acordo com a evolução da política económica-social e, sobretudo, com a preservação crescente dos valores humanos e ambientais.

B. DEFINIÇÃO DE ÁREAS DE RESERVA

Prevista no artigo 36º do Dec. Lei nº 90/90, a definição de áreas de reserva para o aproveitamento de recursos geológicos de especial interesse para a economia nacional e/ou regional, com vista a impedir ou minorar os efeitos prejudiciais da exploração. Deverá ser a solução a adoptar para os grandes núcleos industriais de rochas. O decreto regulamentar definirá, em cada caso, a área de reserva, restrições e condicionalismos a observar.

C. DEFINIÇÃO DE ÁREAS CATIVAS

Segundo o artigo 37º do Dec.Lei nº90/90, o governo poderá declarar uma área cativa quando a exploração de determinadas massas minerais deva considerar-se de relevante interesse para a economia nacional ou regional, sendo neste caso impostas condições para a exploração de massas minerais. Presentemente já estão definidas oito áreas cativas:

1. Estremoz -Borba - Vila Viçosa;
2. Vila Franca de Xira;
3. Maceira;
4. Águeda - Pombal - Barracão;
5. Pelariga - Redinha, nos concelhos de Pombal e Soure;
6. Pedras Salgadas

II. PLANOS DE ORDENAMENTO

Nas áreas afectas ao exercício desta actividade industrial, coexistem conflitos resultantes do confronto de interesses individuais e colectivos, entre perspectivas de conservação e preservação das condições naturais e, perspectivas económicas de criação de riqueza e de emprego. A compatibilização deste aspectos no sentido de garantir o equilíbrio entre o crescimento económico e a qualidade de vida é pois o objectivo do ordenamento do território, o qual só é possível concretizar com a ajuda das diferentes figuras de planeamento.

A. PLANO DIRECTOR MUNICIPAL - P.D.M.
Importante figura de Planeamento Municipal, em que deverá ser regulamentado o uso do solo e normas de actuação de acordo com as características naturais e sócio-culturais especificas. No seu âmbito, as áreas de extração,deverão, tal como acontece em muitos concelhos alentejanos, ficar definidas como áreas prioritárias, com soluções próprias e fundamentadas.
Também, no âmbito dos P.D.M. poderão (ou deverão) ser circunscritas as zonas e parques industriais, que possuem problemas e características específicas, necessitando de medidas de actuação concretas.

B. PLANO REGIONAL DE ORDENAMENTO DO TERRITÓRIO - PROT
Importante instrumento de planeamento extra-municipal, em que é necessário a articulação de propostas municipais; na região dos mármores alentejanos foi desenvolvido O *PROZOM - Plano Regional de Ordenamento do Território da Zona dos Mármores*, em que se pretende disciplinar a actividade extractiva e transformadora. Através deste instrumento de planeamento pretende-se definir estratégias e normas de actuação comuns.

3. MEDIDAS DE ACÇÃO

O planeamneto no sector das Pedras Naturais deve ter essencialmente os seguintes procedimentos:

1. AVALIAR OS RECURSOS a partir de estudos e cartografia, a fim de inventariar os submetidos a exploração, investigar as reservas e estimar outros recursos possíveis ainda não investigados suficientemente. Neste processo deve-se introduzir a participação do sector empresarial, como parte beneficiada pelos resultados que se obtenham;

2. Paralelamente deve-se INVENTARIAR OUTROS RECURSOS DO MEIO, tanto de valor produtivo (agrícola, florestal, píscicola, turístico hidroenergético, etc), como patrimoniais (ecológico, arquitectónico, etc..);

3. Por último, com o fim de integrar este diagnóstico no processo de planificação sectorial, devem-se elaborar directrizes de ORDENAMENTO DO TERRITÓRIO que regulem a gestão do espaço e dos seus recursos, harmonizando os diferentes interesses em conflito.

O procedimento mais operativo para que estas directrizes de ordenamento se apliquem· deverão ser os ACORDOS CONSENSUAIS (como o Acordo Voluntário Setorial em matéria de ambiente assinado entre a ASSIMAGRA a DGA, Instituto da Água e IGM) entre as diferentes administrações sobre os objectivos, directrizes e programas de actuação pública de forma a conseguir e perpetuar uma estruturação harmoniosa do território ao serviço do bem estar geral e do desenvolvimento equilibrado.

Estes esquemas serão tanto mais operativos e funcionais quanto mais forem reconhecidos, ponderados e debatidos com os implicados com interesses em jogo e que para sua solução se definam esquemas flexíveis, deixando uma margem de tomada de decisão que seja possível, dentro da defesa dos interesses gerais, ás corporações locais e a representantes empresariais e sociais.
Dentro deste esquema de planeamento regional global, deveriam estar já explicitadas DIRECTRIZES DE USO DE RECURSOS MINERAIS segundo a qualidade ecológica de cada zona e a necessidade de proteger outros recursos de interesse produtivo e cultural. dentro delas deveria-se zonificar áreas de diferente intensidade extractiva, estabelecendo para cada zona e, segundo a sua qualidade e fragilidade, medidas cautelares e normas para restauração e, se necessário, criarem-se reservas de solo vedadas a este e a outros usos quando existe excepcionalidade da área no que se refere à protecção da fauna e flora.

4. AS PEDRAS NATURAIS E A *ECOGESTÃO*

Desde há algum tempo que técnicos das mais variadas áreas têm estado envolvidos no sector, sob várias prespectivas (investigadores, directores técnicos de pedreiras, técnicos da administração, etc.) têm-se debruçado sobre este assunto. Esta abordagem considera à partida os dois grandes sub-sectores: extracção e transformação, bem como as diferentes fases e operações destas actividades.

Daqui resultam os principais impactes atribuidos a esta indústria e largamente descritos na bibliografia: *solo, ar, água, flora e fauna, paisagem, património natural, património construido, economia e sociedade.*

Em contrapartida têm sido consideradas as principais características do sector como factores de significativo valor ambiental. Assim, todas as considerações, presentes e futuras, devem ter em conta que estamos em presença de: uma indústria inócua não poluente; a pedra, como um produto natural de alto valor ecológico; empresas de pequena dimensão com grande importância nas

economias locais; empresas comparativamente com tecnologia MTD (melhor tecnologia disponível) e elevado grau de internacionalização; a pedra como material de excelência; a pedra com utilização ancestral; a pedra nas mais variadas utilizações; ciclo de vida da pedra ambientalmente inofensivo.

Acreditamos pois que estamos perante um sector com inegáveis argumentos para a aplicação de um sistema de *ecogestão*. Sem dúvida qualquer coisa de diferente do que habitualmente se considera, isto é, uma indústria onde abundam um conjunto de "mal feitores ambientais" ou "garimpeiros", imagem decorrente da falta de informação e de apoio a que o sector tem sido condenado. Também não é alheia a esta situação o facto de existirem alguns maus exemplos, levando à necessidade de com a brevidade possivel se moralizar o sector.

De qualquer forma o êxito duma nova atitude nesta matéria só será possível se houver uma verdadeira política de partilha de responsbilidades. É necessário que cada parte possa assumir o seu papel sem limitações ou constrangimentos. Uma verdadeira e adequada política de ordenamento do território, contemplando as já referidads áreas cativas, áreas de reverva, etc., é fundamental para o bom desenvolvimento auto-sustentado do sector. A estes instrumentos de ordenamento não podem ser alheias todas as situações herdadas do passado aonde a utilização pouco racional do espaço e da actividade resultaram em situações graves de prejuizo económico e ambiental

Assim perseguindo os principios de um sistema de *ecogestão* é possivel atingir um **novo projecto mineiro** solidário com o meio envolvente.

Este novo sistema de gestão possibilita: **melhor aproveitamento das matérias primas; conservação e valorização de outros recursos naturais; constituição de uma bolsa de sub-produtos; valorização de sub-produtos;- utilização eficiente de energia; planificação da lavra; exploração racional da jazida; maior produtividade; qualidade; maior segurança/menor risco; melhor aproveitamento dos recursos humanos.**

Uma primeira aproximação a um modelo de ecogestão para as empresas do sector das pedras naturais evidencia a importância os factores externos à empresa.

Casos tipo de impacte ambiental *versus* ordenamento do território

Paisagem
Admitindo uma pequena percentagem de território com aptidão para a extracção de pedars naturais, e estando aplicados adequados instrumentos de ordenamento pergunta-se:
-estamos perante impacte paisagístico ou uma **paisagem industrial**?
-uma paisagem deste tipo **pode** ou não ter algum valor (e.g. turistico)?

Em nossa opinião, à parte excessos que confirmam a regra, as paisagens caóticas, desordenadas e chocantes que podemos ver nalguns locais (e.g. Estremoz-Borba-Vila Viçosa) são fruto de uma total ausência de ordenamento do território e política mineira. Destes factos são os industriais os ultimos responsáveis.

Água
É aceite que quando as devidas medidas não são tomadas este tipo de industria tem consideráveis impactes no ciclo da água. Pergunta-se:

-existe ou **não** em Portugal algum plano hidrológico regional ou local que possibilite compatibilizar usos?
-em regiões de escassos recursos hídricos, como o Alentejo é feita ou **não** uma política de usos alternativos?
-**alguém** estudou o valor ambiental da água e relação económica água industrial - água de abastecimento público tendo em atenção que muitas vezes a origem e a reserva é a mesma?

Uma adequada política de recursos hidrícos em áreas mineiras possibilita uma prática de usos alternativos da água, nomeadamente com utilização em: trabalhos mineiros (planta de tratamento de minerais; beneficiação; transformação; rega de caminhos; lavagem de veículos/equipamentos; manutenção de viveiros de plantas visando os planos de recuperação paisagística, etc.) constituição de reservatórios de água (agricultura, pecuária, recreio, etc.), recarga artificial de aquíferos etc.

Património natural (pontos de interesse natural)
O património natural associado ao meio geológico é diversificado e de grande valor científico, cultural, estético etc. Podemos considerar que dentro deste património temos: jazidas fossiliferas, grutas, pontos de interesse estrutural (falhas, estruturas singulares etc.), pegadas de dinossauros, etc. Pergunta-se:

-**quantos** pontos de interesse natural foram evidenciados pela actividade extractiva?
-quando é descoberto um ponto de interesse natural quem fica com a responsabilidade, o empresário ou o interesse público (**estado**)?

Turismo

Quem circula na E.N. nº 255 que liga Borba a Vila Viçosa, vê para além de um magnífico exemplo do que não se deve fazer (uma E.N. que é também um caminho de serventia para muitas das pedreiras que existem nas bermas), muitas vezes autocarros turisticos (perigosamente parados/estacionados) e os seus ocupantes espantados utilizando as suas máquinas fotográficas e de video. Pergunta-se:

-**alguém** explorou a vertente turística desta actividade?
-**alguém** valorizou a vertente de arqueologia industrial?
-**vamos** valorizar os nossos recursos fazendo, por esxemplo, o circuito industrial das pedras naturais na zona do Parque Natural das Serras de Aire e Candeeiros, mostrando os diferente tipos de pedreiras, de pedras, a industria artesanal, etc. ou fazemos um tabú?

Subprodutos e reserva estratégica

Pela própria definição de resíduo os materais existentes em escombreiras ou muitas vezes em parque de blocos dificilmente poderão ser considerados resíduos. Isto é, tratam-se de subprodutos com inegável valor económico e com um grande número de potenciais utilizações. Pergunta-se:

-**existem** utilizações potenciais para estes subprodutos?
-existe ou **não** um levantamento e carecterização (bolsa de subprodutos) dos materiais resultantes desta indústria?
-há ou **não** vontade política para utilização destes subprodutos como forma de criar uma mais valia e de resolver um problema ambiental?

5. CONCLUSÕES

Vive-se neste momento uma fase de expetactiva. Foi assinado o Acordo Voluntário em matéria de ambiente, o cumprimento por cada um dos subscritores das suas responsabilidades será a garantia da mudança. A saber: os empresários fazem investimentos em equipamentos MTD; os técnicos

estudam novas soluções; a administração apoia financeiramente as empresas, faz estudos de base, promove bons instrumentos de ordenamento e tem vontade política para enquadrar alguns dos problemas ambientais do sector.

Bibliografia

APQ. 1995. Qualidade e Gestão Ambiental. *Comunicações da Conferência sobre Qualidade e Gestão Ambiental.*

BEJA, I. 1995. Integração Ambiental das Indústrias de Mármores; Estudo na Região de Pêro Pinheiro. *Dissertação de Mestrado em Ordenamento do Território e Planeamento Ambiental.* Faculdade de Ciências e tecnologia da Universidade Nova de Lisboa. 101 pp.

DÚRAN, G e RUESGA, S.M. 1995. *Empresa y Médio Ambiente.* Ediciones Pirâmide, S.A., Madrid. 281 pp.

MAPFRE e ITSEMAP AMBIENTAL. 1995. Gestión Ambiental de las Explotaciones Mineras a Cielo Abierto. *Comunicaciones del Seminario sobre Gestión Ambiental de las Explotaciones Mineras a Cielo Abierto..*

MARTINS, C., *et al.* 1995. Actividade Extrativa e Transformadora de Rochas - Impacte Ambiental e Ordenamento. *A Pedra* **57**. 17-33.

MARTINS, C. *et al.* 1995. Ecogestão e Auditoria Ambiental no Sector das Pedras Naturais. *A Pedra* **58**. 19-23.

EROSÃO QUÍMICA EM POVOAMENTOS DE *Pinus pinaster Aiton* APÓS INCÊNDIO

A.J.D. FERREIRA[1] , C.O.A. COELHO[2] e K.Y. TAMMINGA[3]

RESUMO

A erosão química dos solos contribui significativamente para a degradação dos ecossistemas florestais após a ocorrência de incêndios. A saida de nutrientes dissolvidos nas águas de escorrencia e adsorvidos nos sedimentos erodidos é significamente superior às perdas de solo apenas por erosão física (*Coelho et al. 1994*). Neste trabalho apresentam-se as perdas de nutrientes (cálcio, sódio, potassio, nitritos, nitratos e sulfatos) associadas à erosão hidrica e erosão química, após incêndio num povoamento de *Pinus pinaster Aiton* no centro de Portugal .

PALAVRAS CHAVE: Incêndios florestais, erosão quimica, escorrência superficial.

INTRODUÇÃO

O maior impacto dos incêndios é a destruição da cobertura orgânica do solo florestal, englobando a transformação da vegetação e manta morta em cinzas e a sua adição ao solo. Durante o incêndio as perdas de nutrientes por volatilização são dos primeiros impactos sobre a vegetação (*Woodmansee e Wallach 1981*). Nas cinzas as concentrações de cálcio, magnésio e potássio são bastante elevadas e as de fósforo, nitratos e sulfatos são também significativas. Além das perdas por volatilização, existe também uma perda acelerada de nutrientes sob a forma de sedimentos ou de solutos (*Tiedemann e Helvey 1978, Diaz-Fierros et al. 1989, Thomas 1994*). As mudanças nas características físicas e hidrológicas dos solos,

[1]Bolseiro, Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, P-3810 Aveiro. Portugal. Telef. : 034 370200, Fax: 034 29290, E-Mail: Vibrante@dao.ua.pt
[2]Professora Associada, Departamento de Ambiente e Ordenamento, Centro das Zonas Costeiras e do Mar, Universidade de Aveiro, P-3810 Aveiro, Portugal. Telef. 034 370200, Fax: 034 29290, E-Mail: Coelho@dao.ua.pt
[3]Estudante de Pós-graduação, Afdeling Milieutechnologie, Van Hall-Instituut, Hereweg 99, Postbus 17, 9700AA Groningen, The Netherlands, Telef.: 0031 50 255890, Fax: 0031 50 274885

pelo aparecimento de uma camada hidrofóbica, povocam o aumento da escorrência superficial e da erosão fisica alterando os fluxos dos ciclos dos nutrientes nas florestas acompanhados de acréscimo na solubilidade dos nutrientes *(Ferreira 1992, Thomas 1993)*.

No primeiro ano após incêndio ,as concentrações de nitratos aumentam cerca de 10 vezes numa floresta de Eucalyptus na Nova Gales do Sul (*Mackay e Robinson 1987*). Após incêndios frequentes, as perdas de azoto poderão não ser sustentáveis (*Lewis 1974*). Também o potássio é alterado na sua forma e quantidade, no ecossistema florestal, sofrendo uma rápida libertação do interior das plantas para uma forma disponível havendo um aumento inicial da concentração de potássio seguido de um rápido declíneo (*Soares 1990, Thomas 1993*). Nas cinzas encontram-se carbonatos dos metais alcalinos terrosos, nomeadamente cálcio, magnésio e algum sódio (*Raison 1979*). De uma maneira geral, o fogo induz um aumento das concentrações de cálcio e magnésio nos horizontes húmicos do solo (*Lewis 1974, Viro 1974*). A maior exportação de nutrientes surge no primeiro mês chuvoso após o incêndio (*Dias-Fierros et al. 1989).*

Os incêndios florestais com forte intensidade, em regiões bastante declivosas propícias ao desenvolvimento de ventos fortes, que consomem todo o sistema radicular associados a chuvas muito intensas são responsaveis por um notável emprobrecimento de nutrientes no ecossistema florestal (*Woodmansee e Wallach 1981*).

ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo situa-se na vertente ocidental da Serra do Caramulo, cerca de 15km a Este de Águeda, na margem esquerda do rio Alfusqueiro, na pequena bacia da Lourizela, que sofreu um violento incêndio em Agosto de 1991 (40°37'43",9N e 8°18'35"W). A rocha mãe é o xisto, bastante dissecado, com declives médios de cerca de 20°. Os solos são Cambissolos húmicos, pouco profundos e bastante pedregosos, com um horizonte superficial castanho escuro silto-arenoso. A quantidade de precipitação recebida em média varia entre os 1600 e 1800mm ano.

A escorrência superficial e os sedimentos mobilizados foram medidos numa parcela delimitada de 8x2m, drenando para uma caixa de Gerlach modificada. A caixa estava ligada a um dispositivo especialmente concebido para colher as amostras da escorrência superficial e a um tanque de decantação, com capacidade para 200l, de forma a permitir a captura dos sedimentos finos (*Coelho et al. 1995*). A recolha de amostras realizou-se intensivamente durante os principais episódios chuvosos. Os aniões (NO_2,

NO_3 e SO_4) foram determinados com um espectrofotómetro Hach DREL/2000. Os catiões (Ca, Mg, K) foram medidos por absorção atómica e o azoto total foi determinado pelo método de Kjeldahl (*Avery e Bascomb 1982*).

NUTRIENTES NA ESCORRÊNCIA SUPERFICIAL E NOS SEDIMENTOS ERODIDOS

Nas águas de escorrência, associadas às primeiras chuvas após incêndio, as concentrações de sulfatos, nitratos, cálcio, magnésio e potássio aumentam significativamente. 90,5% dos sulfatos e 50% dos nitratos e nitritos são transportados durante o primeiro mês, em que saem 27,3 kg/ha e 0,2 kg/ha respectivamente. O potássio mantém-se elevado ainda 2 a 3 meses depois do incêndio, após o que tende a estabilizar (Figuras 1b, 1c, 1d).

Nos primeiros quatro meses após o incêndio as concentrações nas águas de escorrência em solos queimados são sempre superiores às da água das chuvas e às da escorrência em solos sob pinhal adulto, com excepção dos nitratos. Após este período, e para o ano de 1992 as concentrações baixam significativamente para valores próximos dos dos povoamentos não queimados, salvo para o magnésio que mantém valores elevados (Tabela 1).

Tabela 1: Concentrações de solutos na água da chuva e na escorrência superficial em povoamentos adultos e queimados de *Pinus pinaster Aiton.*

	NO_2 (mg/l)	NO_3 (mg/l)	SO_4 (mg/l)	Ca (mg/l)	Mg (mg/l)	K (mg/l)
Precipitação	0,004	0,15	1,67	1,1	0,75	0,4
Pinhal adulto	0,052	1,7	7,1	6,1	2,5	5,6
Pinhal queimado						
1991	0,17	0,77	105,3	36,8	36,6	17,3
1992	0,031	0,54	2.9	3,6	4,0	4,7

As perdas de solo sob a forma de cinzas e sedimentos transportados pela erosão hídrica são também uma fonte importante de saída de nutrientes. As maiores perdas de solo ocorrem nos primeiros episódios chuvosos após o incêndio, decrescendo progressivamente com o desaparecimento das cinzas fácilmente desagregáveis. As concentrações de azoto total mantêm-se

Figura 1a: Valores acumulativos da precipitação e escorrência superficial durante o primeiro ano após incêndio

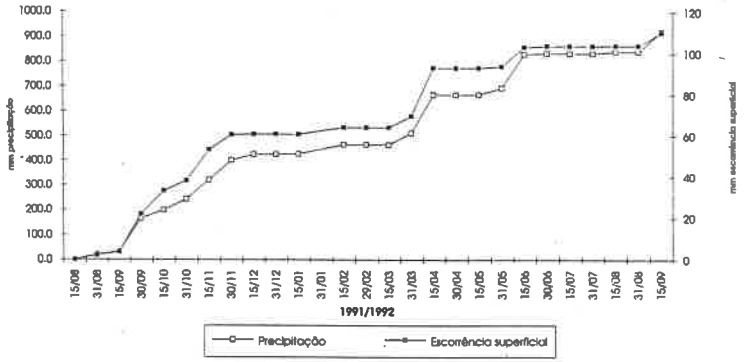


Figura 1c: Valores acumulativos de Sulfatos na escorrência superficial durante o primeiro ano após incêndio

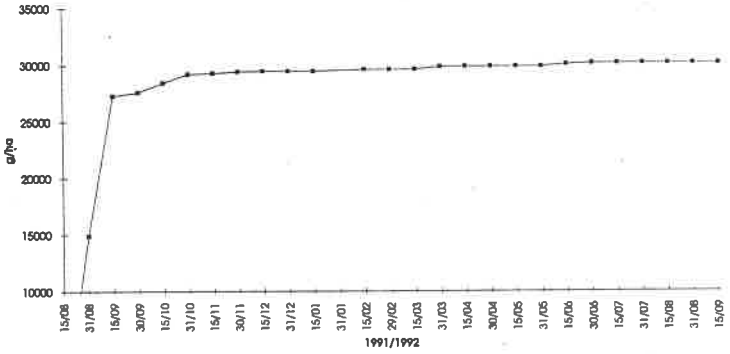


Figura 1b: Valores acumulados de NO2 e NO3 na escorrência superficial no primeiro ano após incêndio

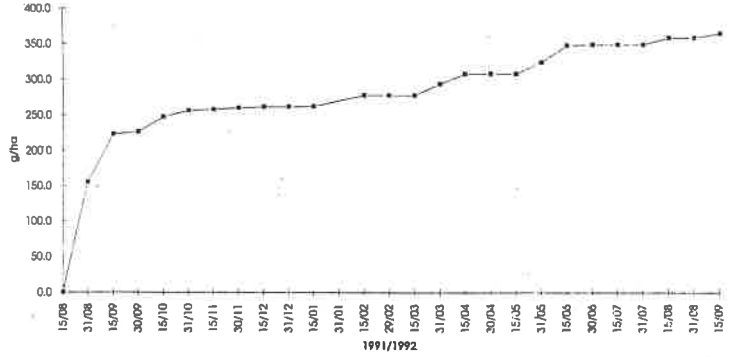
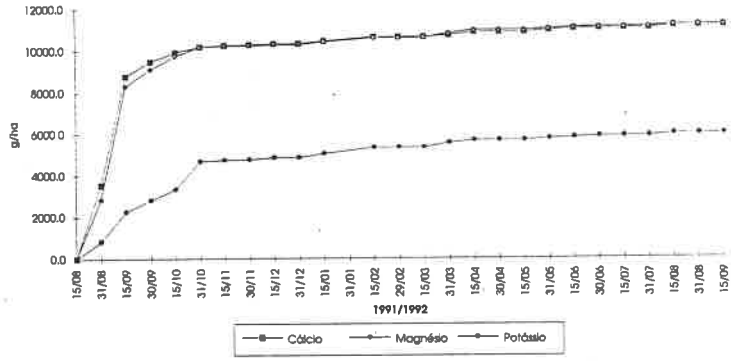
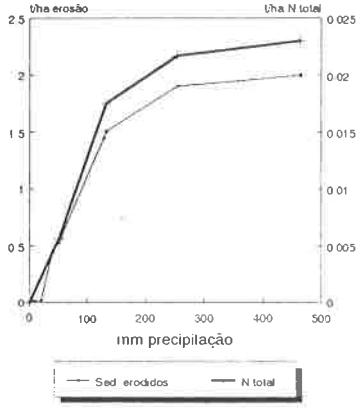


Figura 1d: Valores acumulados do Cálcio, Magnésio e Potássio na escorrência superficial no primeiro ano após incêndio



constantes durante o período de estudo, com uma distribuição idêntica à da perda de solo.

Figura 2 - Erosão acumulada e perdas de Azoto total nos sedimentos erodidos



As concentrações de azoto total adsorvido nos sedimentos são relativamente elevadas ao longo do primeiro ano após incêndio, representando 0,028 ton/ha/ano, num total de 2,4 ton/ha/ano de sedimentos transportados (Figura 2).

CONCLUSÃO

Os resultados apresentados sugerem que a lixiviação da camada de cinzas pela escorrência superficial é um importante processo mobilizador de nutrientes, especialmente sulfatos, cálcio e magnésio, que apresentam 90,5%, 78,8% e 74,1% da perda total no primeiro mês chuvoso após o incêndio. Os nitratos, nitritos e o potássio apresentam perdas que se estendem durante um período mais longo. O azoto é maioritáriamente perdido adsorvido às particulas de sedimentos erodidos. Também neste caso o processo é muito rápido, com 76,1% do azoto total perdido, a ser mobilizada no primeiro mês e meio após o incêndio.

No segundo ano após o incêndio a concentração de azoto adsorvido nos sedimentos não sofre variação apreciável relativamente ao primeiro ano (*Thomas 1994*). Este facto revela que embora a mobilização de sedimentos

e solutos a eles adsorvidos, seja importante após o incêndio, existirão certamente outros processos de mobilização e deposição de materiais ao longo das vertentes, que contrariam a degradação dos solos. Os mecanismos que regulam estes processos, bem como o seu impacto nos processos de degradação e conservação dos solos após incêndios, não são claros e necessitam de mais investigação.

AGRADECIMENTOS

À JNICT, pela atribuição de uma bolsa a um dos autores (AJDF). Ao Programa Praxis, projecto Praxis-3/3/2AMB/3, ao Centro das Zonas Costeiras e do Mar da Universidade de Aveiro, e à União Europeia, Projecto EV5V-0041.

BIBLIOGRAFIA

AVERY, B,W, e BASCOMB, C.L. 1982. Soil survey laboratory methods. Soil survey technical monograph nº 6. Lawes Agricultural Trust, Harpenden, 83p.

COELHO, C.O.A., SHAKESBY, R.A., DEL TÁNAGO, M.G., TERNAN, J.L., WALSH, R.P.D., WILLIAMS, A.G.. 1994. Land management and erosion limitation in the Iberian Peninsula. Unpublished report to EU in fulfilment of Research Contract EV5V-0041, Universidade de Aveiro, 246p..

COELHO, C.O.A., SHAKESBY, R.A. e WALSH, R.P.D. 1995. Effects of forest fires and post-fire land management practice on soil erosion and stream dynamics, Águeda basin, Portugal. *Soil and grounwater research report V, Environment and quality of life* European Commission, 91p.

DIAZ-FIERRO, F., BENITO, E., VEGA, J.A., CASTELAO, A., SOLO, B., PEREZ, R. e TABOADA, T. 1989. Solute loss and soil erosion in burnt soil from Galicia (NW Spain). Paper read at the Third International Symposium on Forest Fire Ecology, Freiburg Univ. Germany.

FERREIRA, A.J.D. 1992. Soil erosion in a burned plot: Evaluation based on single events records. Course on Forest Risk and Management. Commission of the European Communities. Porto Carras, Grécia (no prelo).

LEWIS, W.W. 1974. Effects of fire on nutrient movement in a South Carolina pine forest. *Ecology*, **55**(5), 1.120-1127.

MACKAY, S.M. e ROBINSON, G. 1987. Effects of wildfire and logging on streamwater chemistry and cation exports of small forested catchments in New South Wales, Australia. *Hydrological Processes*, **1**, 359-384.

RAISON, R.J. 1979. Modification of the soil environment by vegetation fires, with particular reference to nitrogen transformations. A review. *Plant Soil*, **51**, 73-108.

SOARES, R.V. 1990. Effects of a pine plantation prescribed burning on soil chemical properties in the Savanna Region of Minas Gerais State, Brasil. *Proceedings of the International Conference on Forest Fire Research*, Coimbra, Portugal.

TIEDEMANN, A.R. e HELVEY, J.D., 1978. Nutrient ion losses in streamflow after fire and fertilization in Eastern Washington. *Bulletin of the Ecological Society of America*, **54**(1), 20-21.

THOMAS, A.D., 1994. Impact of forest fire on nutrient levels in soil and solutes transported by overland flow, Northern Portugal. *Proc. 2nd Int. Conf. Forest Fire Research.* Coimbra, Nov. 1994, **II**, 1111-1121.

THOMAS, A.D., 1993. Fire effects on soil. Hydrology and nutrient loss: a review. *Aveiro-Swansea erosion research bulletin*, **3**, 65p.

VIRO, P.J., 1974. Effects of forest fire on soil. in Kozlowski, T.T. and Ahlgren, C.E. (eds.). Fire and Ecosystems Academic press. London.

WOODMANSEE, R.G. e WALLACH, L.S., 1981. Effects of fire on biogeo-chemical cycles. Proceedings of the Conference on Fire Regimes and Ecosystem Properties, Hawaii.

PEQUENOS REMEDIOS PARA GRANDES MALES
- A POLÌTICA DOS PEQUENOS PASSOS -

U. CASER DE SANTA-RITA[1]

RESUMO

Muitos dos estudos destinados à soluções e conceitos integrados visam processos de implementação bastante caros e, por vezes, extremamente morosos. Perde-se, à espera de "macro-soluções", tempo precioso para dar, paralelamente, pequenos passos, de baixos custos mas de efeitos significativos. Recomenda-se a aplicação de ideias ambientais, implementadas e testadas já em outros países da União Europeia, que provaram criar situações de proveito em diversos lados: na entidade promotora, no cidadão e no ambiente. Estas actividades podiam ser dispersas por vários campos, sem a necessidade de toda a população-alvo aderir a mesma ideia. São apresentados exemplos de actividades e campanhas fácilmente implementáveis em Portugal.

PALAVRAS CHAVES

Sensibilização, Soluções Integradas, Soluções Dispersas,

1. INTRODUÇÂO

Diz-se que grandes males requerem grandes remedios e este lema é seguido em muitos campos de protecção do ambiente. Elaboram-se inúmeros estudos destinados às soluções e conceitos integrados: pela gestão dos resíduos, pelo tratamento dos efluentes, pelo controlo de poluição do ar, etc. Os processos de implementação são, grosso modo, bastante caros e, para além disso, muitas vezes extremamente morosos.

A falta da sensibilização da população e consequentemente a quase inexistência de pressão exercida pelos cidadãos sobre as autoridades locais e centrais, bem como sobre os empresários e industriais, parece ser um dos factores que contribuem mais para a lentidão dos processos de um desenvolvimento ambientalmente sustentável em Portugal.

[1] Dipl.-Geogr., MURALHA CONSULTORES Lda., Rua Nery Delgado 9-1º, 2775 Parede, Tel./Fax: 01-456 11 00

Recomenda-se um intercâmbio reforçado de ideias implementadas e testadas já em outros países da União Europeia, que provaram provocar situações de proveito ou nas entidades promotoras ou nos cidadãos e sempre no ambiente ("win-win situations"). Estas actividades devem ser dispersas por vários campos.

A adesão será de livre vontade, pelo que qualquer fiscalização se torna obsoleta. Condição sine qua non, como é óbvio, é que se trate de projectos de grande simplicidade, que não interferem muito com a comodidade do cidadão, mas cujos efeitos devem estar aparentes, lógicos e proveitosos.

2. EXEMPLOS DE IDEIAS, ACTIVIDADES E CAMPANHAS

Existem inúmeros exemplos pela Europa fora. A escolha seguinte dos exemplos baseia-se, com excepção dos exemplos 2.1.1 e 2.2.2, no livro "101 passos do conhecimento ao comportamento", publicado pela rede de ecoconsultores Europeus "Eco-Councellors Europe" (UB EUROPA 1995):

2.1 - Exemplos no Âmbito da Poupança de Água e Energia

Energia e água são, por razões de descuido, fácilmente desperdiçado. No entanto, o uso responsável e consciente lida, sem algum investimento adicional, directamente à poupança destes recursos e reflecta-se imediatamente em economização financeira.

2.1.1 - "Hotel - Amigo do Ambiente" ITI - Hoteis, Itália

Em muitos unidades hoteleiras são diáriamente substituidas as toalhas e as roupas da cama. Trata-se de um serviço, sinalizando o alto nível do estabelecimento, mas pelo gasto de água, electricidade e detergente não é ambientalmente sustentável.

Os ITI Hoteis, e muitos outros estabelecimentos hoteleiras pela Europa fora adoptaram um sistema de aviso relativo as toalhas e roupas da cama. O cliente é informado por cartaz no quarto de que só as toalhas deitados no chao serão substituidas. Uma toalha pendurada significa que o cliente aceita usa-la outra vez. Para evitar a troca da roupa da cama diária, o cliente tem ao seu dispor um folheto alusivo, que pode deixar acima da almofada. Muitos

clientes, avisados desta maneira da preocupação ambiental da gerência, colaboram na protecção do ambiente, e, implicitamente, na a diminuição de custos efectivos de gestão do hotel.

Efeitos positivos:

- Melhoramento do ambiente (diminuição de águas residuais e do gasto de energia)
- Diminuição de custos directos de lavandaria (água, electricidade detergente)
- Aumento do prazo de vida do equipamento da lavandaria (máquinas de lavar e engomar), ou que significa ao médio e longo prazo a redução de resíduos sólidos
- Criação de uma imágem ambientalista da unidade hoteleira
- O serviço ao cliente não diminui em qualidade, porque a escolha é feita pelo próprio cliente

2.1.2 - "Feira da Energia" - Umweltschutzstelle Langenhagen, R. F. A.

A "Feira da Energia", organizada pelo Departamento de Ambiente da Câmara Municipal de Langenhagen na R. F. A., visou incentivar a população de trocar as suas lâmpadas normais por lâmpadas electrónicas economizadoras de energia. O incentivo principal foi uma acção de "leve dois lâmpadas economizadoras, pague só uma" nos estabelecimentos que comercializem este tipo de lâmpadas.

Durante vários dias esta acção foi desenvolvida e acompanhada por actividades de informação sobre a interdependência entre tipos de lâmpadas, gastos de energia eléctrica e produção de CO_2. Foi ainda promovido, um concurso relativo à melhor ideia de poupar energia em casa.

Venderam-se 8.500 lâmpadas economizadoras, o que significa uma substituição de 95% das lâmpadas normais na aldeia. Calculado para o prazo de vida destas lâmpadas vão ser poupados 3.200.000 KW/h ou que significa uma redução das emissões de CO_2 num volume de 2.416 toneladas. Tanto os cidadãos como os comerciantes ficaram extremamente contente com os resultados da "Feira".

Efeitos positivos:

- Sensibilização da população para as possibilidades de poupar energia, e ao médio prazo de dinheiro (depois da amortização da lâmpada economizadora)
- Incentivo para comerciantes de insistirem na comercialização de lâmpadas economizadoras (aumento da procura)
- Melioramento do ambiente (menos gastos de energia, e portanto menos producção de CO_2 ao médio e longo prazo)

2.2 - Exemplos no Ambito da Redução de Resíduos Sólidos Urbanos

Na "sociedade de consumo" o volume dos RSU aumenta de maneira preocupante. Trata-se de resíduos mistos, compostos por uma vasta gama de matériais. Se bem que seja importante de encontrar caminhos convenientes de dar um destino final a estes resíduos, não menos importante é, a diminuição do volume logo na fonte. Possibilidade viáveis são incentivos para o prolongamento do prazo de vida de bens uma vez adquiridos, e campanhas de reaproveitamento pelo próprio criador de resíduos.

2.2.1 - "Arranjar ou Deitar fora?" - Ökozentrum Langenbruck, Suiça

Todos os cidadão vêm se de vez em quando confrontados com bens de consumo fora de uso. Os saldos e a pressão da publicidade seduzem à compra de aparelhos e utilidades novas, originando um aumento de RSU, por vezes desnecessário. A falta de consciência da envolvente ambiental deste comportamento contribui, também, para esta situação. Muitas vezes o cidadão nem sabe se o seu aparelho possa ter arranjo, nem faz ideia aonde se há de dirigir para resolver o problema.

O Ökozentrum Langenbruck elaborou um livrete informativo, contendo as empresas do Município que oferecem serviços de arranjo e reparação de todo o tipo de bens; dos aparelhos domésticos até ao calçado. Acompanhado por uma campanha de sensibilização foi distribuido o livro gratuitamente, e a lacuna de informação foi fácilmente fechada.

Efeitos positivos:

- Foi criada na população uma consciência ambientalista relativa a compras desnecesssárias. Ao mesmo tempo foi reduzido o tempo incómodo de procura de empresas que dão solução aos problemas de arranjo ou reparação.
- O prazo de vida de muitos produtos conseguiu ser prolongado, provocando vantágens financeiras para o consumente e reduzindo ao mesmo tempo o volume dos RSU produzidos.
- Lugares de trabalho em pequenas e médias empresas foram conservados, assegurados, e, em alguns casos até criados.

A ideia de Langenbruck foi, entretanto, aproveitada por mais dez Autarquias na Suiça e por alguns Municípios alemães, em todos os casos com grande sucessso. Em Portugal as Câmaras Municipais, as Associações de Pequenas e Médias Empresas ou as ONG's, podiam juntar e distribuir as informações relevantes.

2.2.2 - "Compostágem no Quintal da sua Moradia" - CM Oeiras

Do volume de RSU produzidos anualmente num Concelho cerca de 40% a 50% são de natureza orgânica. Esta componente tem um enorme potencial de valorização, nomeadamente para servir, após tratamento por compostagem, como um excelente fertilizante orgânico do solo. A separação na fonte dos residuos orgânicos e a consequente compostagem no próprio lote de moradia é uma solução muito antiga, hoje em dia cada vez mais frequente nos paises desenvolvidos da Europa. Foi executado pela CM Oeiras em 1993/94 um projecto de compostagem neste sentido (RAIMUNDO, C. et al. 1994).

Efeitos positivos:

- Vantagens económicas tanto para o morador (produção de fertilizante) como para o Município (redução do volume de RSU)
- Contribuição para a melhoria do ambiente
- A compostagem constitui uma experiência de biologia e ecologia interessante para todos os membros do agregado familiar

Projectos deste genero são possíveis em qualquer Município português tanto para moradores em moradias como para escolas ou outros estabelecimentos com cantina, desde que tenha no espaço exterior o terreno necessário disponível.

Em outros paises da EU, nomeadamente na R. F. A. a estratégia da compostagem ainda e seguida mais profundamente. Em prédios, constituidas por casas em regime de propriedade horizontal, por vezes é instalada uma estação de compostagem no terreno do condomínio. Este equipamento é usado por todas as familias residentes e o porteiro ou um comité dos moradores trata da manutenção. O composto produzido serve para a fertilização dos terrenos do condomínio.

2.3 - Exemplos no Âmbito da Educação Ambiental

A educação ambiental é a estratégia fundamental para um desenvolvimento sustentável. Especialmente às crianças, os "adultos do futuro", convém conferir um profundo conhecimento do sistema natural e da necessidade de protegé-lo. Todos os programas em que as crianças agem activamente são especialmente susceptíveis de terem sucesso e de demonstrar um efeito de aprendizagem ao longo prazo.

2.3.1 - "Corrida dos Sentidos - Umweltzentrum Freital, R. F. A.

O Umweltzentrum Freital na R. F. A. elaborou um conjunto de jogos e actividades de experiência sensual, que pode ser alugado por escolas, por infantários, ou por particulares. A "Caixa Sensual" contem frascos com condimentos aromáticos, que devem ser adivinhados de olhos fechados, carpetes de diferentes materiais para andar descalço (cortiça, pedras, areia, fibra de cócó etc.), materiais diferentes para pegar (metal, pedras, folhas secas, nozes, lâ, etc.), e muito mais jogos. O conjunto permite concursos entre grupos de crianças, jogos em comum, e muitas experiências concientes dos diferentes sentidos.

Efeitos positivos:

- As crianças aprendem usar os seus sentidos conscientemente, e desta maneira aprendem olhar com elevada atenção para o ambiente em volta.

2.3.2 - "Detectivos de Lixo" - B.U.N.D. Wolfsburg, RFA

A delegação do B.U.N.D. de Wolfsburg na R. F. A. desenvolve, em colaboração periódica com comerciantes e escolas, acções de detecção de produtos ambientalmente sustentáveis ou não. As crianças, depois de uma informação inicial, vão a determinadas lojas e fiscalizam os produtos a venda com especial atenção áo volume de resíduos de embalágem que produzem. Com autocolantes marcam os produtos dos quais recomendam ou não a compra sob este ponto de vista. O decorrer destas actividade é anunciada públicamente com indicação das respectivas lojas

Em conversas com os donos e os clientes das lojas, o papel das crianças é aprender avaliar os produtos, ouvir as possibilidades e problemas dos comerciantes e, também, "educar os adultos" para um comportamento de compra ambientalmente mais consciente.

Efeitos positivos

- Sensibilização das crianças de que podem e devem educar os adultos
- Sensibilização dos clientes, consciencialização e mudança do comportamento de cómpra
- Sensibilização dos comerciantes, propaganda para as lojas que se disponibilizam para esta acção ambientalista

2.4 - Exemplos de Campanhas e Concursos Ambientais

Campanhas e concursos ambientais requerem em muitos casos únicamente meios de informação e a colaboração das entidades públicas ou ONG's com as mass-media. Investimentos de ordem maior não são precisos, independentemente de que se trate de campanhas ou concursos ao nível nacional ou local. Os prémios a atribuir nos concursos podem ser medalhas municipais ou destaque publico das actividades desenvolvidas ao nível nacional ou regional.

Os efeitos primordiais são, no caso das campanhas, a sensibilização da população, e a criação de pressão pública sobre os responsáveis para a produção ou pelo marketing de produtos ambientalmente não sustentáveis. Através de acções simples os cidadãos ficam sensibilizados para a temática e sentem o poder da influência que podem exercer. No caso dos concursos a propaganda e criação de imágem de municipe ou empresário ambientalista incentiva a adesão.

2.4.1 - Campanha "Achata a Lata" - Associação REFLEX, Hungria

Assistindo ao desaparecimento de garrafas com depósito, e a consequente substituição parcial por latas de alumínio, foi executada na Hungria uma campanha de sensibilização da população. (UB EUROPA 1995)

Através de cartazes, folhetos alusivos e publicação nas media os consumidores foram sensibilizados para o aumento de resíduos resultante da substituição de garrafas de vidro com depósito por contentores descartáveis de bebidas . Especial referencia foi feita às latas de alumínio, uma vez que o processo de produção de alumínio é altamente poluidor.

Paralelamente foi incentivado uma acção de "re-mailing" de latas usadas e achatadas para os produtores, sob o lema "achata a lata", usando-se envelopes especiais, distribuidos para este fim e fornecendo-se as respectivas endereços dos produtores. Verificou-se uma adesão muito grande.

Efeitos positivos:

- O comportamento de consumo da população alterou-se notávelmente.
- Escolas e outros Serviços Públicos desistiram da venda de latas de bebidas nas cafetarias e cantinas.
- Foi criado pressão pública, especialmente sobre os "enlatadores" de bebidas e estabelecimentos de comercio
- O Ministério de Ambiente decidiu, no seguimento desta campanha, aplicar uma taxa especial para este tipo de embalagens .

Campanhas deste tipo podem ser usadas para os mais variados produtos, como por exemplo outros tipos de embalágens, electrodomésticos fora de uso, baterias esgotadas, etc.

2.4.2 - Concurso "Medalha Verde", Maison Communale d'Evre, Bélgica

O concurso "Medalha Verde" é promovido bienalmente no Município de Èvre na Bélcica e visa incentivar uma gestão de empresas ambientalmente sustentável, bem como a criação de uma imágem ambientalista. Através de mailing foram contactados 1000 empresários, e seguidamente foi elaborado um conjunto de acções possíveis para cada uma das empresas interessadas.

Condição para a adesão ao concurso foi a efectuação de pelo menos um projecto num dos seguintes âmbitos: diminuição do risco ambiental, embelezamento dos terrenos da empresa, sensibilização de pessoal ou de clientes e gestão de resíduos. Um juri escolheu os projectos mais bem sucedidos, e numa conferência da imprensa foram atribuidos as medalhas.

Efeitos positivos:
- Melhoramento do ambiente em empresas
- Publicidade para as empresas aderentes durante a acção, e para as empresas premiadas depois da atribuição das medalhas
- Como o concurso é promovido dois em dois anos, obtém-se uma sensibilização continuas ao longo prazo.

3. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Qualquer dos projectos apresentadoss produz efeitos positivos a um baixo custo. É possível criar através de tecnicas de marketing e publicidade, uma imágem boa de quem demostra comportamentos compatíveis com os desafios da protecção do ambiente. A escolha de actividades e projectos demostra que existem muitas possibilidades de dar pequenos passos e atingir grandes efeitos ao curto, médio e longo prazo. Indispensável neste contexto, é um melhor intercâmbio ao nível nacional e internacional relativo a ideias e experiências com projectos efectuados. As redes europeus existentes de associações ambientais podem servir como fonte de ideias e deviam futuremente ser aproveitados de maneira mais eficaz.

4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

UB EUROPA 1995. *Umweltberatung in Europa - 101 Schritte vom Wissen zum Handeln*. Wien, Austria. 118 pp.

UMWELTBUNDESAMT 1994. *Umweltbewußt leben*, Berlin. R. F. A., 384 pp

RAIMUNDO, C. et. al. 1994. Inovação em Ambiente Local "O Projecto de Compostagem no Quintal das Moradias em Oeiras", *4ªCNQA,* Lisboa. L123 - L131

OS *MULTIMEDIA* E A QUALIDADE DO AMBIENTE EM EDUCAÇÃO AMBIENTAL

Mª JOÃO DUARTE SILVA[1] e Mª CRISTINA AZEVEDO GOMES[2]

RESUMO

A avaliação dos *multimedia* utilizáveis em educação ambiental, sendo essencial para a promoção da qualidade dos processos de ensino/aprendizagem nesta área, torna-se complexa pela exigência de integração de diferentes variáveis em contextos múltiplos. Face à necessidade de apoios para o processo de avaliação de produtos *multimedia*, nomeadamente em educação ambiental, propõe-se uma ferramenta interactiva, denominada "Hiper-Lista", que integrará critérios de qualidade de educação ambiental, critérios de qualidade de sistemas *multimedia* e critérios de tipificação dos contextos de utilização. "Hiper-Lista" pretende facilitar a navegação entre diferentes níveis de agregação de informação e entre critérios inter-relacionados. No processo de desenvolvimento da "Hiper-Lista", e para exemplificação da sua utilização, foram avaliados alguns *multimedia* relevantes para educação ambiental. Esta avaliação tornou claras algumas das potencialidades e das restrições dos *multimedia* enquanto factores de qualidade do ambiente da educação ambiental.

PALAVRAS-CHAVE: *Multimedia*, Educação Ambiental, Avaliação, Metodologias

1 - INTRODUÇÃO

Para que a educação ambiental contribua, efectivamente, para a implementação dos desejáveis desenvolvimentos sustentáveis, torna-se indispensável melhorar a qualidade do ambiente da própria educação ambiental, ou seja, criar e promover a qualidade dos seus ambientes de aprendizagem.

[1]Professora-Adjunta na Escola Superior de Educação do Instituto Politécnico do Porto
[2] Professora-Adjunta na Escola Superior de Educação do Instituto Politécnico de Viseu

As aplicações *multimedia* são instrumentos importantes a considerar em educação ambiental, dado que, integrando os factores de motivação e de comunicação audio-visual, permitem consultas interactivas de informação e fomentam a experimentação e a análise de problemas através de simulações e modelações apresentando, ainda, as seguintes vantagens:
- Capacidades de manipulação de escalas espaciais e temporais, permitindo transformações do não-visível, ou não-audível, para o visível e o audível (Silva, 1995).
-Capacidades de integração de diferentes formas de representação visuais e sonoras, fundamentais em educação ambiental e no ensino das ciências do ambiente(Silva, 1995).

A avaliação das aplicações *multimedia* utilizáveis em educação ambiental é essencial se queremos promover uma efectiva exploração destes meios para colmatar algumas das necessidades que se fazem sentir na educação ambiental, melhorando assim os processos de aprendizagem envolvidos nesta área:
-Constituindo um suporte na selecção das aplicações a utilizar num dado contexto educativo, a avaliação de uma aplicação reflecte-se também na planificação do processo em que será utilizada, bem como na sua implementação e análise (Gomes e Silva, 1995), nomeadamente através do reconhecimento de potencialidades e limitações.
-Por outro lado, o processo de avaliação pode, e deve, fornecer importantes sugestões para os processos de concepção e desenvolvimento de novas aplicações *multimedia*.

A avaliação de aplicações multimedia de educação ambiental é um processo complexo, dado que implica equacionar variáveis múltiplas em contextos múltiplos e exige a utilização integrada de diferentes áreas de conhecimento como a informática na educação, as ciências do ambiente, e as metodologias do ensino das ciências.

Torna-se, assim, importante a disponibilidade de ferramentas e outros apoios que possam simplificar ou, pelo menos, estruturar e organizar o processo de avaliação(Gomes e Silva, 1995). Neste sentido, as metodologias de avaliação desenvolvidas com o objectivo de orientar e sustentar a selecção de programas educativos baseiam-se, na maior parte das vezes, em listas, ou grelhas, de avaliação que permitem uma apreciação global de um programa específico.

As listas de avaliação são, geralmente, operacionalizadas em vários critérios de análise relacionados com as características técnicas das aplicações, o seu

conteúdo e as orientações metodológicas apontadas. Este tipo de listas apresenta, de uma maneira geral, três tipos de problemas:
-Os vários itens não são construídos perspectivando as características da população-alvo e os contextos de utilização.
-As qualidades técnicas não são analisadas perspectivando a sua relação com os conteúdos e com os estilos de formação.
-Os vários itens estão dispersos em diversas categorias, sendo difícil encontrar as suas inter-relações.

Neste trabalho propõe-se uma ferramenta interactiva de avaliação de aplicações *multimedia* utilizáveis em educação ambiental, denominada *Hiper-Lista*, e com a qual se pretende:
-Integrar critérios de qualidade de educação ambiental, critérios de qualidade das aplicações *multimedia* e critérios de tipificação dos contextos de utilização.
-Relacionar os diversos critérios de qualidade com o contexto de utilização.
-Facilitar avaliações micro e macro, disponibilizando a possibilidade de navegação entre diferentes níveis de agregação de critérios de avaliação e entre critérios inter-relacionados.

2 - *HIPER-LISTA*: METODOLOGIA DE CONCEPÇÃO E DESENVOLVIMENTO

Para a concepção e desenvolvimento da Hiper-Lista, definiram-se princípios orientadores que tiveram como base vários trabalhos (como exemplos podemos apontar Gomes e Silva (1994) e (1995), Nielsen(1994), e Barker e King(1993)). Estes princípios foram a base de um primeiro conjunto de perguntas a integrar na *Hiper-Lista*, que foi posteriormente modificada e completada após uma avaliação de vários produtos multimedia utilizáveis em educação ambiental.

2.1 - Princípios Orientadores:

A concepção desta ferramenta baseou-se nas seguintes orientações:
-Os instrumentos de apoio à avaliação de aplicações multimedia devem apresentar ideias, exemplos e sugestões, evitando as limitadoras soluções únicas. Deverão também ser possibilitadas consultas com diversos níveis de aprofundamento e sempre com liberdade de *navegação* dentro da informação disponibilizada.

-Reconhece-se a importância de princípios gerais de qualidade de aplicações multimedia como sejam a visibilidade do estado do sistema, a consistência com os standards e com o mundo real, o controlo pelo utilizador, a prevenção de erros, o "reconhecer em vez de lembrar", a flexibilidade, a estética e o *design minimalista*, e as ajudas ao utilizador (Nielsen,1994).

Considerou-se fundamental cruzar estes princípios com elementos fundamentais dos produtos multimedia, como sejam o contexto de utilização, as estratégias, as características técnicas, os conteúdos e os vários *media* (som, imagem e video). Assim, a *Hiper-Lista* permitirá uma pesquisa de critérios de qualidade dentro de cada um destes elementos, mas será também possível seguir um princípio geral em vários contextos (por exemplo, analisar o princípio da *flexibilidade* aplicado aos conteúdos, às estratégias e aos vários media).

2.2 - Avaliação de algumas aplicações *multimedia* utilizáveis em educação ambiental

O processo de observação de aplicações *multimedia*, para selecção das que seriam avaliadas no âmbito deste trabalho, permitiu constatar:
1-Que estas aplicações se podem classificar essencialmente em 5 tipos (em função da sua estratégia central): *Workshops*, Hipermédias, Simulações, Ferramentas de Modelação e Simulação.
2-Que não é fácil encontrar aplicações em Língua Portuguesa, o que é limitativo da sua utilização, nomeadamente com crianças.

Para seleccionar as aplicações a avaliar foram considerados os seguintes critérios:

-Acessibilidade (preço e disponibilidade no mercado em Portugal)
-Flexibilidade e facilidade de utilização (na aula, ou fora da aula, só com um ou com vários computadores, só pelo aluno ou só pelo professor).
-Diversidade de populações-alvo (principalmente no que se refere à idade).

A avaliação das aplicações multimedia seleccionadas realizou-se observando-as, e registando comentários, numa primeira fase sem qualquer instrumento de apoio e posteriormente com base no conjunto de perguntas a integrar na *Hiper-Lista*.

As observações contribuíram de forma importante para a construção da *Hiper-Lista*, dado que:

a) Constituíram uma fase preliminar da validação do conjunto de perguntas concebido para fazerem parte da *Hiper-Lista,* pois foi clara a importância destas mesmas perguntas para o processo de avaliação de cada aplicação. Muitas das potencialidades e limitações das aplicações só foram constatadas com o apoio do conjunto de perguntas.

b) Por outro lado, a observação das aplicações realizada sem qualquer instrumento de apoio levou à inclusão de novas perguntas. Como exemplo, pode referir-se que a a observação do "Overview Movie" da aplicação *Microsoft Dinosaurs*, levou à inclusão de uma pergunta sobre a contribuição da utilização do video para as ajudas dadas ao utilizador no sentido de melhor e mais facilmente explorar a aplicação.

	Sammy's Science House™	**Microsoft Dinosaurs**	**Microsoft Dangerous Creatures**	**Microsoft Encarta™'95**	**Picture Simulator**	**SimEarth™**
População-Alvo	A partir dos 4 anos	A partir dos 6 anos	A partir dos 6 anos	A partir dos 6 anos	A partir dos 14 anos	A partir dos 14 anos
Lingua	Inglês	Inglês	Inglês	Inglês	Inglês	Inglês
Tipo	*workshop*	hipermédia	hipermédia	hipermédia	simulação	simulação
Sistema necessário	Macintosh™	Macintosh™ ou Microsoft Widows™	Microsoft Windows™	Macintosh™ ou Microsoft Windows™	MS-DOS™	MS-DOS™

Tabela I -Características gerais das aplicações *multimedia* avaliadas

	Sammy's Science House™	**Microsoft Dinosaurs**	**Microsoft Dangerous Creatures**	**Microsoft Encarta™'95**	**Picture Simulator**	**SimEarth™**
Actividades	Simples e "fechadas" de exploração de informação e resolução de problemas	Exploração de informação.	Exploração de informação. Pequenas actividades lúdicas.	Exploração de informação.	Criação e observação de simulações.	Controlo e observação de simulações
Conteúdos	Estados de tempo. Classificação de elementos naturais. Ecossistema lago.	Dinossauros	Espécies consideradas perigosas para o homem: suas relações com o ambiente.	Ciências da Vida. Geografia.	Sem conteúdos previamente definidos.	Dinâmica da Biogeosfera
Metáfora principal	*Modelo de uma casa*	*Livro electrónico*	*Livro electrónico*	*Livro electrónico*	Automatos celulares	*Modelo de um planeta+* Automatos celulares

Tabela II -Caracterização sumária das estratégias e conteúdos das aplicações *multimedia* avaliadas

A avaliação destas aplicações (ver Tabela I e II) permitiu ainda um conjunto de constatações que ilustram algumas das suas potencialidades e restrições enquanto factores da qualidade da educação ambiental:
a) Há em todas as aplicações uma preocupação com a adequação da utilização dos media às populações-alvo. Os ambientes gráficos integrados, os sons e os videos das aplicações *Microsoft Dinosaurs*, *Microsoft Dangerous Creatures* e *Microsoft Encarta*™*'95* apresentam características que lhes permitem ser utilizadas por crianças, jovens e adultos. A grande dificuldade de utilização destas aplicações por crianças é não estarem disponíveis em Português. *Sammy's Science House* ™ destina-se mais exclusivamente a crianças o que que se pode notar nos sons e videos utilizados (estes videos são óptimas ilustrações, adequadas a crianças, de fenómenos ambientais). O *Picture Simulator* pela complexidade das tarefas que propõe e pelas consequentes entradas e saídas de dados que apresenta destina-se a jovens e adultos e não a crianças. Pode, no entanto, ser utilizado por crianças para observação de simulações preparadas previamente por jovens ou adultos, o que não é tão simples de realizar com outras ferramentas. No caso da aplicação *SimEarth*™ , embora as actividades sejam apenas de controlo e observação de simulações, o número de variáveis e a complexidade das entradas e saídas de dados torna-a apenas adequada a jovens e adultos.

b)As metáforas utilizadas são de uma forma geral eficazes. Salienta-se a qualidade da metáfora da *Sammy's Science House*™ (uma casa em que existem diferentes tipos de actividades nas diferentes divisões) para a consistência da qual contribuem de forma importante as animações e os videos utilizados nesta aplicação. Em relação à metáfora do livro electrónico é importante referir que no caso do *Microsoft Encarta*™ a multiplicidade de janelas pode tornar-se difícil de gerir e a procura de informação peca por ser demasiado baseada na selecção de texto.

c)As estratégias das diferentes aplicações estão eficazmente implementadas, embora seja de referir que quase todas as aplicações se restringem a uma única estratégia. Existem seguramente vantagens na introdução de actividades, do tipo das existentes num *workshop*, num hipermédia (o que acontece com sucesso no *Microsoft Dangerous Creatures*) assim como existiriam vantagens em que se introduzissem ajudas com estratégias hipermédia em aplicações do tipo *workshop* ou simulação.

d) É de realçar a eficácia da utilização dos *media* para uma sensibilização às questões ambientais. A utilização do som, da imagem e do video aumenta o envolvimento dos utilizadores e realça factores estéticos e apelativos das componentes ambientais. No caso da aplicação *SimEarth*™, dado termos avaliado uma versão de 1990, a utilização do som embora consistente e

apresentando objectivos importantes de auralização de dados não resulta apelativa nem eficiente.

3 - *HIPER-LISTA*: DESCRIÇÃO DA FERRAMENTA PROPOSTA

Hiper-Lista disponibiliza permanentemente um menu que permite a *navegação* entre os critérios de qualidade (apresentados em forma interrogativa e organizados por níveis de aprofundamento) dos principais elementos das aplicações multimedia destinadas a educação ambiental: Características técnicas, Estratégias de ensino, Objectivos de educação ambiental, Imagem, Som e Video (ver Fig. 1). Este menu principal permite ainda ao utilizador o acesso à definição do contexto de utilização.

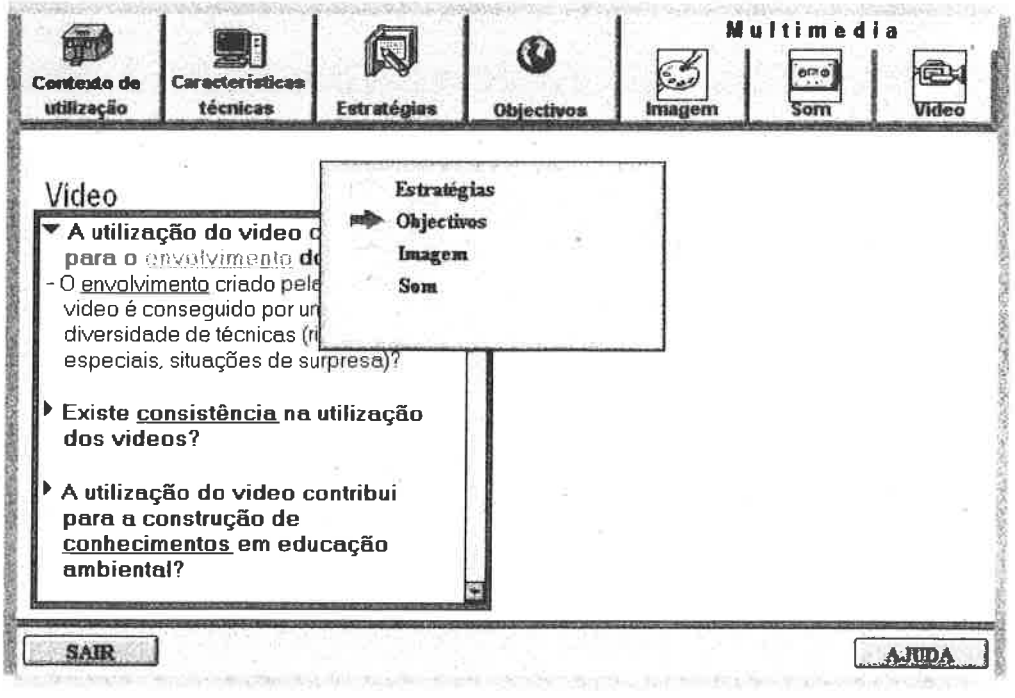


Figura 1-Ecrã de consulta dos critérios de qualidade da utilização do vídeo e transição para a pesquisa baseada num princípio geral de qualidade (envolvimento, neste caso).

Tal como também ilustrado na Fig. 1, o utilizador pode a partir da consulta de um conjunto de critérios de qualidade, e através de palavras-chave, iniciar uma pesquisa baseada em princípios gerais de qualidade, tais como a flexibilidade, o envolvimento ou a consistência. Este outro tipo de pesquisa permite visualizar simultâneamente a aplicação de um princípio geral de qualidade a diferentes elementos das aplicações (ver Fig. 2).

Hiper-Lista disponibilizará ainda um conjunto de sugestões e exemplos no contexto de consulta dos critérios de qualidade, sendo tais sugestões adaptadas ao contexto de utilização da aplicação definido pelo utilizador (idades dos alunos, número de computadores disponíveis para uma turma, objectivos do professor).

A ferramenta agora proposta está a ser desenvolvida em ToolBook ™.

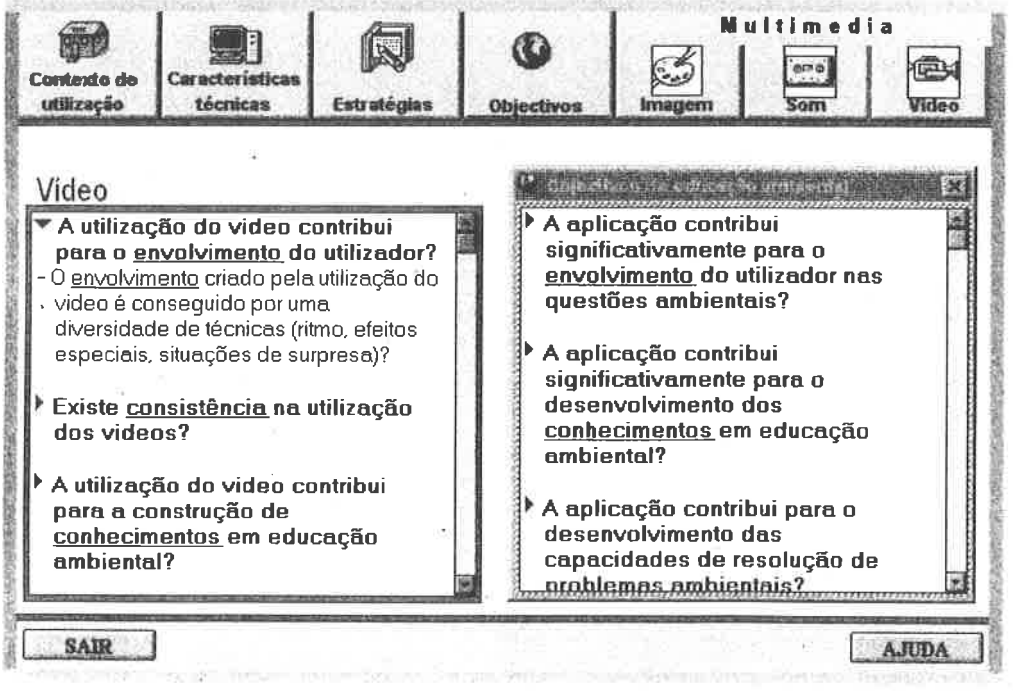


Figura 2-Ecrã de comparação da aplicação de um princípio geral (envolvimento) a dois elementos das aplicações (utilização do vídeo e objectivos de educação ambiental).

4 - CONCLUSÃO

A ferramenta (*Hiper-Lista*) e a avaliação de algumas aplicações *multimedia* aqui apresentadas pretendem facilitar, apoiando, os processos de avaliação e selecção de aplicações multimedia para educação ambiental. Estes processos terão de ser, necessariamente realizados pelos professores que conhecem o contexto em que utilizarão tais aplicações e as lacunas que pretendem superar.

A avaliação das aplicações, que aqui se apresentaram, ilustra a possibilidade de identificar determinadas características das mesmas e assim planificar estratégias de utilização que explorem de forma eficiente as suas potencialidades. A identificação de tais características torna ainda possível ao professor definir as estratégias de utilização que melhor permitam colmatar as lacunas que identificou num dado contexto de ensino/aprendizagem.

Hiper-Lista foi concebido e desenvolvido como protótipo evolutivo, que será testado com professores para validação da sua ideia central e identificação de potenciais problemas de utilizabilidade.

A ferramenta aqui proposta terá de ser, pela natureza dos seus conteúdos, frequentemente revista e actualizada, pelo que a sua concepção considerou como fundamental a facilidade de criar, alterar ou retirar critérios e princípios de qualidade.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BARKER, P., KING, T. (1993). Evaluating interactive multimedia courseware-A methodology. *Computers Educ.*, **21**, pp. 307-319.

GOMES, M.C.A., SILVA, M. J. D. (1994). Os Modelos Educativos e a Concepção de Programas Educativos. Em Actas do *II Congresso Ibero-Americano de Informática na Educação*, vol. 2, DEPGEF, JNICT,CYTED,RIBIE, pp. 247-252 Lisboa.

GOMES, M.C.A:, SILVA, M. J. D. (1995). Avaliação de Programas Educativos de Computador no Ensino das Ciências da Natureza. Em *Educação em Ciências da Natureza, Actas do V Encontro Nacional de Docentes*, Escola Superior de Educação de Portalegre, pp. 159-164, Portalegre.

NIELSEN, J. (1994). Enhancing the Explanatory Power of Usability Heuristics. In *Proceedings CHI'94, "Celebrating Interdependence"*, Boston, USA, pp.152-157

SILVA, M. J. D. (1995). Os *Multimedia* em Educação Ambiental. Em *Actas do 3º Congresso dos Engenheiros do Ambiente*, Associação Portuguesa dos Engenheiros do Ambiente, Évora.

Microsoft, Encarta, MS-DOS, Windows são marcas registadas e Encarta e Windows são marcas comerciais da Microsoft Corporation.
Macintosh é uma marca registada da Apple Computer, Inc.
Picture Simulator é um produto da NewSoft, UNINOVA, Portugal.
SimEarth é uma marca registada da Maxis.
Sammy´s Science House é uma marca registada da Edmark Corp.
Dangerous Creatures e Dinosaurs são produtos da Microsoft
ToolBook versão 3.0, Asymetrix (Asymetrix Corporation)

ESTADO DE CONTAMINAÇÃO COM COBRE DOS SOLOS DE VINHA DO RIBATEJO E OESTE

DIAS, R.M.S.[1] e J.C. SOVERAL-DIAS[2]

Resumo: A aplicação continuada de fungicidas cúpricos à vinha, desde o século passado, tem favorecido a acumulação de cobre no solo. Em solos de vinha da região do Dão encontraram-se teores de cobre relativamente elevados na camada superficial, havendo escassez de dados para outras regiões do País. Para avaliar o teor de cobre e a distribuição vertical deste metal na região do Ribatejo e Oeste amostraram-se 33 vinhas de idades diferentes, a quatro profundidades (0-20; 20-40; 40-60 e 60-80cm). Em cada vinha colheram-se 8 amostras compositas (de 20 subamostras) que foram analisadas relativamente ao teor de cobre total e extraível, pH, matéria orgânica e textura. O Cu no solo estava maioritariamente retido na camada superficial (Cu total 43 $mg \cdot kg^{-1}$, em média). Em 63% das vinhas o cobre total era < $50mg \cdot kg^{-1}$ e em 34% encontrava-se entre 50 e $100mg \cdot kg^{-1}$, reflectindo estas o enriquecimento do solo neste elemento.

Palavras chave: Portugal, Ribatejo e Oeste, poluição do solo, cobre, vinhedo

1 INTRODUÇÃO

Desde o século passado que a utilização da calda de sulfato de cobre se revelou essencial no combate ao míldio da videira permitindo a sobrevivência da viticultura europeia, bastante ameaçada por aquela doença (Coelho, 1993). Sendo o cobre pouco tóxico para o homem e outros animais, os fungicidas cúpricos têm ainda hoje um vasto leque de utilização. Dada a relativa imobilidade daquele metal no solo e a pequena quantidade em que é absorvido pelas culturas, verificou-se que, nas regiões de maior tradição vitícola, a aplicação continuada destes fungicidas conduziu, pouco a pouco, à contaminação do solo com quantidades apreciáveis de cobre, contaminação essa "invisível" dado que a videira adulta, com as suas raízes explorando camadas mais profundas, não é grandemente afectada.

Nos últimos anos, com o incentivo dado à reestruturação da vinha e ao abandono das menos favoráveis, começaram a aparecer frequentes casos de insucesso na reconversão da vinha ou na instalação de outras espécies em terrenos anteriormente ocupados com aquela cultura.

[1] Engª agrónoma, Laboratório Químico Agrícola Rebelo da Silva (LQARS), Tapada da Ajuda, Apartado 3228, P-1306 Lisboa codex. Tel.: 01 3648201; Fax: 01 3636460;
[2] Engº agrónomo, Investigador principal, LQARS.

Em Portugal são escassos os conhecimentos acerca da poluição dos solos agrícolas por esta fonte. Na região Noroeste de Portugal, um estudo sobre o teor de micronutrientes em solos derivados de xisto e de granito revelou a existência de um número significativo de casos de contaminação com cobre, associado sempre à cultura da vinha (Teixeira *et al.*, 1981). Também a prospecção a 44 solos de vinha da região vitivinícola do Dão evidenciou a acumulação de cobre na camada superficial do solo: 93 $mg \cdot kg^{-1}$, em média, de Cu total, bastante superior ao normal (10-13 $mg \cdot kg^{-1}$) em solos derivados de granito, que constituem a quase totalidade dos solos de vinha da região (Dias *et al.*, 1994). Em 43% das vinhas o teor de cobre ultrapassava $100mg \cdot kg^{-1}$ o que, tendo em conta também o baixo poder tampão dos solos de vinha da região, indicia fortes probabilidades de ocorrência de fitotoxicidade de cobre, sobretudo em relação a culturas menos tolerantes, na reconversão cultural de uma elevada percentagem de área de vinha daquela região.

2 OBJECTIVO

O presente trabalho, levado a cabo pelo LQARS, visa prospectar a intensidade de contaminação com cobre dos solos de vinha do Ribatejo e Oeste, analisando também a distribuição deste elemento ao longo do perfil do solo.

A região genericamente designada de Ribatejo e Oeste (R.O.) abrange uma área de 1 170 000 ha. A área de vinha é de cerca de 97 000 ha, distribuída por toda a região e correspondendo a 25% da área de vinha nacional (Geraldes, 1994). A vinha tem um forte impacto socio-económico na região (Anon, 1995).

A região do R.O. é geologica e litologicamente muito variada, o que deu origem a solos variados do ponto de vista textural (de arenosos a argilosos), reacção (de solos ácidos a ligeiramente alcalinos) e capacidade de troca catiónica. Os teores de matéria orgânica são, na generalidade, baixos (Soveral-Dias *et al.*, 1989). Na margem direita do rio Tejo, predominam, em área, os solos litólicos não húmicos, os solos calcários pardos e vermelhos e os solos argiluviados vermelhos de materiais calcários. Na margem esquerda, dominam largamente os podzois com e sem surraipa, de acordo com a classificação de Carvalho Cardoso (1974).

A diversidade da região no que diz respeito ao clima, exposição, orografia, tipos de solo e diferentes tipos de encepamento, determinaram a existência de 14 regiões vitivinícolas: Alcobaça, Óbidos, Torres Vedras, Alenquer, Arruda, Encostas d'Aire, Tomar, Santarém, Chamusca, Cartaxo, Almeirim, Coruche, Palmela e Arrábida (Anon, 1995).

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Material de estudo

O estudo incidiu sobre solos de 33 vinhas de diferentes idades, dispersas pela região, escolhidas segundo um plano de amostragem em que se tiveram em conta a proporção de área de vinha em cada região vitivinícola e a reacção do solo (decidiu limitar-se o estudo a vinhas que se supunha implantadas em solos ácidos, por ser nestes que a acumulação de cobre mais problemas de toxicidade origina). As vinhas amostradas distribuem-se pelas seguintes regiões vitivinícolas: Óbidos (8); Torres Vedras (3); Encostas d'Aire (2); Tomar (1); Santarém (1); Cartaxo (5); Almeirim (7); Palmela (6). Na Figura 1 apresenta-se o esboço de localização dessas vinhas.

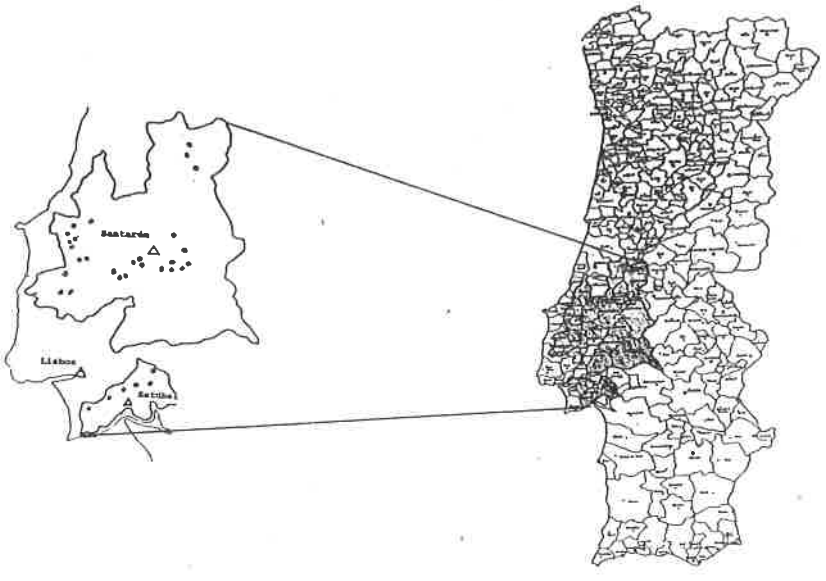


Fig. 1 - Região do Ribatejo e Oeste (R.O.) e esboço de localização das vinhas amostradas.

Em cada uma das vinhas seleccionadas procedeu-se à colheita aleatória de amostras de terra nas camadas 0-20, 20-40, 40-60 e 60-80cm de profundidade, com uma sonda de aço inoxidável. Por cada camada colheram-se duas amostras de terra independentes, cada uma delas constituída por 20 subamostras. Por cada vinha obtiveram-se, assim, 8 amostras de terra que, depois de homogeneizadas e secas a 35-40°C, foram crivadas num peneiro de aço inoxidável com malha de 2mm, guardando-se a terra fina, sobre que incidiram as análises, em recipientes de plástico guardados à temperatura ambiente.

3.2 Métodos analíticos

Cada amostra foi analisada relativamente aos seguintes parâmetros: *matéria orgânica* (M.O.), multiplicando por 1,724 o teor de carbono orgânico determinado pelo método de Walkley-Black (mod.); *pH(H_2O)* e *pH($CaCl_2$)*, determinados potenciometricamente em suspensões (1:2,5) de solo:água e solo:solução de $CaCl_2$ 0,01M, respectivamente; *textura* - determinaram-se os lotes de areia grossa, areia fina, limo e argila utilizando o método de crivagem e o método de sedimentação e decantação para a areia grossa e areia fina, respectivamente, e o método da pipeta de Robinson para o limo e a argila. A dispersão efectuou-se com uma solução de hexametafosfato de sódio e carbonato de sódio. Nas amostras com um teor de M.O. superior a 2% procedeu-se préviamente à destruição desta com água oxigenada (Silva *et al.*, 1975); *cobre extraível* (Cu ext.) e *cobre total* (Cu total) extraídos pelo método de Lakanen e Erviö (1971) (acetato de amónio 0,5M + ác. acético 0,5M + Na_2EDTA 0,02M a pH 4,65) e água régia (HCl 36% + HNO_3 70% na proporção 4:1 v:v)(McGrath e Cunliffe, 1985), respectivamente, e doseados por espectrofotometria de absorção atómica.

Para caracterização de cada camada de terra de uma vinha foi utilizada a média dos resultados analíticos das duas amostras colhidas nessa camada.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Breve apreciação agronómica dos solos estudados

Os solos de vinha amostrados são dominantemente de textura grosseira (arenosa, areno-franco e franco-arenosa) de reacção pouco ácida e com teores baixos de M.O. na camada superficial (Quadro I).

4.2 Teor de cobre na camada superficial (0-20cm)

O Cu total na camada superficial variava de 7-128 $mg \cdot kg^{-1}$, sendo 43 $mg \cdot kg^{-1}$, em média. Encontrou-se uma vinha com 212 $mg \cdot kg^{-1}$ de Cu total, vinha essa que se eliminou da análise estatística (apresentada no Quadro I) por se considerar ser bastante dispar do conjunto das restantes vinhas, em relação ao teor de cobre. 63% das vinhas possuíam um teor de Cu total inferior a 50$mg \cdot kg^{-1}$. Por outro lado, 34% apresentavam valores entre 50-100 $mg \cdot kg^{-1}$, indicadores de enriquecimento do solo naquele elemento, muito provavelmente devido a origem antropogénica (Figura 2).

Relativamente ao Cu ext., este ocorre em teores predominantemente altos nas vinhas amostradas, indicando que, embora o teor total de cobre

não seja, em média, elevado, a disponibilidade daquele micronutriente é relativamente grande nos solos amostrados.

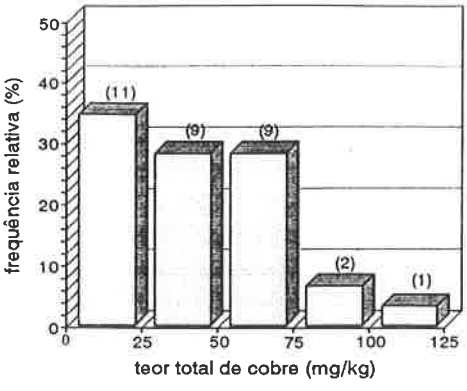


Fig. 2 - Histograma de frequências relativas do Cu total na camada superficial dos solos de vinhas do Ribatejo e Oeste. Entre parêntesis figura o número de vinhas.

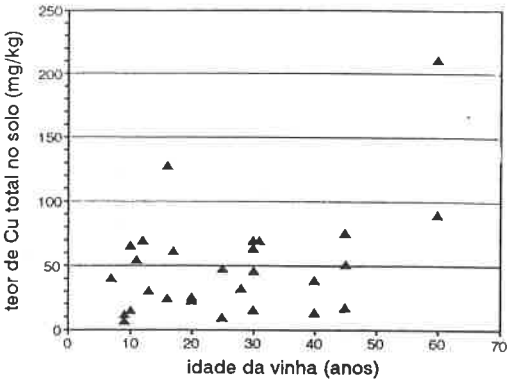


Fig. 3 - Relação entre a idade da vinha e o teor de cobre total na camada superficial dos solos de vinhas do R.O.

4.3 Variação do teor de cobre com a idade da vinha

Na Figura 3 apresenta-se o Cu total em função da idade da vinha. Para facilitar assumiu-se que as vinhas plantadas antes de 1932 tinham 60 anos de idade. Como se pode verificar, e ao contrário do que foi observado na região do Dão (Dias *et al.*, 1994), não parece existir nenhuma relação entre o teor total de cobre e a idade da vinha, mesmo apesar de as duas vinhas mais velhas terem dos valores mais elevados de cobre (90 e 212 $mg \cdot kg^{-1}$). Este facto poderá ser devido a um ou mais factores: (i) a grande heterogeneidade dos solos da região faz com que haja também alguma variabilidade no teor 'natural' de Cu: enquanto que em solos arenosos da região Mio-Plio-Plistocénica a sul do Tejo o teor de cobre total no horizonte superficial é, em média, de 2,0 $mg \cdot kg^{-1}$ (Sequeira, 1981), em solos derivados de xisto esse valor pode subir para 30-40 $mg \cdot kg^{-1}$. Assim, enquanto que um solo arenoso daquele tipo, mercê da aplicação continuada de fungicidas cúpricos, pode ter 40 $mg \cdot kg^{-1}$ de Cu total, estando contaminado (mas não com níveis fitotóxicos de Cu), já um solo derivado de xisto, em igualdade de 'inputs' antropogénicos, será de esperar que tenha valores significativamente superiores; (ii) pouco rigor na indicação da idade da vinha por parte do viticultor; (iii) desconhecimento do passado cultural da vinha - de facto, não se sabe, para cada vinha, qual a quantidade de cobre fornecido ao longo dos anos, sendo de esperar que esta dependa bastante, entre outros factores, das condições edafoclimáticas (variadas na região), bem como dos hábitos do viticultor.

Quadro I - Teor de cobre e valor de alguns parâmetros dos solos de vinhas amostrados no Ribatejo e Oeste.

Camada (cm)	Parâmetro estatístico	M.O. * (%)	pH * (H_2O)	pH * ($CaCl_2$)	argila # (%)	Cu ext. # ($mg \cdot kg^{-1}$)	Cu total # ($mg \cdot kg^{-1}$)	Cu ext./Cu total #
0 - 20	$m \pm s_m$	1,0 ± 0,08	6,0 ± 0,18	5,4 ± 0,19	9,5 ± 1,87	20,0 ± 3,11	43 ± 4,9	0,44 ± 0,033
	$Q_{0,25}$*	0,6	5,3	4,5	3,2	8,1	17	0,31
	mediana	0,8	5,8	5,2	5,2	12,8	40	0,41
	$Q_{0,75}$*	1,4	6,5	5,9	10,4	25,4	64	0,57
	Int. var.	0,3 - 1,9	4,7 - 8,4	4,1 - 7,9	0,4 - 43,8	1,0 - 66,2	7 - 128	0,13 - 0,80
	c.v. (%)	47,0	17,6	19,8	111,7	88,3	64,0	42,9
20 - 40	$m \pm s_m$	0,6 ± 0,05	6,0 ± 0,18	5,2 ± 0,19	-	15,1 ± 2,43	31 ± 4,5	0,48 ± 0,038
	$Q_{0,25}$*	0,4	5,2	4,4	-	3,5	9	0,31
	mediana	0,5	5,8	4,9	-	15,2	26	0,50
	$Q_{0,75}$*	0,8	6,3	5,6	-	21,0	47	0,59
	Int. var.	0,3 - 1,2	4,8 - 8,5	4,2 - 7,9	-	0,7 - 62,9	5 - 122	0,03 - 0,93
	c.v. (%)	45,5	17,4	20,6	-	90,9	81,7	44,5
40 - 60	$m \pm s_m$	0,5 ± 0,04	5,7 ± 0,18	5,1 ± 0,17	-	9,0 ± 2,19	22 ± 4,6	0,45 ± 0,045
	$Q_{0,25}$*	0,3	5,1	4,5	-	1,0	4	0,27
	mediana	0,4	5,3	4,7	-	4,0	11	0,44
	$Q_{0,75}$*	0,5	6,0	5,3	-	11,6	37	0,52
	Int. var.	0,3 - 1,1	4,6 - 8,4	4,0 - 7,6	-	0,3 - 58,9	1 - 114	0,02 - 0,95
	c.v. (%)	49,2	17,9	19,1	-	137,9	119,8	56,9
60 - 80	$m \pm s_m$	0,4 ± 0,02	5,9 ± 0,19	5,0 ± 0,17	-	4,6 ± 1,25	17 ± 2,9	0,20 ± 0,034
	$Q_{0,25}$*	0,3	5,2	4,4	-	0,1	5	0,03
	mediana	0,3	5,5	4,7	-	1,1	9	0,14
	$Q_{0,75}$*	0,4	6,0	5,2	-	7,3	23	0,40
	Int. var.	0,3 - 0,8	4,5 - 8,5	4,0 - 7,4	-	0,1 - 31,7	3 - 64	0,01 - 0,54
	c.v. (%)	34,4	18,9	20,0	-	153,7	99,4	98,7

Nota: * número de observações = 33, # n=32; m = média; s_m = desvio padrão da média; $Q_{0,25}$* = 1º quartil; $Q_{0,75}$* = 3º quartil; Int. var. = intervalo de variação; c.v. = coeficiente de variação;

4.4 Variação do teor de cobre com a profundidade

Observou-se uma acumulação de cobre na camada superficial dos solos estudados (Figura 4), embora de forma menos acentuada que a observada na região do Dão (Dias *et al.*, 1994), onde a contaminação com cobre era evidente. A disponibilidade relativa (Cu ext./Cu total) não variou até 60cm de profundidade.

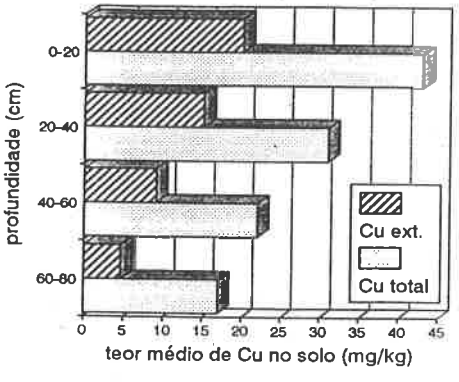


Fig. 4 - Variação dos teores médios de Cu total e de Cu ext. com a profundidade, em solos de vinhas do Ribatejo e Oeste .

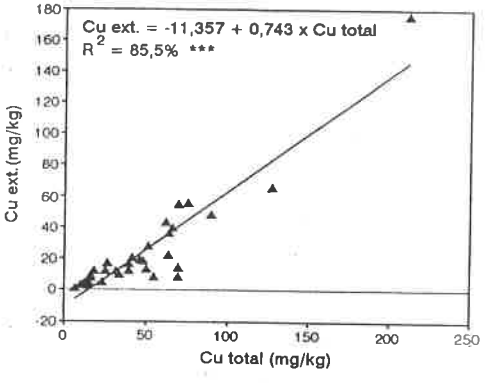


Fig. 5 - Relação entre o Cu ext. e o Cu total na camada superficial dos solos de vinhas do Ribatejo e Oeste.

4.5 Relação entre o Cu ext., o Cu total e o valor de certos parâmetros do solo

O Cu ext. e o Cu total encontram-se interrelacionados de uma maneira altamente significativa ($P \leq 0,001$) em todas as camadas de terra, sendo possível ajustar uma equação de regressão ao Cu ext. em relação ao Cu total (Quadro II), que se apresenta no Figura 5, para a camada superficial.

Observou-se uma relação significativa entre o teor total e ext. de cobre e a M.O. e o pH. No entanto, esta associação não implica que haja uma dependência funcional entre estas variáveis. No caso do Cu total, a análise de regressão entre este, a M.O. e o pH revela que, apesar de existir uma relação de dependência funcional altamente significativa ($P \leq 0,001$) entre este elemento e a M.O. (na camada superficial) e o pH (nas restantes camadas), essa relação explica apenas uma pequena parte da variação do Cu total ($R^2 < 50\%$). Somente na camada 60-80cm o coeficiente de determinação do modelo ajustado entre o Cu total e o $pH(CaCl_2)$ é superior a 50%, apresentando o modelo a seguinte expressão, com $R^2 = 63,2\%$ ***: Cu total = $7,96 + 0,027 \times e^{pH(CaCl2)}$. Os intervalos, relativamente estreitos, de

variação dos valores da M.O., do pH e da argila, contribuirão para estes resultados.

Quadro II - Relação entre o Cu ext. e o Cu total dos solos de vinhas do R.O.

Var. depend.	Var. indep.	Camada (cm)	Equação de regressão	g.l.	R^2 (%)
Cu ext.	Cu total	0 - 20	Cu ext. = -11,357 + 0,743×Cu total	32	85,5 ***
		20 - 40	Cu ext. = 1,019 + 0,471×Cu total	32	68,2 ***
		40 - 60	Cu ext. = -0,181 + 0,428×Cu total	32	79,0 ***
		60 - 80	Cu ext. = -1,139 + 0,351×Cu total	32	67,4 ***

R^2 = coeficiente de determinação; *** - altamente significativo ($P \leq 0,001$).

Relativamente ao Cu ext., observa-se que este tem tendência a ser maior com o aumento do teor de M.O., dentro do intervalo de variação dos teores deste parâmetro. Tal facto foi também referido por Sillanpää (1982), num estudo internacional a 3538 solos agrícolas de 30 países diferentes, tendo aquele autor observado um aumento ligeiro do Cu ext. (também ext. pelo mét. de Lakanen) quando o teor de M.O. do solo aumentava até 1-2%. Acima deste intervalo, o teor de Cu ext. começava a diminuir. Aquele autor também refere o maior teor de Cu ext. nos solos de reacção neutra a alcalina, relativamente aos de reacção ácida. No entanto, após análise de regressão entre o Cu ext., o teor de M.O., o pH e o Cu total, dos modelos ajustados os que se revelam com coeficientes de determinação elevados e, simultâneamente, de expressão matemática mais simples são os que estabelecem uma relação de dependência apenas entre o Cu ext. e o Cu total, já apresentados no Quadro II.

5 CONCLUSÕES

i) Na região do Ribatejo e Oeste os teores de cobre, total e extraível, na camada superficial do solo variam entre 7 e 128 $mg \cdot kg^{-1}$ e entre 1,0 e 62,2 $mg \cdot kg^{-1}$, respectivamente para o Cu total e o Cu ext., sendo as correspondentes médias de 43 e 20 $mg \cdot kg^{-1}$.

ii) Das vinhas amostradas, 63% apresentam na camada superficial do solo um teor de Cu total inferior a 50 $mg \cdot kg^{-1}$, e em 34% delas o valor deste parâmetro situa-se entre 50 e 100 $mg \cdot kg^{-1}$, reflectindo o enriquecimento do solo neste elemento, muito provavelmente de origem antropogénica.

iii) Apesar de o teor total de cobre não ser, em média, elevado, a disponibilidade daquele nutriente é relativamente alta nos solos de vinha amostrados, apresentando 50% das vinhas um teor de Cu ext. superior a 12,8 $mg \cdot kg^{-1}$.

iv) Verifica-se uma acumulação de cobre na camada superficial, sinal nítido de enriquecimento do solo com este metal pesado.

v) Não se verifica qualquer relação entre o teor total de cobre e a idade das vinhas, apesar de as duas vinhas mais velhas serem as que apresentam os teores mais elevados. A grande heterogeneidade dos solos da região, o pouco rigor na indicação da idade das vinhas e o desconhecimento do passado cultural destas explicarão em parte este facto. A realização da prospecção num maior número de vinhas, acompanhada pela obtenção daqueles dados, permitiria tirar conclusões com maior grau de segurança.

vi) O teor de Cu ext. está relacionado de forma altamente significativa ($P \leq 0{,}001$) com o teor de Cu total.

vii) Embora com muito menores probabilidades que na região do Dão (Dias *et al.*, 1994), poderão ocorrer no Ribatejo e Oeste problemas de fitotoxicidade de cobre em solos anteriormente ocupados com vinha e possuindo teores elevados deste elemento, sobretudo em relação a culturas menos tolerantes.

6 AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem aos técnicos da Direcção Regional de Agricultura do Ribatejo e Oeste, em especial a Engª Kátia Teixeira, da Direcção de Serviços de Experimentação da DRARO, pela importante colaboração dada no estabelecimento do plano de amostragem e na colheita das amostras. Agradecem ainda aos Eng. Cecília Pacheco e Ramiro Oliveira, do LQARS, todo o apoio dado na selecção das vinhas e na colheita do material em estudo, bem como aos técnicos do LQARS que participaram na execução das análises. Os nossos agradecimentos também à JNICT que co-financiou o Projecto nº PEAM/C/CNT/91 ("Estudo da poluição de solos de vinha causada pelo cobre"), no âmbito do qual foi realizado este trabalho.

7 BIBLIOGRAFIA

[1] ANON. (1995). A experimentação agrária na Direcção Regional de Agricultura do Ribatejo e Oeste. *Vida Rural* 1603, 32-34.

[2] CARDOSO, J.C. 1974. A classificação dos solos de Portugal. Nova versão. *Boletim de Solos* nº17. SROA, Lisboa. p.14-46.

[3] COELHO, A.D. 1993. A descoberta das propriedades antimíldio do cobre. *Gazeta das Aldeias* 3002 (Jan.), 34-35.

[4] DIAS, R.M.S., SOVERAL-DIAS, J.C. e CALOURO, M.F. 1994. Estado de contaminação com cobre dos solos de vinha da região do Dão, in *4ª Conferência Nacional sobre a Qualidade do Ambiente*, vol. III, Ed. F. Santana *et al.*, Deptº e Ciênc. Eng. do Amb., Fac. Ciênc. e Tecnol., UNL, Lisboa, pp 121-127.

[5] GERALDES, D.S. 1994. Tem a palavra o Ribatejo e Oeste. Entrevista com o Director Regional Engº Sousa Geraldes. *Vida Rural* 12/94, 4-6.

[6] McGRATH, S.P. e CUNLIFFE, C.H. 1985. A simplified method for the extraction of the metals Fe, Zn, Cu, Ni, Pb, Cr, Co and Mn from soils and sewage sludges. *J. Sci. Food Agric.* **36**, 794-798.

[7] SEQUEIRA, E.M. 1981. Solos arenosos da região mio-plio-plistocénica a Sul do Tejo. V. O cobre. *Agronomia Lusitana* **41**, 149-164.

[8] SILLANPÄÄ, M. 1982. Micronutrients and the nutrient status of soils: a global study. - *FAO Soils Bull.* nº 48, 444pp.

[9] SILVA A.A. 1975. Métodos de análise de solos, plantas e águas. *Pedologia* **10** (3):

[10] SOVERAL-DIAS *et al.* 1989. Estado geral da fertilidade dos solos da Beira Litoral, Beira Interior, Ribatejo e Oeste e Alentejo. in *I Encontro sobre Fertilidade do Solo e Fertilização,* Ed. A.S.V. Costa e C.M. Ramos, INIA, LQARS, Lisboa, pp 1-13.

[11] TEIXEIRA, A.J. *et al.* 1981. Solos derivados de granitos e xistos da região Noroeste de Portugal. Micronutrientes totais e extraíveis. *Pedologia* **16**, 1-99.

CARACTERIZAÇÃO DA CONTAMINAÇÃO POR PAH EM SOLOS DE COQUERIAS

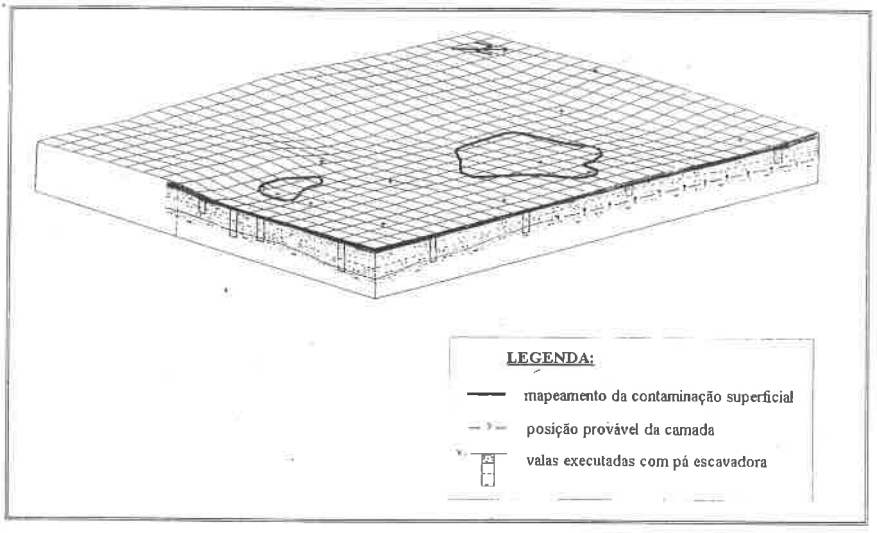
Nogueira, A.[1], Lança A.[1], Vilhena, T.[1], Simões C.[2], Partidário, P.[1]

(POSTER)

PALAVRAS CHAVE: Coqueria; Solo; Contaminação; PAH; Mapeamento

Com o objectivo de avaliar possíveis técnicas de remediação de solos contaminados em coquerias (nomeadamente bioremediação), testou-se uma metodologia para a caracterização da contaminação de um solo de coqueria a qual se integra no projecto comunitário "Experimental evaluation of remediation techniques for contaminated coke oven sites".

Apresentam-se neste trabalho os perfis de caracterização geológica, o mapeamento superficial da contaminação e a correspondência com os dados analíticos. Apresentar-se-ão também, se disponíveis, os procedimentos e resultados relativos à caracterização da contaminação das águas subterrâneas.



Os trabalhos de campo com a presente metodologia, permitem concluir que a contaminação existente no local se deve essencialmente à existência de uma camada superficial de alcatrão de hulha, não afectando de um modo geral as camadas subjacentes à primeira. Em profundidade a contaminação, verificada organolépticamente, deve-se à presença do amoníaco que existe, regra geral, nas águas subterrâneas as quais serão objecto de estudo a curto prazo.

Conclui-se, finalmente, existir uma boa correlação entre o mapeamento superficial da contaminação, as análises realizadas e as observações de campo.

(1) - INETI/ITA - Paço do Lumiar, 1699 Lisboa Codex, T 7165141 - Fax: 7166752
(2) - S.N.- Empresa de Serviços, S.A. -Aldeia de Paio Pires - 2840 Seixal, T 2211312, Fax 2217974

Agradecimento: Agradece-se o apoio dispensado pelo Dr Olk (DMT/G)

1. INTRODUÇÃO

Com o objectivo de avaliar possíveis técnicas de remediação de solos contaminados em coquerias (nomeadamente bioremediação), testou-se uma metodologia de campo para a caracterização da contaminação, por PAH, de um solo de coqueria a qual consiste no exame organoléptico das formações atravessadas. Simultaneamente foi efectuada uma caracterização analítica desses solos para permitir a identificação e quantificação da referida contaminação. Este estudo integra-se no projecto comunitário "Experimental evaluation of remediation techniques for contaminated coke oven sites" (CECA#7261/03/504/15).

2. METODOLOGIA

Com o objectivo de caracterizar a litologia e a contaminação por PAH dos terrenos envolvidos, executaram-se durante a campanha de amostragem 12 valas, com a ajuda de uma pá escavadora (Fig.1).

De um modo geral, as valas foram executadas até se atingir o nível freático ou, nalguns casos, até à profundidade técnicamente possível. Efectivamente, em certos locais o teor de água não permitiu o avanço em profundidade devido ao desabamento constante das paredes da vala, ficando contudo comprovada a proximidade da água.

A abertura das valas permitiu a observação das características das diferentes formações atravessadas assim como o seu exame organoléptico, resultando desse trabalho a descrição feita nas tabelas de caracterização (Tabela exemplificativa).

Procedeu-se de igual modo à recolha de amostras, correspondentes às diferentes unidades litológicas atravessadas, em cada vala, tendo-se posteriormente seleccionado apenas as amostras de três valas, representativas da situação reconhecida no campo, para a execução de análises químicas, com o objectivo de se conhecerem as concentrações dos contaminantes existentes em cada uma das três situações de contaminação encontradas e assim se poderem comprovar as observações de campo.

3. RESULTADOS

3.1. Trabalhos de campo

Com a observação de campo, sintetizada nas tabelas de caracterização e com a execução dos cortes verticais apresentados na Fig.2, pôde-se de uma maneira geral caracterizar os terrenos envolvidos na área em estudo, do seguinte modo:

- 1ª camada:

É essencialmente constituída por escória e outros materiais de aterro (pedaços de tijolo, britas, tubos de electricidade, etc.), algumas areias e sedimentos finos (poeiras pretas). Esta constituiçao, resulta numa camada bastante dura e compactada, revelando-se na maioria dos locais bastante difícil ou até impossível de escavar. A sua cor é em geral bastante escura.

- 2ª camada:

É constituída por areias com silte, calhaus de natureza variada desde calhaus rolados até calhaus de calcário, de cimento ou ainda de escória e também seixos. Observam-se materiais de aterro (tubos, farrapos, etc.) e geralmente tem uma cor amarelada.

- 3ª camada:

Esta constitui a parte inferior da camada anterior, a qual tem geralmente coloração mais escura devido à proximidade da água, tornando-se mais siltosa e cinzenta em profundidade.

Estas duas últimas camadas são geralmente incluídas numa só camada por se considerar que se trata da mesma formação. Assim, tratar-se-á de uma camada amarelada no topo a qual se vai tornando progressivamente mais cinzenta para o fundo. Geralmente, após esta camada cinzenta penetra-se numa outra camada com características um pouco diferentes, normalmente mais argilosa e mais escura. Nem sempre foi possível atingir esta camada, o que se deve essencialmente a dificuldades técnicas no aprofundamento da vala.

- 4ª camada:

É formada por material original (natural) ou consiste numa camada de transição entre o aterro e a camada original. Devido às características evidenciadas, crê-se que em certos locais se tenha atingido o material original, entre as quais se salienta a heterogeneidade da sua composição. Noutros, supõe-se ter-se atingido talvez a camada de transição, uma vez que se encontram materiais naturais juntamente com materiais artificiais (conchas, matéria orgânica, pedaços de tijolo, vidros, pedaços de madeira, etc.) apresentando uma certa homogeneidade.

Relativamente à caracterização da contaminação por PAH destas formações, o exame organoléptico conduziu aos seguintes resultados:

- todos os pontos onde existia alcatrão á superfície, revelaram de um modo organolépticamente evidente a presença de contaminação, pelo que se pensa haver uma relação intrínseca entre a contaminação por PAH e a presença de alcatrão na superfície da referida primeira camada. Assim, com o intuito de conhecer as áreas potencialmente contaminadas, delimitou-se a mancha de alcatrão superficial, (Fig.3), tendo-se observado que na maioria dos locais o alcatrão não conseguiu deslocar-se em profundidade, estando provavelmente retido na primeira camada de escória endurecida, salvo um ou outro ponto, em que por motivos de maior permeabilidade, e/ou de maior concentração do contaminante, ou de fracturação da dita camada endurecida, tenha sido facilitada a sua migração;

- dos pontos situados dentro das manchas de alcatrão cartografadas (Fig.3), referem-se os pontos 1 e 7 como locais onde a contaminação por PAH provavelmente conseguiu deslocar-se para níveis mais profundos, tendo-se detectado o cheiro do alcatrão mesmo no fundo da vala, facto que se atribui possivelmente à maior permeabilidade apresentada pela 1° camada (nesses pontos), e os pontos 5 e 9 onde o alcatrão está apenas à superfície não se registando significativamente em profundidade;

- nos restantes pontos, situados fora das manchas de alcatrão não se espera encontrar contaminação significativa, devida ao alcatrão.

Em profundidade, detectou-se organolépticamente a presença de amoníaco no nível freático, o qual se atribui a derrames acidentais (bastante significativos), ocorridos no passado, e possivelmente a fugas a partir das canalizações existentes.

3.2. Determinações analíticas

As amostras de solo foram homogeneizadas pela técnica de esquartejamento. A extracção das amostras foi efectuada com diclorometano em aparelho de Soxhlet a 70 ºC e o extracto após filtração foi concentrado em aparelho de Kuderna Danish. A análise foi realizada por HPLC-High Performance Liquid Chromatography , utilizando uma coluna Shandon Green PAH de 10 cm x 4,7 mm de ID e de 5 μm, um detector de ultravioleta e a fase móvel acetonitrilo e água.

As análises efectuadas às amostras de solo seleccionadas, revelaram os níveis de contaminação existentes nos três locais amostrados, os quais se apresentam, de forma geral, no Quadro que se segue:

Quadro I - Valores analíticos obtidos para as amostras de solo analisadas

	Ponto 2			Ponto 7			Ponto 9		
	0.0-0.6	0.6-2.9	2.9-3.4	0.0-0.5	0.5-2.5	2.5-3.0	0.0-0.5	0.5-2.0	2.0-2.5
PAH (mg/Kg)	945	1.51	0.43	77 086	77.96	7.83	25 397	11.66	0.73

4. DISCUSSÃO DOS RESULTADOS E CONCLUSÕES

Os resultados analíticos, permitiram verificar que na realidade existe conformidade com as observações de campo, ou seja a eventual relação entre a presença de alcatrão à superfície e os níveis de contaminação verificados confirmou-se, tendo-se constatado que os pontos 7 e 9, que estavam dentro das manchas de alcatrão delimitadas, apresentam concentrações em PAH, à superfície, circunstancialmente superiores às do ponto 2, no qual não era esperado encontrar elevados níveis de PAH.

Constatou-se também uma certa limitação do exame organoléptico, como método de observação de campo, uma vez que a não detecção do cheiro

característico dos PAH, nos solos, não é indicador de ausência de contaminação, facto que foi comprovado pelos resultados obtidos no ponto 2.

As observações de campo, relativamente ao ponto 2 revelavam a inexistência de odor em qualquer das camadas atravessadas, o que supostamente corresponderia a uma situação de não contaminação por PAH.

Da observação dos resultados analíticos relativos ao ponto 2, constatou-se a inexistência de alguns dos hidrocarbonetos aromáticos policíclicos, nomeadamente o naftaleno. Constatou-se também existirem reduzidas concentrações de BTX (Benzeno, Tolueno e Xileno), relativamente aos pontos 7 e 9.

Estes dados permitem interpretar o facto de não se ter detectado sensorialmente a existência de contaminação, uma vez que os PAH inexistentes nas amostras do ponto 2 são considerados como sendo os mais significativos em termos de odor, o mesmo se passando em relação aos BTX, que por serem extremamente voláteis são mais fácilmente detectados pelo olfacto.

Assim e apesar do exame organoléptico das amostras não ter indicado a existência de contaminação no ponto 2, constatou-se a existência de níveis de concentração em PAH, à superfície, superiores aos admitidos na legislação europeia, tratando-se por consequência de um local igualmente contaminado embora em concentrações consideravelmente inferiores aos outros pontos analisados.

Confirmou-se também, com os resultados analíticos, que de um modo geral a contaminação não afecta as camadas subjacentes à primeira.

Na Fig. 4, apresenta-se um bloco-diagrama o qual reune, de um modo geral, toda a informação obtida nesta primeira fase dos trabalhos, nomedamente a localização das valas, a interpretação geológica e a localização e extensão das manchas de alcatrão.

INFLUÊNCIA DA CALAGEM NA ABSORÇÃO DE CHUMBO PELO SORGO

CLÁUDIA MARQUES-DOS-SANTOS[1], MARIA LEONOR VIZEU FERNANDES[2] , e MARIA MANUEL P. M. NETO[3]

RESUMO

A calagem, aumentando o pH do solo, pode contribuir para uma imobilização do chumbo no solo, dando assim origem à diminuição da absorção deste elemento pelas plantas. Foi realizado um ensaio em vasos em estufa de ambiente semi controlado, utilizando-se um solo ácido sujeito à aplicação de $CaCO_3$. Após a calagem, efectuada por forma a comtemplar 3 níveis diferentes de aplicação de $CaCO_3$ o solo foi sujeito a incubação durante duas semanas. Finda esta incubação inicial procedeu-se à aplicação ao solo de chumbo, em três doses crescentes. O solo foi então de novo incubado mais três semanas. Durante os períodos de incubação o solo foi mantido com um teor de água equivalente a 70 % da capacidade de campo. Procedeu-se então à sementeira de sorgo (Sorghum vulgare), que foi colhido quatro semanas após a germinação. A produção obtida foi avaliada em termos quantitativos e qualitativos. Pretendeu-se com a realização deste trabalho, avaliar a influência da calagem na absorção do chumbo pelas plantas de sorgo.

PALAVRAS CHAVE

Calagem, chumbo, solo, sorgo

INTRODUÇÃO

Os metais pesados, em particular o chumbo, podem estar presentes em solos agrícolas em quantidades elevadas devido à aplicação crescente de lamas e resíduos sólidos urbanos. De entre todos os parâmetros tradutores da fertilidade do solo, o pH é talvez aquele que, só por si, mais influencia a mobilidade e disponibilidade dos metais pesados no solo. Nestas condições, a calagem tem sido sugerida por vários autores como uma medida para diminuir a disponibilidade dos metais no solo e a sua absorção pelas plantas (Andersson e Siman, 1992). Efectivamente, para além de efeitos directos da

[1] Bolseira de Investigação
[2] Investigadora Auxiliar
[3] Professora Associada
[1 2 3] Instituto Superior de Agronomia. Departamento de Química Agrícola Tapada da Ajuda. 1399 Lisboa Codex. Tel. 3637970, Fax: 3637970.

presença de calcário no solo, assegurando a disponibilidade de potenciais superfícies de adsorção para os metais pesados, as interacções entre o calcário e o pH do solo condicionam decisivamente os fenómenos de adsorção do Pb nas restantes superfícies disponíveis no solo (matéria orgânica, minerais da argila, etc.), e a própria precipitação dos sais de chumbo menos solúveis. Assim, Soldatini *et al.* (1976), citado por Elkhatib *et al.* (1991), observaram a precipitação do chumbo no solo como carbonato e Mengel (1986) refere a precipitação de hidróxidos e fosfatos de chumbo. Este último facto justificará a redução de absorção de Pb em solos ricos em fósforo (Koeppe, 1977). No entanto, os resultados observados relativamente à esperada redução da disponibilidade do Pb no solo e à consequente redução da absorção deste pelas plantas, na sequência da calagem, não são concludentes. De facto, têm sido observados quer aumentos quer reduções de absorção de chumbo com o aumento do pH provocado pela calagem (Garland e Wilkins, 1981, Andersson e Siman, 1992). Por sua vez, Gutser *et al.* (1978) concluiram que a disponibilidade do Pb para algumas plantas no intervalo de pH 5.3-7.3 não era afectada. Os factos referidos permitem concluir que o mecanismo pelo qual a calagem reduz a absorção de metais pesados não está totalmente esclarecido.

Com vista a contribuir para um melhor conhecimento da influência da calagem na absorção de chumbo pelas plantas efectuou-se um ensaio em vasos utilizando como planta teste o sorgo (*Sorghum vulgare*). No essencial, o ensaio em questão consistiu na aplicação de doses crescentes de Pb a amostras de um solo ácido, previamente sujeito a diferentes níveis de aplicação de um correctivo alcalinizante, tendo-se procedido à avaliação dos efeitos das diferentes combinações de nível de calagem e de quantidade de chumbo sobre o solo e a cultura.

MATERIAL E MÉTODOS

Usou-se um solo Pg franco arenoso de Castelo Branco com as seguintes características: 38.6 % de areia grossa, 33.4 % de areia fina, 17.1 % de limo, 10.9 % de argila, 0.94 % de M O, pH $_{(H2O)}$ 5.4, pH$_{(KCl)}$ 4.2, Ca 1.06 cmol(+)kg^{-1}, Mg 0.23 cmol(+)kg^{-1}, K 0.56 cmol(+)kg^{-1}, Na 0.18 cmol(+)kg^{-1}, acidez de troca 1.50 cmol(+)kg^{-1}, Al de troca 1.25 cmol(+)kg^{-1}, CTC $_{(pH=7)}$ 5.75 cmol(+)kg^{-1}.

Foi feita uma aplicação de carbonato de cálcio ao solo, utilizando quatro níveis diferentes (0, 1.5, 3.0 e 4.5 g kg^{-1}) calculados a partir da acidez de troca do solo. O pH de 5.5 deverá ter sido atingido entre os níveis 2 e 3 de calagem. Após a mistura do $CaCO_3$ com o solo os vasos foram deixados a incubar durante duas semanas a 70 % da capacidade de campo. Ao fim destas duas semanas foram aplicados três níveis diferentes de chumbo (0, 50 e 500 mg Pb kg^{-1}) na forma de acetato de chumbo e deixaram-se os vasos a incubar mais três semanas, mantendo o solo a 70 % da capacidade

de campo. Findo o período de incubação foi feita uma adubação de fundo com uma solução nutritiva, de modo a aplicar a cada vaso, com 1.5 kg de terra, 75 mg N (NH_4NO_3), 120 mg K (K_2SO_4), 0.1 mg Mo ($(NH_4)_2MoO_4$), 1 mg B (H_3BO_3), 2 mg Cu ($CuSO_4$), 10 mg Fe ($Fe_2(SO_4)_3$) e 10 mg Zn ($ZnSO_4$).

A sementeira do sorgo foi feita em linhas, utilizando 30 sementes por vaso. Após a emergência das plântulas foi feito um desbaste, deixando apenas 15 plantas por vaso. Estes foram mantidos em cultura ao ar livre durante o dia e sob coberto durante a noite. Os vasos foram regados diariamente de modo a manter 50 % da capacidade de campo do solo. Ao afilhamento foi efectuada uma adubação de cobertura com 50 mg N kg^{-1} de solo (NH_4NO_3). Um mês após a germinação, as plantas de cada vaso foram colhidas, secas a 105 °C e pesadas em conjunto para determinação da produção de matéria seca.

O material vegetal depois de seco foi digerido por via húmida com uma mistura de ácido nítrico e ácido perclórico para a determinação do chumbo total. Foram retiradas amostras de solo de cada vaso e determinado o chumbo extraível com EDTA de amónio segundo o método descrito por Edmonds *et al.* (1980). O teor de chumbo nas amostras foi determinado por voltametria cíclica com elétrodo hidrodinâmico (Neto e Varennes, 1993).

Utilizaram-se três repetições por cada modalidade, e os resultados obtidos foram tratados estatisticamente e comparados por ANOVA usando o teste Scheffe-F com um nível de significância de 0.05.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Com o aumento da adição de $CaCO_3$ ao solo verificou-se, como era esperado, um aumento dos valores do pH (de 5,2 para 6,9 e de 4,1 para 5,7 respectivamente em H_2O e KCl). Este aumento foi significativo entre cada nível de calagem, independentemente do teor de chumbo aplicado (Tabela 1). Para a mesma quantidade de chumbo aplicada ao solo não se obtiveram diferenças significativas no teor de Pb extraível com EDTA de amónio nas modalidades correspondentes aos diferentes níveis de calagem (Tabela 1 e Figura 1). Estes resultados estão de acordo com os observados por Andersson e Siman (1992).

Verificou-se que a produção de sorgo foi significativamente mais baixa para o nível zero de calagem, tendo-se registado o mínimo valor quando a quantidade de chumbo aplicada foi de 500 mg kg^{-1}. Tal efeito também já tinha sido observado por Santos *et al.* (1993) na cultura do bersim. Registou-se um aumento da produção do sorgo quando se adicionou $CaCO_3$ (de 7.4 para 9.9 e de 4.9 para 10.9 g $vaso^{-1}$, respectivamente no nível mais baixo e mais alto de Pb). A quantidade de matéria seca produzida manteve-se quando se aumentou a calagem, não tendo havido diferenças significativas,

a um nível de significância de 0.05, entre as diferentes quantidades de $CaCO_3$ aplicadas (Tabela 2). Garland e Wilkins (1981), ao contrário, observaram um aumento da produção do trigo cultivado em presença de chumbo à medida que se foi aumentando a calagem.

Para ambos os níveis de aplicação de chumbo ao solo, a calagem contribuiu significativamente para a diminuição da absorção de chumbo pelas plantas de sorgo, tal como observaram Garland e Wilkins (1981) na cultura do trigo. Quando se aplicaram 50 mg Pb kg^{-1} ao solo o aumento da quantidade de $CaCO_3$ aplicada fez diminuir significativamente a absorção de chumbo pelo sorgo (de 27.0 para 2.3 mg Pb kg^{-1} MS). Quando se aplicaram 500 mg Pb kg^{-1} ao solo, a absorção de chumbo pela planta foi significativamente menor quando se fez calagem, independentemente do nível de calagem praticado (Tabela 2). A menor absorção de chumbo pelas plantas nem sempre correspondeu a uma menor quantidade deste metal extraída do solo na mesma modalidade (Figura 1). Os resultados obtidos por outros autores relativamente a este facto não têm sido concludentes, já que nem sempre a um aumento do pH do solo corresponde uma diminuição da absorção de Pb pelas plantas. Gutser *et al.* (1978) observaram que o pH não influencia a disponibilidade de Pb para as plantas. Também Andersson e Siman (1992) verificaram que a calagem não tinha qualquer influência no teor de Pb nas plantas de trigo mas, que por outro lado, diminuiu a fracção de Pb solúvel no solo. Isto pode explicar o facto de a absorção de chumbo pelas plantas ter baixado nas modalidades em que a quantidade de chumbo extraível com EDTA de amónio não parece ter sido influenciada pela maior ou menor aplicação de $CaCO_3$.

TABELA I - Valores do pH e teor de Pb no solo extraível com EDTA de amónio.

Nível de calagem	Pb aplicado (mg Pb kg^{-1}solo)	pH em H_2O	pH em KCl	Teor de Pb no solo (mg kg^{-1})
0	0	5.2 (a)	4.1 (a)	1.6
0	50	5.2 (a)	3.9 (a)	13.5 (a)
0	500	5.3 (a)	4.0 (a)	109 (b)
1	50	5.6 (b)	4.3 (b)	11.1 (a)
1	500	5.7 (b)	4.3 (b)	112.3 (b)
2	50	6.2 (c)	5.1 (c)	11.5 (a)
2	500	6.4 (c)	5.2 (c)	129.3 (b)
3	50	6.9 (d)	5.6 (d)	13.5 (a)
3	500	6.9 (d)	5.7 (d)	153.3 (b)

Os valores de uma coluna seguidos da mesma letra não são significativemente diferentes segundo o teste de Scheffe F a um nível de significância de 0.05.

TABELA 2- Produção e teor em chumbo na parte aérea das plantas de sorgo cultivadas num solo com diferentes niveis de calagem.

Nível de calagem	Pb aplicado (mg Pb kg^{-1} solo)	Teor de Pb na planta (mg kg^{-1})	Teor de Pb no solo (mg kg^{-1})	Produção (g MS $vaso^{-1}$)	Exportação de Pb (mg $vaso^{-1}$)
0	0	1.2	1.6	6.3 (a)	7.56
0	50	27.0	13.5 (a)	7.4 (a)	199.8
0	500	227.9	109.0 (b)	4.9	1116.7
1	50	4.1	11.1 (a)	9.9 (b)	40.6
1	500	39.8 (a)	112.3 (b)	10.9 (b)	433.8
2	50	3.2	11.5 (a)	10.0 (b)	32.0
2	500	38.8 (a)	129.3 (b)	10.3 (b)	399.6
3	50	2.3	13.5 (a)	10.0 (b)	23.0
3	500	31.9 (a)	153.3 (b)	10.3 (b)	328.6

Os valores de uma coluna seguidos da mesma letra não são significativemente diferentes segundo o teste de Scheffe F a um nivel de significância de 0.05.

A exportação de chumbo pelas plantas foi significativamente maior na modalidade em que se aplicaram 500 mg Pb kg^{-1} ao solo (Tabela 2). A exportação de chumbo baixou significativamente, sempre que a calagem aumentou e isto verificou-se nas modalidades correspondentes às duas doses de chumbo aplicadas (Tabela 2). Embora as diferenças de produção não tenham sido significativas entre os diferentes níveis de calagem, com uma probabilidade de 95 %, a exportação de chumbo baixou significativamente, sempre que se aumentou a aplicação de $CaCO_3$ ao solo.

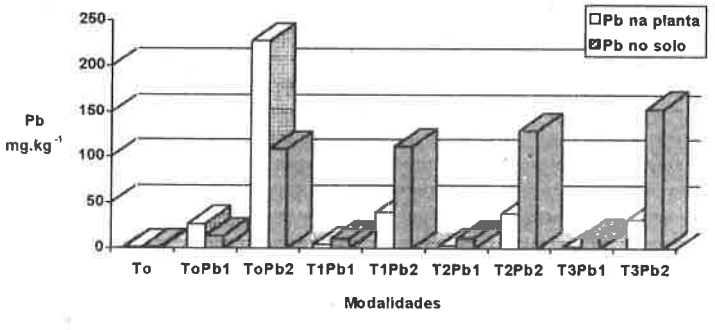


FIGURA 1:- Teores de chumbo nas plantas (mg Pb kg^{-1} MS) e no solo (mg Pb extraível com EDTA kg-1 solo) em cada modalidade (To, T1, T2, e T3 correspondendo respectivamente a o, 1.5, 3.0 e 4.5 g $CaCO_3$ kg^{-1} solo e Pb1 e Pb2 a 50 e 500 mg Pb kg^{-1} solo).

CONCLUSÕES

A calagem não teve influência no teor de chumbo extraído do solo com EDTA de amónio, embora o pH tenha aumentado com a aplicação de $CaCO_3$.

A produção de sorgo aumentou quando se fez calagem, no entanto, o aumento da calagem nem sempre deu origem a uma maior produção de matéria seca. A fracção de chumbo absorvida pelas plantas de sorgo baixou quando se fez calagem, mas nem sempre se observou uma diminuição da absorção quando se aumentou a quantidade de $CaCO_3$ aplicada.

A calagem influenciou a exportação de chumbo pelas plantas de sorgo, reduzindo-a progressivamente, acompanhando o aumento da aplicação de $CaCO_3$.

BIBLIOGRAFIA

ANDERSSON A. e G. SIMAN 1991. Levels of Cd and some other trace elements in soils and crops as influenced by lime and fertilizer level. *Acta Agric. Scand.* **41**, 3-11.

EDMONDS T. E., PU GUOGANG e T. S. WEST 1980. The differential pulse anodic strpping voltammetry of copper and lead and their determination in EDTA extracts of soils with the mercury film glassy carbon electrode. *Analytica Chimica Acta* **120**, 41-53.

ELKHATIB E. A., G. M. ELSHEBINY e A. M. BALBA 1991. Lead sorption in calcareous soils. *Environ. Pollut.* **69**, 269-276.

GARLAND C. J. e D. A. WILKINS 1981. Effect of calcium on the uptake and toxicity of lead in *Hordeum vulgare* L. and *Festuca ovina* L.. *New Phytol.* **87**, 581-593.

GUTSER R. A. AMBERGER e A. WUNSCH 1978. Schwermetallaufnahme verschiedener Pflanzen im Gefassversuch aus Boden mit langjahriger bzw. einmaliger Anwendubg von Klarschlamm. Landwirtsch. Forsch.,Sonderh. 35, Kongressband Augsburg, 335-347.

KOEPPE D. E. 1977. The uptake distribution and effect of cadmium and lead in plants. *Sci. Tot. Environ.* **7**, 197-206.

MENGEL K. e E. A. KIRKBY 1987. *Principles of plant nutrition.* 4ª ed. International Potash Institute. Berna. 687 p.

NETO M. M. P. M. e A. de VARENNES 1993. Determination of lead in white lupin by anodic srtipping voltammetry. *Plant and Soil* **154**, 1-5.
SANTOS C. M. dos, M. M. P. M. NETO e A. de VARENNES 1993. Some effects of different levels of lead on berseem. pp 517-521.IN: M. A. C. Fragoso e M. L. Beusichem (eds.) Optimization of Plant Nutrition. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands.

SOLDATINI G. F., R. RIFFALDI e R. L. MINZI 1976. Pb adsorption by soil. *Water Air Soil Pollut.* **22**, 110-118.

HISTORICAL PRESPECTIVES IN SOME VEGETATION CHANGES IN EAST OF ALENTEJO. PERCEPTION OF NATURAL RESOURCES MANAGEMENT IN THE PRESENCE OF DROUGHT.

ANA ELEONORA BORGES* E MARIA LOURDES SANTOS**
*Inv Auxiliar
** Assistente de Investigação
Estação Florestal Nacional

ABSTRACT: Drought has been remaining for some years companion to resource management in Alentejo (South of Portugal). The history of semi-arid lands in this region is reviewed considering the vegetation change under a regime of land management.

The presence of some pioneer species in degraded lands is observed and studied. Its application forms or reutilization as new biological product alternatives is implemented.

The biodiversity conservation of vegetal species is essential of the point of view of world economy because more than never it's necessary to utilize or reutilize the wild species in agriculture after its domestication, in medicine exploring their actives principles or in industry through the obtention of new biological products.

Key-Words: Biodiversity, resource management, reutilization, *Cistus ladanifer*.

RESUMO: Apresentar-se-á um historial àcerca das regiões semi-áridas alentejanas com relevância para as possiveis alterações na vegetação bem como nas novas estratégias a adoptar relativamente à sua gestão.

A presença de algumas espécies pioneiras presentes nos solos degradados tem sido observada e estudada.

A conservação da biodiversidade é essencial sobretudo se a partir dela se poder melhorar/beneficiar a economia regional tanto mais que agora mais do que nunca se abrem perspectivas para a utilização de espécies

selvagens como novas culturas, explorando os seus potenciais no que diz respeito a príncipios activos utilizaveis.

Palavras-chave: Biodiversidade, gestão de recursos, reutilizatção, *Cistus ladanifer*.

INTRODUTION

Climate mediterranean ecosystem characterization. Environmental change.

Mediterranean-type vegetation occurs where are mild wet winters and pronunced summer droughts. In mediterranean climate regions where drought occurs with long periods of high temperatures, there are some species, where leaves and vascular system are resistent to drought by decreasing in their leave surface (hardleaved), so they are sclerophyllous; their root system grows intop of the soil layers stratum, benefiting with first rain fall.

Beyond climate constraints related with irregularities of rain fall and with topography and soil characteristics Mediterranean Countries are forced to abandoned marginal agriculture areas and to avoid human desertification and social arrest through the creation of viable alternatives for deplaced agriculture activities.

In the south of Portugal (Alentejo), the precipitacion is characterized for a irregular inter-seasonal and inter-annual rainfall, and in particulkar periods of reduced water availability. To some regions this strong rainfall can promove and aggravate soil erosion and the implications of all these aspects demand a special land management.

Like everybody knows, mediterranean climate it's not constant, arid lands are dynamic regions, they have been envolving over thousands of years (10 000-12 000 of constant evolution) in this ecoregion. Here the drought is some times very hard and therefore constitutes a 'normal' situation and the available water is smaller than what would be needed for the economic use.

The CO_2 and the othèrs polluents remains airborne and contributes to the trapping of termal infrared radiation emitted by the surface

(greenhouse effect) Verstraete and Schwartz (1991), and the numerical sensitivity studies (1989), show that the globally-average annual mean surface temperature could increase by 0,5 a 2°C to Grenon and Batisse (1994) or 2° a 6°C, to Verstraete and Schwartz (1991) by 2025. The expected change in temperature will be associated with major perturbations of the hydrological cycle Verstraete and Schwartz (1991).

Climate variability must be expected in drylands. however is the possibility that human activitiies may be responsible for significant further climatic changes in the foreseable future. Agriculture, industrial and urban activities result in the injection of large quantities of CO_2 and many others pollutants in the lower atmosphere. The cc of CO_2 in the atmosphere could reach twice its preindustrial value in the first half of the next century.

To Schlesinger, *et. al.*, (1990), biogeochemical cycles change, provide the invasion of desert shrubs and the progressive degradation of the environment.

Natural resources management

Typical forms include shrubby trees and other low-growing woody plants, living together with scrub. All of these plants are basically evergreen with hard leaves adaptated to drought and to the periodic fires that serve to maintain the dominance of the shrub vegetation. Many seeds benefy with the fire because they stimule the germination and promove the sprouting vigorously (Myers, 1993).

The existence of this situation derives from the particular geological structure of the mediterranean region it's the consequence of a great variety of habitats in which the flora has diversified over millions of years. Several hundreads of endemic species are found in many of its areas and due to the variety of climatic conditions. Considering the importance of this flora, and the foreseable impact of the set-aside policy, it's necessary to find viable non alimentary agriculture products and to preserve them from the total human-caused desertification of marginal lands where theses species are abundant.

The portuguese flora is very rich in aromatic and medicinal species and such demand undoubtedly make them economically important. In many cases the plants live a wild state and for several species despite the fact that they exist in relativelly large amounts, very few people care to collect them (Franco, Malato Beliz and Mota, 1984). If we harmonize all the interest which integrates the knowledge of the cultural landscape, theraputical sensitivity of people, the local traditions and growth, we may regionally elect some of these species as alternative crops because their

greater availability, history and yield. Aromatic and medicinal plants often represent raw material for alternative foods and beverages-new alternatives products, which are almost daily introduced to the market and succesfully sold increasing use of medicinal plants for isolation of pharmacologically active metabolites (actives fractions, primary and secondary metabolits, enzimes, extracts, etc.) used in preparation of sinthetic drugs, and increasing share of galenic products are main reasons for increasing demands for these species, what heavlly exceeds the supplies of some species. These species may assure positions in the market that allow which to the country what's so the producers to obtain a stable position and with continuity garanted to medium delay (in a dinamic world) since they know evolute in function of the markets needs (Borges and Cary, 1993).

International Trade Center UNCTAD estimates that the share of marketlable pharmaceutical products on the basis of plant material represents approximately 30% of the total trade. The medicinal plants importing in the countries of OECD increases by 7,7% per year and in Japan even by 30%.

The research and development for the domestication of underutilized species is very important since we are benefiting specific aspects of the cultural landscape, which will sustain the equilibrium between individuals and nature. We shouldn't forget that the values which integrate the cultural patrimony are considered indissociables among them and therefore we are perfectly conscious of the need of maintaining a harmonious equilibrium. Similar to the increasing in demand of agricultural alternatives above all by countries in development there is an interest each more clarified relatively to the world of granes, in the field of alternatives medicines, homeopathy, pharmacognosy, food industry, chemical industries, among many others (Borges, 1995).

Also the knowledge which gradualy it's verified in consumers above all in that which live in great populational centers allong them to reindicate quality, prefering the products until non available in benefit of the obtained through biological means. The quality assurance is essential component for drug's market competition. The indispensable quality of herbs destined for standardized processing, is the main reason why the food and pharmaceutical industries can not cover their needs of raw materials from natural resources. Population dynamics, constitute the dominant factor in the economic, social and environmental evolution of agriculture areas. Environment must be placed side by side with demands for development and we must point out the interactions which affect the ecosystems such as: forest, agricultural, soil degradation and the quality of water resources Schlesinger,*et.al,* (1990).

These are the most important factors in standardized processing in the pharmaceutical, chemical and alimentary industries.

Strong and competitive world economies try to secure their leading position in agriculture research and development through study of new alternative uses of agricultural products/biological products, what can assure their market positions in a stable and permanent way. Parallely with an increasing demands for alternative food in developed countries, there is increase of interest in herbs as raw material for natural medicines or like biological food (salades). The consumer's concerns are the most important motive in the logic of management of food producers as well as of the chemical or pharmaceutical industries. They also influence farmer's decisions on what to grow. From environmental and socio-economic point of view it's necessary to find out economic alternatives for marginal agriculture. PAC regulation and leveling of prices within U.E. demands new approaches and new alternatives cultures, where prices advantage may be found without the increasing risks of market surplus. For products of vegetable origin can only be assured if the starting materials are defined in a rigorous and detailed manner. Therefore an organized cultivation of selected medicinal and aromatic plants of known genetic source is highly requested. Successful introdution of medicinal and aromatic plants as alternative crops requires well planned steps in linking all the co-workers engaged in research and development (Borges, 1995).

Natural resources stock limitation make it impossible for developing nations to consume fossil fuels and nuclear power at the same rate as industrialized nations. A sustainable global energy strategy will involve a reduction in the use of fossil fuels in industrialized nations and a global transition to efficient and renewable energies. The process of degradation occurs in all biomass from polar to tropical, coastal to alpine, humid to arid. The arid or semi-arid areas of the world are particularly prone to degradation, frequentely as a consequence of inapropriate land management. Land management may be defined in many ways but all involve or specify some purposes: production, conservation, recreation, extraction. The semi-arid regions in mediterranean basin are being subjected to severe overuse. Ecological realism on land capacity based on objective monitoring is essential to land management if sustainable production is to be achieved. Some plants in Mediterranean basin are remarkable tolerant to severe extensive droughts. The major issues in semi-arid land management are social rather than technical (Picci, 1987).

There is a clear development of the expansion of shrubs and then the risk of fires due the progressive abandon of crops as a consequence of the recently revised Common Agricultural Policy.

Also the introduction of perennial species is increased as happens in the case of *Quercineae* which with certain tratments of clearing of shrubs, periodic tillage of soils, periodic clearings and introduction of determined herbs, may change the agricultural vocation of many zones, transforming them in grassland for livestock development. This trend not always results in the optimal land use solution due to the proper characteristics of the land and the potencial profitability of this sector which imposes the need to consider other options.

There is a clear development of the expansion of shrubs and then the risk of fires due the progressive abandon of crops as a consequence of the recently revised Common Agricultural Policy.

It is necessary to consider the existing needs in the European Union of wood and energy and simultaneously the social problems which may justify the search for alternatives, wood, energy, and other material derived from the forest and shrubs (composting, essential oils, biological compouds, mushrooms, seeds to make special bread, etc.)

In contrast with most mediterranean areas where marginal land has been abandoned even by shephered of sheeps and goats and where past overgrazing is reponsible for severe soil erosion and degradation, alternative solutions are not easy to be found.To find diversification and dinamization of the exploitation of produtive potencial in sensitive areas by non degradative technologies (new products for the market: food and non-food products, through the reutilization of underutilized agricultural species). Through species's culture we can increase and/or improve the soil recover, utilizing a good management of its biomass (Losano, *et. al.*; Borges e Almeida, 1992; Teruel *et. al.*, 1987).

Sustainable development challenges the entire industrial and commercial system to restructure itself, based on a completely new set of assumptions and beliefs about the ways we must conduct our economic affair. Recent development suggest that there could be considerable opportunities for new alternatives that could dramatically tip the scales in favour of an eco-industrial revolution.

EXEMPLE OF AN ALTERNATIF CROP

Sustainable development requires the integration of equity and enviromental considerations into all other policy areas and we think that *C. ladanifer* can offer a large quantity of ecopotencialities in diferent levels of utilization.

It is perfectly suitable to local ecologic conditions and offers the potential to combine an income source from the prodution of industrial raw material, permanent job opportunities from cultivation and small scale conditioning, processing and environmental preservation.

Some species of shrubs, clearly iberic and mediterranean, presents the triple characteristic of reaching high energetic potential (Nuñez et.al.1989) easy regenerative capacity in depressed areas and a high resistance against drought (Nuñez, 1989; Borges, A.E.; e Almeida, V., 1992). *Cistus. ladanifer* reaches proeminance in the group of those species. The fast ability of regeneration from *Cistus* seeds (Borges e Almeida, 1991; Borges, Almeida e Santos, 1995; Marquez, 1994) leads to this species maintenance and domestication, that combined with a policy of alternance with pastures, hunting and exploitation of other resources, such as honey, polen (Telhada, 1988) and labdanum for perfumary, (Silva Carvalho, 1994), will promote the socio-economical improvement of these regions with the reduction of human exodus and risk of forest fires.

Altough without specific inventory it is believe the species covers ha in mediterranean area. In Portugal terms we may say that about 41%, are covered by *C. ladanifer* either associated with *C. salvifolius, C.crispus, C.psilosepalus, Pistacea lentiscus, Arbutus unedo, Halimium* spp, etc. An 50% of the bare soils in Alentejo through the in vast capacity it slows. There is evidence of an important role layed by the specific in soil protection by hidric and wind speed reduction as well actinic radiation impact; contributing for the soil fertility (Altieri,1984; Borges *et.al.*, 1990; Marques *et.al.*,1989; Marques *et.al.*, 1989; Monserrat,1989).This species can be used as feed for cattle and wild species. Some several research have been realised including ecology, biology, phenology, germination secretory systems, polén, nectaries, nutrients cycling, pyrolise. In North Africa their seeds are used as complement of diet flours. Studies about seeds lipidic composition. and evolution of fat oils from germination till the seedling stage.are realised. Some studies tryed to show some evidence of a balance between exploitation and conservation of *C. ladanifer* areas.

Differents chemical separations are done by Pascual Tereza (1972). and Silva Carvalho (1983) are studing the variation in the contents of the extracts in different time of recolte. There are a interrelation between phenological stages and extracts contents. Destillation of essential oils was a traditional activity of people in the past, since essential oils was used in cosmetic preparations and perfumery.This habit will be revamped by introdution of new innovative technological process of extraction and also with new biological applications. A CO_2 *Cistus ladanifer* oleoresin extraction-refining plant would be harmless to the environment. Carbon dioxide is neither combustible nor explosive and it is physiologically safe in the quantities envisaged. CO_2 extraction creates no waste products, it is a

clean novel technology. Carbon dioxide does not add to the greenhouse effect, since the process does not generate carbon dioxide but only utilises an existing source. The closed system and solvent recycle ensures minimal loss to the environment. Human-use products obtained by supercritical extraction are viewed as natural and have been shown to be high quality.

The economic potential of *C. ladanifer* growing is one of the few options available for maintaining employment in mediterranean area. The use of alternative plants like *C. ladanifer* for new agro no-food or food iniciatives to enhance sustainable agro-development is gaining recognition and cannot be further delayed.

REFERENCES

Altieri, M. A. 1984 The ecological role weeds ion agroecosystems with special emphasis on crop-weed-insect interactions. *Proc. EWRS 3rd Symp. on Weed Problems in the Mediterranean* 3:359-364.

Borges, A. E. 1995 As plantas medicinais e o tempo. *I Enc. de Plantas aromaticas e medicinais*. Univ. de Trás os Montes. Vila Real.

Borges, A.E. 1995 As plantas medicinais no contexto actual *I Enc. de Plantas aromaticas e medicinais*. Univ. de Trás os Montes. Vila Real.

Borges, A. E. e Cary, F. Specialist crops. *Çee workshop about alternativ crops*. Bruxelas.

Borges, A. E., Almeida, V. e Santos, L. 1995 *Germinação de sementes de espécies do estracto arbóreo e arbustivo presentes no sul do país (Alentejo e Algarve). representação das curvas de germinação acumulada.* Aguarda publicação.

Borges, A. E., e Almeida, V., 1992 Análise das potencialidades da região de Terras Dentro em espécies aromáticas, medicinais e condimentares, *I Encontro sobre tecnologias de transformação em pequena escala.* Vidigueira.

Borges; A. E. e Almeida, V. 1991 Estudo do efeito dos pré-tratamentos ne germinação em cistaceas-seu ajustamento por modelos lineares. *II Encuentros sobre propagación de espécies autoctones y recuperación del paysaje.* Arba/Comeden. Madrid.

Borges; A. E.; Morais, M. H., Bernardo, A., Gomes, A.; Lopes, S. 1992 Aromatic and medicinal species in the understory of cork oak forest. *Scientia Gerundensis* Vol. **18**:99-104.

Franco, J., Malato Beliz, J. e Mota, M. 1984 Portugal as a Genetic Reseve of Aromatic and Medicinal Plants. *Conservation of Genetic resources of aromatic and Medicinal plants. EUCARPIA* : 39-46. Oeiras.

Grenon and Batisse, 1994 *El Plano Azul: El futuro de la Cuenca Medioterranea*. MOP- monografias de la Secretaria de Medio Ambiente-PNUMA. Espanha.

Losano, M., Moreno, C., Teruel, A., Castro, A., Lucena, E., Blanco, M. 1984 Utilización del cistus ladanifer L. en piensos para conejos. *Archivos de Zootecnia* vol. **33**:295-300.

Marques, M., Nunez, E., Escudero, J. 1989 Variación mensual en el aporte de biomassa al suelo en un gradiente de edad de Cistus ladanifer L.. Univ. Extremadura. Badajoz.

Marques, M.; Nuñez, E.; Escudero Garcia, J.,1989 Dinamica del nitrogeneo en un gradiente de edad de Cistus ladanifer L. Univ. Extremadura. Badajoz.

Monserrat, A, 1989 *Circulación de nutrientes en cuatro poblaciones de distintas edades de Cistus ladanifer L.*. Univ. Extremadura. Badajoz

Myers, J. 1993 Agricultura e ambiente na Europa. In ' *O jardim comum europeu. Novos desafios ambientais* '. Quetzel ed. Lisboa.

Nuñez, E. 1989 *Ecologia del jaral de Cistus lafdanifer L.* Tese doutoral. Univ. Extremadura. Badajoz.

Pascual Tereza, J, Vara, A., Urones, J., Feliciano, A. 1972 estudio de la Gomoresina de Cistus ladaniferus (L) IV acido ladénico. *Anales de Química* Vol **68**: 727-732

Picci, V. 1987 Aromatic and medicinal plants oin the Mediterranean region *EUCARPIA*. 47-51. Oeiras.

Schlesinger, M. E. 1989 Model projections of the climatic changes induced by increased atmospheric CO2. In: *Vegetation and climate interations in semi-arid regions*.Edited by A. Henderson-Sellers and A.J. PitmanKluwer Academic Publishers. Belgium.

Schlesinger, W H., Reynolds, J. R., Cunningham, G. L., Huenneke, L.F., Jarrel, W. M., Virginia, R. A., Withford, W.G. 1990, Biological feedbacks in global desertification. *Science* **247**: 1043-1048.

Silva Carvalho, J., 1994 *Plantas aromáticas. Recursos e potencialidades de valia química-tecnológica integrada*. Curso sobre Plantas Medicinais e aromáticas. Novembro. Fundação Convento da Orada. Monsaráz.

Silva Carvalho, J. 1986 Outra óptica tecnológica para um montado diferente . *1° Cong. Florestal Nacional:* 473-475. Lisboa.

Telhada, Ana Eleonora 1988 *Estudo da bioecologia de Cistus ladanifer L. (esteva)- Sua importância em Portugal.* Tese para Investigador Auxiliar. INIA. Lisboa.

Teruel, A., Castro, A., Barrera, J., Mejias, M., Rodriguez, M. 1987 Empleo de diversas dimensiones de la planta en la predición de su peso y masa foliar. Aplicación a *Cistus ladanifer* L. *Archivos de Zootecnia* vol, *36* . pp.109-120.

Verstraete, M. M., Schwartz, S. A., 1991, In: *Vegetation and climate interations in semi-arid regions.* Edited by A. Henderson-Sellers and A.J. PitmanKluwer Academic Publishers. Belgium.

PLANEAMENTO BIOFÍSICO EM ÁREAS COSTEIRAS O CASO DO POOC NORTE - CAMINHA - ESPINHO

L. M. Pinto[1], F. Martins[2], H. P. Santos[3] T. Andresen[4]

Resumo: Apresenta-se a metodologia e as principais conclusões dos estudos biofísicos inseridos no Plano de Ordenamento da Orla Costeira (POOC) do Norte, de Caminha a Espinho. Numa fase inicial identificaram-se unidades de paisagem homogéneas, através da caracterização do litoral norte português, as quais pretendem sistematizar a correlação entre a presença humana e o suporte biofísico; posteriormente, na fase do Estudo de Ordenamento, identificaram-se áreas críticas, i.e, aquelas que revelam maior risco de destruição dos recursos naturais e de degradação ambiental. Os estudos elaborados levam à proposta de salvaguarda e valorização do património natural, bem como à proposta de controle do uso do solo e sua transformação das áreas inseridas no POOC. Os Sistemas de Informação Geográfica são aqui uma peça fundamental para atingir os resultados necessários, não só ao nível do tempo disponível como também ao nível da facilidade acrescida nas análises de conjunto e na manipulação de um elevado volume de informação.

Palavras-chave: Áreas costeiras, Planeamento Biofísico, Sistemas de Informação Geográfica

1. INTRODUÇÃO*

Os Planos de Ordenamento da Orla Costeira (POOCs) (DL. nº 309/93) são vistos como os instrumentos legais mais importantes ao nível do planeamento costeiro. Os objectivos fundamentais destes são: o planeamento de usos e actividades específicas nas áreas costeiras; a classificação de praias e regulamentação balnear; e a valorização de praias consideradas estratégicas por motivos ambientais, de conservação da natureza ou turísticos.

Desde sempre, as áreas litorais na Península Ibérica foram por excelência as mais propícias ao desenvolvimento das actividades humanas, devido essencialmente às excelentes possibilidades de trocas comerciais e culturais

[1] Licenciado em Planeamento Regional e Urbano, colaborador de Investigação do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro
[2] Assistente do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro
[3] Arquitecto Paisagista, ACNAT - Agência de Conservação da Natureza, Rio Maior
[4] Professora Associada do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

* Trabalho realizado para o Instituto Nacional da Água, coordenado por FBO - Fernando Brás de Oliveira Consultores, Lda.

que possibilitam bem como aos recursos disponíveis. O litoral norte de Portugal é o espaço mais dinâmico da região norte do país. É nele que convergem a maior parte dos centros urbanos de maior importância da região, factor que atesta o seu grande potencial de atractividade.

A faixa litoral que interessa a este estudo abrange a costa portuguesa desde o estuário do rio Minho até à barrinha de Esmoriz e pode ser caracterizada, de uma forma sumária, por uma sequência de praias pouco largas, acompanhadas por formações dunares, alternando com afloramentos rochosos e arribas fósseis; é pontuada, a intervalos regulares por uma sequência de estuários (Minho, Âncora, Lima, Neiva, Cávado, Ave, Leça e Douro), todos ligados a uma forte actividade humana, desde cedo ligada à agricultura.

Esta ocupação humana intensifica-se para sul, formando uma extensa mancha na área do Grande Porto, encontrando-se aqui formas de ocupação mais industrializadas. A excessiva ocupação por banhistas e por estruturas habitacionais e de lazer das áreas costeiras leva ao desequilíbrio entre praia e antepraia.

É precisamente entre a praia propriamente dita e as áreas interiores que se localizam os sistemas dunares, elementos essenciais para a preservação da linha de costa e, consequentemente, das actividades humanas que se encontram protegidas por esta. Os sistemas dunares podem ser caracterizados como uma barreira entre duas áreas menos problemáticas, contribuindo de modo essencial para a protecção destas.

No litoral norte português constata-se no entanto uma extensa degradação dos seus sistemas dunares, sobretudo devido à construção urbana e ao pisoteio registado particularmente durante a estação estival, quando sujeitas à total indisciplina de circulação e acesso às praias. Mas por outro lado, existem também exemplos de sábio aproveitamento dos sistemas dunares interiores mediante a armação das chamadas maceiras, intensamente agricultadas, tirando simultaneamente partido do carácter ameno do clima.

Tendo em conta a importância dos sistemas dunares e ao facto de as dunas corresponderem à formação litoral predominante ao longo da costa, compreende-se que subjacente ao POOC esteja a intenção de preservar e restabelecer o cordão dunar.

2. METODOLOGIA

O estudo envolve três etapas, correspondendo estas a cada uma das fases do POOC: os Estudos de Base, os Estudos Prévios e o Plano de Ordenamento (ver Fig. 1).

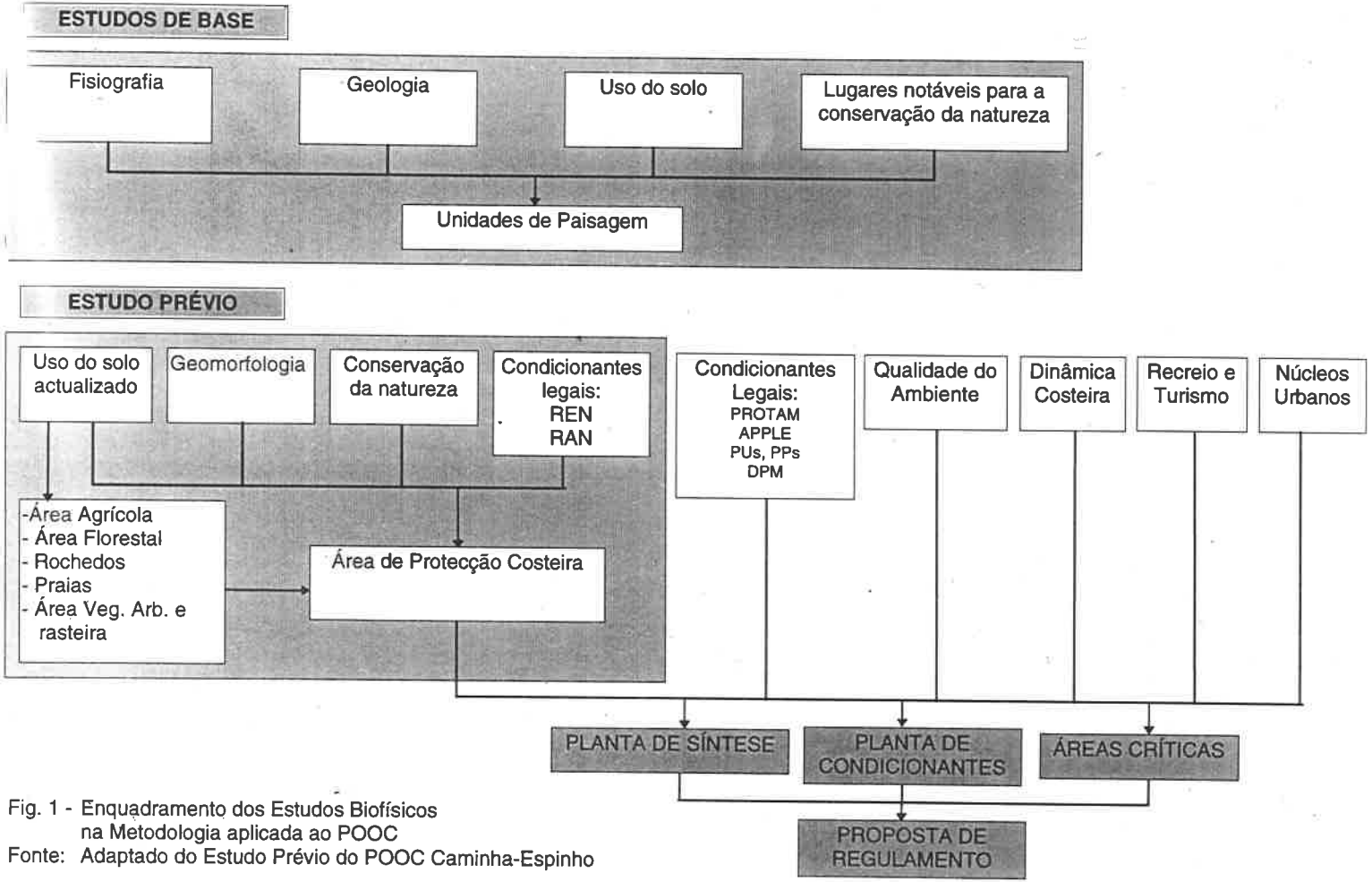


Fig. 1 - Enquadramento dos Estudos Biofísicos na Metodologia aplicada ao POOC
Fonte: Adaptado do Estudo Prévio do POOC Caminha-Espinho

A metodologia seguida na fase inicial procura valorizar as potencialidades biofísicas (sobretudo acentuar a diversidade), atendendendo também ao factor humano e tomando prioritariamente em consideração os aglomerados urbanos enquanto extensas superfícies impermeabilizadas, muitas delas imediatamente sobre dunas. Desta fase surgiu a definição de Unidades de Paisagem, as quais procuram sistematizar a correlação entre a presença humana e o suporte biofísico.

Por sua vez, a segunda fase procura definir as áreas a ficar sujeitas a uma regulamentação específica do POOC, sendo definidas como Áreas de Protecção Costeira (APCs). Paralelamente, são também definidas áreas críticas do ponto de vista ambiental que, quer pelo seu elevado valor biofísico, quer pela fragilidade dos seus 'habitats', ameaçados pelas actividades humanas, se revelam como áreas a necessitar de uma intervenção específica mais urgente. Esta análise foi elaborada para cada uma das Unidades de Paisagem que foram definidas na primeira fase.

Ambas as fases tiveram como elementos de trabalho uma base de dados presente num Sistema de Informação Geográfica (SIG).

Destas duas fases surgiu uma regulamentação específica para cada zona, destinada à sua protecção e à prevenção de intervenções que possam pôr em risco a sua integridade.

Na fase do Plano de Ordenamento, ainda a efectuar, os estudos biofísicos irão ser fundamentais para a definição de propostas mais eficazes ao nível da salvaguarda e valorização do património natural e do controle e orientação do uso do solo e sua transformação.

2.1 Unidades de Paisagem - uma dualidade homem-ambiente

Nesta fase a área de estudo abarcou uma faixa com cerca de 10 Km de extensão entre Caminha e Espinho (cerca de 110 Km de extensão ao longo do litoral norte). Embora o POOC seja definido apenas para uma faixa de 550 metros de largura, considerou-se essencial nesta fase abarcar uma área mais extensa, de modo a assegurar uma melhor compreensão do trecho de litoral em causa e dos fenómenos que nele ocorrem. O estudo foi elaborado à escala 1/50.000, tendo sido analisadas as seguintes variáveis:

. Fisiografia
. Geologia
. Usos do solo
. Locais notáveis para a conservação da natureza

Com base nestas variáveis, definiram-se cinco Unidades de Paisagem ao longo da costa, as quais apresentam um dado grau de homogeneidade sob

o ponto de vista biofísico e das respectivas formas decorrentes do uso dos recursos por parte do homem. Estas unidades abrangem as seguintes áreas:

1. Caminha a Viana (foz do Lima),
2. Viana a Aguçadoura,
3. Aguçadoura ao Porto (Castelo do Queijo),
4. Porto a Espinho (limite norte),
5. Espinho a Esmoriz

Para além das diferenças biofísicas, é de salientar o impacto da impermeabilização traduzido através dos aglomerados populacionais, não se tendo integrado nesta fase as área urbanizáveis definidas nos PDMs. E quanto aos aglomerados há que distinguir entre a impermeabilização correspondente ao crescimento urbano em torno do Porto - sobretudo a expansão sobre o litoral de Vila Nova de Gaia até Espinho e sobre Matosinhos - e aquela devida à expansão de aglomerados de dimensão variada resultante da segunda habitação com uma forte utilização durante o período estival.

A impermeabilização do litoral é um aspecto fundamental na medida em que se trata da forma de uso de solo que tem inviabilizado a protecção do cordão dunar que predomina e caracteriza o litoral nortenho. As formas mais tradicionais de uso de solo ao longo do litoral (a agricultura e a floresta) são mais favoráveis à protecção do litoral. No entanto, as áreas agrícolas trazem normalmente associadas uma extensa rede viária (com algumas vias com revestimentos recentes de asfalto), o que leva a que estas acabem por servir como zonas de penetração em direcção ao litoral. Paralelamente, as áreas florestadas têm sido procuradas para a construção de segunda habitação.

Naturalmente que este fenómeno é determinante para a delimitação das unidades paisagísticas, que também tem por fim a sistematização da definição das estratégias de intervenção e gestão do litoral como forma de se poderem também identificar programas de investimento apropriados às muitas realidades de um litoral tão diverso no seu carácter e na intensidade das formas de pressão a que está sujeito.

A área de Caminha a Viana é aquela que apresenta a maior diversidade sob o ponto de vista biofísico, sobretudo nos aspectos geomorfológicos. É nesta que se pode encontrar igualmente a orografia mais acidentada, não sendo assim de estranhar que precisamente nesta unidade exista a maior concentração de locais notáveis para a conservação da natureza.

As duas unidades seguintes apresentam algumas semelhança, como a amenidade climática, que faz com que a agricultura se mantenha ainda como uma actividade rentável e competitiva. São no entanto diferenciadas, entre outros aspectos, pelo grau de atracção da cidade do Porto que é

praticamente nulo no caso da unidade **Viana a Aguçadora**, o mesmo não se verificando no caso da **Aguçadora-Porto**. Efectivamente Vila do Conde e Póvoa do Varzim constituem como que um único aglomerado urbano e podem já ser assumidos de alguma forma como dormitórios do Porto, se bem que continuem a ser aglomerados por excelência sob o ponto de vista da procura estival. Outro factor de diferenciação está ligado à conservação da natureza, com a segunda unidade (Viana a Aguçadora) a apresentar um interesse superior.

A unidade de **Porto a Espinho** apresenta um cordão dunar manifestamente estreito, comparativamente às unidades mais a norte. Aqui encontramos quase que uma frente urbana contínua sobre o litoral, interrompida por pequeninos vales de ribeiras ainda agricultados.

A unidade de **Espinho a Esmoriz** corresponde, no fundo, ao arranque para sul de extensas áreas de areias dunares sobre as quais se rasga a Ria de Aveiro. Esta unidade é dominada pela presença de parte da Barrinha de Esmoriz, uma zona húmida de grande importância para a conservação da natureza.

2.2 Áreas de Protecção Costeira e Áreas Críticas

A fase de Estudo Prévio consta de um diagnóstico, com base no qual se definem Áreas de Protecção Costeira (APCs). Paralelamente à definição das APCs, são igualmente demarcadas as áreas críticas sob o ponto de vista biofísico, tendo em conta o estado actual dos recursos naturais.

Para o diagnóstico são tomadas em consideração as seguintes variáveis:

. qualidade do ambiente
. uso do solo
. geomorfologia
. conservação da natureza
. condicionantes legais
. defesa costeira
. núcleos urbanos
. recreio

A metodologia implica nesta fase uma aproximação, um maior pormenor, passando-se a trabalhar à escala 1/10.000, restringindo-se a área para uma faixa que abrange os 50 metros da Margem de Domínio Público Marítimo e os 500 metros de Zona Terrestre de Protecção previstos na lei.

2.2.1 Áreas de Protecção Costeira (APCs)

Como APCs entendem-se as áreas que se situam na área de intervenção do POOC e que se consideram fundamentais para a estabilidade do litoral norte, nos quais a alteração de usos do solo deve ser fortemente condicionada, sendo acompanhada, simultaneamente, por um programa de investimento para a valorização e compatibilização com oportunidades na área do recreio. A definição das APCs está ligada à ideia de uma Rede de Corredores Verdes, cujo objectivo fundamental seria o apoio a uma gestão equilibrada dos recursos naturais, de modo a assegurar a sua conservação tendo em vista a qualidade de vida de actuais e futuros utilizadores (ANDRESEN, T. 1994).

Das oportunidades de intervenção e investimento que estão associadas a uma rede destas destacam-se para este plano as áreas da Orla Litoral, cujas condições são altamente favoráveis para o recreio, e onde se notam de forma agravada os problemas de ocupação de "ecossistemas frágeis e/ou raros como sejam as dunas, os estúários e as zonas húmidas, pondo em risco a integridade física do litoral e a sua qualidade paisagística" (*ibidem*).

A definição das APCs baseou-se assim no cruzamento de informação sobre o uso actualizado do solo, sobre a geomorfologia, sobre a conservação da natureza e sobre duas condicionantes legais: a Reserva Ecológica Nacional e a Reserva Agrícola Nacional. Depois de definidas numa primeira fase, foram-lhes retiradas as áreas correspondentes aos principais núcleos urbanos. Todas estas operações de análise foram rápidas e precisas graças à utilização do SIG, que permitiu para além do mais garantir uma uniformidade de critérios de selecção/exclusão mais elevada.

É importante referir aqui que a informação sobre o uso do solo reflecte o uso actual deste, tendo sido elaborada uma carta inicial com base em fotografia aérea de 1991, a qual foi depois actualizada com a informação obtida em trabalho de campo e através de um voo realizado em Setembro de 1995. Neste voo foi feito um levantamento fotográfico oblíquo da costa, o qual permitiu cobrir toda a área do POOC, só possível devido à largura reduzida da faixa em estudo. Desta informação obteve-se uma carta actualizada do uso do solo, com quatorze classes diferenciadas:

1. rochedos
2. praias
3. zonas húmidas
4. áreas de vegetação rasteira e arbustiva
5. área agrícola
6. área florestal
7. área edificada
8. campos de jogos

9. campos de golf
10. parques de campismo
11. áreas de embarcação/portos de abrigo/zonas portuárias
12. estacionamentos de praia
13. pedreiras
14. Estuários

Da carta final das APCs diferenciaram-se os usos encontrados para que o regulamento pudesse reflectir essas diferenças. Surgiram assim as seguintes categorias de espaços, dentro das APCs:

1.1 Praias
1.2 Áreas de vegetação arbustiva e rasteira
1.3 Áreas florestais
1.4 Áreas agrícolas
1.5 Rochedos
1.6 Zonas Húmidas
1.7 Estuários
1.8 Equipamentos

2.2.2 Áreas Críticas

As Áreas Críticas, ao nível biofísico, foram identificads tendo em atenção a destruição dos recursos naturais devida essencialmente a três fenómenos:

1. a existência de acessos paralelos à costa,
2. a existência de acessos perpendiculares à costa,
3. a existência de densas redes de percursos nas áreas dunares.

No primeiro caso, a existência de tais acessos leva à disseminação dos utilizadores por áreas alargadas da faixa de costa. Relativamente aos acessos perpendiculares, estes foram tomados em consideração especialmente quando finalizam em áreas de estacionamento estruturado e/ou não estruturado, localizados sobre dunas e nos casos de terem uma largura excessiva. Por último, o acesso não controlado de veraneantes e sargaceiros leva ao aparecimento de verdadeiras redes de caminhos, que criam sulcos nas dunas, destruindo por completo o seu coberto vegetal. De referir aqui a importância da apanha do sargaço, como situação particular da inclusão de novas formas de transporte em actividades artesanais, que acabam por as transformar num agente destruidor dos recursos naturais.

Com base nos critérios atrás mencionados foram assim encontradas 40 Áreas Críticas, das quais o maior número se enquadram no segundo caso.

As Áreas Críticas de maiores dimensões encontram-se nas Unidades de Paisagem do Porto a Espinho e de Espinho a Esmoriz. No primeiro caso toda a frente litoral do concelho de Gaia foi considerada área crítica, interrompida apenas pontualmente pelos perímetros urbanos de Madalena, Valadares, Miramar, Aguda e Granja. No segundo caso, toda a área a sul de Espinho até à margem norte da barrinha de Esmoriz é considerada Área Crítica.

2.3 Estudos Paralelos

Para além dos aspectos ligados aos estudos biofísicos foram igualmente avaliados aspectos como (ver Fig. 1) a qualidade do Ambiente, a dinâmica costeira, o recreio e o turismo e os núcleos urbanos. Foram ainda tidos em conta condicionantes legais como o Plano Regional de Ordenamento do Território do Alto Minho, a Área de Paisagem Protegida do Litoral de Esposende, o domínio Público Marítimo e as figuras de Planos de Urbanização e Planos de Pormenor, definidos nos PDMs em vigor.

Paralelamente à definição das Áreas Críticas sob o ponto de vista dos recursos naturais foram igualmente definidas áreas críticas sob o ponto de vista da Dinâmica Costeira e da Qualidade do Ambiente, quer natural, quer urbano. O somatório destas áreas levou a uma carta de Áreas Críticas global, mas diferenciada, a qual permite uma percepção mais apurada da realidade presente.

O conjunto de estudos elaborado (no qual se inclui os estudos biofísicos) tornou possível a definição de uma proposta de regulamento a aplicar na área abrangida pelo POOC.

2.4 O Plano de Ordenamento e a Salvaguarda e Valorização do Património Natural

A terceira e última fase do POOC diz respeito ao Plano de Ordenamento. No âmbito do recursos naturais será aqui introduzida uma proposta de salvaguarda e valorização do património natural, a qual terá por base os resultados dos estudos elaborados nas fases anteriores do plano. Em conjunto com as propostas resultantes dos restantes estudos, terá como resultado uma proposta de controle e orientação do uso do solo e sua transformação.

Paralelamente (e novamente no âmbito dos recursos naturais) será feita a regulamentação das acções que tenham reflexo ao nível da alteração da morfologia do solo, do coberto vegetal e dos sistemas dunares.

3. SÍNTESE

Do trabalho elaborado até ao momento é possível verificar que as áreas costeiras são caracterizadas por problemas de ordem ambiental específicos, que estão fortemente ligados às acções antrópicas.

Ao nível biofísico interessa promover a protecção dos sistemas naturais em geral e dos cordões dunares em especial, passando esta protecção por regulamentar e, se necessário, restringir as acções e intervenções do homem nestas áreas.

Estas 'interferências' verificam-se a vários níveis: ao nível do crescimento urbano, com as frentes urbanas a avançar para os cordões dunares (quando não o chegam a cobrir totalmente, como nos casos mais graves); ao nível das actividades agrícolas, de entre as quais se destaca a apanha do sargaço, que implica a utilização intensiva das dunas primárias durante determinadas épocas do ano; ao nível do recreio e actividades de lazer, que trazem, cada ano que passa, cada vez mais banhistas, 'inundando' as praias de um 'mar' de gente, atraíndo simultâneamente novos investimentos imobiliários que por sua vez possibilitam a estadia de mais turistas.

O POOC pretende assim regulamentar, essencialmente, o uso do solo e a sua transformação, apostando simultaneamente na salvaguarda e valorização do património natural e construído. Tenta igualmente avaliar a evolução demográfica que até aqui o litoral tem sofrido no sentido de prever o limiar de população flutuante a considerar para a área, englobando aglomerados e praias.

AGRADECIMENTOS

Agradece-se a Fátima Alves, Mª José Curado, Cláudia Araújo, Isabel Torres e a toda a equipa do Plano coordenada por Teresa Gamito a colaboração prestada na elaboração deste trabalho.

Este trabalho teve ainda a participação dos alunos do 4º ano da disciplina de Planeamento de Recursos Naturais da Licenciatura em Planeamento Regional e Urbano da Universiade de Aveiro, no ano 1994/95, a quem se agradece o contributo.

REFERÊNCIAS

ANDRESEN, T. 1994. Uma rede de Corredores Verdes para a Área Metropolitana do Porto, in *Curso em Redes de Corredores Verdes.* Lisboa, Maio de 1994

FBO CONSULTORES. 1995. Estudos Biofísicos, in *Estudos de Base do Plano de Ordenamento da Orla Costeira - Caminha/Espinho.* Lisboa

FBO CONSULTORES. 1995. Diagnóstico, in *Estudo Prévio do Plano de Ordenamento da Orla Costeira - Caminha/Espinho.* Lisboa

MOREIRA, M. E. 1984. *Glossário de Termos Usados em Geomorfologia Litoral.* Centro de Estudos Geográficos, Lisboa

QUALIFICAÇÃO AMBIENTAL E VALORIZAÇÃO PAISAGÍSTICA EM ESPAÇO URBANO:
- Esteiro de S. Pedro - Campo Universitário de Aveiro -

T. ANDRESEN[1], F. ALVES[2], L. PINTO[3] e M.J. CURADO[4]

Resumo

A Proposta de Recuperação do Esteiro de S. Pedro do Campo Universitário de Aveiro surge no âmbito do plano de expansão do Campo. Trata-se de uma zona húmida sujeita aos regimes das marés, com características marcadamente vocacionadas para a conservação da natureza em virtude das suas capacidades sob o ponto de vista da biodiversidade e da sua fragilidade ecossistemática. As potencialidades de recuperação urbana dos terrenos do Esteiro de S. Pedro são várias, quer como frente ribeirinha do Campo Universitário, quer como polo galvanizador da comunidade jovem em formação e vocacionada para a investigação, ou ainda como ecossistema valioso sob o ponto de vista da biodiversidade e com um papel regulador da qualidade da água. Assim, esta proposta assenta em duas vertentes principais: Qualificação Ambiental, e Valorização Paisagística.

Palavras-chave: qualificação ambiental, ordenamento do território, valorização paisagística, tratamento digital de imagem

1. INTRODUÇÃO

As zonas húmidas são importantes locais de diversidade e renovação biológica. Estas encontram-se entre os ecossistemas mais produtivos do mundo contribuindo para a regulação das marés, a remoção de sedimentos e poluentes e proporcionando o habitat essencial para as aves aquáticas, peixes e numerosas outras espécies.

Calcula-se que cerca de 4 a 6% da superfície terrestre é ocupada por zonas húmidas mas a sua diminuição é um facto generalizado a nível mundial. Nomeadamente, na Camarga perderam-se nos últimos 50 anos mais de 40% das zonas húmidas enquanto que a Grécia nos últimos 70 anos perdeu 60%. Esta redução é sobretudo devida à drenagem de terras para a agricultura e expansão urbana. Mas não é só em termos quantitativos que se registam perdas. Também sob o ponto de vista qualitativo surgem ameaças

[1] Professora Associada, Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro
[2] Licenciada em Planeamento Regional e Urbano, colaboradora de investigação no Dep. de Ambiente e Ordenamento
[3] Licenciado em Planeamento Regional e Urbano, colaborador de investigação no Dep. de Ambiente e Ordenamento
[4] Arquitecta Paisagista, colaboradora de investigação no Dep. de Ambiente e Ordenamento

nomeadamente resultantes de descargas de águas residuais e eutrofização proveniente de actividades como a piscicultura. (TAMISIER, 1994)

Actualmente é claramente assumida a existência de um conflito de interesses entre os vários utilizadores das zonas húmidas. A rentabilização de todos os seus recursos, passará pela conciliação desses vários interesses bem como pela capacidade de manter o seu valor ecológico.

A Ria de Aveiro não é excepção a nenhuma destas situações atrás descritas. Sendo uma das mais importantes zonas húmidas protuguesas, só a sua desqualificação ambiental justificará que ela não faça parte da Rede Nacional de Áreas Protegidas.

2. A ESTRATÉGIA PROGRAMÁTICA PARA O ESTEIRO DE S. PEDRO

O lugar geralmente referido como Esteiro de São Pedro constitui um espaço de transição entre a área do Campo já praticamente consolidada e a área de expansão a Sul, sobre o sítio da Agra do Crasto.

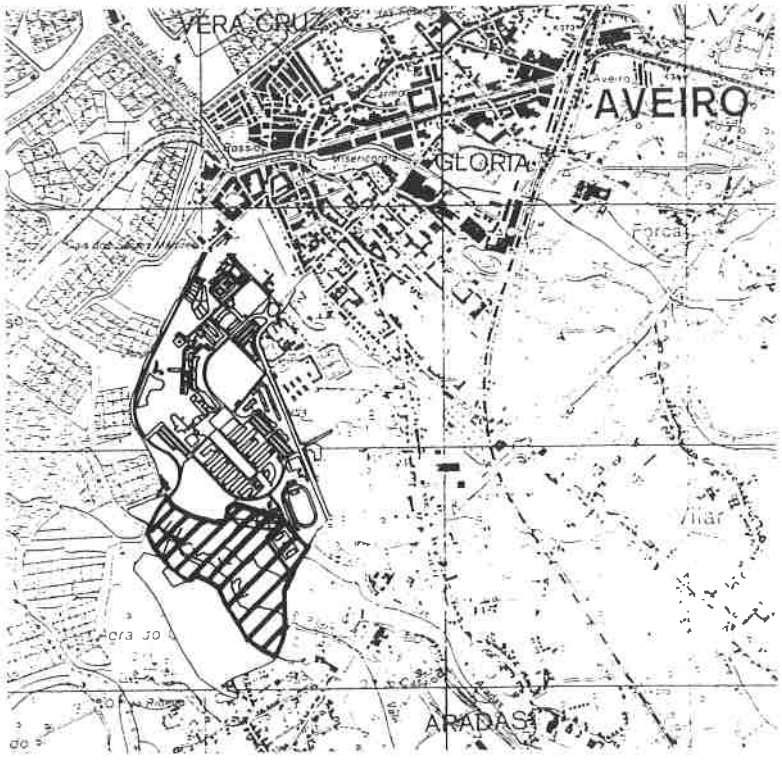


Figura 1 . Planta de enquadramento

O **programa** consta de uma proposta de ordenamento incluindo a definição de um zonamento e de um conjunto de infraestruturas. O zonamento valoriza as diversas formas de uso tradicionalmente existentes na paisagem da Ria assim como explora novas formas. Os usos e actividades aqui potencializados deverão fazer parte integrante de estratégia de investigação da Universidade como forma de transferência da experimentação científica para o desenvolvimento e valorização da Ria.

O programa assenta no assumir para o Esteiro de três funções privilegiadas e interligadas entre si: a **investigação**, a **educação ambiental** e o **recreio** e ainda no proporcionar de entrecruzamento de grupos populacionais de Aveiro: os aveirenses e os universitários. Funções e utilizadores disporão assim de uma diversidade de oportunidades de contacto distribuídos por três ambientes: aquático, terrestre e intertidal.

A proposta de programa tem como ponto de partida uma estratégia primeira de despoluição das águas do esteiro. O objectivo é criar um laboratório ao ar livre inserido na dinâmica investigacional e também pedagógica da Universidade de Aveiro ao mesmo tempo que proporciona uma oportunidade de recreio e um espaço de encontro entre visitantes e universitários. A investigação procura ser relevante para a comunidade local e ter portanto aplicabilidade à gestão da Ria e da sua envolvente.

3. PROGRAMA DE ORDENAMENTO

3.1. Enquadramento físico

O Esteiro é parte integrante de uma bacia hidrográfica relativamente pequena, com cerca de 800 ha, que drena directamente para a Ria de Aveiro. A bacia está fortemente condicionada pela rede viária, por um índice de impermeabilização já considerável, com tendência para aumentar, e introduzindo perturbações significativas ao nível da dinâmica da bacia. Também o elevado grau de contaminação das águas em resultado de um conjunto de indústrias e serviços a operarem em deficientes condições sob o ponto de vista do tratamento de efluentes, contribui para a desqualificação do Esteiro.

O uso dos terrenos em estudo está também condicionado sob o ponto de vista legal na medida em que eles são simultaneamente abrangidos por três estatutos: Reserva Ecológica Nacional, Reserva Agrícola Nacional e Domínio Público Marítimo.

As características e a localização de boa parte dos esteiros que hoje conhecemos resultaram assim da interacção da intervenção humana com processos naturais, tornando-se, portanto, difícil estabelecer uma separação

clara entre esteiros artificiais e naturais. No contexto deste trabalho, é de salientar a importância de um tipo de esteiros que poderão designar-se como *'esteiros marginais'*, onde se inclui o Esteiro de São Pedro. Responsáveis, pelo menos parcialmente, pelo aspecto muito ramificado da laguna, os esteiros correspondem, normalmente, a zonas onde uma ou mais linhas de água confluem na Ria.

No caso específico do Esteiro de S. Pedro - aliás semelhante ao de algumas outras zonas situadas um pouco a Norte - está encaixado entre declives relativamente acentuados por onde correm duas linhas de água que confluem depois num canal, ligado à Ria. À semelhança da generalidade da Ria, também estas zonas terão sido, desde muito cedo, utilizadas para fins produtivos. Em algumas destas zonas existem actualmente arrozais ainda que abandonados e, próximo da parte terminal do Esteiro de São Pedro, já na Lagoa do Paraíso, foram construídas salinas.

As zonas alagadiças, de cota mais baixa, foram colonizadas por vegetação que reflecte o gradiente de salinidade, existindo, por exemplo, pequenas manchas de sapal, juncal e caniçal. A presença de linhas de água permite, também, a formação de galerias ripícolas. Por por outro lado, a sujeição ao regime de marés dá, ainda, origem à formação de algumas zonas intertidais.

Existe assim, numa área reduzida, uma variedade de habitats e usos de solo bastante representativa e diversificada que compreende bosque ripícola, caniçal, juncal, sapal, zonas intertidais e salinas e/ou arrozais.

3.2. As oportunidades e os constrangimentos do Esteiro

As oportunidades do Esteiro assentam fundamentalmente em dois vectores, um intrínseco ao lugar e outro decorrente da proximidade de um dado tipo de população, ou seja, o facto de ser ao mesmo tempo um ecossistema potencialmente valioso sob o ponto de vista da conservação da natureza e do recreio inserido num tecido urbano e, também, um espaço galvanizador de uma comunidade jovem académica em formação, vocacionada para a investigação.

Os constrangimentos ambientais actuais do Esteiro - em particular ao nível da qualidade da água - podem também ser entendidos como oportunidades, na medida em que, pelo carácter e localização do esteiro, impõe-se uma acção de intervenção exemplar e referencial para a valorização da Ria de Aveiro.

A presente proposta de programa assenta nos estudos de análise realizados ao nível da bacia e na Estratégia Programática, atrás apresentada, e que leva em conta as especificidades da Ria de Aveiro no respeitante à diversidade de formas de uso e de habitats. Subjacente ao programa está a

implementação de um plano de despoluição de águas e a sua compatibilização com os estatutos de Reserva Ecológica Nacional, Reserva Agrícola Nacional e Domínio Público Marítimo.

Os terrenos em causa correspondem sensivelmente a uma área com cerca de 30 ha. Estendem-se por cotas muito baixas, atingindo no máximo a cota 5.0 m e estão sujeitos ao regime das marés numa extensão significativa. Trata-se de uma área que, sob o ponto de vista do funcionamento do Campo, levanta alguns problemas, na medida em que impõe um distanciamento de cerca de 400 metros entre a área de ensino e investigação e a nova zona residencial e de equipamentos a construir no Crasto. Assim, a presente proposta atende também a este factor sendo, portanto, a questão do atravessamento do Esteiro a a sua inserção no Plano do Campo um aspecto também contemplado.

As particularidades do Esteiro são:

- Uma rede de canais existente em muito mau estado de conservação
- Um campo de futebol sub-utilizado
- A proximidade do lugar de Santiago, posicionado sobranceiramente na margem direita e com uma forte intrusão visual
- A centralidade relativamente às áreas de consolidação do Campo - o Crasto também em posição sobranceira mas na margem esquerda, e a pista de atletismo a construir sobre a margem direita e vizinha do pavilhão gimnodesportivo

O esteiro recebe os caudais de duas linhas de água, cujas bacias hidrográficas têm características suburbanas, com alguma agricultura e pecuária; as unidades industrias existentes descarregam efluentes sobre o terreno, na proximidade de uma das linhas de água. Nestas circunstâncias é previsível que a água que entra no esteiro, resultante do "runoff" em episódios de chuva intensa, transporte cargas poluentes significativas e difíceis de controlar.

A qualidade da água que foi observada em amostras colhidas em Maio e Junho de 1995 corresponde a um meio muito contaminado por poluentes orgânicos. Verificou-se que continuam a ser descarregados, sem tratamento adequado, os efluentes do matadouro e da ETAR de Santiago. Os efluentes das outras indústrias localizadas na área das bacias que escoam para este esteiro têm características diferentes e provavelmente um menor impacto sobre a qualidade do Esteiro de S. Pedro.

Observações realizadas por Silva (1995) mostraram que a renovação da água por efeito da maré é grande. Na baixa-mar permanece no esteiro um pequeno volume de água de baixa salinidade e fortemente poluída. A água que entra na enchente apresenta salinidade mais elevada e é menos poluída. Quando ocorre a preia-mar, o nível da água sobe entre 1,2 e 1,5

metros e a salinidade ultrapassa 25 ‰. O aumento da salinidade é acompanhada pelo aumento da oncentração de O.D. e diminuição das concentrações de amónia e nitrato.

A massa de água do esteiro tem uma dinâmica em que perdomina a circulação da maré, sendo pouco importante a circulação que corresponde ao caudal doce. Estas condições são favoráveis à acumulação de poluentes nos sedimentos do leito e das zonas húmidas marginais.

Nas duas encostas suaves que ladeiam o Esteiro, pontua alguma arborização na margem esquerda, e existem alguns equipamentos nomeadamente de abastecimento de água: a presa e a fonte. Também a futura sede da Associação dos Antigos Alunos da UA, viria a ser aqui instalada num antigo assento agrícola. A ETAR, na margem esquerda constitui também um factor com uma intrusão visual significativa.

3.3. A Proposta

A Proposta assenta na exploração das potencialidades que as **actividades produtivas** tradicionais da Ria oferecem e também na exploração da **capacidade depuradora** das zonas húmidas. Em toda a proposta estão também subjacentes as potencialidades do Esteiro como lugar privilegiado para a **conservação da natureza**, fomentando condições para optimizar a diversidade de formas de vida o que será naturalmente potenciado mediante a diversidade de formas de uso previstas, se bem que, por vezes talvez um pouco perturbado pelo aumento significativo de utilizadores humanos em investigação ou em tempos de lazer.

- **A conservação da natureza: fauna e flora**

À conservação da natureza não é atribuída uma localização precisa pois conforme já foi dito, ela está subjacente a toda a proposta na perspectiva de acentuar a biodiversidade. Assim, por exemplo, relativamente à avifauna (e aludindo apenas a grandes grupos), a presença de salinas, arrozais, sapais, juncais e bancos intertidais cria condições para a ocorrência de limícolas, garças, gaivotas, gaivinas ou mergulhões. Os sapais e juncais proporcionam condições para a ocorrência de algumas aves de rapina e passeriformes. Os caniçais, por outro lado, são importantissimos para alguns passeriformes migradores (ex. *Acrocephalus* sp.) e, nas zonas alagadiças parcialmente colonizadas por vegetação ocorrem algumas espécies de aves aquáticas de que são exemplo os patos ou, ainda, a Galinha-de-água (*Gallinula chloropus*) e o galeirão (*Fulica atra*). Os bosques ripícolas proporcionam condições para a ocorrência de passeriformes, normalmente em densidades elevadas bem como, por exemplo, rapinas.

O valor natural dos esteiros não deve, também, ser dissociado da importância ecológica global da lacuna, uma vez que grande parte da área da Ria é constituída, precisamente por uma mais ou menos intrincada rede de canais, delimitando salinas, sapais, caniçais e bancos intertidais, por exemplo. A integração das diferentes estruturas próprias das zonas húmidas faz parte de qualquer abordagem que pretende ser global (MITSCH e GOSSELINK 1993). Deste modo, a caracterização dos esteiros e a abordagem da sua importância faunística e florística não pode compreender-se senão no contexto global, mais geral, do valor natural da Ria.

Assim, no que respeita à importância florística da Ria, refere H. Moreira *et all* (Comunicação não publicada, 1995), a presença de cerca de 360 espécies de plantas vasculares, inventariadas num conjunto de habitats de que fazem parte, além das dunas litorais, os sapais, caniçais, leitos dos canais, bosques ripícolas e "bocage". As autoras realçam a importância dos caniçais (formações quase puras de *Phragmites australis*) existentes nas zonas periféricas de salinidade pouco elevada, bosques ripícolas, que se desenvolvem em áreas de transição entre as zonas alagadas e o meio terrestre, sapais que ocupam terrenos halomórficos, com quantidades importantes de matéria orgânica, e do leito dos canais, coberto por moliço, uma comunidade vegetal constituída por plantas vasculares e algas.

No que respeita à fauna da Ria, A. Luís (Comunicação não publicada, 1995) refere a presença de 21 espécies de mamíferos, 173 espécies de aves, 12 espécies de anfíbios, 9 espécies de répteis e 84 espécies de peixes. Os autores definem para a Ria, também, 8 habitats principais: zona marinha próxima da costa, praias e dunas litorais, dunas arborizadas, águas livres e leito, bancos intertidais e salinas, sapais marginais e ilhas, caniçais e arrozais, e 'bocage' e bosque ripícola.

Fazem-se, ainda, bastantes referências a espécies cujas populações assumem importância internacional, e que estão protegidas pelas várias convenções em vigor ou que aparecem citadas com estatuto de espécies ameaçadas no Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal. Apenas a título de exemplo citam-se, entre as espécies de aves, o Pato-negro (*Mellanita nigra*), o Alfaiates (*Recurvirostra avosetta*), o Borrelho-grande-de-coleira (*Charadrius hiaticula*), a Garça-vermelha (*Ardea purpurea*) ou a Águia-sapeira (*Circus aeruginosus*). Entre os mamíferos, também como exemplo, citam-se a Lontra (*Lutra lutra*) e o Morcego-rato-grande (*Myotis myotis*).

- **O zonamento**

O zonamento é distribuído em função das características geomorfológicas e da rede de canais existente ao mesmo tempo que procura tirar partido dos

diferentes gradientes de salinidade que se possam criar. As classes propostas são as seguintes (ver Figura 2):

- Caniçal
- Arrozal
- Juncal
- Salina
- Sistema húmido construído
- Bosque ripícola

a. Caniçal

Os caniçais da Ria de Aveiro são formações quase puras de *Phragmites australis*, o vulgarmente chamado caniço, que formam áreas extensas planas com uma notável variação de côr ao longo do ano e que ocorrem sobretudo nas áreas periféricas da laguna. No Esteiro existem áreas significativas de caniçal se bem que estejam fora dos terrenos do Campo, mais precisamente a montante do limite e nas duas linhas de água.

b. Arrozal

Hoje, a cultura do arroz está praticamente desaparecida do Baixo Vouga. A plantação de arroz no Norte de Portugal chegou a ter uma grande importância quer no Baixo Mondego quer no Baixo Vouga. O arroz é uma gramínea, do género *Oriza,* que no entanto é cultivada como uma planta anual tendo um ciclo vegetativo que vai sensivelmente de Março a Outubro. Implica uma armação própria do terreno associada a um sistema hidráulico específico. O facto de ser o cereal que serve de base à alimentação de milhões de pessoas confere-lhe um lugar de grande oportunidade no âmbito do presente programa nomeadamente sob o ponto de vista da educação ambiental.

c. Juncal

As praias de junco na Ria de Aveiro ocorrem nas zonas intertidais mais elevadas, em locais abrigados da ondulação. A sua constituição é essencialmente formada por plantas halófitas, na sua maioria plantas vasculares, em que se destaca a presença do *Juncus maritimus* vulgarmente chamado junco. O junco tem sido um complemento importante para as populações agrícolas locais, uma vez que o utilizavam para fertilização dos campos juntamente com o moliço e outros sub-produtos da pesca, e ainda para as camas de gado.

d. Salina

Actualmente, a produção de sal em Aveiro está em declínio, devido quer à falta de mão-de-obra quer ao custo da exploração. Verifica-se uma elevada tendência para o abandono das salinas e estima-se que cerca de 60% das salinas estão inactivas. Na Ria de Aveiro esta actividade permanece artesanal sendo a extracção de sal feita diariamente ao longo da época de

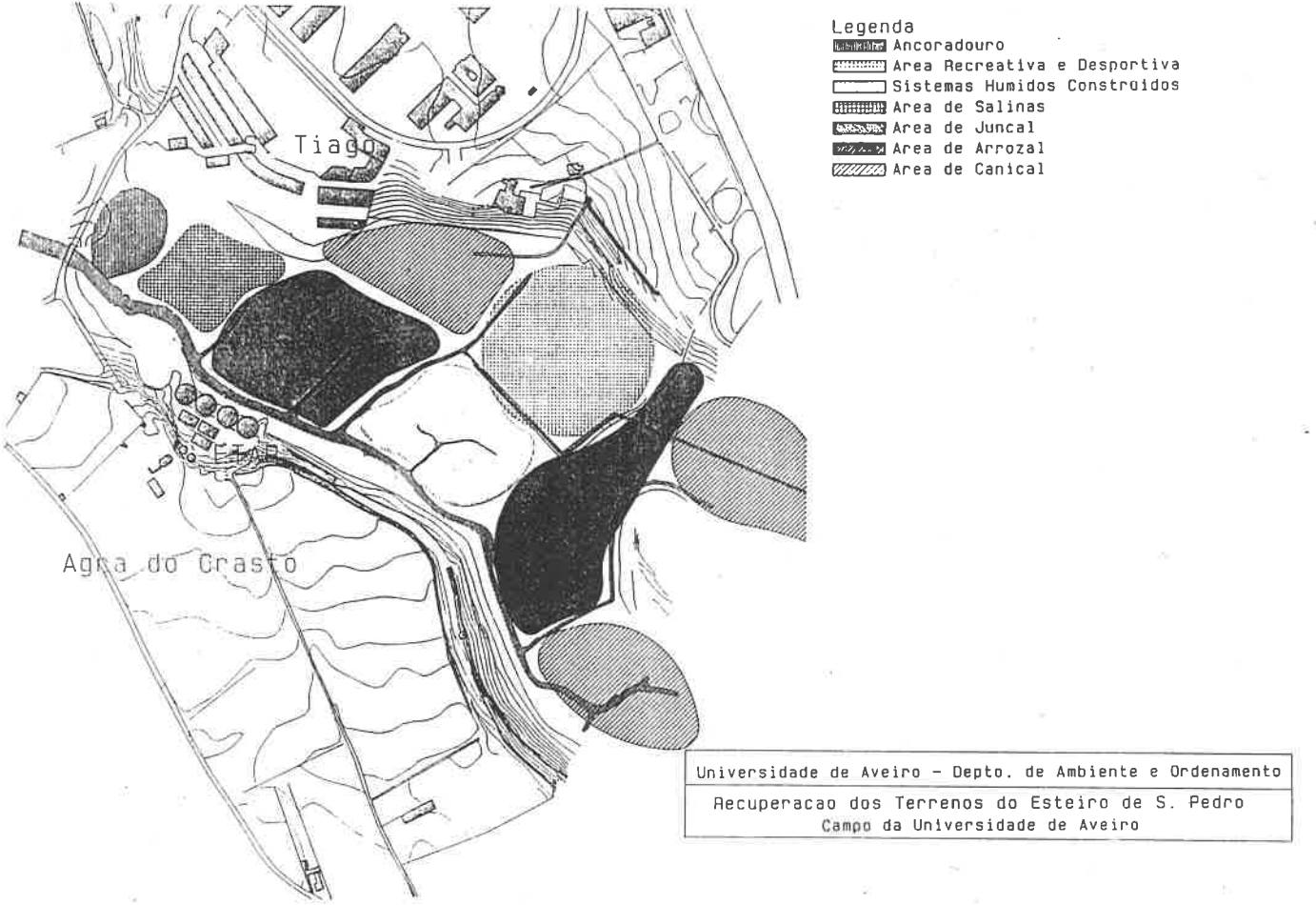


Figura 2 - Zonamento

produção o que não acontece actualmente com as outras salinas do país, em que a extracção do cloreto de sódio se faz apenas três vezes por época, donde advêm menores custos.

As salinas da Ria de Aveiro apresentam geralmente dois períodos de características ecológicas diferentes que se distinguem por diferenças na comunidade biótica, sendo o cloreto de sódio produzido apenas num destes períodos. Assim, a produção de sal apenas ocorre durante o período de Julho até às primeiras chuvas de Setembro, uma vez que está dependente da relação, evaporação bruta/precipitação bruta. A quantidade de sal produzido por salina depende principalmente das condições atmosféricas. Nos anos em que a produção é propícia pode-se obter, por cristalizador cerca de 300 kg. (VIEIRA, 1989)

Do ponto de vista ecológico as salinas solares de clima temperado apresentam características ecológicas alternadas de um meio salobro e de um meio hipersalino. A fauna e flora são bastante abundantes durante a época de repouso. No entanto, no período de produção com o aumento da salinidade nos diferentes tanques verifica-se haver alterações também na diversidade dos organismos bentónicos, planctónicos, nectónicos e neustónicos.

e. Sistema húmido construído

Por sistemas húmidos construídos entendem-se estruturas artificiais que simulam zonas húmidas naturais e que têm grande aplicação para tratamento de efluentes (HAMMER 1989). Para esta situação sugere-se que os esgotos da zona residencial a construir no Crasto tenham a sua rede de saneamento ligada ao sistema proposto e que se recorra a macrófitas emergentes (por ex. *Phragmites australis, Typha latifolia, Iris pseudacorus, Scirpus sp.*, etc.) se bem que fique em aberto a possibilidade de se recorrer também a espécies flutuantes e submersas.

f. Galeria ripícola

As galerias ripícolas surgem nas margens dos esteiros onde a salinidade é reduzida e estão muito associadas à Ria de Aveiro, nomeadamente à zona do Baixo Vouga onde existe um intricado sistema de sebes de compartimentação e que muitas das vezes acompanham também os canais e valas aí existentes. As formações vegetais que se constituem são as próprias de solos húmidos em que as espécies de árvores dominantes são o amieiro negro (*Frangula alnus*) e o salgueiro (*Salix atrocinerea*) ainda acompanhadas do carvalho (*Quercus robur*), do loureiro (*Laurus nobilis*), do amieiro (*Alnus glutionsa*), do freixo (*Fraxinus angustifolia*), da tamargueira (*Tamarix africana*) e diversas espécies de salgueiros. Para além das árvores, estas formações são acompanhadas de uma diversidade de outras espécies ao nível dos estratos arbustivos e herbáceos.

g. Arborização de encostas

A envolvente dos terrenos é marcada a norte e a sul por duas encostas que deverão ser arborizadas tendo em vista a qualificação visual do Esteiro assim como o eventual papel de quebra-ventos e de acompanhamento e referenciação de percursos de ligação das cotas baixas às cotas altas.

h. Percursos

Os caminhos assumem especial relevo nesta zona uma vez que será através deles que se fará por um lado a ligação ao Crasto e, por outro lado, serão eles que compartimentam os diferentes ambientes a criar.

Propõe-se uma rede de caminhos hierarquizada, isto é, uns são considerados estruturantes e outros secundários. Os estruturantes são de atravessamento, estabelecendo as ligações entre as cotas mais altas e as mais baixas e dando acesso aos caminhos secundários que se localizam dentro de cada uma das classes. Pretende-se introduzir uma estrutura quadriculada de percursos que interligue entre si os diferentes abrigos temáticos e permita uma forma diversificada e clara de fruição do esteiro.

Os principais eixos estruturantes são essencialmente eixos pedonais e ciclistas, procurando-se assim fomentar o percurso lento de fruição do espaço envolvente, podendo-se eventualmente localizar pequenos miradouros nos pontos mais elevados. Os eixos secundários dão apenas acesso pedonal a pequeno equipamento de apoio à gestão.

i. Abrigos temáticos

Relativamente aos abrigos temáticos, e como o próprio nome indica, pretende-se que sejam espaços cobertos e semi-fechados equipados com painéis informativos relativos aos diferentes ambientes. Localizam-se em locais-chave de fácil acesso, isto é, nos cruzamentos dos percursos secundários.

A função primordial que está subjacente à existência destes abrigos temáticos prende-se com objectivos de educação ambiental destinando-se a informar os visitantes bem como oferecer espaços de paragem e de observação do Esteiro.

j. Ancoradouro

A criação de um ancoradouro na entrada do esteiro, logo a seguir à ponte, visa fundamentalmente fomentar a navegação de barcos de pequeno porte ao longo dos canais da Ria e também o seu aproveitamento como espaço de lazer e recreio, possibilitando ainda a sua utilização pelos equipamentos usados no apoio à investigação pertença dos diversos Departamentos da Universidade, como seja o caso dos barcos utilizados pelo Departamento de Biologia.

Esta proposta poderá ser reequacionada e abandonada dando este espaço lugar a outras funções ou actividades mais directamente identificadas com o apoio à investigação ou até mesmo comportar-se apenas como uma zona de sapal.

- **Apoio à investigação**

O programa de investigação deve ser elaborado pela Universidade a nível inter-departamental, enunciando as construções de apoio à experimentação em torno da biomassa produzida e do estudo da fauna e da flora, do comportamento do sistema húmido construído, etc.

- **Estacionamento**

Uma vez que o Esteiro está previsto ser um espaço de lazer acessível à população em geral torna-se fundamental assegurar uma rede de estacionamento. Assim, desde já identificam-se três locais principais: o parque de estacionamento da Associação de Antigos Alunos da UA, um parque junto a Santiago e outro na zona do Crasto.

4. SÍNTESE

A Ria está rodeada de usos agrícolas intensivos recorrentes a fertilizantes, pesticidas e herbicidas químicos que de forma difusa poluem a Ria pela contaminação dos lençois freáticos. A possibilidade de introduzir formas de agricultura de distinção - reduzindo o recurso a produtos químicos e valorizando produtos orgânicos abundantes no ecossistema Ria - necessita de suporte investigacional e de meios económicos. Por outro lado, o potencial sob o ponto de vista da biodiversidade é máximo nas zonas húmidas, tornando também este espaço - uma vez devidamente infraestruturado - um sítio privilegiado para a conservação da natureza.

A proposta de programa assenta na introdução de um conjunto de actividades diversificadas, umas tradicionais e outras de carácter mais inovador na Ria: diversificando os usos, diversificam-se os *habitats*, potenciam-se as zonas de contacto. O objectivo é criar um laboratório ao ar livre inserido na dinâmica investigacional e também pedagógica da Universidade, ao mesmo tempo que proporciona oportunidades de recreio e um espaço de encontro entre os visitantes e universitários. A proposta engloba rede viária vocacionada para peões e ciclistas, pontuada por um conjunto de abrigos temáticos de apoio à educação ambiental e/ou à investigação.

AGRADECIMENTOS

Este trabalho contou com a colaboração dos seguintes docentes da Universidade de Aveiro: Prof. Doutor Luís Arroja e Prof. Doutor José Figueiredo do Departamento de Ambiente e Ordenamento e Dr. António Luís do Departamento de Biologia, a quem se agradece o seu contributo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

HAMMER, DONALD A. et all,1989,Constructed Wetlands for Wasterwater Treatment: municipal, industrial, and Agricultural; editado por Donald A. Hammer; Lewis Publishers

MITSCH, W. AND GOSSELINK, J.; 1993, Wetlands; 2ª Edição; Van Nostrand Reinhold

MOREIRA, MARIA H.; Importância Ecológica das Zonas Húmidas: caso da Ria de Aveiro; Departamento de Biologia - Universidade de Aveiro; Aveiro

SILVA, 1995, Esteiro de S. Pedro - Diagnóstico da Qualidade da Água. Relatório Interno do Dep. de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro

TAMISIER, A., 1994, A review of habitat changes in the Camargue: an assessment of the effects of the loss of biological diversity on the wintering waterfowl community, in *Biological Conservation*, nº 70

TAMISIER, A., 1994, La protection des zones humides: la Camargue, in *Courrier de l'Environment de l'INRA,* nº 22

UNIVERSIDADE DE AVEIRO;1995; Esteiro de S. Pedro - Recuperação ambiental e valorização paisagística dos terrenos do Campo Universitário, Departamento de Ambiente e Ordenamento

VIEIRA, MARIA N.; 1989, Ecologia das Salinas; Séria "Monografias" nº 2; Instituto de Zoologia Dr. Augusto Nobre"- Universidade do Porto; Porto

WILLIAMS, M. et all; 1991, Wetlands: a threatened landscape; editado por M. Williams; Blackwell Publishers

A QUALIDADE VISUAL DA PAISAGEM FLORESTAL EM PORTUGAL

Metodologia e Aplicação

M.J.CURADO[1] e M.T.ANDRESEN[2]

Resumo: Apresenta-se uma metodologia e respectiva aplicação, num processo de avaliação da qualidade visual da paisagem. A metodologia aplica-se à paisagem florestal, tomando por base que a qualidade visual da paisagem está directamente relacionada com a sua estabilidade ecológica. Há mais de 30 anos que este tema tem sido alvo de uma intensa investigação; porém, este tem-se demonstrado pouco eficaz sobretudo pelas metodologias demasido complexas que se tornam de difícil transposição para uma aplicação prática e generalizada. A metodologia aqui preconizada assenta prioritariamente numa única variável: o uso do solo considerando um conjunto de 6 classes. A aplicação prática aqui submetida localiza-se no Parque Natural do Alvão, uma paisagem de montanha do Norte de Portugal e centra-se sobre uma das mais distintas bacias visuais - o vale de Fervença.

Palavras Chave:qualidade visual; floresta; SIG.

I - A QUALIDADE VISUAL E A FLORESTA COMO OBJECTOS DE ESTUDO*

I.1. A qualidade visual

Apesar dos estudos sobre a qualidade visual da paisagem surgir nos anos 60 a par com o despoletar dos movimentos ambientais, continua a ser considerado um estudo em estado incipiente de desenvolvimento, mas que capta cada vez mais a atenção por parte de diversos e diferentes profissionais.

---

[1] Arquitecta Paisagista, colaboradora de investigação no Dep. de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro.

[2] Professora Associada no Dep. de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

* Trabalho de investigação (Contract AIR - CT 94-1229) Detailed Visual and Amenity Design Guidelines for Forestry: Optimizing Rural Resource Potencial, coordenado por J.J. Gardiner, University College of Dublin, Irlanda.

Nos últimos 30 anos, a ecologia, a estética e a psicologia têm dado importantes passos no estudo da qualidade da paisagem, não esquecendo porém o papel dos silvicultores, arquitectos paisagistas, geógrafos e filósofos. Das áreas da ecologia, estética e psicologia emergem três disciplinas com particular importância no estudo da qualidade da paisagem: ecologia da paisagem, psicologia ambiental e estética ambiental (ANDRESEN, 1992).

O estudo da qualidade visual da paisagem tem sido grandemente debatido principalmente na América do Norte e Austrália. Qualquer destes continentes tem vastas áreas com reduzida presença humana comparativamente com os países Euro-Asiáticos; assim é perfeitamente comprensível a importância que adquirem determinados termos como 'ambiente natural' ou 'wilderness', (este último tão próprio de determinadas culturas, que não tem tradução para a nossa língua). No entanto, outras culturas, como Espanha ou Reino Unido, têm desenvolvido bastante a investigação neste âmbito em áreas como a geografia, ecologia, arquitectura paisagista, silvicultura e planeamento.

Constata-se que duas grandes áreas de estudo adquiriram grande importância: uma proveniente da arquitectura paisagista, com o objectivo de proteger paisagens com determinado valor; outra da psicologia mais voltada para as preferências do público bem como para o estudo do comportamento humano (ANDRESEN, 1992). Ambas as perspectivas tentam definir as características da paisagem que determinam a qualidade dessa mesma paisagem. O resultado dos estudos tende para identificar características tais como forma, côr ou textura dos seus elementos e, por sua vez, relacionar estas com as preferências do público. Os estudos dos passados 30 anos mostram uma clara tendência para favorecer a componente emocional da experiência do observador.

I.2 - A floresta

A floresta Portuguesa cobre aproximadamente 35% do território nacional. 45,6% corresponde a resinosas, maior parte da família das *Pinacea*, da qual o *Pinus pinaster* (Pinheiro Bravo) representa 95% da produção, concentrada principalmente no centro e norte do país. As florestas de perenifólias estão predominantemente nas planícies do sul (*Quercus suber* and *Q. rotundifolia)* cobrindo cerca de 40% da área florestal dos quais 89% está concentrado no Alentejo.(PNPA, 1995). O *Eucalyptus globulus* tem vindo a aumentar nas florestas Portuguesas devido essencialmente ao crescimento das indústrias de pasta de papel. Tem já uma grande importância no centro e no norte do país.

Cerca de 80% da floresta é privada. O Estado possui apenas 3%, 12% são baldios e 5% pertencem a empresas. No norte e centro, as propriedades são muito pequenas; cerca de 70% dos proprietários têm terrenos com menos de 4ha. Somente 1% possuem propriedades com mais de 100ha. Esta situação traz grandes problemas de gestão e rentabilidade das terras (PINTO, 1991).

O conceito de floresta continua em discussão em Portugal, envolvendo grandes grupos de profissionais desde os silvicultores aos geógrafos, desde os conservacionistas aos arquitectos paisagistas. Cada vez mais tem sido defendida a necessidade de complementar as florestas comerciais com florestas de protecção por razões de biodiversidade tanto a nível florístico como faunístico.

Este estudo privilegia as situações de floresta de produção. Nestes casos os problemas de qualidade visual são mais evidentes devido à tendência para ocuparem grandes extensões em monocultura dominada por *Pinus pinaster* ou o *Eucalyptus globulus*, e com formas de exploração visualmente muito impactuantes.

II - O CASO DE ESTUDO DA SERRA DO ALVÃO

Para iniciar este estudo, um dos primeiros passos a dar foi a selecção das diferentes áreas de estudo. Os critérios para essa selecção foram os seguintes:

- acessibilidade e oportunidades de combinação entre objectivos produtivos e o recreio ou a conservação da natureza.
- predominância de *Pinus pinaster* e *Eucalyptus globulus*, associada quando possível à proximidade de caducifólias.
- paisagem de carácter rural
- diversidade de situações interior/litoral
- diversidade topográfica e geológica

A área apresentada localiza-se na Serra do Alvão, mais concretamente no Parque Natural do Alvão. A área de estudo pode ser considerada um protótipo da paisagem do norte montanhoso de Portugal. Tem aproximadamente 7000 ha correspondendo à bacia de recepção do Rio Olo. O relevo é um dos factores mais importantes no carácter desta paisagem. A geologia é outro factor determinante: a área é dominada ora por xistos, ora por granitos, havendo uma zona de transição com características muito particulares (IDAD, 1995).

Após a selecção da área de estudo seguiu-se a definição de unidades de paisagem, como mostra a fig.1 - Metodologia. Esta delimitação teve como

suporte principal as características biofísicas e antropogénicas de toda a zona. Aqui é bem visível a importância das diferenças existentes entre o xisto e o granito no modo de ocupação do solo.

Para a avaliação da qualidade da paisagem foram seleccionados três sítios, atendendo a que estes possam ser representativos das unidades de paisagem, a diversidade e a presença de floresta seja predominante, existência de potencial recreativo e, por fim, a existência de bacias visuais propícias a este estudo.

Assim, o primeiro sítio é a Encosta do Ermelo: Ermelo é uma aldeia situada na margem esquerda do Rio Olo, suportada por uma extensa área de socalcos. Em redor da aldeia podemos encontrar algumas pastagens sendo o restante espaço coberto de *Pinus pinaster* e *Eucalyptus globulus*. A margem direita do Olo é completamente coberta por *Pinus pinaster*, neste momento em regeneração em resultado de um incêndio há 5 anos atrás.

O segundo sítio é a Encosta da Fervença: a aldeia de Fervença está aproximadamente a 700 metros de altitude, rodeada por alguns socalcos, áreas significativas de carvalhos, solos nús e ainda alguns manchas de resinosas.

O Alto da Toutuça - o terceiro sítio - tem uma presença muito forte de *Pinus sylvestris* com grande potencial recreativo. No próprio sítio a diversidade de usos do solo e de planos visuais não é notória. No entanto, tem significativas amplitudes visuais em direcção a Sul e a Este.

O segundo passo metodológico foi o de determinar a qualidade estética a capacidade de absorção e a sensibilidade da paisagem. Esta última tem principalmente em conta o tipo de observadores e de observação. Neste caso concreto, apenas se fez duas distinções: locais de passagem (bacias visuais nº 1,2,3 e 5) e locais de recreio (bacias visuais nº 4), ambos com a finalidade de se poder parar e observar a paisagem. Por qualidade estética entende-se as propriedades intrínsecas da paisagem que contribuem para a sua expressão física e que são sobretudo valorizadas enquanto captadas no exercício da percepção. A capacidade de aborção diz respeito à capacidade de uma dada paisagem receber mais floresta.

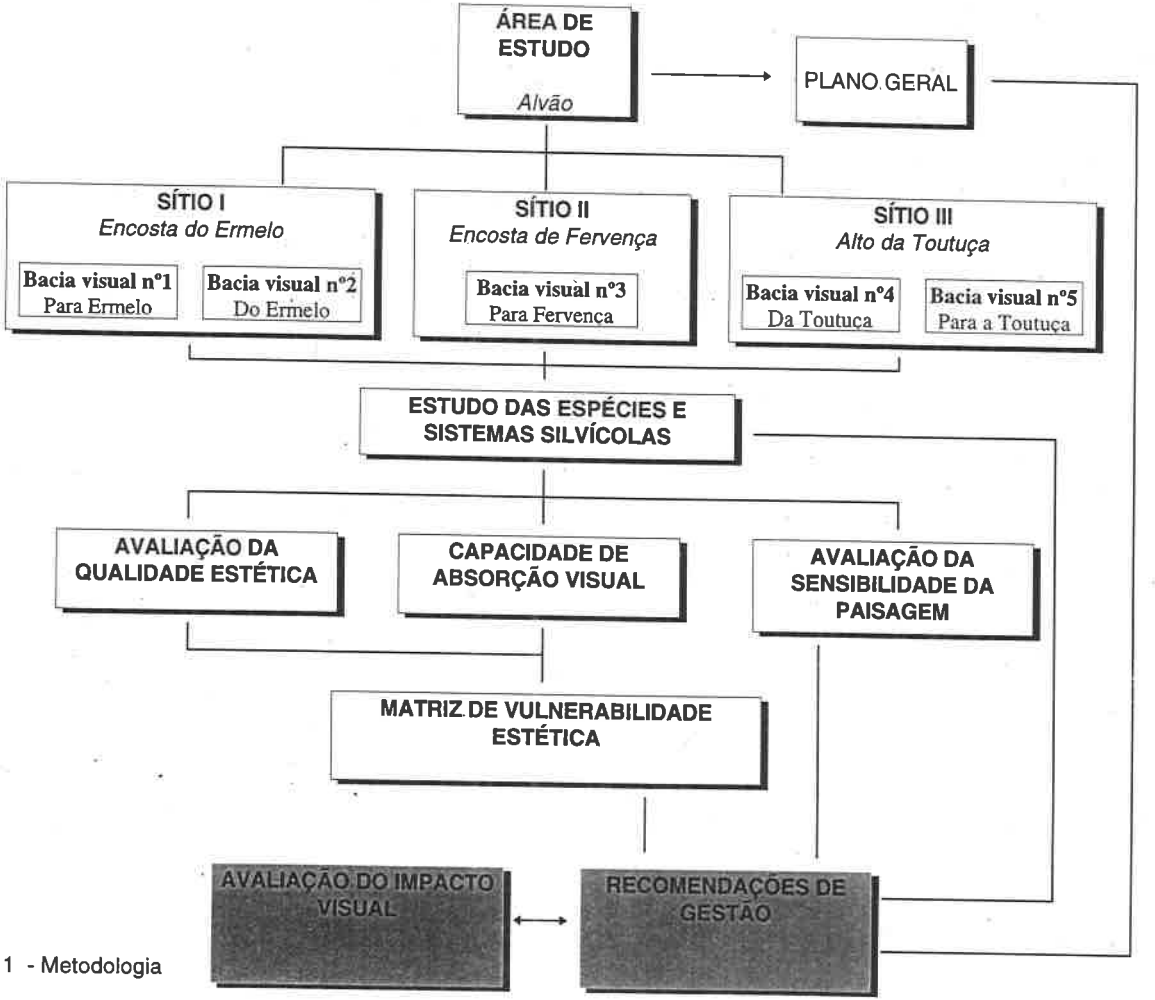


Figura 1 - Metodologia

A par com esta selecção de sítios e bacias visuais foi desenvolvido um estudo das espécies vegetais e sistemas silvícolas existentes nas diferentes paisagens. A delimitação das bacias visuais passou ainda pela escolha de pontos estratégicos, os quais estão associados aos pontos de paragem ou estadia. A aplicação da metodologia será demonstrada com recurso à bacia visual sobre Fervença.

Como pressuposto da avaliação da qualidade visual da paisagem está a relação desta com o equilíbrio ecológico. Ou seja, para que uma paisagem tenha uma qualidade visual elevada tem que haver necessariamente um equilíbrio ecológico. Assim, o factor principal que se considerou como determinante para a avaliação da qualidade da paisagem foi o uso do solo, por ser este, a par com outras características morfológicas, que determina em grande parte as características ecológicas. Para além disto são também os diferentes usos que determinam paisagens diferentes a nível visual. Outros factores foram considerados em particular a geomorfologia, essencial no carácter da paisagem.

Para a análise do uso do solo foram consideradas 6 classes - aldeias, agricultura, caducifólias, resinosas, pastagens e solos nus - as quais serão intersectadas com a bacia visual do respectivo ponto escolhido (fig. 2).

Um outro aspecto bastante importante é a distribuição dos diferentes usos pelos diferentes planos. Ou seja, a nível visual é completamente diferente a percepção que se tem num primeiro plano e num último onde já não se distinguem, na maioria dos casos, os diferentes usos. Assim, para cada plano foi determinada a área ocupada pelos diferentes usos (quadro 1 e 2).

Através da observação destes gráficos, e segundo critérios de geomorfologia e uso do solo, procedeu-se à avaliação da qualidade estética (quadro 3).

Sob o ponto de vista da geomorfologia valoriza-se a diversidade das formas de relevo numa só bacia visual.

> Ex: a bacia visual nº2 - Vista do Ermelo, é entre todas a de menor diversidade por ser uma encosta muito uniforme quer sob o ponto de vista morfológico quer geológico - classificação **C**. Pelo contrário a bacia visual nº 5 - Vista para a Toutuça apresenta grande diversidade geológica assim como apresenta várias formas de relevo desde vales a planaltos - classificação **A**.

Quanto ao uso do solo distinguiram-se duas variáveis: a textura e o aspecto. A textura diz respeito à percepção de parcelas e dos objectos nos diferentes planos; o aspecto valoriza a experiência subjectiva, e que tem particularmente a ver com manifestações efémeras tais como côr e luz. Dentro do uso do solo distinguiram-se seis classes perceptuais 1. As **aldeias** marcas humanas na paisagem ricas em património construído; 2. A

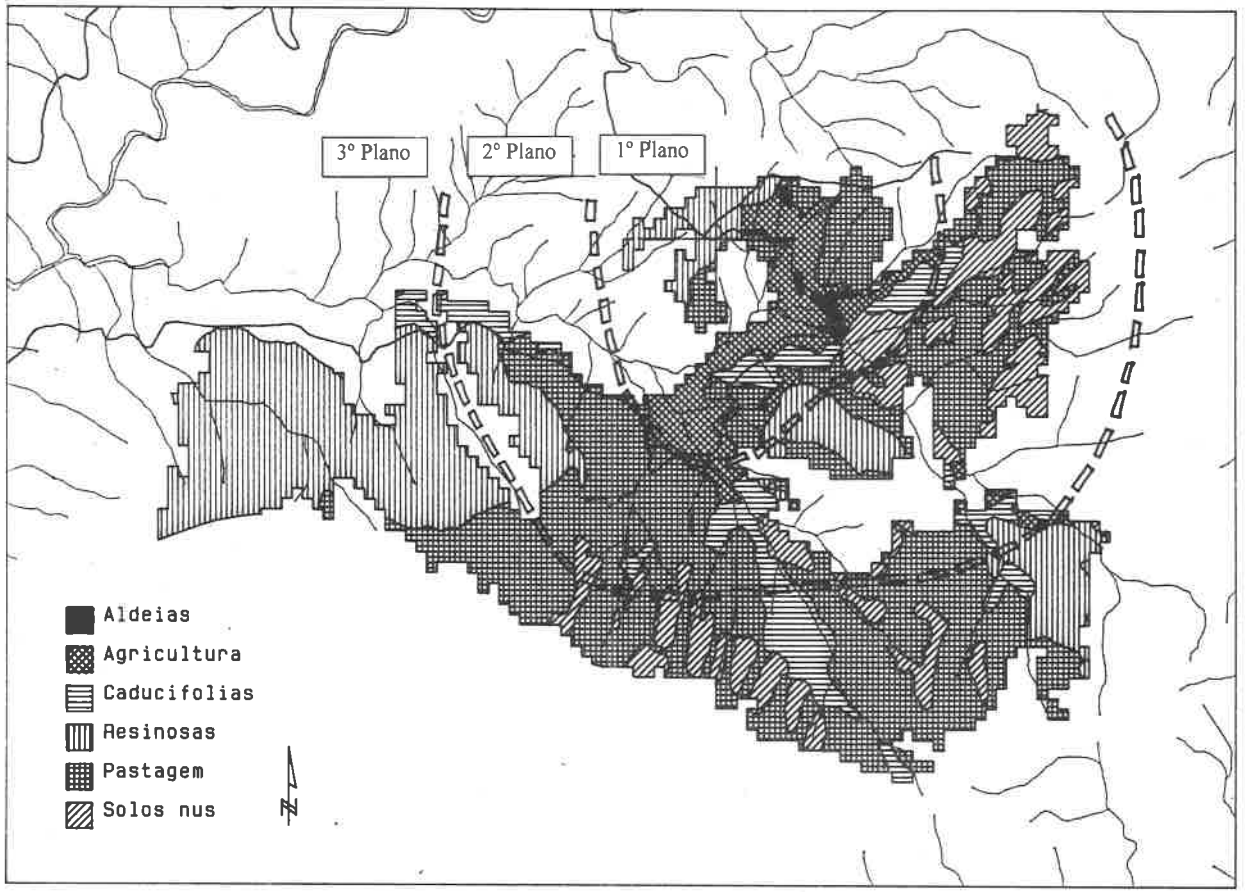
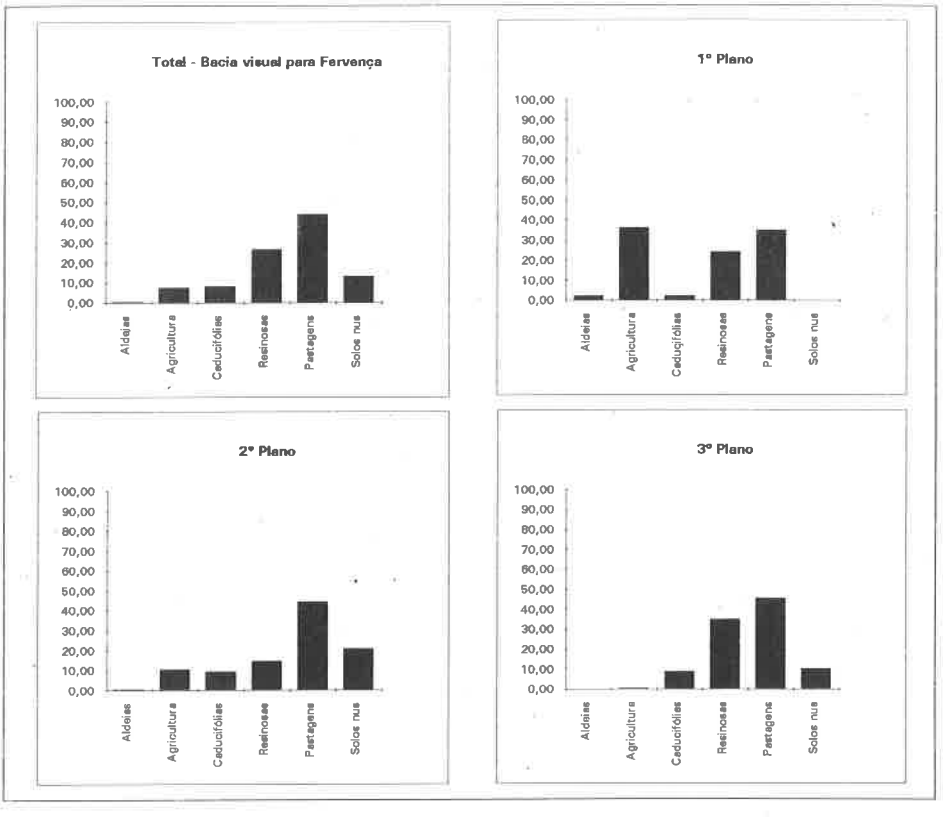
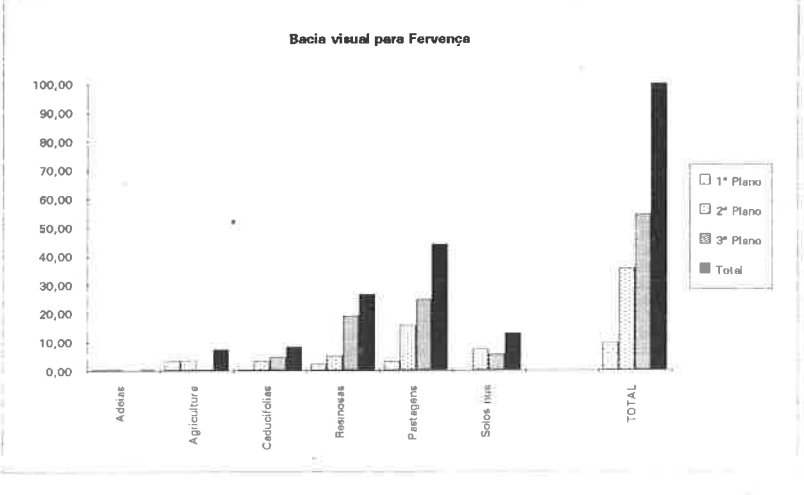


Figura 2 - Bacia visual para Fervença e Usos do solo



Quadro 1



Quadro 2

agricultura muito diversa nas suas várias expressões quer seja nos vales, nos socalcos de meia encosta ou nos prados de lima; 3. As **caducifólias** enquanto formação botânica autóctone e suporte da biodiversidade; 4. Os **povoamentos florestais** (resinosas) como oportunidades de produção florestal contrariando os objectivos da biodiversidade; 5. As **pastagens** em grande extensão em complemento à actividade silvo-agrícola e deixando em evidência as formas de relevo; e 6. Os **solos nus** marcando ausência de vida, onde a erosão mais se faz sentir, e o carácter imponente da paisagem é marcante do ponto de vista visual;

Assim, comparando dois dos exemplos mostrados no quadro 3, e no que diz respeito à textura, considerou-se o primeiro plano da Bacia visual nº3 com classificação **A** pela grande expressão da agricultura, compatibilizada com outros usos do solo. Na bacia visual nº 1, apesar de se observar também uma área considerável de agricultura, deparamo-nos com uma ausência de caducifólias, o que justifica a sua classificação **B**. Ainda recorrendo ao mesmo exemplo mas agora considerando a variável aspecto, a esta bacia atribui-se a classificação **C** devido à grande homogeneidade de cores observadas (resultante da pouca diversidade de usos do solo) e à inexistência de grande número de planos e profundidade o que necessariamente nos transmite sensações diferentes do que a bacia visual nº 5 cujo território se perde no infinito.

A par com a geomorfologia e o uso do solo (textura e aspecto), os modificadores são também variáveis a ter em conta, distinguindo-se marcas notáveis (contribuem para o caractér único e emblemático da área de estudo) e marcas referenciais (contribuem para a orientação na área de estudo).

	Geomorfologia Diversidade					Uso do solo Textura					Uso do solo Aspecto					Modificadores Marcas notáveis					Modificadores Marcas referenciais				
Bacia visual	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
1º Plano	B	C	A	A	A	B	B	A	B	A	C	C	B	B	A	S A		S			A		A		
2º Plano						C	C	A	A	A						F				S	F			A	
3º Plano						-	C	B	B	B										G					G

1 - Bacia visual para o Ermelo
2 - Bacia visual do Ermelo
3 - Bacia visual para Fervença
4 - Bacia visual da Toutuça
5 - Bacia visual para a Toutuça

A - Alta
B - Média
C - Baixa

S - Socalcos
A - Aldeias
F - Fisgas
G - Senhora da Graça

Quadro 3 - Avaliação da Qualidade Estética

A capacidade de absorção visual (quadro 4) foi determinada a partir do quadro anterior, atendendo à capacidade de absorção de mais floresta e não de outros usos, tomando em em conta a existência de caducifólias e resinosas.

	Resinosas					Caducifólias				
Bacia visual	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
1° Plano	C	C	C	B	C	B	B	C	A	C
2° Plano	C	C	B	B	B	A	A	B	A	B
3° Plano	-	0	C	0	0	-	0	A	0	0

1 - Bacia visual para o Ermelo
2 - Bacia visual do Ermelo
3 - Bacia visual para Fervença
4 - Bacia visual da Toutuça
5 - Bacia visual para a Toutuça

A - Alta
B - Média
C - Baixa
0 - Irrelevante
- - Inexistente

Quadro 4 - Capacidade de Absorção Visual

A matriz de vulnerabilidade estética avalia a capacidade da paisagem para sofrer alterações (quadro 5).

Bacia visual	1	2	3	4	5
1° Plano	B	B	A	B	A
2° Plano	C	C	B	B	B
3° Plano	-	-	C	-	-

1 - Bacia visual para o Ermelo
2 - Bacia visual do Ermelo
3 - Bacia visual para Fervença
4 - Bacia visual da Toutuça
5 - Bacia visual para a Toutuça

A - Alta
B - Média
C - Baixa

Quadro 5 - Matriz de Vulnerabilidade Estética

Com base na vulnerabilidade estética, na sensibilidade da paisagem e no conhecimento das espécies e sistemas silvícolas, integrados nas directrizes do plano geral, produzem-se as recomendações de gestão que, por sua vez, serão alvo de avaliação de impacto visual mediante técnicas de simulação visual.

As virtualidades da metodologia prendem-se com o seu grau de simplicidade quanto ao número de varáveis, contrariando as metodologias mais investigadas e praticadas até à data que se caracterizam por uma excessiva complexidade. Antecipa-se ainda que esta metodologia é de fácil transposição para recolha de opinião pública relativamente à qualidade da paisagem.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos a colaboração dos membros da equipa Celeste Coelho e António Ferreira da Universidade de Aveiro e João Bento da Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDRESEN, T., 1992, *Para a crítica da paisagem*. Universidade de Aveiro, tese de doutoramento policopiada

FABIÃO, A., 1987, *Árvores e florestas*. Publicações Europa-América, Mem-Martins

FORAM, 1995, *Relatório de progresso*. Detailed Visual and Amenity Design Guidelines for Forestry: Optimizing Rural Resource Potencial (Contract AIR - CT 94-1229)

IDAD, 1995, *Plano de Ordenamento do Parque Natural do Alvão, 3ª Fase - Proposta de Plano*. Aveiro

LUCAS, O.W.R., 1991, *The design of forest landscapes*. Oxford University Press

MINISTÉRIO DO AMBIENTE E RECURSOS NATURAIS, 1995, *Plano Nacional da Política de Ambiente*. Lisboa

PINTO, F., 1991, Projecto final de curso: *Mudanças no solo florestal*; orientação de Celeste Coelho. Dep. de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro

ESTUDO DA AVALIAÇÃO DA PRODUÇÃO DE BIOMASSA EM *CISTUS LADANIFER* NA REGIÃO LESTE ALENTEJANA. A IMPORTÂNCIA DA GESTÃO DESTE RECURSO.

Ana Eleonora Borges* e Victor Valente de Almeida*

* (Investigadora Auxiliar)

Estação Florestal Nacional

RESUMO:

As regiões portuguesas interiores por causa dos condicionalismos inerentes à irregularidade climática defrontam-se com problemas no que respeita à competitividade quer a nível nacional quer estrangeiro. Urge encontrar alternativas que se insiram numa óptica de desenvolvimento rural sustentado, sobretudo nas regiões sujeitas a forte pressão ambiental. Tem sido nosso objectivo estudar algumas espécies de forte implantação no ecossistema mediterrâneo e que detenham em si potencialidades capazes de gerar novas tecnologias verdes, encontrando formas equilibradas de gestão destes recursos.

Apresentamos neste trabalho um estudo comparado relativamente à caracterização da biomassa da *C. ladanifer* em três concelhos alentejanos (Reguengos, Barrancos e Moura).

Palavras-chave: *Cistus ladanifer*, biomassa, desenvolvimento sustentado, potencialidades.

INTRODUÇÃO

No decurso de etapas sucessivas tem-se vindo a estudar o comportamento bio-ecológico de *Cistus ladanifer*, em diversas regiões do país e ao longo de um gradiente de idade. Foi possível numa primeira fase, individualizar diferentes comportamentos da esteva, em função de factores geotopográficos e edafoclimáticos. Com base nos resultados obtidos estabeleceram-se modelos preditivos (Borges e Almeida, 1990).

Na sequência do trabalho realizado e agora com o intuito de encontrar alternativas ao consumo de palha, nas regiões alentejanas, temos vindo a estudar as potencialidades que a esteva poderá vir a desempenhar no futuro contexto do interior alentejano.

Pretende-se pois incentivar o desenvolvimento das zonas rurais de forma a melhorar a estabilidade de emprego, rendimento agrícola, níveis de densidade demográfica, pressões ambientais, etc..

Será possível conseguir este objectivo através da:

1) diversificação da actividade agrícola, com a implementação de novas culturas ou culturas caídas em desuso

2) promoção dos produtos típicos locais (artesanato) tendo como base matéria prima da região

3) preservação e conservação dos recursos naturais e do ambiente.

4) utilização destes, em novas alternativas que permitam a subsistência das pequenas e médias empresas e beneficiem o desenvolvimento do turismo rural.

5) formação de mão de obra na agricultura e noutros sectores afins.

6) melhoramento das infra-estruturas básicas das zonas rurais através da sua reconversão.

Com os trabalhos anteriores tem-se vindo a comprovar que é possível empregar a componente foliar e caulinar da esteva para a alimentação animal após extracção foliar da oleoresina.

O crescimento dos indivíduos faz-se segundo um desenvolvimento homogéneo e harmónico que está muitas vezes correlacionado com as características morfológicas das plantas, bem como com o meio. Este trabalho pretende correlacionar as relações entre as diversas medidas frequentemente utilizadas e a produção de fitomassa.

MATERIAL E MÉTODOS

MATERIAL: Efectuaram-se transectos em três concelhos distintos, Reguengos de Monsaráz (Herdade da Chaminé, Amieira e Courelas), Moura (Arrócia) e Barrancos (Butefa). Cada transecto é constituído por quinze estações, distanciadas cerca de 100 metros, tendo-se realizado em cada para além da colheita de biomassa, o registo referente à presença e recobrimento do solo/m2 da espécie (Telhada, 1988).

MÉTODOS: Para a execução o trabalho recorremos a métodos baseados na avaliação directa dos tamanhos e pesos (total e por componente), das plantas (Harrington,1979; Telhada,1988). Este método fundamenta-se na determinação directa da biomassa (variável dependente), expressa em peso, através da destruição do material (Pardé,1980)-Método da colheita.

A par da determinação da biomassa, é realizada para cada espécime, a medição do seu diâmetro basal, diâmetro da copa, diâmetro perpendicular a este, diâmetro da base da copa, altura total e altura da copa, (variáveis independentes). Para o estudo da biomassa procedeu-se à recolha de material, numa área de $1m^2$ (Telhada, 1988).

Esta amostragem realiza-se em três estados etários da vegetação (5 10 e 15 anos), representativos do povoamento. Pretende-se através dela estabelecer modelos que relacionem o peso com as grandezas medidas.

Estabelecidos estes, futuramente poder-se-á predizer a biomassa de outras formações similares, desde que se meçam as variáveis independentes, que intervêm na relacção (Amostragem não destrutiva) (Harrington,1979; Telhada,1988).

Laboratorialmente as amostras foram secas em estufa Heraceus com entrada forçada de ar, a 65°C, para avaliação do peso seco (Ranger *et. al*, 1981). O material, enquanto não entra na estufa, foi conservado em frigorífico. Os dados recolhidos foram dispostos sob a forma duma matriz com 5 linhas (localidades) e 14 colunas (características da biomassa).

Com o objectivo de estudarmos a relacção entre localidades e características, foi utilizada a técnica do biplot que incidiu sobre a matriz acima referida, depois de centrada e standardizada em relacção às colunas.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Biomassa e características biométricas

O estudo da biomassa decorreu em diversos locais de amostragem (Reguengos de Monsaráz, Moura, Barrancos). Foram realizados três cortes/local (biomassa média) e um corte/local (gradiente de idade) num total de 595 plantas amostradas sendo quantificados os parâmetros biométricos.

A *C. ladanifer* é uma espécie interessante no ecossistema mediterrâneo com enorme preponderância nas zonas de forte degradação ambiental, onde desenvolve um papel do maior interesse por proteger os solos da erosão, reduzir o impacto da radiação solar, integração ao solo de matéria orgânica, entre outros.

Na realização do ensaio foi mantida como característica constanta a exposição a leste, sendo variáveis as características declive e altitude, em função da orografia da região.

Foi possível através da análise dos dados recolhidos, estabelecerem-se algumas relações. No Quadro 1, apresenta-se uma súmula dos valores médios dos parâmetros analisados para os Concelhos de Reguengos (Courelas, Chaminé e Amieira), Barrancos (Butefa) e Moura (Arrócia). Ao observar o mesmo, é evidente que o valor médio do Rec/m2, mais elevado, foi registado para a população presente na H. da Arrócia (81,5 %/m2), sendo contudo este valor um pouco inferior ao presente na população (individual) da H. da Chaminé (92%/m2) .

Quadro 1- Valores médios dos parâmetros analisados para os Concelhos de Reguengos (Courelas, Chaminé e Amieira), Barrancos (Butefa) e Moura (Arrócia).

Met.-transectos				Reguengos		Barrancos	Arrócia
Rec/m2 (%)-	92,00	63	86,78	**80,59**		75,14	81,5
Nº plan./m2-	49,20	5,6	23,44	**26,08**		3,14	7,6
Exp-	E	E	E	**E**		E	E
Alt.-	218,00	151,6	282,22	**217,27**		131,14	227,5
Dcl.-	6,00	5,04	2,67	**4,57**		2,07	1,9
27-7-93							

	Média -Chami	Média-Amieira	Média Courelas	**Média-Geral**		Média-Butefa	Média-Arrócia
Diâm. base(cm)	6,53	2,18	2,05	**3,59**	Diâm. base(cm)	2,80	2,50

Diam copa(cm)	95,53	56,93	46,57	66,34	Diam. copa(cm)	54,67	36,95
h caule(cm)	33,33	39,15	37,40	36,63	h caule(cm)	53,71	42,75
h copa(cm)	147,67	128,40	48,31	108,12	h copa(cm)	105,84	89,92
h total(cm)	181,00	130,55	85,71	132,42	h total(cm)	160,88	132,68
Peso folhas (g)	739,40	76,64	40,41	285,48	Peso folhas (g)	690,86	114,34
Peso do caule(g)	1936,47	708,20	615,20	1086,62	Peso do caule(g)	795,52	383,72
Peso do fruto(g)	38,40	12,53	13,63	21,52	Peso do fruto(g)	66,14	6,67
Peso total(g)	2714,27	571,78	669,23	1318,43	Peso total(g)	1417,32	504,74
Comp. lanç./ano (cm)	30,60	11,66	21,14	21,14	Comp. lanç./ano (cm)	14,13	19,06
Nº par. folhas lanç./ano	12,87	13,08	14,47	13,47	Nº par. folhas lanç./ano	19,36	13,84
Nº frutos	47,20	34,63	32,60	38,14	Nº frutos	90,97	23,33
Idade		14,95	7,61	7,52	Idade	7,49	5,77

Nas Fig. 1, representam a forma como se distribuiem as características morfológicas na esteva, enquanto que nas Fig. 2a 5, estão representados graficamente, os valores de biomassa total e por componentes presentes no Quadro 1.

É possível através da análise do Quadro 1 e das Fig 1 a 6, retirar algumas elações relativamente a uma "imagem não trabalhada, por

não concluida" da variabilidade relativa ao comportamento médio da biomassa nas diversas zonas em estudo.

Verifica-se que é a população da H. Chaminé que apresenta em média, valores médios de produção de biomassa mais elevados, o mesmo sucedendo para os restantes parâmetros observados em igualdade de situações.

Se se comparar a média geral obtida para o Conc. de Reguengos com os valores encontrados para outros Concelhos, é possível verificar que a esteva apresenta aí uma maior expressividade em termos médios de valores obtidos.

É possível através da observação do gráfico da Fig 7 (resultante da aplicação da técnica do Biplot Ponderado aos dados observados), tirar elações relativamente ao modo como se inter-relacionam as três regiões, com a distribuição da biomassa, e as características geotopográficas e morfológicas da esteva.

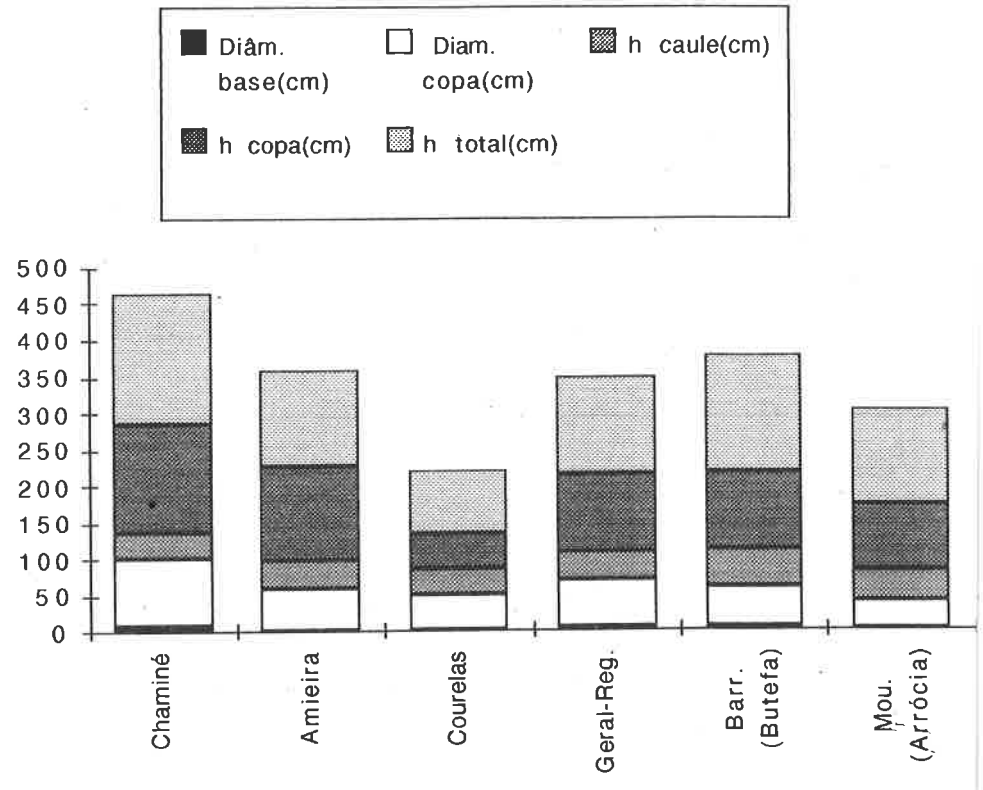


Fig 1- Representação gráfica da forma como se distribuem as características morfológicas da esteva nos diversos locais de amostragem.

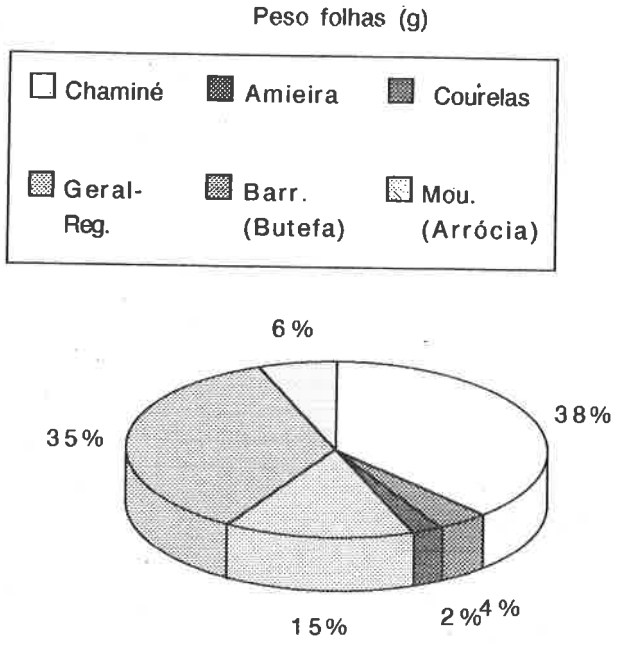


Fig. 2 - Representação da forma como se distribui a biomassa das folhas nas populações amostradas.

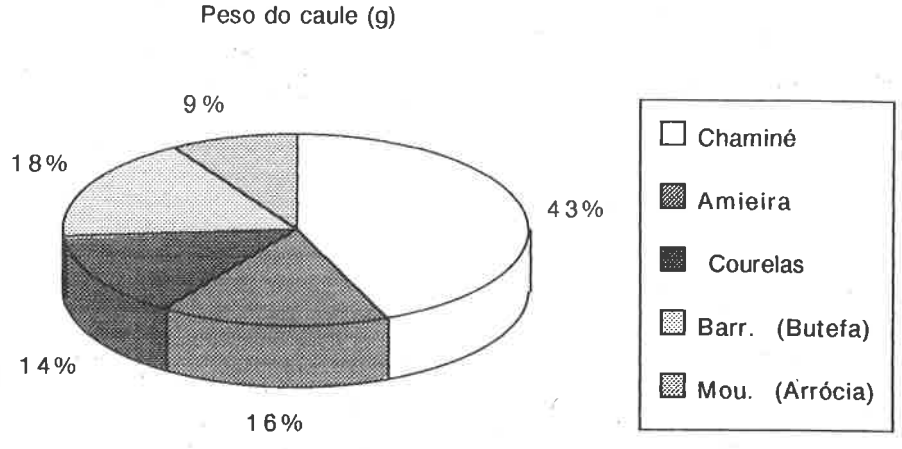


Fig. 3 - Representação da forma como se distribui a biomassa dos caules nas populações amostradas.

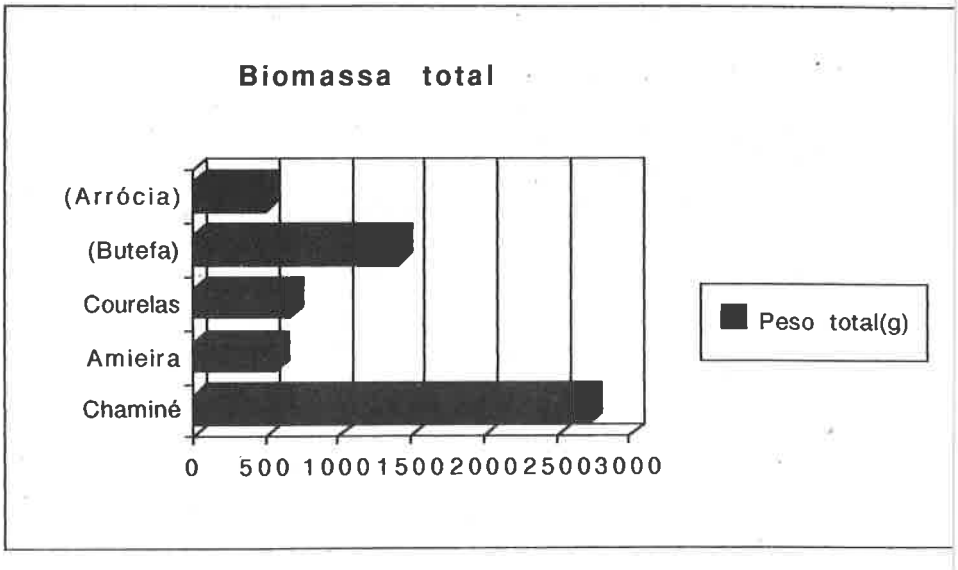


Fig. 4 - Representação da forma como se distribui a biomassa total nas populações amostradas.

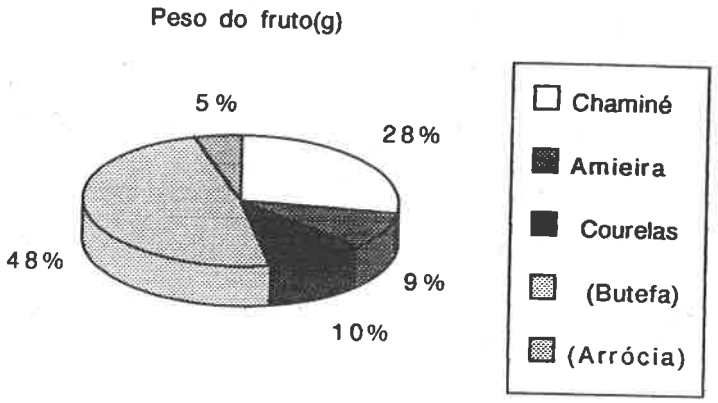


Fig. 5 - Representação da forma como se distribui a biomassa frutos nas populações amostradas.

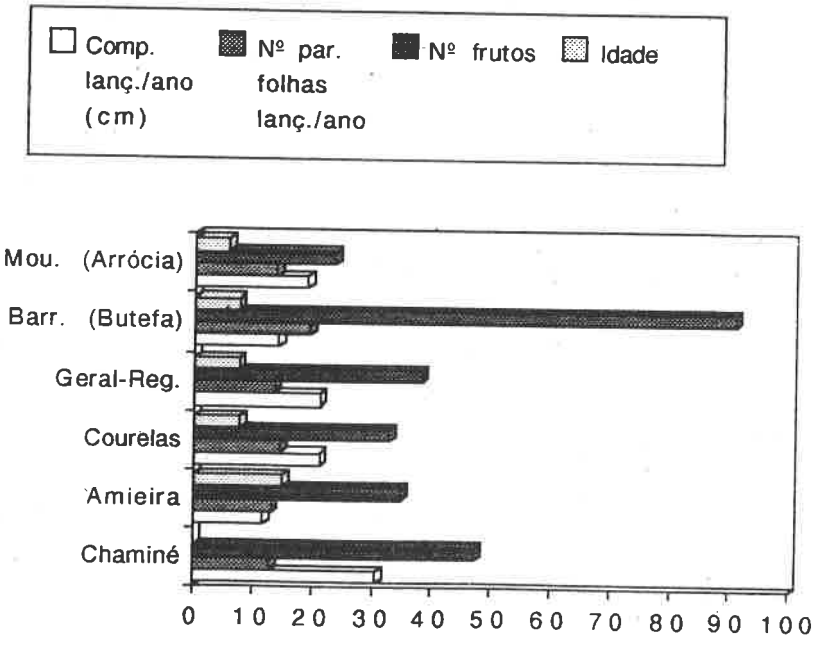


Fig. 6 - Representação do nº par de folhas no lançamento/ano, comp. lançamento/ano, idade e nº de frutos.

Assim associar-se-ão as localidades em 3 grupos distintos.

1- A Chaminé é caracterizada por ter valores acima da média em relação a um grande número de parâmetros da biomassa nomeadamente nº de Plantas/m2, diâmetro da base, diâmetro da copa, peso do caule, comp do lançamento/ano, recobrimento/m2 e altura da copa e também em relação ao declive.

2- Barrancos, apresenta valores acima da média em relação às caracteristicas, altura caule, peso dos frutos, número de folhas e número de frutos.

3- As três restantes localidades são semelhantes entre si sendo fundamentalmente caracterizadas pelo parâmetro altitude.

Podemos referir ainda, de uma forma aproximada, as caracteristicas dentro decada um dor três grupos estão correlcionadas positivamente e as caracteristicas dos grupos 2 e 3 , que possuem correlações negativas entre si, têm correlação nula com as caracteristicas do grupo 1.

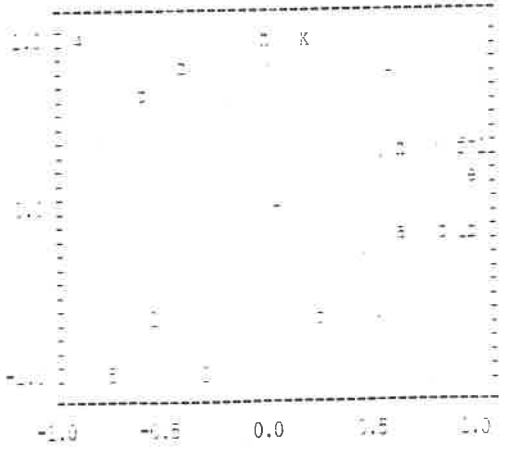


Fig 7- Biplot Ponderado.
Codificação: 1- Chaminé, 2- Amieira, 3- Courelas, 4- Barrancos, 5- Moura, a- Rec/m2, b- nº plantas/m2, c- altitude, d- declive, e- diam da base, f- diam copa, g- alt. caule, h- alt copa, i- peso folhas, j- peso caule, k- peso frutos, l- comp. lanç/ano, m- nºde folhas, n- nº de frutos

BIBLIOGRAFIA

Borges, A.E. e Almeida, V. 1990 Estabelecimento de modelos preditivos para a biomassa de *Cistus ladanifer* L. *3º Cong. sobre o Alentejo.* Sines.

Harrington, g 1979 estimation of above-ground biomass of trees and shrubs *Eucaliptus populea* F. Muell woodland by regression of mean on trunk diameter and plant height. *Aust. J. Bot.* 27: 135-143.

Pardé, J. 1980 forest biomass (forestry abstracts review article) *Forestry Abstract* 41:343-362.

Ranger, D.; Nys, C.; Ranger, J. 1981 Etude comparative de deux ecosystemes forestiers feuille et resineux des Ardennes primaires françaises. *Ann. Sci. Forest.* 38(3):377-388.

Telhada, A.E. 1988 *Estudo da bioecologia da Cistus ladanifer L - (esteva)- Sua importância em Portugal.* Prova para inv. Aux. INIA. Lisboa.

AVALIAÇÃO ECOLÓGICA E ECONÓMICA DA FLORESTA DE USO MÚLTIPLO

L. N. SILVA[1], T. DOMINGOS,[12] T. RIBEIRO[1]

Apresenta-se uma primeira aproximação a uma metodologia de análise ecológica e económica da **floresta de uso múltiplo** (FUM), através da aplicação a um estudo de caso. Classificou-se a avaliação ecológica com critérios qualitativos. A avaliação económica foi feita com de forma convencional. Para comparação dos resultados utilizaram-se dois sistemas florestais típicos: floresta de rotação curta (FRC) (eucaliptal), e floresta de longa rotação. O resultado da aplicação ao estudo de caso indica que a FUM é o sistema mais vantajoso quando se avaliam critérios qualitativos de diversidade, de flexibilidade e de impacto social e económico. Na análise financeira de curto prazo apresenta conjutamente com a FRC os resultados mais interessantes.

Sustentabilidade, carvalho, floresta, avaliação ecológica e económica.

DESCRIÇÃO DO ESTUDO DE CASO

O estudo de caso localiza-se na Quinta da França (QF), uma exploração da Beira Interior - Cova da Beira. A área de estudo tem 250 hectares e é constituída por solos litólicos, delgados, derivados de granitos, de pedregosidade elevada, com afloramentos rochosos e baixa capacidade de retenção hidríca. Os declives são inferiores a 20%. Nas zonas de menor declive aparecem bolsas de solos mais profundos e com melhor estrutura. Esta área foi afectada por um incêndio em Agosto 1995. Até essa data era ocupada por giestal bastante denso e regeneração de Carvalho negral (*Quercus pyrenaica*, Willd), ambos com 5 anos. Esta área encontra-se sob gestão da Terraprima - Sociedade Agrícola Lda., que a explora para silvopastorícia, cinegética e talhadia de *Q. pyrenaica*.

[1] JUNITEC - Júnior Empresas do Instituto Superior Técnico
Av. Manuel da Maia, 36 R/C Dtº - 1000 Lisboa
Tel: (01) 846 10 70 Fax: (01) 846 10 71
[2] Dep. Física, Instituto Superior Técnico - 1096 Lisboa.

DEFINIÇÃO DE CENÁRIOS

A Terraprima apresentou os seguintes critérios para a avaliação de cenários: minimização do capital de investimento; maximização do rendimento; optimização da utilização silvopastoril, para gado ovino; optimização da exploração cinegética, para caça menor. Com base nestas restrições foram definidos três sistemas de exploração possíveis.

Floresta de Rotação Curta (FRC). Exploração de Eucalipto (*Eucalyptus globulus* Labill) em três rotações, para produção de madeira. O *E. globulus* foi escolhido devido às suas boas taxas de rentabilidade [Portela, 1993], à grande quantidade de estudos técnicos, económicos e de impacto ambiental existentes [Alves *et al*, 1990] e à sua importância na floresta portuguesa. Para estudo da implantação deste sistema florestal na QF adoptou-se o seguinte modelo de silvicultura [Fontes,1995]: preparação do terreno com ripagem simples segundo as curvas de nível; na plantação e no final de cada rotação, fertilização com 125 kg/ha de adubo NPK e controlo mecânico de infestantes; densidade de plantação de 943 árvores/ha; rotação de 13 anos; compasso de 3 m x 3 m; abate, corte de ramos e traçagem mecanizados, com casca e comprimento de toros de 3 metros. Considera-se valores de produção lenhosa de 200 m^3/ha para as 1ª e 3ª rotações, com um acréscimo de produção de 20% na 2ª rotação [Fontes, 1995]. Para as operações de instalação e condução do sistema de produção foram utilizados valores médios publicados por Baptista [1994] a preços de 1993.

Floresta de Rotação Longa (FRL). Exploração de alto fuste de folhosas de crescimento lento para produção de madeira e talhadia de *Q. pyrenaica* para produção de lenha. Este sistema produtivo tem como objectivo a reconstituição do coberto florestal, degradado por sucessivos incêndios. Nas zonas de solos delgados e afloramentos rochosos será floresta de protecção. Nas áreas de solos mais profundos será explorada como floresta de produção [Oliveira, 1987]. Algumas das espécies passíveis de serem plantadas na QF são: Carvalho Negral, *Q. Pyrenaica*, Carvalho Roble (*Quercus robur* Lin.), Carvalho Americano (*Quercus rubra*), e Castanheiro (*Castanea sativa* Mill.). Oliveira [1987] recomenda a não utilização de mais de duas ou três espécies, em manchas, para facilidade dos tratamentos culturais. Este sistema seria conduzido em regime de talhadia composta [Alves, 1988] com aproveitamento da regeneração natural do *Q. Pyrenaica* com o objectivo de produção de lenha e alto fuste para madeira de serração.

Um dos grandes problemas que se põe à definição deste cenário é a falta de modelos de produção e de padrões culturais que permitam efectuar estimativas de produções. Para a análise financeira adoptaram-se valores meramente indicativos publicados em Oliveira [1987] e Baptista [1994] para folhosas, com os quais se definiu o seguinte modelo de silvicultura:

preparação do terreno com ripagem simples segundo as curvas de nível; na plantação, adubação com 114 kg de adubo NPK e controlo mecânico de infestantes; densidade de plantação de 950 árvores/ha; rotação de 70 anos, com conversão em talhadia; densidade aos 70 anos de 250 árvores/ha; abate, corte de ramos e traçagem mecanizados. Os rendimentos da venda de lenha foram calculados utilizando tabelas de produção para rotações de 20 anos [Allue, 1991] e preços praticados pela Terraprima para a árvore em pé.

Floresta de uso múltiplo (FUM). Exploração de talhadia de *Q. pyrenaica* em uso múltiplo com aproveitamento das suas características ecológicas para exploração cinegética e pecuária. Este cenário resulta do aproveitamento da regeneração natural do *Quercus pyrenaica* nos solos de maior declive ou afloramentos rochosos e de pastagens naturais nas bolsas de solos mais profundos e menor declive, à semelhança do cenário actualmente praticado na QF.

As acções de gestão são a construção da rede divisional e viária bem como a limpeza regular de matos, que são fundamentais para o controle de incêndios e a abertura de clareiras para pastoreio e caça. Para estas despesas foram utilizados valores médios publicados por Baptista [1994] a preços de 1993. As receitas provêm da venda de lenha grossa (explorada segundo o sistema descrito no cenário anterior), cinegética e gado ovino.

A exploração cinegética é um rendimento importante neste sistema, praticando-se uma gestão cinegética ordenada, incluindo os custos de um guarda da reserva. Os rendimentos foram calculados assumindo 1 coelho/ha, com base em Erena [1994] e preços praticados pela Terraprima.

O gado ovino é explorado em regime de pastoreio extensivo em pastagens naturais e bolota com suplementação de fenos e rações. As receitas da venda de leite e borregos foram fornecidas pela Terraprima e correspondem a um encabeçamento de 0.5 cabeças/ha, considerando produtividades forrageiras médias de 250 UF/ha para pastagens naturais. Este sistema baseia-se na expansão da pecuária extensiva da Terraprima, com o aproveitamento de antigas infraestruturas agrícolas abandonadas, donde a não inclusão deste investimento nas contas apresentadas.

AVALIAÇÃO ECOLÓGICA E ECONÓMICA

Analisa-se qualitativamente o impacto ecológico e ambiental de cada cenário com base em critérios adoptados no primeiro encontro de nível técnico de acompanhamento da Conferência de Helsínquia para a Protecção das Florestas na Europa, no Plano Nacional da Politica de Ambiente [MARN,

1994] e em Groot [1994]. Nas secções seguintes, apresenta-se a discussão de cada critério e na Tabela 1 apresentam-se os resultados.

Funções de regulação

Este grupo de funções diz respeito à capacidade dos ecossistemas em regular processos ecológicos e sistemas de suporte de vida essenciais, que contribuem para a conservação do meio ambiente fornecendo energia, ar, água e solo [Groot, 1994].

Qs armazenamentos de carbono e energia solar constituem funções essenciais para a regulação do ciclo do carbono e produção energética respectivamente. Existem características no *E. globulus* que são de grande relevância para a execução destas funções: a elevada produtividade que esta espécie apresenta; e a relativamente alta eficiência de uso da radiação em termos de biomassa produzida por unidade de densidade de fluxo de energia solar interceptada pelo copado [Pereira, 1993]. Em termos de armazenamento de carbono, as curtas rotações desta espécie não garantem que o carbono fixado fique armazenado por períodos de tempo superior ao das folhosas de longas rotações. No caso do uso múltiplo as produtividades lenhosas são baixas e os produtos agrícolas são de consumo imediato pelo que não existe eficiência na fixação de carbono. Em termos de eficiência da conversão de energia solar o *E. globulus* é a espécie com melhores características uma vez que o mais relevante é a produtividade em termos de biomassa que a espécie apresenta. Também nesta função o uso múltiplo não manifesta grande eficiência.

Na análise do balanço de nutrientes, acidez do solo e prevenção de erosão, o impacto do *E. globulus* é o que suscita maiores críticas. Características físicas do solo como densidade, porosidade, compactação e condutividade hidráulica superficial são negativamente alteradas, quando comparadas com o solo de floresta autóctone [Alves, 1990]. Contudo, estas alterações nas propriedades físicas do solo e riscos de erosão estão relacionadas principalmente com a intensidade e forma de preparação da estação. As alterações na química do solo são resultado da fixação de nutrientes na árvore, acumulação de folhada e remoção de madeira no corte. A fixação de nutrientes é proporcional à acumulação de biomassa, mas as espécies diferem na eficiência do uso dos nutrientes. O *E. globulus* tem uma boa eficiência no caso do nitrogénio e do fósforo, já não sucedendo o mesmo com o cálcio [Pereira, 1993]. Em termos de efeitos de longa duração do eucaliptal é importante considerar a quantidade de nutrientes removidos no corte. Os impactos sobre os níveis de azoto e cálcio seriam particularmente importantes se todo o material da árvore fosse removido (folhas, ramos finos e casca), o que não sucede no sistema proposto.

As condições para a melhoria da qualidade do solo e prevenção da erosão na FUM estão dependentes da intensidade de pastoreio e mobilização do solo. Não se fazem mobilizações de instalação de pastagem, mas, devido ao reduzido encabeçamento, procede-se à limpeza e enterramento de giestas de 5 em 5 anos, enriquecendo o solo em matéria orgânica. Com o sistema de pastoreio contínuo, existe uma acção de fertilização constante. Na talhadia de *Q. pyrenaica*, a baixa remoção de biomassa e folhada produzida leva a um aumento da matéria orgânica no solo. Rotações de 20 anos sem intervenções no solo permitem a melhoria das características físicas do solo.

Para a FLR, a folhada é considerada de excelente qualidade [Savill *et* al, 1986], o que, juntamente com a longa rotação, promove uma grande melhoria das características do solo e diminui os riscos de erosão.

A regulação hidrológica e recarga de água no solo depende essencialmente da densidade e altura do copado [Pereira, 1993]. Observações quer empíricas quer físicas suportam o conceito de que a floresta tem maior evapotranspiração que a vegetação de menor porte em condições similares [Pereira, 1993]. Isto resulta principalmente da grande importância da evaporação da água interceptada, de maiores períodos com folha verde e raízes mais profundas que na vegetação mais baixa [Alves *et al*, 1990].

A transpiração do eucalipto e do carvalho negral é reduzida ao mínimo no Verão, devido ao fecho dos estomas, uma adaptação ecológica ao clima mediterrânico. As restantes folhosas não apresentam defesas às condições estivais tão eficientes como estas duas espécies. Uma vez que ambas as espécies estão bem adaptadas aos rigores estivais, as diferenças no impacto sobre os recursos hídricos está dependente da silvicultura praticada (densidade do povoamento).

Pode-se concluir que menores disponibilidades hídricas serão esperadas de bacias com povoamentos florestais contínuos do que de vegetação mais baixa ou de povoamentos dispersos como é o do uso múltiplo.

O impacto sobre a manutenção de *habitats* de migração e criação e diversidade biológica global do eucaliptal é semelhante ao provocado pela agricultura intensiva. Na maioria dos casos a simplificação da vegetação tanto em estrutura como em composição específica leva a uma redução na diversidade faunística. No caso dos eucaliptais, uma espécie exótica sem fauna especializada, estas condições poderão ser agravadas. No entanto as consequências dos eucaliptais na fauna silvestre não são necessariamente todas negativas. Os povoamentos poderão funcionar como áreas de refúgio, implicando que eucaliptais espalhados na paisagem poderão ter um impacto positivo na fauna silvestre [Pereira, 1993].

Em contrapartida, a FRL e o FUM têm um efeito benéfico sobre a fauna e flora silvestre. Para além de serem espécies autóctones, estão integradas

num sistema produtivo tradicional [Vos, 1993] que evoluiu naturalmente com o homem e que moldou a fauna silvestre à sua imagem. A própria conservação de *Q. Pyrenaica* associada a estes dois sistemas é importante.

Funções de suporte

Estas são funções em que a floresta oferece condições espaciais ou de substrato para actividades humanas.

Os sistemas de uso múltiplo, ao integrarem uma componente de *agros*, suportam uma maior presença humana. A fixação da residência por parte das populações nestes sistemas leva à criação de um ambiente humanizado que reforça a sua aptidão para exercer essa função. As áreas de povoamentos contínuos, detentoras de uma menor densidade populacional, têm condições menos propícias à fixação das populações [Hespanha, 1994].

Uma componente importante da controvérsia sobre a expansão da floresta intensiva está relacionada com a atitude das populações urbanas, devido ao impacto visual dos povoamentos. Esta atitude está directamente relacionada com a aptidão de cada tipo de paisagem para recreio e turismo. Apesar de não ter sido objecto de qualquer pesquisa específica [Pereira, 1993], parece pouco provável que a florestação intensiva de eucaliptos seja esteticamente aceitável para a maioria das pessoas. Em contrapartida, a FRL e a FUM fazem parte da paisagem tradicional, e não representam, por isso, um problema estético.

O desenvolvimento de actividades socio-económicas é avaliado pela criação de emprego directo permanente e sazonal. Nos cenários exclusivamente florestais existe apenas criação de emprego sazonal na instalação dos povoamentos florestais, nos tratamentos culturais e no corte. No entanto, a criação de emprego é superior na FRC, devido ao menor período de rotação, quando esta se encontra integrada numa zona florestal. Na FUM existe a criação empregos permanentes (pastor e guarda da reserva), para além de empregos sazonais associados ao aproveitamento dos produtos florestais não lenhosos.

Funções de produção

Estas funções correspondem aos recursos que a floresta fornece para a actividade humana.

Em termos de produção de lenho o eucaliptal é o sistema silvícola de maior produtividade em Portugal [Pereira, 1993]. No cenário da FRC cada rotação (13 anos) considera-se uma produção média de 250 esteres em contraste com a FLR, onde se considera uma produção de 130 m^3 aos 40 anos. A exploração de lenho é marginal na FUM.

A FUM apresenta o maior potencial para produção de produtos florestais não lenhosos como caça, bagas, cogumelos ou plantas aromáticas, devido à diversidade de *habitats* que a compõem. O eucaliptal é de todos estes sistemas o que menor potencial apresenta: o denso copado que se faz sentir pouco tempo depois da plantação impossiblita o desenvolvimento de outras espécies vegetais e fauna.

Funções Informativas

A informação científica é avaliada pela quantidade de informação importante para usos futuros que cada um destes sistemas poderá gerar. Este valor está directamente ligado à diversidade genética que cada um deles sustenta. A informação cultural tem a ver com o peso histórico que o sistema de produção representa nas tradições regionais.

Outros Critérios

Um indicador de flexibilidade face à alteração de condições avalia a facilidade de adaptação dos sistemas a alterações nas condições sócio-económicas. O sistema de uso múltiplo pela diversidade de actividades que apresenta, suporta melhor a quebra de um dos seus sectores de produção. No entanto, a silvicultura intensiva de curtas rotações faz face à crise na agricultura sem o compromisso de longa duração com a forma de ocupação do solo, o que não sucede com as folhosas de longa rotação. Deste ponto de vista, a FUM também é vantajosa, especialmente quando há aproveitamento de um povoamento florestal já existente.

A complexidade de gestão está relacionada com a escala de tempo em que é necessário tomar decisões e a diversidade de situações que surgem. Na FUM é necessário um acompanhamento quase diário. Os cenários florestais, referentes à FLR e FCR serão semelhantes, embora o eucaliptal seja um pouco mais exigente.

A disponibilidade de recursos humanos é um indicador que pretende avaliar qual o cenário mais dependente da existência de mão-de-obra. Os cenários florestais são cenários dependentes de mão-de-obra sasonal, que na região

é muito dificil de recrutar. A FUM é dependente da mão-de-obra permanente que sendo escassa é mais fácil de conseguir. As FRC e FRL exigem ainda meios técnicos especializados, nomeadamente maquinaria, que tem que ser alugada pela empresa gestora.

Tabela I - Indicadores ecológico-económicos agregados, classificados qualitativamente segundo ordenação relativa (3 corresponde ao melhor).

	Valores ecol-econ			Referência		
	FRC	FRL	FUM	C H	P N P A	Groot
Armazenamento carbono	2	3	1	1.3	1.1	F. regulação
Fixação de energia solar	3	2	1		1.1	F. regulação
Balanço de nutrientes, acidez do solo	2	3	2	2.4	1.1	F. regulação
Prevenção de erosão	1	3	2	5.1	1.1	F. regulação
Hidrologia e recarga de água no solo	2	2	3	5.2	1.1	F. regulação
Habitats de migração e criação	1	3	3	4.1	1.5	F. regulação
Diversidade biológica global	1	3	3	4.2	1.5	F. regulação
Residência humana	1	1	3		1.6	F. suporte
Recreio e turismo	1	3	3	6.2	1.9 e 2.6	F. suporte
Desenvolvimento económico regional	1	1	3	6.3	2.8	F. suporte
Material lenhoso	3	2	1	3.1	2.8 e 2.9	F. produção
Produtos florestais não lenhosos	1	2	3	3.3		F. produção
Informação cientifica e cultural	1	3	3			F. informativa
Rentabilidade de curto prazo	3	1	3		3.5	
Rentabilidade de longo prazo	2	3	2		2.9	
Flexib. a alteração de condições	2	1	3		3.10	
Complexidade de gestão	2	1	3			
Facil. obtenção de recursos humanos	1	1	2		3.6	
Facil. obtenção dos meios técnicos	1	1	3		3.7	

Os resultados da análise financeira de curto prazo dos projectos são apresentados na Tabela II. A amplitude dos horizontes temporais inerente à exploração florestal torna a razão benefício-custo (B/C) o indicador mais adequado. A uma taxa de actualização de 8%, a FRC e a FUM mostram-se rentáveis ao contrário da FLR. A FRC apresenta rendimentos de curto e médio prazo, não sendo tão afectada por taxas de desconto elevadas. No caso da FUM, como tem rendimentos anuais, a rentabilidade do projecto é pouco sensível ao horizonte temporal. A FLR, atendendo a que não apresenta rendimentos em períodos intermédios, é muito sensivel a uma taxa elevada de actualização. Se for adoptada uma perspectiva de sustentabilidade, ou seja, uma maior valorização do futuro face ao presente, a taxa de actualização a aplicar é baixa. Verifica-se que a taxa de actualização que torna equivalentes os três projectos é da ordem dos 2%. No entanto, este valor é pouco realista para Portugal mesmo numa perspectiva de longo prazo. Da mesma forma não é muito relevante o facto de a FLR ultrapassar os outros dois cenários para taxas próximas de 0%.

Pode-se extraír deste critério que a FUM é a solução mais estável no espectro das conjunturas económicas prováveis.

Tabela II - Razão benefício-custo de cada cenário, para as diferentes taxas de actualização.

	FRC	FRL	FUM
Taxa 0%	1,49	2,60	1,42
Taxa 2%	1,45	1,22	1,34
Taxa 4%	1,37	0,40	1,26
Taxa 6%	1,26	0,13	1,20
Taxa 8%	1,14	0,05	1,14
Taxa 10%	1,02	0,02	1,09

CONCLUSÕES

Os resultados da análise qualitativa sugerem uma agregação, que salienta as vantagens intrínsecas de cada sistema. A FUM é o sistema mais vantajoso quando se avaliam critérios de diversidade, de flexibilidade e de impacto social e económico. A FRC é o sistema mais vantajoso quando se avaliam critérios de produtividade. A FRL apresenta impactos positivos em critérios de ocupação do solo, de diversidade e de desenvolvimento sustentável.

Na aplicação ao estudo de caso a análise financeira de curto prazo (taxas > 4%), indica-nos que a FUM e a FRC apresentam as melhores remunerações do capital (razão B/C). Do ponto de vista empresarial da Terraprima, perante estes resultados a manutenção da estrutura produtiva já instalada (FUM) é um importante critério, porque evita ter de recorrer a novos investimentos. Do ponto de vista de estratégia empresarial de longo prazo a manutenção da flexibilidade associada à FUM, permite à empresa a minimização de riscos perante alterações socio-económicas.

Após este trabalho será realizado o estudo de combinações destes três sistemas, visando a optimização dos seus impactos e benefícios.

Agradecimentos

Este trabalho é apoiado pela Comissão Europeia, através do contrato LIFE94/P/A151/P/01307/CEN com a Junitec - Junior Empresas do Instituto Superior Técnico, e pelo Programa Praxis XXI, através da bolsa PRAXIS XXI/BD/3672/94, atribuída a Tiago Domingos.

BIBLIOGRAFIA

ALLUE, M., A. SAN MIGUEL, 1991. *Estructura, evolucion y produccion de tallares de Quercus pyrenaica Willd. en el centro de Espanha*. Investigación Agraria, Sistemas y Recursos Florestals 0, 980-984.

ALVES, A. A. M., J. S. PEREIRA, J. G. C. BORGES, G. C. BORGES, P. O. CARVALHO, J. S. DAVID, J. H. C. GONÇALVES, M. MADEIRA, N. ONOFRE & F. VALENTE. 1990. *Impactes Ambientais e Socio-económicos do Eucaliptal em Portugal*. Dep. Eng. Flor., Univ. Téc. Lisboa. 102 pp.

ALVES, M. 1988. *Técnicas de produção florestal*. Instituto Nacional de Investigação Cientifica.

BAPTISTA, C. S. J. 1994. *Custos unitários das acções de (re)arborização (a preços correntes de 1993)*. Divisão de Planeamento, Instituto Florestal, Lisboa.

ERENA. 1994. *Plano de ordenamento e de exploração cinegéticos e plano de aproveitamento turístico*. Terraprima Sociedade Agrícola Lda.. Quinta da França, Covilhã.

FONTES, L. M. 1995. *Construção de uma base de dados para sistemas de produção florestal de eucalipto*. Relatório de fim de curso de Engenharia Florestal. ISA.

GROOT, R. S. 1994. Environmental funtions and the económic value of natural ecosystems, in *Investing in Natural Capital*, Ed. A. Jansson, M. Hammer, C. Folke, R. Costanza, Island Press, Washington, pp 151 - 168.

HESPANHA, P. (1994). *Os recursos florestais no desenvolvimento rural. Alguns aspectos sociológicos de enquadramento*. III Congresso Florestal Nacional. Tema geral do congresso.

OLIVEIRA, A. M. C., A. A. M. ALVES. 1987. *Quadro ecológico-cultural da silvicultura do castanheiro*. Encontro sobre soutos e castinçais. Castelo de Vide, Portalegre e Marvão. 8 - 23 pp

MARN - MINISTÉRIO DO AMBIENTE E RECURSOS NATURAIS 1994. *Plano Nacional de Política do Ambiente*. Lisboa.

PEREIRA, J. S. 1993. *Environmental impact assessment in afforestation with eucaliptos in Portugal*.

PORTELA, J. L. 1993. *Floresta e indústrias da fileira florestal*. Caixa Geral de Depósitos.

SAVILL, P., J. EVANS. 1986. *Plantation silviculture in temperate region*. Claredon Press, Oxford. 246 pp

VOS, W., I. AUSTAD, T P. CORREIA, 1993. *Sustainable forestry in old cultural landscapes in Europe: The Scientific Basis for Sustainable Multiple-Use Forestry in the European Community*. European Commission, 81-97.

ORDENAMENTO DO TERRITÓRIO EM ÁREAS PROTEGIDAS
- o Parque Natural do Alvão -

F. ALVES[1], H. P. SANTOS[2], T. ANDRESEN[3]

RESUMO

Apresenta-se uma metodologia de elaboração do Plano de Ordenamento para uma Área Protegida, assim como a Proposta do Plano. Esta apresentação terá por exemplo o Plano de Ordenamento do Parque Natural do Alvão suportada por uma base de trabalho utilizando um Sistema de Informação Geográfico. A definição da metodologia a utilizar na elaboração da Proposta de Plano surgiu na sequência dos estudos de análise das quais resultou um conjunto de príncípios orientadores, tendo-se procurado enfatizar três destes que eram fundamentais: acentuar a diversidade paisagística, potenciar a biodiversidade e qualificar o património cultural. Uma vez identificadas as unidades de paisagem e as classes de ordenemento delinearam-se propostas de ordenamento do Parque Natural do Alvão, visando acentuar a exemplaridade biológica e paisagística e, simultaneamente, reforçar a presença do rio Olo como elemento unificador.

Palavras-chave: Área Protegida; Metodologia; Plano de Ordenamento

1. ENQUADRAMENTO LEGAL*

A figura de Parque Natural é actualmente, e segundo o D.L. 19/93, de 23 de Janeiro, caracterizada por "*conter paisagens naturais, seminaturais e humanizadas, sendo exemplo de integração harmoniosa da actiidade humana e da Natureza e que representa amostras de um bioma ou região natural*". É ainda uma figura que *"tem por efeito possibilitar a adopção de medidas que permitam a manutenção e valorização das caracterís.cas das paisagens naturais e seminaturais e a diversidade ecológica".*[4]

[1] Licenciada em Planeamento Regional e Urbano, colaboradora de investigação, no Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro
[2] Arquitecto Paisagista, ACNAT - Agência de Conservação da Natureza, Rio Maior
[3] Professora Associada do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

* Projecto elaborado para o Instituto da Conservação da Natureza pelo Instituto de Ambiente e Desenvolvimento, Universidade de Aveiro
[4] Dec.Lei nº 19/93, Artigo 7º

O Parque Natural do Alvão surgue em 1983, ao abrigo do Decreto Lei 613/76 que introduziu pela primeira vez em Portugal a figura de Parque Natural. O Parque Natural do Alvão encontra-se classificado, como todos os seus homólogos, de interesse nacional e tendo como objectivos fundamentais[5]:

> a) A conservação da natureza e a salvaguarda do meio ambiente, nomeadamente quanto aos aspectos geomorfológicos, fisiográficos, faunísticos e florísticos:
> b) A defesa do património artístico e cultural;
> c) A renovação rural, através da dinamização sócio-económica e cultural e do apoio à instalação de infra-estruturas e equipamento;
> d) A promoção e apoio ao recreio ecológico;
> e) A sensibilização ecológica das populações.

Com a publicação do Decreto-Lei 151/95, de 24 de Junho que criou os chamados Planos Especiais, reenquadra os Planos de Ordenamento das Áreas Protegidas. Assim, o Plano de Ordenamento deve definir "... *a política de salvaguarda e conservação que se pretende instituir, dispondo, designadamente, sobre os usos do solo, e condições de alteração dos mesmos, hierarquizados de acordo com os valores do património natural em causa.*"[6]

2. METODOLOGIA

O Plano de Ordenamento do Parque Natural do Alvão encontra-se em fase de Consulta Pública, portanto já numa fase final de aprovação. Baseou-se em três princípios orientadores: acentuar a diversidade paisagística, qualificar o património cultural e congregar os interesses entre agentes de decisão.

A metodologia assentou em três fases: análise, síntese e proposta (Figura 1). A fase de análise baseou-se em nove variáveis: relevo, geologia, vegetação, fauna, usos do solo, rede viária, figuras de planeamento, património e sócio-economia. A fase de síntese permitiu por um lado a identificação de Unidades de Paisagem e por outro a identificação e delimitação das classes de ordenamento constantes na Planta de Síntese e na Planta Actualizada de Condicionantes.

A fase de Proposta consta de: 1) Planta de Ordenamento 2) Planta Actualizada de Condicionantes; 3) Regulamento 4) Estratégias de Gestão; e 5) Acções Programáticas.

---

[5]Dec. Lei nº237/83, Artigo 3º
[6]Dec. Lei nº19/93, Artigo 28º

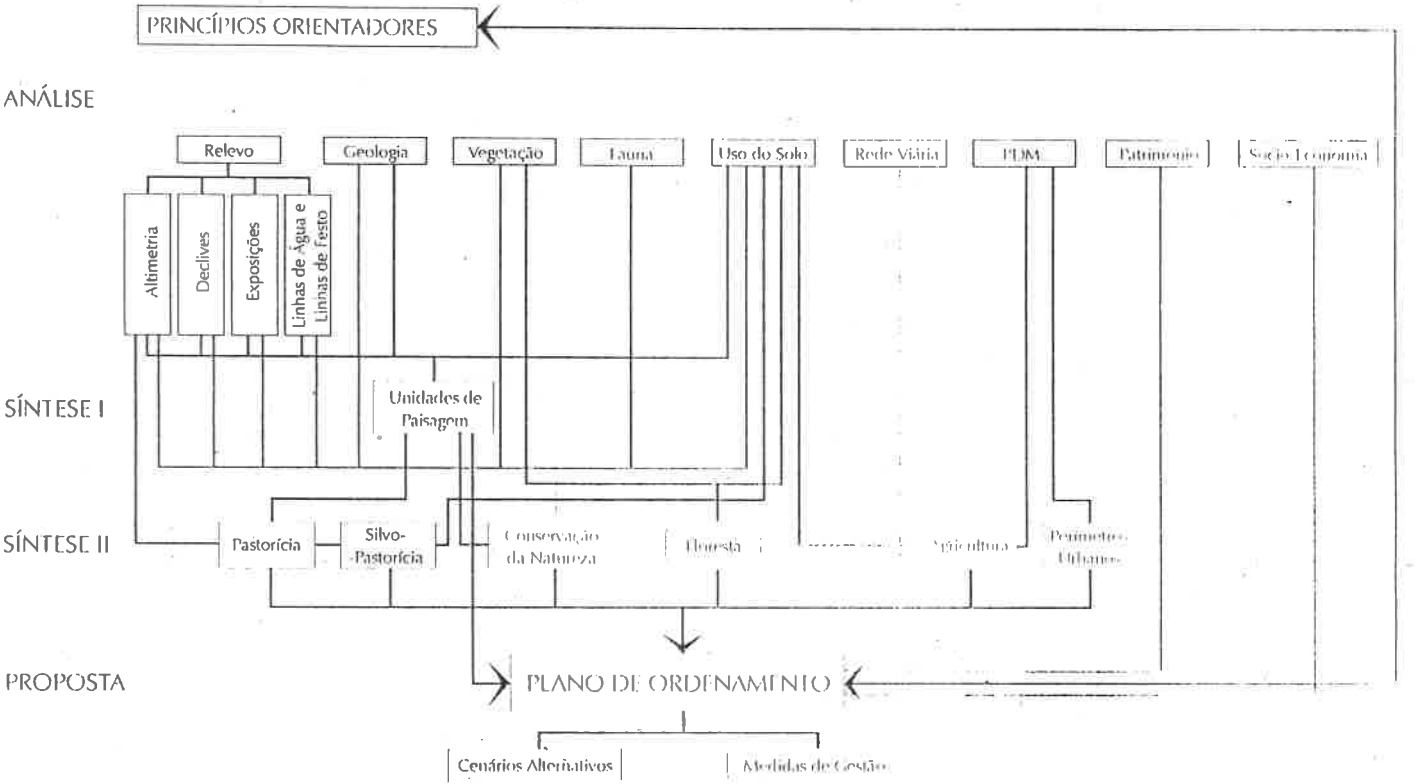


Figura 2 Metodologia

3. AS UNIDADES DE PAISAGEM

O Parque Natural do Alvão distribui-se pela bacia hidrográfica do troço de montante do Rio Olo e pela cabeceira da Ribeira de Arnal, num total de cerca de 7000ha; localiza-se no Norte interior de Portugal, abrangendo praticamente a totalidade de duas freguesias dos concelhos de Vila Real e Mondim de Basto.

Tem a particularidade de ser uma paisagem marcada por uma dicotomia geomorfológica notável, incluindo uma zona de transição no verdadeiro sentido da palavra.

Estão assim criadas condições altamente favoráveis à diversidade num espaço relativamente restrito assim como à pluralidade de manifestações antropogénicas, abrindo portas para que de forma eficaz o Parque assuma um carácter exemplar no âmbito das estratégias de conservação do património natural e construído, com repercussões a nível nacional e sobretudo local/regional. Assim, o Plano procura explorar a diversidade paisagística de modo a fazer sobressair a convergência entre o lugar e o respectivo significado, em diferentes momentos quer à escala do tempo geológico quer da presença humana neste espaço.

Para enquadramento da Proposta, apresentam-se as três Unidades de Paisagem (Figura 2) definidas com base na sua homogeneidade sob o ponto de vista biofísico e da utilização humana: zonas altas, zona basal e zona de transição.

Sendo o Parque em si uma unidade natural marcada na maioria do seu território pela bacia hidrográfica do troço montante do Rio Olo e do seu afluente principal - a ribeira de Fervença - a sua imagem e dinâmica são marcadas pela dicotomia criada pela zona alta e zona basal (ver Figura 2).

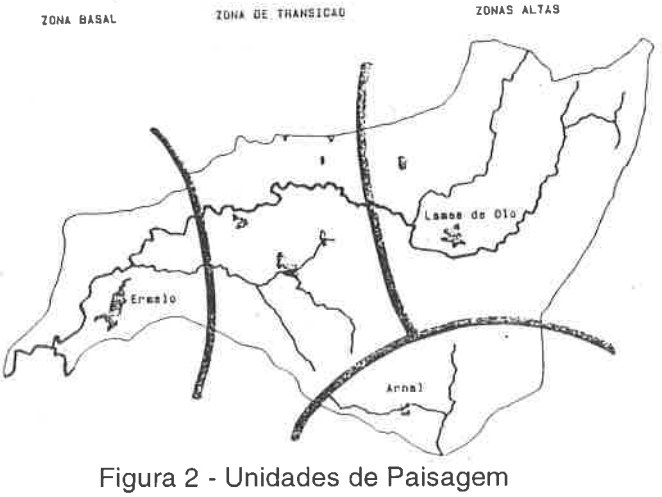


Figura 2 - Unidades de Paisagem

A **zona alta** possui um carácter predominantemente planáltico, situada acima dos 950 metros, dominada por granitos com algumas formações pontuais de rochas metassedimentares (xistos e quartzitos), consituindo as cabeceiras de bacias hidrográficas, uso do solo marcado pela presença de cereais de inverno, pastagens, vegetação ribeirinha, bosques de caducifólias e matos baixos. Nesta é de distinguir uma sub-dicotomia: a **cabeceira do Olo**, com exposição dominante poente/sul sobre formações geológicas mais antigas, dinamizada sobretudo pela presença da aldeia de Lamas d'Olo, e a **cabeceira da Ribeira de Arnal**, com exposição dominante sul/nascente sobre formações graníticas recentes tipicamente marcadas pela presença de paisagens de caos granítico, em torno da aldeia do Arnal e os seus campos de cultivo descendo suavemente ao longo da ribeira.

A **zona basal** é caracterizada pelo seu elevado declive, dominância de formações xistosas, vales encaixados, predominando o uso florestal, agricultura de vale e sobre socalcos marcada pela presença do milho e das pastagens, sendo exemplar a gestão da água e a construção de socalcos neste ambiente de xisto. Esta zona gira em torno da aldeia de Ermelo (antiga sede de concelho) uma aldeia notável - e potencialmente exemplar - pela sua arquitectura vernàcular acompanhada pela extensa área de socalcos singularmente erguidos sobre solos com origem em formações predominantemente xistosas, factor explicável sobretudo devido à capacidade de transporte de água por meio de um extenso sistema de levadas e de partilha de águas.

A **transição** entre estas duas zonas assume também um carácter muito próprio, se bem que com uma maior identidade com a zona basal. Porém a forma de povoamento é marcadamente concentrada mas em pequenos aglomerados dispersos, Fervença, Varzigueto e Barreiro, e no extremo norte Anta, Pioledo e Assureira.

4. PROPOSTA

A fase de Proposta consta de: 1) Planta de Ordenamento (Planta de Síntese) onde estão definidas as Áreas de Ambiente Natural, as de maior riqueza e sensibilidade do ponto de vista da biodiversidade e dos equilíbrios ecológicos, fundamentais para a conservação da natureza, e as Áreas de Ambiente Rural (Perímetros Urbanos, RAN (Reserva Agrícola Nacional), Áreas Agrícolas não incluídas na RAN, Áreas Florestais, Áreas de Pastorícia e Áreas de Silvo-Pastorícia); 2) Planta Actualizada de Condicionantes; 3) Regulamento constituído por um articulado normativo próprio em que para além das disposições gerais, apresenta dois capítulos com regulamentação específica para as Áreas de Ambiente Natural e de Ambiente Rural, tendo o

Património Cultural Edificado merecido também um capítulo específico onde está comtemplado o património arqueológico, o património etnográfico e os núcleos de interesse arquitectónico (NIA); 4) Estratégias de Gestão; e 5) Acções Programáticas.

4.1. Planta de Síntese

Com base na metodologia apresentada foram delimitadas, para além das áreas de Ambiente Rural, as áreas de Ambiente Natural definidas no Regulamento como "aquelas que apresentam maior riqueza e sensibilidade do ponto de vista dos valores naturais, sendo imprescindíveis para a manutenção da biodiversidade e dos equilibríos ecológicos existentes". O seu objectivo primordial é "*assegurar as condições necessárias à establidade, sobrevivência e promoção a longo termo das espécies e habitats de grande significância para a conservação da biodiversidade.*[7]"

Foram assim definidas as seguintes áreas (Figura 3) :

1. Escarpas do Rio Olo, incluindo as fisgas e a sua envolvente, os sobreirais sobranceiros ao rio, o carvalhal do vale da Ribeira de Fervença e encosta adjacente com declives superiores a 50% e áreas complementares;
2. Complexo de carvalhais montanos e áreas agrícolas do triângulo Barreiro/ Anta/ Varzigueto e áreas complementares;
3. Cabeceiras do Rio Olo, lameiros e carvalhais altimontanos de Lamas de Olo e Dornelas e áreas complementares;
4. Cabeços graníticos de Muas/ Arnal, vales associados e zonas subturfosas das barragens existentes e áreas complementares;
5. Plananlto do Vaqueiro;
6. Extensão de 25m para cada lado das linhas de água principais.

Destas seis áreas, quatro têm em como elemento comum o Rio Olo. A área 6 desenvolve-se ao longo das principais linhas de água, englobando um conjunto de biótopos de grande importância para conservação devido à diversidade de vegetação e fauna aí presentes, que inclui espécies com elevado estatuto de protecção para além do seu carácter integrador em relação ao conjunto das outras áreas de Ambiente Natural.

As Áreas de Ambiente Rural englobam os Perímetros Urbanos e Reserva Agrícola Nacional respeitando integralmente o trabalho realizado ao nível dos Planos Directores Municipais de Mondim de Basto e Vila Real.

[7]Proposta de Plano, Regulamento- CAP. II Artigo 11º

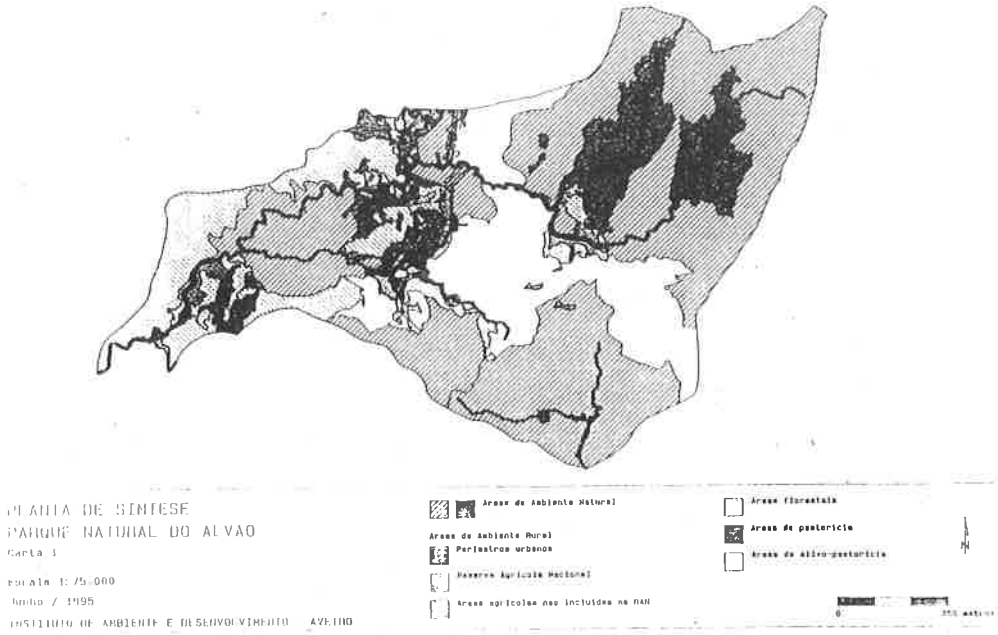


Figura 3 - Planta de Síntese

As Áreas Agrícolas não Incluídas na RAN são áreas agrícolas fundamentais para a conservação da natureza, incluindo os socalcos onde a prática da agricultura tende a desaparecer.

As Áreas Florestais corerespondem à delimitação de áreas actualmente acupadas por floresta quer estas sejam de produção predominante de resinosas quer sejam áreas de acducifólias não abrangidas na Áreas de Ambiente Natural.

As Áreas de Pastorícia são na sua maioria planas e correspondem a baldios, nomeadamente para pastoreio de gado maronês, tendo uma reduzida área florestada. A extensão de prados de lima é significativa.

As Áreas de Silvo-Pastorícia correspondem a uma extensa área localizada entre as áreas de Ambiente Natural, com predominancia de matos, algumas manchas florestais significativas e solos nus.

Entre as várias cartas de análise, destaca-se pelo seu contributo para a proposta a Carta Actualizada de Usos do Solo. Esta foi obtida a partir de interpretação de fotografia aérea falsa côr (1990, escala 1:15000) e tem as seguintes classes: aglomerados urbanos, lagoas, socalcos com culturas anuais associadas a culturas permanentes, campos agrícolas compartimentados por muros, campos agrícolas compartimentados por sebes, povoamento de folhosas, povoamento de resinosas, povoamento misto, matos, matos com árvores dispersas e solos nus.

4.2. Planta Actualizada de Condicionantes

De acordo com o Decreto Lei 151/95, de 24 de Junho que reenquadra os Planos de Ordenamento das Áreas Protegidas, a Carta Actualizada de Condicionantes foi elaborada tendo por base as Cartas de Condicionantes dos Planos Directores Municipais (PDMs), e demais servidões e restrições de utilidade pública.

- Do PDM de Vila Real retiraram-se as seguintes classes: Reserva Agrícola Nacional, Parímetros Florestais/ Baldios, Pedreira e Concessões Mineiras, Barragens e Linhas de Alta e Média Tensão.
- Do PDM de Mondim de Basto retiraram-se as seguintes classes: : Reserva Agrícola Nacional, Áreas Florestais Submetidas a Regime Legal Específico, Domínio Público Hídrico e Marcos Geodésicos.

De forma a homogeneizar os critérios para a sua elaboração, optou-se por estender a toda a área do Parque as classes representadas em cada um dos PDM's.

4.3. Regulamento

O Regulamento é constituído por 5 capítulos com um articulado normativo próprio, em que para além das Disposições Gerais (Capítulo I), apresenta dois capítulos com regulamentação específica para as Áreas de Ambiente Natural (Capítulo II) e Áreas de Ambiente Rural (Capítulo III). O Património Cultural Edificado (Capítulo IV) contempla o património arqueológico, o património etnográfico e os núcleos de interesse arquitectónico (NIA). Finalmente um último capítulo de Disposições Finais (Capítulo V).

4.4 Estratégias de Gestão

Três conjuntos de razões apontam para o inevitável alargamento futuro do Parque, ficando a oportunidade desta medida para uma futura revisão do Plano de Ordenamento.

A gestão dos problemas de Conservação da Natureza numa área restrita como a do Parque Natural do Alvão levanta grandes dificuldades impondo uma tomada de posição clara quanto ao alargamento do Parque. Isto é claramente perceptível no zonamento proposto, em que as Àreas de Ambiente Natural são quase sempre limitadas pela fronteira do próprio Parque e nunca obedecendo a limites naturais.

Por outro lado há habitats de espécies importantes, no contexto europeu, que se encontram na proximidade do Parque, estabelecendo relações de continuidade e complementaridade entre áreas de características diferentes mas com igual interesse para a conservação.

Há ainda áreas de ligação e integração, com um interesse de conservação de nível regional ou local, quando analisadas isoladamente, mas fundamentais para manter a integridade e coerência do território onde se inscrevem as áreas de maior interesse do ponto de vista da conservação.

Para suportar a Proposta de Plano traçaram-se as seguintes Estratégias de Gestão:

- Forte investimento no carácter exemplar da actual área do Parque, potenciando um efeito de demonstração que possa diminuir a actual oposição ao alargamento do Parque, fortalecendo e aumentando os seus actuais apoios, em especial entre as populações residentes, os seus representantes e os seus líderes de opinião.
- Realização de estudos base, a promover pelo Parque, no conjunto da área de futuro alargamento.
- Integração imediata de toda a área de alargamento na rede Natura 2000.
- Aumento do corpo técnico do Parque por forma a permitir estender a sua acção, mesmo que informal, ao conjunto da área de alargamento futuro.
- Consideração de toda a área do futuro Parque para efeito de concessão de benefícios aos residentes nas Áreas Protegidas, sempre que tal fôr possível.
- Consideração de toda a futura área do Parque na promoção de um turismo rural sustentável, permitindo diminuir a pressão sobre o núcleo central e facilitando a futura integração das áreas consideradas, nomeadamente através de redes de percursos unificadoras.
- Estabelecimento de protocolos de gestão, em especial com as autarquias locais e Instituto Florestal, permitindo a aplicação de princípios de gestão que promovam a integração das áreas limítrofes do Parque nas estratégias de conservação adoptadas.

4.5. Acções Programáticas

Seguidamente apresentam-se as cinco áreas distintas das Acções Programáticas. Para cada uma destas áreas foram definidos objectivos específicos bem como diversas acções consentâneas com os valores e recursos a preservar nesta Área Protegidas:

- **Gestão Ambiental** - tem como objectivos fundamentais potenciar a biodiversidade, acentuar a diversidade paisagística, fomentar o uso racional dos recursos, aumentar o conhecimento do património natural e promover as Áreas de Ambiente Natural. Para a prosecução destes

objectivos listam-se seguidamente algumas das acções preconizadas: planos específicos para as Áreas de Ambiente Natural, aquisição de terrenos, conversão e reconversão dos lameiros, reconversão das Fisgas de Fevença e apoio à investigação científica.

- **Valorização do Património Cultural Edificado** - os objectivos definidos para esta área são: qualificar os Perímetros Urbanos, valorizar os Núcleos de Interesse Arquitectónico e Inventariar o Património. As acções indicadas para a sua concretização são entre outras: a promoção e elaboração do Planos de Promenor dos aglomerados pertencentes ao Parque, aquisição de bens, identificação e minimização do impacte daexploração de pedreiras, investigação sobre técnicas e materiais de construção.
- **Apoio ao Desenvolvimento Local** - nesta área programática definiram-se os seguintes objectivos: valorizar as actividades económicas, valorizar o artesanato, fomentar o turismo rural e incentivar a adesão da população. Algumas das acções indicadas são: Uso dos baldios, apoio à melhoria dos caminhos, melhoria e manutenção do sistema de rega, apoio à comercialização dos produtos tradicionais incluindo a sua certificação, apoio técnico e sanitário à produção de gado, apoio técnico às actividades silvo-pastoris.
- **Uso Público** - optimizar a oferta recreativa e turística, fomentar as formas de cultura, apoiar o acesso condicionado de visitantes e informar os visitantes. Para estes objectivos definiram-se as seguintes acções: rede global de recreio, projecto de zona de recreio no planalto da Toutuça, projecto de zona de recreio no planalto das Barragens, recuperação do património etnográfico construído, nomeadamente os moinhos e suas levadas.
- **Gestão Administrativa** - são objectivos fundamentais desta àrea programática qualificar os serviços prestados, cativar financiamentos e encontrar a convergências de interesse ente agentes de decisão. As acções apresentadas para a sua prosecussão são: reforço dos quadros técnicos, aplicação do Plano de Ordenamento e dirigir todas as actividades de administração, planeamento, manutenção e gestão da Área Protegida, fiscalização e vigilância, monitorização do Plano de Ordenemento e Sistema de Informação Geográfica e outras bases de dados.

AGRADECIMENTOS

Agradece-se a colaboração e participação prestada pela equipa do Plano: Prof. Doutora Celeste Coelho, Prof. Doutor Marques da Silva, Arqto.Rui Loza, Arqta. Pais. Mª José Curado, Dr. Luís Pinto, Dr. António Flor Lopes, Dra. Elsa Severino, Dr. Carlos Balsas, Cláudia Araújo, Isabel Torres, Sérgio Bento e ainda ao director do Parque Natural do Alvão Arqto. Pais. Robert Moura e a toda a sua equipa.

Agradece-se ainda aos alunos do 4º ano da disciplina de Planeamento de Recursos Naturais da Licenciatura em Planeamento Regional e Urbano da Universidade de Aveiro, do ano 1993/1994.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDRESEN, T., SANTOS, H.P., ALVES, F., 1995, O Rio Olo e o Parque Natural do Alvão, *Actas do Congresso Nacional de Conservação da Natureza - Ecossistemas Ribeirinhos.* Lisboa

PARQUE NATURAL DO ALVÃO. 1993. *Inventário e Caracterização do Património Natural do Parque Natural do Alvão.* Direcção de Serviços de Conservação da Natureza.Vila Real.

FERNANDES, A. C. 1988. *Evolução das formas de ocupação do território no Parque Natural do Alvão.* Lisboa.

FERNANDES, M. J.. 1994. *Cartografia e caracterização da vegetação do Parque Natural do Alvão.* Relatório final de estágio. UTAD. Vila Real

IDAD. 1994. *Plano de Ordenamento do Parque Natural do Alvão, 1ª Fase - Diagnóstico de Situação.* Aveiro

IDAD. 1995. *Plano de Ordenamento do Parque Natural do Alvão, 2ª Fase - Proposta Preliminar.* Aveiro

IDAD. 1995. *Plano de Ordenamento do Parque Natural do Alvão, 3ª Fase - Proposta de Plano.* Aveiro

IDAD. 1995. *Plano de Ordenamento do Parque Natural do Alvão, 3ª Fase - Proposta de Plano (ao abrigo do D.L. 19/93 , de 23 de Janeiro e do D.L. 151/95, de 24 de Junho).* Aveiro

MEALHA, R. e RIBAU, M. 1992. *Plano Director Municipal de Mondim de Basto.* Porto

MOURA, R. 1993. *Parque Natural do Alvão - Perspectivas*. Vila Real

MOURA, R. 1994. *Parque Natural do Alvão - Ponto da Situação.* Vila Real

TECNOPOR - Consultores, Lda. 1991. *Plano Director Municipal de Vila Real.* Porto

A SUSTENTABILIDADE AMBIENTAL EM PLANEAMENTO URBANO DE PORMENOR

J. M. FARINHA [1]; L. P. SERPA [2]; T. M. MENDES [3]

Resumo

O planeamento urbano, nomeadamente de pormenor, possui grandes potencialidades para actuar de forma preventiva sobre a articulação entre as diversas actividades (residência, trabalho, serviços, etc.) e sobre a relação entre as actividades e os recursos naturais receptores (solo, ar, recursos hídricos, etc.) de modo a evitar a produção de conflitos ambientais e a contribuir para a sustentabilidade desse tecido urbano.

A actuação de carácter curativo do planeamento também é importante, expresso nas operações de recuperação de núcleos históricos, no ordenamento de bairros clandestinos e na requalificação das periferias.

A comunicação elabora sobre algumas metodologias de inclusão da componente ambiental no processo de elaboração de planos de pormenor. Apresenta ainda resultados já obtidos em dois casos de estudo (dois Planos de Pormenor). Por último sistematiza alguns ensinamentos que poderão ser úteis para a revisão da legislação Portuguesa nesta matéria.

Palavras-Chave: Planeamento urbano, ambiente, métodos de integração, processo de planeamento, sustentabilidade urbana.

1. INTRODUÇÃO

Os aglomerados urbanos, onde se concentra 80% da população europeia, são importantes pólos de consumo de energia e de recursos não renováveis, produzindo efluentes com efeitos negativos sobre o ambiente e a qualidade de vida da população. A concentração de pessoas e actividades elimina praticamente o efeito amortecedor desempenhado pela distância percorrida entre fontes emissoras e locais receptores.

O planeamento urbano, nomeadamente de pormenor, possui grandes potencialidades para actuar de forma preventiva sobre a articulação entre as diversas actividades e sobre a relação entre as actividades e os recursos naturais receptores. É a este nível de planeamento que se define

[1] Prof. Doutor; Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente, FCT, Universidade Nova de Lisboa. Tel. 01-2954464 Ext. 0110; Fax. 01-2942441.
[2] Arquitecto, Consultor em Planeamento e Gestão Urbana; Q-UR, Qualidade Urbana, Planeamento e Gestão de Sistemas Urbanos. Tel. 01-4582884; Fax: 01-4579678.
[3] Arquitecta, Bolseira do Projecto de Investigação (JNICT/DGOT) no Domínio do Ordenamento do Território e Desenvolvimento Urbano. Tel. 01-2954464; Fax 01-2942441.

a localização exacta das várias actividades e a sua distribuição concreta na área de intervenção. Os grandes objectivos, de ordem genérica e normativa, têm aqui a oportunidade de concretização.

A actuação de carácter curativo do planeamento também é importante, expresso nas operações de recuperação de núcleos históricos, no ordenamento de bairros clandestinos e na requalificação das periferias. É também ao nível do planeamento urbano de pormenor que os grandes objectivos de sustentabilidade ambiental, equidade social e qualidade de vida podem ser trabalhados em pormenor.

A legislação portuguesa que define os instrumentos de planeamento urbano - Planos de Urbanização e Planos de Pormenor (D.L. 69/90) - não integra critérios de avaliação de impacte ambiental ou de definição de padrões de qualidade ambiental, a adoptar na concepção de novas áreas urbanas ou nas operações de reabilitação urbana.

O D.L. 186/90 e o DR 38/90 estabelecem a realização de Avaliação de Impacte Ambiental em "projectos de desenvolvimento urbano" com área superior a 10 Ha, mas trata-se de uma aferição "à posteriori" do processo de planeamento urbano e do conjunto de decisões que conduzem à eficácia jurídica dos Planos.

2. A INTEGRAÇÃO DA COMPONENTE AMBIENTAL

A integração da componente ambiental no planeamento urbano de pormenor deve efectuar-se a dois níveis distintos. O primeiro nível diz respeito às metodologias do processo de planear e o segundo nível às diferentes técnicas sectoriais que permitem que essa integração seja efectuada em cada factor ambiental.

2.1 - A Integração ao Nível do Processo de Planeamento

É fundamental que no "processo de planeamento" se proceda a uma clara integração estruturada da componente ambiental desde o início do processo de elaboração do plano de pormenor. Assume aqui grande relevo o chamado "Relatório Ambiental".

Este relatório é realizado de uma forma faseada, articulando-se estreitamente com os vários passos de planeamento do uso do solo, resolvendo eventuais conflitos de interesses bastante cedo, em fases iniciais do processo de planeamento. Evita-se assim o desperdício de tempo e de outros recursos que eventualmente seriam investidos em

soluções que, depois, mais tarde, se verificariam serem ambientalmente menos adequadas e que teriam de ser corrigidas ou abandonadas.

A **Fase 1** do relatório ambiental consiste na "Caracterização da Situação de Referência" e deve ser efectuada imediatamente após a decisão de elaborar o plano de pormenor. Incide sobre os factores ambientais que se considerem mais relevantes. A definição do leque destes factores deve ser efectuada por uma equipa multidisciplinar de técnicos, possivelmente do próprio município (constituindo então os termos de referência do relatório ambiental) ou por técnicos de uma empresa de consultoria.

A Fase 1 destina-se a oferecer uma sólida base ambiental à equipa do plano para que o empreendimento retire o máximo proveito dos recursos naturais existentes e seja valorizado ambientalmente, sem porém ultrapassar a capacidade de carga do sistema receptor.

Uma vez elaborada uma primeira versão preliminar do plano de pormenor deve esta ser submetida a uma apreciação ambiental. Esta apreciação constitui a **Fase 2** do relatório ambiental. Efectua-se aqui a identificação e avaliação de forma estruturada dos principais impactes ambientais que resultariam da implementação desse plano. A Fase 2 inclui também a proposta de medidas de minimização e de compensação de impactes.

O resultado da Fase 2 é de seguida trabalhado pela equipa do plano de pormenor que elabora uma segunda proposta urbanística tendo em conta as recomendações efectuadas pela equipa do relatório ambiental. Nesta segunda proposta já não devem existir impactes ambientais que possam ser evitados através de medidas tecnicamente e economicamente realizáveis.

A **Fase 3** do relatório ambiental explícita em detalhe os impactes ambientais negativos do empreendimento urbanístico que não irão ser minorados nem objecto de medidas de compensação. Trata-se de uma explicitação muito importante porque permite que os custos ambientais que serão gerados possam ser comparados com os benefícios sociais, económicos e outros associados ao empreendimento.

O plano de pormenor deve incluir uma justificação sólida e uma ponderação transparente de prioridades que demonstre que os benefícios sociais que irão ser obtidos com o plano de pormenor (por exemplo, mais habitações, empregos ou equipamentos sociais) são de facto importantes, e, que pelo seu valor para a sociedade, se devem sobrepor aos custos ambientais, ou seja, aos impactes negativos sobre os elementos naturais resultantes da implementação do projecto.

Na Fase 3 deve ainda ser elaborado um conjunto de propostas a serem incluídas no regulamento do plano. Só deste modo é que essas recomendações para as fases de construção e de gestão do empreendimento passam a possuir força legal.

O processo de planeamento com a clara integração da componente ambiental, acabado de descrever e resumidamente esquematizado na Figura 1, tem sido aplicado na prática (excepto parte da Fase 3) pelos autores em vários planos de pormenor ou projectos de loteamento. Referem-se por exemplo os casos da "Quinta do Picão" em Setúbal, "Empreendimento Urbano na antiga Fabrica da Pólvora de Barcarena" em Oeiras e "Operação de Loteamento da Expansão Nascente de Queijas" em Oeiras.

Na prática a aplicação desta metodologia tem-se mostrado muito positiva. Ela é realista, relativamente pouco onerosa, tanto em termos financeiros como de tempo, e eficiente na integração dos aspectos ambientais e de planeamento urbano.

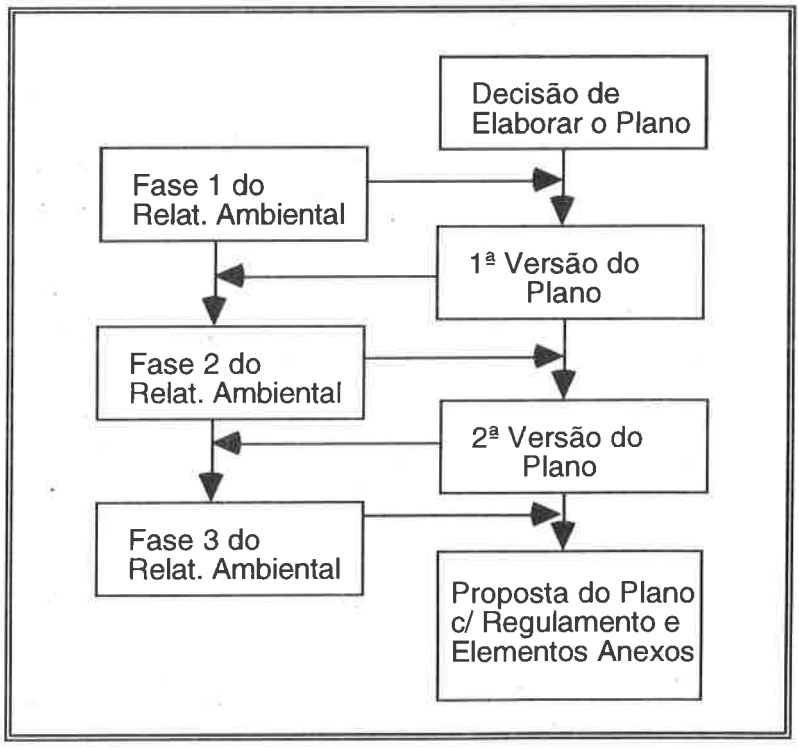


Figura 1: Esquema simplificado do processo de planeamento com inclusão da componente ambiental.

2.2 - A Integração do Ambiente ao Nível Sectoral

São muito numerosas e variadas as técnicas e os instrumentos potencialmente relevantes para integrar sectoralmente a componente

ambiental. Eles são em regra utilizados nos seus sectores específicos, por exemplo no sector da água, solo, ar, fauna e flora, biótopos, ruído, transportes, etc. Em estudos de impacte ambiental tradicionais pode constatar-se a utilização de algumas dessas técnicas e instrumentos.

O grande desafio da sua aplicação no planeamento urbano ambiental relaciona-se com a necessidade da sua adaptação a uma situação especial. Têm que ser simples, fiáveis, rapidamente aplicáveis, financeiramente comportáveis, transparentes e compreensíveis para não especialistas.

Um método que pelo seu pioneirismo e potencialidade merece destaque a título exemplificativo é o chamado "método do balanço ecológico". Este método permite incluir também medidas de compensação neste sector, tanto no interior da área de intervenção como no exterior próximo.

Foi introduzido formalmente na prática do planeamento urbano pelo Ministério do Desenvolvimento e Habitação do Estado Federado de Hessen - RFA (4). O método, tornado obrigatório aplicar em planos de pormenor, estabelece directrizes para a realização de um balanço ecológico, contendo mesmo uma folha de balanços tipo para esse efeito.

O balanço ecológico é efectuado através da comparação de dois valores, **A** e **B**. O valor **A** refere-se à situação sem intervenção e resulta do somatório da pontuação dos elementos naturais aí existentes. Por exemplo, o m2 de uma floresta de vegetação de pinheiros em solo arenoso tem uma pontuação de 62, enquanto que ao m2 de uma vinha em exploração intensiva é atribuída somente a pontuação de 17, de acordo com uma listagem de referência que pontua pormenorizadamente os elementos naturais de acordo com o seu valor ecológico.

O valor **B** refere-se à situação resultante caso o plano de pormenor seja implementado e obtem-se através do somatório da pontuação obtida pelos elementos naturais iniciais que não foram perturbados pela intervenção e pelos que são introduzidos pelo próprio plano, por exemplo através da plantação de novas áreas com árvores.

O impacte global sobre os elementos naturais é quantificável através da diferença entre os valores **A** e **B**. O valor **C = A - B** representa o montante das medidas de compensação a aplicar.

Frequentemente as medidas de compensação não conseguem ser todas efectuadas no interior da área de intervenção. Nesta situação, as medidas podem acorrer em zonas próximas. Para isso, pode ser adquirida por exemplo uma área utilizada intensamente para a agricultura com a finalidade de ser seguidamente reflorestada de modo a que seja atingido o número de pontos em défice (valor **C**).

(4) Nome exacto: Ministério para o Desenvolvimento, Habitação, Agricultura, Florestas e Protecção da Natureza.

Este metodo do balanço ecológico foi recentemente aplicado na "Operação de Loteamento da Expansão Nascente de Queijas", permitindo caracterizar e quantificar valores de impactes que de outro modo muito dificilmente seriam tornados claramente explícitos.

A aplicação do método em Queijas decorreu com grande precaução e teve o cuidado de não utilizar a pontuação da listagem do Ministério de Hessen (RFA), pois as condições contextuais são completamente diferentes. A pontuação foi calculada tendo em conta o trabalho de pesquisa que esteve na origem da listagem Alemã.

O valor de cada um dos biótopos locais foi obtido através de 8 critérios de avaliação (A a H) [5] . Cada critério de avaliação foi pontuado utilizando uma escala de 1 a 6.

Um outro exemplo de método para integrar sectoralmente o ambiente no planeamento urbano de pormenor é o da "análise multi-temporal de fotografias aéreas" [6] para detectar possíveis graus de contaminação do solo. Este método foi aplicado no caso do "Empreendimento Urbano na antiga Fabrica da Pólvora de Barcarena".

Através da análise das fotografias aéreas obtidas em diferentes anos podem identificar-se locais onde ocorreram antigos usos do solo. Por exemplo, no caso da Fabrica da Pólvora de Barcarena foi possível efectuar um zonamento em função do uso verificado no passado com diferentes graus de potencial de agressão e de contaminação do solo. Cada zona possui ainda sub-zonas, mas de forma resumida identificaram-se:

- Zona 1: Áreas de fabricação de pólvora negra, pirotécnia e edifícios de administração.
- Zona 2: Áreas de manuseamento e transformação de explosivos à base de Trinitrotolueno (TNT) e à reciclagem de munições antigas.
- Zona 3: Áreas ligadas à produção, manuseamento e transformação de pólvora química de base simples e dupla.
- Zona 4: Terrenos na posse da empresa fabril mas nunca usados para actividades produtoras ou transformadoras.

Os novos usos urbanos do solo propostos para o local de intervenção tiveram que ser compatíveis com o grau de potencial contaminação provavelmente existente em cada zona, tendo-se introduzido também

---

[5] A: Grau de desenvolvimento do biótopo, B: Grau de naturalidade, C: Diversidade estrutural, D: Diversidade de espécies, E: Raridade do biótopo, F: Raridade de espécies (fauna e flora), G: Sensibilidade do biótopo, H: Tendências desfavoráveis na evolução contextual.

[6] Sobre este assunto mais em pormenor, ver: SANTA-RITA, Ursula; "A Inventariação de Solos Contaminados - Um Instrumento do Planeamento Espacial", Comunicação à Vª Conferência sobre a Qualidade do Ambiente, Aveiro, 10 a 12 de Abril, 1996.

medidas de segurança na base deste método de análise relativamente expedito.

A integração sistemática e estruturada da componente ambiental no planeamento urbano de pormenor encontra-se ainda a dar os primeiros passos. Dois aspectos contribuiriam de forma decisiva para o seu aprofundamento e generalização:

- A existência de um manual ou catálogo de métodos de boa prática com exemplos de sucesso;

- A obrigatoriedade legal de efectuar a integração, nomeadamente através da elaboração de um relatório ambiental como referido no início desta comunicação.

3. REFLEXÕES SOBRE A REVISÃO DA LEGISLAÇÃO PORTUGUESA

O conceito de "Desenvolvimento Urbano Sustentável" não é implementável sem a integração no "Processo de Planeamento Urbano" de uma metodologia de avaliação de impactes e a definição de padrões de qualidade ambiental do meio urbano que se pretende construir.

A mitigação dos impactes e a definição dos padrões de qualidade ambiental não podem ser objecto de verificação "à posteriori" apenas no domínio das "Infraestruturas", como decorre do nº1 do Artº 7º do D.L. 186/90 de 6 de Junho que remete para o Anexo III, onde no ponto **4 - Infraestruturas**, vem indicado em 4.3 "Projectos de desenvolvimento urbano que ocupem uma área superior a 10 ha".

Esta avaliação é na generalidade dos casos extemporânea e ineficaz. A sustentabilidade urbana na sua vertente biofisica implica a reformulação dos próprios conceitos e critérios de estruturação do meio urbano.

Diferentes opções de organização espacial das cidades e aglomerados urbanos produzem diferentes impactes e estão sujeitas a diferentes limiares de sustentabilidade. A cidade concentrada, multifuncional, solar e reciclável gera certamente impactes diferentes da cidade dispersa, rigidamente zonada, petrolifera e de consumo ineficiente.

A revisão da legislação deverá assim efectuar-se de forma articulada nos seguintes domínios:

a) Planos Municipais de Ordenamento do Território D.L. 69/90 de 2 de Março, introduzindo-se na metodologia de elaboração dos planos uma integração progressivamente mais detalhada da componente ambiental, um relatório de avaliação e de definição de padrões de qualidade ambiental, nos Planos de Pormenor. Relativamente aos Planos

Directores Municipais, deviam estes ser completados por planos municipais de ambiente [7].

b) Licenciamento de Operações de Loteamento, D.L. 448/91 e D.R. 63/91 de 29 de Novembro, devendo-se introduzir a componente ambiental e respectiva avaliação nos casos em que os Operações de Loteamento não tenham sido precedidas de um Plano de Pormenor em que essa avaliação já esteja efectuada.

c) Estudos de Impacte Ambiental, D.L. 186/90 de 6 de Junho e D.R. 38/90 de 27 de Novembro, devendo-se compatibilizar esta legislação com os ajustamentos a introduzir em a) e b).

[7] Não se esplora o aspecto dos planos municipais de ambiente por não ser este nível de planeamento o objecto da presente comunicação.

ALGUMAS REFLEXÕES ÀCERCA DA QUALIFICAÇÃO URBANA[1]

Isabel Breda Vázquez[2]

Resumo

A qualificação urbana tem sido abordada segundo perspectivas que decorrem quer de objectivos muito específicos de recuperação patrimonial, quer de princípios selectivos de desenvolvimento urbano. Embora esta última abordagem introduza princípios relevantes de (re)qualificação urbana, sustentando estratégias operativas baseadas na globalidade urbano-metropolitana, questiona-se a sua abrangência e a sua eficácia perante a emergência de novos valores urbanos. Introduz-se, por isso, o conceito de "valorização do uso colectivo" da cidade, perspectivando-se a qualificação urbana segundo princípios capazes de compatibilizar modos de vida e *expectativas* de índole variada com exigências de melhoria da eficácia funcional da cidade.

Qualificação urbana, estratégias operativas, valorização do uso colectivo

1. Princípios e referências dominantes

A temática da qualificação urbana tem sido abordada na literatura da especialidade através de duas situações características, correspondentes a perspectivas de qualidade urbana distintas.

Assim, e por um lado, a qualificação urbanística tem sido remetida para questões de recuperação/reabilitação do património edificado que focam especialmente os centros históricos e as áreas de forte incidência habitacional.

---

[1] Texto elaborado no âmbito do projecto de investigação nº 21/94 da JNICT/DGOTDU/FEUP:"A qualificação urbanística da Área Metropolitana do Porto".

[2] Professora Auxiliar, Faculdade de Engenharia do Porto.

Trata-se de dar resposta a problemas específicos, associados ao declínio e à degradação das zonas centrais das cidades, assegurando-se, concomitantemente, a vitalidade e a salvaguarda do valor económico e social do património existente e das correspondentes memórias colectivas. Trata-se, também, de reflectir sobre a articulação daqueles problemas de declínio e de degradação com as condições de intensa produção urbana nas periferias circundantes, ou seja, sobre os efeitos das desiguais dinâmicas territoriais existentes nas zonas centrais das cidades e nas suas envolventes.

As intervenções de qualificação urbanistica que mais reflectem esta "ideologia de recuperação" (Gambino,1993), aparecem, portanto, vinculadas quer a simples actuações de renovação do tecido urbano capazes de contrariar a degradação de espaços e de edifícios, quer a estratégias de *compensação* dos importantes desiquilíbrios socio-territoriais de tipo centro/periferia gerados pelas tendências extensivas de crescimento urbano-metropolitano.

Deve ser salientado que este tipo de intervenções marca, consideràvelmente, as abordagens de revitalização e de renovação urbana desenvolvidas ao longo dos anos 60 e 70 (cf.,entre outras, as referências expostas em Venuti,1990, Gambino, 1993, London and Palen, 1984).

A sua eficácia tem sido discutível, sobretudo quando avaliada em relação à contenção dos desiquilibrios territoriais de tipo centro/periferia e consequente capacidade de revitalização/reutilização de zonas centrais em processo acentuado de declínio e de degradação. A subavaliação dos processos específicos que promovem o crescimento das periferias urbanas, e das suas também específicas condições de articulação com a cidade central, limitam a eficácia destas intervenções de qualificação urbana centradas na recuperação/reabilitação do património edificado.

Reconhece-se-lhes, no entanto, um papel importante na emergência e na definição de um quadro de referência capaz de incorporar, no tratamento de questões localizadas de qualificação urbanística, os diferentes desiquilibrios territoriais induzidos pelo desenvolvimento urbano.

A segunda situação característica que tem dominado a literatura existente sobre a temática da qualificação urbanística, e a respectiva prática territorial, refere-se a princípios e estratégias de valorização da eficácia metropolitana.

A necessidade de promover o desempenho competitivo das áreas metropolitanas, associada ao reconhecimento dos seus fortes desiquilibrios internos de caracter socio-espacial e ao seus efeitos negativos na sustentação de vantagens competitivas, faz sublinhar a importância da qualificação urbanística como objectivo essencial de política urbana.

Tornando-se componentes essenciais do desenvolvimento urbano, as intervenções de qualificação urbana caracterizam-se, agora, por uma

diversidade *integrada* de estratégias operativas, envolvendo os aspectos mais dinâmicos e qualitativos do processo de *transformação* dos territórios metropolitanos.

Trata-se de proceder quer à re-organização estratégica da cidade-metrópole existente, potenciando serviços e recursos capazes de assegurar uma crescente eficácia produtiva, definindo novos princípios de localização de actividades e funções, assegurando a promoção mediática da cidade, e relevando a importância de sistemas relacionais internos e externos na promoção do desenvolvimento.

Neste contexto, as intervenções de qualificação urbana decorrem directamente das políticas de reestruturação do desenvolvimento metropolitano, envolvendo diferentes escalas e tipologias.

Intervenções associadas à melhoria da mobilidade metropolitana e dos sistemas de transporte, à dotação de infraestruturas várias com destaque para as de índole ambiental, a estratégias de reutilização de espaços desafectados, à criação de excelências tecnológicas e de inovação, ao tratamento de áreas degradadas com relevo para as franjas e periferias urbanas, à redefinição de perfis funcionais, à recuperação do património edificado e à renovação urbana, constituem, entre muitas outras, as principais preocupações de uma (re)qualificação metropolitana vocacionada para a promoção de um desenvolvimento eficaz.

Disso se torna expressivo o vasto conjunto de referências contidas em Innocenti et al.(1990) sob o título sugestivo de "La requalificazione delle aree metropolitane". Também em Morandi(1994), Guiduci(1993), Talia(1990), Venuti(1990), ou em Corade(1994) se encontram vastas referências ao papel da (re)qualificação urbana, entendida nos moldes salientados, na geração dos atributos necessários à captação de estratégias económicas e à criação de vantagens competitivas.

Esta concepção da qualificação urbana acentua a necessidade de reconsiderar a cidade na sua *globalidade*. Retomam-se, aqui, as reflexões sobre as condições de articulação do território metropolitano, relevando-se, agora, a importância de processos específicos de estruturação territorial bem como as suas complementaridades (e conflitos) com processos globais de organização das economias, facto que merece ser salientado.

Por outro lado, dá-se particular ênfase ao papel das áreas periféricas na promoção do desenvolvimento metropolitano. À situação de extrema carência e degradação existente nas periferias urbanas adiciona-se a sua operacionalidade estratégica na reestruturação funcional e mediática do espaço metropolitano, isto é, na formação de uma arquitectura territorial mais eficaz e atractiva.

Se a valorização das periferias urbanas constitui tema de destaque no processo actual de requalificação metropolitana (cf., entre outros, as referências contidas em Venuti,1990, Guiduci,1993), este processo

apresenta-se, ainda, enriquecido pela diversidade *sectorial* e *espacial* que intervenções operativas baseadas na globalidade urbana tornam possível: intervenções sobre o sistema de transportes, sobre as lógicas de localização de actividades, sobre a reutilização de espaços industriais desafectados, sobre a imagem urbana, sobre o espaço público ou sobre as infraestruturas sanitárias, por exemplo.

São conhecidas as tensões e os desiquilibrios gerados pelo desenvolvimento competitivo.

Questões como a exclusão social e espacial decorrem directamente deste modelo de desenvolvimento, que valoriza fortemente a eficácia selectiva dos locais e dos agentes no contexto da própria área urbano-metropolitana, conduzindo, consequentemente, a uma reorganização física e socio-funcional do espaço metropolitano que favorece a progressiva obsolescência e degradação urbanística de zonas específicas, o desenvolvimento desigual do território, e a exclusão de significativos grupos sociais.

Por outro lado, o estabelecimento de frutíferas redes de cooperação/concertação entre os diferentes aglomerados da retícula urbana, ou entre estes e as suas envolventes territoriais, não deixa de se mostrar fragilizado pela própria natureza do "urbanismo concorrencial".

Assim sendo, a questão da qualificação urbana não pode ser redutível, apenas, a exigências associadas à construção de uma arquitectura territorial eficaz perante as novas condições de reestruturação das economias. Para conduzir a um desenvolvimento urbano equilibrado, a qualificação urbanística exige um enquadramento mais abrangente.

2. A valorização do uso colectivo da cidade

O conceito de qualificação urbana pode ser vantajosamente assimilado a um *processo de valorização urbana* que potencie o *uso colectivo* da cidade. Nestes termos, a (re)qualificação urbana envolverá apostas que visem a melhoria do *valor de uso colectivo* (Perrinjaquet, 1991).

Este enquadramento adequa-se a recentes concepções do "valor urbano" críticas de visões estritamente economicistas (Gourdon et al.,1995), remetendo a noção de valor, por outro lado, para a de valorização e para os processos de avaliação que lhe estão subjacentes.

Como salienta neste contexto P. Lantz, *"L'espace urbain a cette caractéristique d'être un support durable de ces évaluations, d'être un bien virtuel non consumable, non fongible; sa valorization est potentielle; elle ne s'actualise, ne se realise que par la mise en relation d'un espace circunscrit avec d'autres espaces signifiants; à condition d'être dépositaire de*

significations passées, d'être appréhendé comme lieu directif privilégié, de se poser ainsi comme centre ou, au moins, comme noeud dans un réseau de relations avec d'autres espaces urbains ou ruraux; il est transformable selon la perspective que les acteurs sociaux, particulièrement les acteurs dominants, se font de l'avenir." (Lantz,1995, p.18).

Esta postura não deixa de contextualizar a qualificação urbana no quadro da globalidade urbana das dinâmicas, processos, tensões e conflitos que justificam as intervenções de qualificação, sendo sensível à complexidade das interrelações geradas. Mas apresenta-se capaz de incorporar, cumulativamente, exigências de vária ordem.

Assim, e por um lado, incorpora exigências relativas à necessária adaptação da cidade às novas condições de ordem tecno-económica, com destaque para a já referida reestruturação funcional, territorial e mediática subjacente a objectivos de desenvolvimento competitivo.

Por outro lado, aquela perspectiva incorpora exigências afectas à crescente diversidade de modos de vida e de sistemas de referência presentes em meio urbano, e à consequente desigual valorização do uso da cidade.

A requalificação urbana passa, agora, pela capacidade de adaptar a cidade às suas diferentes "urbanidades", aspecto onde se incluiem intervenções de diferente tipo potenciadoras do "direito à cidade" por parte dos seus variados cidadãos. Cite-se o caso particular da valorização/requalificação dos territórios urbanos "precários" porque excluídos dos processos estratégicos de desenvolvimento, onde as normas de valorização urbana nem sempre se apresentam compatíveis com aqueles processos (cf. Foret, 1995).

A valorização urbana também se apresenta, pois, directamente associada a uma multiplicidade de sistemas de representações, de práticas e de estratégias sociais articuláveis no espaço urbano.

Se se atender, ainda, à articulação dinâmica de sistemas socio-culturais particulares com estratégias produtivas específicas, exemplificável na sedimentação de sistemas produtivos locais, a diversidade de modos de vida e de quadros de referências presentes em meio urbano pode, inclusivamente, constituir factor de valorização do espaço no sentido económico do termo, como bem salientam Negri (1995), Marotel (1995) e Di Benedetto (1995).

Por fim, é importante que se tenha em atenção que uma perspectiva de qualificação urbana assente na valorização do uso colectivo da cidade se apresenta mais capaz de incorporar exigências associadas à necessidade de compatibilizar a cidade com princípios de desenvolvimento durável.

Não se trata apenas de fazer intervir no processo de valorização urbana os requisitos estritos de qualidade ambiental.

Pressupõe-se, ainda, que a (re)qualificação urbana deve responder às *expectativas* de um desenvolvimento durável, o que implica uma valorização

do uso colectivo da cidade - esta inexorávelmente marcada pela inovação e recomposição permanentes e pela evolução *acelerada* - segundo princípios de desenvolvimento que acentuam o longo prazo.

Colocar a questão da durabilidade do desenvolvimento implica balizar, a longo prazo, as novas condições de transformação das sociedades e dos territórios (urbanos) fortemente marcados pela mudança acelerada.

São conhecidos alguns atributos e problemas do que começa a ser designado por "cidade terminal" (cf. Stiegler, 1995). Construída sobre a esperada supremacia das redes de telecomunicações ao nível das infraestruturas urbanas, e sobre o crescente papel das cidades como locais de "interface" (de afrontamento, de interacção) entre processos locais e globais, a cidade terminal promove novas culturas técnicas, acentua a multi-territorialidade, gera dispositivos de desintegração social e cultural, obriga a novas funcionalidades do espaço urbano e a novas expectativas sociais. Conduz, enfim, a *novos valores de uso urbano*.

Os processos de (re)qualificação urbanística devem, naturalmente, ser sensíveis a estas transformações, e procurar contextualizar as progressivas (re)valorizações do uso colectivo da cidade capazes de traduzir as expectativas geradas em temporalidades distantes.

3. Notas conclusivas

O conjunto de considerações desenvolvidas repercute-se òbviamente em variadas questões de ordem metodológica, as quais merecem uma reflexão aprofundada que ultrapassa os objectivos da presente comunicação.

Em particular, o facto de a qualificação urbana se ter vindo progressivamente a afirmar como um *processo* de valorização, põe em causa modos tradicionais de intervenção caracterizados pela relativa rigidez de objectivos e dos agentes (intervenções marcadamente públicas, objectivos normalmente associados ao cumprimento de *standarts* de qualidade).

Em contrapartida, faz emergir a importância de estratégias de valorização urbana articuladas em torno de temporalidades diversas, com requisitos próprios ao nível dos objectivos, dos actores urbanos, e das escalas territorias de intervenção. Capazes de compatibilizar modos de vida e *expectativas* de índole variada com exigências de melhoria da eficácia funcional, de responsabilizar diferentes agentes sociais e económicos nas acções qualificadoras, de seleccionar escalas espaciais pertinentes.

Estes aspectos recomendam atitudes urbanísticas centradas em modos de acção compósitos, no sentido expresso em Ascher (1995) no âmbito de

problemáticas urbanas mais gerais mas confrontadas, igualmente, com valores de uso urbano em transformação.

Referências Bibliográficas

Ascher, F.,1995. *Métapolis ou l'avenir des villes*, Editions Odile Jacob, Paris.

Corade, N., 1994, La metropolisation ou la ville retrouvee?, *Revue d'Economie Regionale et Urbaine* nº2, pp. 251-66.

Di Benedetto, M., 1995. Les mosaistes du Frioul, in Gourdon et al., *Ville, Espace et Valeurs*, l'Harmattan, Paris.

Foret, C., 1995. Les habitants inventeurs, ou le projet urbain à l'épreuve de la valeur d'usage, in Gourdon et al., *Ville, Espace et Valeurs*, l'Harmattan, Paris.

Gambino, R., 1993. Dal recupero alla riqualificazione urbana: nuove politiche, strumenti e strategie operativa, in Gianmarco, C., Isola, A., *Disegnare le periferia*, La Nueva Italia Scientifica.Roma.

Guiduci, R.,1993, *Periferia tra degrado e riqualificazione*, Franco Angeli, Milano.

Gourdon, J. et al.,1995. *Ville, Espace et Valeurs*, l'Harmattan, Paris.

Innocenti, R. et al., 1994, *La requalificazione delle aree metropolitane*, Franco Angeli, Milano.

Lantz, P., 1995. Texte sur les textes, in Gourdon et al., *Ville, Espace et Valeurs*, l'Harmattan, Paris

London, B., Palen, J., Introduction: some theoritical and practical issues regarding inner city revitalization, in Palen, J., London, B., 1994, *Gentrification, displacement and neighborood revitalization*, State University of New York Press, Albany.

Marotel, G., 1995. Savoir-faire, matière, mobilité: territoires circulatoires internationaux de profissionnels italiens du bâtiment, les marbriers de Carrare, in Gourdon et al., *Ville, Espace et Valeurs*, l'Harmattan, Paris.

Morandi, C.(ed.), 1994, *I vantaggi competitivi delle città: un confronto in ambito europeo*, Franco Angeli, Milano.

Negri, T., 1995. Temporalités brèves ou longues dans la détermination de réseaux produtifs, in Gourdon et al., *Ville, Espace et Valeurs*, l'Harmattan, Paris.

Perrinjaquet, R., 1991. Restituer l'usage à l'espace, in Rebois, D. et al., *Europan 2: Habiter la ville, Re-qualification de sites urbains*, Tecnhiques et architecture, france.

Stiegler, B., 1995. *La ville Terminale*, comunicação oral, 1ère Biennale des villes et des urbanistes d'Europe, Lyon.

Talia, M., 1990, *La metropoli e il piano*,Gangemi Editore, Roma.

Venuti, G.,1990.*La terza generazione dell'urbanistica*, Franco Angeli, Milano.

DIVERSIDADE GENÉTICA DA POPULAÇÃO RIZOBIANA EM SOLOS CONTAMINADOS INDUSTRIALMENTE

CASTRO, I.V.[1] e FERREIRA, E.[2]

RESUMO

Fez-se a avaliação da população natural de bactéria *Rhizobium leguminosarum* bv. *trifolii* dum solo de Estarreja, com elevadas concentrações em metais pesados, especialmente Zn e Hg, utilizando o DNA-plasmídico das estirpes de bactérias isoladas dos nódulos de plantas de trevo subterrâneo e de trevo branco. O perfil de plasmídeos revelou uma redução da diversidade genética das estirpes provenientes deste solo, quando comparada com a das estirpes isoladas dos solos não contaminados, com qualquer dos hospedeiros usados.

PALAVRAS-CHAVES

Rhizobium; DNA-plasmídico; metais pesados; diversidade genética.

INTRODUÇÃO

Os efluentes industriais contêm muitas vezes quantidades consideráveis de metais pesados potencialmente tóxicos, que persistem nas camadas aráveis do solo e que podem afectar os microorganismos do solo, muito especialmente os que estão envolvidos nos ciclos biológicos do C, N e S.

Um importante componente da comunidade microbiana do solo e que está presente na maioria dos ecossistemas terrestres, é o *Rhizobium*, bactéria envolvida na fixação biológica do azoto em simbiose com as leguminosas.

[1]Assistente de Investigação Departamento de Microbiologia EAN/EFN.INIA. Quinta do Marquês 2780-OeirasTelef.4416855 - Fax 4420867
[2]Investigador Auxiliar. Departamento de Microbiologia EAN/EFN.INIA. Quinta do Marquês 2780- Oeiras Telef.4416855 - Fax 4420867

Durante os últimos anos, vários autores têm referido os efeitos nocivos que os metais pesados têm nas comunidades microbianas do solo (McGrath *et al.*, 1988; Martensson e Witter, 1990), nomeadamente no *Rhizobium,* quer ao nível quantitativo (Obbard e Jones, 1993) quer ao nível das suas características funcionais e genéticas (Giller *et al.*,1989; Hirsch *et al.*,1993).

Este trabalho teve como objectivo examinar as possíveis alterações na diversidade genética da população indígena de *R. leguminosarum* bv. *trifolii,* quando sujeita durante longo tempo ao stress causado por metais pesados.

A zona escolhida para este estudo foi Estarreja, zona com uma forte componente industrial, com reconhecidos problemas de poluição (Barradas, 1992; Ferreira,1993) e onde ao longo de 40 anos têm sido emitidos metais pesados e outros poluentes (Leitão, 1992).

MATERIAIS E MÉTODOS

Colheita de amostras e análises

Em Fevereiro de 1994, colheram-se 2 amostras de solo "composita", a uma profundidade de 0-20 cm. Uma delas foi colhida perto de uma vala de descarga de efluentes (amostra I) e a outra afastada de 10 m (amostra IA). Ambas tinham textura (franco-arenosa) e pHs (6.17 e 6.00) semelhantes.

As concentrações em metais pesados (totais) em ambos os solos foram determinados após extracção com água régia. O Hg foi determinado segundo um método descrito por Stewart e Bettany (1982).

Contagem da população natural de *R. leguminosarum* bv. *trifolii*

O número de bactérias, em ambos os solos foi estimado pelo método do número mais provável (NMP), usando como planta hospedeira o *Trifolium subterraneum*, L. (Vincent, 1970).

Isolamento de bactérias *Rhizobium*

As bactérias *Rhizobium* foram isoladas dos nódulos das raízes de plantas de trevo subterrâneo (*Trifolium subterraneum,* L.) cv. Clare e de trevo branco (*Trifolium repens*, L.) cv. Huia, que cresceram em ambiente controlado (18º - 22ºC, 12 h dia) em frascos contendo os dois tipos de solos.

Perfis de plasmídeos

A avaliação da diversidade genética da população rizobiana presente nos solos em estudo, foi feita pela análise dos perfis de plasmídeos das estirpes de *Rhizobium*, por electroforese em gel de agarose e "*lise in situ*", numa adaptação do método de Eckhardt (1978).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Tabela I encontram-se as concentrações totais dos metais pesados dos solos. No solo I (poluído) a concentração de metais pesados é bastante mais elevada do que no solo IA (não poluído), principalmente para o caso do Zn e Hg, os quais excedem os limites em vigor na CE para os solos tratados com lamas residuais.

Tabela I - Concentrações de metais (totais) e pH nos solos poluídos (I) e não poluídos (IA).

Solo	Concentrações totais dos metais (mg kg^{-1} de solo seco)							pH
	Cd	Cu	Zn	Ni	Pb	Cr	Hg	
I	1.50	117.0	375.0	4.0	97.5	14.5	33.2	6.17
IA	0.40	29.0	75.0	6.50	41.5	13.0	0.564	6.00
CE*	1-3	50-140	150-300	30-75	50-300	100-150	1-1.5	6-7

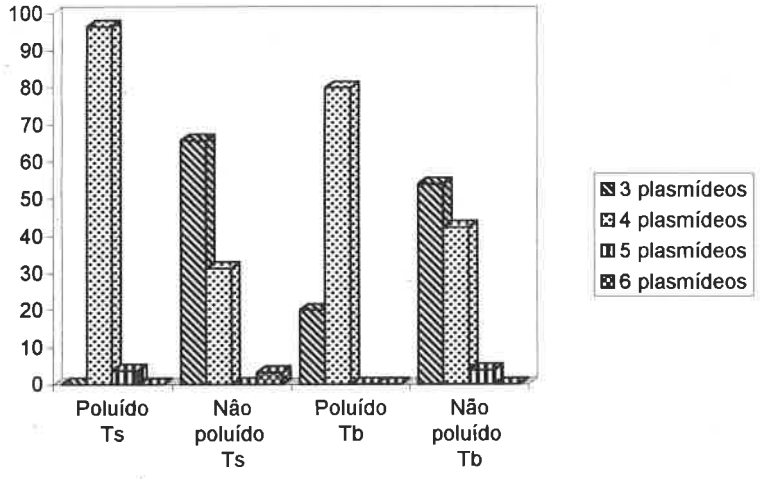
* limites em vigor na CE para os solos tratados com lamas residuais

Vários autores têm referido que o Zn é um dos metais pesados mais tóxicos e que afecta negativamente as populações rizobianas (Obbard *et al.*,1990; McGrath *et al.*,1988). O Hg apesar de ser um metal muito insolúvel e pouco disponível para as plantas e microorganismos, pode-se tornar muito tóxico quando existe nos solos em altas concentrações.

O número de plasmídeos encontrado variou entre 3 e 6 (Fig.1), sendo as estirpes agrupadas consoante o número e localização dos respectivos plasmídeos. O número de grupos encontrados nas estirpes isoladas tanto do trevo subterrâneo como do trevo branco, foi sempre maior nos solos não poluídos (7 e 10, respectivamente) do que nos solos poluídos (3 e 5), verificando-se que nestes últimos a maior parte dos isolamentos (96.3%) tinham 4 plasmídeos. Para o solo

não poluído, além da população ser mais heterogénea, os isolamentos que dominavam continham 3 plasmídeos (Fig. 1).

Fig. 1 - % de estirpes isoladas de Trevo subterrâneo (Ts) e de Trevo branco (Tb), no solo poluído e não poluído, que apresentaram o mesmo nº de plasmídeos.



A alteração (redução) na diversidade genética da população rizobiana nos solos contaminados foi verificada sem ser acompanhada da diminuição da sobrevivência destas bactérias no solo (2.3×10^4 cel. g^{-1} solo, tanto no solo contaminado como no não contaminado).Estes efeitos negativos poderão ser devidos à acção conjunta do Zn e Hg, que estão em elevadas concentrações, sem no entanto se pôr completamente de lado o efeito de outro tipo de poluente, como por exemplo os poluentes orgânicos.

Esta redução na diversidade genética poderá servir como um "aviso antecipado" antes que efeitos mais catastróficos possam ocorrer nos microorganismos e nas plantas.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos à Engª Hermínia Domingues e ao Engº Pereira Pires, do Departamento de Pedologia da EAN, pela execução das análises químicas e colheita dos solos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BARRADAS, J.J.M. 1992. Geoquímica de elementos maiores e vestigiais em amostras de solo, sedimentos de vala e águas subterrâneas. Contribuição para a caracterização ambiental da zona envolvente ao complexo de Estarreja. Tese de Doutoramento. Universidade de Aveiro. Aveiro. 204 pp.

BOIA, C.M. e Duarte A.C. 1994. Estudo da acumulação de Hg por populações de Artemia, em várias salinas de Portugal. *4ª Conferência Nacional sobre a Qualidade do Ambiente*. Lisboa. H 37-46.

ECKHARDT, T. 1978. A rapid method for the identification of plasmid desoxyribonucleic acid in bacteria. *Plasmid* **1**, 5884-588.

FERREIRA, M.M.S.I. 1993. Mercúrio em solos da área do complexo químico de Estarreja. Tese de Mestrado. Universidade de Aveiro. Aveiro. 139 pp.

GILLER, K.E.; McGRATH, S.P. e HIRSCH, P.R. 1989. Absence of nitrogen fixation in clover grown on soil subject to long-term contamination with heavy metals is due to survival of only ineffective *Rhizobium*. *Soil Biology & Biochemistry* **21**, 841-848.

HIRSCH, P.R.; JONES, M.J.; McGRATH, S.P. e GILLER, K.E. 1993. Heavy metals from past applications of sewage sludge decrease the genetic diversity of *Rhizobium leguminosarum* biovar *trifolii* populations. *Soil Biology & Biochemistry* **25**, 1485-1490.

LEITÃO,T.E.; ZUNGAILIA, J.E. e FERREIRA, J.P.C.L. 1992. Metodologias para a recuperação das águas subterrâneas e solos contaminados. Partes A e B. DGQA - Proc. 067/11/10240 - LNEC. Lisboa. 107 pp.

MARTENSSON, A.M. e WITTER, E. 1990. Influence of various soil amendments on nitrogen-fixing soil microorganisms in a long-term field experiment with special reference to sewage sludge. *Soil Biology & Biochemistry* **22**, 977-982.

McGRATH, S.P.; BROOKES, P.C. e GILLER, K.E. 1988. Effects of potentially toxic metals in soil derived from past applications of sewage sludge on nitrogen fixation by *Trifolium repens*, L. *Soil Biology & Biochemistry* **20**, 415-424.

OBBARD, J.P. e JONES, K.C. 1993. The effect of heavy metals on dinitrogen fixation by *Rhizobium* -white clover in a range of long-term sewage sludge amended and metal contaminated soils. *Environmental Pollution* **79**, 105-112.

STEWART J.W.B. e BETTANY, J.R. 1982. Mercury. *Methods of Soil Analysis*, Part 2 . A.L. Page; R.H. Miller e D.R. Keeney. pp.367-384. American Society of Agronomy, Madisson,WI.

VINCENT, J.M. (1970) *A Manual for the Practical Study of the Root-Nodule Bacteria* IBP Handbook No.15. Blackwell Scientific Publications, Oxford.

RUÍDO, SAÚDE PÚBLICA E AMBIENTE EM ESPAÇOS CONFINADOS

CANCRO DO PULMÃO E TABAGISMO PASSIVO

JC Winck, R Nêveda*, FF Rodrigues*, A Carvalho*, R Maio**, JM Calheiros***

*Departamento de Pneumologia do Centro Hospitalar de V. N. Gaia e
**Departamento de Saúde Comunitária do Instituto de Ciências Biomédicas de Abel Salazar da Universidade do Porto

Trabalho integrado no estudo multicêntrico caso-controle «Lung Cancer in Non-smokers», da acção concertada da Comunidade Europeia - «EUROPASS», coordenada pela International Agency for Research on Cancer (Lyon-França)-Investigador principal: Dr Paolo Boffetta

RESUMO

A associação entre tabagismo passivo e cancro do pulmão tem adquirido grande importância social e política. Vários estudos epidemiológicos, centrando-se sobretudo na exposição ao fumo do tabaco do conjuge, têm demonstrado esta relação. Com o objectivo de determinar a existência de um efeito positivo do fumo do tabaco do ambiente, analisando a exposição durante a infância, a exposição ao conjuge e outros membros do agregado familiar, e ainda da exposição em veículos, lugares públicos e no ambiente profissional, realizámos um estudo caso-controle, integrado num projecto multicêntrico. Estudámos 38 doentes com cancro do pulmão confirmado histologicamente e que nunca tinham fumado e 67 controlos, igualmente não fumadores.Os resultados obtidos, mostram que os doentes com cancro do pulmão têm maior exposição ao fumo de tabaco quer durante a infância quer durante a vida adulta. Por outro lado, apenas a exposição relativa ao conjuge tinha significado estatístico, duplicando o risco de cancro do pulmão quando os níveis de exposição eram superiores a 5000 cigarros fumados («odds ratio», 3.10; 95% de intervalo de confiança , 1.09-13.09). Apesar dos nossos dados necessitarem de integração no estudo multicêntrico para serem mais conclusivos, mostram uma relação entre a exposição ao tabagismo passivo do conjuge e o cancro de pulmão em não fumadores.

INTRODUÇÃO

O Tabagismo passivo, tabagismo involuntário e exposição ao fumo do tabaco do ambiente, «Environmental Tobacco Smoke» (ETS) usam-se indiscriminadamente para descrever a inalação passiva por indivíduos não fumadores dos produtos da combustão do tabaco gerados pelos fumadores.Lofroth refere que a constituição do fumo inalado por um «fumador activo» e o fumo do tabaco do ambiente são diferentes, existindo neste último maior número de carcinogénios (1).

Desde 1981 que vários estudos epidemiológicos têm demonstrado uma relação causal entre o Cancro do Pulmão e a inalação passiva do fumo do tabaco, cifrando-se o risco relativo global, avaliado por meta-análise, em 1,49 (2). Em 1986, dois relatórios causaram grande impacto , em particular nos Estados Unidos da América (EUA):o «Surgeon General´s Report» e o «National Research Council Report». Estes documentos, baseados na análise dos trabalhos até então publicados, concluem pela primeira vez que a inalação do fumo do tabaco por não fumadores pode causar Cancro do Pulmão, atribuindo-lhe entre 2500-5000 mortes em 1985, nos EUA (3,4).A partir de então, vários estudos epidemiológicos do tipo analítico, têm sido publicados demonstrando globalmente uma associação positiva entre ETS e Cancro do Pulmão, levando, em 1991, o U.S. National Institute for Occupational Safety and Health, a considerar a inalação passiva do fumo do tabaco do ambiente como potencial carcinogénio e recomendando uma redução do ETS para as concentrações mínimas possíveis (5).

No sentido de clarificar o papel do tabagismo passivo como causa de Cancro do Pulmão está em curso um estudo multicêntrico internacional, envolvendo 12 centros e 9 países (designado por EUROPASS) com o objectivo de recolher uma informação mais alargada da exposição ao ETS. São particularmente analisadas a exposição durante a infância, e na idade adulta, incluindo nesta a exposição ao ETS proveniente do conjuge e/ou de outros membros do agregado familiar, e ainda do ETS em veículos, lugares públicos e no ambiente profissional. Este estudo multicêntrico do tipo caso-controle permite a recolha de um maior número de casos, ao mesmo tempo que segue métodos rigorosos de validação da exposição.

Os resultados que a seguir se apresentam são a contribuição do Centro de Vila Nova de Gaia para o EUROPASS e deverão, pois, ser considerados uma pequena parcela de um mais amplo trabalho internacional a publicar em 1995.

MATERIAL E MÉTODOS

O estudo realizado é do tipo caso-controle, abrangendo a área de atracção do Departamento de Pneumologia do Centro Hospitalar de Vila Nova de Gaia (distritos do Porto, Aveiro, Viseu, Braga, Chaves e Bragança) entre 1989 e 1994.

Selecção dos casos

Os casos foram selecionados entre os doentes admitidos no Departamento de Pneumologia do Centro Hospitalar de Vila Nova de Gaia para realizarem broncoscopia diagnóstica. Foram incluídos no estudo aqueles para os quais foi obtida confirmação citológica e/ou histológica e que não tivessem fumado mais do que um cigarro por dia durante um ano (definição de não-fumador).

Selecção dos controlos

O grupo de controlo foi emparelhado por idade, sexo e área de residência, sendo, para cada caso, escolhidos dois controlos de base populacional. No que se refere aos hábitos tabágicos, foi adoptada a definição de não-fumador anteriormente descrita para os casos. Para a selecção dos controlos utilizámos a informação fornecida pelos doentes (i.e. vizinhos ou conhecidos que se enquadrassem nos parâmetros estabelecidos) ou em alternativa, de acordo com os grupos etários, recorremos, a indivíduos de instituições regularmente frequentados pelos casos.

Questionários e entrevistadores

Foram administrados questionários estruturados e padronizados, adoptados pelo «Working Group» do Europass. O inquérito principal incluía várias componentes para a avaliação da exposição ao tabagismo passivo na infância, exposição ao tabagismo do conjuge e outros conviventes, exposição em veículos e locais públicos e no local de trabalho.
Os entrevistadores foram 2 médicos do Departamento de Pneumologia do Centro Hospitalar de Vila Nova de Gaia e 4 alunos da cadeira de Saúde Comunitária da licenciatura em Medicina do Instituto de Ciências Biomédicas de «Abel Salazar» da Universidade do Porto a quem foi previamente proporcionado o treino adequado.

Validação

Para minimizar o risco de viés, e confirmar a condição de não-fumador dos casos e controlos, foi efectuado um questionário de validação ao conjuge ou familiar próximo. A necessidade desta componente teve o seu início já no decurso do projecto de acordo com a metodologia prevista pelo EUROPASS .

Análise estatística

Para o tratamento estatístico dos dados recolhidos foram usadas técnicas adequadas à metodologia caso-controle (6). Foi utilisado o teste de Mann-Whitney e calculados os «odds-ratio» (razões dos produtos cruzados), bem como o intervalo de confiança a 95% com base em métodos exactos.

Definição de indicadores de exposição

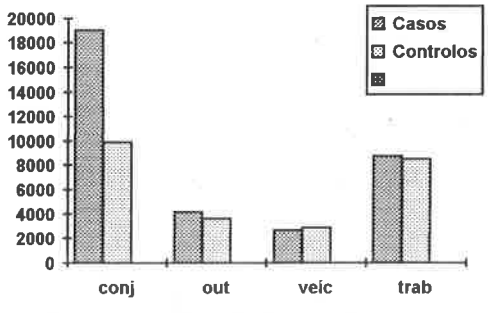
A duração total da exposição ao fumo do tabaco foi calculada separadamente para a infância e vida adulta de acordo com os critérios defenidos na metodologia do EUROPASS.

Foram recolhidos 38 casos e 67 controles, num total de 105 inquéritos. Não foi possível, portanto estabelecer a proporção pretendida de 2 controles para cada caso, contudo todos os casos tinham um controle emparelhado. Nestes 106 inquéritos foram obtidos questionários de validação em 9 casos e 23 controles.

A amostra estudada tinha idade média de 60 anos (36-75 anos), e incluia 11 casos e 21 controles masculinos e 27 casos e 46 controles femininos. A distribuição dos casos de cancro de pulmão por tipos histológicos era de 70.3% Adenocarcinoma, 16.2% de carcinoma de pequenas células e 13.5% de carcinoma epidermóide.

A exposição ao fumo do tabaco do conjuge constituiu para os casos a principal, mas não a única, fonte de tabagismo passivo (Quadro 1).

Tabagismo passivo na vida adulta-médias das horas de exposição (Quadro 1)



conj-conjuge: out-outros conviventes; veic-veículos; trab-ambiente de trabalho

Exposição ao tabagismo passivo durante a infância:

O número de dias em que os casos estavam expostos ao fumo do tabaco do pai era superior ao dos controles, aproximando-se do significado estatístico (respectivamente, 4012 vs 2247; p=0,056- teste de Mann-Whitney). O mesmo acontecia em relação à exposição ao fumo de tabaco de outros conviventes (1325 vs 494; p=0,55), contudo sem haver diferença significativa. Curiosamente, dos 105 inquéritos realizados ninguém esteve exposto ao fumo de tabaco da mãe.

Exposição ao tabagismo passivo durante a vida adulta (conjuge e outros conviventes):

Os casos estavam expostos a um número significativamente mais elevado de cigarros fumados pelo conjuge e durante um número significativamente maior de horas do que os controles (respectivamente, 25745 vs 9019; p=0,015 e 9431 vs 4950 p=0,018).

Por outro lado; quando estratificámos os resultados por níveis de exposição (Quadro 2), encontrámos um maior «odds ratio» para o grupo com maior exposição (> 5000 cigarros fumados em presença). Não encontrámos diferenças estatisticamente significativas quando analisávamos a exposição ao fumo de tabaco originário de outros conviventes.

Relação dos níveis de exposição ao ETS do conjuge e risco de Cancro do Pulmão (Quadro 2)

Nº cigarros	casos	controles	OR	IC95%
0	20	49	-	
1-5000	5	7	1.75	(0.39-7.26)
> 5000	14	11	3.12	(1.09-8.95)

OR-«odds ratio»; IC-intervalo de confiança

Exposição ao tabagismo passivo em veículos, locais públicos e no ambiente profissional:

Apenas no local de trabalho os casos apresentaram maior número de horas de exposição ao fumo de tabaco do ambiente (ETS) em relação aos controles, não sendo a diferença estatisticamente significativa.

DISCUSSÃO

Os estudos deste tipo, para avaliação do risco do tabagismo passivo, podem estar sujeitos a vários tipos de limitações epidemiológicas, que de alguma maneira poderão falsear a determinação do risco do cancro do pulmão. Passamos a analisar algumas descritas por Eriksen e colaboradores (7):

a) erro de classificação- tratam-se dos problemas ligados ao diagnóstico de cancro do pulmão, e ao «status» de não-fumador. No que se refere ao primeiro, no nosso trabalho todos os casos foram histologicamente confirmados, não sendo de excluir no grupo com adenocarcinomas algumas neoplasias secundárias; contudo num estudo conduzido por Garfinkel (8) ao excluir todos os adenocarcinomas, persitiu o efeito positivo do tabagismo passivo.A possibilidade de incluir fumadores ou ex-fumadores que se declaram não-fumadores, poderá falsamente elevar o risco do ETS, contudo dados recentes mostram excelente concordância entre os marcadores biológicos de exposição e afirmação da condição de não-fumador (9).

b) questionários- desde sempre se têm levantado dúvidas da capacidade descriminatória da informação obtida. Os estudos de Coultas(10) e Brownson (11) demonstram, contudo, a fiabilidade da história da exposição ao ETS através de questionários estruturados e com entrevistas estandardizadas.

c) «confounders»- a existência de outros factores de risco como a dieta e a exposição ocupacional, ou a interferência do nível social e educacional devem ser tomados em conta, pois podem ter um efeito de «counfonder» em relação à exposição ao tabagismo passivo. Embora estes aspectos não tenham sido abordados no nosso trabalho, os hábitos dietéticos, a história ocupacional e o nível educacional vão ser analisados no âmbito do estudo multicêntrico.

Neste estudo, encontrámos um efeito adverso estatisticamente significativo dos maiores níveis de exposição ao ETS do conjuge. O facto da amostra ser bastante reduzida não permite detectar um risco de ordem tão reduzida, para os outros tipos de exposição ao tabagismo passivo, pelo que só análise global dos resultados poderá ser conclusiva.

Se este estudo multicêntrico confirmar a relação entre o ETS e a carcinogénese pulmonar, deveremos ter certamente uma maior responsabilidade na implementação mais rigorosa de acções preventivas, como sejam na limitação do consumo do tabaco e restrição dos locais para fumadores.

BIBLIOGRAFIA

1.Lofroth G. Environmental tobacco smoke: overview of chemical composition and genotoxic components. *Mutation Res* 1989; 222: 73-80

2.Zmirou D, Blatier JF, André E, Ferley JP, Balducci F et al. Tabagisme passif et risque respiratoire-ume synthèse quantitative de la littérature.*Rev Mal Resp* 1990; 7: 361-71

3.U.S. Public Health Service. The Health Consequences of Involuntary Smoking. A Report of the Surgeon General. Washington, DC: U.S. Government Printing Office, 1986; DHHS Publications N° (CDC) 87-8398

4.National Research Council. Environmental Tobacco Smoke: Measuring Exposures and Assessing Health Effects. Washington, DC: National Academy Press, 1986

5.U.S. National Institute for Occupational SAfety and Health. Environmental tobacco smoke in the workplace; lung cancer and other health effects. NIOSH Current Intelligence Bulletin 54, DHHS, CDC, 1991.

6. Breslow NE, Day NE. Statistical methods in cancer research. Vol. 1.The analysis of case-control studies. Lyon, France:International Agency for reseach on Cancer, 1980. (IARC Scientific publications n° 32).

7.Eriksen MP, LeMaistre CA, Newell GR.Health hazards of Passive Smoking.*Am Rev Public Health* 1988; 9: 47-70.

8.Garfinkel L, Averback O, Joubert L. Involuntary smoking and Lung cancer: a case-control study.*JNCI* 1985; 75: 463-9.

9.Slattery ML, Robinson LM, Schuman KL et al.Cigarrette smoking and exposure to passive smoke are risk factors for cervical cancer.*J Am Med Assoc* 1989; 261: 1593-8.

10.Coultas DB, Peake GT, Samet JM. Questionnaire assessment of lifetime and recent exposure to environmental tobacco smoke. *Am J Epidemiol* 1989; 130: 338-47.

11.Brownson RC, Alavanja MCR, Hock ET. Reliability of passive smoke exposure histories in a case-control study of Lung Cancer. *Int J Epidemiol* 1993; 22: 804-8.

A RADIOACTIVIDADE DAS ROCHAS COMO UM FACTOR DE RISCO AMBIENTAL NO TERRITÓRIO CONTINENTAL PORTUGUÊS: UMA SÍNTESE[1]

L.J.P.F. NEVES[2], A.J.S.C. PEREIRA[2], M.M. GODINHO[2] e J.M. DIAS[2]

Resumo - Com base na integração da informação geológica, geoquímica e radiométrica existente sobre as rochas que constituem o território continental português, admite-se que será mais significativo o risco de a dose máxima de radiação estabelecida por lei para a população em geral (500 mrem/ano) ser excedida em regiões de natureza: (a) granítica; (b) argilosa ou argilo-gresosa, principalmente quando contendo fragmentos de matéria carbonosa. É, na maioria dos casos, por acrescida actividade do radão que tais doses podem ser excedidas; existem, no entanto, algumas situações em que a radiação gama pode, por si só, contribuir para um significativo agravamento do risco ambiental, designadamente como resultado da presença de elevados teores de tório em rochas graníticas. Recomenda-se que na expansão de áreas urbanas e na extracção e utilização de materiais geológicos seja tido em conta o grau de risco associado à radiação natural, condicionando, no primeiro caso, a construção ao uso de técnicas que minimizem os riscos, e, no segundo, procurando evitar a disseminação de materiais radioactivos.

Palavras-chave: riscos naturais, radioactividade das rochas, radão, radiação gama, ordenamento do território.

1. INTRODUÇÃO

Como consequência da desintegração dos isótopos radioactivos de U, Th e K existentes nas rochas, são emitidas radiações ionizantes α, β e γ, de intensidade proporcional às concentrações daqueles isótopos; dada a forte heterogeneidade composicional de rochas ígneas, metamórficas e sedimentares, ocorrem significativas variações na intensidade da radiação produzida, podendo esta, nalguns casos, constituir um significativo factor de risco ambiental.

(1) Trabalho realizado no âmbito do Grupo de Modelagem de Sistemas Geológicos do Centro de Geociências da Universidade de Coimbra, e dos projectos PRAXIS XXI 2/2.1/CTA/399/94 e PBICT/P/CTA/2211/95, da JNICT.

(2) Departamento de Ciências da Terra, Universidade de Coimbra, 3049 Coimbra Codex.

Atendendo à fraca capacidade de propagação da radiação α e β, este apenas constitui um risco ambiental para a população em geral quando ocorre inalação de radão em quantidades excessivas, com a consequente irradiação interna dos tecidos pulmonares. O radão (^{222}Rn) é um gás radioactivo que ocorre nas rochas, nos solos, no ar e na água. É gerado por decaimento do ^{238}U, sendo incolor e inodoro nas concentrações observadas na natureza; daí que não se torne óbvio o risco a ele associado, em particular nas casas de habitação, onde, aliás, tende a concentrar-se. Introduz-se nos pulmões através das vias respiratórias, aí se fixando os isótopos de polónio, chumbo e bismuto gerados por decaimento sucessivo a partir do radão, com consequente emissão de radiação ionizante; tendo estes isótopos períodos de meia-vida que não excedem alguns minutos, produz-se uma irradiação contínua dos tecidos pulmonares em reduzido intervalo de tempo, até ser atingida a forma final estável de ^{206}Pb. A Agência de Protecção Ambiental dos EUA (EPA) estima que 1 a 3 em cada 100 pessoas que, durante a sua vida, inalem ar com concentrações de ^{222}Rn não inferiores a 4 pCi/litro, incorrem no risco de contrair cancro do pulmão (EPA, 1986). Actualmente as implicações ambientais da presença de radão em sistemas geológicos constituem preocupação de organismos de diversos países; a título de exemplo, a Comissão das Comunidades Europeias emitiu em 1990 uma recomendação (90/143/Euratom) em que indica o valor limite de 400 $Bq.m^3$ como média anual da concentração de radão no interior das habitações já construídas, e de 200 $Bq.m^3$ para habitações a construir. Estes são também os limites impostos pelo Bureau Nacional de Planeamento e Construção da Suécia, país onde o licenciamento de edifícios é condicionado ao estudo, *in situ*, do grau de risco de irradiação por radão (AKERBLOM, 1994).

São escassos os dados relativos ao território português no que concerne ao radão. TEIXEIRA e FAÍSCA (1992) efectuaram um extenso levantamento das concentrações de radão no ar do interior das habitações, o qual conduziu à detecção de ca. 9% de habitações com valores superiores a 200 $Bq.m^3$ e 3% superiores a 400 $Bq.m^3$. As maiores concentrações de radão foram observadas em distritos cujo substacto geológico é maioritariamente constituido por rochas graníticas (Guarda e Viseu).

A radiação gama, embora consideravelmente mais penetrativa, não é, em geral, causa de risco ambiental significativo, dados os relativamente escassos teores em isótopos radiogénicos característicos de muitas das rochas que compõem a crusta continental superior (os teores médios de U, Th e K, nesta crusta, são, respectivamente, 2.8 ppm, 10.7 ppm e 2.8%; cf. TAYLOR e McLENNAN, 1985). Representa apenas 8% da dose média a que se estima estar exposto o ser humano (ca. 360 milirem/ano), enquanto o radão, pelo contrário, se responsabiliza por mais de 50% do total (figura 1), o que justifica a maior atenção que lhe vem sendo prestada. Em algumas

rochas são relativamente abundantes os isótopos radiogénicos dos elementos referidos, pelo que, em segmentos crustais restritos onde essas rochas ocorram, a radiação gama pode também contribuir significativamente para que seja ultrapassada a dose máxima de radiação admissível para a população em geral (500 milirem/ano, v.g. Decreto Regulamentar n.º 9/90).

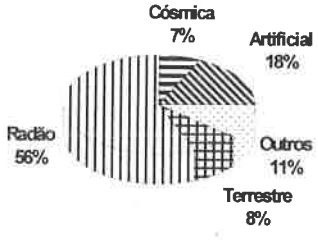


Figura 1 - Distribuição percentual da dose de radiação média absorvida anualmente pelo ser humano pelas diversas fontes naturais e artificiais (ca. 360 mrem - valores para o território dos EUA). *Fonte:* National Council on Radiation Protection and Measurements (1987).

O objectivo do presente trabalho é o de tipificar as principais situações de risco relativas à radiação natural no território português, com base em informação geológica, geoquímica e radiométrica disponível. Serão, para o efeito, considerados os dados publicados em MARQUES *et al.* (1979a), MARQUES *et al.* (1979b), PRUDÊNCIO *et al.* (1987), GODINHO *et al.* (1991), TEIXEIRA e FAÍSCA (1992), BEETSMA (1995), e NEVES *et al.* (1995), complementados por dados inéditos dos autores.

2. INFORMAÇÃO GEOLÓGICA, GEOQUÍMICA E RADIOMÉTRICA

O território continental português caracteriza-se por uma grande diversidade de litologias aflorantes em duas unidades morfo-estruturais; o Maciço Hespérico, constituído por rochas ígneas e metamórficas de idade paleozóica e pré-câmbrica (em alguns locais com cobertura de depósitos sedimentares detríticos), e a Orla Meso-Cenozóica, onde ocorrem essencialmente rochas sedimentares (ver figura 2).

Em termos litológicos, dominam as rochas granitóides, os xistos e grauvaques e ainda os quartzitos no Maciço Hespérico, e os carbonatos e sedimentos detríticos (arcoses, grés e argilas) na Orla Meso-Cenozóica. Ocorrem ainda depósitos sedimentares de cobertura, geralmente detríticos, alcançando grande extensão na bacia do Tejo, e, com menor expressão, em diversos outros locais do país (e.g Castelo Branco, Lousã). A discussão que segue restringe-se aos litótipos acima litótipos referidos, os quais, no seu conjunto, correspondem a mais de 95% do território nacional.

Sintetiza-se, de seguida, a informação radiométrica e geoquímica disponível, tendo os valores para a radiação gama total que se referem sido obtidos com recurso a um cintilómetro de campo total (SPP2), equipado com detector de NaI(Tl) de dimensão 38x25 mm. As rochas de composição

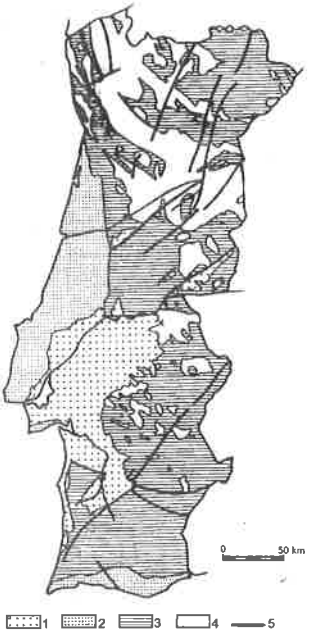


Figura 2 - Esboço geotectónico muito simplificado do território continental português, adaptado de DIAS e ANDRADE (1970). Delimitam-se as seguintes unidades: (1) Depósitos de cobertura cenozóicos, essencialmente detríticos; (2) Rochas sedimentares das Orlas Meso-Cenozóicas; (3) Rochas diversas, pré-câmbricas e paleozóicas, do Maciço Hespérico; (4) Rochas graníticas, de idade maioritariamente hercínica, do Maciço Hespérico. Com (5) indicam-se algumas das principais falhas que recortam o território nacional.

química próxima da média crustal geram, neste equipamento, ca. 100 cps (choques por segundo). As análises químicas referidas foram maioritariamente obtidas por espectroscopia de absorção atómica, fluorescência de raios-X (Th, U) e fluorimetria (U).

2.1 Rochas Sedimentares

2.1.1 Carbonatos

Maioritariamente de idade jurássica e cretácica, e cobrindo extensão considerável da Orla Meso-Cenozóica (cf. carta litológica de Portugal 1:1000000), apresentam em geral teores baixos de U (0 a 5 ppm) e reduzida intensidade da radiação gama (30 a 50 cps). Nas unidades margosas associadas observam-se localmente níveis ricos em matéria orgânica, podendo, nestes casos, os teores de U ascender a ca. 20 ppm. A elevada permeabilidade que localmente é conferida aos carbonatos por fenómenos de carsificação pode potenciar o risco relativo à radiação natural (à partida reduzido), por via do radão; o mesmo pode acontecer quando se acumulem

materiais argilosos resultantes da alteração dos carbonatos (terra rossa), onde o U tende a concentrar-se. A contribuição da radiação gama para a dose total de radiação é pouco significativa.

2.1.2 Grés e arcoses

Os sedimentos detríticos, mais ou menos grosseiros, são abundantes na Orla Meso-Cenozóica. Os conteúdos de U destes sedimentos variam de 1 a 6 ppm, mostrando níveis de radiação gama total geralmente compreendidos no intervalo 50 a 200 cps. A provável explicação para o facto de os valores da radiação total serem superiores aos observados para os carbonatos, não se registando grandes diferenças nos conteúdos de U, residirá na maior concentração de Th presente nestes sedimentos, designadamente na fracção pesada (e.g. monazite, zircão). O risco associado a estas rochas é médio a baixo, localmente elevado quando a permeabilidade e as estruturas geológicas presentes facilitarem a circulação do radão. A contribuição da radiação gama, ainda que localmente possa exceder a média crustal, não é preponderante.

2.1.3 Sedimentos argilosos e argilo-gresosos

Os sedimentos argilosos e greso-argilosos da Orla Meso-Cenozóica apresentam níveis constantes de radiação consideravelmente superiores aos observados para as restantes litologias sedimentares (120 a 600 cps, podendo atingir localmente 1000 a 6000 cps). O conteúdo em U é elevado, acima de 6 ppm, nalguns casos atingindo os 200 ppm; os valores mais elevados observam-se em níveis de cor cinzenta ou negra, ricos em fragmentos de matéria carbonosa e/ou pirite. Configuram, pois, situação de risco no respeitante ao radão, ainda que parcialmente minimizado pela escassa permeabilidade destes materiais; a contribuição da radiação gama pode ser importante e, só por si, conducente a significativo risco, nos casos em que se excedem 600 cps. A título de exemplo, alguns dos níveis aflorantes na Orla Meso-Cenozóica que se enquadram nesta tipologia de risco são os seguintes: termo A2 dos Grés de Silves (segundo PALAIN, 1976), de idade triásica, diversos níveis do Malm, em particular na região de Leiria, e alguns níveis do Apciano-Cenomaniano e do Senoniano (ver Carta Geológica de Portugal, na escala 1:500000, dos S.G.P.). Não se dispõe de informação geoquímica e radiométrica sobre as rochas de natureza semelhante com idade cenozóica; não é de pôr de parte que sejam regiões de risco potencial aquelas onde afloram essas rochas.

2.2 Rochas Metamórficas

2.2.1 Xistos e Grauvaques

As rochas metamórficas de natureza xisto-grauváquica constituem porção significativa do território continental português (cf. carta litológica de Portugal, 1:1000000), ocorrendo diversas formações de idade pré-câmbrica e paleozóica. As concentrações médias de U, Th e K observadas em algumas dezenas de amostras são, respectivamente, 3 ppm, 11 ppm e 2.7%, valores estes muito próximos dos valores médios crustais. Os teores de U raramente excedem 5 ppm. A radiação gama total oscila entre 70 a 120 cps, com média próxima dos 100 cps; a sua contribuição para a dose total de radiação é, por conseguinte, escassa. O grau de risco é mediano; relaciona-se com o radão e tenderá a ser potenciado em zonas de permeabilidade relativamente elevada (zonas de cisalhamento e fracturas). Em algumas formações ocorrem níveis de xistos negros, por vezes com pirite e matéria carbonosa, sobre os quais, embora não existindo dados, se prefigura acréscimo significativo nas concentrações de U.

2.2.2 Quartzitos

Ocorrem em algumas porções do território nacional, sendo geralmente de idade ordovícica. Embora não existam dados geoquímicos, previsivelmente as concentrações de U, Th e K serão muito baixas, configurando um grau de risco reduzido no tocante à radiação natural. Algumas medições efectuadas para a radiação gama total confirmam esta hipótese, revelando 30 a 50 cps. Podem ocorrer localmente, no entanto, níveis ricos em minerais pesados, alguns dos quais com capacidade para albergar quantidades significativas de U e Th, o que poderá conduzir a um acréscimo daquele risco.

2.3 Rochas Ígneas

2.3.1 Granitóides

Constituem porção significativa do território português (cf. figura 2), sendo rochas onde, em virtude da sua própria natureza, tende a concentrar-se o úrânio e, por vezes, também o tório. É, aliás, com estas rochas que se relaciona a maioria das jazidas minerais de U ocorrentes em Portugal. Estas jazidas, geralmente superficiais, são de provável origem supergénica, originadas por lexiviação das rochas graníticas (DIAS e ANDRADE, 1970). Ocorrem nas próprias rochas graníticas, em metas-

sedimentos próximos ou em depósitos de cobertura cenozóicos argilo-gresoso-conglomeráticos.

Com base em mais de 200 amostras, os teores médios de U, Th e K nos granitos do território português podem ser tipificados como segue (tabela I):

Tabela I - Teores médios de U, Th e K estimados para diversos tipos de rochas granitóides portuguesas.

	U (ppm)	Th (ppm)	K (%)
Granitóides biotíticos	6.7	16.6	4.18
Granitóides de duas micas	8.9	11.8	3.93
Granitóides moscovíticos	8.2	4.3	3.58

A radiação gama total medida oscila, geralmente entre 150 e 300 cps, podendo ocorrer anomalias locais com valores superiores a 10000cps.

Dado apresentarem teores médios de U duplos a triplos da média crustal, as rochas graníticas em Portugal prefiguram quanto ao radão um relativamente elevado grau de risco. Este será mais acentuado nos granitóides de duas micas e moscovíticos, onde se observam teores médios mais elevados. Se o radão será, em geral, o principal responsável por serem excedidas as doses máximas de radiação recomendadas, localmente poderá a radiação gama assumir também um papel de relevo nas regiões graníticas, em estreita ligação com: (a) concentrações crustais de U, por vezes constituindo jazigos deste elemento; (b) teores anormalmente elevados de Th, característicos de algumas rochas graníticas. Este segundo caso é exemplificável na região granítica de S. Pedro do Sul (com ca. 14 km²), onde a rocha local apresenta teores médios de U, Th e K de, respectivamente, 9.5 ppm,120 ppm, e 4.7% (NEVES *et al.*, 1995).

São relativamente escassos em volume outros litótipos ígneos no território português. Sienitos e vulcanitos ácidos tenderão a apresentar características radiométricas próximas das dos granitóides. Alguns dados disponíveis sobre rochas básicas (gabros, doritos e seus equivalentes vulcânicos) confirmam a presença de baixos valores de U, Th e K, característicos de rochas pouco evoluídas geoquimicamente; o risco de radiação associado será, em princípio, reduzido. Localmente ocorrem outros litótipos, em extensões relativamente pequenas, sobre os quais não dispomos de dados radiométricos.

3. TIPIFICAÇÃO DAS SITUAÇÕES DE RISCO

A ponderação da informação apresentada conduz a tipificar as situações de risco no respeitante à radiação natural no território continental português da forma que segue:

(a) Fortes anomalias locais, frequentes e de área não excedendo em geral alguns hectares, relacionadas com a presença de elevadas concentrações de urânio (constituindo mesmo, por vezes, jazidas minerais), o que propicia simultaneamente elevados níveis de radão e de radiação γ, ocorrendo maioritariamente em granitos hercínicos ou na sua proximidade;

(b) Anomalias regionais, não tão pronunciadas nem tão numerosas como no caso anterior, ligadas à presença nas rochas (em geral de natureza granítica), de concentrações relativamente elevadas de tório, produzindo-se, neste caso, elevados níveis de radiação γ, a que se podem associar, em sinergia, actividades de radão superiores à média; as áreas afectadas podem atingir alguns km², constituindo os teores anómalos uma característica primária das rochas;

(c) Regiões extensas que apresentam concentrações de urânio significativamente superiores à média crustal de 2.8 ppm, como consequência de serem constituídas por rochas geralmente enriquecidas neste elemento químico. Distinguem-se, nesta perspectiva, as áreas graníticas, com teores médios de 6.7 ppm em granitóides biotíticos, 8.9 em granitos de duas micas e 8.2 em granitos moscovíticos (estes teores podem ser localmente bastante superiores, da ordem de algumas dezenas de ppm) e ainda as áreas onde ocorrem sedimentos argilosos ou argilo-gresosos, contendo fragmentos de matéria carbonosa e/ou pirite, as quais podem apresentar teores de U até 200 ppm. Esta tipologia caracteriza alguns milhares de km² do território nacional, sendo o grau de risco elevado e condicionado maioritariamente pela actividade do radão.

4. CONCLUSÕES

Considerando o exposto, é recomendável que na expansão de áreas urbanas seja seguida uma política de ordenamento que tenha em consideração os riscos associados à presença de elevados níveis de radiação natural, decorrentes da conjugação de condições geológicas a isso favoráveis (presença de materiais ricos em isótopos radiogénicos e/ou permeabilidade acrescida), condicionando a construção ao uso de técnicas que minimizem esses riscos; é ainda recomendável que, na selecção dos locais de extracção de materiais geológicos, sejam tidas em conta as concentrações de U e Th nas rochas, com o objectivo de ser evitada a disseminação de materiais radioactivos.

BIBLIOGRAFIA

AKERBLOM, G. (1994) - Ground radon - monitoring procedures in Sweden. *Geoscientist,* **4 (4)**, p. 21-27.

BEETSMA, J.J. (1995) - The late Proterozoic/Paleozoic and Hercynian crustal evolution of the Iberian Massif, N. Portugal. Netherlands Research School of Sedimentary Geology Publ. n. 941108, University of Amsterdam, 223 p.

COMISSÃO NACIONAL DO AMBIENTE (1982) - Carta litológica de Portugal, na escala 1:1000000.

DIAS, J.M. e ANDRADE, A.A.S. (1970) - Portuguese uranium deposits. *Memórias e Notícias,* Publ. Mus. Lab. Mineral. Geol. Univ. Coimbra, **70**, 1-22.

EPA (1986) - A citizen´s guide to radon, OPA-86-004, 14p.

GODINHO, M.M., PEREIRA, A.J.S.C. e NEVES, L.J.P.F. (1991) - Potencial térmico das rochas graníticas num segmento do Maciço Hespérico (Portugal Central). *Memórias e Notícias*, Publ. Mus. Lab. Mineral. Geol. Univ. Coimbra, **112(B)**, 469-483.

MARQUES, J.A.C., SOARES, A.F., GODINHO, M.M., DIAS, J.M. e CAJÃO, M.M. (1979a) - Contribuição para o estudo da distribuição hidrogeoquímica do urânio na orla meso-cenozóica ocidental portuguesa. *Comunic. Serv. Geol. Portugal,* **LXIV**, 151-176.

MARQUES, J.A.C., GODINHO, M.M. e SOARES, A.F. (1979b) - Contribuição para o estudo da distribuição do urânio na região do Olival (Leiria). *Comunic. Serv. Geol. Portugal,* **LXIV**, 299-309.

NATIONAL COUNCIL ON RADIATION PROTECTION AND MEASUREMENTS (1987) - Ionizing radiation exposure of the population of the United States. Report no. 93.

PRUDÊNCIO, M.I., GOUVEIA, M.A., MARÇALO, J., BARROSO, E.A. e CAJÃO, M. (1987) - Radioemanometry, gamma-spectrometry, fluorimetry, neutron activation and numerical taxonomy methods in an uranium prospection program. A study of Rebolia sediments (Portugal). *Comunic. Serv. Geol. Portugal,* **73 (1/2)**, 11-19.

NEVES, L.J.P.F., PEREIRA, A.J.S.C., GODINHO, M.M., DIAS, J.M. e STEPHENS, W.E. (1995) - A heterogeneidade do fundo radioactivo natural como um factor de risco ambiental: o caso exemplar da região de S. Pedro do Sul. *Memórias,* Publ. Mus. Lab. Mineral. Geol. Univ. Porto, **4**, p.195-196.

PALAIN, C. (1976) - Une série détritique terrigène. Les «Grés de Silves»: Trias et Lias Inférieur du Portugal. *Serv. Geol. Portugal,* Mem. nº 25, Lisboa.

TAYLOR, S.R. e McLENNAN, S.M. (1985) - The continental crust: its composition and evolution. Blackwell Scientific Publ., Oxford, 312p.

TEIXEIRA, M.M.R. e FAÍSCA, M.C. (1992) - Concentrações de radão em habitações a nível nacional. III Conf. Nacional sobre a Qualidade do Ambiente, vol. II, p. 522-531.

EXPOSIÇÃO DA POPULAÇÃO PORTUGUESA AO RUÍDO EM AMBIENTE URBANO

M. GUEDES*
B. VALADAS*
J.L.BENTO COELHO**

Palavras-chave

Ruído Ambiente/Exposição ao Ruído/Ambiente Urbano

Resumo

No âmbito da caracterização da Qualidade do Ambiente Acústico em Portugal que a Direcção Geral do Ambiente está a efectuar particular atenção se concedeu aos centros urbanos. Para estimar a exposição da população ao ruído nas localidades com mais de 5000 habitantes adoptou-se o Leq (A) diurno como indicador e recorreu-se a uma abordagem estatística. A população residente foi agrupada em classes, por dimensão das localidades. Para cada classe foi escolhido um centro urbano considerado representativo e determinada a ocorrência dos níveis sonoros. Pelas suas características particulares as periferias urbanas de Lisboa e do Porto mereceram tratamento diferenciado. A análise efectuada permitiu estabelecer a evolução da exposição da população ao ruído com a dimensão dos centros urbanos e extrair conclusões sobre a qualidade do ambiente acústico nas cidades portuguesas. Apresentam-se e comentam-se os resultados obtidos comparando-os com os requisitos estabelecidos na legislação em vigor.

* Engenheira do Ambiente, Direcção-Geral do Ambiente
Tel: 01. 472 82 00 Fax: 01. 471 90 74
** Professor do Instituto Superior Técnico, Consultor da Direcção-Geral do Ambiente

1.INTRODUÇÃO

O Ruído é frequentemente apontado como um dos principais factores que contribuem para a degradação da qualidade de vida da população nas grandes cidades (2), mas só recentemente foi reconhecido como um problema de saúde pública (7).

Sabe-se hoje que os níveis sonoros relacionados com o ruído ambiente raramente afectam o sistema auditivo, mas a investigação mostra que a resposta humana envolve o sistema cardio-vascular e o sistema neuro-endócrino (3,5). Entre os efeitos mais conhecidos contam-se a interferência nas comunicações, as perturbações no sono, o"stress" e a incomodidade.

De acordo com a OCDE (4), para Leq diurno, valores a partir de 65 dB(A) são inaceitáveis -"pontos negros" de ruído - e níveis sonoros entre 55 e 65 dB(A) não asseguram conforto acústico aos residentes - "zonas cinzentas".

O número de pessoas que vivem em zonas com uma deficiente qualidade acústica ainda não tinha sido globalmente avaliado para o nosso país, embora o Regulamento Geral sobre o Ruído apenas permita a construção de novas zonas residenciais, edifícios escolares ou hospitalares em locais "pouco ruidosos"; edifícios para habitação poderão ser construídos noutros locais desde que respeitem graus adequados de isolamento sonoro das fachadas. A definição de locais "pouco ruidosos" reporta-se ao índice L_{50}, que será substituído pelo parâmetro L_{eq} na legislação em preparação. Assim, prevê-se que sob o ponto de vista acústico os locais sejam classificados em: "pouco ruidosos", para $L_{eq} \leq 65$ dB(A), "ruidosos", para L_{eq} variando entre 65 e 75 dB(A), e "muito ruidosos" para $L_{eq} > 75$ dB(A), no período diurno.

Em 1994/95 a Direcção-Geral do Ambiente lançou o primeiro estudo de fundo no sentido de determinar a percentagem da população nacional exposta a Ruído Ambiente de diferentes origens em áreas rurais e urbanas (1,6). A apresentação dos resultados globais desse estudo é objecto de outra comunicação a esta Conferência, pelo que só nos debruçaremos agora sobre os aspectos relacionados com a qualidade do Ambiente Acústico nas cidades portuguesas.

2. METODOLOGIA

O estudo foi baseado em dados experimentais recolhidos em levantamentos acústicos efectuados por todo o país desde 1990. Além dos dados existentes foi necessário conceber um programa de medições complementar para

colmatar as lacunas de informação detectadas e satisfazer a metodologia que a seguir se descreve sumariamente.
Foram seleccionados dados relativamente a cerca de 500 pontos de medição aleatoriamente localizados numa grelha de malha entre 0,5 e 2 km., consoante a densidade de ocupação.

Os valores de L_{eq} do ruído ambiente exterior foram classificados em 8 intervalos, cada um de 5 dB: inferiores a 45 dB(A), 6 classes de 45 a 75 dB(A) e superiores a 75 dB(A). Apenas se consideraram registos de ruído ambiente durante o período diurno (entre as 7h00 e as 22h00). Cada registo foi considerado representativo da área geográfica respectiva e associado ao número dos seus habitantes.

Admitiu-se que a população urbana é a população residente em localidades com mais de 5 000 habitantes. Organizaram-se os registos em 6 classes, dependendo do número de habitantes indicado no Recenceamento de 1991 - até 10 000, 10 000 a 20 000, 20 000 a 50 000, 50 000 a 100 000, 100 000 a 500 000 e acima de 500 000 habitantes. Foram ainda consideradas as periferias das duas maiores cidades, Lisboa e Porto. Estas zonas peri-urbanas ocupam áreas alargadas e incluem diversos concelhos, embora os movimentos da sua população estejam estritamente ligados à grande cidade, em termos económicos e sociais. A Figura 1 mostra a distribuição da população urbana de acordo com a classificação adoptada.

Em cada categoria de centro urbano foi seleccionada e estudada uma cidade que foi tomada como referência, representativa da sua classe populacional. Procurou-se que estas cidades de referência não estivessem sob a influência imediata de uma cidade maior situada na sua vizinhança e não reflectissem efeitos de localização geográfica ou outros que determinassem o seu ambiente sonoro. No conjunto, a distribuição geográfica destas cidades foi razoavelmente uniforme, apesar das conhecidas assimetrias na ocupação do espaço no nosso país. As cidades de referência foram as seguintes: Mafra, Portalegre, Faro, Coimbra, Porto e Lisboa.

3. RESULTADOS E CONCLUSÕES

A Figuras 2 a 9 mostram a exposição ao Ruído Ambiente nos centros urbanos e periferias considerados nestre estudo. Na generalidade os resultados são determinados pelo ruído de tráfego rodoviário, embora ruído de tráfego ferroviário e aéreo, industrial, de construção, de actividades humanas e naturais sejam também influentes. A sua importância relativa dependerá das características de cada localidade.

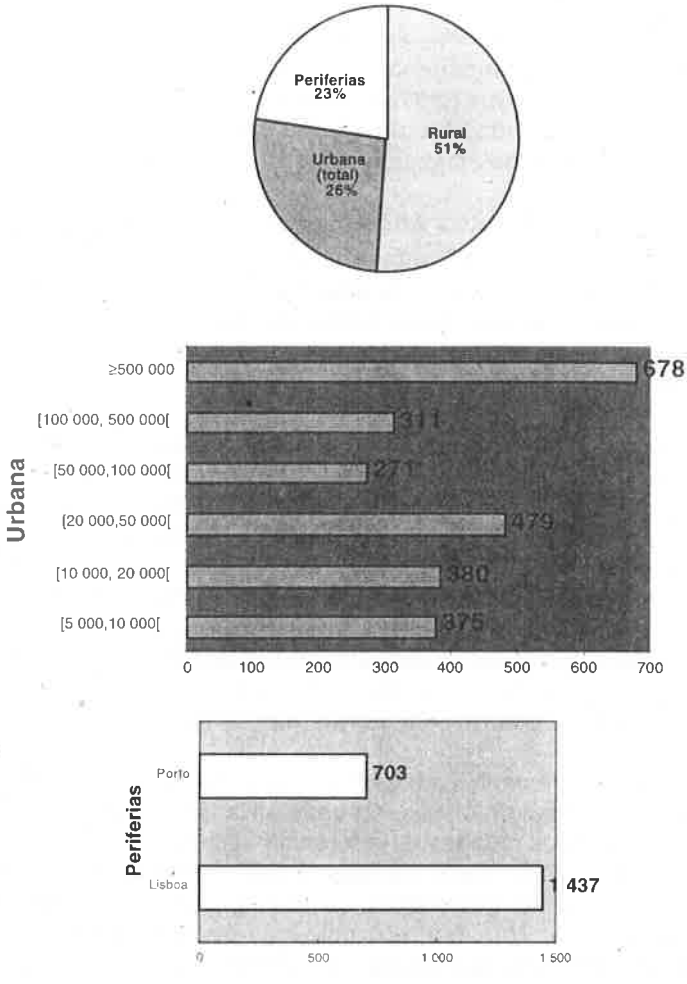


Figura 1. Distribuição da população urbana em Portugal Continental (x1000 hab).

A análise da qualidade do ambiente acústico nas cidades portuguesas indiciou uma evolução da exposição ao ruído com a dimensão dos centros urbanos. Nos mais pequenos ainda se verificam níveis sonoros abaixo de 50 dB(A), mas não ocorrem situações de exposição a níveis superiores a 70 dB(A). A partir de 20 000 habitantes, não há níveis inferiores a 55 dB(A) e ocorrem níveis superiores a 70 dB(A). A exposição a níveis superiores a 75 dB(A) só se verifica em Lisboa.

A Figura 10 sugere uma clara estabilização dos valores de Leq em níveis de 60-65 dB(A) para cidades com mais de 20 000 habitantes.

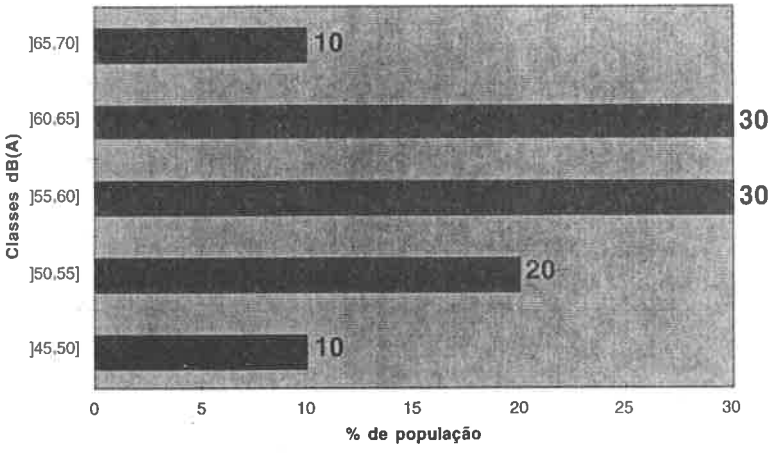


Figura 2. Exposição da população ao ruído ambiente em Mafra.

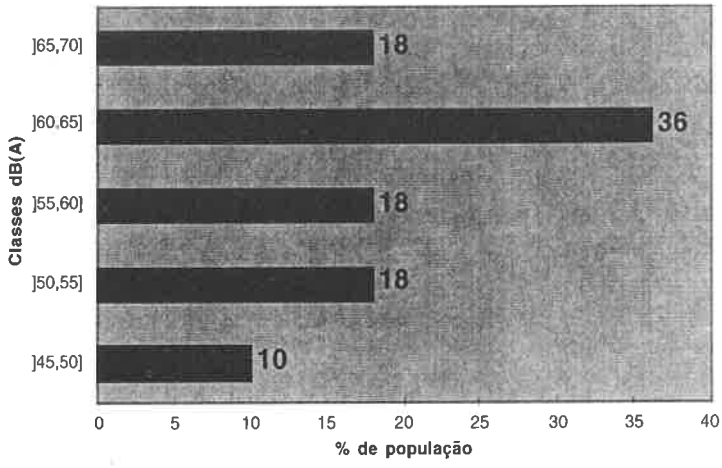


Figura 3. Exposição da população ao ruído ambiente em Portalegre.

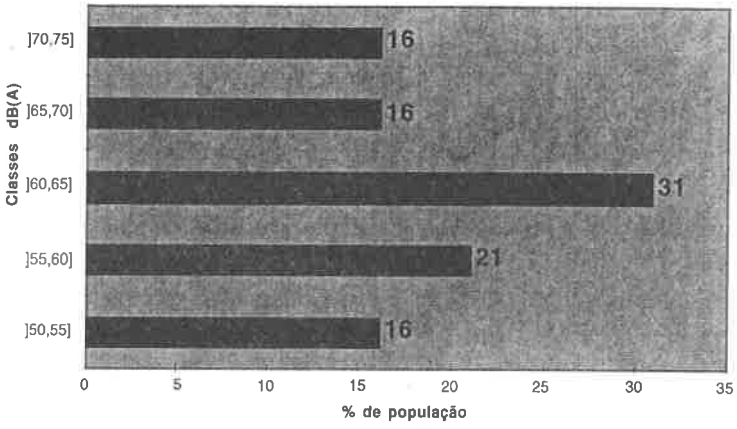


Figura 4. Exposição da população ao ruído ambiente em Faro.

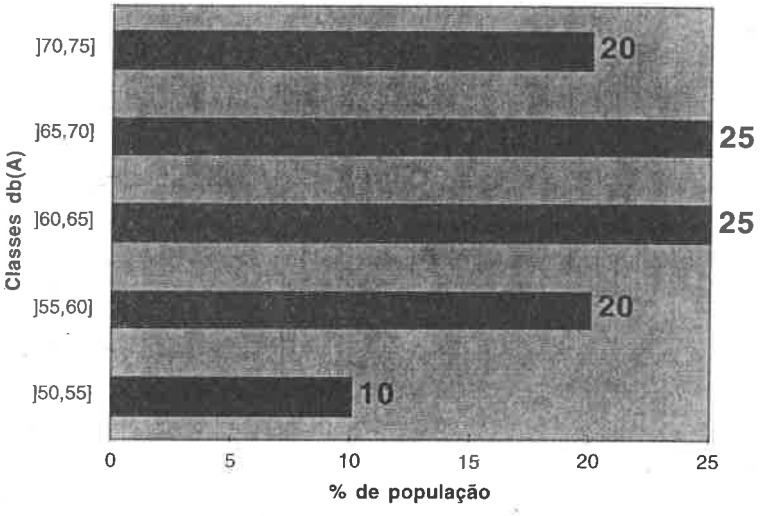


Figura 5. Exposição da população ao ruído ambiente em Coimbra.

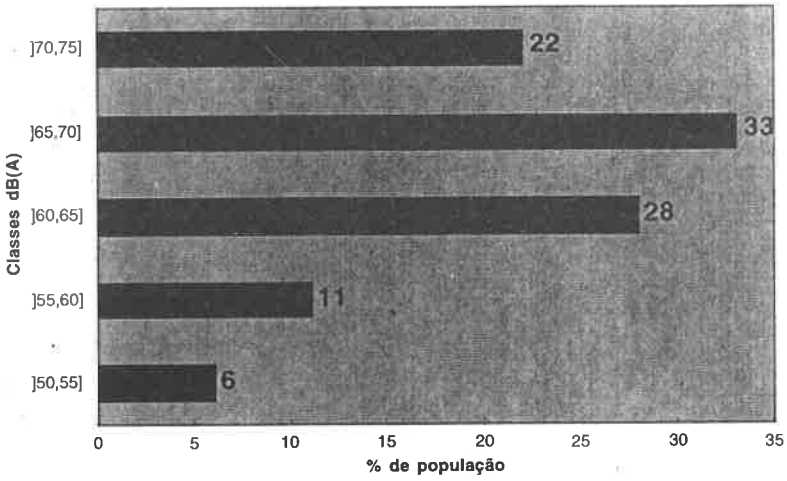


Figura 6. Exposição da população ao ruído ambiente no Porto.

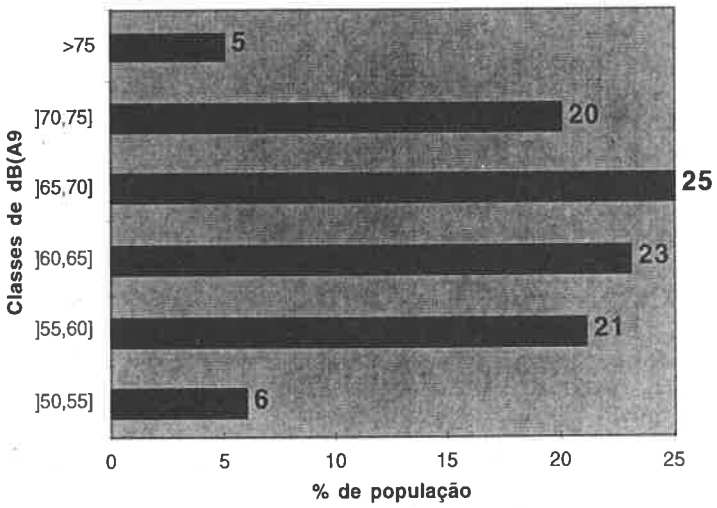


Figura 7. Exposição da população ao ruído ambiente em Lisboa.

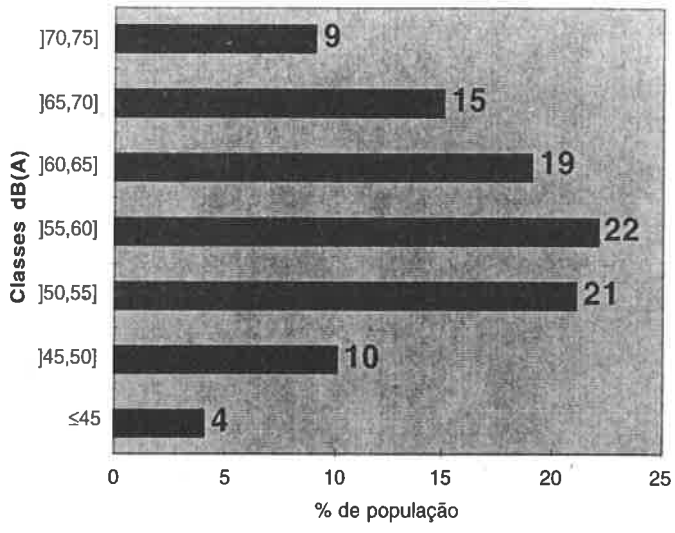


Figura 8. Exposição da população ao ruído ambiente na Periferia do Porto.

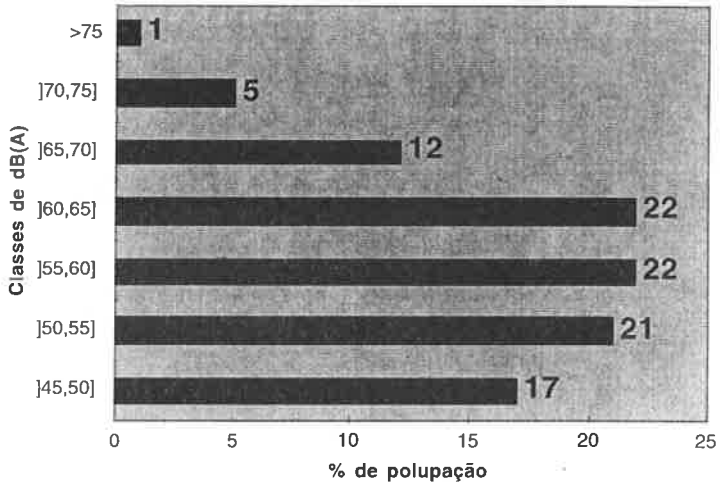


Figura 9. Exposição da população ao ruído ambientena periferia de Lisboa.

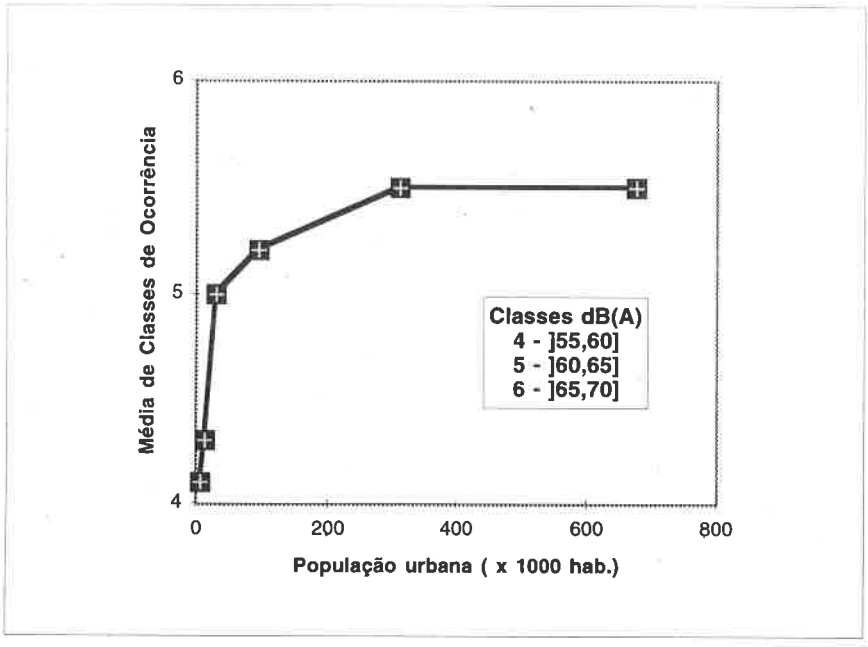


Figura 10. Evolução da média de classes acústicas com a dimensão dos centros urbanos.

Referências Bibliográficas

(1) BENTO COELHO,J.L., VALADAS,B.e GUEDES,M. 1995. *Community Noise in Portugal.* Internoise 95, Vol II 747-750.

(2) Comissão Europeia. 1992. *Em direcção a um desenvolvimento sustentável - Um programa da Comunidade Europeia de política e acção em matéria de ambiente e desenvollvimento sustentável*. COM(92) 23 - vol II.

(3) Ministére des Affaires Sociales de la Santé et de la Ville 1995. *Les Effects du Bruit sur la Santé.*

(4) OCDE 1990. *Rapport de l'OCDE sur l' état de l' environment - bruit.*

(5) TNO 1993. *Noise and Health,* Health Council of The Netherlands.

(6) VALADAS,B., GUEDES,M. e BENTO COELHO,J.L. 1995. *Exposição da População Portuguesa ao Ruído*. DGA.

(7) WHO Regional Office for Europe, 1993. *The Environmental Health Criteria Document on Community Noise* . Report on the Task Force Meeting.

LEVANTAMENTO DA SITUAÇÃO DE RUÍDO NAS INDÚSTRIAS DA MADEIRA E DA CORTIÇA EM PORTUGAL FACE À TRANSCRIÇÃO DA DIRECTIVA COMUNITÁRIA 86/188/CEE

A. C. STATTMILLER[1], A. SAMAGAIO[2]

RESUMO

O presente trabalho descreve a situação de dois sectores industriais relevantes para a economia nacional, nomeadamente o das indústrias da madeira e da cortiça em termos de exposição dos trabalhadores ao ruído. Neste trabalho, são apresentados valores típicos dos níveis sonoros globais e em bandas de oitavas, verificados junto de várias máquinas, vulgarmente utilizadas em unidades industriais do sector. No âmbito do Decreto Regulamentar nº 9/92, é também discutido o problema do controlo do ruído nos locais de trabalho, em particular nas indústrias da madeira e da cortiça e as consequências práticas da implementação desta Lei neste tipo de indústrias.

Palavras chave: Ruído, indústria, madeira, cortiça, legislação.

1. INTRODUÇÃO

A publicação da Directiva Comunitária 89/391/CEE teve por objectivo a implementação de medidas destinadas a promover o melhoramento da segurança e da saúde dos trabalhadores no trabalho. Para esse efeito, a referida directiva inclui princípios gerais relativos à prevenção dos riscos profissionais, à garantia da segurança e à protecção da saúde, à eliminação dos factores de risco e de acidente, à informação, à consulta e à participação, de acordo com as legislações em vigor, à formação dos trabalhadores e dos seus representantes, assim como linhas gerais para a aplicação dos princípios mencionados.

[1] Finalista de Engª do Ambiente, Instituto do Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, Campo Universitário de Santiago, 3810 AVEIRO, Tel.: (034) 37 02 90, Fax: (034) 38 28 76.

[2] Engº Mecânico, M.S., Ph.D, Professor Auxiliar, Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, Campo Universitário de Santiago, 3810 AVEIRO, Tel.: (034) 37 03 96, Fax: (034) 29 290, E-mail: samagaio@dao.ua.pt.

De acordo com essa directiva, a entidade patronal é obrigada a garantir a segurança e a saúde dos trabalhadores, tomando as medidas que forem necessárias para atingir esse objectivo. Estas medidas devem incluir a prevenção de riscos profissionais, a informação dos trabalhadores (fornecer dados sobre os riscos a que estão sujeitos e dar instruções em matéria de protecção), à formação dos trabalhadores (esta formação deve ser gratuita e decorrer dentro do horário de trabalho) e, finalmente, à criação de meios necessários, como, por exemplo, colocar gratuitamente à disposição dos trabalhadores equipamento de protecção individual.

No que diz respeito às obrigações por parte dos trabalhadores, estes devem cuidar da sua segurança e saúde, utilizando correctamente as máquinas e o equipamento de protecção individual colocado à sua disposição e comunicar imediatamente à entidade patronal qualquer anomalia no funcionamento da empresa.

Relativamente ao controlo da saúde, devem ser tomadas medidas destinadas a assegurar a vigilância adequada da saúde dos trabalhadores, permitindo que cada trabalhador possa submeter-se a um controlo da saúde em intervalos regulares.

A Directiva Comunitária 86/188/CEE foi transcrita para o direito nacional através do Decreto-Lei nº 72/92 de 28 de Abril, regulamentado pelo Decreto Regulamentar nº 9/92 de 28 de Abril. De acordo com o referido documento legal, sempre que as avaliações da exposição pessoal diária de cada trabalhador ao ruído durante o trabalho ($L_{EP,d}$), revelem a existência de trabalhadores sujeitos a uma exposição igual ou superior ao chamado "nível de acção" (85 dBA), a empresa deve aplicar as seguintes medidas:

- assegurar avaliações periódicas da exposição pessoal diária de cada trabalhador ao ruído durante o trabalho ($L_{EP,d}$) e do valor máximo dos picos de nível de pressão sonóra ($MaxL_{pico}$) a que cada trabalhador está exposto;

- proceder ao registo das avaliações efectuadas preenchendo o Anexo IV do Decreto Regulamentar 9/92 de 28 de Abril;

- colocar gratuitamente à disposição dos trabalhadores protectores auriculares, com atenuação adequada ao nível de ruído a que estão sujeitos;

- submeter os trabalhadores expostos ao ruído a vigilância médica e audiométrica da função auditiva, com uma periodicidade trianual.

Nas situações em que as avaliações da exposição pessoal diária do trabalhador ao ruído durante o trabalho, $L_{EP,d}$, e dos valores máximos dos picos de nível sonoro, $MaxL_{pico}$, revelarem a existência de trabalhadores expostos a níveis superiores ao chamado "valor limite" de exposição (90 dBA), ou ao "valor limite de pico" (140 dB), para além das medidas atrás mencionadas, deve ser posto em prática um conjunto de medidas técnicas destinadas a reduzir os níveis de ruído, quer ao nível da fonte, quer ao nível do percurso de transmissão, por exemplo, através de encapsulamento das máquinas ou recorrendo a barreiras acústicas.

O objectivo da implementação do Decreto Regulamentar nº 9/92 é prevenir ou evitar a exposição dos trabalhadores a níveis de ruído considerados perigosos, dado que a exposição a níveis sonoros elevados pode conduzir à diminuição permanente e irreversível da capacidade auditiva do ser humano.

O ruído afecta, como é do conhecimento geral, o homem a nível físico, psíquico e fisiológico. De uma forma directa, níveis sonoros superiores a 30 dBA, produzem no homem reacções psíquicas, tais como irritabilidade e *stress*. Níveis sonoros superiores a 65 dBA têm como consequências reacções fisiológicas, como, por exemplo, visão afectada, aumento da tensão arterial, fadiga muscular, perturbações do sono e diminuição da concentração.

A exposição dos trabalhadores a níveis sonoros superiores a 85 dBA pode conduzir a estados de fadiga auditiva temporária ou a situações em que os transdutores existentes no ouvido interno (células ciliadas) sejam danificadas irreversívelmente, provocando o chamado «trauma auditivo». Neste caso, a perda auditiva é permanente.

As consequências do ruído não se limitam apenas à redução da capacidade auditiva. O ruído provoca incomodidade, em geral, e redução da capacidade de comunicação, que podem estar na base da diminuição do rendimento do trabalhador, quebra da produtividade e, inclusivé, ser o factor responsável por inúmeros acidentes de trabalho. A relevância do problema do ruído industrial justifica-se pelo facto de, em Portugal, a surdez ocupar o segundo lugar entre as doenças profissionais.

O presente trabalho descreve a situação em dois sectores importantes para a economia nacional, o da madeira e da cortiça, em termos da exposição dos respectivos trabalhadores ao ruído. Com base em dados fornecidos pelo Instituto Nacional de Estatística (INE), relativamente à indústria da cortiça, os principais produtos produzidos são rolhas cilindricas.

Em termos de localização geográfica das actividades em causa (*vide* Quadro I), é nítida a concentração na região Norte, responsável por 51,5%

do número de empresas, 57,7% do pessoal ao serviço e por cerca de 50% do valor acrescentado bruto (VAB).

As empresas de pequena dimensão são dominantes, apresentando 91% delas menos de 20 pessoas ao serviço e sendo responsáveis por 30% do VAB. As empresas com 100 ou mais pessoas ao serviço (1% do total) contribuíram, em 1991, com 35% do valor bruto da produção (VBP).

No Quadro I pode observar-se a distribuição do número de empresas, do número de pessoal ao serviço bem como os custos e lucros totais das indústrias da madeira e da cortiça em Portugal.

Quadro I. Valores relativos a 1991 das principais variáveis das indústrias da madeira e da cortiça, fornecidos pelo INE.

Unidades territoriais	Empresas	Pessoal ao serviço	Custos totais (kEsc.)	Lucros totais (kEsc.)
Norte	7.390	61.957	281.240	286.529
Centro	2.291	18.755	103.513	103.386
Lisboa e vale do Tejo	3.083	20.768	115.239	114.518
Alentejo	601	2.757	12.745	12.743
Algarve	443	1.727	9.943	10.395
Açores	404	791	1.341	1.666
Madeira	76	654	1.675	1.775
Portugal	14.237	107.409	525.696	531.003

2. LEVANTAMENTO DA SITUAÇÃO

Os dados apresentados neste trabalho são o resultado de diversas investigações, realizados pelos autores, nos sectores da madeira e da cortiça, que permitem avaliar os níveis de exposição a que os trabalhadores estão sujeitos nestes tipos de indústrias.

Em todos os postos de trabalho das indústrias consideradas, foram efectuadas medições do nível sonoro contínuo equivalente e em bandas de oitavas, tendo-se verificado que os níveis de ruído a que os trabalhadores estão sujeitos são, de um modo geral, bastante elevados, estando o seu valor compreendido entre 90 e 100 dBA.

2.1. DESCRIÇÃO DA INDÚSTRIA DA MADEIRA

Na indústria do mobiliário, a matéria-prima, ou seja, a madeira, passa por uma série de processos até à obtenção do produto final, que se descrevem seguidamente. Assim, numa fase inicial, depois da operação do descasque do tronco e do corte em pranchas (tábuas), em que são utilizadas máquinas tais como a esquartejadeira, as tábuas de madeira passam por máquinas como a desengrossadeira e a garlopa, que têm como objectivo adelgaçar a tábua até à espessura pretendida. Posteriormente, as tábuas são cortadas consoante o fim a que se destinam e, para tal, são utilizadas as serras de fita, as multi-serras, as galgadeiras, os traçadores, a serra radial e conjuntos de plainas. Para tornear peças e efectuar molduras, são utilizados os tornos, as topias e as molduradoras. Finalmente, são utilizadas as lixadoras, com o objectivo de polir as peças. Em todos estes processos é indispensável a intervenção manual do trabalhador.

O Quadro II mostra valores do nível sonoro contínuo equivalente, L_{eq}, e do pico do nível de pressão sonora, L_{pico}, das medições efectuadas em cada posto de trabalho a cerca de um metro de cada máquina típica da indústria da madeira.

Como se pode observar no Quadro II, os postos de trabalho são, de um modo geral, práticamente todos bastante ruidosos, com valores entre 90 e 100 dBA, destacando-se a multi-serra, a desengrossadeira, a molduradora, a topia e o traçador.

É importante referir que, em determinados casos, as medições foram efectuadas com as máquinas a laborar em simultâneo, tornando-se por vezes difícil distinguir até que ponto se verificam valores de níveis sonoros de algumas máquinas que são influenciados pela laboração de outras máquinas.

Quadro II. Valores do nível sonoro contínuo equivalente, L_{eq}, e do pico do nível de pressão sonora, L_{pico}, obtido nos diferentes postos de trabalho na indústria da madeira.

Postos de trabalho	Nível sonoro contínuo equivalente, L_{eq} (dBA)	Nível de pressão sonora, L_{pico} (dB)
Serra de fita	89,3 - 96,9	113,0 - 120,4
Traçador	91,5 - 97,7	117,8.- 120,8
Galgadeira	91,4 - 93,1	115,4 - 116,0
Esquartejadeira	89,0 - 96,7	112,4 - 116,8
Topia	92,0 - 99,6	114,6 - 121,6
Furador	83,2 - 88,5	105,0 - 123,8
Lixadora	84,0 - 88,3	103,1 - 119,9
Torno	81,2 - 87,7	105,4 - 122,3
Conj. de plainas	92,4 - 93,9	114,4 - 115,6
Pantografo	90,6 - 98,3	107,0 - 116,0
Molduradora	91,2 - 102,6	110,0 - 126,4
Multi-serra	97,0 - 98,1	106,5 - 116,5
Garlopa	84,9 - 91,5	107,6 - 117,6
Serra-radial	86,1 - 97,1	108,6 - 118,0
Respigadeira	91,2 - 93,6	118,4 - 124,0
Desengrossadeira	92,9 - 98,0	112,9 - 116,9

Na Figura 1 pode observar-se um espectro medido, numa situação típica de laboração, na proximidade de uma das máquinas mais ruidosas da indústria da madeira, nomeadamente a multi-serra.

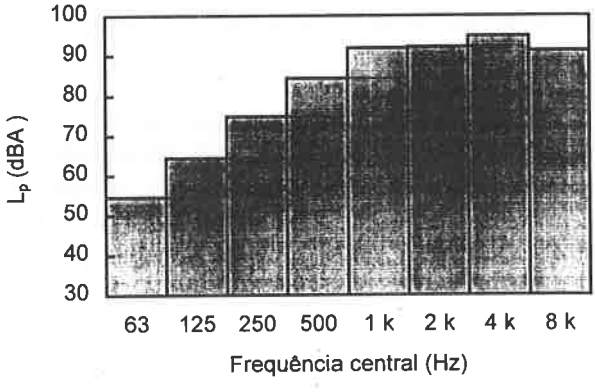


Figura 1. Análise, em bandas de oitavas, do ruído característico de uma multi-serra.

Estudos baseados em trabalhos realizados na indústria da madeira permitem concluir que a percentagem de trabalhadores expostos a níveis de ruido superiores ao "valor limite" de exposição pessoal diária indicada no Decreto Regulamentar nº 9/92 (90 dBA) é de 63%.

2.2. DESCRIÇÃO DA INDÚSTRIA DA CORTIÇA

O produto final da indústria em estudo são rolhas de cortiça, dos mais variados tipos, destinadas a fechar garrafas. Numa fase inicial, as placas de cortiça são sujeitas a tratamento térmico, de modo a conferir-lhes uma forma plana. Em seguida, são efectuadas as rolhas compactas e, para tal, é utilizada uma espécie de prensa que corta as rolhas. Os restos de cortiça são triturados e envolvidos numa resina, para fabricar outro tipo de rolha.

O Quadro III mostra valores do nível sonoro contínuo equivalente, L_{eq}, e do pico do nível de pressão sonora, L_{pico}, das medições efectuadas em cada posto de trabalho a cerca de um metro de cada máquina típica de uma fábrica de rolhas.

Quadro III. Valores do nível sonoro contínuo equivalente, L_{eq}, e do pico do nível de pressão sonora, L_{pico}, obtido nos diferentes postos de trabalho numa fábrica de rolhas.

Postos de trabalho	Nível sonoro contínuo equivalente, L_{eq} (dBA)	Nível de pressão sonora, L_{pico} (dB)
Triturador	95,2	114,4
Triturador de martelos	94,2	111,5
Máq. de corte de pastão	91,2	110,5
Pesagem	89,3	107,6
Crivo do misturador	88,0	107,4
Extrusoras	82,9	102,1
Chanfradeiras	90,2	109,1
Colmatagem	80,9	105,5
Lavagem de rolhas	82,2	107,0
Escolha	77,1	110,5
Laboratório	66,1	97,0
Embalagem-marcação	79,0	100,3
Embalagem-capsulador	82,3	101,1
Tratamento de superfície	71,6	97,6
Máquina de contar	77,1	96,6

Como pode verificar-se no Quadro III, os postos de trabalho mais ruidosos são os trituradores. Na Figura 2, pode observar-se um espectro medido, numa situação típica de laboração, na proximidade de um triturador.

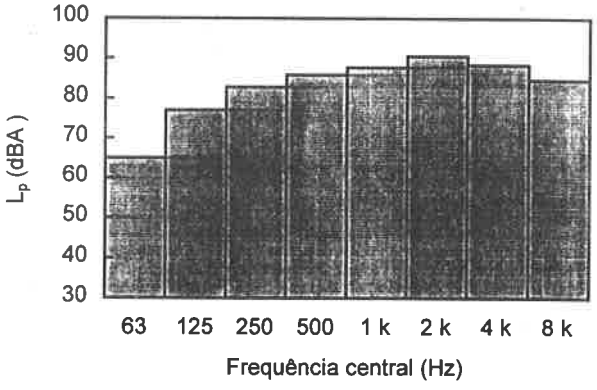


Figura 2. Análise, em bandas de oitavas, do ruído característico dum triturador.

A indústria da cortiça é um sector tradicional, onde maquinaria quase secular e moderna funcionam em simultâneo. Esta situação origina, dentro de uma mesma unidade industrial, a existência de ambientes sonoros muito diferentes, reflectindo-se este facto na exposição dos trabalhadores ao ruído. Assim, 27% dos postos de trabalho possuem níveis de exposição diária ao ruído superiores ao "valor limite" de exposição pessoal diária indicado no Decreto Regulamentar nº 9/92 (90 dBA), enquanto que em 13% dos postos de trabalho os níveis de exposição são superiores ao "nível de acção" definido pela legislação (85 dBA).

3. MEDIDAS MITIGADORAS PROPOSTAS

Apesar dos valores máximos admissíveis de exposição ao ruído estarem perfeitamente definidos, estes limites, só por si, não garantem a protecção acústica dos trabalhadores. Pode-se afirmar que os limites impostos, quando respeitados, garantem a protecção auditiva da maioria dos trabalhadores. No entanto, só um programa eficaz de preservação da audição pode garantir a protecção da totalidade dos trabalhadores.

Um programa de preservação da audição abrange três áreas distintas, que se complementam entre si:

- Acompanhamento clínico dos trabalhadores. Este acompanhamento passa pela realização de testes audiométricos aos trabalhadores na admissão e a intervalos regulares.

- Acções de formação e sensibilização dos trabalhadores.

- Implementação de um programa de controlo de ruído. Um programa de controlo de ruído inclui, numa primeira fase, um levantamento dos níveis de ruído na unidade industrial e, numa segunda fase, a avaliação da situação, com o objectivo de reduzir os níveis de ruído existentes. Normalmente, as soluções implementadas actuam a vários níveis:

  Na fonte:
  Eliminando ou reduzindo o ruído na sua origem. Isto pode ser conseguido através do tratamento acústico da própria máquina, introduzindo alterações ao projecto ou substituindo-a por outra menos ruidosa. Desta forma, o ruído pode ser bastante reduzido, mas este tipo de abordagem implica custos elevados. Normalmente, estes custos não podem ser suportados por indústrias que, no caso da madeira, são tipicamente carpintarias de pequenas dimensões, em que o volume de produção é demasiado baixo para justificar este tipo de investimentos. Por outro lado, a intervenção manual é necessária em muitas operações para obter os resultados pretendidos, dificultando o isolamento das fontes de ruído.

  No percurso de transmissão:
  Cortando ou reduzindo os caminhos de propagação sonora, por exemplo, através de encapsulamento, de barreiras acústicas, ou introduzindo apoios anti-vibratórios para eliminar a transmissão por via sólida. Pode-se ainda actuar ao nível do tecto e paredes com material acústico absorvente, a fim de reduzir as reflecções, ou colocar o operador dentro de uma cabine insonorizada.

  Na recepção:
  Como solução temporária, enquanto não são implementadas medidas correctivas, deve-se impôr a utilização de protectores auriculares. Estes devem ser seleccionados em função da análise de ruído, da frequência e do local de trabalho, pois não existe um modelo de protector individual universal. Também se pode actuar a nível da organização do trabalho, recorrendo, por exemplo, a um sistema de rotação dos trabalhadores ou estudando uma nova implantação das máquinas.

  Nas fábricas onde foram efectuadas medições, verificou-se que a maioria dos trabalhadores expostos não usava qualquer tipo e protecção auditiva. Verificou-se ainda que a disposição das máquinas nem sempre era a mais adequada. Geralmente encontravam-se encostadas às paredes, o que provocava um aumento das reflecções das ondas sonoras, aumentando os níveis de ruído.

4. CONCLUSÕES

A transcrição da Directiva Comunitária 86/188/CEE para o direito nacional revestiu-se de grande importância, na medida em que obrigou a que se efectuasse um levantamento da situação, em termos de ruído, a que os trabalhadores estão sujeitos nas indústrias em Portugal. O trabalho realizado permite concluir que os trabalhadores da indústria da madeira e da cortiça estão efectivamente sujeitos a níveis de pressão sonora demasiado elevados e que os cuidados, em termos de protecção auditiva, são insuficientes. A referida Directiva Comunitária constitui uma importante contribuição para a salvaguarda da saúde dos trabalhadores sujeitos aos riscos devidos à exposição ao ruído, obrigando a que sejam tomadas medidas mitigadoras.

Em algumas unidades da indústria da madeira e da cortiça, verificou-se que existia uma preocupação em reduzir as situações de risco. Nestes casos, foram efectuadas avaliações da exposição diária de cada trabalhador ao ruído, foram colocados à disposição dos trabalhadores protectores auriculares, os trabalhadores expostos ao ruído foram sujeitos a vigilância audiométrica e, nas situações mais graves, foram mesmo postas em prática medidas técnicas destinadas a reduzir os níveis de ruído, quer ao nível da fonte, quer ao nível do percurso de transmissão.

Na maior parte das unidades da indústria da madeira e da cortiça visitadas, infelizmente, não são cumpridas estas medidas, devido, em geral, a factores de ordem económica e/ou cultural. Em primeiro lugar, as próprias avaliações têm um custo demasiado elevado, que nem sempre pode ser suportado por pequenas empresas. Em segundo lugar, foi verificada uma grande falta de sensibilização por parte dos trabalhadores para a utilização dos dispositivos de protecção auditiva que lhes são colocados à disposição. Neste sentido, julga-se de grande importância actuar ao nível da formação, não só dos trabalhadores mas também das entidades patronais, com o intuito de sensibilizar e assim prevenir futuras situações de risco.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

CEE (1986), Directiva do Conselho de 14 de Maio de 1986 relativa à protecção dos trabalhadores contra os riscos devidos à exposição ao ruído durante o trabalho (86/188/CEE), *Jornal Oficial das Comunidades Europeias*, L **137**. 28-34, 24 de Maio.

CEE (1989), Directiva do Conselho de 12 de Junho de 1989 relativa à aplicação de medidas destinadas a promover a melhoria da segurança e da saúde dos trabalhadores no trabalho (89/391/CEE), *Jornal Oficial das Comunidades Europeias*, **L 183**, 1-8, 29 de Junho.

Samagaio, A. (1992), "A Legislação Comunitária sobre o ruído e o seu impacte no mercado único Europeu", *3ª Conferência Nacional sobre a qualidade do ambiente,* 2º volume, 513-521, Aveiro, 5 a 7 de Fevereiro.

Coelho, J.L.B., Ferreira, A., Serrano, J., Taborda, F., Branco, N.C., (1994), "Noise exposure in aeronautical industry", *Inter-Noise 94,* 714-744.

ESTUDO DO RUÍDO AMBIENTE DA CIDADE DE COIMBRA

L. M. E. S. P. LEÃO* e A. M. SARAIVA*

RESUMO

No presente trabalho, foi realizado um estudo do ruído ambiente da cidade de Coimbra, tendo como base a metodologia proposta pela linha de Acústica e Controlo de Ruído do Instituto Superior Técnico, o Regulamento Geral Sobre o Ruído (D.L. nº 251/87, de 24 de Junho e D.L., nº 292/89 de 2 de Setembro) e a Norma Internacional ISO 1996-2 (1987/04/15). Os principais objectivos deste estudo foram a classificação e caracterização do ambiente sonoro de várias zonas representativas da cidade de Coimbra. Assim, foram realizadas medições de ruído em 50 locais distribuídos de uma forma determinística (hospitais , escolas, indústrias, etc.) e aleatória por 11 áreas de 4 Km^2 cada. Nos locais seleccionados efectuaram-se quatro medições; uma à hora de ponta da manhã, uma a meio do dia, uma à hora de ponta da tarde e uma última ao princípio da noite.

PALAVRAS CHAVE: Poluição sonora; cartas de ruído; classificação acústica de locais.

1 - INTRODUÇÃO

O ruído ambiental proveniente das actividades do homem como ser gregário tem vindo a aumentar nos últimos anos, principalmente após a Revolução Industrial. Este aumento está estreitamente associado ao crescimento da densidade populacional e à mecanização da maior parte das actividades.

Assim, a Poluição Sonora surge associada a um elevado grau de desenvolvimento, normalmente não controlado, da sociedade e como característica particular desse próprio desenvolvimento.

A estabilização económica e social registada na Europa a partir dos finais dos anos 40, levaram as populações em geral a ter exigências e padrões de qualidade de vida que vão para além das condições económicas mínimas de sobrevivência. Actualmente, o direito fundamental a um ambiente de vida humano, sadio e ecologicamente equilibrado é cada vez mais reivindicado pelas populações.

Em Portugal, segundo um estudo realizado pela MARKTEST em 1989 com vista a determinar o grau de consciencialização da população em geral relativamente à poluição sonora, relacionando-a com um conjunto de factores, também eles agressores do meio ambiente: "tabaco",

* Direcção Regional do Ambiente e Recursos Naturais do Centro

"criminalidade", "droga", "poluição", Etc.; constatou-se que a "poluição sonora", não é tida, por enquanto, como algo manifestamente prejudicial no nosso quotidiano, já que apenas 1,7% dos entrevistados a consideraram como o problema mais grave relativamente aos outros sugeridoš. No entanto, nos últimos cinco anos o numero de reclamações sobre situações ruidosas apresentadas nos diversos serviços do Ministério do Ambiente tem vindo a aumentar.

O ruído é considerado como uma fonte de perturbações sérias. É conhecido que níveis sonoros elevados superiores a 80 dB(A), que são normalmente registados em ambientes fabris, poderão provocar alterações das propriedades físicas do sistema auditivo traduzindo-se em efeitos de surdez. Os efeitos psicossomáticos podem surgir com níveis sonoros bastante inferiores, sendo mesmo difícil, se não impossível, indicar um nível sonoro que se possa considerar como limiar desses efeitos.

Segundo uma investigação realizada pela OMS, aproximadamente metade das populações da Europa Ocidental, América do Norte e do Japão estão expostas nas suas residências a níveis sonoros excessivos provocados principalmente pelo tráfego de veículos motorizados. No ano 2000, cerca de 30% ou mais destas populações serão fortemente afectadas por situações ruidosas, se não forem tomadas medidas para minimizar este problema.

A correcção e prevenção de situações acústicas anómalas passa por diversas fases. As mais importantes consistem na prevenção através de um adequado planeamento urbano, pela certificação acústica de equipamentos, e pela limitação do nível sonoro do ruído global de funcionamento de veículos, equipamentos, etc.

Nas comunidades já existentes também é possível reduzir os níveis sonoros em determinadas zonas sensíveis. Isto poderá ser feito, por exemplo, através da redução do volume de tráfego ou pela reorganização das vias de tráfego através de zonas residenciais de serviços e lazer.

Nos casos em que nenhuma destas medidas sejam suficientemente eficazes ou na reparação de situações irregulares provocadas por erros de projecto ou de construção, torna-se necessário tomar outros tipos de acções. Assim, os ruídos incomodativos poderão ser reduzidos pelo aumento do isolamento das fachadas dos prédios e seus elementos aos ruídos aéreos ou pela construção de barreiras sonoras ao longo de vias de tráfego e de ferrovias nas zonas mais sensíveis.

As cartas de ruído de comunidades, realizadas com base num quadro legal que estabeleça limites e critérios de avaliação são instrumentos importantes para a identificação e controlo de situações de poluição sonora. A realização de cartas de ruído implica um trabalho experimental de medição e registo de fontes de ruído em locais adequadamente seleccionados, i.e. estradas, vias férreas, aeroportos, tráfego aéreo bem como o ruído proveniente de zonas industriais, residenciais e de serviços.

Este trabalho poderá ser complementado através da aplicação de modelos de previsão para ruído proveniente de actividades industriais, tráfego rodoviário, ferroviário e aéreo.

2 - MATERIAL E METODOLOGIA ADOPTADA.

Foi adoptada uma estrutura de uma metodologia simples para o estudo do ruído de uma comunidade, tendo como base uma proposta apresentado pela linha de Acústica e Controlo de Ruído do Instituto Superior Técnico, (Coelho,J.L.B., et al; 1988).

Numa primeira fase foi efectuada uma planificação do estudo, tomando em conta três aspectos: definição dos objectivos; quantificação das disponibilidades existentes ao nível do material, pessoal e recursos; obtenção de informações geográficas e demográficas da comunidade de Coimbra.

2.1 - Material e equipamento utilizado

No planeamento deste trabalho foram utilizadas cartas topográficas militares de Portugal à escala de 1/25000, correspondentes à área em estudo, (folhas nº 230 e 241). Para além destas, foram consultadas as plantas de ordenamento à escala de 1/10000 da área interior à cidade de Coimbra, que fazem parte das normas do plano director municipal da cidade de Coimbra. Estas plantas demonstraram uma importância vital pois forneceram as informações sobre a localização de áreas residenciais, comerciais e industriais, bem como das principais vias de comunicação (estradas e ferrovias). Foram também recolhidas informações sobre a densidade populacional nas várias áreas da comunidade e outras informações tidas como relevantes, pela consulta das normas provisórias do plano director municipal da cidade de Coimbra.

O equipamento utilizado para a medida e recolha dos dados de ruído foi constituído pelos seguintes elementos:

* Microfone B & K tipo 4155
* Sonómetro modular de precisão B & K tipo 2231
* Módulo de análise estatística B & K, BZ 7101
* Impressora B & K modelo 2318
* Registador de Nível B & K.modelo 2317
* Paravento
* Tripé

2.2 - Determinação das áreas de estudo.

As cartas militares de Portugal correspondentes à zona interior à cidade de Coimbra foram divididas em áreas, tendo como base as quadrículas U.T.M. Desta forma, foram destacadas 11 áreas no total, tendo cada uma delas 4 Km^2, (Fig. nº 1).

2.3 - Número de locais de estudo por área

Em áreas extensas são necessários vários locais de medida. O número de locais a seleccionar para cada área está relacionado com três factores: homogeneidade em relação a fontes de ruído de cada área; importância relativa da área no todo da comunidade; número e importância de fontes de ruído principais (estradas, ferrovias, aeroportos, etc.), (Coelho,J.L.B., *et al* 1988).

Para realizar esta avaliação é necessário fazer uma observação no terreno para cada área de estudo. No presente trabalho, com base nos valores do L95 obtidos no estudo sobre o ruído de tráfego rodoviário na cidade de Coimbra efectuado pela DRARNC em 1990 e assumindo que o L95 tem distribuição normal no todo da comunidade, foi assumido para uma área de 4 Km^2, uma média de 6 locais de medição. No entanto, devido aos limites da cidade nem todas as áreas possuem 4Km^2, assim, o número de locais variou entre 3 e 6 locais de estudo consoante a dimensão da área

2.4 - Locais de estudo dentro de uma área.

Os locais de medida podem ser seleccionados casualmente ou de forma determinística. Na forma determinística a escolha dos locais onde serão feitas as medições é qualitativa, pois sabemos com antecedência que eles são importantes do ponto de vista do ruído a que estão expostos. No entanto, é provável que essa escolha não defina com clareza a situação de uma comunidade como um todo, pois por si só não tem qualquer valor estatístico. Como exemplo da escolha de uma forma determinística temos locais junto a estradas movimentadas, aeroportos, industrias, hospitais, escolas, residências, etc.; (Coelho, J.L.B., *et al*; 1988).

Se a área em estudo for de tal forma homogénea que não se justifique destacar qualquer tipo de local, o procedimento utilizado pode ser o seguinte (Coelho, J., *et al*; 1988).

i) Dividir cada área de 4 Km^2 numa grelha de 16x16, obtendo células com cerca de 125 m de lado.
ii) Tendo em atenção o numero de locais de medição em cada área, seleccionar as células a estudar, casualmente.
iii) Seleccionar para cada célula em estudo um local representativo que tenha fácil acesso e não ofereça dificuldades nas medições.

No presente estudo foi adoptado um método misto, determinístico e aleatório, de forma a obter um maior valor estatístico.

2.5 - Frequência e tempo de integração das medições.

Os níveis de ruído sofrem variações importantes ao longo do tempo.

- Variações ao longo do dia.

Os níveis sonoros apresentam normalmente valores baixos de madrugada, subindo rapidamente para valores altos durante o dia, descendo lentamente à medida que vai anoitecendo para se fixar novamente em valores baixos durante a noite.

Assim, como não foi possível obter amostras para a maior parte das horas do dia que seria a solução mais fiável, procedeu-se como a seguir se descreve: Em cada local, efectuaram-se 4 medições: uma à hora de ponta da manhã (7h30 - 9h30), uma a meio do dia (10h - 16h), uma à hora de ponta da tarde (16h - 19h30) e uma última ao principio da noite (20h - 24h).

- Variações ao longo da semana.

Existem diferenças razoáveis durante a semana e no fim de semana presentes na maioria das zonas representativas, no entanto, estas não são consideradas tão importantes como as variações ao longo do dia.

- Variações em períodos de tempo mais longos.

Apesar de não se preverem grandes alterações dos níveis de ruído para períodos mais longos, podem ocorrer algumas diferenças sazonais de alguns tipos de ruído. Assim algum tempo depois de ter sido estudada uma comunidade (1 a 2 meses), se existirem meios e tempo disponível, seria de interesse repetir uma ínfima percentagem das medições para verificar a consistência dos resultados.

O tempo de integração utilizado foi de 10 minutos de modo a obter uma estimativa razoável dos níveis sonoros. No restante as medições foram efectuadas conforme a N.P. 1730 e a Norma Internacional ISO 1996-2 (1987/04/15)

2.6 - Classificação dos locais de estudo.

A classificação dos locais de estudo como pouco ruidosos, ruidosos e muito ruidosos, é efectuada de acordo com os valores do nível sonoro do ruído ambiente, que são excedidos, num período de referência, em 50% da duração deste (L50), indicados no quadro nº 1 do anexo II do Decreto Lei nº 251/87, de 24 de Junho.

Quadro nº1, Classificação dos locais para implantação de edifícios

Locais pouco ruidosos	Locais que satisfação os seguintes níveis sonoros L50 < 65 dB(A) entre as 7h e as 22h; e L50 ≦ 55 dB(A) entre as 22h e as 7h
Locais ruidosos	Locais que não estão contemplados na definição de locais pouco ruidosos e que satisfaçam os seguinte níveis L50 < 75 dB(A) entre as 7h e as 22h; e L50 ≦ 65 dB(A) entre as 22h e as 7h
Locais muito ruidosos	Locais que não estão contemplados nas definições de locais pouco ruidosos nem de locais ruidosos

3 - RESULTADOS E CONCLUSÕES

Na figura nº1 é efectuado um enquadramento global das áreas de estudo com os respectivos locais de estudo. Nesta figura os locais de medição foram assinalados com pontos pretos.

Face ao grande numero de dados adquiridos neste estudo não é possível apresentá-los individualmente neste artigo. Os valores de todos os parâmetros estimados entre as 7h30 e as 24h00 para os diferentes locais de estudo assinalados na figura nº 1 encontram-se disponíveis em base de dados para consulta na DRARN - Centro.

Pela análise dos dados obtidos, observou-se que os valores de L50 nunca atingem, nem sequer se aproximam, do valor de 75 dB(A) (valor limiar que define um local "muito ruidoso", no período correspondente, segundo o Regulamento Geral sobre o Ruído). Este facto, já tinha sido constatado num estudo anterior (Saraiva, A.M.M.S., 1990), o que nos leva a considerar de um modo geral, que num período de aproximadamente quatro anos não houve uma descaracterização dos locais "ruidosos" para "muito ruidosos".

Da totalidade de locais de estudo foi verificado que nenhum é considerado "muito ruidoso", cerca de 24% dos mesmos são considerados "ruidosos" e os restantes 76% "pouco ruidosos". Assim, a qualidade do ambiente sonoro na cidade de Coimbra poderá ser considerada boa

Os locais considerados "ruidosos" são aqueles que se encontram situados junto dos principais acessos ao centro da cidade. Como exemplo temos o Bº. Nª Sª de Fátima, Fábrica Triunfo, Av. Prof. Dr. Mário Silva (Escola Agrícola), Av. Fernão Magalhães, Rua do Brasil, Rossio de Santa Clara, Rotunda da A.C.I.C. e a estrada da Beira. Nas figuras 1, 2, 3, 4, 5 e 6 são apresentados os mapas de ruído (L50) da cidade de Coimbra nos períodos de tempo considerados e média diária.



nº 1 Área e locais de estudo

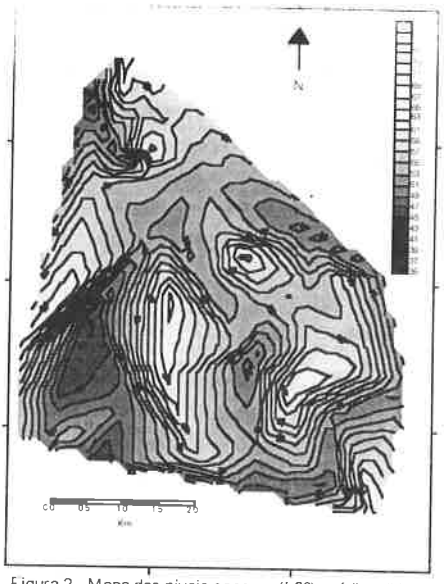


Figura 2 - Mapa dos niveis sonoros (L50) médios diários da cidade de Coimbra (1994).

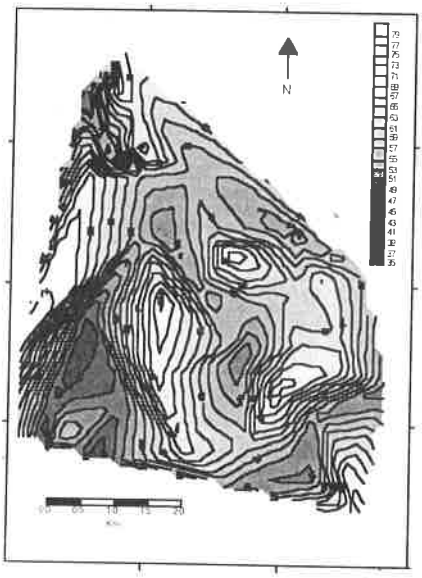


Figura 3 - Mapa dos niveis sonoros (L50) da cidade de Coimbra no periodo das 7h30 ás 9h30, (1994)

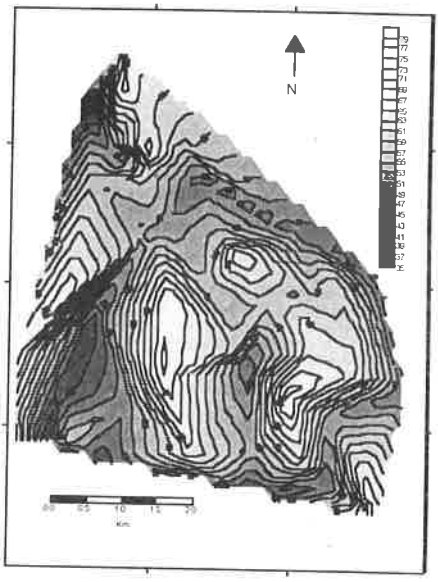


Figura 4 - Mapa dos niveis sonoros (L50) da cidade de Coimbra no período das 10h ás 16h, (1994)

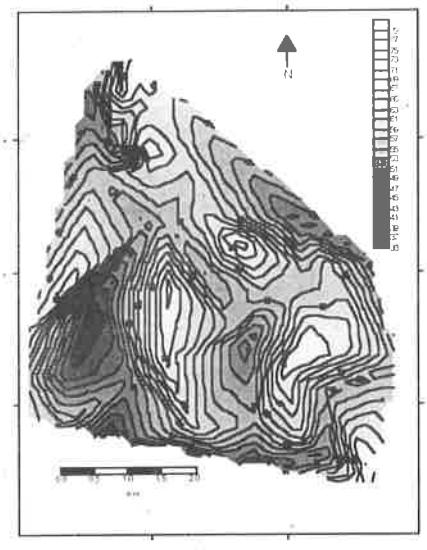


Figura 5 - Mapa dos níveis sonoros (L50) da cidade de Coimbra no período das 16h às 19h30, (1994)

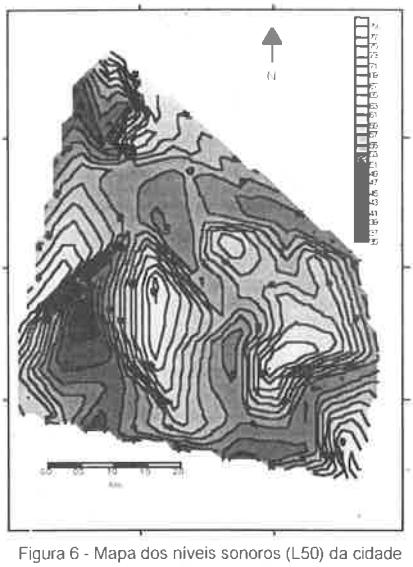


Figura 6 - Mapa dos níveis sonoros (L50) da cidade de Coimbra no pericdo das 20h às 24h, (1994)

Dos locais amostrados em zonas residenciais nenhum é considerado "muito ruidoso", cerca de 24% dos mesmos são considerados "ruidosos" e os restantes 76% "pouco ruidosos".

Nas zonas de serviços, 87% dos locais amostrados foram considerados "pouco ruidosos" e 13% "ruidosos". Isto significa que o ambiente sonoro na maioria dos locais onde se encontram instalados os hospitais, escolas e outros tipos de serviços poderá ser considerado bom.

Por outro lado, a qualidade do ambiente sonoro nas zonas industriais é inferior uma vez que só 50% dos locais estudados foram considerados "pouco ruidosos", sendo os restantes 50% considerados "ruidosos". Assim, a qualidade do ambiente sonoro nas zonas industriais poderá ser considerada razoável.

Foi ainda verificado que 75% dos locais nas zonas verdes foram considerados "pouco ruidosos" e 25% "ruidosos". O facto de 25% dos locais de estudo nas zonas verdes serem considerados "ruidosos", deve-se principalmente, à existência de vias de trafego importantes junto de algumas zonas verdes

A figura nº 7, mostra a percentagem de locais pouco ruidosos, ruidosos e muito ruidosos nos quatro períodos do dia considerados. Assim, verificou-se uma tendência para valores mais elevados nas "horas de ponta" da manhã e da tarde, sobretudo devido ao tráfego rodoviário, e a níveis mais baixos no período intermédio (10h - 16h) e no período nocturno (20h - 24h). As zonas residenciais e verdes apresentam aproximadamente o mesmo tipo de comportamento descrito atras,(fig. 8, 9). As zonas industriais apresentaram ao longo do dia uma tendência para níveis relativamente

elevados, que diminui no período nocturno,(Fig. 10). É de salientar, que todos os locais amostrados nas zonas industriais no período nocturno (20h - 24h) foram considerados "pouco ruidosos". Este facto deve-se, possivelmente, para além da diminuição do trânsito automóvel nesse período, ao horário de funcionamento dos estabelecimentos industriais que normalmente no período nocturno se encontram fechados.

Nos locais das zonas de serviços, verificou-se curiosamente, a existência de uma maior percentagem de locais ruidosos na "hora de ponta" da manhã, diminuindo para valores mais baixos e constantes para os restantes períodos do dia, (Fig. 11).

Figura 7. - Percentagens de locais pouco ruidosos, ruidosos e muito ruidosos nos quatro períodos de tempo.

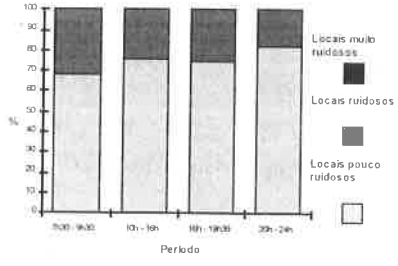


Figura 8. - Percentagens de Zonas residênciais pouco ruidosas, ruidosas e muito ruidosas nos quatro períodos de tempo.

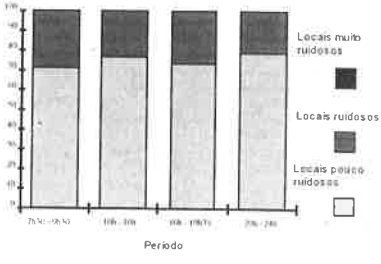


Figura 9. - Percentagens de Zonas Verdes pouco ruidosos, ruidosos e muito ruidosos nos quatro períodos de tempo.

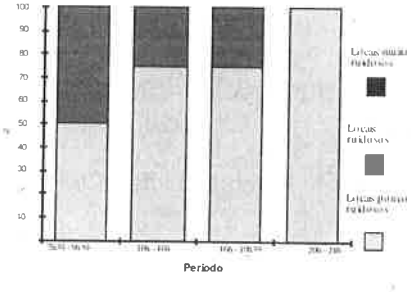


Figura 10. - Percentagens de Zonas Industriais pouco ruidosos, ruidosos e muito ruidosos nos quatro períodos de tempo.

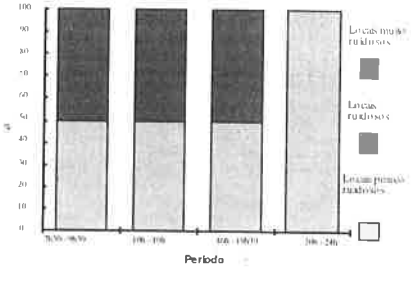
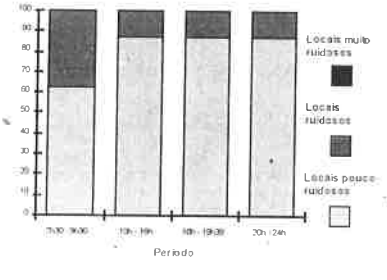


Figura 11. - Percentagens de Zonas Serviços pouco ruidosos, ruidosos e muito ruidosos nos quatro períodos de tempo.



4 - REFERÊNCIAS

Coelho, J.L.B.; Carvalho, D.F.; Aguiar, J. N. (1988). Ruìdo de Comunidade. Instituto Superior Técnico..

Decreto-Lei nº 251/87, de 24 de Junho. Diário da República - I Série, nº 142, 24/06/1987, 2386-2393

Decreto-Lei nº 292/89, de 2 de Setembro. Diário da República - I Série, nº202, 2/09/1989, 3770-3772.

Direcção Geral da Qualidade do Ambiente. (1988). Estado do ambiente acústico em certas zonas representativas do país.

International Standard - ISO 1996-2. Acoustics - Description and measuremente of environmental noise - Part 2: Acquisition of data pertinent to land use. First edition, 1987-04-15.

Kinsler, L.E.; *et al.* (1982). Fundamentals of Acoustics, Third Edition. John Wiley & Sons, 279 - 312.

Leão, L.M.E.S.P.; Saraiva, A.M.M.S. (1994). Estudo do ruído ambiente da cidade de Coimbra. Direcção Regional do Ambiente e Recursos Naturais do Centro.

Marktest. (1989). Estudo Ruído.

Norma Portuguesa nº 1730. Grau de reacção humana ao ruído. Portaria nº321/81, de 2/04/1981.

Projecto de Plano Director Municipal. Câmara Municipal de Coimbra. Dezembro de 1991.

Saraiva, A.M.M.S. (1990). Ruído de trafego rodoviário na cidade de Coimbra. Direcção Regional do Ambiente e Recursos Naturais do Centro.

Silva, P.M. (1980). Os Efeitos do Ruído no Homem. Notas Técnicas. Comissão Nacional do Ambiente.

Smith, B.J.; Peters, R.J.; Owen S. (1982). Acoustics and Noise Control. Longman Group Limited.

ESTUDO DE IMPACTE DOS NÍVEIS DE RUÍDO ASSOCIADO AO FUNCIONAMENTO DA CENTRAL DOS CORREIOS EM GAIA

C. D'ALMEIDA[1], A. SAMAGAIO[2], P. PINHO[3]

RESUMO

Em Portugal, verifica-se por vezes a instalação de unidades industriais em zonas mistas (residenciais/industriais) ou zonas industriais com zonas residenciais muito próximas. Esta situação dá frequentemente origem a conflitos e queixas, com particular incidência no que respeita aos níveis sonoros produzidos pelo seu funcionamento. No presente caso, uma Central de distribuição de correspondência dos Correios de Portugal originou, desde o início do seu funcionamento, queixas dos residentes na área circundante. No entanto, a Central não tinha ainda em funcionamento todos os serviços previstos. Face a esta situação, foi necessário efectuar um levantamento do ambiente sonoro, por forma a determinar se os níveis sonoros que então se verificavam justificavam as queixas e, posteriormente, prever o impacte após o funcionamento de todos os serviços. Finalmente, foi enumerado um conjunto de recomendações destinadas a diminuir o impacte negativo resultante do funcionamento da Central.

Palavras-chave: Ruído, indústria, tráfego, impacte ambiental, zonas residenciais.

1. CARACTERIZAÇÃO DO FUNCIONAMENTO DA CENTRAL

Foi efectuada uma análise detalhada do funcionamento correspondente à situação inicial e futura das instalações, identificando as diversas fases das operações dos serviços levados a cabo, assim como os percursos, fluxos e

[1] Engª do Ambiente, Instituto do Ambiente e Desenvolvimento, Campo Universitário de Santiago, 3810 AVEIRO, Tel.: (034) 37 02 90, Fax: (034) 38 28 76, E-mail: claudia@zeus.ci.ua.pt

[2] Engº Mecânico, M.S., Ph.D., Professor Auxiliar, Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, Campo Universitário de Santiago, 3810 AVEIRO, Tel.: (034) 37 03 96, Fax: (034) 29 290, E-mail: samagaio@dao.ua.pt

[3] Engº Civil, Ph.D., Professor Associado, Departamento de Engenharia Civil, Faculdade de Engenharia, Universidade do Porto, Rua dos Bragas, 4099 PORTO

meios de transporte utilizados, com base em dados fornecidos pelos Correios de Portugal.

Procedeu-se ao levantamento dos equipamentos mecânicos utilizados e a utilizar no processamento do correio e encomendas, assim como a sua localização e níveis de pressão sonora associados. O levantamento das caracteristicas, em termos de pressão sonora associada aos veículos de transporte usados pelos Correios, foi também efectuado (Tabela I).

Tabela I. Nível de pressão sonora dos diferentes equipamentos utilizados e a utilizar na Central.

Equipamento	Nível de pressão sonora medido a 1 m de distância (dBA)
Compressores:	
- dos sistemas de controlo e monitorização	35[(a)]
- da oficina de transportes	70
Sistemas de ar condicionado	68
Máquina de divisão das encomendas	78,4
Máquinas de processamento do correio [(b)]	
- NEC	79,0
- PIA	69,8
- HM1	72,2
Veículos:	
- NISSAN	87
- TOYOTA	83
- FORD	84
- RENAULT	84
- DAF FA1000	91
- DAF FA1600	90
- DAF FA45-150	91
- DAF FA2500	89
- DAF FA2700	89

[(a)] Nível de pressão sonora após tratamento acústico
[(b)] Estas máquinas seriam instaladas na segunda fase de funcionamento desta Central

A análise efectuada do uso e ocupação do solo, com o levantamento de áreas sensíveis e de percursos de transmissão sonora, permitiu a identificação dos edifícios potencialmente afectados pelo ruído gerado pelo funcionamento da Central (Figura 1).

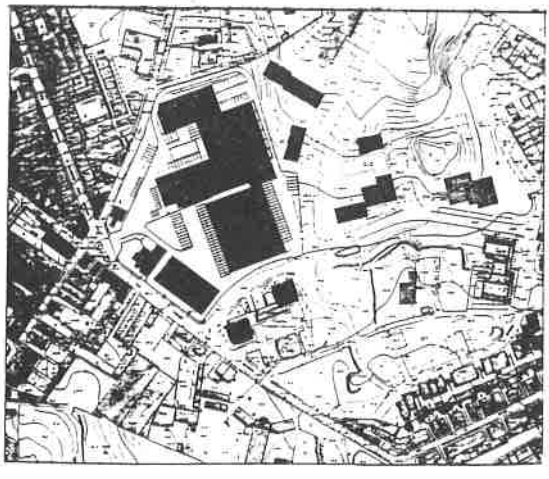


Figura 1. Localização dos edifícios potencialmente mais afectados (Escala 1:6500).

No 2º andar de um prédio localizado em frente do cais de partida de encomendas, foi efectuada uma monitorização do ruído provocado pela actividade da Central, durante 62 horas, a fim de analisar a sua variação e reprodutibilidade para, posteriormente, se proceder à escolha de um método de avaliação dos níveis sonoros. A análise dos valores obtidos (Figura 2) permitiu identificar o período nocturno compreendido entre as 4:00 e as 5:00 como sendo o mais ruidoso.

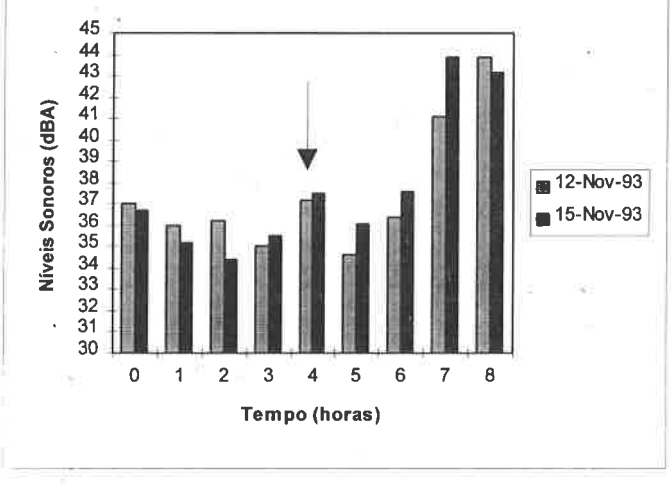


Figura 2. Registo do nível sonoro contínuo equivalente, em função do tempo, em dois dias de funcionamento normal da Central (12 e 15 de Novembro de 1993).

2. CAMPANHA DE MEDIÇÕES

Foi realizada uma campanha de medições nocturna para avaliar os níveis de pressão sonora verificados na altura, que serviu de base a um modelo de previsão dos níveis de pressão sonora futuros. Os resultados permitiram tirar conclusões claras e a enumeração de sugestões para diminuir o impacte negativo do funcionamento da Central.

A avaliação dos níveis de pressão sonora verificados na altura destinou-se a determinar o grau de reacção humana ao ruído, tendo como base o disposto no Decreto-Lei nº 251/87 de 24 de Junho (Regulamento Geral sobre o Ruído), em particular o Artigo 14º, que remete para a Norma Portuguesa (NP)1730 a descrição da técnica a usar.

Para efectuar a avaliação dos níveis de ruído associados ao funcionamento da Central, foram selecionados dezassete pontos, três dos quais se situavam no interior das instalações e encontrando-se os restantes na envolvente. Apenas os dados relativos a um desses pontos foram obtidos no interior de um apartamento com as janelas fechadas. Os pontos localizados no interior da Central destinavam-se a avaliar o ruído gerado pelas actividades que se desenrolavam no interior do perímetro da mesma. O período escolhido para efectuar as medições foi o compreendido entre as 4:00 e as 6:00 horas, por forma a abranger um intervalo de grande actividade e outro de menor actividade. Assim, foram realizadas três amostragens de 10 minutos em cada ponto, distribuidas pelo intervalo considerado (Tabela II).

Tabela II. Valores obtidos nas amostragens efectuadas em vários pontos no interior e no exterior da Central.

PONTOS	DATA/HORA	L_{eq}	L_{50}	L_{95}	$L_{eq} - L_{95}$
1	25-NOV/4:00	47,2	46,0	41,0	6,2
	15-DEZ/5:04	48,6	45,0		7,6
	22-DEZ/5:44	44,1	43,0		3,1
2	25-NOV/4:22	46,1	47,0	43,0	3,1
	22-DEZ/5:02	57,9	46,0		14,9
	15-DEZ/5:20	60,2	44,0		17,2
3	18-JAN/4:32	58,3	39,0	37,0	21,3
	25-NOV/4:49	62,4	45,0		25,4
	15-DEZ/5:38	55,7	45,0		18,7
4	07-DEZ/4:15	45,1	45,0	43,0	2,1
	25-NOV/5:04*	49,5*	47,0*		6,5*
	22-DEZ//5:28	51,3	47,0		8,3
5	07-DEZ/4:32	56,0	45,0	42,0	14,0
	22-DEZ/5:17	49,7	45,0		7,7
	25-NOV/5:39*	54,1*	45,0*		12,1*

Tabela II. (Cont.) Valores obtidos nas amostragens efectuadas em vários pontos no interior e no exterior da Central.

PONTOS	DATA/HORA	L_{eq}	L_{50}	L_{95}	$L_{eq} - L_{95}$
6	22-DEZ/4:35	52,4	44,0	41,0	11,4
	07-DEZ/4:51	57,8	45,0		16,8
	25-NOV/5:20	52,6	45,0		11,6
7	26-NOV/4:14*	61,4*	45,0*	42,0	19,4*
	18-JAN/5:17	57,5	44,0		15,5
	07-DEZ/5:29	60,2	45,0		18,2
8	26-NOV/4:37	61,3	49,0	42,0	19,3
	18-JAN/5:07	60,0	48,0		18,0
	07-DEZ/5:41	50,9	44,0		8,9
9	18-JAN/4:17	56,8	42,0	39,0	17,8
	26-NOV/4:53*	60,3*	51,0*		21,3*
	07-DEZ/5:56	55,6	46,0		16,6
10	18-JAN/4:04	44,9	45,0	43,0	1,9
	26-NOV/5:11	55,7	46,0		12,7
	20-JAN/5:37	44,6	45,0		1,6
11	20-JAN/4:12	47,1	44,0	39,0	8,1
	20-JAN/5:02	46,2	45,0		7,2
	26-NOV/5:29*	53,5*	53,0*		14,5*
12	20-JAN/4:00	57,2	57,0	57,0	0,2
	18-JAN/4:48	57,1	58,0		0,1
	26-NOV/5:48	57,5	57,0		0,5
13	20-JAN/4:31	53,6	43,0	41,0	12,6
	20-JAN/4:46	42,8	43,0		1,8
	20-JAN/5:20	43,7	44,0		2,7
14	18-JAN/4:18	42,8	33,0	32,0	10,8
	18-JAN/4:40	43,6	34,0		11,6
	18-JAN/5:20	33,1	33,0		1,1
15	03-DEZ/4:06	55,4	51,0	46,0	9,4
	03-DEZ/4:50	51,6	50,0		5,6
	03-DEZ/5:43	53,8	52,0		7,8
16	03-DEZ/4:20	58,2	51,0	46,0	12,2
	03-DEZ/5:08	52,0	51,0		6,0
	03-DEZ/5:29	52,0	51,0		6,0
17	03-DEZ/4:36	54,5	51,0	44,0	10,8
	03-DEZ/5:22	57,3	52,0		13,3
	03-DEZ/5:54	57,3	49,0		13,3

Nota: As amostragens assinaladas com (*) foram efectuadas em condições climatéricas desfavoráveis (vento forte).

Para cada um dos locais de amostragem, procedeu-se à sua classificação, tendo como base o critério de apreciação da reacção dos indivíduos ao ruído, segundo a NP-1730 (Figura 3).

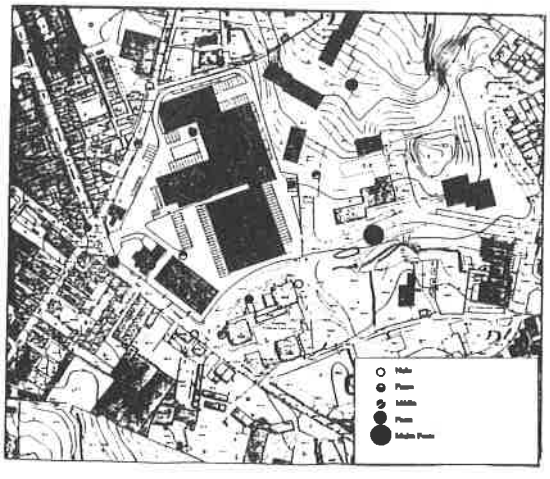


Figura 3. Grau de reacção da colectividade ao ruído devido ao funcionamento na situação inicial da Central (Escala 1:6500).

3. PREVISÃO DA SITUAÇÃO FUTURA RESULTANTE DO AUMENTO PROJECTADO DO VOLUME DE SERVIÇOS

Para efectuar a avaliação dos níveis de pressão sonora futuros, recorreu-se aos registos sonoros obtidos nos diversos pontos de amostragem, quando se efectuou a avaliação dos níveis de pressão sonora correspondentes à situação inicial. A partir destes registos, foi possível associar a cada fonte um nível de pressão sonora característico. Partindo do princípio que as fontes sonoras correspondentes ao futuro funcionamento da Central seriam da mesma natureza das da situação inicial, foi criada uma base de dados, para cada ponto de amostragem, que foi utilizada no cálculo dos níveis sonoros futuros.

Na base do modelo de cálculo esteve o conhecimento dos níveis de pressão sonora associados às fontes de ruído e o conhecimento do futuro esquema de funcionamento da Central. O cálculo propriamente dito baseou-se no conceito de nível sonoro equivalente, L_{eq}, que é o nível sonoro constante cuja energia acústica é equivalente à energia acústica de um som variável num dado intervalo de tempo. Assim, tem-se:

$$L_{eq} = 10 \log \sum f_i \, 10^{L_i/10}$$

sendo f_i a fracção de tempo associada ao nível de pressão sonora constante L_i.

O futuro esquema de funcionamento da Central provocaria um maior fluxo de viaturas no mesmo período verificado na situação inicial, ou seja, entre as 4:00 e as 6:00 horas, tendo sido este o período escolhido para efectuar a análise da situação futura.

Com base no modelo de previsão, foi efectuada a análise das fontes associadas ao funcionamento futuro da Central em cada um dos pontos de amostragem e respectivo efeito esperado sobre o grau de reacção ao ruído (Figura 4).

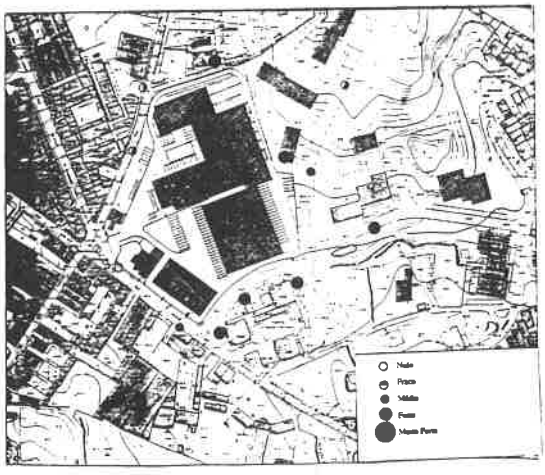


Figura 4. Grau de reacção da colectividade ao ruído associado ao funcionamento da Central (Escala 1:6500).

4. CONCLUSÕES

Com base nas medições efectuadas, concluiu-se que o funcionamento verificado na situação inicial das máquinas e pessoal afecto ao processamento da correspondência no interior da Central não causava impacte significativo no ambiente sonoro da zona envolvente.

A principal causa de impacte no ambiente sonoro na envolvente da Central era a circulação dos veículos utilizados no transporte da correspondência, tanto dentro do perímetro da Central como nas vias de acesso.

Relativamente ao funcionamento futuro da Central, existiam factores que determinavam, em alguns casos, o agravamento do grau de reacção da colectividade. Por um lado, foi necessário considerar o aumento do número de viaturas associadas à Central, em consequência do funcionamento de

novos serviços. Por outro lado, dever-se-ia ter em conta a alteração do local de saída dos veículos, assim como a utilização de novos percursos para acesso à Central.

A análise efectuada da situação futura permitiu concluir que o funcionamento futuro das máquinas e pessoal afecto ao processamento da correspondência no interior da Central não iria causar impacte significativo no ambiente sonoro na zona envolvente. A principal causa de impacte no ambiente sonoro na envolvente da Central iria continuar a ser a circulação dos veículos utilizados no transporte da correspondência, tanto dentro do perímetro da Central como nas vias de acesso.

O futuro esquema de funcionamento da Central, apresentado pelos Correios de Portugal, iria, no entanto, agravar o impacte ambiental na zona de claro predomínio das funções residenciais, caracterizado por um conjunto de construções muito recentes localizadas junto à envolvente nos limites a Sul e a Oeste da Central.

5. RECOMENDAÇÕES

A inventariação dos potenciais impactes ambientais que o funcionamento futuro da Central poderia gerar na área envolvente da Central permitiu distinguir claramente quatro factores que lhe estão associados, nomeadamente:

(i) os níveis de ruído correspondentes à utilização de equipamento e funcionamento de pessoal;
(ii) o tráfego interno à Central;
(iii) a Central enquanto gerador de tráfego (aproximação, entradas e saídas da Central);
(iv) o movimento dos veículos nas artérias de Vila Nova de Gaia.

Das conclusões anteriormente apresentadas, pode-se afirmar com segurança que o factor (i) não causa qualquer impacte significativo. No que respeita ao factor referido em (iv), julgou-se destituido de fundamentação a apresentação de medidas mitigadoras, já que não se crê viável nem razoável a imposição de condicionantes à circulação de veículos dos Correios, que teriam, naturalmente, de ser alargadas a todo o tráfego pesado nocturno da cidade de Gaia. Resta, portanto, sugerir as seguintes medidas de actuação, relativas aos factores (ii) e (iii):

Ao nível de utilização de espaços

Alteração da localização interna das frentes de maior emissão de ruído, nomeadamente os cais de partida de correio e encomendas.

Ao nível da gestão interna

Existem medidas de gestão interna que podem diminuir as emissões de ruído:

- organizar a partida dos veículos, por forma a evitar a saída simultânea de dois ou mais veículos das instalações da Central;
- suprimir o uso de buzinas e sistemas de amplificação sonora nas instalações da Central, pelo menos no período nocturno;
- equipar as portas dos veículos com amortecedores, por forma a evitar as emissões de ruído impulsivo, geradas pelas operações de abrir e fechar;
- *idem*, para os portões dos cais de encomendas e correio;
- evitar acelerações no interior das instalações da Central.

Ao nível da utilização das vias envolventes

Não se conhecem medidas técnicas suficientemente eficientes e económicas para reduzir as emissões sonoras dos veículos. Assim, para diminuir o impacte na zona habitacional em questão, é necessário que a saída dos veículos, ao contrário do previsto, seja feita única e exclusivamente pelo portão principal, situado no Largo da Barrosa. Neste caso, o acesso à AE1 seria feito pela rua Visconde das Devesas, dado que é uma via com capacidade de absorção do tráfego da Central com um menor impacte no ambiente sonoro. Este menor impacte deve-se ao facto desta via, mesmo no período nocturno, estar sujeita a um elevado fluxo de tráfego local, quando comparada com as outras vias de acesso que circundam a Central. Por outro lado, é também menor a vulnerabilidade característica da ocupação das construções. Apesar disso, recomenda-se ainda a substituição do pavimento da rua Visconde das Devesas, que é actualmente de paralelepípedo, por asfalto, de modo a regularizar a via, reduzindo assim as emissões sonoras dos veículos.

Sugere-se igualmente que, no período nocturno, os veículos com destino ao Porto usem como acesso apenas a rua Visconde das Devesas, evitando circular pelas vias de acesso às zonas residenciais.

Ao nível do isolamento acústico das instalações

A fim de diminuir o impacte do ruído produzido nos cais de partida de encomendas e correio sobre os habitantes das construções existentes a

poucos metros, recomenda-se o total isolamento desta zona. Esta medida deverá ser a última a ser posta em prática, uma vez que envolve custos elevados. Apesar de existirem variados tipos de barreiras acústicas, a proximidade das habitações envolventes impede a obtenção de níveis razoáveis de eficiência.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Beranek, L., *Noise and Vibration Control Engineering — Principles and Applications*, John Wiley & Sons, 1992

Bies, D., Hansen, C., *Engineering Noise Control — Theory and Practice*, Unwin Hyman, 1988.

Decreto-Lei nº 251/87, de 24 de Junho — Regulamento Geral sobre o Ruído.

Harris, C. M., *Handbook of Acoustical Measurements and Noise Control*, McGraw-Hill, 1991.

Norma Portuguesa 1730: Grau de reacção humana ao ruído, 1981.

Pinho, P., Samagaio, A., D'Almeida, C., Margalha, J. e Costa, C., Estudo de Impacte dos Níveis de Ruído Associado ao Funcionamento da Central de Correios do Porto, Relatório elaborado por Paulo Pinho, estudos e projectos de planeamento e ambiente, Lda a pedido dos Correios de Portugal, Fevereiro de 1994.

ESTUDO DOS EFEITOS DE DOSES ELEVADAS DE COBRE EM PARÂMETROS HEMATOLÓGICOS DE MODELOS DE LABORATÓRIO

[1]N. M. SARMENTO, [2]M. FÁTIMA REIS, [3]A. M. CRESPO e [4]J. B. LEAL

RESUMO

Efectuou-se uma suplementação oral com uma dose elevada de cobre (30 mg/l) na água de bebida de ratos adultos de laboratório durante 35 e 68 dias (exposição sub-crónica). Não se observou um aumento da concentração do elemento no plasma e nos eritrócitos dos animais suplementados quando comparados com animais de controlo. Não se observaram, também, variações nos outros parâmetros analisados (relacionados com a sobrecarga oxidativa e os mecanismos que a combatem): níveis de substâncias reactivas com o ácido tiobarbitúrico (TBArs) nos eritrócitos, grau de insaturação dos ácidos gordos no plasma e actividade da glutationo peroxidase (GSH-Px) nos eritrócitos. A concentração do elemento no fígado também não diferiu entre os dois grupos de animais. Os resultados evidenciam a resistência, já documentada, dos ratos de laboratório à intoxicação por cobre e traduzem a dificuldade dos estudos de Toxicologia Experimental.

Palavras-chave: cobre; doses; sangue; peroxidação; hemólise

[1] Licenciado em Bioquímica. Departamento de Zoologia e Antropologia da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Edifício C2, Campo Grande, 1700 LISBOA.
[2] Licenciada em Química. Investigadora Auxiliar no Instituto Tecnológico e Nuclear, Estrada Nacional 10, 2685 SACAVÉM.
[3] Doutorada em Bioquímica. Investigadora Auxiliar no Departamento de Zoologia e Antropologia da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Edifício C2, Campo Grande, 1700 LISBOA.
[4] Licenciado em Bioquímica. Departamento de Zoologia e Antropologia da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Edifício C2, Campo Grande, 1700 LISBOA.

1. INTRODUÇÃO

O cobre, embora sendo um elemento essencial, pode ser tóxico para os seres vivos a todos os níveis tróficos. A maior parte dos episódios de toxicidade deste elemento advém de actividades humanas (nomeadamente da sua extracção em minas, de aplicações repetidas de fungicidas contendo cobre, da má aplicação de cobre a solos carentes no elemento e da sua grande utilização na indústria, que leva à exposição a poeiras, fumos ou sais cúpricos). A toxicidade do elemento pode suceder em animais (especialmente no gado) e também no homem. Neste último, a toxicidade do cobre pode ser devida a exposição por via oral, cutânea e inalatória [FERNANDES, 1987].

O cobre pode ter efeitos tóxicos bastante graves ao nível do sangue. Estes efeitos podem ser resultantes da sobrecarga oxidativa provocada pelo elemento, e incluem, entre outros, um aumento no grau de peroxidação dos lípidos da membrana do eritrócito e da oxidação da hemoglobina a meta-hemoglobina. Quando acentuados, estes fenómenos podem levar à hemólise dos eritrócitos [FERNANDES, 1987], com consequente anemia e hipóxia dos tecidos. A oxidação das lipoproteínas plasmáticas (um dos possíveis factores etiológicos da aterosclerose) também poderá ser promovida [ESTERBAUER *et al.*, 1992].

Os estudos *in vitro* possibilitaram a compreensão dos principais mecanismos desta toxicidade, mas rareiam as situações experimentais em que se monitoriza e interrelaciona, *in vivo*, um conjunto significativo de parâmetros associados à toxicidade, e se discute o significado das alterações verificadas no organismo. Além disso, os episódios de intoxicação oral têm pouca expressão nos estudos efectuados, que contemplam maioritariamente a administração do elemento por via intravenosa ou intraperitoneal, em que a influência do tracto gastrointestinal não é considerada.

Neste trabalho pretendeu-se contribuir para o esclarecimento dos fenómenos que ocorrem no limiar entre a essencialidade e toxicidade do cobre a nível do sangue, interrelacionando, *in vivo*, e após uma administração oral, vários parâmetros, cujas variações em relação a valores normais pudessem fundamentar o estabelecimento de hipóteses explicativas para aqueles fenómenos. Como parâmetros de avaliação de toxicidade

foram seleccionados parâmetros associados aos efeitos da sobrecarga oxidativa e aos mecanismos que a combatem.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Animais e seu tratamento

Os modelos experimentais (ratos machos, albinos, Wistar, obtidos no Biotério do Instituto Gulbenkian de Ciência) foram mantidos em gaiolas, durante os períodos de suplementação, em grupos de 5 indivíduos. A sua alimentação consistiu em ração Letica® (Ref. IPM-R20).

A água de bebida foi água canalizada, na qual, no caso dos animais suplementados, foi dissolvido $CuCl_2$ para uma concentração final de 30 mg de Cu/l. A comida e a bebida foram fornecidas *ad libitum* aos animais.

Os animais foram sacrificados no período da manhã, tendo sido adormecidos com éter sulfúrico previamente à punção cardíaca que lhes provocou a morte.

2.2. Recolha e preparação do material biológico

O sangue foi colhido para uma seringa heparinizada (no caso do sangue destinado aos doseamentos de metais) ou contendo EDTA 0,5 M a pH 8,0 (no caso do sangue destinado à determinação da actividade enzimática da GSH-Px). O fígado foi retirado e lavado numa solução de KCl 1,15% (em gelo). Secou-se com papel de filtro e armazenou-se o órgão a -20°C até à análise.

O plasma e os eritrócitos foram separados a partir das amostras de sangue, por centrifugação a 2000 *g* durante 10 minutos e a uma temperatura de 4°C. O plasma foi retirado com uma pipeta de Pasteur e os eritrócitos foram obtidos a partir do sedimento, retirando a camada correspondente aos glóbulos brancos e lavando o sedimento de eritrócitos com NaCl 0,9% (p/v).

Consoante o tipo de análise a que se destinavam, o plasma e eritrócitos foram divididos em duas alíquotas, que foram armazenadas de modos diferentes: as alíquotas destinadas ao estudo dos parâmetros avaliadores da peroxidação lipídica foram armazenadas a -20ºC e, posteriormente, em azoto líquido (a -170ºC); a alíquota de plasma para uso no método de doseamento de cobre foi armazenada a 4ºC, enquanto que, para a alíquota de eritrócitos, a temperatura de armazenamento foi -20ºC.

2.3. Métodos analíticos utilizados

A quantificação de cobre no plasma foi efectuada por espectrofotometria de absorção atómica em chama [BUXADERAS & FARRÉ-ROVIRA, 1986], tendo as análises sido efectuadas num espectrofotómetro de absorção atómica ATI Unicam 929, munido de chama.

Para a quantificação de cobre nos eritrócitos, efectuou-se uma mineralização de cada uma das amostras dos materiais a analisar. Os sedimentos de eritrócitos congelados foram previamente liofilizados num liofilizador Heto CD8. Em seguida, cada amostra foi colocada num balão de Kjeldahl de 100 ml, numa proporção de cerca de 0,3 g de amostra para 15 ml de ácido nítrico concentrado. Deixou-se a mistura em repouso durante a noite e efectuou-se a mineralização levando a mistura gradualmente à ebulição, até o volume de líquido no balão se reduzir a cerca de 2 ml. Este líquido foi diluído até um volume final não superior a 10 ml, e a concentração de cobre foi determinada por espectrofotometria de absorção atómica.

A quantificação de cobre no fígado foi efectuada por análise por activação com neutrões na variante puramente instrumental (INAA). O processamento foi efectuado utilizando os métodos de análise recentemente implementados no Reactor Português de Investigação [REIS, 1994], usando as condições experimentais descritas por Leal [LEAL, 1995].

Como parâmetros avaliadores da peroxidação lipídica, determinaram-se as substâncias reactivas com o TBA (*TBA-reactive substances* ou *TBArs*) e o grau de insaturação dos ácidos gordos plasmáticos. As TBArs foram determinadas preparando uma suspensão de eritrócitos em soro fisiológico a 5% (v/v) contendo hidroxitolueno butilado (BHT), previamente dissolvido em etanol e numa concentração final de 5×10^{-5} M. A 2,5 ml desta suspensão aplicou-se o método de extracção das TBArs descrito por Fernandes [FERNANDES, 1987]. A fluorescência do extracto obtido foi medida num

espectrofluorímetro Shimadzu RF-5000, com excitação a 515 nm e emissão a 553 nm, e os resultados foram expressos em relação à fluorescência de uma solução de sulfato de quinino 1 μg/ml em H_2SO_4 0,1 N.

A extracção dos lípidos do plasma foi efectuada pelo método de Folch [FOLCH *et al.*, 1957]. Os ésteres metílicos dos ácidos gordos foram obtidos pelo processo descrito por Metcalfe e Schmitz [*cit. in* CRESPO, 1990]; no entanto, apenas foi efectuada a fase de metilação. Determinou-se o grau de insaturação dos ácidos gordos plasmáticos por cromatografia de partição gás-líquido, usando um cromatógrafo Varian Star 3400 Cχ munido de um detector de ionização por chama, e um integrador Varian 440. As condições de análise foram as mesmas de Leal [LEAL, 1995]. A identificação dos ésteres metílicos dos ácidos gordos foi efectuada por comparação com padrões de ácidos gordos saturados e insaturados.

A determinação da actividade da GSH-Px foi efectuada segundo o método de Paglia e Valentine [PAGLIA & VALENTINE, 1967], substituindo o peróxido de hidrogénio por hidroperóxido de ter-butilo [FARAJI *et al.*, 1987]. Determinou-se a concentração de hemoglobina no hemolizado, interpolando a absorvência das amostras a 540 nm numa curva-padrão, efectuada com diluições de um padrão de cianometahemoglobina. Em seguida, adicionou-se reagente de Drabkin ao hemolizado, numa proporção 1:1 (v/v). Aguardou-se 10 minutos à temperatura ambiente e diluiu-se 0,05 ml desta solução com 0,75 ml de tampão de fosfatos de potássio a pH 7,0 (0,05 M) contendo EDTA 5×10^{-3} M. Pipetaram-se 0,1 ml desta última solução para a *cuvette* onde decorreu a reacção. As contagens de eritrócitos foram efectuadas num contador de células sanguíneas Coulter Counter T-890.

3. APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

As figuras 1 e 2 apresentam, respectivamente, os resultados da concentração de cobre nos eritrócitos e no plasma. Como os gráficos indicam, não houve diferenças significativas[1] entre os animais suplementados e os controlos nos dois tecidos.

[1]Neste trabalho, as diferenças entre os parâmetros nos animais suplementados com cobre e nos animais de controlo foram testadas estatisticamente pelo teste *U* de Mann-Whitney. As diferenças observadas foram consideradas como sendo estatisticamente significativas a um nível de significância de 5%.

A concentração de cobre no fígado, cujos resultados se apresentam na figura 3, foi determinada com o objectivo de fornecer informação sobre o *status* em cobre no organismo dos animais. Da análise do gráfico correspondente, conclui-se que não se observaram aumentos na concentração do elemento nos animais suplementados em relação aos animais de controlo.

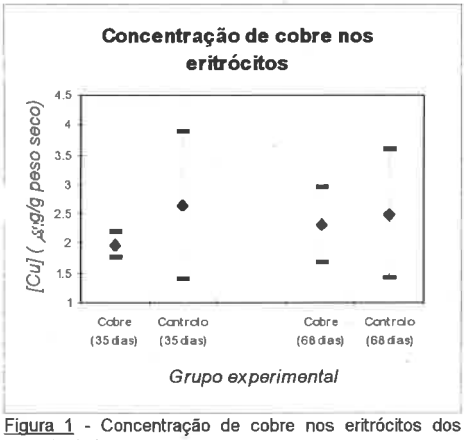


Figura 1 - Concentração de cobre nos eritrócitos dos animais (Média ± SD).

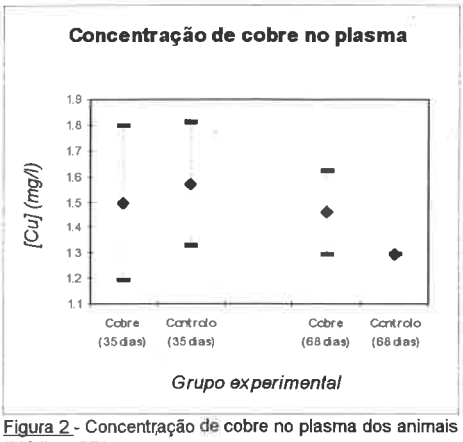


Figura 2 - Concentração de cobre no plasma dos animais (Média ± SD).

Os resultados da determinação das TBArs nos eritrócitos e do grau de insaturação dos ácidos gordos plasmáticos (estes últimos apenas nos animais submetidos a 68 dias de tratamento) são apresentados nas figuras 4 e 5. As diferenças verificadas não foram, mais uma vez, estatisticamente significativas.

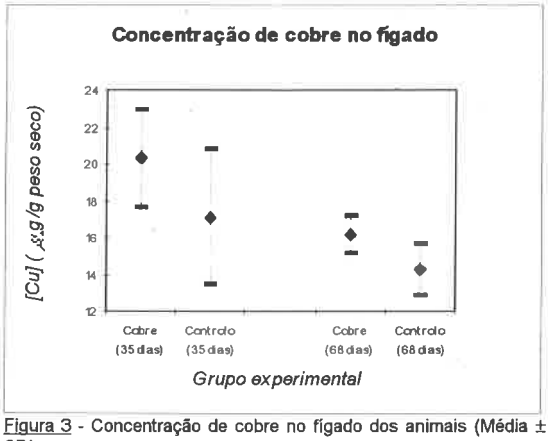


Figura 3 - Concentração de cobre no fígado dos animais (Média ± SD).

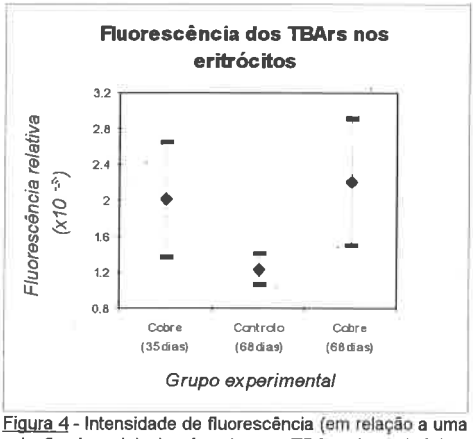


Figura 4 - Intensidade de fluorescência (em relação a uma solução de quinino) referente aos TBArs dos eritrócitos (excitação = 515 nm; emissão = 553 nm) (Média ± SD).

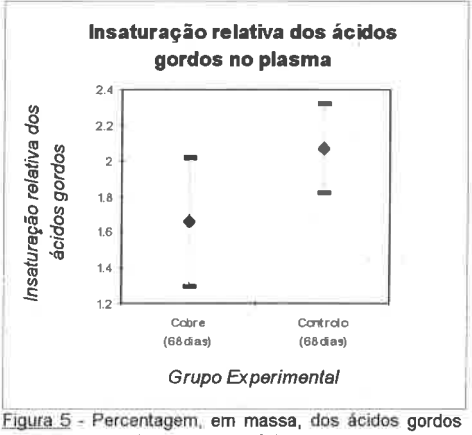


Figura 5 - Percentagem, em massa, dos ácidos gordos insaturados relativamente aos ácidos gordos totais nos animais expostos a 68 dias de tratamento e respectivos controlos (Média ± SD).

As figuras 6 e 7 apresentam os resultados da determinação da actividade da GSH-Px (expressos em unidades por número de eritrócitos e por gramas de hemoglobina, respectivamente). Não houve diferenças estatisticamente significativas entre os animais suplementados e os animais de controlo.

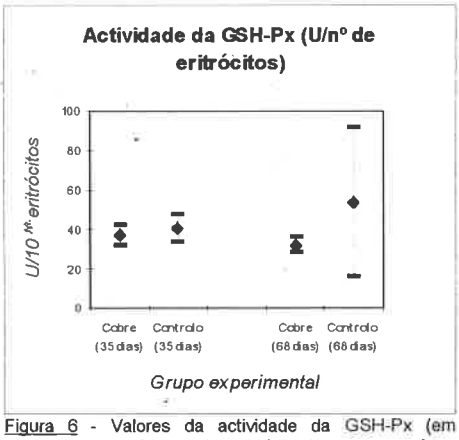


Figura 6 - Valores da actividade da GSH-Px (em unidades por número de eritrócitos) para os vários grupos experimentais (Média ± SD).

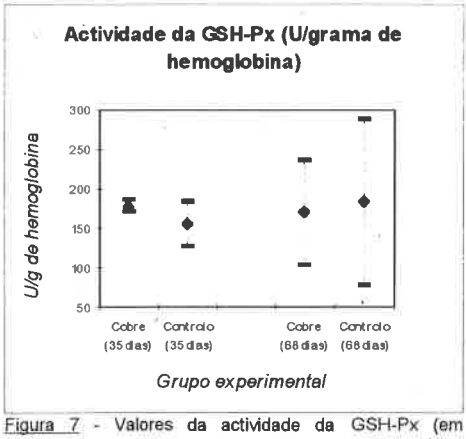


Figura 7 - Valores da actividade da GSH-Px (em unidades por grama de hemoglobina) para os vários grupos experimentais (Média ± SD).

Os resultados obtidos para a concentração de cobre no fígado e no sangue (eritrócitos e plasma) de animais de controlo e suplementados apontam para a ausência de acumulação do elemento nos órgãos e tecidos estudados. No caso do sangue, estes resultados não surpreendem, visto que, não se tendo observado um aumento da concentração do elemento no fígado, seria ainda menos espectada a acumulação de cobre no plasma e nos eritrócitos: o sangue traduz, sobretudo, o balanço metabólico do elemento entre os vários órgãos, reflectindo as variações na exposição a este elemento com menor sensibilidade do que o fígado. Apesar de Owen [OWEN, 1974] ter observado acumulação do cobre no fígado, após vários períodos de suplementação com o elemento (periodos esses que abrangeram de 14 a 902 dias), não observou acumulação nos eritrócitos e no plasma. Crespo [CRESPO, 1990] obteve resultados similares para o selénio: após a administração de vários suplementos deste elemento no limiar fisiológico/tóxico e mesmo tóxicos, observou-se que a concentração plasmática do elemento, ao contrário da concentração hepática, não mostrou uma correlação positiva com a quantidade de selénio administrada.

A ausência de acumulação do cobre no fígado dos animais suplementados poderá eventualmente explicar-se por fenómenos de tolerância dos ratos à intoxicação por cobre. Foi demonstrado [HAYWOOD & LOUGHRAN, 1985] que os ratos mostram tolerância à intoxicação por cobre, sendo "tolerância" definida como "capacidade de suportar a administração crescente ou continuada de uma substância tóxica e a capacidade de mostrar menos resposta a uma dose-teste do que previamente" [LUCKEY & VENUGOPAL, 1977, *cit. in* HAYWOOD & LOUGHRAN, 1985]. Os mecanismos responsáveis pela tolerância são desconhecidos, mas podem envolver diferenças na distribuição do cobre e sua associação a moléculas,

resultando num aumento da eficiência dos processos de manutenção da homeostase do elemento [OWEN, 1974].

A similaridade entre a concentração do cobre no sangue (plasma e eritrócitos) dos animais suplementados em relação aos animais de controlo reflectiu-se, como seria de esperar, na inexistência de diferenças estatisticamente significativas entre estes dois grupos de animais nos restantes parâmetros analisados (Figuras 4 a 7). Desta forma, com este trabalho não foi possível promover a variação dos parâmetros que permitiriam contribuir para o esclarecimento dos fenómenos que ocorrem no limiar entre a essencialidade e a toxicidade do cobre no organismo.

Os resultados obtidos vêm evidenciar, uma vez mais, as dificuldades dos estudos de Toxicologia Experimental. Para obter resultados que exijam a acumulação de um determinado elemento não basta reproduzir protocolos já estabelecidos para outros elementos. Têm que se ter em conta as características específicas das soluções do elemento a estudar (no caso de este ser administrado na forma de uma solução), nomeadamente aquelas que influenciam a biodisponibilidade do elemento, que é determinante da sua capacidade de acumulação. Por outro lado ainda, a extrapolação dos resultados obtidos para outros mamíferos deve ser feita com precaução: com efeito, parecem existir diferenças marcadas entre várias espécies de mamíferos no que respeita à susceptibilidade à intoxicação por cobre [FERNANDES, 1987].

Como corolário último, é importante acrescentar que as profundas diferenças existentes entre as várias espécies no que respeita aos mecanismos de regulação e tolerância à toxicidade dificultam a extrapolação dos resultados dos estudos de Toxicologia Experimental para a espécie humana, tanto no que respeita à compreensão dos mecanismos bioquímicos da toxicidade como ao estabelecimento de níveis aconselhados de ingestão diária ou de presença nos alimentos e águas.

4. AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao Prof. Afonso Fernandes e ao Dr. Paulo Filipe o apoio nas leituras espectrofluorimétricas.

Apreciámos também as valiosas informações da Dra. Cristina Santos para o estabelecimento de metodologias.

O nosso bem-haja ao José Carlos Silva pelo apoio técnico no Sistema Pneumático do RPI, ao Dr. Rogério Matias pela execução das análises por AAS e à Técnica Principal Maria Irene Rodrigues pelo apoio dado no laboratório.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BUXADERAS, S., FARRÉ-ROVIRA, R. (1986). Blood and serum copper levels on relation to sex and age. *Revista Española de Fisiologia* **42**, 213-219.

CRESPO, A. M. (1990). *Efeito de diferentes suplementações de selénio na sua concentração e em vários parâmetros lipídicos em tecidos (e órgãos) de rato.* Dissertação de Doutoramento. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. 458 pp.

ESTERBAUER, H., GEBICKI, J., PUHL, H., JÜRGENS, G. (1992). The role of lipid peroxidation and antioxidants in oxidative modification of LDL. *Free Radical Biology and Medicine* **13**, 341-390.

FARAJI, B., KANG, H., VALENTINE, J. (1987). Methods compared for determining glutathione peroxidase activity in blood. *Clinical Chemistry* **33**, 539-543.

FERNANDES, A. (1987). *A lipoperoxidação como mecanismo de toxicidade do cobre - estudo experimental.* Tese de Doutoramento. Faculdade de Medicina da Universidade de Lisboa. 398 pp.

FOLCH, J., LEES, M., SLOANE STANLEY, G. (1957). A simple method for the isolation and purification of total lipides from animal tissues. *The Journal of Biological Chemistry* **226**, 497-509.

HAYWOOD, S., LOUGHRAN, M. (1985). Copper toxicosis and tolerance in the rat. II. Tolerance - a liver protective adaptation. *Liver* **5**, 267-275.

LEAL, J. (1995). *Estudo do efeito de suplementos orais de alumínio em alguns parâmetros hepáticos no rato.* Relatório de Estágio da Licenciatura em Bioquímica. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. 122 pp.

OWEN, C. (1974). Similarity of chronic copper toxicity in rats to copper deposition of Wilson's disease. *Mayo Clinic Proceedings* **49**, 368-375.

PAGLIA, D., VALENTINE, W. (1967). Studies on the quantitative and qualitative characterization of erythrocyte glutathione peroxidase. *Journal of Laboratorial and Clinical Medicine* **70**, 158-169.

REIS, M. F. (1994). *Desenvolvimento e aplicação de métodos de análise por activação com neutrões para a determinação de oligoelementos com interesse nutricional e toxicológico.* Dissertação apresentada para prestação de provas de acesso à categoria de Investigador Auxiliar. Instituto Nacional de Engenharia e Tecnologia Industrial, Lisboa. 316 pp.

NÍVEIS DE MERCÚRIO TOTAL NO CABELO DE POPULAÇÕES PRÓXIMAS DE FÁBRICAS DE SODA EM PORTUGAL

CARMEN LIMA[1] e ARMANDO C. DUARTE[2]

RESUMO

O consumo de peixe com teores elevados de Hg, e em especial nos locais onde existem descargas de efluentes de unidades produtoras de soda e cloro, pode constituir um risco para a saúde pública pelo que se decidiu realizar o estudo dos níveis de Hg nas duas regiões do país onde estas unidades fabris se situam. Procedeu-se à amostragem e análise de cabelo de populações das regiões de Aveiro e Lisboa. De um total de 489 indivíduos (141 em Aveiro e 348 em Lisboa) foram retiradas amostras de cabelo e analisadas por espectrofotometria de absorção atómica sem chama, após digestão. Como população controlo escolheu-se Sever do Vouga cujos hábitos alimentares praticamente não incluem o consumo de peixe. Os resultados obtidos mostram que a população da Murtosa e da Torreira, em Aveiro, possuem valores de Hg no cabelo superiores à população de referência e da mesma ordem de grandeza da população de pescadores de Alhandra e da Póvoa de Santa Iria. Contudo, a população de pescadores de Vila Franca de Xira possui valores mais elevados que os referidos anteriormente sugerindo a necessidade de estudos mais aprofundados.

PALAVRAS CHAVE: Mercúrio, Cabelo, Ria de Aveiro, Estuário do Tejo

INTRODUÇÃO

Em Portugal, como em várias outras partes do mundo, tem havido a necessidade de manter uma observação cuidadosa dos níveis de mercúrio associados às descargas de fábricas de soda que utilizam o processo industrial baseado na electrólise de NaCl com cátodo de mercúrio (Hg). A

[1] Instituto Português de Investigação Marítima, Avenida de Brasília, 1400 Lisboa
[2] Universidade de Aveiro, Departamento de Química, 3810 Aveiro

preocupação fundamental associada a esses programas de monitorização reside na possibilidade de ingestão continuada de peixe com elevados teores de Hg nomeadamente pelas populações pescadoras nas imediações das fábricas de soda.

Estudos anteriores [Hall *et al.* 1987, Hall *et al.* 1988, Lima *et al.* 1984, Lucas *et al.* 1986], demonstraram que em Portugal existem duas regiões que têm sido contaminadas com Hg: a região de Aveiro (principalmente na zona central da Ria de Aveiro) e a região da Póvoa de Santa Iria até Vila Franca de Xira (no estuário do Rio Tejo). Numa das regiões mais remotas da Ria de Aveiro, o Esteiro de Estarreja, a concentração de Hg nos sedimentos superficiais (fracção inferior a 60 μm) atingiu valores de 850 mg kg^{-1} (peso seco) [Lucas *et al.* 1986]. Na região de Lisboa, além dos valores de concentração de Hg de 9.35 mg kg^{-1} próximo da descarga do efluente de uma indústria de soda, outras duas fontes de Hg foram identificadas: uma metalurgia e um complexo químico [Lima *et al.* 1984]. Próximo dos locais de descarga desses efluentes os valores das concentrações de Hg nos sedimentos superficiais eram 9.35 mg kg^{-1} e 42.5 mg kg^{-1} para a metalurgia e o complexo químico, respectivamente [Lima *et al.* 1984].

A concentração de Hg em peixe colhido na Ria de Aveiro, nomeadamente enguias (*Anguilla anguilla*) e solhas (*Platichthys flesus*) atingiram valores (em mg kg^{-1} de peso fresco) de 1.63 e 5.60, respectivamente [Lucas *et al.* 1986]. No estuário do Tejo, embora a concentração máxima de Hg em solhas nunca excedesse 1.00 mg kg^{-1}, no caso de enguias os valores atingiram máximos de 1.65 mg kg^{-1} em Vila Franca de Xira [Lima *et al.* 1984]. Tanto na Ria de Aveiro como no Estuário do Tejo verificou-se a ocorrência de uma percentagem de organismos com concentrações de Hg acima do limite ambiental estabelecido pelas Convenções de Oslo e Paris para peixes (0.3 mg kg^{-1}) em zonas sujeitas a descargas de fábricas de soda.

Devido ao potencial risco para a saúde pública do consumo de peixe com elevados teores de Hg [Airey 1983], procedeu-se pela primeira vez em Portugal, ao levantamento dos níveis de mercúrio existentes no cabelo das populações próximas das localidades onde poderia ocorrer esta contaminação. Este estudo destinou-se a avaliar o grau de exposição a que as populações estão sujeitas assim como a constituir uma base adequada que permita estabelecer restrições nas emissões de Hg em Portugal.

ESTRATÉGIA DE AMOSTRAGEM

As amostras de cabelo foram colhidas em pessoas que aceitaram participar neste estudo voluntariamente. De forma a obter o máximo de adesão por

parte das populações foram realizadas reuniões preliminares com médicos associados aos Centros de Saúde das regiões de interesse, onde lhes foi explicado o objectivo principal da recolha de amostras. Posteriormente foram contactados os médicos de família para que, com o consentimento dos utentes do Centro e do próprio médico, fossem recolhidas o maior número possível de amostras de cabelo.

Na região de Aveiro, foram assim obtidas amostras das seguintes povoações: Murtosa, Pardilhó, Torreira, S. Jacinto, Barra e Costa Nova, todas na margem da Ria de Aveiro. A região de Lisboa incluiu cinco conjuntos de indivíduos oriundos de: a) dois aglomerados populacionais localizados na proximidade de uma área poluída com Hg; b) um aglomerado populacional onde está instalada a unidade produtora de soda e cloro; c) um aglomerado populacional constituído por pescadores da zona costeira sujeita a descargas industriais; d) um pequeno grupo de 11 indivíduos com idades compreendidas entre 35 e 63 anos mas trabalhadores na unidade produtora de soda e cloro.

Como "branco" ou "população referência não contaminada", foi obtida uma amostra de 25 indivíduos de uma população que vive nas montanhas a Este de Aveiro, na região de Sever do Vouga, população esta que possui uma dieta extremamente pobre em peixe.

RECOLHA E CONSERVAÇÃO DAS AMOSTRAS

As amostras de cabelo, em quantidades mínimas de 100 mg, foram colhidas da nuca, o mais rente possível ao couro cabeludo, com tesouras devidamente limpas. Os fios de cabelo foram agrupados num pequeno molho com a indicação da extremidade que sofreu o corte marcada com uma linha para futura indicação. As amostras foram então colocadas em sacos de poli-etileno para posterior tratamento e análise laboratorial.

TRATAMENTO DAS AMOSTRAS E PROCEDIMENTO ANALÍTICO

Dependendo da quantidade de amostra, alíquotas de 100 a 400 mg de cabelo foram digeridas com 1.5 ml de HNO_3 concentrado e 5 mg de VO_5.em bombas de digestão de PTFE a 140° C durante 4 horas. Alternativamente, no laboratório em Lisboa, a digestão das amostras de cabelo foi realizada com uma mistura de HNO_3+ 30% H_20_2. A determinação da concentração Hg total nas amostras de Aveiro e de Lisboa foi realizada por espectrofotometria

de absorção atómica sem chama após geração de vapor de Hg [Hatch and Ott 1968] de acordo com os procedimentos analíticos baseados na redução de Hg com $SnCl_2$.

A qualidade analítica dos resultados laboratoriais foi verificada por análises regulares de materiais de referência do ISPRA (ISPRA Human Hair 1 (T4)) e do NIES (NIES Reference Material nº 5 "Human Hair"). Os resultados obtidos, que se encontram na Tabela I, demonstram uma concordância aceitável entre os valores certificados de Hg e os valores realmente medidos.

Tabela I: Determinação de Hg nos materiais de referência do ISPRA e NIES

Material de Referência	Concentração de Mercúrio, µg/g			
	Valores certificados		Valores medidos	
	Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão
ISPRA	10.60	0.469	10.779	0.1036 (n=6)
NIES	4.4	0.4	4.41	0.0398 (n=21)

Curiosamente, a precisão laboratorial atingida com o material de referência do ISPRA é significativamente melhor do que o valor certificado do desvio padrão. Nos laboratórios envolvidos neste trabalho o valor do desvio padrão atingido foi de 0.1036 contra o desvio de 0.469 referenciado como valor máximo. No entanto, é importante realçar que foram apenas dois os laboratórios envolvidos neste trabalho enquanto nos exercícios de intercalibração há pelo menos dezenas de laboratórios o que causa um aumento significativo da variabilidade total através da componente inter-laboratorial.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Figuras 1 e 2 apresentam os valores da concentração de Hg do total de 489 indivíduos (Aveiro - 141 amostras, Lisboa - 348 amostras) em função da idade dos indivíduos amostrados. A distribuição de indivíduos amostrados por idades tem um padrão semelhante quer para Lisboa quer para Aveiro excepto para o grupo etário com idades inferiores a 10 anos, em que o número de indivíduos amostrados em Lisboa é 4 vezes superior ao de Aveiro.

Fig 1 - Mercúrio na região de Aveiro

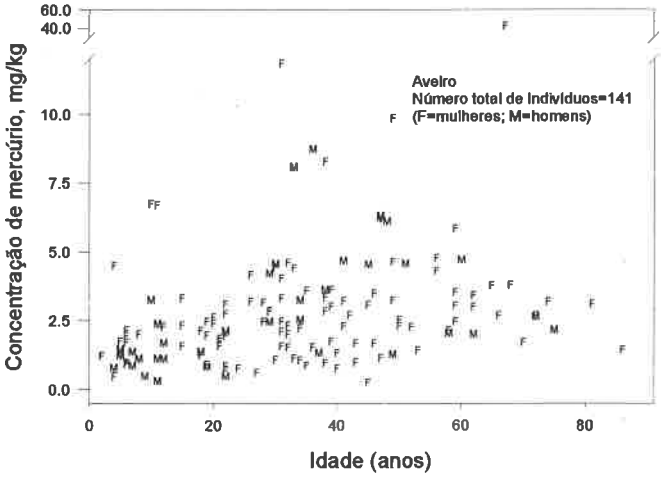
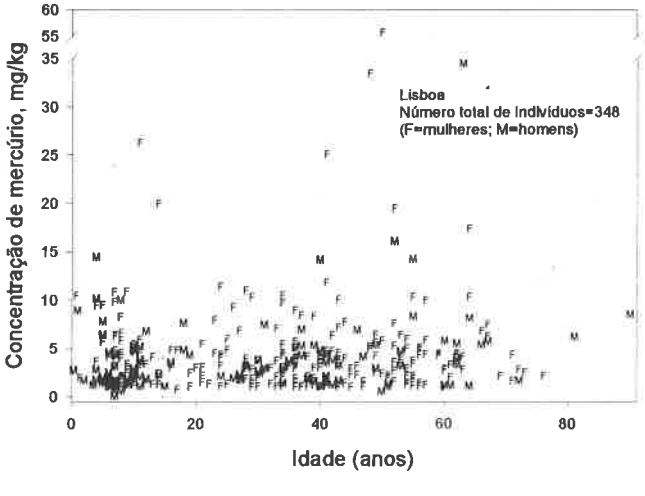


Fig 2 - Mercúrio na região de Lisboa



Na região de Aveiro foi identificado apenas um valor de 41.09 mg Hg/kg de cabelo muito acima da gama dos restantes valores que variaram entre 0.289 e 11.814 mg/kg. O valor excepcionalmente alto não pôde ser atribuido a erro analítico e estava associado a uma mulher da Torreira, relativamente idosa (67 anos), que exercia a profissão de peixeira e consumia peixe com alta frequência.

Na região de Lisboa embora a dispersão de resultados seja maior do que em Aveiro observou-se também um valor extremamente alto de 55.63 mg Hg/kg associado a uma mulher de 50 anos que vivia no bairro de pescadores da Póvoa de Santa Iria e exercia a profissão de peixeira. Os restantes resultados variaram de um mínimo de 0.05 até um máximo de 34.44 mg/kg com uma mediana de 3.09 mg/kg. O percentil de 25% é 1.79 mg/kg enquanto o percentil de 75% é de 5.02 mg/kg.

As concentrações de mercúrio nas populações de várias localidades das regiões de Aveiro e Lisboa foram distribuídas por 3 classes etárias sendo os resultados apresentados nas Tabelas II e III. Na Tabela IV estão os resultados referentes à população controlo.

Em todas as localidades de ambas as regiões, os valores da mediana das concentrações de Hg são bastante superiores ao valor de 1.062 mg/kg da população controlo. Na região de Lisboa, a população do bairro de pescadores de Vila Franca de Xira, com um valor da mediana de 5.54 mg/kg, merece uma investigação mais aprofundada.

A Figura 3 mostra os resultados neste estudo agrupados entre as gamas de concentrações de mercúrio de 0 a 5 mg/kg, de 5 a 10 mg/kg, de 10 a 20 mg/kg e finalmente valores superiores a 20 mg/kg. O limite de 5 mg/kg é actualmente considerado pela Organização Mundial de Saúde como o limite de segurança [WHO 1989], enquanto o intervalo de 5 a 10 mg/kg está associado ao aparecimento de incapacidades subtis da função psicomotora [Kjellström and Kennedy 1985]. A gama de 20 a 50 mg/kg está referenciada como tendo efeitos prejudiciais no feto a nível cerebral [Choi 1989].

A grande maioria dos indivíduos analisados (79%) possui concentrações de mercúrio inferiores a 5 mg/kg incluindo todas as grávidas. Uma percentagem de 85% exibe concentrações inferiores a 10 mg/kg. No entanto 6 indivíduos apresentavam valores superiores a 20 mg/kg, embora apenas um valor superior a 50 mg/kg, o que justificaria uma investigação mais profunda desses casos para identificar as causas do aparecimento de valores relativamente elevados de Hg no cabelo.

Tabela II. Mercúrio em populações de várias localidades da região de Aveiro

Local	Grupo Etário		Amostras	Mínimo	Máximo	Mediana
PARDILHÓ	≤ 19	Masculino	4	0.289	1.356	1.162
		Feminino	3	1.956	3.239	2.304
	>19 e ≤40	Masculino	3	2.107	8.712	3.239
		Feminino	5	1.506	3.081	2.371
	>40	Masculino	3	1.670	3.209	2.449
		Feminino	2	2.632	6.199	-
TOTAL			20	0.289	8.712	2.338
MURTOSA	≤ 19	Masculino	-	-	-	-
		Feminino	1	-	-	6.701
	>19 e ≤40	Masculino	-	-	-	-
		Feminino	6	1.312	11.814	2.814
	>40	Masculino	3	1.990	4.540	2.033
		Feminino	6	2.666	9.861	4.894
TOTAL			16	1.312	11.814	3.193
TORREIRA	≤ 19	Masculino	2	1.674	1.356	-
		Feminino	4	1.561	6.739	2.470
	>19 e ≤40	Masculino	1	-	-	4.204
		Feminino	6	1.937	8.271	3.512
	>40	Masculino	3	4.679	6.292	6.087
		Feminino	4	1.119	41.090	3.263
TOTAL			20	1.119	41.090	3.360
S. JACINTO	≤ 19	Masculino	5	0.772	2.368	1.109
		Feminino	8	0.910	4.476	1.830
	>19 e ≤40	Masculino	4	2.447	8.075	3.542
		Feminino	12	0.853	4.592	2.775
	>40	Masculino	4	0.813	4.692	3.357
		Feminino	9	1.668	4.752	2.662
TOTAL			42	0.772	8.075	2.448
COSTA NOVA	≤ 19	Masculino	1	-	-	0.860
		Feminino	3	1.200	2.124	2.115
	>19 e ≤40	Masculino	-	-	-	-
		Feminino	2	1.516	3.325	2.420
	>40	Masculino	-	-	-	-
		Feminino	3	2.686	4.288	3.782
TOTAL			9	0.860	4.288	2.124
GAFANHA DA NAZARÉ	≤ 19	Masculino	-	-	-	-
		Feminino	-	-	-	-
	>19 e ≤40	Masculino	-	-	-	-
		Feminino	5	1.718	4.397	2.307
	>40	Masculino	-	-	-	-
		Feminino	4	1.703	3.779	2.269
TOTAL			9	1.703	4.397	2.292

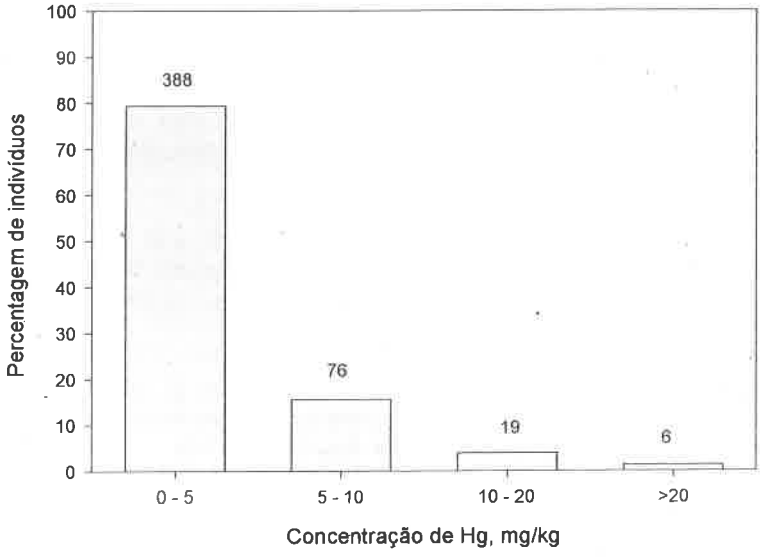
Tabela III: Mercúrio em populações de várias localidades da região de Lisboa

Local	Grupo Etário		Amostras	Mínimo	Máximo	Mediana
ALHANDRA	≤ 19	Masculino	8	1.04	8.86	2.45
		Feminino	7	1.07	4.80	1.89
	>19 e ≤40	Masculino	2	1.72	6.92	4.32
		Feminino	8	2.16	11.34	5.83
	>40	Masculino	4	1.06	2.97	1.64
		Feminino	3	1.88	6.35	3.19
TOTAL			32	1.04	11.34	3.40
PÓVOA DE SANTA IRIA (Pop. Geral)	≤ 19	Masculino	23	0.050	7.84	1.94
		Feminino	30	0.73	19.91	2.23
	>19 e ≤40	Masculino	11	1.05	7.42	2.65
		Feminino	44	0.98	7.07	2.07
	>40	Masculino	13	0.52	4.66	1.65
		Feminino	57	0.95	7.71	2.79
TOTAL			158	0.05	19.91	2.18
PÓVOA DE SANTA IRIA (Pescadores)	≤ 19	Masculino	16	1.37	14.49	2.38
		Feminino	23	1.07	26.22	3.60
	>19 e ≤40	Masculino	5	1.38	14.21	3.82
		Feminino	22	1.28	11.75	3.58
	>40	Masculino	7	2.74	16.10	5.38
		Feminino	14	1.28	35.63	3.42
TOTAL			87	1.07	55.63	3.60
VILA FRANCA DE XIRA (Pescadores)	≤ 19	Masculino	2	5.20	10.17	7.68
		Feminino	2	4.08	8.20	6.14
	>19 e ≤40	Masculino	2	2.88	5.27	4.08
		Feminino	9	2.86	10.44	5.36
	>40	Masculino	6	3.36	8.48	7.13
		Feminino	19	1.79	25.0	5.15
TOTAL			40	1.79	25.0	5.54
PÓVOA DE SANTA IRIA (Operários)	≤ 19	Masculino	-	-	-	-
		Feminino	-	-	-	-
	>19 e ≤40	Masculino	2	3.71	4.80	4.26
		Feminino	-	-	-	-
	>40	Masculino	7	3.19	34.44	4.11
		Feminino	2	1.57	4.10	2.84
TOTAL			11	1.57	34.44	4.10

Tabela IV: Mercúrio na população de controlo (Sever do Vouga)

Local	Grupo Etário		Amostras	Mínimo	Máximo	Mediana
SEVER DO VOUGA	≤ 19	Masculino	2	0.479	1.113	0.796
		Feminino	3	0.453	1.226	0.892
	>19 e ≤40	Masculino	3	0.475	3.617	1.324
		Feminino	11	0.593	2.826	1.039
	>40	Masculino	1	-	-	1.265
		Feminino	5	0.234	3.163	1.421
TOTAL			25	0.234	3.717	1.062

Fig 3 - Distribuição por gamas de concentrações de Hg



REFERÊNCIAS

AIREY, D. 1983. Mercury in Human Hair due to Environment and Diet: A Review. *Environmental Health Perpectives* **52**, 303-316.

CHOI, B. H. 1989. The effects of methylmercury on the developing brain. *Progress in Neurobiology* **32**, 447-470.

HALL, A., DUARTE, A. C., CALDEIRA, M. T. and LUCAS, M. F. 1987. Sources and sinks of mercury in the coastal lagoon of Aveiro, Portugal. *The Science of The Total Environment* **64**, 75-87.

HALL, A., DUARTE, A. C., OLIVEIRA, J. B., and LUCAS, M. F. 1988. Particulate Hg in the coastal area off Aveiro, Portugal, in *Heavy Metals in the Hydrological Cycle*, Ed. M. Astruc and J. N. Lester, Selper Ltd., London, pp 507-512.

HATCH, W. R. and Ott, W. L. 1968. Determination of sub-microgram quantities of mercury by atomic absorption spectrophotometry, *Anal. Chem.*, **40**, 2085-2087.

KJELLSTRÖM, T. and KENNEDY, P. 1985. *The association between developmental retardation in children and their pre-natal exposure to methylmercury due to maternal fish consumption*. SNV-PM. National Environmental Protection Board, Solna, Sweden.

LIMA, C., MARTIN, J. M., MEYBECK, M., FIGUÈRES, G. and SEYLER, P. 1984. Mercury in the Tagus Estuary: An Acute or Obsolete Problem?, in *Estuarine Processes: An Application to the Tagus Estuary*, Ed. UNESCO and CNA, Lisboa, pp. 413-454.

LUCAS, M. F., CALDEIRA, M. T., HALL, A., DUARTE, A. C. and LIMA, C. 1986. Distribution of mercury in the sediments and fishes of the lagoon of Aveiro, Portugal. *Water Science and Technology* **18**, 141-148.

WORLD HEALTH ORGANIZATION 1989. *Toxicological Evaluation of Certain Food Additives and Contaminants*. Technical Report Series 776 and Food Additive Series 24. WHO. Geneve.

EMISSÕES DE COVs DE MATERIAIS UTILIZADOS EM ESPAÇOS INTERIORES - ESTUDO EM CÂMARAS DE TESTE

E. OLIVEIRA FERNANDES[(1)*], M. TERESA S.D. VASCONCELOS[(2)#], ARMANDO M. SANTOS[(3)*] e GABRIELA V.A. SILVA[(4)*#]

Resumo

A importância da qualidade dos ambientes interiores, nomeadamente no que respeita à qualidade do ar, tem vindo a ser progressivamente reconhecida, dada a relação entre a concentração de certos contaminantes no ar interior, o número de horas de presença de pessoas em ambientes confinados e o crescimento de casos de mal-estar (síndrome dos edifícios doentes) e, em particular, de alergias e outras doenças. As emissões de compostos orgânicos voláteis (COVs) e de outros poluentes químicos libertados por um grande número de materiais usados nos interiores de edifícios tem vindo a receber especial atenção por parte de profissionais ligados a esta área. Faz-se aqui, uma referência breve ao estado de conhecimentos nesta área e a apresentação dos meios de ensaio em câmara de teste, especialmente desenvolvidos na Universidade do Porto para efectuar estes estudos bem assim como dos métodos de amostragem e de análise dos COVs.

Palavras-chave

Poluição do ar interior, câmara de teste, COVs

1. INTRODUÇÃO

Nos últimos anos tem-se assistido a um interesse crescente pelas emissões de compostos orgânicos e outros poluentes libertados por um grande número de materiais usados no interior de edifícios, emitidos pelos materiais de construção e mobiliário, em resultado de actividades aí desenvolvidas e também, com origem nos próprios sistemas de climatização. Segundo a Organização Mundial de Saúde (1989) os Compostos Orgânicos Voláteis (COVs) definem-se como os compostos orgânicos com ponto de ebulição compreendido no intervalo de 50 a 260ºC. Aquele interesse fundamenta-se na necessidade de salvaguardar ao máximo a não exposição humana a substâncias tóxicas e de melhorar a qualidade do ar interior de edifícios

1. Professor Catedrático 2. Professor Associado 3. Professor Auxiliar 4. Assistente de Investigação

* Departamento de Engenharia Mecânica e Gestão Industrial, Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, Rua dos Bragas, 4099 Porto Codex
telef.: (02) 2007455/2041746 fax: (02) 312476/319125

\# LAQUIPAI, Faculdade de Ciências do Porto, Rua Campo Alegre 687, 4150 Porto
telef.: (02) 6082870 fax: (02) 6082959

fazendo-se, para tanto, recurso a materiais menos poluentes e a sistemas melhor dimensionados e mantidos.

Um melhor conhecimento acerca da composição química do ar interior e das emissões dos materiais, com vista a estabelecerem-se regras para a obtenção de uma boa qualidade do ar nos edifícios, são objectivos prioritários neste tipo de estudos.

2. ESTRATÉGIAS DE CARACTERIZAÇÃO DE ATMOSFERAS INTERIORES

2.1. Aspectos gerais

O ambiente interior é constituido por centenas de compostos orgânicos e também por muitos compostos inorgânicos. As concentrações destes compostos são inferiores às encontradas em ambientes industriais, mas superiores às que normalmente ocorrem no ambiente exterior [1]. A exposição a estes compostos, mesmo a baixas concentrações pode ter efeitos significativos se se tomar em consideração a duração do período de exposição, já que a maior parte das pessoas passa entre 70 a 90% do seu tempo no interior de edifícios [1].

A caracterização de atmosferas interiores é dificultada pela complexidade de factores que contribuem para a composição do ar: a) Muitos dos compostos são originários de mais de uma fonte, sendo difícil identificar num edifício as fontes de onde provêm os COVs; b) Os níveis de concentração de poluentes são influenciados por um número elevado e diversificado de parâmetros, designadamente idade do material emissor, temperatura, humidade e taxa de ventilação do ar, etc.; c) Os poluentes emitidos podem, por sua vez, ser adsorvidos à superfície de outros materiais presentes no mesmo edifício e libertados posteriormente. Muitas vezes as concentrações de COVs estão abaixo do limite de detecção não se encontrando relação directa entre as queixas e sintomas dos utilizadores de certos ambientes interiores e o resultado das análises químicas efectuadas. O desconforto experimentado pelos utilizadores é muitas vezes causado pela sensibilidade à existência de odores. Daí, a ideia de, como via de caracterização do ambiente interior, para além da análise química das atmosferas interiores, se ter desenvolvido nos últimos anos a técnica da análise sensorial [2], que permite fazer uma avaliação da qualidade do ar interior com base na sensação olfactiva das pessoas, tirando partido do efeito integrado da presença de substâncias cujas concentrações muitas vezes não atingem os limites de detecção. Devido à dificuldade de identificação das fontes dos diversos compostos detectados em ambientes interiores e à complexidade dos factores ambientais que interactuam, os estudos em câmaras de teste, em condições

rigorosamente controladas, constitui um passo fundamental do processo analítico.

Estudos já efectuados evidenciaram que as famílias de COVs mais frequentemente detectados em ambientes interiores são [3]: hidrocarbonetos alifáticos e cíclicos, hidrocarbonetos halogenados, álcoois, aldeídos, cetonas, ésteres, compostos aromáticos e terpenos. As concentrações no ambiente interior são normalmente da ordem dos $\mu g/m^3$. Mas, em edifícios recentes ou bastante poluidos as concentrações podem atingir os mg/m^3. Nas emissões de materiais, as concentrações, medidas em câmaras de teste, variam bastante de acordo com o tipo de amostra e a idade do material, podendo ir de valores inferiores a 1 $\mu g/m^3$ até alguns mg/m^3.

Actualmente está em curso um projecto a nível europeu no quadro do Programa Joule II, denominado "European Data Base on Indoor Air Pollutions Sources in Buildings", e coordenado pela Universidade do Porto, cujo objectivo é constituir uma Base de Dados sobre as características dos poluentes interiores causados por diversos materiais e equipamentos usados na construção. A elaboração dessa Base de Dados, pressupõe a recolha dos próprios dados de emissão no âmbito do projecto para o que supõe o estudo das fontes de poluição nos edifícios, utilizando em paralelo a análise química e a análise sensorial das emissões dos materiais de construção em câmaras de teste. Esses dados de emissão deverão ser acompanhados por dados toxicológicos. Uma lista de cinquenta compostos considerados como os mais relevantes, forma o universo de poluentes a considerar na primeira fase da Base de Dados (Tabela I).

A implementação desta Base de Dados, contendo informações acerca dos poluentes emitidos pelos diversos materiais de construção, é de grande importância pois pode ser consultada por fabricantes, construtores, arquitectos, utentes e gestores de edifícios para que possam assegurar uma boa qualidade do ar no interior dos edifícios.

Com vista à constituição da Base de Dados referida, os diferentes países participantes no projecto, seleccionam os materiais a estudar com base na respectiva produção nacional. Em Portugal estão seleccionados os seguintes materiais: parquet de cortiça, material de isolamento de cortiça (aglomerado negro), derivado de madeira (painel de partículas) e uma tinta à base de água.

2.2. Factores que influenciam as emissões

A caracterização das fontes de poluição envolve o estudo dos efeitos de alguns parâmetros nas emissões de COVs: tempo (idade do material), concentração no ar, temperatura, humidade e velocidade do ar e efeitos de

adsorção pelos materiais e posterior reemissão. Envolve ainda o estudo de modelos de previsão da qualidade do ar em espaços reais com base nos resultados obtidos em pequena escala (câmaras de teste).

Tabela I. Lista dos 50 COVs seleccionados para figurarem na Base de Dados

Composto	Nº CAS	Composto	Nº CAS
Acetaldeído	75-07-0	Nonanal	124-19-6
Acetona	67-64-1	Nonano	111-84-2
Benzaldeído	100-52-7	Octano	111-65-9
Benzeno	1076-43-3	1-Octanol	111-87-5
1-Butanol	71-36-3	Pentadecano	629-62-9
2-(2-Butoxietoxi)etanol	112-34-5	1-Pentanol	71-41-0
Acetato de Butilo	123-86-4	Fenol	108-95-2
Butilglicol	111-76-2	α-Pineno	80-56-8
3-Careno	13466-78-9	1,2-Propanodiol	57-55-6
Cumeno	98-82-8	2-Propanol	67-63-0
n-Decano	124-18-5	Propilbenzeno	103-65-1
Ftalato de dibutilo	84-74-2	Estireno	100-42-5
1,4-Diclorobenzeno	106-46-7	Tetracloroetileno	127-18-4
n-Dodecano	112-40-3	Tetradecano	629-59-4
2-Etil-1-hexanol	104-76-7	Tolueno	108-88-3
Acetato de etilo	141-78-6	Tricloroetileno	79-01-6
Etilbenzeno	100-41-4	1,1,1-Tricloroetano	71-55-6
Formaldeído	50-00-0	Tridecano	629-50-5
Heptanal	111-71-7	1,3,5-Trimetilbenzeno	108-67-8
Heptano	142-82-5	1,2,4-Trimetilbenzno	95-63-6
Hexanal	66-25-1	1,2,3- Trimetilbenzeno	526-73-8
Hexano	110-54-3	TXIB	6846-50-0
Acetato de Isobutilo	110-19-0	Undecano	1120-21-4
Limoneno (+)	138-86-3	Valeraldeído	110-62-3
α-Metilestireno	98-83-9	o-Xileno	95-47-6

As emissões de compostos por parte dos materiais baseiam-se em processos de transferência de massa e são influenciadas por uma série de parâmetros, nomeadamente os mencionados a seguir: taxa de renovação do ar - uma variação deste parâmetro provoca dois efeitos nas emissões: alteração da concentração proporcional a essa variação e uma variação do gradiente de concentração entre a superfície e o ar, o que provoca alteração no valor do coeficiente de transferência de massa e, portanto, também uma variação da concentração. Estes dois factores têm efeitos contrários, fazendo, por exemplo, com que a diminuição de concentração não seja proporcional ao aumento da taxa de renovação do ar; temperatura e humidade - o efeito destes dois parâmetros nas emissões de COVs depende

dos tipos de compostos emitidos; velocidade do ar - verifica-se que uma alteração da velocidade do ar provoca uma variação no mesmo sentido do coeficiente de transferência de massa.

Embora existam já bastantes estudos realizados em câmaras de teste sobre a influência nas emissões de COVs de materiais, de factores ambientais (temperatura [4], velocidade do ar [5], taxa de renovação do ar [6,7], humidade relativa [4], adsorção de poluentes pelos materiais e posterior reemissão [1,8]), as expressões matemáticas que relacionam correctamente estes parâmetros não estão ainda bem estabelecidas.

Resultados obtidos em programas interlaboratoriais já realizados, em que participaram grupos de investigadores europeus, americanos e canadianos [9,10], mostram que a variância observada nos mesmos é ainda muito grande. Os principais factores que contribuem para a diversificação de resultados são, para além dos sistemas de análise química (tipo de detector usado), o modo de preparação das amostras dos materiais a estudar.

Para que os resultados obtidos nos diferentes Laboratórios sejam comparáveis, é necessário o estabelecimento de protocolos para análise química e sensorial, que sejam seguidos por todos os investigadores intervenientes. Estes protocolos foram definidos no âmbito do projecto da Base de Dados e já se encontram em aplicação. Como meio de garantir a qualidade dos resultados o estudo inclui testes de comparação interlaboratorial. Além disso, possíveis erros inerentes à estrutura da câmara de teste, tais como a adsorção de COVs pelas próprias paredes da câmara, são minimizados através da inclusão de parâmetros adequados nos modelos matemáticos utilizados no tratamento dos dados [11]. Este tipo de modelos é ainda objecto de estudo.

3. MEIOS DE ENSAIO

3.1. A câmara de teste

A câmara, em aço inoxidável, representada na figura 1, tem um volume de 255 l. Uma tampa em vidro, permite a visualização do exterior e o acesso ao seu interior. Como vedante foi utilizado o silicone, que foi recoberto por Teflon, que é um material inerte, evitando-se assim interferências nas medições dos COVs. Uma placa, disposta horizontalmente a meia altura, serve de suporte aos materiais a estudar e divide a câmara em duas zonas (superior e inferior) permitindo a circulação ordenada do ar interior. Duas placas perfuradas, dispostas verticalmente na parte superior da placa divisória, asseguram a uniformidade do escoamento na zona de transferência (parte superior). A circulação do ar é promovida por um ventilador colocado na parte inferior da câmara, sendo o caudal de ar

regulável através da velocidade de rotação do motor de accionamento que, para o efeito, é alimentado com um variador electrónico de velocidade. Para impedir contaminações do ar, o motor está colocado na parte exterior da câmara. Nas extremidades da câmara encontram-se a entrada e a saída de ar, e nesta última o ponto de recolha das amostras. O ar de renovação é proveniente de um compressor isento de óleo e passa através de um filtro de carvão activado, para purificação, antes de entrar na câmara. Para prevenir a adsorção de possíveis contaminantes é usado um tubo de Teflon para conduzir o ar de renovação.

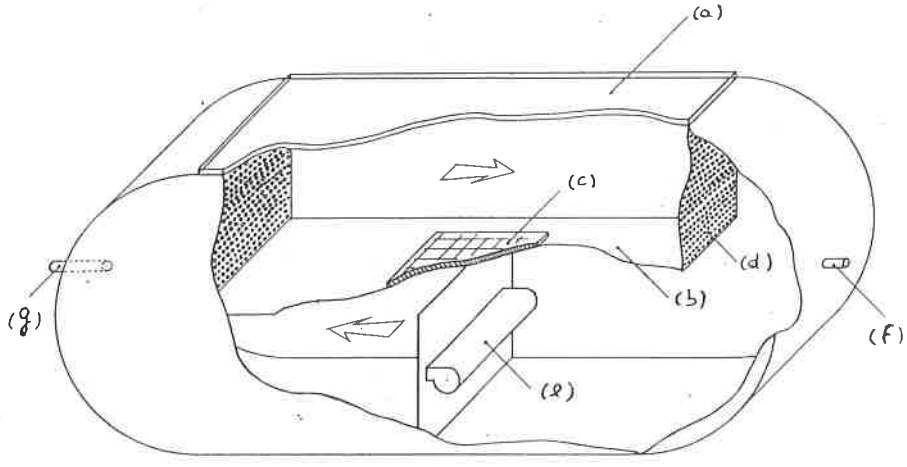


Fig. 1 - Esquema da câmara de teste
(a) - tampa de acesso; (b) - placa divisória; (c) - material a ensaiar; (d) - grelha de uniformização; (e) - ventilador; (f) - entrada de ar; (g) - saída de ar

3.2. O sistema de controlo das condições da câmara

As condições padrão da câmara, segundo o protocolo definido no âmbito do projecto "European Data Base on Indoor Air Pollution Sources in Buildings", são as seguintes: T = (23 ± 1)ºC, HR = (45 ± 5)%, velocidade do ar à superfície da amostra (medida a 1 cm de distância) $\simeq$ 0,10 ms^{-1} e taxa de renovação = 0,5 h^{-1}. No entanto, estes parâmetros podem variar permitindo o estudo das emissões de COVs pelos materiais de construção em diferentes condições.

O controlo da temperatura do ar é conseguido através do controlo da temperatura da sala que, para o efeito, se encontra equipada com um sistema de ar condicionado. O controlo da humidade relativa é efectuado

através de um sistema baseado no ponto de orvalho. O ar, já purificado passa por quatro frascos lavadores contendo água desionizada, que se encontram ligados formando um paralelo de duas séries de dois, e que são mantidos a uma temperatura próxima da do ponto de orvalho correspondente às condições do ar na zona de teste. Deste modo, consegue-se obter a saturação do ar àquela temperatura, o qual adquire a humidade relativa requerida após o aquecimento até à temperatura de 23ºC. Variando a temperatura do ar saturado consegue-se uma variação da humidade relativa no interior da câmara. O controlo da taxa de renovação é efectuado através da regulação do caudal de ar à saída do compressor. Parâmetros como a temperatura, o caudal, a humidade e a velocidade são monitorizados por meio de sensores apropriados colocados na parte superior da câmara.

3.3.Recolha de amostras e sistema de análise

As amostras de ar são recolhidas da câmara em tubos contendo uma substância adsorvente. As características das substâncias utilizadas variam de acordo com o tipo de compostos a recolher, mas estão já bem estabelecidas [12]. A substância mais utilizada como adsorvente na recolha de COVs, para posterior desadsorção térmica e análise por cromatografia gasosa com espectrometria de massa (CG/MS), é o Tenax TA. Este adsorvente possui relativamente boa estabilidade térmica (suporta temperaturas de desadsorção de pelo menos 300ºC), boa capacidade para reter um número diversificado de classes de compostos (hidrocarbonetos alifáticos de C_6 a C_{18}, compostos aromáticos, ésteres, aldeídos, cetonas, hidrocarbonetos clorados e álcoois) e tem baixa afinidade para a água. Contudo o Tenax TA não é adequado para recolher compostos orgânicos muito voláteis. O seu intervalo da aplicação pode ser extendido a compostos C_3-C_5 por arrefecimento durante o período de recolha.

As amostras de ar são recolhidas em tubos de aço contendo Tenax TA por meio de uma bomba de amostragem, a um caudal entre 50 a 150 ml min^{-1}. O volume recolhido deve ser entre 1 e 5 l. Estes tubos são de imediato fechados, devendo ser submetidos a análise no espaço de tempo máximo de uma semana.

Neste estudo, o equipamento analítico é constituido por um sistema de desadsorção térmica seguido de pré-concentração criogénica (Dani SDT 33,50), e por um cromatógrafo gasoso (HP 5890) com detecção por espectrometria de massa (HP 5972) e detector de ionização de chama.

No caso de compostos mais voláteis, designadamente, aldeídos e cetonas de pequena massa molecular, tais como formaldeído, acetaldeído, acetona, etc., a recolha das amostras de ar é efectuada em cartuchos de sílica

recoberta com DNPH (2,4-dinitrofenilhidrazina), seguindo um procedimento idêntico ao descrito anteriormente. Para análise, a amostra é extraída com acetonitrilo e analisado por HPLC (KONIK).

4. AGRADECIMENTOS

O estudo a que esta comunicação se refere envolve uma equipa interdisciplinar de investigadores (Química e Controlo Térmico / Ambiental de Edifícios) das Faculdades de Engenharia (FEUP) e de Ciências (FCUP) da Universidade do Porto e está enquadrado no projecto "European Data Base on Indoor Air Pollution Sources in Buildings", do Programa Joule II, coordenado pelo primeiro autor. Os autores deste artigo agradecem o apoio fornecido pelas respectivas instituições e, muito em particular pelo IDMEC, Instituto de Engenharia Mecânica - Pólo Porto, instituição que possibilitou o acesso ao equipamento de análise (SDT/CG/MSD/FID).

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

[1] Neretnieks I., Christiansson J., Romero L., Dagerholt L. e Yu J. 1993. Modelling of emission and re-emission of volatile organic compounds from buildings materials with indoor air applications. *Indoor Air* **3**, 2-11.

[2] Bluyssen P.M., Cornelissen H.J.M. e Hoogeveen A.W. 1994. Sensory evaluation of air quality: training and performance, part I. TNO-Project JOU2-CT93-343

[3] Brown S.K., Sim M.R., Abramson M.J. e Gray C.N. 1994. Concentrations of volatile organic compounds in indoor air - a review. *Indoor Air* **4**, 123-124,

[4] Sollinger S., Levsen K. e Wunsch G. 1994. Indoor pollution by organic emissions from textile floor coverings: climate test chamber studies under static conditions. *Atmospheric Environment* **28(14)**, 2369-2378.

[5] Zhang J.S., Shaw C.Y., Kanabus-Kaminska J.M., MacDonald R.A., Magee R.J., Lusztyk E. e Weichert H.J. 1994. Study of Air Velocity and Turbulence Effects on Organic Compound Emissions from Building Materials/Furnishings Using a New Small Test Chamber. *ASTM Symposium on: Methods for Characterizing Indoor Sources and Sinks.*34 pp.

[6] Wolkoff P., Clausen P.A., Nielsen P.A. e Gunnarsen L. 1993. Documentation of field and laboratory emission cell "FLEC": identification of emission processes from carpet, linoleum, paint, and sealant by modeling. *Indoor Air* **3**, 291-297.

[7] Sollinger S., Levsen K. e Wunsch G. 1993. Indoor air pollution by organic emissions from textile floor coverings. Climate chamber studies under dynamic conditions. *Atmospheric Environment* **27B(2)**, 183-192.

[8] Colombo A., De Bortoli M., Knoppel H., Pecchio E. e Vissers H. 1993. Vapour deposition of selected VOCs on indoor surface materials in test chambers. *Proceedings of Indoor Air'93* **2**, 407-412.

[9] - ECA, European Collaborative Action "Indoor Air Quality and Its Impact on Man". 1993. Determination of VOCs emitted from indoor materials and products. Interlaboratory comparison of small chamber measurements. Report Nº 13 (EUR15054 EN). Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.

[10] - ECA, European Collaborative Action "Indoor Air Quality and Its Impact on Man". 1995. Determination of VOCs emitted from indoor materials and products. 2nd Interlaboratory comparison of small chamber measurements. Report Nº 16 (EUR16284 EN). Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.

[11] Colombo A. e De Bortoli M. 1992. Comparison of Models used to estimate parameters of organic emissions from materials tested in small environmental chambers. *Indoor Air* **2**, 49-57

[12] Tirkkonen T., Mroueh U.-M. e Orko I. 1995. Tenax as a Collection Medium for Volatile Organic Compounds, Nordic Committee on Buildings Regulations, Indoor Climate Committee, NKB Committee and Work Reports, Nº 06E

NÍVEIS DE CHUMBO EM SANGUE E CABELO DE JOVENS APRENDIZES DE SOLDADOR DE UMA ESCOLA TÉCNICO-PROFISSIONAL

Helena M. C. F. Tavares[1] e M. Teresa S. D. Vasconcelos[1]

1 RESUMO

Os níveis de concentração de chumbo no sangue total e no cabelo (da nuca, 2 cm junto à raiz) de jovens aprendizes de soldador, de idades entre 14 e 19 anos no início do estudo, foram monitorizados durante dois anos (amostragens bimensais). Os aprendizes frequentavam, no máximo, 7h diárias e 14 h semanais de aulas práticas de soldadura. As determinações analíticas foram realizadas por espectroscopia de absorção atómica (chama ou atomização electrotérmica, dependendo dos níveis), após destruição da matéria orgânica por microondas a pressão e temperatura elevadas. Este estudo evidenciou que a exposição de jovens aos fumos de soldadura, provocou um aumento dos níveis endógenos de chumbo nos mesmos, apesar deste metal ser muito pouco abundante nos fumos (< 1% dos fumos totais). Quer o sangue quer o cabelo refletiram as variações na dose de exposição, aumentando e diminuíndo no mesmo sentido. A um aumento, por exemplo, de 10-20 μg de chumbo por litro de sangue, correspondeu, dois meses mais tarde, um aumento de 2-3 μg/g do metal no cabelo. No entanto, os níveis máximos de chumbo no sangue dos aprendizes mantiveram-se dentro dos limites considerados normais, que são amplos. Os níveis médios globais de concentração de chumbo observados no sangue e cabelo dos aprendizes, respectivamente, 85,4 ± 6,8 μg/L e 4,12 ± 0,47 μg/g (intervalos de confiança, P = 0.05) foram também mais altos do que os observados nos controlos (idêntica amostra de jovens da mesma idade), não expostos profissionalmente, 50,1 ± 16,9 μg/L (sangue) e 3,86 ± 2,03 μg/g (cabelo).

2 PALAVRAS CHAVE

Biomonitorização; Sangue; Cabelo; Metais pesados; Fumos de soldadura

[1] LAQUIPAI, Departamento de Química da Faculdade de Ciências do Porto, 4050 Porto, Tel. 310290, Fax 2008628

3 INTRODUÇÃO

As medições de contaminantes químicos em atmosferas ocupacionais são indispensáveis para caracterizar as fontes e as "doses de exposição": integral da concentração de cada poluente em ordem ao tempo de exposição. No entanto, tais medições podem não refletir as doses que são efectivamente absorvidas pelos indivíduos expostos, através das diversas vias de penetração (inalação, absorção cutânea, ingestão,..). Por conseguinte, em termos de Higiene Ocupacional, a monitorização biológica constitui um complemento importante de monitorização ambiental porque dá informação sobre a "dose absorvida".

No âmbito de um projecto, cujo objectivo foi estudar a influência da exposição a fumos de soldadura, da indústria metalomecânica, nos níveis de metais pesados em fluídos e tecidos biológicos em aprendizes de soldador de uma Escola Técnico-Profissional, realizou-se a monitorização de metais pesados em sangue e cabelo desses jovens. O estudo teve a duração de dois anos, Outubro de 1992 a Setembro de 1994. Para comparação, fez-se também a biomonitorização (sangue e cabelo) de jovens não expostos profissionalmente. Os metais selecionados, Mn, Cu, Pb, Zn, Fe, Cr, Ni e Ca, foram escolhidos por serem os mais abundantes e/ou os mais tóxicos dos existentes nos fumos.

O sangue é um bioindicador de exposição recente a chumbo, ao passo que o cabelo poderá fornecer indicações de variações nos níveis de metal endógeno/exógeno a mais longo prazo.

Mediram-se também os níveis de fumos respiráveis junto das vias respiratórias dos aprendizes durante operações de soldadura.

Como não havia experiência prévia na determinação de metais em cabelo e de diversos metais em sangue, o estudo incluiu a optimização dos métodos de tratamento e análise das amostras e o controlo da qualidade dos resultados através da análise de materiais de referência certificados e da participação em programas de intercalibração integrados em redes internacionais criadas para o efeito.

4 EXPERIMENTAL

4.1 Amostragem

O estudo incidiu sobre um grupo de onze aprendizes de soldador, com idades compreeendidas entre catorze e desanove anos, no início do estudo. Em períodos lectivos normais, os aprendizes frequentavam um máximo de 14 h de aula prática de soldadura por semana, 7h num só dia e as restantes distribuídas em dois outros dias. A colheita das amostras era bimensal. As actividades profissionais desenvolvidas pelos aprendizes nos dois meses que antecediam as colheitas foram sistematicamente registadas numa folha de protocolo.

As amostras de sangue eram recolhidas para tubos de Teflon de 10,00 ml de capacidade, os quais continham EDTA como anticoagulante, usando agulhas munidas de cânulas de Teflon. As amostras eram homogeneizadas e conservadas a *ca.* -18°C até utilização.

As amostras de cabelo da nuca (os primeiros 2 cm a partir da raiz) eram cortadas com tesoura de aço inoxidável e conservadas em caixas plásticas fechadas.

4.2 Reagentes e material

Todos os reagentes utilizados foram de qualidade p. a. ou equivalente. As soluções foram preparadas com água desionizada e bidestilada com resistividade $\geq$ 14 MΩcm em material de vidro de classe A.

Todo o material de vidro e plástico foi previamente descontaminado numa solução de ácido nítrico 20% (v/v) durante um mínimo de 24 horas e depois lavado várias vezes com água desionizada.

4.3 Equipamento

As determinações analíticas dos metais nas amostras foram efectuadas num espectrofotómetro de absorção atómica com atomização por chama (EAA-C), da marca Philips, modelo PU 9200X, ou num espectrofotómetro PU

9100X acoplado a um atomizador electrotérmico (EAA-AET) PU 9390X, equipado com um amostrador automático PU 9380X.

A destruição da matéria orgânica nas amostras de cabelo e de sangue foram realizados em vasos fechados, de Teflon, num sistema de microondas de alta pressão da Millestone, modelo MLS-1200 Mega acoplado a um módulo de exaustão EM-30.

4.4 Pré-tratamento das amostras

Cerca de 0,3 g de *cabelo* era lavado com 75 ml de solução de lauril sulfato de sódio 1% (m/v), com agitação, durante 16 horas. Seguidamente era filtrada e seco na estufa a 100 °C, durante 24 horas. Massas entre 0,1 e 0,3g eram pesadas rigorosamente e atacadas por microondas com 2,5 ml de HNO_3, em vaso fechado. A solução obtida era diluída a 20,00 ml com água e guardada em frasco de Teflon para análise.

Para análise por EAA-AET tomas de *sangue* de 2 ml eram atacadas com 2 ml de HNO_3 e 8 ml de H_2O_2 por microondas em programas alternados a alta e a baixa pressão. A amostra era depois diluída a 2,00 ml com água.

4.5 Análise

As concentrações de Ca, Fe e Zn em *sangue* foram determinadas por EAA-chama em sangue total apenas diluído com solução ácida e os restantes elementos por EAA-AET, após destruição da matéria orgânica.

As concentrações de Ca e Zn em *cabelo* foram determinadas por EAA-C e os restantes elementos por EAA-AET.

Em ambos os casos a calibração era realizada com padrões aquosos.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Optimização e metodologias

Para testar a qualidade dos resultados analíticos com amostras reais, prepararam-se soluções a partir de amostras de referência com concentrações certificadas ou, no mínimo, conhecidas. Na Tabela. 1 apresentam-se alguns dos resultados obtidos, que indicam que os métodos utilizados permitiam obter exactidão aceitável nas determinações.

Tabela I - Testes de exactidão, para controlo de qualidade dos resultados.

	Valor certificado ($\mu g\ g^{-1}$)	Valor determinado ($\mu g\ g^{-1}$)
	Cabelo GBW 09101	
Zn	189 ± 8	186 ± 1
Ca	1090 ± 72	1114 ± 33
Pb	7.2 ± 0.7	7.7 ± 0.4
Fe	71.2 ± 6.6	72 ± 4
Cu	23.0 ± 1.4	23 ± 1
Mn	2.94 ± 0.20	2.9 ± 0.1
Ni	3.17 ± 0.40	3.2 ± 0.2
Cr	4.77 ± 0.38	4.9 ± 0.4
	Soro sanguíneo SRM 1598	
Zn	0.89 ± 0.06	0.89 ± 0.04
Fe	2.55 ± 0.10	2.6 ± 0.1
Cu	0.72 ± 0.04	0.70 ± 0.03
Mn	2.94 ± 0.20	2.9 ± 0.1
	Sangue total PICC 361	
Pb	27.5 ± 5.4	28 ± 2

5.2 Influência da exposição ocupacional

Começou-se por verificar, através dos testes d'Agostino (Gilbert, R. O.,1987) e W (Gilbert, R. O.,1987) que os níveis de metal nos tecidos biológicos seguiam uma distribuição log-normal. Para cada tipo de material, calcularam-se as médias geométricas das concentrações de cada metal nos diversos aprendizes, em cada amostragem, e as médias globais.

Os valores medios, e respectivos desvios, padrão das concentrações de chumbo nos aprendizes observados ao longo de dois anos são apresentados na Fig. 1.a (sangue) e Fig. 1.b (cabelo).

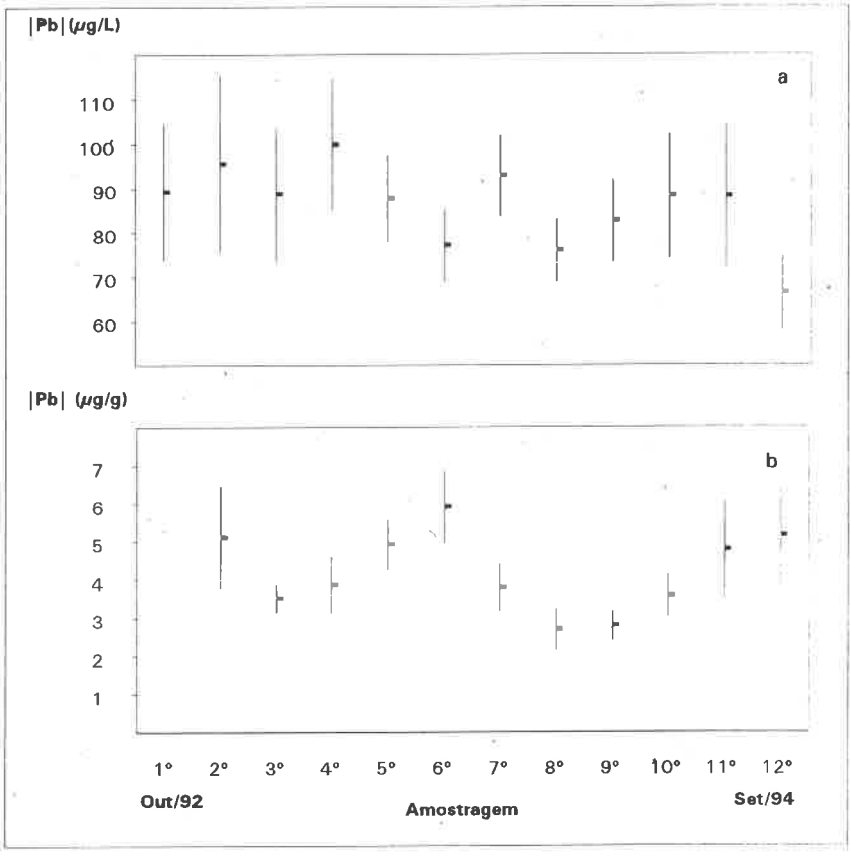


Fig 1 - Médias geométricas e respectivos desvios padrão das concentrações de chumbo em sangue (a) e cabelo (b) de aprendizes de soldador de uma Escola Técnico-Profissional.

As figuras evidenciam que os níveis de chumbo no sangue se mantiveram sempre dentro dos limites de valores que têm sido observados em indivíduos profissionalmente não expostos (*e.g.* 157.7 ± 9.9 µg/L, Minoia, C. *et. al.*, 1990; 37-50 µg/L, Morosi, G. *et. al.*, 1995; 102.1 ± 1.4 µg/L, Qu, J. B. *et. al.*, 1988; e 138 ± 56 µg/L, Tong, S. L. *et. al.*, 1987). No entanto,

verificaram-se flutuações marcadas nas concentrações de metal ao longo do tempo. Os valores mais baixos ocorreram em períodos em que os aprendizes não tiveram aulas de soldadura, por estarem a estagiar em empresas (estágios de 1 mês em Julho e Outubro de 1993), ou de férias (todo o mês de Agosto de 1993). Durante o último mês do estudo, os aprendizes também praticamente não soldaram. Os valores máximos ocorreram em períodos lectivos normais. No cabelo, os valores máximos de chumbo foram observados na amostragem seguinte àquela em que se verificaram no sangue (ou seja, cerca de dois meses mais tarde).

Estes resultados mostram, portanto, que os aprendizes de soldadores manifestaram sensibilidade marcada a chumbo, apesar de este metal ser muito pouco abundante nos fumos (< 0,1% dos fumos totais (Vasconcelos, M. T. S. D. *et.al.*, 1996)) quer de soldadura manual por arco eléctrico quer de soldadura semi-automática (MIG).

Os níveis médios globais de concentração de chumbo observados no sangue e cabelo dos aprendizes, 85,4 ± 6,8 μg/L e 4,12 ± 0,47 μg/g, respectivamente, foram também mais altos do que os observados no grupo de controlo, 50,1 ± 16,9 μg/L e 3,86 ± 2,03 μg/g (são dados intervalos de confiança, P = 0.05).

Para os outros metais estudados, observaram-se fenómenos semelhantes, embora com especificidades que não serão aqui discutidas.

6 CONCLUSÕES

Este estudo evidenciou que a exposição de jovens a fumos de soldadura, mesmo por períodos relativamente curtos (máximo de 14h semanais) provocou um aumento dos níveis endógenos de chumbo nos mesmos. Quer o sangue quer o cabelo refletiram variações na dose de exposição: por exemplo, um aumento de 10-20 μg de chumbo por litro de sangue, acarretou, dois meses mais tarde, um aumento de 2-3 μg/g do metal no cabelo junto à raiz.

No entanto, os níveis máximos de chumbo no sangue dos aprendizes mantiveram-se dentro dos limites considerados normais, que são amplos.

Estes resultados confirmam (Chatt, A *et. al.*, 1988) as capacidades do sangue total e do cabelo para bioindicadores de chumbo

7 AGRADECIMENTOS

Ao CENFIM-Matosinhos agradece-se a colaboração dada a este projecto. À JNICT/Programa Ciência, a Bolsa de Doutoramento de H. M. C. F. T. e diverso equipamento utilizado neste estudo (Sub-programa III, Proj.27/M/90)

8 REFERÊNCIAS

Chatt, A., *et. al.*, 1988. *Hair Analysis Applications in the Biomedical and Environmental Sciences.* VCR Publishers. Nova Iorque.

GBW 09101, Certified Reference Material, Human Hair, ref. 09101, Shanghai Institute of Nuclear Research, Academia Sinica, P.O.Box 8204, Shanghai 201849, China.

Gilbert, R. O., 1987. *Statistical Methods for Environmental Pollution Monitoring.* Van Nostrand Reinhold, Nova Iorque, 152pp.

Minoia, C. *et al.*, 1990. Trace element reference values in tissues from inhabitants of the european community. I A study of 46 elements in urine, blood and serum of italian subjects. *The Science of the Total Environment* **95**, 89-105.

Morisi, G. *et al.*, 1995. Blood Lead Monitoring in the General Italian Population. *Microchemical Journal* **51**, 256-265.

PICC 361, Programa Interlaboratorios de Control de Calidad, amostra de sangue total 361, Instituto Nacional de Seguridad e Higiene en el Trabajo, 50014 Zaragoza, Espana.

Qu, J. B. *et. al.*, 1988. Blood Lead Levels of the The General Populations of the Three Chinese Cities. *The Science of the Total Environment* **77**, 35-44.

SRM 1598, Standard Reference Material, Bovine serum, ref. 1598, National Institute of Standards and Technology, Gaithersburg, MD 20899-9950, United States of America.

Tong, S. L. *et. al.*, 1987. Determination of Blood Lead Level Distribution in a Normal Population Group by Electrothermal Atomic Absorption Technique. *Malaysian Journal of Science* **9**, 121-129.

Vasconcelos, M. T. S. D. ,Silva, P. A. P. e Machado, A. S. C., 1996. Metals and Fluoride from Electric and Arc Welding Fume in Real Task - Part I - Correlation Between the levels of the different pollutants. *Occupational Hygiene,* no prelo.

VERIFICAÇÃO EXPERIMENTAL DO COMPORTAMENTO TÉRMICO DE UNIDADES DE CONTROLO AMBIENTAL

EDUARDO DE OLIVEIRA FERNANDES [1] , JOSÉ ABEL ANDRADE [2]

Resumo

O rápido crescimento do mercado de sistemas de climatização em Portugal e a importância dos requisitos a que estes sistemas devem obedecer em termos de impacte ambiental, tornou oportuna a criação em Portugal de uma instalação laboratorial para a realização de testes experimentais do comportamento térmico e ambiental daqueles sistemas e respectivos equipamentos constituintes. Nesta comunicação levanta-se o problema, apresentam-se e justificam-se as câmaras climáticas com as suas características construtivas e as suas condições de operacionabilidade bem como o seu potencial para a satisfação dos objectivos apontados.

Palavras-chave

Ambiente interior, controlo ambiental, climatização.

Introdução

O controlo ambiental dos espaços interiores nas vertentes higro-térmicas e de qualidade do ar é conseguido em condições de rigor com recurso a sistemas de climatização nas suas diversas opções. O uso de sistemas de climatização pode comportar consequências nefastas para o ambiente exterior, na medida em que aqueles dependem da electricidade, vector energético com grande impacte negativo no ambiente e, curiosamente, também no ambiente interior, pela emissão de poluentes, sempre que o seu funcionamento e manutenção não são os adequados. Daí que os sistemas de climatização devam obedecer a dois critérios de grande importância para o ambiente: serem energeticamente eficientes para redução dos impacte no ambiente global e serem, quanto possível, fracas fontes de poluição interior.

A função de um sistema de climatização é de proporcionar e manter um ambiente interior em condições controladas, em termos higro-térmicos e de qualidade do ar, para o conforto dos ocupantes ou em correspondência às exigências de um dado processo produtivo ou de uma determinada função de conservação. Um sistema de climatização permite o controlo da temperatura, da humidade, da velocidade do ar e da qualidade do ar.

(1) Professor Catedrático (2) Professor Auxiliar

Departamento de Engenharia Mecânica e Gestão Industrial da Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto

A amenidade do clima e as condições sócio-económicas justificam a tradição entre nós de escassa utilização de sistemas de climatização em Portugal, mesmo para aquecimento. Daí decorre a debilidade de toda a "filière" tecnológica associada à climatização, quer quanto ao projecto, quer quanto às instalações e, com particular gravidade, no que respeita à manutenção. A qualidade técnica das instalações para controlo/tratamento do ambiente interior são, na generalidade, de qualidade duvidosa por muitas razões entre as quais por sobredimensionamento (consumo desnecessário de energia), por questões de ruído ou de má qualidade do ar.

As disfunções ambientais associadas aos sistemas de climatização são muitas e diversificadas: em função da natureza dos sistemas (aquecimento, arrefecimento, ventilação) podem gerar gases, quer no interior quer no exterior (caldeiras, compressores - CFC's) ou ruído (compressores, ventiladores, grelhas); em função da sua dimensão ou da sua regulação, podem ter consumos de energia desnecessários (impacte dispensável no ambiente exterior via processo da conversão de energia); em função da qualidade da sua instalação e da sua manutenção podem ser responsáveis pela emissão de contaminantes para o ar interior (compostos voláteis orgânicos, biopoluentes, etc.)

A dimensão dos consumos de energia associados aos sistemas de climatização, sobretudo no seu potencial de crescimento, não tem sido suficientemente valorizada. Não obstante, é uma realidade que o pico de consumo de electricidade transferiu-se do Inverno para o Verão, nos últimos anos, em razão das potências instaladas em sistemas de climatização para arrefecimento, com os consequentes efeitos nefastos em termos de produção de poluentes atmosféricos associados à produção de electricidade. Por sua vez, verifica-se que a qualidade dos ambientes interiores, que tem vindo a merecer uma atenção crescente nos países onde o controlo ambiental tem um historial mais longo que entre nós (1) está muito dependente dos próprios sistemas.

Verificam-se, hoje em dia, elevas taxas de crescimento da potência instalada de ar condicionado, um pouco a exemplo do que ocorre por toda a Europa do sul. Embora se seja de opinião que muitas dessas utilizações correspondam a um certo modismo e seriam dispensáveis através de um melhor projecto dos edifícios e um melhor esclarecimento dos utentes, o facto é que aquele taxa de crescimento é uma realidade incontornável.

Por sua vez, e como reflexo da ausência de tradição tecnológica nesta matéria, nomeadamente ao nível já referido dos projectos e dos cadernos de encargos, tem-se verificado, por um lado, uma eloquente ausência de regulamentação e, por outro, a inexistência de laboratórios e de infraestruturas de suporte tecnológico neste domínio em natureza e número adequados.

Neste contexto, e independentemente das acções regulamentares e de formação que se possam desenvolver para o progresso no exercício das profissões envolvidas neste domínio, torna-se necessário criar as condições para que os equipamentos e sistemas de climatização tenham a eficiência adequada às condições de funcionamento e para as quais foram dimensionados, nomeadamente através da constituição de infraestruturas que permitam determinar e certificar as capacidades de cada um dos sistemas e dos seus componentes mais relevantes do ponto de vista energético/ambiental.

Tipos de ensaios

O que está em causa neste tipo de ensaios é o conhecimento de uma vasta panóplia de parâmetros seja de natureza energética (rendimentos, desempenhos), seja de conforto (parâmetros higro-térmicos), seja de higiene (qualidade do ar).

No domínio energético, está em causa a eficiência dos equipamentos e/ou sistemas medindo os consumos de energia final para a satisfação de condições rigorosamente prescritas e que, como tal, devem ser rigorosamente garantidas ou, simplesmente, verificando os desempenhos térmicos de componentes ou equipamentos.

No domínio do conforto, estão em causa os parâmetros associados às características higro-térmicas do ar e à distribuição do ar nos espaços confinados.

No domínio da higiene, objectivo a montante do conforto, interessa o conhecimento e natureza e intensidade das causas de poluição do ar interior, nomeadamente, no caso presente, das que são devidas aos sistemas de climatização e seus componentes (filtros, baterias de aquecimento/arrefecimento, etc.).

Nesta comunicação refere-se essencialmente o aspecto energético. Não obstante, e no contexto das sinergias com o projecto referida em (1) estão criadas as condições para prosseguir no sentido de responder aos restantes aspecto.

A instalação apresentada é constituída fundamentalmente por duas câmaras calorimétricas (Fig. 1) onde se asseguram condições ambientais pré-definidas com controlo ambiental em termos de temperatura e de humidade tornando possível a realização de ensaios a equipamento de climatização.

Uma instalação deste tipo permite testar equipamentos de climatização tais como radiadores, convectores, condicionadores de ar, etc. para a obtenção de valores de referência ou a comparação dos resultados experimentais com os valores declarados pelo fabricante, quer em condições e métodos determinados pelo cliente ou segundo normas standard de ensaio.

Esta instalação contem as potencialidades para a realização de experiências e ensaios de vários tipos, nomeadamente, de certificação após obtida a acreditação do laboratório pela entidade competente, o Instituto Português de Qualidade - IPQ

Instalações de ensaio

A instalação laboratorial para ensaio de equipamentos de climatização, CECEC - Câmaras de Ensaio e Certificação de Equipamentos de Climatização, é, para além das duas câmaras calorimétricas, uma dita interior e outra exterior, constituída por um sistema de produção/distribuição de calor e de frio e por um equipamento medidor de caudal, ocupando todo o conjunto uma área de aproximadamente de 100 m^2 nas instalações laboratoriais do INEGI-CETERM

As câmaras calorimétricas são constituídas por painéis isolantes e têm as seguintes dimensões exteriores: comprimento 4,2m, largura 3m e altura 2,65m.

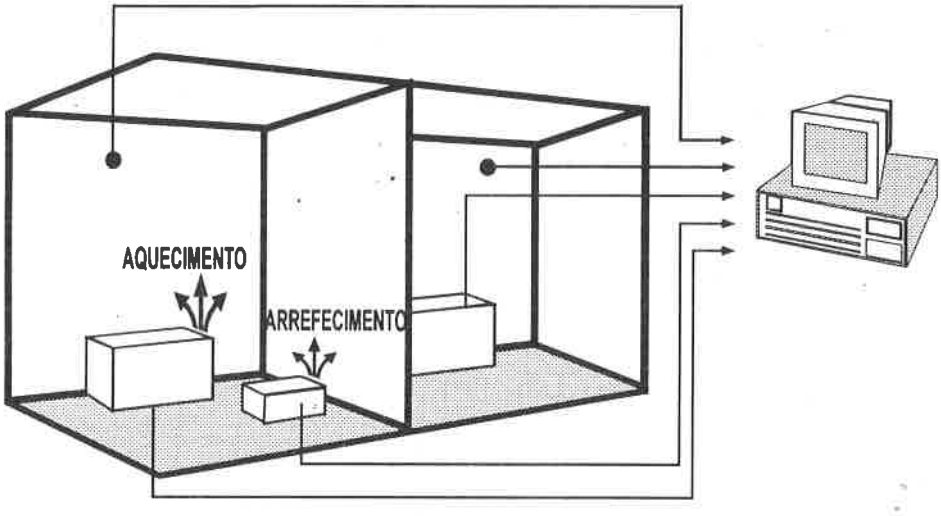


Figura 1 - Câmaras calorimétricas simples. Interior e exterior

Na câmara interior são simuladas as condições do local a climatizar enquanto na câmara exterior podem ser criadas as condições equivalentes às do ambiente exterior.

Dentro de cada câmara está instalada uma unidade de tratamento de ar que permite a manutenção de condições de temperatura no interior e cujo esquema de constituição é representado na figura 2.

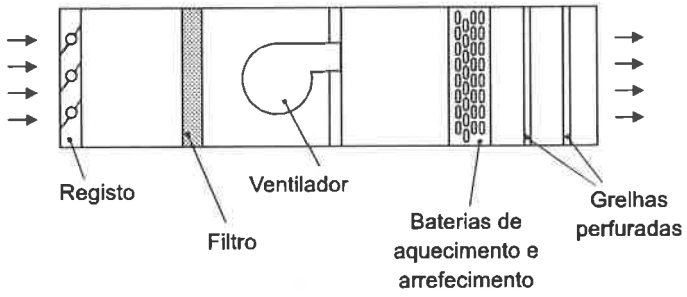


Figura 2 - Esquema da unidade de tratamento de ar

Cada unidade será alimentada directamente por dois circuitos fechados de água, um de aquecimento e outro de arrefecimento, alimentados respectivamente por uma caldeira ou por uma bomba de calor. A caldeira utiliza o gás propano como combustível de aquecimento e tem uma potência útil de 35 kW enquanto a bomba de calor é do tipo ar/água, com uma capacidade de arrefecimento de 33 kW.

A Fig. 3 ilustra um dos circuitos de distribuição de água com todos os seus componentes. Em cada circuito de distribuição existem diversos pontos de medida de temperaturas, de caudal de água e de energia térmica associada a este.

Quando se pretende que os testes decorram num ambiente com temperatura constante e controlada o equipamento a ensaiar é colocado no interior de uma das câmaras calorimétricas. Os ensaios podem ter lugar para uma gama de temperaturas ajustada aos parâmetros de conforto térmico mas que podem ir de 10 °C a 40 °C.

Nas condições de ensaio de um dado equipamento, a unidade de tratamento de ar e o equipamento a ensaiar são postos em funcionamento, com funções opostas, ou seja, quando o equipamento a ensaiar está a fornecer calor ao ambiente, a unidade de tratamento de ar deverá extrair calor de maneira a obter-se uma temperatura constante do ambiente ou, por outras palavras, um regime permanente.

Nos ensaios de equipamentos de ar condicionado do tipo bipartidos, ou "splits", podem ser utilizadas simultaneamente as duas câmaras, mantendo-se numa as condições de ambiente interior e na outra as condições de ambiente exterior (2).

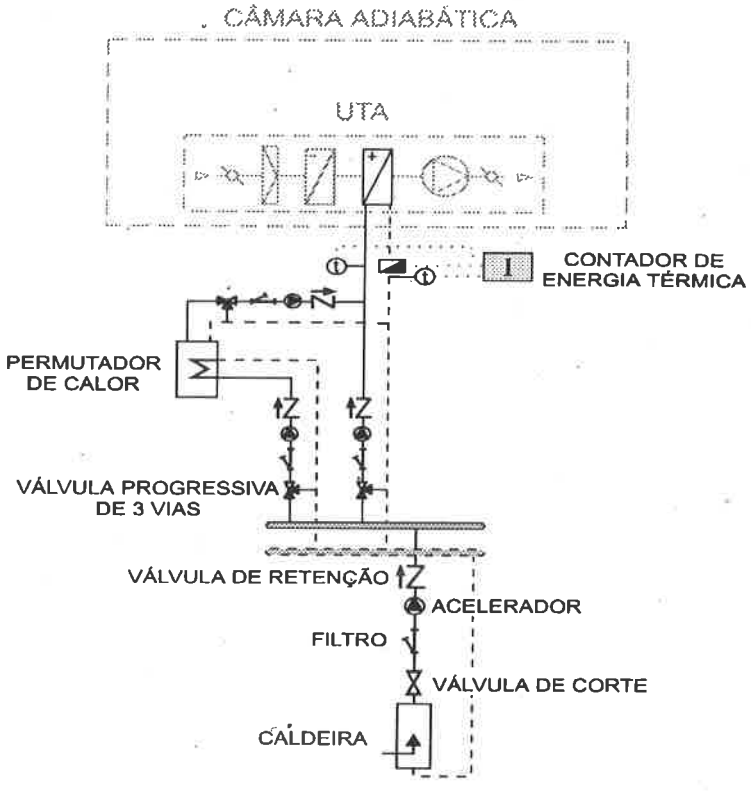


Fig. 3 - Circuito de produção e distribuição de água quente

As câmaras calorimétricas podem ainda simular condições variáveis de temperatura ao longo do tempo. Este facto permite avaliar o comportamento dos equipamentos a ensaiar quando submetidos a regimes não permanentes.

Durante os ensaios são monitorizados vários parâmetros respeitantes não só à unidade de tratamento de ar e ao equipamento a ensaiar como também aos respectivos circuitos de distribuição tais como: temperatura, humidade, potência, caudal, energia. A recolha de todos os valores lidos é feita por equipamento de processamento de dados com ligação a computador pessoal.

Com instrumentação adequada a cada um dos parâmetros determina-se a potência debitada pela unidade de tratamento de ar, que deverá ser igual à do equipamento a ensaiar nas condições de ensaio pré-estabelecidas. E, obviamente, em paralelo, é possível, com base nos parâmetros medidos, verificar a potência debitada pelo equipamento a ensaiar.

Para além das características de desempenho energético é importante caracterizar o comportamento dos equipamentos em termos de caudais de ar e da altura manométrica que pode ser vencida pelos equipamentos.

Entre os diversos processos de medição de caudal optou-se pelo método de tubeiras convergentes, (Fig. 4). O número de convergentes a instalar permitirá medir diferentes caudais sem alterar as restantes condições geométricas. A instalação de nove convergentes permite a medição de um caudal de 900 m^3/h para uma diferença de 15 mm de coluna de água.

A determinação do caudal é feita pela leitura da diferença de pressão entre as duas câmaras separadas pela placa de convergentes.

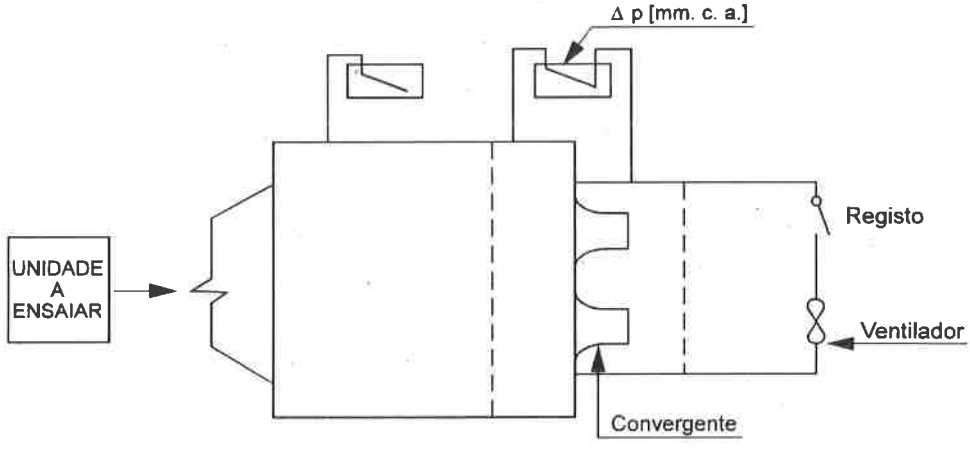


Figura 4 - Esquema do equipamento para determinação de caudal

No que respeita à verificação da altura manométrica do equipamento a ensaiar a montagem do ventilador e do registo colocados na câmara de saída permitem simular condições de perdas de carga devidas ao circuito de ar pela manutenção de uma pressão adequada na câmara de entrada. No caso particular de um equipamento que descarregue o ar directamente para o meio ambiente a pressão na câmara de entrada deve ser a atmosférica. No caso de equipamentos que sejam previstas para ligação a condutas que induzem perdas de carga, a pressão de controlo na câmara de entrada deve corresponder àquelas.

Conclusões

Pretendia-se apresentar uma instalação laboratorial que, em Portugal, está em condições de executar um conjunto de ensaios a equipamentos e sistemas de climatização com a finalidade de:

a) Caracterizar o comportamento energético dos diferentes equipamentos.

b) Certificar a compatibilidade dos equipamentos energéticos de climatização com normas e especificações técnicas.

c) Aumentar o conhecimento global dos sistemas de climatização providenciando dados que melhorem a seu comportamento térmico.

As potências térmicas máximas a ensaiar nas câmaras CECEC são de 30 kW de acordo com as potências dos equipamentos auxiliares instalados.

A instalação oferece condições para a execução de outro tipo de ensaios, nomeadamente, criando diferentes condições de ensaio que permitem o estudo dos fenómenos de difusão do ar (eficiência de ventilação) e da qualidade do ar interior.

Agradecimentos

A instalação laboratorial descrita é fruto da conjugação de esforços do Departamento de Engenharia Mecânica e Gestão Industrial - DEMEGI, do Instituto de Engenharia Mecânica - IDMEC Polo Porto, do Instituto de Engenharia Mecânica e Gestão Industrial - INEGI e de algumas empresas que em boa hora se quiseram associar.

Referências bibliográficas

(1) Fernandes, E.O. et al.. 1996. Estudo em Câmaras de Teste das Emissões de VOCs de Materiais Utilizados em Espaços Interiores. V Conferência Nacional sobre Qualidade do Ambiente. Aveiro.

(2) ISO R859 - Testing and Rating Room Air Conditioners.

QUALIDADE DO AMBIENTE ACÚSTICO EM PORTUGAL
- RUÍDO DE TRANSPORTES -

B. VALADAS*
M. GUEDES*
J.L.BENTO COELHO**

Palavras-chave

Ambiente Acústico/Ruído de Transportes/Exposição ao Ruído

Resumo

A Direcção-Geral do Ambiente está a realizar um estudo de fundo com o objectivo de caracterizar a Qualidade do Ambiente Acústico no nosso país, particularizando as situações de exposição da população ao ruído de tráfego rodoviário, ferroviário e aéreo. Foi desenvolvida uma metodologia de análise, cruzando dados acústicos com informação relativa à ocupação do espaço. Recorreu-se a uma abordagem estatística aplicada a cerca de 1500 dados acústicos - valores de Leq (A) - recolhidos em anos recentes por todo o país no período diurno. Apresentam-se e criticam-se os resultados já obtidos, comparando-os com a informação disponível sobre a exposição ao ruído de transportes noutros países da União Europeia.

* Engenheira do Ambiente, Direcção-Geral do Ambiente
Tel: 01. 472 82 00 Fax: 01. 471 90 74
** Professor do Instituto Superior Técnico, Consultor da Direcção-Geral do Ambiente

1. INTRODUÇÃO

A exposição das populações ao Ruído, particularmente nas zonas urbanas tem merecido uma atenção crescente por parte da comunidade internacional. Trata-se quase sempre de analisar a influência do ruído de transportes na qualidade do ambiente acústico das comunidades (3,5).

A discussão sobre o melhor indicador para descrever a exposição da população ao ruído está ainda em aberto e diversos países têm regulamentação que contempla diferentes indicadores (5). Na União Europeia está actualmente em preparação uma directiva sobre ruído ambiente que adoptará o Leq, descrito de acordo com a Norma ISO 1996, como indicador básico de ruído. A OCDE (6) considera que valores a partir de 65 dB(A) , para Leq diurno, são inaceitáveis -"pontos negros" de ruído - e níveis sonoros entre 55 e 65 dB(A) não asseguram conforto acústico aos residentes - "zonas cinzentas".

Em Portugal é publicado em 1987 o Regulamento Geral do Ruído (Decreto-Lei nº 251/87 de 24 de Junho), documento integrador da política de controlo do ruído no nosso país. Apesar de não contemplar directamente a problemática da exposição ao ruído estabelece uma classificação dos locais para a implantação de edifícios, interditando a fixação de novas zonas residenciais, escolas e hospitais em zonas ruidosas e muito ruidosas. Trata-se de um critério de qualidade acústica que determina da utilização dos espaços para diversos fins.

Em 1994/95 a Direcção-Geral do Ambiente propôs-se efectuar uma estimativa da exposição da população portuguesa ao ruído a partir de um número estatisticamente significativo de medições acústicas recentes. Foi desenvolvida uma metodologia própria (2,7), Tendo-se pretendido alcançar resultados credíveis que permitissem traçar a curto prazo um quadro global da situação nacional. O objectivo foi proporcionar um suporte técnico à tomada de futuras decisões em matéria de política de controlo de ruído.

São as primeiras conclusões deste estudo que se apresentam, sendo intenção da Direcção-Geral do Ambiente dar continuidade ao trabalho aprofundando e complementando a análise já efectuada.

2. METODOLOGIA

Pretendeu-se obter resultados estatisticamente significativos que tenham em conta diferentes formas de povoamento e particularizaram-se as situações de exposição às principais fontes de ruído ambiente (tráfego rodoviário, ferroviário e aéreo).

Adoptou-se o Leq diurno (7h-22h), em dB(A), como indicador adequado à análise da exposição ao ruído e trabalhou-se com um modelo estatístico empírico, construindo polígonos de frequência relativa com dados acústicos representativos.

Consideraram-se 8 classes de níveis sonoros, Leq, em dB(A): ≤ 45 ;]45,50];]50,55] ;]55,60] ;]60,65] ;]65,70] ;]70,75] ; > 75.

Foram analisados cerca de 1500 dados acústicos recolhidos a partir de 1990 por medições de curta duração realizadas em dias úteis durante o período diurno. A origem destes dados é a seguinte:

- Campanhas de sensibilização para o ruído de tráfego rodoviário, realizadas pela DGQA de 90 a 93, em que foi efectuado um trabalho de caracterização do ambiente sonoro em centros urbanos;
- Levantamentos acústicos para caracterização da situação de referência de EIAs de grandes empreendimentos, distribuídos um pouco por todo o país;
- Programa de medições acústicas complementar, especificamente concebido pela DGA em 94/95 para colmatar as lacunas de informação detectadas em periferias e centros urbanos considerados típicos.

A selecção dos pontos de medida seguiu uma abordagem determinística nas zonas onde a ocupação humana é irregular ou de baixa densidade, como é o caso das zonas rurais. Nas cidades ou nas periferias, adoptou-se na generalidade uma amostragem aleatória. Os pontos foram localizados numa malha de largura entre 0,5 e 2 km., consoante a densidade de ocupação. Nalgumas situações seguiu-se uma metodologia mista, conforme foi considerado apropriado caso a caso.

Em todos os cálculos se admitiu que a população se distribuía uniformemente no espaço, pelo que existia uma correspondência directa entre a distribuição dos níveis sonoros considerados e a população a que se referia.

Como dados demográficos de base utilizaram-se os resultados do Recenseamento de 1991. Distribuíu-se a população residente em Portugal Continental (9.5 milhões de habitantes) em rural e urbana. Admitiu-se que a população urbana é a população residente em centros urbanos com mais de

5000 habitantes, que se agruparam por classe de dimensão. As periferias de Lisboa e Porto foram contabilizadas separadamente. Na Fig. 1 apresenta-se a distribuição da população portuguesa de acordo com a classificação adoptada.

Considerou-se ainda que:

- O tráfego rodoviário afecta globalmente a população urbana e a população rural numa distância até 250m das principais vias de circulação (auto-estradas e estradas nacionais de maior tráfego);
- A população afectada pelo ruído de tráfego ferroviário reside numa faixa até 150 m das principais eixos de circulação (rede ferroviária principal e linhas suburbanas de Lisboa); estimou-se esta população em 3 % do total nacional;
- O tráfego aéreo só afecta as populações residentes nas imediações dos aeroportos internacionais - Lisboa, Porto, Faro. (Nesta fase do trabalho ainda não se encontra concluída a análise da exposição ao ruído de tráfego aéreo nos aeroportos do Porto e de Faro).

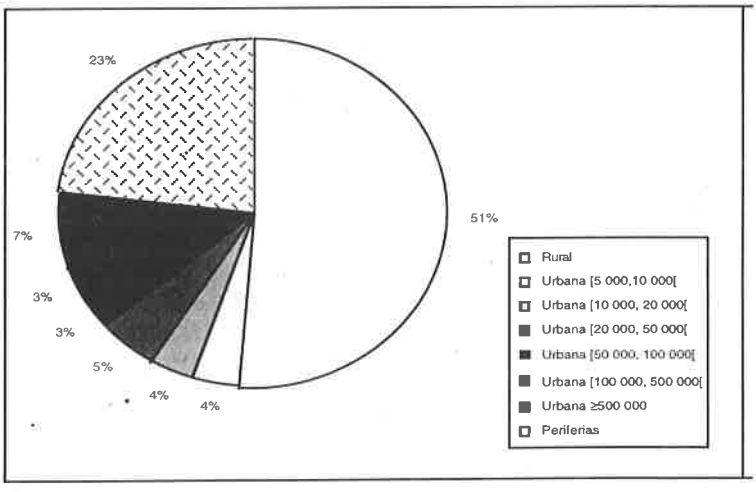


Figura 1. Distribuição da população residente em Portugal Continental.

3. RESULTADOS

A Tabela I resume os resultados totais e a Fig. 2 mostra a percentagem da população nacional exposta às diferentes classes de ruído ambiente. De acordo com a metodologia estabelecida, estes valores são na generalidade determinados pelo ruído de tráfego rodoviário, embora ruído de tráfego ferroviário e aéreo, industrial, de construção, de actividades humanas e naturais sejam, também, influentes. A sua importância relativa dependerá das características de cada aglomerado populacional.

O conjunto destes resultados fornece pela primeira vez uma imagem global do ruído ambiente em Portugal, mostrando a exposição da população portuguesa a diferentes intervalos de ruído ambiente exterior, De salientar que 19% da população (um total de *1,8* milhões de pessoas) reside em zonas com um Leq diurno ≥ 65 dB(A). As situações mais gravosas localizam-se predominantemente em zonas rurais nas proximidades das principais vias de tráfego rodoviário ou nos grandes centros urbanos e respectivas periferias, particularmente na região de Lisboa, Fig. 3.

Tal como se evidencia na Figura 4, a qualidade do ambiente acústico que actualmente se verifica em Portugal é semelhante à que tem vindo a ser referenciada para outros países da União Europeia (5).

Tabela I

Exposição ao ruído da população portuguesa (x1000hab)

População	*≤45*	*]45,50]*	*]50,55]*	*]55,60]*	*]60,65]*	*]65,70]*	*]70,75]*	*>75*
Rural	**1 292**	**969**	**675**	**791**	**656**	**284**	**130**	**24**
Urbana	**0**	**76**	**307**	**511**	**708**	**523**	**335**	**34**
[5 000 - 10 000[	0	38	75	112	112	38	0	0
[10 000 - 20 000[	0	38	38	68	137	68	0	0
[20 000 - 50 000[	0	0	77	101	148	77	77	0
[50 000 - 100 000[	0	0	27	54	68	68	54	0
[100 000 - 500 000[	0	0	19	34	87	103	68	0
≥500 000	0	0	41	142	156	169	136	34
Periferia	**28**	**314**	**450**	**471**	**450**	**278**	**135**	**14**
Lisboa	o	244	302	316	316	172	72	14
Porto	28	70	148	155	134	106	63	0
Total	**1320**	**1359**	**1432**	**1773**	**1814**	**1085**	**600**	**72**

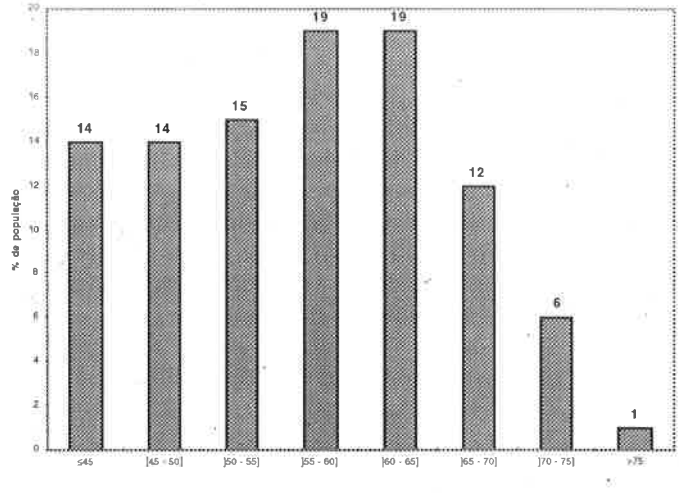


Figura 2. Exposição da população portuguesa ao Ruído Ambiente(%).

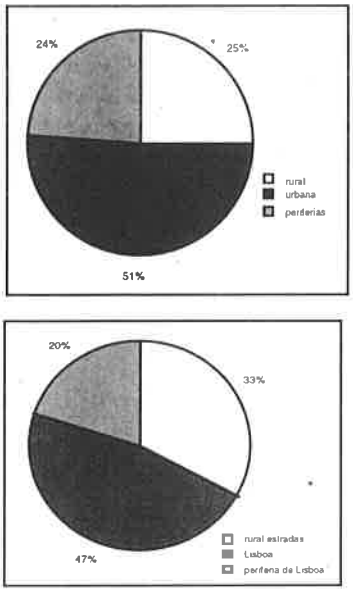


Figura 3. Distribuição da população residente em zonas ruidosas e muito ruidosas.

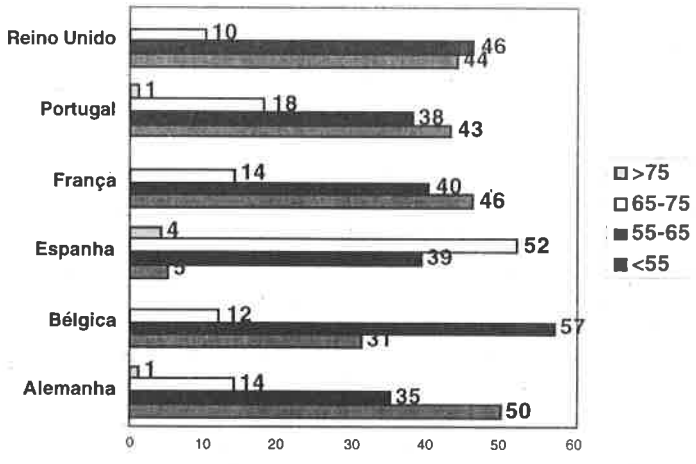


Figura 4. Exposição ao Ruído de transportes (Leq diurno) em países da União Europeia.

A apresentação de resultados relativos aos centros urbanos portugueses é objecto de outra comunicação a esta Conferência, pelo que não nos deteremos na sua análise.

A Figura 5 particulariza a exposição ao ruído para a população rural que reside na proximidade das principais vias de circulação (cerca de 1 milhão de habitantes). A Figura 6 dá conta da situação nacional em termos de exposição ao ruído de tráfego ferroviário (cerca de 300 000 habitantes afectados).

A Figura 7 mostra a exposição ao ruído proveniente das operações de tráfego aéreo do aeroporto de Lisboa, que afecta população residente nos concelhos de Lisboa e Loures. Como o aeroporto se encontra no interior da malha urbana, a área efectivamente afectada pelo ruído de tráfego aéreo é relativamente limitada (1), já que se fazem sentir, concomitantemente, efeitos de ruído de outras proveniências, essencialmente tráfego rodoviário.

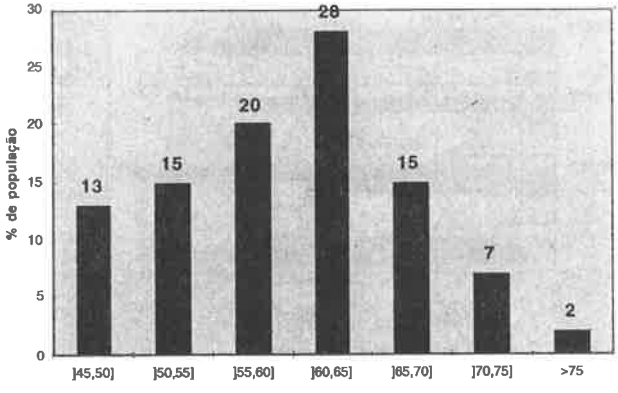


Figura 5. Exposição ao Ruído da população rural afectada por tráfego rodoviário.

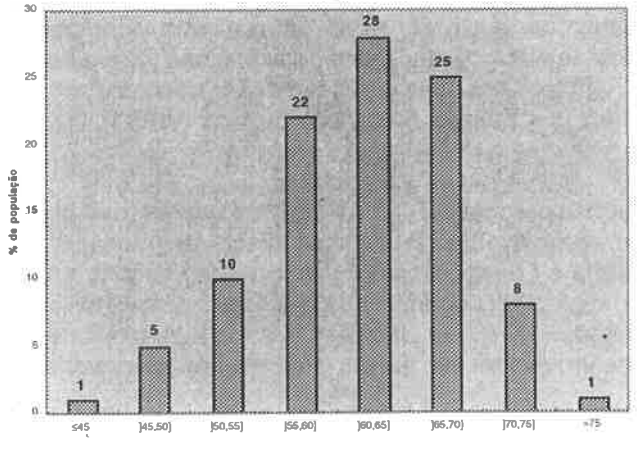


Figura 6. Exposição ao Ruído da população afectada por tráfego ferroviário.

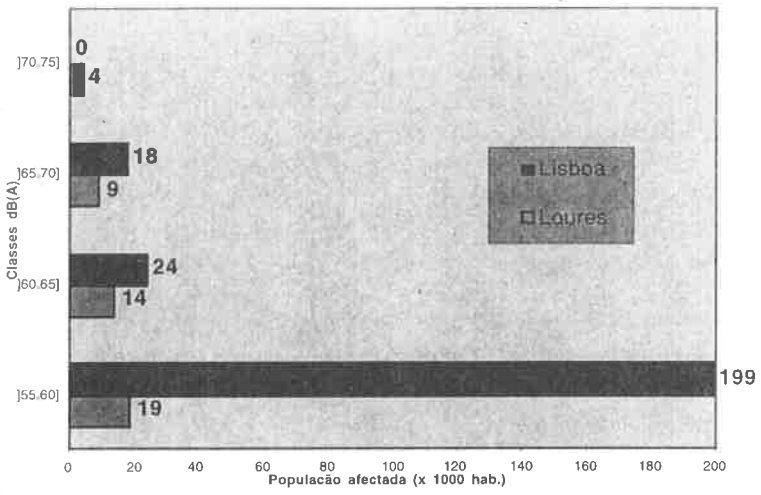


Figura 7. População afectada pelo ruído de tráfego aéreo do aeroporto de Lisboa.

Referências Bibliográficas

(1) BENTO COELHO,J. L. e FERREIRA, A. , *Air traffic noise monitoring in and around Lisbon airport.* Internoise 91, Vol. II 793-796.

(2) BENTO COELHO,J.L., VALADAS,B.e GUEDES,M. 1995. *Community Noise in Portugal.* Internoise 95, Vol II 747-750.

(3) Comissão Europeia. 1992. *Em direcção a um desenvolvimento sustentável - Um programa da Comunidade Europeia de política e acção em matéria de ambiente e desenvollvimento sustentável*. COM(92) 23 - vol II.

(4) GUEDES,M., COIMBRA,C. e BENTO COELHO,J.L. 1995. *Exposição da População Portuguesa a Ruído de Tráfego Ferroviário*. DGA.

(5) INRETS 1994. *Study related to the preparation of a communication on a future EC noise policy*, Final report, LEN report nº 9420.

(6) OCDE 1990. *Rapport de l'OCDE sur l' état de l' environment - bruit*.

(7) VALADAS,B., GUEDES,M. e BENTO COELHO,J.L. 1995. *Exposição da População Portuguesa ao Ruído*. DGA.

QUALIDADE DO AR E TRATAMENTO DE EFLUENTES

VIGILÂNCIA EM PORTUGAL SOBRE OS ELEMENTOS-TRAÇO PRESENTES NA ATMOSFERA UTILIZANDO BIOMONITORES

M.A. REIS[1], L.C. ALVES[1], H.T. WOLTERBEEK[2] , T. VERBURG[2*], M.C. FREITAS[3], M.Â. GOUVEIA[4] , M.I. PRUDÊNCIO[3*]

Durante os meses de Julho e Agosto de 1993, efectuou-se uma campanha de amostragem de líquenes em Portugal, tendo-se colectado 253 amostras numa malha de 10x10 km no litoral e 50x50 km no interior do País. Após preparação, foram analisadas pelas técnicas de INAA e PIXE (alvo espesso). Obtiveram-se resultados para 44 elementos químicos, tendo-se constituído uma base de dados que foi submetida a análise de factores com transformação por alvo e auxiliada por Monte Carlo (Monte Carlo Aided Target Transform Factor Analysis), desenvolvida no Interfaculty Reactor Institute da Universidade Técnica de Delft (Holanda). Os resultados permitem identificar 11 factores (por aplicação do método de conflitos de atribuição), 2 dos quais associados a fontes naturais. Os 9 factores antropogénicos foram identificados com emissões por parte de complexos industriais (Ga, W, Cl, Sb e Sr), actividade agrícola (Rb e I), indústria cimenteira (Ca) e actividade mineira (Cu). Os resultados são comparados com um outro estudo efectuado por outro grupo em 1994 com base em musgos.

Palavras-chave: Bioacumuladores; poluição atmosférica; fontes poluidoras; metais pesados; elementos-traço; técnicas nucleares

INTRODUÇÃO

A utilização de plantas em estudos de poluição atmosférica foi iniciada há cerca de duas décadas. Estudos recentes [SLOOF93] mostraram que a vigilância das concentrações de metais em líquenes (associações de algas e fungos) é um meio valioso para a identificação de fontes emissoras e no mapeamento dos níveis de deposição elementar total. Uma das espécies mais resistentes poluição atmosférica é a espécie *Parmelia sulcata*. Em Portugal, apenas se conhece um estudo semelhante [NORD94], efectuado em musgos, mas que não é exaustivo na deposição total de elementos químicos na atmosfera, nem na identificação das fontes poluidoras: o trabalho aqui descrito pretende atingir estes objectivos.

[1] Doutorado em Biologia e investigador; técnico (2*); Universidade Técnica de Delft, Mekelweg 15, 2629 JB Delft, Holanda, tel: 31.15.785052; fax 31.15.783906

[2] Doutorada em Química; doutorada em Geologia (3*); investigadora auxiliar no Instituto Tecnológico e Nuclear (ITN), 2685 Sacavém, tel. 01.9550021; fax 01. 9941455

[4] Licenciada em Engenharia Química, investigadora principal no Instituto Tecnológico e Nuclear (ITN), 2685 Sacavém, tel. 01.9550021; fax 01. 9941455

O controlo de qualidade dos resultados foi feita, para INAA, por análise dos materiais de referência NBS 1572 Citrus Leaves, NBS 1573 Tomato Leaves, NBS 1575 Pine Needles e IAEA-336 Lichen, e para PIXE, por análise de IAEA-336 Lichen e CTA-OTL-1 Tobbaco Leaves.

Este projecto decorreu com o apoio da AIEA e da EDP.

EXPERIMENTAL

As amostras de *Parmelia sulcata* foram colhidas nos meses de Julho e Agosto de 1993, numa malha de 10x10 km no litoral, e 50x50 km no interior do País, num total de cerca de 253 locais distintos. Em cada local, as colheitas foram feitas em 5 troncos de oliveira, a uma distância ao solo entre 1 e 2 metros. Em 90% dos locais todos os líquenes foram misturados de modo a obter-se uma única amostra. Para cerca de 10% dos locais, as amostras de cada tronco foram analisadas individualmente para se poder estimar a variabilidade no local. As amostras foram liofilizadas, moídas, oastilhadas e analisadas, no Instituto Tecnológico e Nuclear (ITN), por activação com neutrões (INAA) no Reactor Português de Investigação (RPI), e por emissão de radiação X induzida por protões (PIXE) no acelerador Van de Graaff. Obtiveram-se resultados para 44 elementos, sendo 22 pela técnica PIXE e 36 pela técnica INAA; para os elementos comuns s duas técnicas optou-se por aquela que se manifestou mais fiável perante as caraterísticas específicas destas amostras.

Os resultados obtidos foram submetidos a dois tipos de análise estatística para detecção de valores anómalos e sua verificação. Foi elaborado para cada elemento um histograma da distribuição de valores para toda a amostra. Neste caso, os valores extremos foram seleccionados para verificação. Em seguida procedeu-se a uma análise dos valores em grupos de três. Neste teste foram seleccionados para verificação todos os valores cuja razão para o precedente e para o subsequente fosse superior a 10 ou inferior a 0.1. Nos casos em que os valores se revelaram efectivamente errados, por suspeita de contaminação ou qualquer outra fonte de erro, foram rejeitados.

A base de dados assim obtida foi em seguida submetida a uma análise de factores com transformação por alvo e auxiliada por métodos de Monte Carlo (MCTTFA) [KUIK93a *et al.*; KUIK93b *et al.*]. Foi determinado, recorrendo ao o método de atribuição de conflitos, um número *óptimo* de factores: 11. Para a interpretação dos resultados seguiu-se o método já descrito anteriormente [REIS95 *et al.*; FREITAS95 *et al.*] e que aqui se resume.

No programa de computador desenvolvido em Delft, o perfil de cada factor no espaço das correlações é convertido para o espaço das concentrações por multiplicação pelo desvio padrão para cada elemento. O perfil assim encontrado é normalizado a 100% para a soma das concentrações de todos os elementos. No relatório final, é apresentada também, a probabilidade de um dado elemento ter concentração nula num factor. Com base nestes resultados, consideramos válidos para o estudo subsequente apenas os resultados relativos aos elementos que, num dado factor, apresentassem probabilidade de concentração nula inferior a 5%.

Com base na composição de factores, assim definida, foi calculada a sua correlação com as fontes médias de Nriago [NRIAGO89]. Para estes cálculos só foi possível usar os elementos V, Cr, Mn, Co, Ni, Cu, Zn, As, Se, Sb, Hg e Pb porque apenas eles eram comuns tabela de Nriago.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Tabela I apresenta-se a contribuição estimada de cada factor para a variância global de cada elemento. Esta informação pode ser interpretada como a importância de cada factor para a ocurrência efectiva do elemento. A letra P identifica o elemento piloto do factor, o que significa que á aquele que apresenta a correlação mais elevada com o factor.

Na Figura 1 apresentam-se os gráficos das intensidades dos factores. O mapa é obtido a partir dos resultados para os vários locais de amostragem, a partir de uma extrapolação em que todos os pontos são considerados, tendo cada ponto um peso que decresce em $1/r^3$ sendo r a distância entre o ponto do mapa e o local de amostragem em questão. Um gradiente bem definido, indica uma forte probabilidade de localização de uma fonte emissora.

O factor 1 pode ser identificado como fonte natural de solo. Devido razão Fe/Si obtida, pode ainda afirmar-se que se trata de solo de origem sedimentar. Este factor está relacionado com o conjunto de lantanídeos o que é típico de contribuição de solo. Este factor é responsável por 20% do Al, 28% do Th e 26% do U, assim como de 15-38% dos lantanídeos, 20% de Zr, Cs, Hf e Ta.

O factor 2 , embora relacionado levemente com combustão de óleo, tem o Ga como elemento piloto. Da ref. [KABATAS-PENDIAS *et al.* 86], o Ga também pode estar relacionado com combustão a carvão. No entanto, alguns dos máximos no gráfico da Fig. 1 (factor 2) não podem ter esta causa, principalmente os posicionados no Norte, Sul interior e Sudoeste. Estes máximos parecem estar mais relacionados com processos mineiros. Este factor é responsável por 24% do Ga e 10 a 15% do V, Cr, Fe, Co e Ni.

O factor 3 pode ser atribuído a fertilizantes fosfatados e actividades agrícolas que justificam os teores elevados de K, Cu e Zn. Tem como elemento piloto o Rb.

Tabela I : Contribuição de cada factor para a ocorrência total dos elementos (média em %). Só se apresentam valores para os elementos com probabilidade de concentração nula no factor inferior a 5%. **P** significa elemento piloto (ver texto).

	Fac1	Fac2	Fac3	Fac4	Fac5	Fac6	Fac7	Fac8	Fac9	Fac10	Fac11
Na	12.5	3.82	9.95	0.60		1.77	1.58	36.9	16.9	26.8	
Mg	7.49	5.24	12.9	1.04	1.34				10.7		4.48
Al	19.7	6.50	20.4	1.14	2.22				11.3		
Si	16.8	4.98	5.40	2.19	3.65				9.10	12.2	7.63
P			17.1					10.1			7.93
S			4.96		3.09	0.85	1.77	16.9			6.63
Cl				1.19		32.7 P		8.04			
K	5.26		12.8	0.49		0.52	0.49	5.32	7.31	20.5	
Ca											103.2 P
Sc	13.1	12.5		0.73				4.32	19.8	39.1	5.56
Ti	13.6	8.33		1.96	4.18		1.79		7.71	15.5	13.8
V		13.7			17.2	66.7	6.12				
Cr	4.12	13.2		1.18			1.66		21.6	24.9	
Mn	6.64					3.69			51.5 P		
Fe	12.4	10.8	6.1	0.67	1.80	0.55	2.06	7.32	15.4	35.8	4.24
Co	9.81	13.6		0.42	3.10				16.1	36.7	14.5
Ni		15.2		0.53	20.3	9.63	4.76				
Cu			31.9		26.7 P				35.5		
Zn		2.58	28.7		9.01		3.87	8.32		21.9	14.6
Ga	8.63	24.2 P									14.0
As		5.89	30.2	13.8			9.50			15.4	
Se	6.26	2.24		0.87			1.39	20.6		27.9	
Br								41.7		38.3	
Rb	14.8		31.3 P			0.67					
Sr			11.0			1.25				55.5 P	
Zr	22.1			3.43	9.22						21.5
Sb		6.72					33.7 P				
I		9.08						92.2 P			
Cs	24.6	3.07	30.0	0.59		3.77		12.6		18.1	
Ba	14.7	5.52	14.9			2.37	2.04			40.3	7.51
La	19.6	4.92	17.0	0.97	2.89		1.02	11.8		39.4	
Ce	20.1	4.48	16.0	0.86	2.38		1.12	5.04		34.5	3.28
Nd	38.5 P	4.44				4.18	3.20		10.7	13.6	
Sm	17.8	5.80	14.3	1.13	2.01					22.1	5.57
Eu	15.1	7.62		0.93	2.29		0.96	5.80	10.4	40.7	8.18
Tb	17.3	7.95	7.32	0.77	1.90		0.94	4.60	9.81	37.3	5.13
Lu	18.6	8.17		0.96	3.20				11.9	41.2	5.96
Hf	22.6	4.07	7.58	1.06	4.74			8.33		34.3	5.67
Ta	20.9	4.22	20.7	0.80				16.7	8.34	30.9	
W	14.1			39.7 P		5.56					16.4
Hg					4.48		6.98	10.1	24.3	21.4	
Pb	4.68	5.75	17.8	1.73	6.42		14.6				32.2
Th	28.5		33.6		3.24		1.76	10.9		23.4	
U	26.0		44.3	1.81				17.5	19.0	14.0	

O factor 4, com W como elemento piloto, poderia relacionar-se com fontes móveis, mas o posicionamento dos máximos na Fig. 1 (factor 4) não

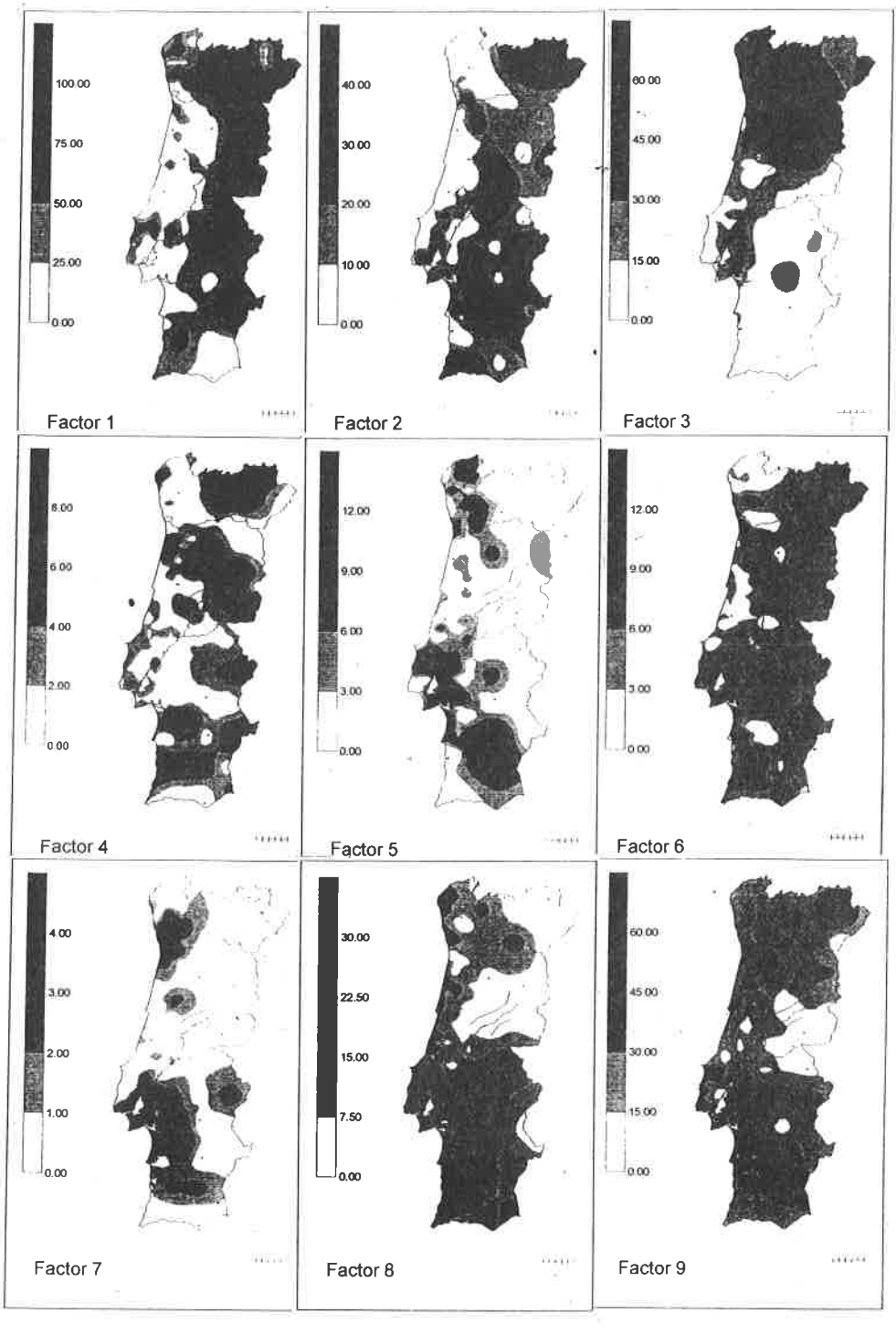
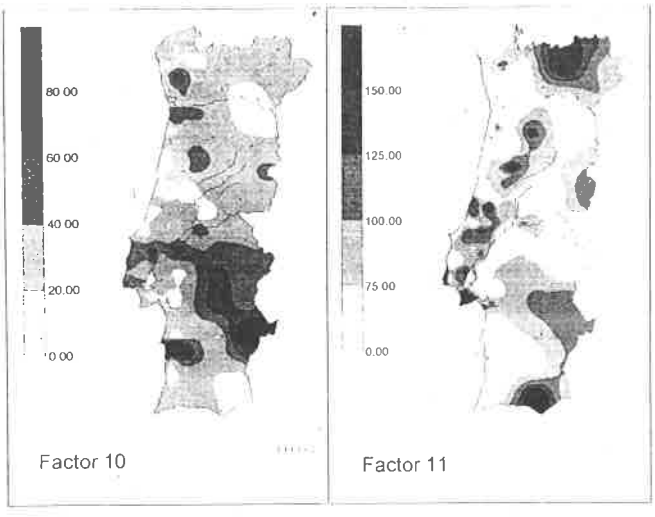


Fig 1 - Mapa de intensidades dos factores obtidos



pode ser assim explicado, antes indica que são fontes industriais para fabrico de papel e para produção de electricidade. O factor 4 contribui com 40% de W e 14% do As.

O factor 5, cujo elemento piloto é o Cu, é atribuído a processos de manipulação de pirites. Este factor contribui com 20% de V e Ni e 27% de Cu.

Fig 1 (continuação)

O factor 6 tem como elemento piloto o Cl (80% de contribuição), cuja predominância não pôde ser esclarecida, mas dado contribuir com 67% de V, parece estar relacionado com queima de fuelóleo (confirmado pelos máximos na região de Lisboa, mostrados na Fig. 1 para este factor: Centrais Térmicas do Carregado e de Setúbal).

O factor 7, embora relacionado com produção de cimento, não pode ser assim interpretado dado a ausência de Ca neste factor. As elevadas contribuições de Sb (34%), S, V, Ni, Zn, As e Pb (15%) e o posicionamento dos máximos na Fig. 1 para este factor, levam-nos a atribuí-lo a indústrias de queima de fuelóleo.

O factor 8 tem o I como elemento piloto e relaciona-se com processos de fertilização em actividades agrícolas (algas e lamas industriais), dado os máximos ocorrerem em regiões essencialmente agrícolas. Alguns máximos também podem ser atribuídos proximidade do mar. Para este factor contribui para I (92%), Br (42%), Na (37%), Se (20%), S, Ta e U (17%).

O factor 9 tem o Mn como elemento piloto, o que indica uma fonte natural. A razão Fe/Si aponta para rochas eruptivas, embora a razão Mg/Al e Na/Mg corresponda mais a rochas arenosas. Este factor contribui com 52% do Mn, 24% do Hg e 15-22% de Na, Sc, Cr, Fe, Co, Cu e U.

O factor 10 tem Sr como elemento piloto. O posicionamento dos máximos para este factor parece indicar fortes fontes de poluição, como o complexo

de Sines. Este factor contribui fortemente para a ocorrência de vários metais pesados, nomeadamente Hg (21%), As (15%), Zn (22%), Fe (36%), Co e Cr (25%), assim como outros poluentes: Se (28%) e Br (38%). É curioso notar que não há contribuição de Pb ou S.

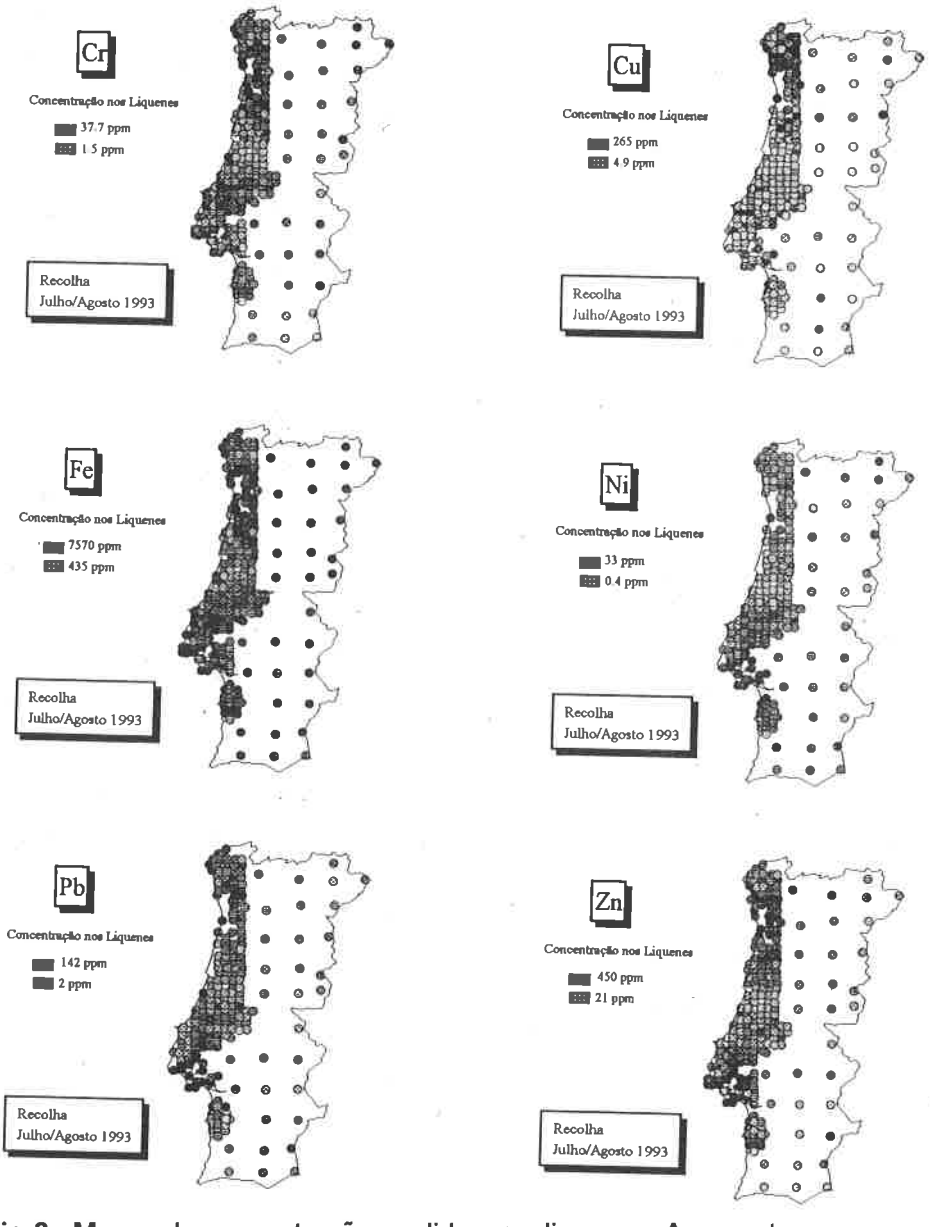


Fig 2 - Mapas de concentração medidas nos liquenes. Apresentam-se em legenda os valores mínimo e máximo.

O factor 11 tem o Ca como elemento piloto e relação com produção cimenteira, confirmada pelo posicionamento dos máximos na Fig. 1 (factor 11). Para além do Ca, contribui também o Pb (32%), Co, Zn, Ga, Zr e W (15 a 20%).

No nosso país, foi efectuado um estudo semelhante a este para alguns elementos utilizando o musgo *Hypnum cupressiforme* ou outras espécies quando esta estava ausente. O número de locais de amostragem foi 179, sendo mais concentrada a amostragem nas regiões do Porto, Lisboa e Sines, sendo a amostragem média de 2 locais por cada 1000 km^2. A colheita foi efectuada no Verão de 1990. Os resultados foram publicados na ref. [NORD94], sendo comuns aos nossos os elementos: Cr, Cu, Fe, Ni, Pb e Zn. Para estes elementos, mostra-se na Fig. 2 a distribuição de concentrações obtidas no nosso estudo. Da comparação destes mapas com os publicados na ref. [NORD94] para Portugal, resulta o seguinte:

Para o Cr, ambos os estudos apontam para uma maior concentração deste elemento no norte interior e no centro alentejano e alguns locais muito pontuais na região de Lisboa. As fontes a que se atribui a mais elevada concentração de Cr nestes locais são idênticas: processos mineiros e solos mais ricos em Cr.

Para o Cu, as regiões mais concentradas encontradas no nosso estudo também coincidem com as obtidas via musgos (noroeste estendendo-se em parte para o centro interior, zona Carregado-Lisboa-Setúbal e interior alentejano). No nosso caso, as causas são também atribuídas a queima de fuelóleo para produção de energia, para além de processos mineiros e actividades agrícolas.

Para o Fe, as maiores concentrações encontradas em ambos os estudos situam-se no interior do país sendo por nós atribuídas a efeitos de complexos industriais localizados no litoral devido a ventos predominantes de noroeste, excepto no nordeste transmontano em que também as atribuímos a processos mineiros.

Para o Ni, a distribuição de concentrações semelhante, sendo as mais elevadas por nós atribuídas a combustão de fuelóleo (zona sul) e prócessos mineiros no nordeste transmontano.

Para o Pb, a distribuição de concentrações também é semelhante, localizando-se os valores mais elevados nas zonas de maior tráfego e/ou densidade populacional. A presença de indústrias de queima de fuelóleo é também por nós apontada como causa poluente.

Para o Zn, a distribuição de concentrações também é semelhante sendo, no entanto, no nosso estudo mais extensa a faixa no norte do país. As causas

apontadas por ambos os estudos coincidem, apontando indústrias diversificadas como poluentes. As actividades agrícolas são também apontadas por nós para justificar a faixa alargada de elevadas concentrações no norte do país.

CONCLUSÕES

Da discussão acima, pode retirar-se algumas conclusões essenciais:

i) o factor 2 identifica a combustão a carvão como fonte poluidora;
ii) o factor 4, relacionado com fontes móveis, tem como elemento predominante o W o que é inesperado;
iii) o factor 6 foi identificado como fonte antropogénica de emissão de Cl;
iv) o factor 10 identifica uma importante fonte poluidora mas não consegue indicar qual.
v) o factor 11, identificado com produção cimenteira, representa uma forte fonte de poluição no nosso país.

A comparação com o estudo prévio efectuado com musgos permite concluir que entre 1990 (foi efectuada a colheita de musgos) e 1993 (foi efectuada a colheita de líquenes) a situação de concentrações para os elementos Cr, Cu, Fe, Ni, Pb e Zn não se alterou significativamente, sendo interessante concluir que musgos e líquenes conduziram a resultados semelhantes no que respeita a mapas de concentração para os elementos indicados. No entanto, salienta-se que o nosso trabalho vai mais além permitindo uma base matemática de identificação de fontes poluidoras.

Este primeiro trabalho extensivo de estudos de poluição atmosférica no nosso país constitui uma base de referência que pensamos dever ser efectuada periodicamente, de preferência sustentada pelas entidades nacionais do ambiente.

A malha de colheita por nós seleccionada (mais fina no litoral do que no interior), teve como base o facto da zona litoral do país ser mais industrializada do que o interior. No entanto, este estudo levou a concluir que, embora não sendo industrializado, o interior é fortemente afectado pelas indústrias do litoral. Assim, sugerimos que os estudos análogos que vierem a ser efectuados no futuro tenham como base uma malha uniforme entre 20x20 km ou 30x30 km.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem AIEA e EDP pelo apoio financeiro prestado; Universidade de Delft (IRI, Holanda) e ao Hahn-Meitner Institut (Berlim, Alemanha) pela disponibilização na realização de análises.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

FREITAS, M. C., REIS, M. A., ALVES, L. C., WOLTERBEEK, H. Th., VERBURG, T., GOUVEIA, M. A. 1995. Monitoring of trace-element air pollution in Portugal: qualitative survey. *MTAA-9 Int. Conf.*, Seoul, Coreia do Sul.(submetido ao *Journal of Radioanalytical Nuclear Chemistry, Articles*)

KABATA-PENDIAS, A. and PENDIAS, H. 1986. *Trace elements in soils and plants*. CRC press, Inc., Boca Raton, EUA. 315 pp.

KUIK, P., BLAAUW, SLOOF, J. E., WOLTERBEEK, H. Th. 1993a The use of Monte Carlo methods in Factor Analysis. *Atmospheric Environment* **27A**, 1967-1974.

KUIK, P., SLOOF, J. E., WOLTERBEEK, H. Th. 1993b. Application of Monte Carlo Assisted Factor Analysis to large sets of environmental pollution data *Atmospheric Environment* **27A**, 1975-1983.

NORD 1994:9. *Atmospheric heavy metal deposition in Europe - estimations based on moss analysis*. Äke Rühling, Copenhaga. 53 pp.

REIS, M. A., ALVES, L. C., WOLTERBEEK, H. Th., VERBURG, T., FREITAS, M. C., GOUVEIA, M. A. 1995. Main atmospheric heavy metal sources in Portugal by biomonitor analysis. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research B* (em publicação).

SLOOF, J. E. 1993. *Environmental lichenology: biomonitoring trace-element air pollution*. Ph. D. Thesis, TUDelft, Delft, Holanda. 191 pp.

IMPLEMENTAÇÃO DE UM SISTEMA DE BIOMONITORIZAÇÃO PARA A MODELIZAÇÃO ESPACIO-TEMPORAL DA QUALIDADE DO AR

M.J. PEREIRA[1], C. BRANQUINHO[2], A. SOARES[3],F. CATARINO[4]

PALAVRAS-CHAVE: Qualidade do Ar, Biomonitorização, Líquenes, Simulação Espacio-Temporal.

RESUMO

Neste trabalho descrevem-se as várias fases da implementação de um sistema de biomonitorização na área envolvente a um complexo mineiro, cujo objectivo final é modelização espacio-temporal da qualidade do ar na região. Após dois anos de amostragem procedeu-se à calibração das poeiras interceptadas pelos líquenes com as acumuladas pelos deposímetros físicos, tanto direccionais como horizontais. Uma boa correlação foi obtida entre os biomonitores e os deposímetros direccionais. É de salientar, a importância da variável precipitação total no modelo de calibração, contribuindo para o aumento dos coeficientes de correlação das regressões lineares. Numa segunda fase é proposto um modelo espacio-temporal de dispersão da concentração de partículas com um duplo objectivo a epatas complementares e disjuntas: previsão temporal e inferência espacial. Concretamente, propõe-se a utilização de um modelo de dispersão *gaussian-plume* para se prever no tempo, para determinadas condições meteorológicas e tecnológicas, a concentração de partículas na localização espacial das amostras; numa segunda etape é proposto um modelo estocástico de simulação espacial que, tendo por base os valores das "amostras" do modelo determinista, gera um conjunto de imagens equiprováveis da área em torno da mina.

1. INTRODUÇÃO

O estudo da evolução espacio-temporal da qualidade do ar numa determinada região requer a implementação de um sistema de monitorização

[1] Estudante de Doutoramento; Centro de Valorização de Recursos Minerais, Instituto Superior Técnico, Av. Rovisco Pais, 1096 Lisboa Codex; tel.: 01- 8417247; fax: 01-8417442; E-mail: p685@alfa.ist.utl.pt.

[2] Estudante de Doutoramento; Dep. de Biologia Vegetal, Fac. de Ciências da Univ. de Lisboa, Campo Grande, Bloco C2, 4º Piso, 1700 Lisboa; tel:01-7573141; fax:01-7500048; E-mail: cristina.branquinho@mad.servicom.es

[3] Professor Auxiliar com Agregação; Centro de Valorização de Recursos Minerais, Instituto Superior Técnico, Av. Rovisco Pais, 1096 Lisboa Codex; tel.: 01- 8417247; fax: 01-8417442.; E-mail: ncmrp@alfa.ist.utl.pt.

[4] Professor Catedrático; Dep. de Biologia Vegetal, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Campo Grande, Bloco C2, 4º Piso, 1700 Lisboa; tel.: 01- 7573141; fax: 01-7500048.

eficiente, simples manuseamento e economico que permita abranger um grande número de locais de amostragem.

Numa exploração mineira uma das principais fontes de poluição atmosférica consiste normalmente na dispersão de partículas das pilhas de minério tal-qual e/ou concentrado, por erosão do vento. Neste trabalho propõe-se a utilização da biomonitorização através de líquenes para medição da deposição de partículas. Os biomonitores apresentam várias vantagens quando comparados com a utilização de medições físicas: encontram-se disponíveis no campo, são fáceis de transplantar e têm características morfológicas que lhes permitem ser bons acumuladores de poluentes (Pereira *et al*, 1995). Encontram-se publicadas algumas comparações qualitativas (Little & Martin, 1974, Burton, 1986) e quantitativas (Andersen *et al.*, 1978, Pilegaard, 1979, Addison & Puckett, 1980, Pereira *et al,* 1995, Figueira *et al,*.1995 e Sloof, 1995) dos métodos de biomonitorização com medições químicas e físicas.

Neste trabalho apresenta-se a calibração dos líquenes com os monitores físicos - deposímetros - para a subsquente utilização dos biomonitores da deposição atmosférica, derivada pela dispersão de poeiras devido à actividade mineira.

Depois da fase de calibração, os valores de concentração nos liquenes foram usados como dados experimentais na construção do modelo de dispersão espacio-temporal que acenta numa abordagem de duplo objectivo com etapes disjuntas: previsão temporal e inferência espacial. Concretamente, num primeiro passo é proposto um modelo determinista de dispersão *gaussian plume* para calcular num dado tempo, com determinadas condições meteorológicas, o valor da concentração de partículas somente nos locais das amostras. Deste modo, tratando-se da localização espacial dos pontos para os quais o modelo foi calibrado, os valores estimados são, consequentemente, mais precisos e rigorosos; por outro lado, evitam-se os mapas atenuados, com a variabilidade espacial subestimada, característicos de modelos do tipo *gaussian plume*.

Num segundo passo, com base nos valores das amostras fornecidos pelo modelo determinista, é proposto neste estudo um modelo de simulação estocástica - simulação de Campos de Probabilidade - para caracterizar a dispersão espacial de concentração das partículas em toda a área envolvente da mina. Com o modelo estocástico pretende-se obter um conjunto de imagens equiprováveis, com a mesma dispersão espacial e o mesmo padrão de continuidade espacial das amostras experimentais.

2. CALIBRAÇÃO DE POEIRAS DE Cu EM LÍQUENES

2.1 Parte Experimental

2.1.1 Área de Amostragem

O estudo realizou-se na área envolvente a uma mina subterrânea de cobre situada no sudoeste de Portugal. A monitorização atmosférica consistiu em 19 pontos de biomonitorização, quatro dos quais eram simultaneamente pontos de monitorização física, numa área de cerca de 3 km^2 em volta da mina (Fig. 1). A principal fonte de poluição atmosférica no complexo mineiro são a dispersão de cobre particulado, com um calibre de cerca de 20 μm, a partir das pilhas de concentrado. Existem outras fontes secundárias tais como as pilhas de minério tal-qual, as chaminés de ventilação e o tráfego.

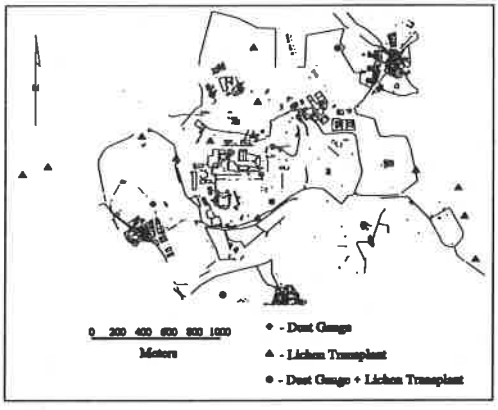


Fig. 1 - Localização espacial das amostras.

2.1.2 Procedimento de Amostragem

A amostragem física consistiu em colectar material particulado da atmosfera através de deposímetros horizontais e direccionais. A deposição total foi colectada mensalmente em 4 estações de monitorização. Os amostradores foram construídos segundo as normas britânicas para colheita mensal (British Standards, 1986[a,b]).

A biomonitorização consistiu no transplante de líquenes epifitos das espécies *Ramalina fastigiata* (Pers.) Ach. e *Usnea* spp. De ramos de *Olea europaea* L. (cerca de 1-2.5 m do chão para minimizar a contaminação do solo)

localizada na Serra de Grândola, a SW de Portugal e transplantá-los para o local a monitorizar. Os líquenes eram colocados numa rede larga de *nylon* e suspensos em ramos de uma árvores e nos deposímetros, pelo menos a um metro do solo. A área dos sacos de transplantes variou entre 100 a 180 cm^2 e o peso total do líquene entre 3 a 6g.

O período de exposição dos transplantes de líquenes foi de 2 a 3 meses, no fim do qual eram subsituídos por novos transplantes. A recuperação dos transplantes foi de cerca de 83%.O estudo cobre um período de 19 meses entre Julho de 1993 a Janeiro de 1995.

2.1.3 Análise Química das Amostras

As amostras foram depois analizadas em Cu por espectrofotometria de absorção atómica, no caso dos deposímetros e por espectrofotometria de absorção atómica. O procedimento para a prepação das amostras encontra-se descrito em Pereira *et al.* (1995). Os resultados das análises de Cu das amostras dos deposímetros foram expressos em mg $m^{-2}mês^{-1}$ segundo as normas britânicas (British Standards, 1986[a,b]). Os resultados das análises em Cu dos transplantes são expressos em $\mu mol\ g^{-1}$ de peso seco.

2.2 Calibração dos Líquenes

Para poder transformar os valores de concentração de Cu dos líquenes, função do peso seco ($\mu mol\ g^{-1}$) em fluxos de deposição atmosférica (mg m^{-2} $mês^{-1}$), procedeu-se ao cálculo de regressões múltiplas entre as concentrações de Cu nos líquenes e, alternadamente, nos dois tipos de deposímetros - direccionais e horizontais - para períodos de tempo comparáveis. A precipitação tem uma nítida influência na captação de poeiras da atmosfera pelos líquenes causando a lavagem das partículas da superfície do líquene. Assim, neste estudo foi utilizado o volume total de precipitação para cada período de amostragem. Na Tabela I apresentam-se os estatísticos descritivos das variáveis estudadas.

Tabela I. Estatísticos descritivos (Dep - deposímetros horizontais; Direc - deposímetros direccionais; Prec - precipitação total).

Variável	N. amostras	Média	Mínimo	Máximo	Dev. Padrão
Ramalina ($\mu mol\ g^{-1}$)	18	2.25	0.19	6.70	1.66
Usnea ($\mu mol\ g^{-1}$)	17	0.96	0.15	2.82	.64
Dep ($mg\ m^{-2}\ mês^{-1}$)	15	1.74	0.29	5.07	1.39
Direç ($mg\ m^{-2}\ mês^{-1}$)	20	34.19	3.61	92.85	23.72
Prec (mm)	21	79.26	0.00	204.00	71.73

Nenhuma correlação significativa foi encontrada nas regressões lineares entre os deposímetros horizontais e os líquenes (Pereira *et al*, 1995). As partículas são somente captadas por este tipo de deposímetro pela acção da sua própria velocidade de sedimentação ou então são transportadas pela precipitação. Consequentemente, este tipo de deposímetro tende a subestimar a deposição durante períodos de velocidades de vento elevadas e de pouca precipitação.

Por outro lado, as elevadas correlações entre os deposímetros direccionais e os líquenes (Tabela II) mostra que o tipo de partículas captadas pelos dois sistemas de monitorização é semelhante.

Tabela II. Nível de significância dos coeficientes de regressão linear das variáveis independentes. Variável dependente: deposímetros direccionais.

Reg.	*N. amostras*	*Ramalina*	*Usnea*	*Precipitação*	*Coeff. Correl.*
A	17	0.0013*			0.7129
C	16		0.0005*		0.7673
B	17	0.0006*		0.0393*	0.8005
D	16		0.0002*	0.0036*	0.8891

*above 95% confidence

O que conduziu aos seguintes modelos de regressão para as 4 situações:

A - Dep=11.39+10.77*Ramalina*;
B - Dep=2.63+10.62*Ramalina*+0.13Prec;
C - Dep=5.81+27.91*Usnea* ;
D - Dep=-3.81+24.35*Usnea*+0.28Prec.

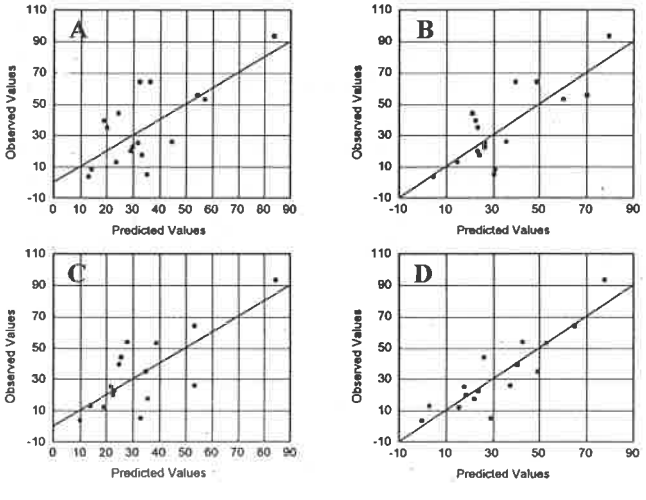


Fig. 2 - Gráficos dos valores observados *vs.* valores previstos pelos modelos de regressão linear

Como se pode observar na Fig. 2, valores observados *vs.* valores previstos pelos modelos de regressão, a introdução da variável precipitação enriqueceu significativamente os modelos de regressão linear. Todos os gráficos apresentam pontos com pequena dispersão em redor da recta bisectriz, e não enviezados. Neste estudo o comportamento das duas espécies de líquenes é semelhante.

3. MODELO DE SIMULAÇÃO ESPACIO-TEMPORAL DA CONCENTRAÇÃO DE PARTÍCULAS

3.1 Estimação dos Caudais de Emissão com o Modelo de *Gaussian Plume.*

Neste estudo utilizou-se uma versão modificada do modelo de dispersão gaussiano para fontes emissoras do tipo área para cálculo da deposição seca (Pereira *et al*, 1995). Estes modelos utilizam dados de entrada de dois tipos: meteorológicos (frequência de ocorrência e velocidade do vento) e parâmetros tecnológicos (caracterização da fonte emissora). A aplicação do modelo pode ser resumida pela seguinte sequência metodológica:

i) Estimação dos caudais de emissão - para isso utilizou-se um algoritmo iterativo de minimização juntamente com o modelo de dispersão gaussiana, para minizar o valor absoluto dos desvios entre os valores observados e os estimados pelo modelo. O método de convergência do algoritmo de minização é uma combinação da *golden section search* e a interpolação parabólica sucessiva (Brent, 1973).

ii) Em todos os pontos de amostragem, as concentrações de Cu nos líquenes foram transformadas em fluxos de deposição atmosférica utilizando os modelos de calibração previamente apresentados. Os valores transformados foram utilizados para estimar o caudal de emissão nos diferentes pontos de amostragem.

iii) Os valores de deposição de Cu foram calculados nos pontos de amostragem pelo modelo de dispersão utilizando os caudais de emissão estimados. Na Fig. 3 Pode-se observar que o modelo tende a subestimar os valores de baixa deposição de Cu e a sobrestimar os mais altos.

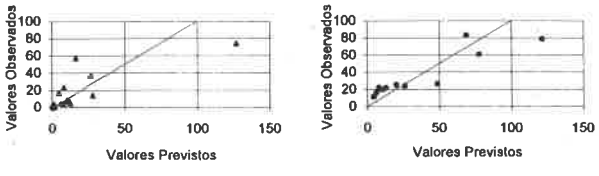


Fig. 3 - Valores de deposiçaõ de Cu observados *vs* previstos para dois períodos de amostragem.

A utilização do modelo *gaussian plume* para inferir os valores da concentração no espaço entre amostras apresenta um grande inconveniente: os mapas finais são normalmente atenuados, *i.e.*, a variabilidade espacial da concentração de partículas é sistemáticamente subestimada. Note-se que esta é uma característica de modelos do tipo *gaussian plume* para os quais o objectivo é obter-se a imagem média (mais provável) da grandeza que se pretende caracterizar. É neste sentido que é proposto um modelo de simulação estocástica cujo objectivo principal é precisamente a obtenção de imagens de toda a área envolvente da mina com a mesma variabilidade espacial das amostras experimentais..

3.2 Simulação Estocástica da Dispersão Espacial da Concentração de Cobre Particulado

Simulação de Campos de Probabilidade

Nesta última etape da abordagem de duplo objectivo - previsão temporal / inferência espacial - foi implementado um modelo estocástico de simulação da concentração de partículas de cobre, para todo o espaço A em torno da mina, com base nos valores das amostras $Z(t, x_\alpha)$. O modelo determinista de dispersão *gaussian plume* é usado para prever no tempo t, a concentração de partículas Z, somente nos locais de amostragem x_α: $Z(t,x_\alpha)$.

O objectivo do modelo de simulação estocástica é obter-se, não a imagem mais provável da concentração espacial de partículas, mas sim um conjunto de imagens equiprováveis que reflitam a variabilidade espacial medida a partir das amostras experimentais. Assim foi utilizada a Simulação de Campos de Probabilidade (Froidevaux,1993), método que pode ser resumido na seguinte sequência de passos:

i) Cálculo, para todos os pontos x da área A, da função de distribuição de probabilidade local (fdpl) $F_z(x) = prob\ \{Z(t, x)<z\}$ (Soares,1993).

ii) Simulação em A de um campo de probabilidades, *i.e.*, simulação da variável $U(x)$ com uma distribuição uniforme e uma estrutura de continuidade espacial (covariância $C(h)$ ou variograma espacial (γh)) inferida das amostras experimentais $Z(t, x_\alpha)$.

iii) Obtenção dos valores simulados $Z^s(t, x)$ da concentração das partículas em toda a área A, pela função inversa $F^{-1}_z(x)$:

$$Z^s(t, x) = F^{-1}_z(U(x)) \qquad \text{(Eq. 1)}$$

Note-se que para cada campo de probabilidades simulado $U(x)$ (ponto ii)), obtem-se uma nova imagem equiprovável $\{Z^s(t, x), x \in A\}$ da concentração de partículas em A.

3.3 Exemplo de Aplicação da Simulação Espacio-Temporal

A título ilustrativo apresenta-se seguidamente um exemplo de toda a sequência da previsão espaço-temporal (pontos 4 e 5) de partículas de cobre em torno da área da mina.

- **Simulação Temporal**
  Com o modelo de dispersão de *gaussian plume*, foi calculada, para determinadas condições meteorológicas e tecnológicas, a concentração de partículas de cobre $Z(t,x_\alpha)$ nos pontos de amostragem x_α (Fig. 1).

- **Simulação Espacial**
  Posteriormente foram estimadas as funções de distribuição locais $F_z(x)$ para todos os pontos x da área A (Fig. 4a). A simulação espacial processa-se com base em ii) e iii) de 3.2. Assim, na Fig. 4c-f apresentam-se 4 imagens equiprováveis da concentração de partículas em A para o tempo t, resultantes das simulações de campos de probabilidade $U^1(x),\ldots,U^4(x)$ (das quais se apresenta um exemplo em 4b) e da função $F_z(x)$ (Eq. 1).

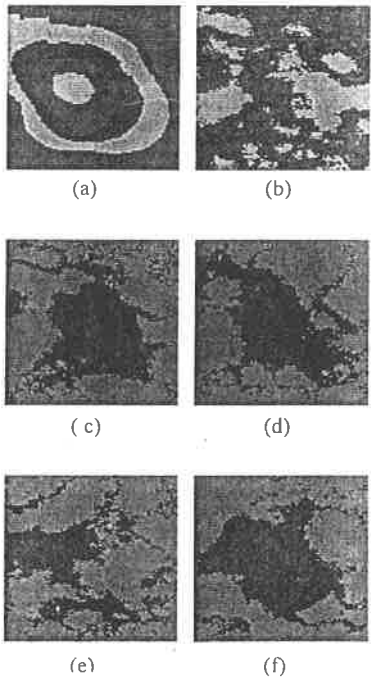


Fig. 4 - a: Função de distribuição de p probabilidades para a área A; b: campo de probabilidades simulado; c-f: 4 imagens simuladas equiprováveis.

4. CONCLUSÕES

Como seria de esperar, não existe qualquer correlação entre os dois tipos de deposímetros, dado que têm processos de captação de partículas distintos. Na realidade, raramente se encontram quantidades significativas de partículas nos deposímetros horizontais. O que significa que existem poucas partículas na atmosfera com peso suficiente para se depositarem pela acção da gravidade. Assim sendo, pode-se concluir que este tipo de deposímetro não é adequado à dimensão das partículas a monitorizar, não contribuindo para a caracterização da qualidade do ar.

Por outro lado, os deposímetros direccionais, como têm capacidade de interceptar partículas arrastadas pelo vento, apresentam sempre valores mais elevados de concentrações, correlacionando-se muito bem com os biomonitores. É de salientar a importância da variável precipitação total no modelo de calibração, como se pode observar pelo aumento dos coeficientes de correlação das regressões lineares.
Os líquenes mostraram ser precisos e eficientes biomonitores de deposição atmosférica de poeiras de elevados teores em Cu. Outra das grandes vantagens desta metodologia é o baixo custo associado à possibilidade de monitorizar grandes áreas com elevado número de pontos de amostragem, tornando-se então possível analisar os impactes regionais, tanto espacial como temporalmente, através da implementação de modelos determinísticos ou estocásticos.

A nova abordagem aqui apresentada de modelização com duplo objectivo - previsão no tempo e inferência no espaço - apresenta algumas vantagens em relação à utilização de modelos deterministas de dispersão:

i) O modelo de dispersão *Gaussian Plume* é utilizado para a previsão de valores de concentração de cobre somente nos locais de amostragem. Consequentemente, a previsão é mais rigorosa e precisa uma vez que é restrita aos pontos para os quais o modelo foi calibrado; por outro lado, evita-se o efeito de atenuação, característica dos modelos deterministas do tipo *gaussian plume*, dos valores simulados para a restante área A.

ii) A simulação estocástica fornece um conjunto de imagens de A com a mesma variabilidade dada pela função de distribuição global $Fz(x)$ e continuidade espacial dos valores experimentais.

iii)Para um dado tempo t, o conjunto de imagens equiprováveis permite a análise de risco do poluente em causa, através da identificação das áreas com maior probabilidade de serem contaminadas com valores acima de uma dado limite, instrumentos fundamentais para a quantificação do impacte do poluente naquela região.

5. AGRADECIMENTOS

CB e MJP agradecem à *JNICT* as bolsas BD/3698/94 and BD/2068/92-RN. Este estudo foi financiado pelo EU Brite-Euram II Research Programme sob o contracto BRE2-CT92-0168.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADDISON, P.A. & PUCKETT, K.J. 1980. Deposition of atmospheric pollutants as measured by the lichen element content in the Athabasca oil sands area, *Can. J. Bot.* **58**, pp. 2323-2334.

ANDERSEN, A., HOVMAND, M.F. & JOHNSEN, I.B. 1978. Atmospheric heavy metal deposition in the Copenhagen area, *Environ. Pollut.* **17**, pp. 133-151.

BRENT, R. 1973. *Algorithms for minimisation without derivatives*, Prentice-Hall inc.

BRITISH STANDARD INSTITUTION (ed.) 1986 [a]. *Methods for the measurement of air pollution*, Part 1. Deposit gauges, BS 1747, London.

BRITISH STANDARD INSTITUTION (ed.) 1986 [b]. *Methods for the measurement of air pollution*, Part 5. Directional gauges, BS 1747, London.

BURTON, M.A.S. 1986. *Biological monitoring of environmental contaminants (plants)*. Marc report, London.

FIGUEIRA, R., PACHECO, A., SOUSA, A. J., BRANQUINHO, C., 1995. First studies in assessing cryptogamic epiphytes as biomonitors of sea-salt deposition density, *Air Pollution III* **2**, pp. 431-438.

FROIDEVAUX, R. 1993. Probability field simulation, in *Geostatistics, Troia'92*, Ed. Amilcar Soares, Kluwer Academic Pub., **1**, pp 73-84.

LITTLE, P. & MARTIN, M.H. 1974. Biological monitoring of heavy metal pollution, *Environ. Pollut.* **6**, pp. 1-19.

PEREIRA, M. J., BRANQUINHO, C., SOARES, A., 1995. Modelling air pollution in a copper mine by using physical and biological monitoring, in *Air Pollution III* **2**, pp. 49-57.

PILEGAARD, K. 1979. Heavymetals in bulk precipitation and transplanted hypogymnia physodes and dicranoweisia cirrata in the vicinity of a danish steelworks, *Water air and soil pollution* **11**, pp. 77-91.

SLOOF, J.E. 1995. Lichens as quantitative biomonitors for atmospheric trace-element deposition, using transplants, *Atmospheric environment* **29**, pp. 11-20.

SOARES, A., TÁVORA, J., PINHEIRO, L., FREITAS, C., ALMEIDA, J. 1993. Predicting probability maps of air pollution concentration: a case study on Barreiro/Seixal industrial area, in *Geostatistics, Troia'92*, Ed. Amilcar Soares, Kluwer Academic Pub., **1**, pp 625-637.

EMISSÕES DE COMPOSTOS ORGÂNICOS VOLÁTEIS (COV) PELA FLORESTA DE CONÍFERAS EM PORTUGAL

A. R. VALENTE[1], T. V. NUNES[1] e C. A. PIO[1]

RESUMO

Desenvolveu-se um estudo de avaliação dos fluxos de emissão de compostos orgânicos voláteis (COV) pelo pinheiro bravo português (*Pinus pinaster*), a espécie florestal com maior distribuição em Portugal, representando cerca de 40% da área florestada nacional. Os principais COV não metano emitidos pelo pinheiro bravo são constituídos por monoterpenos dos quais o α-pineno e β-pineno são os compostos emitidos em maiores quantidades, apresentando padrões de variação sazonal. As taxas de emissão possuem uma dependência exponencial positiva com a temperatura, aumentando cerca de 15% por cada variação de 1ºC. Com base nos resultados experimentais calcularam-se em cerca de 39kton de terpenos emitidos em média anualmente pela floresta de pinheiro bravo e restantes coníferas em Portugal, valor este que é fortemente dependente do desenvolvimento dos algoritmos e factores de emissão, da base de dados de temperatura e dos factores de densidade de biomassa foliar usados para cada grupo vegetativo.

PALAVRAS CHAVE

Hidrocarbonetos biogénicos, emissões naturais, monoterpenos, Pinus pinaster, inventários.

1 - INTRODUÇÃO

Os problemas associados às alterações globais na Terra, nomeadamente na química da troposfera, no ciclo global do carbono e nas concentrações de fundo de ozono troposférico, têm preocupado a comunidade científica nos últimos anos. De facto, o aumento progressivo das concentrações de fundo de ozono na troposfera, estimando-se que hoje sejam cerca do dobro das que existiam no início do século, e a ocorrência de episódios de elevadas concentrações de ozono, particularmente no período

[1] Departamento de Ambiente e Ordenamento - Universidade de Aveiro
3810 - AVEIRO

de Verão em regiões rurais, poderão ter efeitos graves no rendimento agrícola e no desenvolvimento florestal.

O ozono na baixa troposfera está associado à presença dos seus precursores, que em determinadas condições poderão conduzir à sua produção. O processo é bastante complexo, porque os COV, considerados na troposfera um dos principais grupos precursores da formação de ozono (Fehsenfeld e Liu, 1993), são emitidos também pela Natureza e pela agricultura, sobretudo os designados hidrocarbonetos biogénicos não metano (HBNM), e ainda devido à elevada variabilidade da reactividade específica de cada COV, de acordo com a sua composição química.

Hough *et al.*, (1991), estimaram que cerca de 75% do ozono troposférico tem origem na própria troposfera, sendo os restantes 25% provenientes da estratosfera. Do ozono troposférico, cerca de 1/3 é formado a partir de emissões naturais dos seus precursores e os restantes 2/3 resultam de fontes antropogénicas. De acordo com os mesmos autores, entre os precursores de ozono, hidrocarbonetos, monóxido de carbono e hidrogénio, aproximadamente 17% da produção de O_3 é atribuída ao isopreno e terpenos. Isto significa que qualquer estudo de alterações globais ou estratégia de controlo ou redução dos índices de ozono na troposfera, tem que considerar a importância que podem representar as fontes naturais de COV. Guenther *et al.*, (1995), apresentaram um modelo global de emissões naturais de COV, tendo classificado em quatro categorias os principais compostos emitidos: isopreno, monoterpenos, outros COV naturais reactivos (com um tempo de vida inferior a um dia) e outros COV naturais. Estimaram que os fluxos de emissão globais de COV naturais na Terra seriam cerca de 1150 Tg C, sete vezes mais elevadas que as emissões antropogénicas, correspondendo aproximadamente a 2,4% da produtividade primária líquida, valores que dependem fortemente dos factores de emissão e de densidade de biomassa foliar aplicados nas formulações. A incerteza nestas estimativas foi calculada em cerca de um factor de 3 a 5. Para a Europa, por exemplo, as estimativas de Guenther são cerca de duas vezes superiores às apresentadas por Simpson, (1994). Alguns autores sugeriram mesmo que a redução das emissões antropogénicas de COV na Europa não contribuiria significativamente para a diminuição do ozono troposférico, devido às elevadas taxas de emissões naturais. As poucas estimativas existentes para a Europa indicam que a razão entre a soma das emissões de isopreno e terpenos, provavelmente os principais grupos de COV não metano emitidos pela vegetação, e as emissões antropogénicas pode variar entre 2,3 e 5 (Slanina, 1993; Simpson, 1994).

Portugal, pelas suas características de temperatura e radiação solar incentivadoras dos fluxos naturais de emissões de COV para a atmosfera, associadas a uma cobertura florestal relativamente elevada, particularmente a Norte do rio Tejo, surge como um país com uma potencial fonte importante deste tipo de compostos. De facto, Portugal é indicado nos inventários de emissões e nos modelos europeus de qualidade do ar como uma região com

fluxos de emissão de COV naturais elevados (Lübkert e Tilly, 1989; Simpson, 1994). Contudo, tratam-se de estimativas teóricas sem qualquer comprovação a partir de campanhas experimentais realizadas no terreno. O trabalho desenvolvido insere-se neste contexto, tendo-se implementado um conjunto de estudos de campo e de laboratório (Nunes *et al*, 1994, Pio *et al*, 1994; Valente, 1995) para a medição de fluxos de emissão de COV não metano pelo pinheiro bravo (*Pinus pinaster*) português, a espécie florestal mais abundante em Portugal, ocupando cerca de 40% da área florestada nacional. No pinheiro bravo verifica-se ainda a extracção de resina com origem em árvores vivas, actividade que pelas suas características pode constituir a maior fonte de emissão de COV, nomeadamente nos povoamentos aonde seja praticada (Pio e Valente, 1993; Valente, 1995). Pretende-se nesta comunicação apresentar os principais resultados obtidos a partir do trabalho experimental realizado e contribuir para a compreensão dos fluxos de emissão destes compostos pela floresta de coníferas em Portugal.

2 - PARTE EXPERIMENTAL

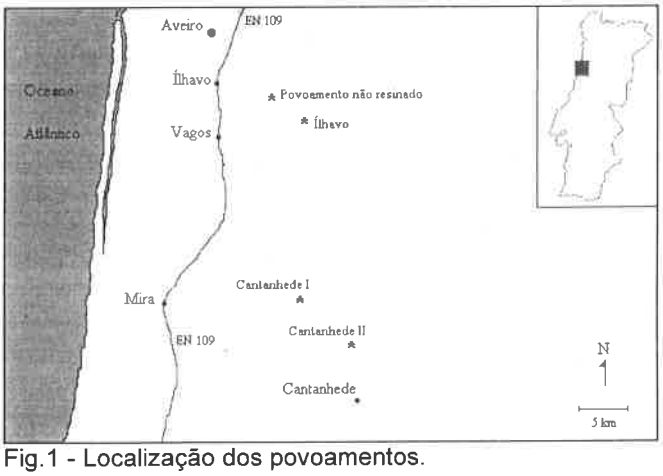


Fig.1 - Localização dos povoamentos.

As áreas abrangidas pelas actividades de campo localizaram-se na região de Aveiro (figura 1). As medições de campo em pinheiro bravo não resinado realizaram-se num povoamento isolado com 16 anos de idade situado a cerca de 10km a Sul de Aveiro. As campanhas de resinagem decorreram em três povoamentos de pinheiro resinado, com 35 a 40 anos de idade, em árvores no segundo ano de resinagem. O povoamento de Ílhavo situa-se a cerca de 15km a Sudeste de Aveiro e os povoamentos de Cantanhede situam-se aproximadamente a 35km a Sudeste de Aveiro, respectivamente Cantanhede I e Cantanhede II. Todos os povoamentos caracterizam-se por serem em regiões rurais, com baixa densidade de população e ausência de fontes importantes de emissões antropogénicas. As campanhas de resinagem decorreram entre Março de 1992 a Agosto de 1993 e as campanhas no

povoamento não resinado iniciaram-se em Fevereiro de 1992 e concluiram-se em Março de 1994. Durante este período conduziram-se estudos de laboratório em plantas jovens de pinheiro bravo (plântulas com 1 ano de idade) obtidas da Estação Florestal da Mealhada.

A avaliação das taxas de emissão de COV provenientes das agulhas de pinheiro bravo foram realizadas pela aplicação do método dinâmico do saco (Nunes *et al.*, 1994). Aplicou-se a técnica de medição por um elemento traçador, ou "tracer" atmosférico a um povoamento isolado de pinheiro bravo não resinado, de modo a confirmar e validar as medições efectuadas com o método do saco (Valente, 1995). No caso das campanhas de campo para a avaliação das emissões resultantes das práticas da resinagem aplicou-se, de igual modo, o método dinâmico do saco (Valente, 1995). Em qualquer dos casos, os COV foram colhidos da atmosfera por adsorção em Tenax-TA e analisados em laboratório por cromatografia gasosa com detecção por ionização de chama, após desadsorção térmica da amostra. Para a aplicação da técnica de medição por "tracer", utilizou-se SF_6 que foi colhido da atmosfera para sacos de polietileno revestido e opaco, sendo analisado em laboratório por cromatografia gasosa com detecção por captura de electrões.

3 - RESULTADOS E DISCUSSÃO

O trabalho experimental efectuado permitiu identificar que tipo de compostos são emitidos pelo pinheiro bravo português e desenvolver um conjunto de estudos de correlação quantitativa entre as taxas de emissão calculadas e parâmetros medidos experimentalmente, dos quais a temperatura, a radiação, a humidade ou a intensidade do vento são alguns exemplos. Estabeleceram-se também variações temporais das respectivas taxas de emissão. No entanto, é necessária uma adequada prudência na generalização que é possível fazer dos resultados obtidos, devido sobretudo à enorme variedade do ecossistema florestal nacional e à natureza deste projecto, orientada preferencialmente em campanhas de campo, havendo a necessidade de restringir as áreas abrangidas para as actividade de campo, pelas características das técnicas usadas e pelos meios disponíveis.

Os principais COV não metano emitidos pelo pinheiro bravo português são terpenos, sóbretudo monoterpenos, dos quais o α-pineno e o β-pineno são os compostos emitidos em maiores quantidades. Identificaram-se ainda canfeno, Δ3-careno, terpineno, mirceno, limoneno, p-cimeno, um terpeno oxigenado, provavelmente 1,8-cineol, uma vez que elui no mesmo tempo de retenção que o padrão respectivo, e um grupo designado de "outros", provavelmente monoterpenos, pois eluem na região de saída dos restantes monoterpenos nos cromatogramas respectivos, mas sobre os quais não se dispunham de padrões para confirmação. Verificaram-se alterações sazonais

na composição relativa dos terpenos identificados, dependendo do estado fenológico da planta: no período de florescência (Fevereiro) a análise em laboratório do "head space" das agulhas apresentou em média uma composição de terpenos constituída por 37% de α-pineno, 29% de β-pineno, 16% de mirceno e 10% de Δ3-careno. Ainda no período de florescência verificou-se que o "head space" da zona do gomo de crescimento apresentava uma composição relativa deveras diferente das agulhas, apresentando o Δ3-careno como terpeno maioritário (43%), seguindo-se o α-pineno (27%), β-pineno (15%) e mirceno (15%). Foram efectuadas em Abril novas análises a "head spaces" de agulhas com a mesma proveniência que as anteriores e constatou-se que a composição era afectada pela idade das agulhas: as agulhas do ano anterior apresentavam maior quantidade de β-pineno, do que α-pineno, enquanto as agulhas da nova rebentação apresentavam precisamente a relação inversa. Este comportamento foi observado tanto em agulhas provenientes de árvores adultas (16 anos) como de árvores jovens (2-3 anos). Nos ensaios de campo , de Inverno (Fevereiro) o composto mais abundante nas emissões foi sistemáticamente o α-pineno, seguido do β-pineno e Δ3-careno; nas campanhas que decorreram de Junho a Agosto de 93 observou-se o decréscimo do α-pineno em detrimento do aumento de β-pineno. Nas campanhas de Agosto de 93 o β-pineno foi o composto identificado em maiores quantidades (33 a 40%) seguindo-se o α-pineno (22 a 32%), o mirceno (8 a 12%), o Δ3-careno (6 a 10%) e um conjunto de compostos terpénicos oxigenados cuja ocorrência dependia de um conjunto de condições ambientais ainda não perfeitamente quantificadas. Já nas campanhas de 1992, Julho a Agosto, tinha sido observado o mesmo comportamento, com o β-pineno como composto maioritário. Estas observações são razoavelmente concordantes com os resultados obtidos dos ensaios de "head space". Os ensaios de laboratório efectuados com plântulas de pinheiro, que decorreram de Fevereiro a Junho de 93, apresentaram de um modo geral o β-pineno como composto maioritário. Nestes ensaios não foi detectado o Δ3-careno e os compostos oxigenados apareceram em quantidades vestigiais.

Com especial interesse no desenvolvimento de inventários de emissões de COV naturais, e devido fundamentalmente ao estado actual da investigação sobre o assunto, os algoritmos de emissão de monoterpenos surgem apenas dependentes da temperatura. De facto, a temperatura é um factor de emissão que permite explicar com razoável precisão uma boa parte do comportamento das emissões de COV pela generalidade das coníferas. A dependência das emissões com a temperatura foi inicialmente expressa por Tingey, (1981), e é tipicamente traduzida por uma exponencial positiva, analogamente à dependência da pressão de vapor do respectivo composto com a temperatura, de forma genérica:

$$LogE. = a + bT \qquad \text{(Eq. 1)}$$

Em que E é a taxa de emissão do composto, T a temperatura e a e b são constantes. Vários autores têm confirmado esta formulação nas taxas de emissão das coníferas, referindo-se apenas como exemplos os trabalhos de Steinbrecher, (1990), Tingey *et al.*, (1991), Janson, (1992), e Guenther *et al.*, (1995). Os nossos resultados experimentais não constituíram excepção. O algoritmo médio de emissão obtido para o caso do pinheiro bravo não resinado expressa a dependência das taxas de emissão, calculadas em μg de terpenos/g (peso seco foliar) hora, com a temperatura em ºC:

$$LogE = -1,447 + 0,060T \qquad \text{(Eq. 2)}$$

Este algoritmo resultou de uma comparação dos algoritmos desenvolvidos experimentalmente a partir do método dinâmico do saco de modo a serem validados com os resultados da aplicação da técnica de medição por "tracer" (Valente, 1995). O estudo comparativo foi realizado considerando alternativamente que a temperatura das agulhas era igual à temperatura ambiente, ou que a temperatura foliar ao longo da copa varia, como resultado da variação da intensidade da radiação solar penetrante, recorrendo-se ao modelo de copa descrito por Lamb *et al.*, (1993).

Verificou-se uma tendência de decréscimo dos valores das taxas de emissão de terpenos normalizadas a 30ºC, ($E_{30ºC}$), de aproximadamente 4,5μg/gh durante os meses de Verão para cerca de 0,7μg/gh no Inverno. Esta observação poderá relacionar-se não apenas através da influência da pressão de vapor dependente da temperatura, utilizada para efectuar a normalização, mas também provavelmente a alterações nas reservas de terpenos no interior da planta e aos seus mecanismos de síntese.

Os ensaios efectuados com plântulas de pinheiro também permitiram obter uma expressão análoga, com a=-0,080 e b=0,071. A taxa de emissão de monoterpenos pelas plântulas de pinheiro foi superior à de árvores adultas.

O algoritmo obtido a partir das campanhas de resinagem expressa, de igual modo, a dependência das taxas de emissão de terpenos, neste caso em mg terpenos/árvore hora, com a temperatura em ºC:

$$LogE = 0,631 + 0,065T \qquad \text{(Eq. 3)}$$

A estrutura actual dos algoritmos de emissão apresentados para as várias espécies de coníferas indicam que ao considerarem unicamente a dependência da temperatura e/ou da radiação solar, traduzem apenas uma

pequena fracção da variabilidade das emissões. Torna-se evidente que o desenvolvimento de um modelo multiparâmetro irá reduzir as incertezas das previsões das taxas de emissão integradas em inventários de emissões. A variabilidade que se pode observar nos resultados dos vários estudos realizados, em diferentes regiões, condições experimentais e períodos de medição, acentua o carácter específico, genético, geográfico, temporal e individualizado dos mecanismos de síntese, tranporte e emissão de terpenos pelas coníferas. As diferenças fundamentais encontradas na literatura não se devem provavelmente às técnicas de medição utilizadas, mas às condições intrínsecas e externas às plantas e suas interrelações, que controlam os processos bioquímicos e físicos de emissão de COV pela espécie em estudo.

Publicações mais recentes (Geron *et al.*, 1994; Monson *et al.*, 1995) têm avançado com um novo conceito, a taxa de emissão basal, E_b, a qual confere ao algorítmo de emissão um novo aspecto:

$$E = E_b.\exp(\beta\,(T - T_s)) \qquad \text{(Eq. 4)}$$

Traduzindo β a dependência da emissão com a temperatura, correspondente ao valor de *b* nos algoritmos anteriormente apresentados, *T* a temperatura e T_s a temperatura de referência a que é medida a taxa E_b. A taxa de emissão basal expressa principalmente o tamanho do reservatório de monoterpenos da planta e é medidda sempre nas mesmas condições (T= 30ºC). Deste modo, será possível introduzir nesta formulação, através de E_b, a contribuição ou influência de outras variáveis que não apenas a temperatura.

Para converter as taxas de emissão calculadas em fluxos de emissão é necessário o conhecimento da variação dos factores de densidade de biomassa foliar, *D*, para as respectivas espécies e a sua distribuição nas áreas de estudo. Trata-se de um parâmetro muito importante, pois a incerteza actual associada aos inventários de emissões naturais de COV é fortemente dependente dos valores que são considerados para cada grupo vegetativo. A variação sazonal dos factores de densidade de biomassa foliar está estreitamente relacionada com a variação da produtividade primária líquida da espécie, *PPL*, ao longo do seu período de crescimento vegetativo. Infelizmente não se conseguiu obter informação publicada sobre a variação de *D* para o pinheiro bravo e restantes coníferas em Portugal. Deste modo, optou-se por seleccionar um valor médio de 700g/m^2, com base na sua variação nas espécies de coníferas com distribuição na Europa e na informação recolhida de trabalhos desenvolvidos em países mediterrânicos (Espanha, França, Itália, projectos CORINAIR, LOTOS, BEMA e EMEP).

Para se avaliar a distribuição regional das emissões de COV pela floresta de coníferas em Portugal recorreu-se aos dados do inventário florestal nacional (DGF, nº303 ,1993). O país foi dividido pelas respectivas áreas distritais, divisão meramente artificial, que teve apenas como objectivo

adaptar os resultados experimentais à estrutura distrital utilizada correntemente para a apresentação da distribuição da floresta portuguesa nos inventários publicados. Consideraram-se as temperaturas diárias médias mensais para cada região (SMN, Normais Climatológicas 1931-1960). Refira-se que não é objectivo deste estudo a elaboração de um inventário de emissões naturais em si, mas sim compreendendo os fluxos de emissão destes compostos contribuir para o desenvolvimento de uma metodologia para a sua elaboração, identificando-se precisamente os parâmetros sobre os quais ainda estão associadas as incertezas dos actuais inventários de emissões naturais de COV, com base em medições experimentais. Aplicaram-se os algoritmos desenvolvidos experimentalmente e o factor de densidade de biomassa foliar média de 700g/m^2 para o pinheiro bravo e restantes coníferas. Consideraram-se emissões contínuas (24 horas) de terpenos e um período activo de resinagem desde a segunda quinzena de Março até à primeira quinzena de Novembro. Em conjunto com a distribuição da floresta e com a média anual de incisões praticadas na resinagem para a década de 80, calcularam-se as emissões médias totais mensais de terpenos pelo pinheiro bravo e outras coníferas em Portugal.

Obteve-se um total anual de cerca de 39kton de terpenos emitidos no país pela floresta de coníferas. Períodos de precipitação e nevoeiro poderão aumentar as taxas de emissão, não existindo no entanto informação quantificada para ser incluída nos cálculos. Os fluxos de emissão de terpenos pela floresta de coníferas em Portugal serão essencialmente compostos por α-pineno e β-pineno e em menores quantidades por mirceno, limoneno, canfeno, p-cimeno e terpineno. A emissão de outros compostos orgânicos pelo pinheiro bravo português, que não terpenoides, não é conhecida. Cerca de 72% do fluxo anual é emitido entre os meses de Maio a Setembro, correspondendo aos períodos de crescimento vegetativo das espécies e de maiores temperaturas (figura 2).

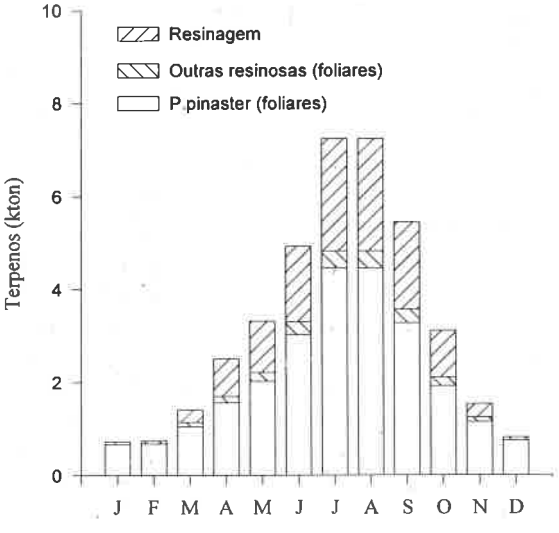


Fig 2 - Variação média mensal da emissão de terpenos.

Foi na região centro, nos distritos de Viseu, Coimbra, Castelo Branco, Leiria e Santarém, que se verificaram os maiores fluxos de emissão, representando cerca de 60% do total de emissões de terpenos, estreitamente

relacionados com a distribuição, densidade florestal e intensidade da actividade da resinagem nestas regiões (figura 3).

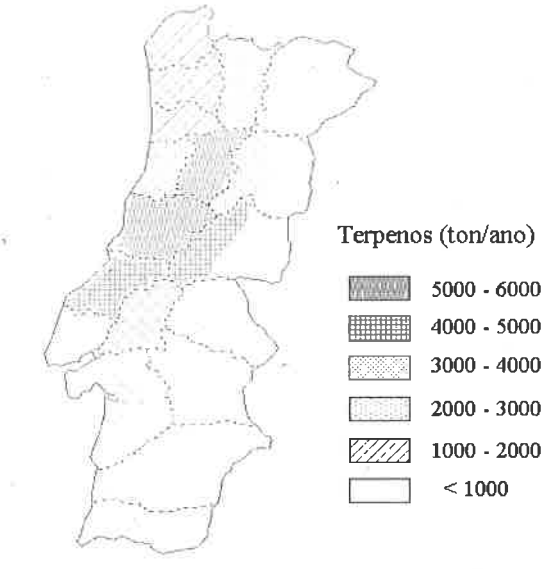


Fig 3 - Emissão média anual de terpenos.

Provenientes das práticas da resinagem estimaram-se em cerca de 11,8kton de terpenos emitidos anualmente, representando aproximadamente 30% do total das emissões terpénicas da floresta de coníferas. Lamb *et al.*, (1993), consideraram que na classe das coníferas emissoras de terpenos, cerca de 34% dos COV emitidos eram outros compostos que não terpenos, constituídos predominantemente por parafinas e aromáticos. Janson (1992), estimou que cerca de 15% do total das emissões de COV numa floresta de coníferas poderão resultar do solo florestal. Utilizando estes valores médios nos nossos resultados, obtém-se um fluxo médio anual de COV emi-tidos pela floresta de coníferas em Portugal aproximadamente de 68kton.

Na estimativa dos fluxos de emissão o factor temperatura é como se pode ver pela estrutura dos algorítmos bastante crítico. Como foi referido anteriormente, os cálculos efectuados tiveram como base a temperatura média diária mensal. Normalmente o que se encontra publicado e de acesso mais ou menos fácil, são temperaturas médias diárias, assim como a máxima e mínima diária. Uma análise aos algorítmos apresentados mostrou que os erros que advêm da aplicação de valores de temperatura média diária em vez de temperatura média horária, aumentam com a amplitude térmica diária. Considerando que a variação diária da temperatura pode ser descrita em boa aproximação por uma função seno ou coseno (Berry *et al.*, 1945), então recorrendo aos valores de T_{max} e T_{min}, pode-se gerar um perfil de temperatura para estimar os fluxos de emissão. Os fluxos de emissão de monoterpenos pelas agulhas, calculados a partir de temperaturas médias diárias em vez de temperaturas médias horárias, são cerca de 11, 22, 35, e 47% mais baixas, quando as amplitudes térmicas diárias são 10, 15, 20 e 25°C respectivamente. No caso do algorítmo para a resinagem esta diferença é ainda maior: 11,3, 25, 39 e 52% para as mesmas diferenças de temperatura. Estes erros podem ser significativos nas regiões do interior do país, pois verificam-se com frequência dias com amplitudes térmicas

superiores a 15ºC, valores que ocorrem sobretudo nos períodos de maiores temperaturas, Junho a Setembro (SMN, Normais Climatológicas 1931-1960), a que correspondem, por sua vez, os maiores fluxos de emissão.

O trabalho desenvolvido permitiu aumentar a compreensão sobre os fluxos de emissão de COV naturais em Portugal, com base em medições experimentais. Um modelo ideal de emissão deveria contemplar o inventário detalhado das espécies distribuídas por unidade de área e a variação dos respectivos factores de densidade de biomassa. Para cada factor de emissão, deveria conhecer-se a sua dependência com influências externas (temperatura, radiação solar, humidade relativa, estação do ano) e a composição dos COV emitidos, que pode ser dependente por exemplos da temperatura e tempo. No entanto o estado da investigação e os compromissos estabelecidos, agregação de vários grupos vegetativos, factores de biomassa médios e factores de emissão dependentes apenas de um ou dois parâmetros, são apenas primeiras aproximações. A medição de fluxos de emissão e concentrações atmosféricas de COV para outras espécies vegetais em diferentes regiões, a medição da cobertura vegetal e factores de densidade de biomassa foliar e a sistematização dos dados climáticos numa base geográfica, são três grandes áreas de investigação que conduzirão a um aumento qualitativo e quantitativo da estimativa dos fluxos biogénicos de COV em Portugal.

4 - AGRADECIMENTOS

Os autores pretendem manifestar o seu agradecimento aos Programas CIÊNCIA e PRAXIS XXI o financiamento das bolsas concedidas, ao projecto EUROTRAC, subprojecto BIATEX e projecto STEP-CT90-0060 das Comunidades Europeias que promoveram e financiaram o desenvolvimento deste estudo.

5 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BERRY Jr., F. A:, BOLLEY, E. P., BEERF, N. R. 1945. Handbook of meteorology. Mc. Grow Hill Company, Sec. VI, 467pp.

DIRECÇÃO-GERAL DAS FLORESTAS, Nº 303,1993. Distribuição da Floresta em Portugal Continental.

FEHSENFELD, F. C.; LIU, S. C. 1993. Tropospheric ozone: distribution and sources. *Global atmospheric Chemical Change*. Editado por Hewitt C. N., Sturges W. T. Elsevier Applied Science. 169-231 pp.

GERON, C.D.; GUENTHER, A. B.; PIERCE, T. E. 1994. An improved model gor estimating emissions of volatile organic compounds from forest in the eastern United States. *Journal of Geophysical Research*, 99, **D6,** 12773- 12791.

GUENTHER, A. B; ZOMMERMAN, P. R.; WILDERMUTH, M. 1994. Natural volatile organic compound emission rate estimates for U.S. woodland landscapes. *Atmospheric Environment* **28, 6,** 1197-1210.

GUENTHER, A. B. *et al.*, 1995. A global model of natural volatile organic compounds emissions. *Journal of Geophysical Research*, **100, D5,** 8873-8892.

HOUGH, A. M. and JOHNSON, C. E., 1991. Modelling the role of nitrogen oxides, hidrocarbons and carbon monoxide in the global formation of tropospheric oxidants. *Atmospheric Environment,* **25A, 9,** 1819-1835.

JANSON, R. 1992. *Monoterpenes from the boreal coniferous forest. Their role in atmospheric chemistry.* Ph. Th, Department of Meteorology, Stockholm University.

LAMB, B.; GAY, D.; WESTBERG, H. 1993. A biogenic hydrocarbon emission inventory for the U.S.A. using a simple forest canopy model. *Atmospheric Environment* **27A, 11,** 1673-1690.

LÜBKERT, B.; TILLY, S. 1989. The OECD-MAP emission inventory for SO_2, NO_x and VOC in Western Europe. *Atmospheric Environment* **23**, 3-15.

NUNES, T. V.; VALENTE, A. R.; BRITO, S.; PIO, C. A. 1994. Emissões de hidrocarbonetos voláteis pelo *Pinus pinaster* e *Eucalyptus globulus*. Contribuição para a elaboração de um inventário de emissões de hidrocarbonetos voláteis não metano para Portugal. *4ª Conferência Nacional Sobre a Qualidade do Ambiente*, Vol II, M209-M219 pp.

PIO, C. A.; VALENTE, A. R. 1993. Terpene emissions from resin tapping practices. *General assessment of biogenic emissions and deposition of nitrogen compounds, sulphur compounds and oxidants in Europe*. CEC/BIATEX workshop, 243-249 pp.

PIO, C. A.; NUNES, T. V.; VALENTE, A. R. 1994. Measurement of VOC emissions from *Pinus pinaster* species by bag enclosure and tracer techniques. Em Transport and Transformation of Pollutants in the Troposphere. Proceedings of EUROTRAC Symposium 94. Garmisch Partenkirchen, RFA, 11-15 de Abril 94, 497-501 pp.

SERVIÇO METEOROLÓGICO NACIONAL, 1970. O Clima em Portugal. Normais Climatológicas do Continente, Açores e Madeira correspondentes a 1931-1960. Fasc. XIII.

SIMPSON, D. 1994. Biogenic VOC emissions in Europe. Part I: emissions and uncertainties. EMEP/MSC-W Note 5/94, Norwegian Meteorological Institute.

SLANINA, J. 1993. General assessment of biogenic emissions and deposition of nitrogen compounds, sulphur compounds and oxidants in Europe. Introduction. *General assessment of biogenic emissions and deposition of nitrogen compounds, sulphur compounds and oxidants in Europe*. CEC/BIATEX workshop, 3-5 pp.

STEINBRECHER, R. 1990. *Gehalt und emission von monoterpenen in oberirdishen organen von Picea abies (L.) Karst.* Ph. Th., Institut fur Botanik und Mikrobiologie, Lebrstuhl fur Botanik der Techischen Universität Munchen, German.

TINGEY, D. T. 1981. The effect of environmental factors on the emission of biogenic hydrocarbons from the live oak and slash pine. *Atmospheric biogenic hydrocarbons, vol.1, Emissions*. Editado por Bufalini J. J. e Arnts R. R. (Ann Arbor Science, Ann Arbor MI), 53-70 pp.

TINGEY, D. T.; TURNER, D. P.; WEBER, J. A. 1991. Factors controlling the emissions of monoterpenes and other volatile organic compounds. *Trace gas emissions by plants*. Editado por Sharkey T. D., Holland E. A. and Mooney H. A., Academic Press. 93-119 pp.

VALENTE, A. R. 1995. *Hidrocarbonetos naturais na atmosfera. Contribuição para a compreensão dos fluxos de emissão de hidrocarbonetos não metano pelo Pinus pinaster em Portugal.* Ph Th., Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, Portugal.

SIMULACÃO DE CICLONES - RECENTES AVANÇOS E COMPARAÇÃO COM RESULTADOS EXPERIMENTAIS

R.L. SALCEDO(*)

RESUMO

Ciclones são separadores gás-sólido (despoeiradores) utilizados em vários tipos de indústrias. Os fabricantes de ciclones especificam os seus projectos através de 'famílias', caracterizadas por apresentarem relações fixas de determinadas dimensões-chave. Extrapolação para outras relações de dimensões ou tipo de emissão (natureza e forma das partículas) não são geralmente efectuadas por simulação, pois não existe no presente momento uma teoria que se possa considerar totalmente fiável. Neste trabalho estuda-se a aplicabilidade de seis teorias à simulação e projecto de ciclones de fluxo invertido. Comparam-se as seis teorias com resultados experimentais obtidos num conjunto de três miniciclones e com resultados da literatura. Verifica-se que a teoria de Leith e Licht[7], amplamente divulgada e utilizada, não é aplicável na ausência de aglomeração. Verifica-se ainda que o modelo de Mothes e Loffler[2] é o que melhor ajusta os vários resultados disponíveis, confirmando outros estudos recentes. No entanto, o desconhecimento da difusividade turbulenta das partículas constitui um entrave à utilização desta teoria para o projecto optimizado de ciclones.

Palavras-chave : ciclones, aglomeração, difusividade

Professor Associado do Departamento de Engenharia Química
Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto
Rua dos Bragas, 4099 Porto Codex
email rsalcedo@fe.up.pt

1. INTRODUÇÃO

Ciclones são despoeiradores caracterizados por baixos custos de investimento e operatórios[1], que podem ser utilizados em gases com elevada carga de sólidos e em operações a alta temperatura e pressão[2,3]. Miniciclones são muitas vezes utilizados na amostragem de

gases e na geração de poeiras com granulometria controlada[4,22]. Num projecto típico de ciclones, o gás a despoeirar entra tangencialmente no topo e desce em espiral, invertendo o seu sentido antes de atingir a base. Devido à inversão do vórtice, estes ciclones designam-se de 'fluxo invertido'. As partículas maiores ou mais densas são desviadas para as paredes e descem com o fluído, sendo recolhidas em reservatórios ou tremonhas. As mais finas saem pelo tubo de descarga no topo (tubo de vórtice), juntamente com o gás e com outras partículas (finas e grosseiras) que eventualmente possam ter sido arrastadas pelo vórtice ascendente.

O projecto e 'scale-up' de ciclones tem passado por várias fases, desde a noção de diâmetro de corte definido por Lapple[5], passando pela 'partícula em equilíbrio estático' de Barth[6], pela teoria semi-empírica de Leith e Licht[7] melhorada por Dietz[8], até às teorias de difusividade finita de Mothes e Loffler[2] e Li e Wang[3]. Segundo Heumann[1], uma regra básica é utilizar ciclones cuja eficiência tenha sido demonstrada em ciclones da mesma família, isto é, da mesma geometria (razões de dimensões-chave). Seria muito mais interessante conseguir prevêr as curvas de eficiência fraccional a partir da geometria do ciclone, condições operatórias e distribuição granulométrica à entrada. Prevê-se que num futuro breve se possa efectuar a simulação de ciclones gás-sólido através da resolução numérica das equações fundamentais de Navier-Stokes, seguindo os trabalhos de Boysan et al.[9] para ciclones gás-sólido e de Hsieh e Rajamani[10] para hidrociclones. No entanto, investigação fundamental em turbulência parece ser ainda necessária antes de se conseguirem modelizar ciclones através de princípios fundamentais[2].

Neste trabalho explora-se a aplicabilidade de seis teorias de ciclones[2,3,6,7,8,20], comparando as simulações com resultados experimentais obtidos em miniciclones e em ciclones à escala piloto. Observa-se que a teoria que, em geral, concorda melhor com os resultados publicados é devida a Mothes e Loffler[2]. Também se mostra que a teoria de Leith e Licht[7], muito vulgarizada no projecto de ciclones[11,12], apenas dá boa concordância na presença de aglomeração.

2. TEORIAS DE CAPTURA

Os modelos baseados no diâmetro de corte[5], que na prática são ajustados a resultados experimentais, não se aplicam provávelmente a ciclones de diferentes geometrias[13], pelo que este tipo de modelização está a ser abandonado. Assim, neste trabalho apenas se consideram as teorias que explicitamente dão origem a curvas de eficiência fraccional.

Barth[6] assumiu um balanço entre as forças centrífuga e de arrasto, definindo assim uma partícula em equilíbrio estático (relativamente à posição radial), sendo a eficiência de captura para qualquer dimensão estimada a partir da razão entre a sua velocidade terminal em queda livre e a sua velocidade terminal em equilíbrio estático. Dirgo e Leith[13] obtiveram boa concordância entre uma modificação empírica desta teoria e resultados experimentais. Sendo a aplicabilidade da forma empírica a diferentes geometrias duvidosa, reteve-se aqui a teoria original.

Leith e Licht[7] reconheceram a natureza turbulenta do fluxo ciclónico. Consideram que o gás e partículas estão uniformemente dispersos em cada secção transversal ao longo do eixo do ciclone, mas desprezam a transferência de partículas entre os vórtices descendente e ascendente. Esta teoria concorda razoávelmente com os resultados experimentais de Stairmand[16], mas vários autores apresentam evidência contrária[2,3,13,14,17,22,33]. Recentemente, Clift et al.[18] detectou um erro grave na estimativa do tempo de residência médio das partículas no ciclone. Corrigindo este tempo segundo os princípios de Dankwerts[19], os resultados obtidos são muito diferentes, como veremos.

Crawford[20] considera que as partículas viajam no ciclone com uma componente radial devido à força centrífuga e uma componente tangencial que as transporta para a base. Não são admitidos gradientes de concentração, assim como transferência de partículas entre os vórtices descendente e ascendente, mas é admitido fluxo ciclónico modificado[3,7,8,20]. Não se encontrou na literatura qualquer referência a comparação de previsões desta teoria com resultados experimentais.

Dietz[8] considera três regiões distintas no ciclone : região de entrada; região anular de vórtice descendente; região central de vórtice ascendente, permitindo transferência de partículas entre os vórtices, mas a difusividade turbulenta das partículas é assumida infinita. Esta teoria concorda razoávelmente com os resultados de Stairmand[16], mas apresenta o mesmo erro na estimativa do tempo de residência que a teoria de Leith e Licht[7], embora aqui o efeito seja desprezável[22]. Apresenta também problemas conceptuais, devido a permitir descontinuidade de concentração nas interfaces entre os vórtices. Clift et al.[18] sugerem que a concordância razoável desta teoria com os resultados experimentais disponíveis é fortuita, devido às inconsistências do modelo.

Mothes e Loffler[2] consideram que a difusividade turbulenta das partículas é finita, o que permite resolver os problemas de descontinuidade que ocorrem na teoria de Dietz[8]. Estes autores[21] mostram evidência experimental da presença de gradientes radiais de concentração, importantes para as partículas de maior dimensão. Clift et al.[18], Salcedo[22] e Salcedo e Fonseca[33] mostram que esta teoria ajusta bem os dados experimentais, embora as suas capacidades de modelação sejam reduzidas, devido à dificuldade em estimar a difusividade turbulenta.

Li e Wang[3] consideraram igualmente dispersão turbulente incompleta mas abandonaram a noção de diferentes regiões de fluxo dentro de um ciclone, sendo a concentração dependente da posição. A difusividade das partículas é estimada através da seguinte equação, adaptada de uma relação obtida por Taylor[23] para fluxo em tubagens

$$D_r = 0.052 \left(\frac{D - De}{2}\right) u_t \left(\frac{f}{8}\right)^{0.5} \qquad (1)$$

Verifica-se[22,33] que esta relação não dá bons resultados, utilizando quer o modelo de difusividade finita de Mothes e Loffler[2] quer o de Li e Wang[3], pelo que as difusividades turbulentas foram estimadas por ajuste não-linear[27]. Outras diferenças importantes existem entre estas seis teorias, nomeadamente no modo como é estimada a velocidade tangencial cerca da parede do ciclone e na definição do passo do fluxo ciclónico[33].

3. RESULTADOS EXPERIMENTAIS

3.1 Presença de Aglomeração

A 'família' Stairmand[16] é composta por ciclones de fluxo invertido de elevada eficiência e de elevado caudal, com determinada geometria[14,24]. As curvas fraccionais de uma bateria de três miniciclones tipo Stairmand de elevada eficiência, em série, com diâmetros respectivos de *0.07, 0.043 e 0.023m* foram experimentalmente obtidas com duas alimentações muito distintas : cinzas recolhidas nos electrofiltros da central termoeléctrica da Tapada do Outeiro e $Ca(OH)_2$ comercial. As distribuições granulométricas foram obtidas para as cinzas através de um granulómetro laser e confirmadas por pipeta de Andreasen[26], e para $Ca(OH)_2$ por sedimentometria de raios-X. Detalhes do equipamento, procedimento, condições experimentais e distribuições granulométricas podem ser obtidos na literatura[22,33].

Qualquer destas alimentações apresenta aglomerados à entrada do miniciclone de maior diámetro, que no caso das cinzas são devidos à elevada concentração das partículas ($\approx 50\ g/m^3$) e no caso de $Ca(OH)_2$ à incompleta dispersão do alimentador[25]. Os aglomerados são capturados com eficiências muito maiores do que as previstas para as partículas de que são formados, sendo no entanto estas as que são detectadas na determinação granulométrica. Como consequência, as eficiências obtidas para as partículas mais pequenas serão superiores às que seriam observadas no caso de dispersão completa. A fig.1 mostra a eficiência fraccional obtida para $Ca(OH)_2$, para o miniciclone de maior diâmetro, juntamente com as previsões das seis teorias. Nenhuma teoria prevê a ocorrência de eficiências elevadas para as partículas pequenas, excepto a teoria de Leith e Licht[7] na sua versão original, ou seja, incorrecta[18]. Esta coincidência foi igualmente observada para as cinzas da central termoeléctrica no ciclone de maior diâmetro[22]. A fig.2 mostra a eficiência fraccional obtida com $Ca(OH)_2$ para o ciclone de menor diâmetro, no qual não entram aglomerados por terem sido removidos a montante pelo ciclone maior. A teoria de Mothes e Loffler[2] é a que melhor ajusta os dados experimentais, seguida da de Li e Wang[3]. Resultados semelhantes foram obtidos para as cinzas e também para o ciclone

intermédio[22,33]. Para os dois ciclones mais pequenos as difusividades ajustadas estão próximas dos valores obtidos experimentalmente em electrofiltros[28,29,30], mas longe dos valores estimados a partir da eq.[1] ou através de relações empíricas desenvolvidas para fluxo turbulento[31,32].

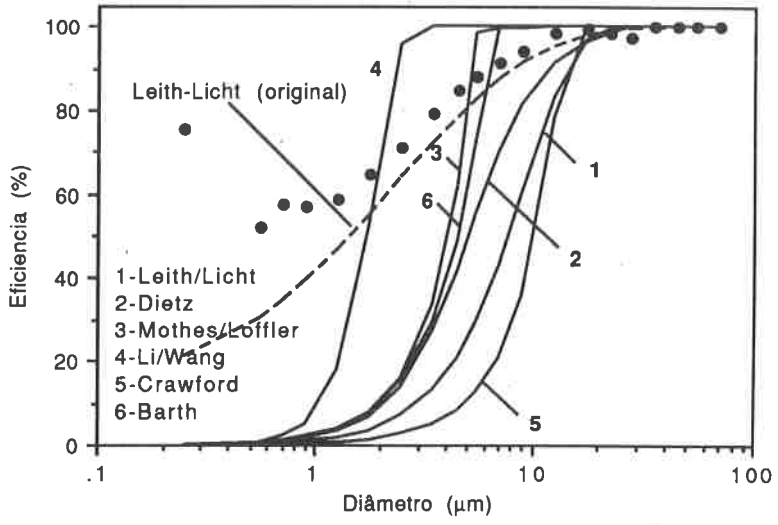


Fig.1 - Eficiência Fraccional (miniciclone D=0.07m, $Ca(OH)_2$)

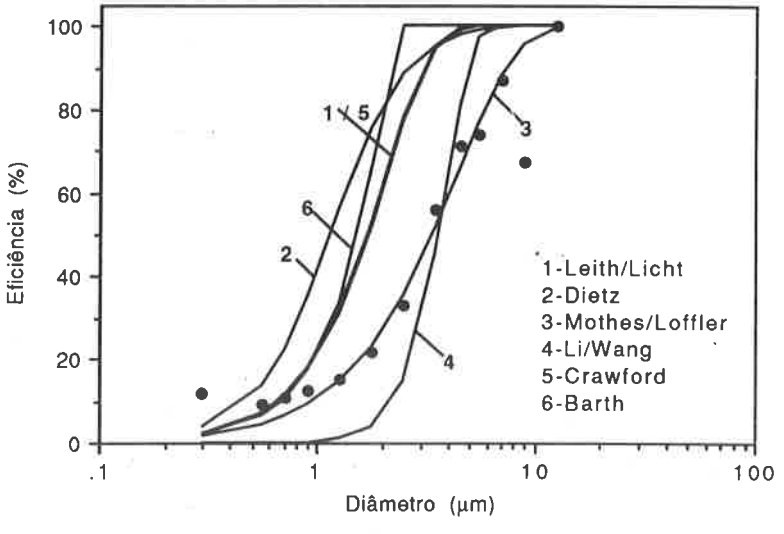


Fig.2 - Eficiência Fraccional (miniciclone D=0.023m, $Ca(OH)_2$)

A fig.3 mostra a excelente concordância obtida nas distribuições granulométricas entre os resultados experimentais e as previsões da teoria de Mothes e Loffler[2], para as partículas (*cinzas e* $Ca(OH)_2$) que escapam o miniciclone mais pequeno.

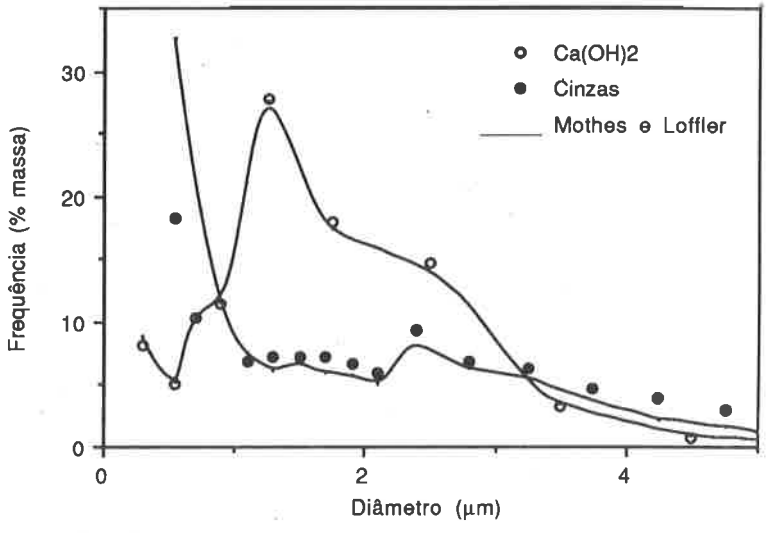


Fig.3 - Distribuições à saída do miniciclone de D=0.023m

3.2 Ausência de Aglomeração

Os dados analisados até agora têm o defeito de incluir aglomeração, fenómeno não modelado por qualquer das teorias. A aglomeração, apesar de provávelmente existir em muitas situações de emissões industriais, distorce as curvas de eficiência fraccional e produz uma incerteza de uma ordem de grandeza nas difusividades ajustadas, devido à incerteza na densidade dos aglomerados[33]. É assim importante analisar resultados experimentais obtidos na ausência de aglomeração.

Vários autores apresentam resultados de eficiências de captura em ciclones de fluxo invertido, em que as condições experimentais excluem a ocorrência de aglomeração. Foram analisados os resultados de Mothes e Loffler[2], John e Reischl[4], Dirgo e Leith[13] e Chan e Lippmann[17], para ciclones que variam de *0.03658* a *0.305m* de diâmetro. A fig.4 compara os resultados experimentais de Chan e Lippmann[17] com as previsões das

seis teorias, para uma velocidade à entrada do ciclone de *14.2m/s*. A teoria de Mothes e Loffler[2] é a que melhor ajusta os dados. Conclusões semelhantes se tiram dos resultados dos outros autores, para várias velocidades à entrada, com excepção do miniciclone de John e Reischl[4], em que a melhor modelação é conseguida pela teoria de Li e Wang[3]. No entanto, verifica-se que esta teoria, acoplada à eq.(1) para previsão da difusividade turbulenta dá em geral ajustes de má qualidade[33].

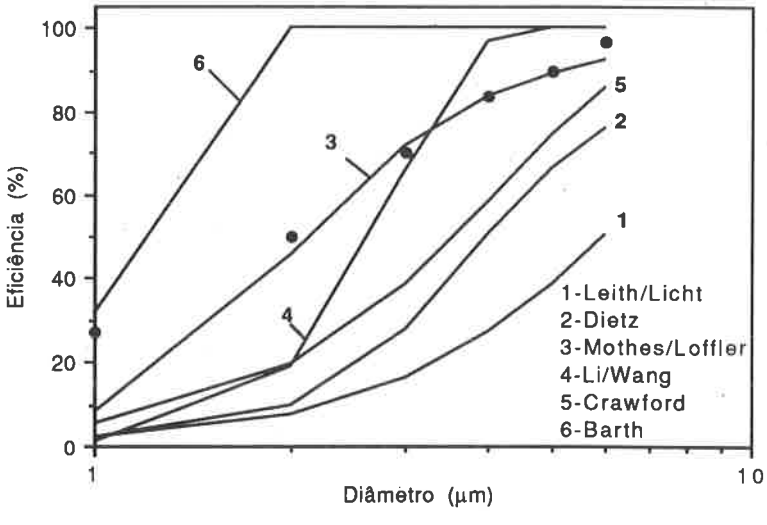


Fig.4 - Eficiência fraccional (Chan e Lippmnann[17])

3.3 Coeficientes de Dispersão em Fluxo Turbulento

A melhor concordância dos modelo de difusividade finita[2,3] com os resultados experimentais é devida não só à inclusão de considerações mais realistas, mas também à inclusão da difusividade (D_f) enquanto parâmetro ajustável. Estes modelos apenas poderão servir para projecto optimizado de ciclones se houver alguma maneira de prevêr este parâmetro a partir de considerações geométricas, operatórias e das distribuições granulométricas. A fig.5 apresenta os resultados obtidos para o coeficiente de dispersão turbulento por ajuste do modelo de Mothes e Loffler[2] a todas as experiências analisadas. Os valores de D_f relativos ao ajuste do modelo de Li e Wang[3] são qualitativamente semelhantes, embora cerca de uma ordem de grandeza menores. Para comparação, mostram-se também os valores obtidos utilizando a eq.[1].

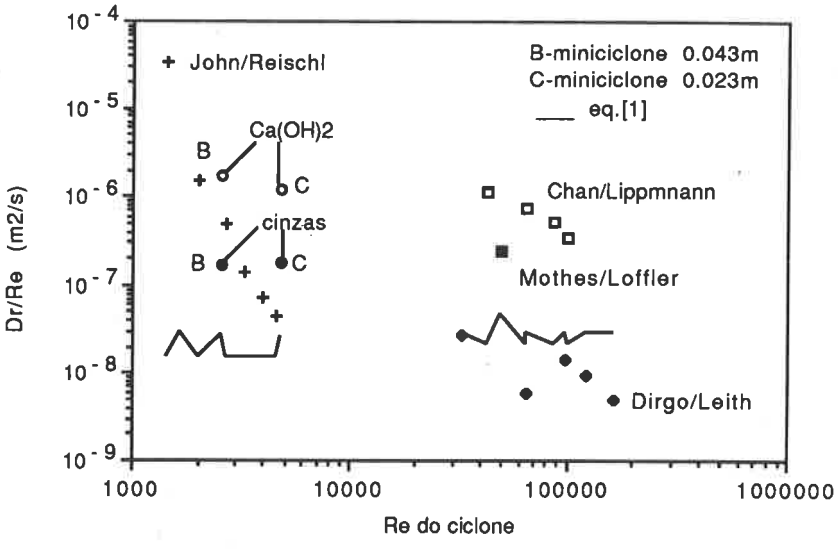


Fig.5 - Coeficientes de dispersão turbulenta

É evidente que há dificuldade em prevêr as difusividades turbulentas. Os valores obtidos utilizando as duas teorias de difusividade finita[2,3] são diferentes, e diferentes dos obtidos pela aplicação da eq.(1). Os resultados indicam uma tendência para diminuição da difusividade com aumento do número de Reynolds. Como para valores de Reynolds elevados o tempo de residência médio diminui, mesmo que a difusividade real aumente poderá haver um decréscimo da difusividade ajustada, uma vez que as partículas terão menor tempo para dispersar. Dados experimentais de gradientes de concentração radiais[21] parecem mostrar que a difusividade turbulenta deverá aumentar com a diminuição da granulometria. Os resultados experimentais obtidos para as cinzas e $Ca(OH)_2$ na ausência de aglomeração significativa[22,33] (ou seja, nos dois miniciclones mais pequenos) estão de acordo com esta conclusão.

Da análise detalhada dos dados da fig.5 não se conseguiu obter qualquer correlação da difusividade com o diâmetro do ciclone, dimensão média das partículas ou velocidade à entrada, que possa ser utilizável para efeitos de modelação.

4. CONCLUSÕES

A comparação de seis modelos de separação gás-sólido em ciclones de fluxo invertido[2,3,6,7,8,20] com resultados experimentais obtidos em três miniciclones[22,33] e resultados da literatura para um miniciclone[4] e três ciclones à escala piloto[2,13,17] revelou que

- A presença de aglomerados é responsável por fortes discrepâncias entre as previsões teóricas e os resultados experimentais. Aglomeração pode ocorrer devido a valores de concentração do sólido no gás elevados, ou devido a incompleta dispersão. Nestas condições, o modelo original de Leith e Licht[7], muito utilizado no projecto de ciclones[11,12], prevê curvas de eficiência fraccional que são semelhantes às obtidas experimentalmente, mas isto é fortuito, pois esta teoria não inclui modelação da aglomeração. Além disso, o modelo contém um erro grave na determinação do tempo de residência médio das partículas[18].

- Os modelos de Mothes e Loffler[2] e Li e Wang[3] dão a melhor concordância com os resultados experimentais, sendo em geral superior o modelo de Mothes e Loffler. Esta concordância parece ser, pelo menos em parte, devida à inclusão da difusividade turbulenta enquanto parâmetro ajustável, que no entanto tem significado físico[23]. Na ausência de aglomeração significativa, as difusividades ajustadas concordam com valores experimentais obtidos em electrofiltros[28,29,30] mas não com relações empíricas desenvolvidas para fluxos em tubagens[31,32] ou adaptadas a fluxo ciclónico[3].

- Qualitativamente, as difusividades ajustadas diminuem com o aumento do número de Reynolds e da granulometria, mas não se conseguiu obter qualquer correlação com o diâmetro do ciclone, dimensão média das partículas ou velocidade à entrada, que possa ser utilizável para efeitos de modelação. Assim, a dependência da difusividade turbulenta com a geometria, escala, condições operatórias e granulometria necessita de ser investigada, antes de se conseguir utilizar os modelos de difusividade finita[2,3] na previsão de curvas de eficiência fraccional e no projecto optimizado de ciclones.

5. AGRADECIMENTOS

O autor agradece a colaboração financeira da DGA, através do contrato 110/91 e da JNICT, através do contrato PEAM/C/SEL/482/95.

6. NOTAÇÃO

D	diametro interno do ciclone (m)
D_e	diâmetro interno do tubo de vórtice (m)
D_r	difusividade turbulenta das partículas (m^2/s)
f	coeficiente de fricção no ciclone
u_t	velocidade tangencial (m/s)

7. BIBLIOGRAFIA

1.Heumann, W.L. 1991. Cyclone Separators: a family affair. *Chem. Eng.*, Junho, 118-123.

2.Mothes, H. e F. Loffler 1988. Prediction of Particle Removal in Cyclone Separators. *Int. Chem. Eng.*, vol.28, 231-240.

3.Li, E. e Wang, Y. 1989. A New Theory of Cyclone Separators. *AIChE. J.*, vol.35, no.4, 666-669.

4.John W. e G. Reischl 1980. A Cyclone for Size-Selective Sampling of Ambient Air. *J. Air Poll. Control Assoc.*, vol.30, 872-876.

5.Lapple, C.E. 1951. Processes use many collection types. *Chem. Eng.*, vol.58, no.5, 144-151.

6.Barth, W. 1956. Design and layout of the cyclone separator on the basis of new investigations. *Brenstoff-Warme-Kraft*, vol.8, 1.

7.Leith, D. e W. Licht 1972. The Collection Efficiency of Cyclone Type Particle Collectors - A New Theoretical Approach. *AIChE Symp. Ser.* vol.126, 196-206 .

8.Dietz, P.W. 1981. Collection Efficiency of Cyclone Separators. *AIChE J.*, vol.27, 888-892.

9.Boysan, F., Ayers, W.H. e Swithenbank A. 1982. A Fundamental Mathematical Modeling Approach to Cyclone Design. *Trans. Instn. Chem. Engrs.* (London), vol.60, 222-230.

10.Hsieh, K.T. e R.K. Rajamani 1991. Mathematical Model of the Hydrocyclone Based on Physics of Fluid Flow. *AIChE J.*, vol.37, 735-746.

11.Cooper, D.W. 1983. Cyclone Design : Sensitivity, Elasticity and Error Analysis. *Atmos. Environ.*, vol.17, 485.
12.Coker, A.K. 1993. Understand Cyclone Design. *Chem. Eng. Progress*, 51-55.
13.Dirgo, J. e D. Leith 1985. Cyclone Collection Efficiency : Comparison of Experimental Results with Theoretical Predictions. *Aero. Sci. Technol.*, vol.4, 401-415.
14.Svarovsky, L. 1981. Solid-Gas Separation.*Handbook of Powder Technology*, vol.3, J.C. Williams and T. Allen, eds., Elsevier Sci. Pub. Co., Amsterdam, pp.44.
15.Alexander, R.M. 1949. Fundamentals of Cyclone Design and Operation. *Proc. Aust. Inst. Min. Met.* (New Series), vol.152, no.3, 202-228.
16.Stairmand, C.J. 1951. The Design and Performance of Cyclone Separators.*Trans. Inst. Chem. Eng.*, vol.29, 356-383.
17.Chan, T. e M. Lippmann 1977. Particle Collection Efficiencies of Air Sampling Cyclones : An Empirical Theory. *Environ. Sci. Technol.*, vol.11, 377-382.
18.Clift, R, M. Ghadiri e A.C. Hoffman 1991. A Critique of Two Models for Cyclone Performance', *AIChE J.*, vol.37, 285-289.
19.Danckwerts, P.V. 1953. Continuous Flow Systems : Distribution of Residence Times. *Chem. Eng. Sci.*, vol.2.
20.Crawford, M. 1976. *Air Pollution Control Theory*. McGraw-Hill Inc., New York, pp. 259-297.
21.Mothes, H. e F. Loffler 1982. Investigation of Cyclone Grade-efficiency Using a Light Scattering Particle Size Measuring Technique. *J. Aerosol Sci.*, vol.13, 184-189.
22.Salcedo, R.L.R. 1993. Collection Efficiencies and Particle Size Distributions from Sampling Cyclones - Comparison of Recent Theories with Experimental Data. *Can. J. Chem. Eng.*, vol.71, 20-27.
23.Taylor, G.I. 1954. The Dispersion of Matter in Turbulent Flow through a Pipe. *Proc. Roy. Soc.*, London, Ser. A 223, 446-468.
24.Licht, W. 1980. *Air Pollution Control Engineering - Basic Calculations for Particulate Collection*', Marcel Dekker Inc., New York, pp. 233-264.
25.Wright, B.M. 1950. A New Dust-Feed Mechanism.*J. of Scientific Instrum.*, vol.27, 12-15.

26.Diamond, S. 1988. Rapid Particle Size Analysis of Fly Ash with a Commercial Laser Diffraction Instrument. *Mat. Res. Soc. Symp.*, vol.113, 119-127.

27.Salcedo, R., M.J. Gonçalves e S. Feyo de Azevedo 1990. An Improved Random-Search Algorithm For Non-Linear Optimization. *Comput. Chem. Eng.*, vol.14, 1111-1126.

28.Leonard, G., M. Mitchner e S.A. Self 1982. An Experimental Study of the Effect of Turbulent Diffusion on Precipitator Efficiency. *Aero. Sci. Technol.*, vol.13, 271-284.

29.Self, S.A., K.D. Kihm e M. Mitchner 1987. Precipitator Performance Improvement Through Turbulence Control. *Proceedings of the Third International Conference on Electrostatic Precipitation*, M. Rea, ed., International Steering Committee, Abano, Italy, pp. 443-480.

30.Ehrlich, R.M. e J.R. Melcher 1987. Turbulent Diffusion of a Traveling Wave of Charged Aerosol. *Ind. Eng. Chem. Res.*; vol.26, 456-462.

31.Dhanak, A.M. 1958. Momentum and Mass Transfer by Eddy Diffusion in a Wetted-wall Channel. *AIChE J.*, vol.4, 190-196.

32.Becker, H.A., R.E. Rosensweig e J.R. Gwods 1966. Turbulent Dispersion in a Pipe Flow. *AIChE J.*, vol.12, 964-972.

33.Salcedo, R.L. e A.M. Fonseca 1996. Grade-efficiencies and particle size distributions from sampling cyclones. *Encyplopedia of Fluid Mechanics-Advances in Engineering Fluid Mechanics,* Cap. 23, 539-561, P. Cheremisinoff (ed.), Gulf Publishers.

TECNOLOGIAS DE CONTROLE DE POLUIÇÃO PARA MINIMIZAR NÍVEIS DE EMISSÃO DE POLUENTES GASOSOS PARA GARANTIA DA QUALIDADE DO AR

I. GULYURTLU

Dos anos 60 até finais dos anos 80, as tecnologias de controle de poluição foram utilizadas fundamentalmente em instalações industriais incorporando caldeiras de grande porte e em centrais termoeléctricas. Estas eram principalmente para redução dos níveis de emissão de SO_2 e partículas. Tal situação justificava-se pelos grandes volumes de emissões geradas por tais instalações, com um custo relativamente baixo de integração das unidades de limpeza de gases comparativamente ao custo global dessas instalações. No final dos anos 70 início dos anos 80, começou-se a sentir maior preocupação a nível de controle também com respeito às emissões de NO_x, N_2O, PAH's, chumbo e outros metais pesados, dioxinas, etc., estes provenientes não só de fontes estacionárias de grande porte como também de instalações industriais de menor dimensão e fontes móveis, designadamente o sector de transportes. A concepção do tratamento pós-processo teve assim de ser modificada dada a inclusão de outros poluentes como NO_x, N_2O, PAH's e dioxinas, cuja formação pode ser minimizada tomando medidas de controlo adequadas no próprio processo de combustão. Finalmente, nos anos 90, contudo, a necessidade de preservação ambiental tornou-se numa séria preocupação até pela ocorrência de vários desastres ecológicos, além da preocupação crescente a nível de efeito de estufa, levando a situações de maior severidade com respeito a limites de emissões impostos por legislação. Assim, não é suficiente aplicar um ou outro método de controle, quer este seja a nível do processo, quer este seja pré-ou-pós-processo, mas sim combinar e concertar metodologias de controle nas várias fases de processo e pós-processo. Tal combinação deve ser tecnologicamente eficaz e, simultaneamente, apresentar-se com baixos custos, para que a indústria não seja altamente penalizada pela sua componente de protecção ambiental.

Esta comunicação tem como objectivo examinar os poluentes gasosos mais importantes e, subsequentemente, analisar a viabilidade em termos globais das várias tecnologias disponíveis para controle de emissões de tais poluentes, tanto em fontes estacionárias como em fontes móveis.

Modificações a nível de processo com o objectivo de reduzir emissões de diferentes poluentes têm sido estudadas sobretudo em centrais térmicas e em caldeiras industriais de grande porte. Os estudos desenvolvidos têm sido bem sucedidos e a experiência adquirida pode ser utilizada em aplicações industriais de menor dimensão. Ao levar-se a cabo tais modificações, deverão ser tomados os seguintes critérios:

Instituto Nacional de Engenharia e Tecnologia Industrial - ITE
Departamento de Tecnologias de Combustão e Uso Final de Energia
1699 Lisboa Codex

- segurança operacional por forma a assegurar uma ignição estável em toda a gama de carga de alimentação,
- condições operacionais que impeçam a ocorrência de erosão, corrosão, formação de depósitos - "fouling", formação de escória, sobre-aquecimento dos tubos, etc.,
- capacidade de queimar uma vasta gama de combustíveis,
- combustão completa de modo a evitar a existência de hidrocarbonetos não queimados, partículas de carbono ou CO,
- evitar a formação de qualquer poluente indesejável, como N_2O, matéria orgânica, etc.,
- impacto adverso minímo no posterior tratamento dos gases de combustão,
- baixos custos de manutenção.

As principais considerações acerca das modificações a nível de processo são descritas seguidamente:

- A alimentação fraccionada de ar ao forno de combustão poderá apenas ser utilizada em projectos de novas instalações, isto porque tal envolve alterações da geometria da fornalha para que o ar seja introduzido em vários andares de modo a minimizar as zonas ricas em O_2.
- A alimentação fraccionada de ar em queimadores pode ser conseguida adaptando unidades existentes com queimadores de baixos indíces de NO_x. O grau de alteração da unidade existente será neste caso menor, cuja modificação se limita à montagem de tais queimadores. Estes queimadores exigem chamas longas e, consequentemente, a zona de combustão no forno é aquela que sofre maiores alterações.
- Pode também ser implementada a alimentação fraccionada de combustível com o objectivo de introduzir pequenas quantidades de combustível em diferentes zonas da fornalha, de modo a que este possa actuar como agente redutor na formação de poluentes. Esta alteração pode também ser aplicada em instalações já existentes.
- A "re-queima" é também uma técnica utilizada, cujo conceito é muito semelhante à alimentação fraccionada de combustível. Contudo, este processo é geralmente utilizado para reduzir os teores de NO_x introduzindo combustíveis ricos em hidrocarbonetos e de baixo teor em azoto. O objectivo é introduzir um segundo combustível na zona em que as reacções de formação de NO_x são mais prováveis, de modo a criar condições redutoras para induzir a formação de N_2. Esta técnica pode ser aplicada a instalações existentes.
- A injecção de absorventes é também utilizada para reduzir a formação de NO_x, com reagentes como NH_3 e N_2, ou para combinar com SO_2 ou SO_3, usando como absorvente $CaCO_3$ para formar $CaSO_4$, pelo que os seus níveis de emissão podem ser significantemente reduzidos. No caso das emissões de SO_x, contudo, esta técnica é de aplicação limitada em relação à remoção de SO_2/SO_3 uma vez que se trata de um processo altamente

dependente da temperatura, em que o $CaSO_4$ é instável para valores de temperatura superiores a 1200°C. Os sistemas existentes podem ser alterados de modo a implementar esta técnica.

- A recirculação dos gases de combustão pode ser efectuada para reduzir os teores de NOx, pois diminui o teor de ar disponível por diluição e reduz a temperatura da chama. Este processo tem também a vantagem de promover uma melhor mistura e de poder reduzir a formação de outros poluentes.

Em sistemas existentes, podem apontar-se as seguintes limitações à implementação das medidas atrás referidas:

- Geometria da fornalha, o que pode constituir um problema sério para pequenas instalações industriais,
- A quantidade de espaço disponível acima dos queimadores para introduzir a alimentação de ar por andares pode apresentar-se como um problema em instalações industriais de pequeno porte,
- Alterações exigidas nas condutas de combustível e ar, mais fáceis de levar a cabo.

Estas medidas conduzem a resultados aceitáveis em muitos casos, contudo, a natureza do combustível é ainda um factor determinante na formação de poluentes. A presença de matéria mineral de diferentes composições nas cinzas do combustível podem provocar efeitos catalíticos, pelo que por vezes as alterações introduzidas a nível do processo não conduzem à diminuição de emissões poluentes, podendo até verificar-se aumento. Deste modo é muito importante caracterizar perfeitamnte o combustível e as suas cinzas antes de proceder a quaisquer medidas para reduzir a formação de poluentes.

As espécies poluentes cuja formação poderá ser reduzida com alterações a nível de processo incluem o NO_x, N_2O, PAH, CO, fuligem, partículas e hidrocarbonetos não queimados, dioxinas e furanos. Estas técnicas não são bem sucedidas na redução dos teores de SO_2 e SO_3. Igualmente não se observa nenhuma redução na emissão de pertículas.

Alguns dos efeitos negativos possíveis provenientes das alterações a nível de processo são:

- Valores inferiores para a eficiência de combustão devido ao uso de temperaturas mais baixas e de menores valores de excesso de ar, conduzindo ao aumento dos teores de carbono não queimado, CO e hidrocarbonetos;
- Alterações nos perfis de temperatura em permutadores de calor;
- Aumento das temperaturas à saída da fornalha;

- Aumento da tendência para a formação de escória, levando, portanto, ao aumento da taxa de corrosão;
- Necessidade do uso de ventiladores mais potentes devido à existência de maiores quedas de pressão nos queimadores;
- Diminuição da estabilidade da chama, especialmente para baixos regimes.

Assim, os resultados obtidos para instalações de grande porte devem ser testados para sistemas de menor dimensão, para assegurar de que não existirá nem perda de eficiência nem aumento dos custos de operação e de manutenção. O projecto proposto deve determinar as implicações das alterações nas instalações industriais de menor capacidade.

Existem diversos processos de tratamento dos gases de combustão, desenvolvidos essencialmente para a remoção de SO_2, NO_x e partículas. Recentemente foram também desenvolvidos vários processos para a remoção de mercúrio, elementos vestigiais e dioxinas, usando sistemas de tratamento contendo carvão activado. Estes sistemas aplicam-se principalmente no tratamento de gases de combustão provenientes da incineração de resíduos domésticos e industriais.

A área de conhecimento mais estudada corresponde à remoção dos teores de SO_2 e NO_x.

Remoção de SO_2

Os processos disponíveis podem ser divididos em dois grupos.

Dessulfurização dos gases de combustão por via húmida em que existem dois tipos de processos:

i) Processos não regeneráveis, que se caracterizam pela limpeza com cal e calcário, ou variações deste processo com base no cálcio. A principal exigência destes processos está na acessibilidade e baixo custo do reagente de limpeza. Os processos à base de cal e calcário são os mais económicos para a dessulfurização dos gases de combustão. Os desenvolvimentos mais recentes nesta área incluem o uso de compostos alcalinos à base de carbonato de sódio, ou processos em duas etapas envolvendo um tratamento a húmido com sulfito de sódio seguido de uma regeneração deste composto usando cal ou calcário.

As principais reacções que ocorrem nestes processos são:

$$SO_2 + CaCO_3 \longrightarrow CaSO_3 + CO_2$$

$$SO_2 + CaO \longrightarrow CaSO_3$$

Estes processos de tratamento conduzem à formação de resíduos sólidos ou líquidos. O resíduo líquido (ou sob a forma de lamas) é o mais vulgar e é normalmente armazenado em lagoas, o que constitui uma das principais desvantagens dos processos não regeneráveis.

ii) Processos regeneráveis consistem na recuperação do SO_2 numa forma que permita a sua posterior transformação em H_2SO_4 ou enxofre elementar. A regeneração das lamas de $CaSO_3/CaSO_4$ pode ser feita por uma calcinação redutiva, produzindo CaS, a que se segue uma carbonatação para formar $CaCO_3$. Este processo tem viabilidade técnica mas não é normalmente usado por motivos económicos. Os processos de regeneração mais usados baseiam-se na utilização de substâncias como o Mg, Na ou NH_3.

Estes processos não conduzem à formação de resíduos mas são mais dispendiosos e envolvem reacções mais complexas.

Dessulfurização dos gases de combustão por via seca

Os sistemas de remoção de SO_2 por via seca incluem os processos em que o produto da reacção de remoção do SO_2 é um sólido. Existem três métodos disponíveis deste tipo:

i) Injecção a seco do absorvente para SO_2 nos gases de combustão. O produto sólido resultante e as cinzas volantes são recolhidos num passo integrado de remoção de partículas sólidas usando filtros de saco ou electrofiltros. O absorvente é normalmente rejeitado depois de ser usado.

ii) Uso de uma solução aquosa ou suspensão do reagente para absorver o SO_2 dos gases de combustão. As partículas são secas devido à temperatura dos gases de combustão e removidas juntamente com as cinzas volantes, usando um dos processos atrás referidos. Este processo é designado por 'secagem por *spray*'. Existem processos regeneráveis e não regeneráveis.

iii) O terceiro processo envolve a adsorção de SO_2 num leito de reagente sólido o qual pode ser regenerado. Este processo pode envolver também a remoção simultânea de NO_x e de partículas. É normalmente designado por "adsorção a seco", podendo incluir um dos seguintes reagentes:

- Óxidos metálicos suportados contendo Cu, Mn, Fe ou Co,
- Carvão activado,
- Uso de um catalisador.

Os processos de limpeza a seco dos gases de combustão são mais vantajosos, pois:

- dão origem a um resíduo seco,
- envolvem custos de capital mais baixos,
- envolvem consumos inferiores em água e energia.

O projecto destes processos é mais simples,o que conduz a maior disponibilidade e a custos de manutenção mais baixos.

Remoção de NO_X

A remoção de NO_X dos gases de combustão envolve custos de controle mais elevados. O tratamento dos gases de combustão para a remoção do NO_X foi desenvolvido principalmente no Japão, especialmente para caldeiras para queima de óleos. O processo mais desenvolvido é o que recorre à redução catalítica selectiva (SCR). Neste processo é utilizada amónia para reduzir NO_X a azoto, à temperatura de 400^oC em presença de um catalisador. Fisicamente este processo é colocado entre o evaporador e a instalação para remoção de SO_2 e de partículas. A experiência japonesa sugere que é possível obter eficiências de remoção de 80%. Para manter a eficiência dos sistemas SCR durante longos períodos de operação é necessário resolver alguns problemas de natureza técnica relacionados com o aquecimento do ar a juzante, os sistemas de dessulfurização dos gases de combustão e de remoção de partículas sólidas.

Noutro tipo de processo pode utilizar-se carvão activado para catalisar a reacção entre o NO_X e a amónia. Como o processo ocorre a temperatura inferior a 150^oC, pode ser instalado a juzante do precipitador para poeiras. A esta temperatura o carvão activado também adsorve SO_2 e como tal este processo remove simultaneamente os dois gases. Uma vez que este método permite remover 80% do NO_X e cerca de 90% do SO_2 é à partida bastante atractivo.

A remoção de NO_X pode também ocorrer na ausência de catalisador e a temperatura mais elevada (SNCR), por injecção de amónia na zona de convecção da caldeira, onde as temperaturas são suficientemente elevadas para se formar azoto na ausência de catalisador. Contudo, esta reacção só é efectiva numa gama estreita de temperaturas o que, juntamente com a dificuldade de obter misturas de amónia e NO_X nas devidas proporções, pode limitar a remoção de NO_X. Têm sido obtidas reduções de 40 a 60% em relação aos níveis iniciais, sobretudos nos trabalhos desenvolvidos no Japão com caldeiras para queima de fuelóleo. A aplicação destes processos após a combustão pode ter um impacto

apreciável na indústria química produtora de amónia. Os conhecimentos disponíveis sugerem que os custos de investimento e de operação relativos ao controle de NO_X são inferiores aos relativos à dessulfurização dos gases de combustão. O tempo de vida do catalisador das instalações SCR japonesas é geralmente satisfatório, embora não esteja perfeitamente estabelecida a forma como o catalisador actua com diferentes tipos de combustíveis ou com combustíveis de diversas origens.

Controle de emissão de partículas

A quantidade e a natureza das partículas emitidas durante a combustão dependem do teor em cinzas do combustível, da sua composição, assim como do tipo de equipamento de combustão usado e do modo como ele opera. A quantidade de carbono não queimado emitido durante a combustão depende do tempo de residência, da mistura combustível/ar, das temperaturas de combustão e da quantidade de excesso de ar utilizado. O modo como a cinza é produzida e emitida depende da natureza do combustível e do tipo de equipamento de combustão.

Existem 4 equipamentos facilmente disponíveis para remover partículas dos gases de combustão, os quais por ordem crescente de eficiência são: ciclones, torres de lavagem, precipitadores electrostáticos e filtros de saco.

i) Os ciclones são normalmente utilizados em caldeiras industriais, onde removem, com baixo custo, todas as partículas excepto as de dimensão abaixo de 5-10 micron. O fluxo de gás arrastando as poeiras em suspensão redemoinha rapidamente quando entra no corpo do ciclone. A força centrífuga empurrá as partículas na direcção das paredes do ciclone, caindo depois para a base onde são recolhidas. O gás limpo sai pelo centro do ciclone. A eficiência de um ciclone varia entre 80 e 90% (dependendo da distribuição de tamanhos de partículas) o que actualmente é insuficiente face a legislação altamente restritiva. Os ciclones para recolha de poeiras são por vezes colocados em série, ou em conjunto com outros dispositivos mais eficientes embora de maior custo, tais como filtros de saco, diminuindo neste caso o tamanho da segunda unidade. Os custos de operação são reduzidos e são sobretudo devidos à energia necessária para vencer a queda de pressão que se verifica através do ciclone.

ii) As torres de lavagem têm sido mais utilizadas para controlar a emissão de partículas em instalações de grande dimensão. Embora consigam remover cerca de 99% das partículas existentes com mais de 2 micron, os processos húmidos de remoção de cinzas têm uma série de desvantagens inerentes, relativamente aos processos secos. Os custos

operatórios são elevados devido à necessidade de bombear suspensões de cinzas volantes em água. Tal como acontece nos processos de dessulfurização dos gases de combustão, também este método tem problemas relativos a corrosão, incrustações e obstruções.O lavador de partículas mais vulgar é o lavador de venturi, no qual o gás de exaustão passa a elevada velocidade através da conduta estreita do lavador, o que provoca a atomização da água à medida que ela é incorporada no fluxo gasoso. As partículas de cinzas colidem com as gotas de água e são por elas retidas. As gotas colidem umas com as outras, aumentam de tamanho e são em seguida separadas do fluxo gasoso e recolhidas.

iii) Os precipitadores electrostáticos (ESP) ao contrário do que acontece com outros dispositivos de recolha de partículas, actuam unicamente nas partículas, em vez de em todo o fluxo gasoso.Por essa razão a queda de pressão do gás ao atravessar o precipitador é miníma. À medida que o fluxo gasoso atravessa o campo eléctrico, as partículas de cinzas ficam carregadas electricamente e são atraídas para placas colectoras. As partículas são descarregadas ao atingirem uma placa colectora e, ou aderem a outras partículas existentes na placa, ou caiem para a base como aglomerados de partículas de maiores dimensões. O gás limpo emerge desta unidade depois de ter passado através de múltiplos sistemas de eléctrodos. As partículas de cinza são recolhidas numa tremonha. A actuação do ESP numa dada instalação é afectada pela área específica de recolha, potência, espaçamento das condutas, velocidade do gás, resistividade das cinzas volantes e tamanho de partículas. Todas estas variáveis podem ser optimizadas pelo projecto adequado do equipamento. As alterações que ocorrem nas propriedades das partículas de cinzas podem afectar de forma negativa a actuação do ESP, por isso o projecto do equipamento deve ser suficientemente flexível para compensar os desvios observados em relação aos valores normais com respeito às propriedades do combustível e à temperatura do gás de combustão. A resistividade das cinzas volantes depende da sua temperatura e composição, sobretudo do teor em enxofre, e isso afecta a sua recolha. Para combustíveis com teores mais elevados em enxofre, a resisitividade mais adequada para a recolha ocorre a temperaturas próximas de 170^{o}C, o que significa que o precipitador deve estar preferencialmente colocado entre o pré-aquecedor de ar e a chaminé (ESP de zona fria), onde a temperatura do gás de combustão é próxima do seu valor mínimo. Uma vez que os combustíveis contendo mais baixos teores em enxofre possuem cinzas de maior resistividade são necessárias alterações para assegurar uma eficiente recolha das cinzas. As opções disponíveis são o aumento da área de recolha do ESP ou, uma vez que a resistividade é inversamente proporcional à temperatura, o ESP pode ser instalado próximo da fornalha, antes do pré-aquecedor de ar, quando o gás de combustão tem uma temperatura de cerca de 300^{o}C (ESP de zona quente). Outra alternativa consiste em injectar na exaustão uma quantidade adequada de um composto susceptível de alterar a resistividade das cinzas, o que aumenta a eficiência do precipitador. Os aditivos que têm sido utilizados com sucesso incluem trióxido de enxofre, ácido sulfúrico e amónia. Uma vez

que a injecção de amónia faz parte de um dos novos processos que têm sido desenvolvidos para remoção de NO_X, torna-se interessante a possibilidade de usar um ESP de zona quente conjuntamente com a remoção de NO_X quando se queimam combustíveis com baixos teores em enxofre. Os precipitadores electrostáticos (ESP) são normalmente preferidos relativamente aos filtros de saco para recolha de partículas, de acordo com as actuais restrições no que respeita a emissões, especialmente em caldeiras de grande porte, isto devido ao avanço da tecnologia na sua comercialização e disponibilidade, ao consumo energético relativamente baixo e aos menores custos de capital, de operação e manutenção.

iv) Os filtros de saco garantem elevadas eficiências de recolha (mais de 99,9%) para partículas de pequenas dimensões (0,5 micron) e removem uma parte apreciável de partículas de menores dimensões (0,1 micron). Na sua forma mais simples, o filtro de saco consiste num filtro têxtil ou em feltro, através do qual o fluxo de gases com poeiras é forçado a passar. Quando são usados filtros têxteis forma-se à superficie um bolo de poeira, o qual actua como mecanismo de peneiração. No caso dos filtros de feltro não se forma tanto o bolo de poeira, em que as próprias fibras do filtro que actuam como meio filtrante.

Apesar da sua eficiência, verificou-se nas primeiras instalações industriais que foram usadas custos de operação e manutenção elevados. Isto deveu-se essencialmente a limitados tempos de vida para o material constituinte dos sacos, o que conduziu ao abandono destes equipamentos em instalações de grande porte. A obstrução dos sacos provoca o aumento da perda de carga e a sua deterioração pelo calor ou por agentes químicos tornou a sua utilização pouco aconselhável. Contudo, devido à imposição de níveis máximos de emissões cada vez mais restritivos, particularmente no caso de partículas de menores dimensões que escurecem os gases emitidos pelas chaminés, que obrigou a maiores desenvolvimentos designadamente no que respeita ao material filtrante, os filtros de saco têm vindo novamente a ser usados em maior escala. Os resultados obtidos são bastante bons e têm demonstrado um comportamento tão aceitável quando o dos precipitadores electrostáticos em termos de eficiência, fiabilidade e custos de operação. A limpeza dos filtros de saco é feita directamente na instalação, enquanto o sistema se encontra em funcionamento. Contrariamente a outros processos de recolha de partículas os filtros deverão ser sobredimensionados para permitir a sua paragem parcial para limpeza. A limpeza dos filtros pode ser obtida quer por agitação, de modo a libertar as cinzas acumuladas, como pode ser feita a introdução forçada de ar (de um modo contínuo ou pulsado) no sentido oposto ao sentido normal de funcionamento, enquanto se verifica a limpeza dos sacos.

Os custos envolvidos na remoção de partículas dependem do processo e da extensão da remoção. Os EPS são geralmente mais económicos que os

lavadores de venturi para combustíveis contendo teores elevados em enxofre, enquanto que no caso oposto já os lavadores poderão ser mais económicos. Os filtros de saco aparentam ser a opção mais económica para combustíveis com baixos teores em enxofre e teores máximos de emissão muito restritivos, o que não será necessariamente o caso para combustíveis de elevados teores em enxofre e cinzas.

A remoção de partículas sólidas pode ser conseguida com grande eficiência (mais de 99,5%) usando técnicas bem conhecidas que poderão ser aplicadas para uma grande variedade de combustíveis. A preocupação sob o ponto de vista de saúde sobre a emissão de partículas sólidas de dimensões ínfimas, que poderão conter teores desproporcionados de elementos vestigiais, provocou o desenvolvimento acelerado de filtros, bastante eficazes na remoção deste tipo de partículas. A inclusão tanto de técnicas de dessulfurização de gases de combustão (FGD) como de remoção de NO_x, na operação de caldeiras, terá o seu efeito no que respeita às tecnologias de remoção de partículas. As opções disponíveis incluem a remoção parcial (cerca de 90%) usando um precipitador electrostático antes da secagem por spray para dessulfurização (FGD), a que se podem seguir os filtros de saco ou, alternativamente, um sistema de filtros de saco a juzante do processo, quando a maioria das partículas serão recolhidas conjuntamente com os resíduos do FGD.

Remoção de dioxinas

Dos principais problemas na conversão térmica de resíduos ou de combustíveis com elevados conteúdos de compostos organoclorados, ou organobromados, é a libertação de dioxinas e furanos, substâncias encaradas como perigosas e de elevada toxicidade e, consequentemente, as suas emissões deverão ser legalmente limitadas.

Actualmente o limite definido está fixado em 0,1ngTE ("toxic equivalent")/Nm^3; este é o valor normalmente aplicado em sistemas de incineração. Com as modernas técnicas de tratamento de gases de combustão conseguem-se reduzir as emissões de dioxinas a níveis de 1-10ngTE.Nm^{-3}, 10-100 vezes superiores comparados com o limite de 0,1ngTE.Nm^{-3}.

No aproveitamento térmico de resíduos, os poluentes orgânicos são as únicas substâncias que se decompõem parcialmente e, apresentam-se em formas modificadas nos gases da chaminé, depois da decomposição térmica ocorrida às altas temperaturas da incineração. Todos os outros poluentes, metais pesados, sais, podem ser são removidos da alimentação dos resíduos ; não sendo destruídos, distribuem-se pelas várias correntes

do tratamento térmico (cinzas/gases de combustão) em função da temperatura, podendo ser contabilizados com exactidão. Em métodos de minimização de níveis de toxicidade devido a dioxinas, deverá ser feita uma distinção entre as seguintes possibilidades:

- destruição térmica das dioxinas e furanos presentes nos produtos alimentados, por técnicas de queima bem controladas actuando a nível de modificações na combustão, por forma a assegurar que a queima ocorre acima de 850°C. Para que tal se verifique, torna-se necessário associar uma mistura perfeita dos gases de combustão, de modo a assegurar uma uniforme distribuição de temperatura.

- acção preventiva para evitar a re-formação de dioxinas TE a temperaturas abaixo dos 400°C, por métodos químicos ou mecânicos. O uso de inibidores, incluindo os que têm por base trietilaminas e trietanolaminas, a temperaturas dos gases da chaminé a cerca de 400°C, tem grande probabilidade de levar à redução da toxicidade proveniente da emissão de dioxinas até 95%. Esta técnica permite prevenir o efeito de catálise que poderá levar à formação das dioxinas e furanos. O efeito catalítico dos constituintes das pequenas partículas de cinzas pode ter um papel decisivo na formação das dioxinas, podendo ser inibido aplicando sistemas de remoção de cinzas a temperaturas superiores a 400 °C. No entanto poderão verificar-se problemas na escolha do material e localização dos sistemas de remoção de partículas, isto porque as unidades presentemente em operação não são adequadas às grandes quantidades de cinzas normalmente presentes em instalações geradoras de energia a partir de resíduos. Este aspecto deve ser bem estudado para se proceder ao projecto do sistema mais adequado para limpeza dos gases e selecção do equipamento mais adequado.

- tratamento dos gases de combustão com absorção usando produtos químicos ou conversão oxidante das dioxinas acima de 400°C. Uma solução simples parece ser o "quenching" do gás da chaminé. Neste método, o gás a cerca de 400°C é arrefecido repentinamente abaixo dos 200°C, recorrendo a chuveiros de água, vapor, etc., de modo a que o tempo da reacção de formação das dioxinas é reduzido ao mínimo. Uma vez que o valor esperado para o nível de formação de dioxinas a estas baixas temperaturas é extremamente reduzido, consegue-se com esta técnica uma redução substancial dos níveis de emissão destes poluentes. O processo tecnológico de "spray" em nevoeiro trata-se de uma tecnologia de ponta, no entanto, leva a desperdícios de energia que não é possível recuperar.

Outro método que se apresenta com grandes perspectivas de utilização no futuro é o tratamento multifuncional de gases envolvendo o uso de

catalisadores, já demonstrado para grandes centrais termoeléctricas no que respeita à redução dos níveis de NO_X. Estes catalisadores são geralmente utilisados a temperaturas de 250-350ºC, em centrais geradoras de energia a partir dos resíduos, na redução de NO_X em gamas de baixo conteúdo de partículas. Tem como vantagem a não produção de resíduos adicionais que, eventualmente, necessitariam de acondicionamento e aterro. Contudo, apenas é economicamente viável em aplicações de grande escala.

Processos de leito fixo que usam o carvão/carbono activado, ou coque proveniente de alto-forno, são utilizados grandes tratamentos substanciais dos gases da chaminé. Filtros com leito fixo instalados a montante da chaminé actuam como filtros controle, pelo que as emissões resultantes são extremamente baixas. As desvantagens desta tecnologia, industrialmente utilizada em sistemas de grande porte, é o acondicionamento e deposição final dos resíduos de carvão activado contaminado, a grande área necessária para a instalação do processo (velocidade do fluxo cerca de 0,1 $m.s^{-1}$), e a possibilidade de ignição espontânea do leito de carvão activado no caso de se verificarem, condições deficientes de ventilação. Uma outra possibilidade reside na injecção de uma mistura de carvão activado com leite de cal na corrente gasosa proveniente da combustão, de modo a que se consiga um conteúdo de cerca de 3% em carvão activado na pré-camada que reveste os sacos nos filtros de mangas. Esta pré-camada irá absorver as dioxinas da corrente gasosa, formando-se um resíduo seco que pode ser inertizado antes de se lhe dar o destino final.

Remoção de vestígios de metais pesados

Outro aspecto a considerar, alvo de preocupação é a libertação de metais tóxicos, que se reveste de extrema importância. Estas emissões podem ser originárias da combustão do carvão, fuel, resíduos perigosos, lixos municipais e lamas de esgotos. Processos industriais como os fornos cimenteiros contribuem também como fonte de emissões. As emissões incluêm metais como antimónio, arsénio, cádmio, crómio, chumbo, mercúrio, níquel e selénio. Numa extensão mais reduzida, deverão ser tomadas em conta a presença de bário, berílio, cobalto, manganés, prata e tálio .

A influência da composição do combustível ainda está por demonstrar, bem como as condições da combustão, isto no que se refere à distribuição das maiores fracções dos metais voláteis em gamas de tamanho inferior ao *micron*, presentes nos gases de combustão. Os estudos de combustão deverão trazer alguma luz a esta matéria.

Segundo os estudos desenvolvidos por McCain et. al e Ondor et. al, as partículas submicrométricas, que podem estar grandemente enriquecidas em metais tóxicos, são removidas de modo menos eficiente do que as partículas de tamanho superior ao *micron*, quando utilizados os precipitadores electrostáticos. Os sistemas de remoção de partículas envolvendo filtros de mangas apresentam nestes casos uma maior eficiência (Seeker; Markowski et. al).

Tem sido desenvolvida investigação no sentido de viabilizar o uso da tecnologia de leito fluidizado no controle das emissões de metais. Foram estudados diferentes leitos e materiais absorventes, consistindo em sílica (areia), alumina e leite de cal os quais foram fluidizados a diversas temperaturas. Ho et. al estudaram as emissões usando madeira, impregnada com nitrato ou cloreto de chumbo, que foi alimentada num leito de 76 mm de diâmetro a fluxo constante. Verificou-se que a captura do chumbo pela areia depende da temperatura do leito, tendo-se obtido o valor óptimo 700^{o}C. A baixas temperaturas o metal não volatilizou, sendo arrastado com o carvão não queimado. A temperaturas mais elevadas, a libertação do metal foi muito rápida, não permitindo a sua captura. Foram sugeridos os seguintes mecanismos na captura dos metais em leito fluidizado: - concentração dos metais nas cinzas fundidas a partir da madeira, e consequente coalescência do líquido com as partículas absorventes; - captura de vapor e partículas através da coagulação do aerosol metálico condensado com as partículas do material absorvente no leito fluidizado. A captura das partículas pelo absorvente, nestes sistemas, poderá ser melhorada se a superfície do material absorvente for pegajosa, promovida por exemplo por compostos de sódio. Possivelmente algumas modificações desta teoria poderão ser aplicáveis em sistemas em suspensão, onde o problema do colapso do leito não é preocupante. No entanto, partículas pegajosas em leitos fluidizados podem originar a terminação da fluidização e um aumento incontrolável da queda de pressão. Será assim necessário desenvolver trabalho de investigação adicional para uma melhor compreensão dos mecanismos envolvidos.

Bibliografia

Livengood, C. D., and P. S. Farber, (April 1986) "Performance and Economics of spray Dryer system used with high sulfur coal," Proc. 48th *American Power conference*, Chicago, Il.

Felsvang, K., H. Spannbauer and P Gedbjerg, (May 1990) "Scrubbing of medium to high sulfur coal - Industrial operation experience with spray dryer absorbers," *EPA/EPRI SO_2 Control Symposium*, New Orleans, La.

Littlejohn, D., and S. Chang, (1990) "Reaction of ferrous chelate nitrosyl complexes with Sulfite and bisulfite Ions," Ind. Eng. Chem. Res., 29, 10 .

Harkness, J.B.L., R.D. Doctor, and R.J. Wingender, (1986) "Flue gas desulfurization/ Denitrification using metal-chelate additives," *U:S: Patent* **No. 4**, 612,175 .

Walker, R.J., and M.B. Perry, (1989) "Simplified wet scrubbing process for SO_2, NO_x, and particulate removal from flue gas," Paper **No 47e**, *AIChe spring National Meeting*, Houston, Tx.

Reimann, D.O., (1990a) Dioxinaquivalent nach BGA und I-TEF (Dioxin equivalent factor calculated by BGA and (I-TEF). Handbuch (Manual) VDI-Bildungswerk 43-59-02, .

Schroeder, W. H. Dobson, M., Kane, D. M. and Johnson. N. D. (1987) Toxic trace elements associated with airborne particulate matter, JAPCA 37/(11), 1267-1285 .

McCain J.D., Gooch, J.P. and Smith, W.B. (1975) Results of field measurements of industrial particulate sources and electrostatic precipator performance, JAPCA 25(2), 117-121.

Seeker, W. R., (November 1991) Overview of metals behavior in combustion systems. *ASME/EPA Workship on Metals in Incineration*, Cincinnati, OH.

Uberoi, M. and Shadman, F., (1990) Sorbents for the removal of lead compounds from hot flue gases. AIChEJ. 36/2. 307-309,.

Ho. T. C., Chen. C. Hopper. J. R. and Oberacker. D. A., (1991) Fluidized bed technology for metal emission control, *AIChE National Meeting*, Pittsburgh, PA.

Morrison, G.F., 1982 Control of sulphur oxides from coal combustion, *IEA Coal Research Publications.*

Hjalmarsson, A., 1990 NO_x control technologies for coal combustion, *IEA Coal Research Publications.*

Morrison, G.F., 1982 Control of particulate matter emissions from coal combustion, *IEA Coal Research Publications.*

A TEORIA TRANSILIENTE DA TURBULÊNCIA NA SIMULAÇÃO DAS CIRCULAÇÕES METEOROLÓGICAS DE MESOSCALA DA REGIÃO DE AVEIRO

M. COUTINHO[1] e C. BORREGO[2]

RESUMO

O Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro implementou um esquema avançado para a simulação da turbulência atmosférica no modelo não-hidrostático de mesoscala meteorológica MEMO. O objectivo principal desta comunicação é averiguar qual o efeito de considerar um esquema de fecho da turbulência não-local, na simulação da mesoscala meteorológica, utilizando a teoria transiliente da turbulência. Esta nova versão do modelo MEMO foi aplicada à região de Aveiro. Os resultados das simulações foram comparados com os obtidos com a parametrização tradicionalmente utilizada, e com dados meteorológicos reais adquiridos durante uma campanha meteorológica realizada na região de Aveiro durante Agosto e Setembro de 1992.

Palavras Chave: Turbulência atmosférica, modelos numéricos, meteorologia

1. O MODELO MEMO

O modelo MEMO, é um modelo meteorológico de mesoscala não-hidrostático desenhado para a simulação do campo de ventos em terreno complexo. O modelo MEMO foi desenvolvido originalmente na Universidade de Karlsruhe [Flassak, 1990; Moussiopoulos et al., 1993].

O modelo resolve numericamente as equações de conservação da massa, quantidade de movimento e de diversos escalares (temperatura, humidade específica, energia cinética turbulenta e concentração de um poluente passivo). Dada a estrutura matemática das equações de conservação é necessário especificar um estado inicial e definir as condições fronteira. O estado inicial é determinado utilizando um modelo de diagnóstico com dados meteorológicos medidos. Com o objectivo de incorporar as complexidades do terreno, as condições fronteira do nível mais inferior são calculadas considerando o balanço radiativo do solo.

---

[1] Engº Ambiente, Mestre em Engª Térmica, Instituto de Ambiente e Desenvolvimento - IDAD, tel: 034-370290, fax: 034-382876, e-mail: msc@ci.ua.pt

[2] Prof. Catedrático, Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, tel: 034-370290, fax: 034-382876

2. A TEORIA TRANSILIENTE DA TURBULÊNCIA

A teoria transiliente da turbulência (TTT) [Stull, 1984; 1987] supõe que a mistura turbulenta ocorre directamente através do movimento de massas de ar associadas a estruturas coerentes pertencentes a um grande espectro de dimensões. O carácter não-local desta teoria é assegurado pela parametrização de mistura turbulenta entre pontos não-contíguos. Salienta-se que o nome da teoria baseia-se no conceito em latim, de *transilire*, que significa "saltar sobre".

Em traços gerais refere-se que este objectivo é conseguido através da construção de uma matriz de mistura [C] de dimensões (N x N), sendo N o número de níveis verticais (ver Figura 1). Os elementos c_{ij} desta matriz representam a quantidade de ar transportada desde o nível j ao nível i em cada passo temporal. Cada um destes elementos é calculado para cada passo temporal utilizando fórmulas de parametrização adequadas.

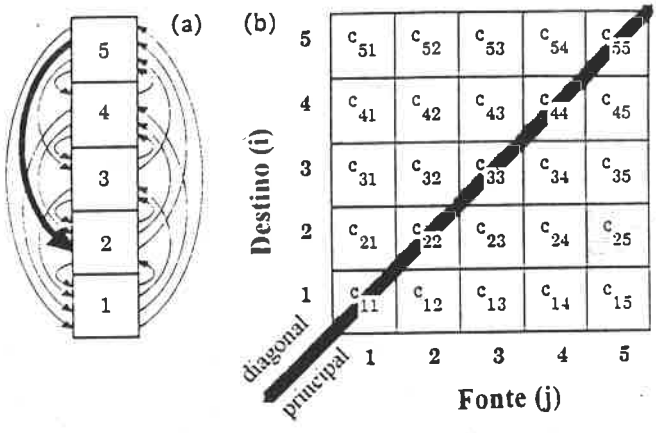


Figura 1 Modelo conceptual da mistura turbulenta entre vários níveis verticais (a) e sua representação através de uma matriz transiliente N x N (b). Destaca-se a mistura entre a célula-fonte 5 e a célula-destino 2 em ambas as representações. Adaptado de Stull [1993].

Em resumo, e partindo do valor inicial de uma variável qualquer $\overline{S}_i(t)$, a estrutura básica do algoritmo que representa as suposições físicas subjacentes à parametrização desenvolvida por Stull pode ser descrita por:

$$\overline{S}_i^{\bullet}(t+\Delta t) = \overline{S}_i(t) + \Delta t(\text{instabilidades}) \qquad \text{(Eq. 1)}$$

e:

$$\overline{S}_i(t+\Delta t) = \sum_{j=1}^{N} c_{ij}(t,\Delta t)\overline{S}_j^{\bullet}(t+\Delta t) \qquad \text{(Eq. 2)}$$

sendo:

$$c_{ij} = f\left(\overline{U_i}, \overline{U_j}, \overline{V_i}, \overline{V_j}, \overline{\theta_i}, \overline{\theta_j}, \ldots\right) \qquad \text{(Eq. 3)}$$

Em primeiro lugar, através da equação (Eq. 1) estima-se o valor de $\overline{S_i}^*$, que representa um valor intermédio de uma variável desestabilizada que inclui os efeitos forçadores externos e as condições fronteira. Posteriormente, resolve-se a equação (Eq. 3), determinando a mistura a aplicar ao escoamento tendo em conta a grandeza da instabilidade existente. Finalmente, a aplicação da equação (Eq. 2) permite à mistura turbulenta destruir parcialmente a instabilidade. Em cada passo temporal, os valores médios do vento ($\overline{u}$,$\overline{v}$) e da temperatura $\overline{\theta}$, podem alterar-se, originando uma matriz transiliente que é função do tempo.

Os coeficientes transilientes são calculados através da parametrização apresentada por Stull e Driedronks [1987]. Estes autores sugerem que, após simplificação, é possível interpretar a equação da energia cinética turbulenta (ECT) numa perspectiva não-local, ou seja, considerando dois níveis, não adjacentes. Aplicando uma normalização não-local à equação da ECT é possível determinar o potencial de mistura Y_{ij}, entre dois níveis verticais i e j, sendo i≠j:

$$Y_{ij} \equiv \frac{T_0 \Delta t}{(\Delta z)_{ij}^2}\left[(\Delta U)_{ij}^2 + (\Delta V)_{ij}^2 - \left(\frac{g}{Ri_c \theta_{vi}}\right)(\Delta \theta_v)_{ij} |\Delta z_{ij}|\right] - \frac{D\Delta t}{T_0} \qquad \text{(Eq. 4)}$$

onde (ΔU_{ij}) e (ΔV_{ij}) representam as diferenças de velocidade de vento, e $(\Delta\theta_v)_{ij}$ a diferença de temperatura potencial virtual, entre os dois níveis i e j. A distância entre os dois níveis é Δz_{ij}. A equação 4 inclui uma escala temporal T_0, o número de Richardson crítico R_C e o parâmetro dissipativo D.

Os coeficientes transilientes exteriores à diagonal principal, para n níveis verticais, são parametrizados através da expressão:

$$c_{ij} = \frac{m_j Y_{ij}}{\max_i\left(\sum_{j=1}^{n} m_j Y_{ij}\right)} \qquad \text{(Eq. 5)}$$

enquanto que os elementos da diagonal principal são calculados por:

$$c_{ii} = 1 - \sum_{\substack{j=1 \\ j\neq i}}^{n} c_{ij} \qquad \text{(Eq. 6)}$$

A implementação do esquema proposto por Stull (1984, 1987) num modelo tri-dimensional, requere a parametrização da matriz transiliente. A parametrização adoptada deverá reagir à desestabilização do estado médio

do fluído, provocada pela acção das várias forças inerciais (radiação, advecção, força de Coriolis, etc...) e pela imposição das condições fronteira. A implementação da TTT no modelo MEMO (Coutinho, 1995) baseou-se nas propostas apresentadas por Raymond e Stull (1990).

3. APLICAÇÃO DO MEMO COM TTT A AVEIRO

Com o objectivo de avaliar o efeito da implementação da TTT nas simulações, a nova versão do modelo MEMO foi aplicado à região de Aveiro e os resultados comparados com a versão tradicional do modelo. Os dados meteorológicos utilizados foram adquiridos durante uma campanha de prospecção realizada na região de Aveiro entre 24 de Agosto e 10 de Setembro de 1992. O objectivo principal desta campanha consistiu na caracterização das circulações atmosféricas de mesoscala e na obtenção de dados que permitissem validar modelos numéricos.

3.1 Campanha meteorológica

A região circundante da Ria de Aveiro possui uma rede de estações meteorológicas bastante densa. O dimensionamento da campanha partiu desta rede-base pré-existente, que inclui nomeadamente:

- a estação meteorológica da base aérea AM1, localizada em Maceda, Ovar;
- o mastro meteorológico de 30 m, instalado na PORTUCEL INDUSTRIAL - Centro Fabril de Cacia, Aveiro;
- uma torre de 10 m do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro, localizada nas dunas da praia do Areão, Mira.

Desde o Verão de 1992, esta rede meteorológica foi enriquecida com um mastro meteorológico de 100 m, localizado em Avanca, Estarreja, propriedade do Serviço Nacional de Protecção Civil, e com um mastro de 30 m do Centro de Zonas Costeiras e do Mar da Universidade de Aveiro, instalado no Campus da Universidade de Aveiro.

Adicionalmente contactou-se o Instituto de Meteorologia (IM) para efectuar a prospecção da estrutura vertical da atmosfera. O IM, através de aquisição de serviços, deslocou dois sistemas de SODAR e uma equipa técnica especializada na realização de radio-sondagens e lançamento de balões-piloto. Esta equipa centralizou a sua acção na zona do Campus Universitário, onde foi montado um dos sistemas de SODAR. O outro SODAR foi instalado em Albergaria-a-Velha, em terrenos dos Serviços Municipalizados locais.

De modo a alargar a densidade da rede superficial, o IM montou uma torre transportável de 12 m de altura, na Casa da Bemposta, em Pinheiro da Bemposta, no Concelho de Oliveira de Azeméis. Paralelamente, obteve-se o apoio da então Direcção-Geral da Qualidade do Ambiente que deslocou a sua Estação Móvel de Qualidade do Ar, para a área de repouso do IP-5 em Talhadas.

A estrutura geral adoptada (Figura 2) permitiu respeitar os objectivos preconizados. A descrição detalhada da campanha, assim como a compilação dos seus resultados é apresentada em Coutinho (1995).

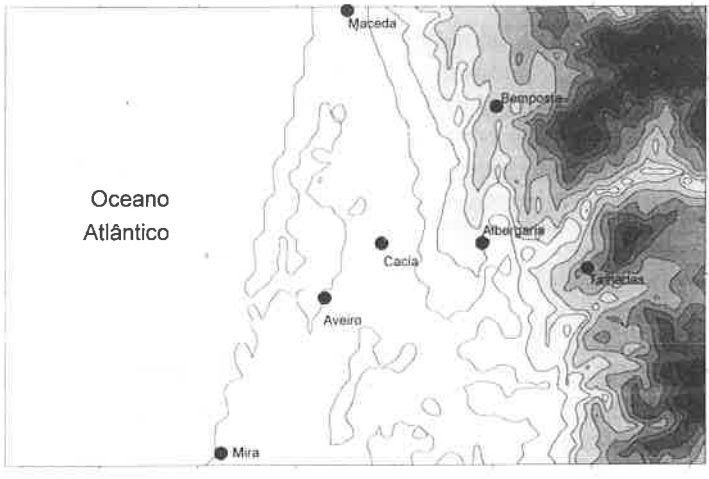


Figura 2 - Região de Aveiro. Localização das estações meteorológicas utilizadas na campanha de prospecção realizada no Verão de 1992.

3.2 Resultados da aplicação

Comparam-se seguidamente, os resultados calculados com as duas versões do MEMO, com os registos da estação meteorológica da Bemposta para 1 e 5 de Setembro de 1992. Apresenta-se também uma análise do efeito do esquema de turbulência na estrutura vertical da atmosfera.

3.2.1 Dados meteorológicos superficiais

Nas Figuras 3 e 4 sobrepõem-se aos registos meteorológicos de temperatura e vento, os resultados do modelo MEMO com o esquema transiliente e com a parametrização k-ε tradicionalmente utilizada, determinados para 1 e 5 de Setembro de 1992 na Bemposta.

Quando a velocidade do vento calculada pelo modelo MEMO é muito baixa ($< 0,2 - 0,3$ m.s^{-1}), o escoamento atmosférico não se fixa numa direcção

constante, verificando-se uma rotação de 360° num período entre 2 a 4 horas. Este comportamento é de algum modo consistente com o comportamento de um catavento real, exposto às mesmas condições meteorológicas. A representação gráfica da evolução da direcção do vento, mostra nestes casos uma série de pontos que parecem distribuídos aleatoriamente, e dos quais é difícil retirar a direcção preponderante do escoamento. Surge uma maior discrepância entre os resultados do modelo e os registos meteorológicos quando o modelo sub-estima a velocidade do escoamento, iniciando-se uma rotação da direcção de vento, enquanto que os dados meteorológicos apontam para um escoamento fraco, mas persistente, com uma direcção bem definida.

Esta característica das simulações não é afectada pelo esquema de turbulência utilizado. No entanto, quando a velocidade do vento se aproxima praticamente de zero em ambas as versões do modelo, a intensificação da velocidade do vento pode provocar uma divergência dos resultados das duas simulações. Dada a baixa velocidade do vento esta divergência poderá não se reflectir significativamente nos padrões de circulação atmosférica.

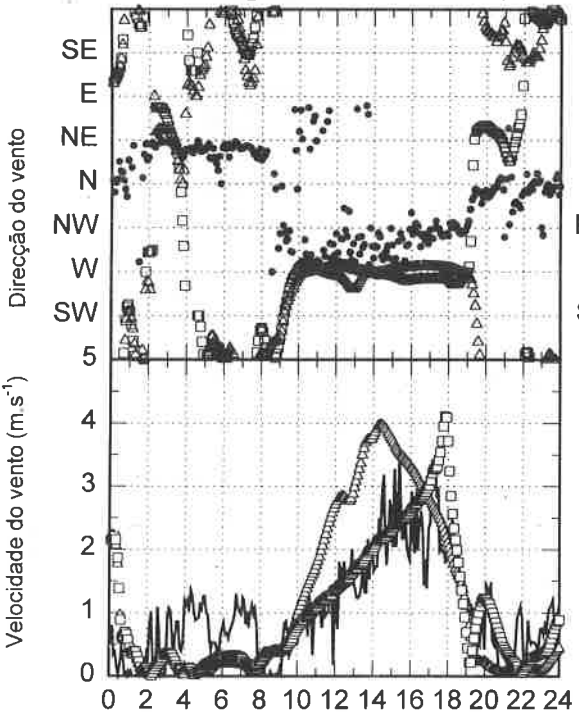


Figura 3 - Validação do esquema de turbulência para a Bemposta em 1 de Setembro de 1992 (meteorologia - •, k-ε - Δ, transiliente - □).

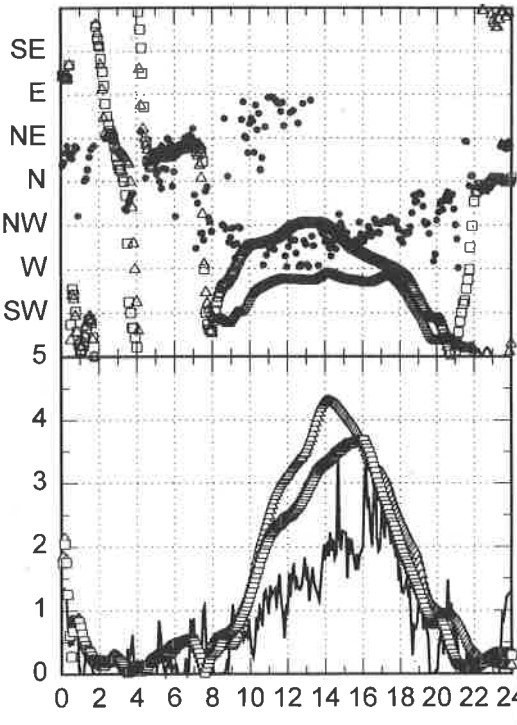


Figura 4 - Validação do esquema de turbulência para a Bemposta em 5 de Setembro de 1992 (meteorologia - •, k-ε - Δ, transiliente -□).

Entre as 10 e as 18 h, as duas versões do modelo apresentam direcções de vento muito semelhantes nas várias estações meteorológicas utilizadas na validação, embora a intensidade do escoamento gerado pelo esquema transiliente esteja mais próxima dos valores medidos.

Na Bemposta, os resultados do modelo MEMO obtidos com o esquema transiliente parecem aproximar-se mais adequadamente das condições meteorológicas que se geram após o pôr-do-Sol. O modelo transiliente produz durante algumas horas um escoamento de N-NE, tal como retratado nos registos meteorológicos, enquanto que o modelo tradicional apresenta uma rotação do vento para o quadrante Sul.

A evolução da temperatura superficial, calculada pelas duas versões do modelo meso-meteorológico é muito semelhante. Este facto parece indicar que a evolução da temperatura é dominada por outros factores, que não a turbulência atmosférica, tal como, o balanço térmico superficial.

Contudo, em termos de avaliação global, deve-se salientar que as duas simulações se assemelham mais entre si do que qualquer uma das simulações com os registos meteorológicos. De facto algumas das discrepâncias existentes entre os dados meteorológicos e os resultados do modelo não se alteram com a adopção de um novo esquema de turbulência.

3.2.2 Estrutura vertical do escoamento

Nas Figuras 5 a 8 apresentam-se os perfis verticais de temperatura potencial e de velocidade de vento calculados pelo modelo MEMO em Albergaria-a-Velha às 15 h, para 1 e 5 de Setembro de 1992. Optou-se por analisar a estrutura vertical às 15 h, dado tratar-se do período do dia com temperaturas mais elevadas, durante o qual se deverá registar uma perturbação máxima do perfil vertical, relativamente às condições iniciais de simulação.

Embora as duas simulações (Figura 5) apresentem temperaturas idênticas na camada mais superficial, observam-se diferenças significativas da estrutura térmica até cerca dos 1050 m de altitude. O esquema transiliente desenvolve uma camada de mistura mais elevada (650 m) do que a parametrização tradicional (400 m). Outra diferença que sobressai da representação gráfica, consiste na grande homogeneidade térmica da camada de mistura determinada pelo modelo transiliente.

A análise dos resultados de 1 de Setembro de 1992 deverá ser complementada com o estudo do perfil vertical de velocidade de vento representado na Figura 6. As duas versões do MEMO parecem reproduzir de perto o comportamento geral da estrutura vertical do escoamento,

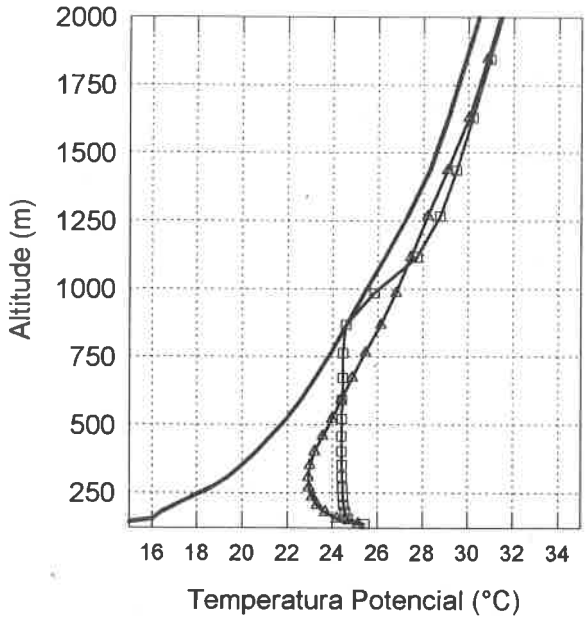


Figura 5 - Perfil vertical de temperatura em Albergaria-a-Velha a 1 de Setembro de 1992 às 15 h (condições iniciais às 0 h - •, k-ε - Δ, transiliente - □).

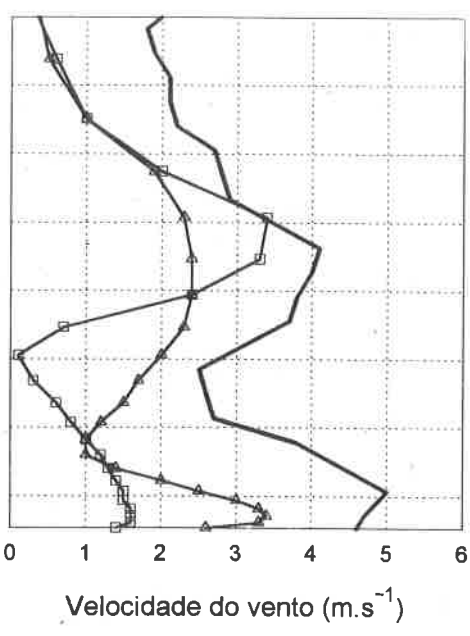


Figura 6 - Perfil vertical de velocidade de vento em Albergaria-a-Velha a 1 de Setembro de 1992 às 15 h (meteorologia - •, k-ε - Δ, transiliente - □).

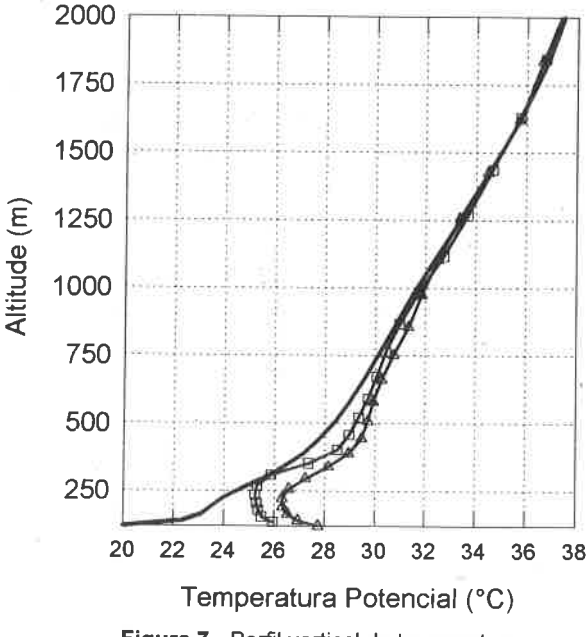


Figura 7 - Perfil vertical de temperatura em Albergaria-a-Velha a 5 de Setembro de 1992 às 15 h (condições iniciais às 0h - •, k-ε - Δ, transiliente - □)

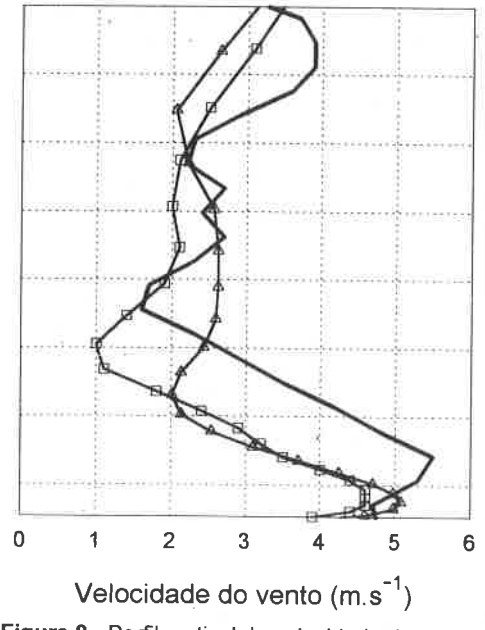


Figura 8 - Perfil vertical de velocidade de vento em Albergaria-a-Velha a 5 de Setembro de 1992 às 15 h (meteorologia - •, k-ε- Δ, transiliente - □).

desenvolvendo-se um perfil com três camadas distintas, tal como os dados da sondagem. Em termos gerais é possível afirmar que ambas as simulações sub-estimam a intensidade do vento. O modelo transiliente apresenta os valores mais baixos, com velocidades de vento cerca de metade das determinadas nas sondagens. No entanto, a estrutura do perfil transiliente assemelha-se fortemente à resultante dos registos meteorológicos, havendo uma coincidência das altitudes das várias camadas. A camada junto ao solo, até 100 m de altitude, desenvolvida pela versão transiliente apresenta uma forte mistura que se reflecte numa homogeneidade das características dinâmicas do escoamento.

Realizando uma análise semelhante para as simulações de 5 de Setembro de 1992, verifica-se uma alteração do efeito do modelo de turbulência (ver Figura 7). Neste caso, os perfis determinados pelos dois esquemas de turbulência apresentam uma forma bastante semelhante, embora o perfil transiliente apresente temperaturas inferiores desde a superfície. A partir dos 250 m do nível do solo observa-se uma aproximação gradual da temperatura potencial calculada pelos dois modelos, atingindo-se aos 950 m de altitude, a equivalência entre os dois perfis.

A análise do perfil vertical de velocidade de vento calculado às 15 h de 5 de Setembro de 1992 (ver Figura 8) permite extrair conclusões semelhantes às do caso anterior, embora se verique uma maior concordância entre os valores de intensidade de vento calculados e medidos, na camada mais próxima do solo. Também neste cenário meteorológico, o modelo transiliente apresenta maiores semelhanças com os dados das sondagens do que os resultados da parametrização clássica.

Uma análise global deste conjunto de comparações permite evidenciar algumas características que parecem repetir-se consistentemente:

- o perfil de temperaturas da camada superficial determinado com o esquema transiliente apresenta uma grande homogeneidade resultante de uma mistura intensa;
- o perfil de velocidade de vento do esquema transiliente parece mais próximo dos dados meteorológicos.

Trata-se no entanto, de um conjunto restrito de dados, que obriga a uma análise atenta e pouco conclusiva. Os resultados das simulações parecerem indicar, tanto nos dados das estações superficiais com nos perfis verticais, um comportamento mais adequado do esquema transiliente. Contudo, haverá que repetir estas aplicações para outras bases de dados experimentais, de preferência, em campanhas meteorológicas que permitam uma boa caracterização das condições iniciais de simulação. No caso

presente, e perante a ausência de sondagens nocturnas, foi necessário interpolar os perfis iniciais impostos às simulações, introduzindo uma inevitável subjectividade.

4. CONCLUSÕES

Os resultados das simulações estão de acordo com o esperado de outras aplicações da teoria transiliente da turbulência referenciadas na literatura. As comparações efectuadas com a versão tradicional do modelo MEMO, mostram que apesar da estrutura vertical do escoamento ser afectada com a introdução de uma mistura turbulenta mais intensa, os campos de vento superficiais mantêm-se praticamente inalterados. A mistura acrescida provocada pelo esquema transiliente poderá adquirir particular importância se o modelo MEMO for aplicado a estudos de dispersão de poluentes atmosféricos.

AGRADECIMENTOS

O trabalho apresentado não teria sido possível sem o apoio da JNICT (BD 742/91) e da Direcção-Geral do Ambiente (prótocolo DGA108/91), integrando-se no sub-projecto EUMAC do programa EUROTRAC.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

COUTINHO M., 1995. *As Circulações de atmosféricas de mesoscala na costa portuguesa - Aplicação da teoria transiliente da turbulência*, Tese de Doutoramento, Universidade de Aveiro.

FLASSAK T., 1990. *Ein nicht-hydrostatisches mesoskaliges modell zur beschreibung der dynamik der planetaren grenzschicht*, Fortsch. Ber.-VDI, Reihe 15, Nr. 74, VDI-Verlag.

MOUSSIOPOULOS N., FLASSAK T., SAHM P. e BERLOWITZ D., 1993. Simulations of the wind field in Athens with the nonhydrostatic mesoscale model MEMO, *Environmental Software*, 8, 29.

RAYMOND W. e STULL R., 1990. Application of transilient turbulence theory to mesoscale numerical weather forecasting, *Mon. Wea. Rev.*, 118, 2471-2499.

STULL R. 1984. Transilient turbulence theory. Part I: The concept of eddy-mixing across finite distances, *J. Atmos. Sci.*, 41, 3351-3367.

STULL R., 1987. Transilient turbulence algorithms to model mixing across finite distances, *Environmental Software*, 2, 4-12.

STULL R., 1993. Review of transilient turbulence theory and nonlocal mixing, *Bound.-Layer Meteor.*, 62, 21-96.

STULL R. e DRIEDRONKS, A., 1987. Applications of the transilient turbulence parameterization to atmospheric boundary layer simulations, *Bound.-Layer Meteor.*, 40, 209-239.

IMPACTE ATMOSFÉRICO DE ALTERAÇÕES DO USO DO SOLO: O CASO DO ALQUEVA

Pedro M.A. Miranda[1] e Rui Salgado[2]

Resumo: A irrigação de extensas áreas em regiões semi-áridas pode induzir circulações de mesoscala e implicar alterações climáticas de escala local e/ou regional. O empreendimento do Alqueva, dada a natureza das alterações introduzidas e da sua extensão horizontal (110000 ha de área de rega prevista) provocará certamente alterações microclimáticas. Os possíveis efeitos à escala regional são analisados neste trabalho com recurso a um modelo atmosférico de mesoscala, não hidrostático, acoplado a um modelo de superfície, com representação da orografia real e da Camada Limite Atmosférica. Os simulações deixam antever a indução de circulações de brisa e alterações muito significativas das variáveis meteorológicas à superfície (temperatura e humidade do ar, velocidade do vento).

Palavras-chave: impacte climático, mesoscala, brisa.

1. Circulações não Clássicas de Mesoscala

O fluxo de entalpia à superfície é o primeiro, e principal, mecanismo forçador da estrutura térmica da camada limite planetária, CLP. A existência de gradientes horizontais nestes fluxos induz circulações atmosféricas bem conhecidas, como são por exemplo as brisas do mar, que resultam da diferença de temperatura entre a superfície do mar e da terra. A existência destes gradientes horizontais não é apanágio do contraste térmico terra-mar; outras situações tem vindo a ser, nos últimos anos, objecto de atenção crescente e têm sido descritas na literatura (e.g. Segal e Arrit, 92) como circulações não clássicas de mesoscala (NCMC, para utilizar a abreviatura inglesa).

Esta designação, proposta por Smith e Mahrt (1981), engloba as circulações atmosféricas induzidas por gradientes térmicos resultantes da existência de heterogeneidades criadas por diferenças nas características radiativas (albedo e eventualmente emissividade), mecânicas (rugosidade), térmicas (capacidade térmica do solo) e hidráulicas da superfície. Estas diferenças resultam, ou são acentuadas, por alterações do uso do solo.

Simulações numéricas têm sugerido (e.g. Segal e Arrit, 1992) a existência de NCMC's com intensidade comparável à das brisas do mar em situações ideais de contraste entre uma região "molhada" e uma outra árida. Este tipo de circulações podem desempenhar um papel importante na climatologia

[1] Centro de Geofísica da Universidade de Lisboa, Departamento de Física, Rua da Escola Politécnica 58, 1250 Lisboa, e-Mail: fmiranda@cc.fc.ul.pt
[2] Departamento de Física da Universidade de Évora, R. Romão Ferreira, 59, 7000 Évora, e-Mail: rsal@evunix.uevora.pt

local, no desenvolvimento de cumulus e na qualidade do ar (e.g. Garratt,1982; Pielke, 1984; Ookouchi *et al*, 1984; Xue e Shukla, 1993).

Embora em número mais limitado, estudos observacionais disponíveis confirmam a existência de acentuados gradientes térmicos horizontais na camada limite planetária em resposta a potenciais situações geradoras de NCMCs. No entanto, não têm sido relatadas com tanta clareza a existência de circulações atmosféricas tão acentuadas quanto estes gradientes fariam supor. Segal *et al* (1992) apresentam dados sobre as mais importantes situações reais geradoras de NCMC pela presença de zonas irrigadas nos Estados Unidos. As áreas perturbadas têm uma dimensão linear entre os 20 e os 100 km, e os contrastes térmicos observados à superfície são da ordem dos 5 a 12 K. Medições realizadas à superfície e em altitude indicaram uma diminuição sensível da temperatura e um aumento, também sensível, do vapor de água na camada limite da atmosfera sobre zonas irrigadas. As sondagens permitiram ainda detectar um abaixamento do topo da CLP sobre esta região. Outros exemplos de observações de NCMC´s podem ser encontrados na literatura (e.g. Dzerdzeevskii (1963))

A irrigação, principalmente em regiões semi-áridas, é um dos factores que mais contribuí para a variabilidade do conteúdo em água no domínio da mesoscala, produzindo contrastes acentuados entre a zona cultivada e a região envolvente. A primeira consequência da irrigação de uma região semi-árida é a modificação da partição dos fluxos superficiais de entalpia, H_s e de calor latente H_L. Como no conjunto, estes fluxos energéticos têm que igualar a energia disponível - diferença entre a radiação líquida e o fluxo de energia para o solo - a um aumento do fluxo de calor latente corresponde uma diminuição do fluxo de entalpia. Mas, os efeitos da irrigação não podem vistos exclusivamente do ponto de vista do aumento do conteúdo em água no solo, pois esta é acompanhada por um aumento da vegetação. E esta tem efeitos importantes nos balanços de energia e de massa à superfície, alguns dos quais jogam no mesmo sentido que o do aumento do conteúdo em água, outros no sentido inverso.

Para que as heterogeneidades na superfície possam gerar circulações organizadas em mesoscala é necessário que as áreas perturbadas, onde H_s é inferior à região circundante, em geral inferior, tenham uma escala horizontal superior a 10 km (Pielke, 1984). Escala que depende da estrutura térmica da atmosfera em altitude e, principalmente, da intensidade do vento sinóptico. A extensão e amplitude das circulações produzidas são ainda fortemente influenciadas pela orografia e, em menor grau, pela rugosidade da superfície, textura e profundidade do solo, tipo de vegetação e pela geometria da zona irrigada.

Por outro lado, as circulações induzidas vão alterar a estrutura termo-hidrodinâmica da camada limite, com efeitos directos sobre a própria superfície. O complexo conjunto de mecanismos de interacção entre a camada limite, a superfície e as circulações de mesoscala, pela sua natureza não linear, só pode ser estudado utilizando um modelo atmosférico

tridimensional de mesoscala que inclua uma representação da camada limite superficial, da orografia e da superfície.

2. Modelos

i) O modelo atmosférico

O modelo de Mesoscala utilizado neste estudo foi desenvolvido por Miranda & James (1992), utilizando a formulação proposta por Miller & White (1983), anteriormente utilizada no modelo bidimensional de Xue & Thorpe (1991). Trata-se de um modelo *tridimensional*, *não hidrostático*, utilizando um sistema de coordenadas que *segue o terreno*, o que permite uma representação correcta do escoamento na presença de orografia. Apesar de não existir uma equivalência formal, a aproximação utilizada é comparável à aproximação anelástica, normalmente utilizada em modelos não-hidrostáticos em que sistema de coordenadas se baseia na altura escalada.

Os detalhes matemáticos da formulação analítica e os métodos numéricos utilizados pelo modelo encontram-se descritos em Miranda & James (1992) e em Miranda (1991). Sinteticamente, o modelo procede à integração temporal de um sistema de 6 equações diferenciais às derivadas parciais (*Equações de Prognóstico*) que traduzem condições de balanço do momento angular, de balanço da massa (Equação da Continuidade), de balanço de energia (Equação termodinâmica) e de balanço da água.

As equações de prognóstico são complementadas por um conjunto de equações de diagnóstico traduzindo as propriedades termodinâmicas do ar e as condições de balanço impostas na aproximação considerada; existem ainda equações particulares de evolução para as condições no solo. As equações incluem termos que representam a difusão turbulenta, dando conta do efeito de fenómenos que ocorrem em escalas não directamente representáveis na rede computacional. Esta difusão é parametrizada por intermédio do fecho de 1ª ordem de Lilly (1972), em que a difusão turbulenta é função da deformação do campo da velocidade e da estabilidade atmosférica. Este termo é fundamental, dado ser o principal responsável pelos fluxos verticais de massa e energia na Camada Limite Atmosférica.

ii) Modelo de solo

O modelo de solo utilizado neste trabalho, foi o modelo desenvolvido por Noilhan e Planton (1989) e que se designa por ISBA (Interactions between Soil Biosphere Atmosphere). Desenvolvido para utilização em previsão numérica do tempo, modelação de mesoscala e de clima, o modelo contém um número mínimo de variáveis independentes e de parâmetros, preservando a representação dos processos físicos mais relevantes que controlam as trocas de energia e massa entre o solo, o coberto vegetal e a atmosfera. Uma das vantagens nesta minimização advém de, em regra, não se poder tirar partido de representações mais finas, por falta de dados observados para as escalas que interessam.

Incluindo o ISBA no modelo de mesoscala PERIDOT da *Météo-France*, Bougeault *et al* (1991a,b) demonstraram as potencialidades do modelo em

reproduzir a evolução observada da atmosfera durante os dias de céu limpo da campanha HAPEX-MOBILHY (André *et al*, 1986). Outros testes e validações, nomeadamente em zonas semi-áridas podem ser encontrados em Noilhan *et al* (1991), também utilizando dados HAPEX-MOBILHY, em Braud *et al* (1993) com validação a partir de dados da experiência EFEDA (realizada no Sul de Espanha em 1991 ou em Giordani *et al.*(1994)

O modelo simula a evolução de 5 variáveis de prognóstico: a temperatura de superfície, T_s, representativa do conjunto solo descoberto mais vegetação; a temperatura média da superfície, T_2; o conteúdo volumétrico de água na camada superficial do solo (de profundidade igual a 10 cm), w_g; o conteúdo volumétrico médio de água no solo, w_2 e a quantidade de água interceptada pelas plantas, W_r. As equações de evolução, descritas em Noilhan e Planton (1989), traduzem a conservação de energia e massa à superfície, reescritas de acordo com o método do restauro forçado (*force-restore method*) (Deardorff, 1977)

Noilhan e Lacarrère (1994) determinaram relações funcionais entre os vários parâmetros necessários à integração das equações e o conteúdo em areia e argila no solo. Estas relações tornam mais fácil a produção de cartas de superfície em diferentes escalas, pois podem efectuar-se médias a uma determinada escala para efectuar a agregação para uma escala superior.

Os fluxos superficiais de entalpia, H, e de calor latente, LE, entre a superfície e a atmosfera são calculados utilizando a formulação simplificada proposta por Louis (1979) que permite a resolução explícita das bem conhecidas equações de Monin - Obukhov para a camada limite superficial. São estes fluxos, somados aos fluxos radiativos e de momento linear, que determinam as interacções físicas fundamentais entre a superfície e a atmosfera e que por isso são utilizados para efectuar a ligação, o acoplamento, entre o modelo atmosférico e o modelo de solo.

3. Cenários de simulação

Neste texto vamos centrar a nossa análise na situação extrema, de maior contrastes térmicos na superfície e que por isso mais pode induzir circulações atmosféricas organizadas em mesoscala e alterações climáticas com algum significado. Admite-se que o projecto de Alqueva se concretiza na totalidade, com a albufeira completamente cheia de água à cota de 152m e os perímetros de rega em plena operação. Restringe-se o estudo ao período de verão, aquele em que os contrastes térmicos entre a região alagada e a região envolvente, semi-árida, serão maiores. As simulações que aqui se descrevem foram realizadas utilizando um forçamento radiativo típico para o mês de Julho, no Alentejo e em que as condições iniciais e de fronteira procuram igualmente reproduzir uma situação típica para esta época do ano.

As dificuldade existentes na obtenção de dados detalhados para inicializar o modelo, tanto à superfície como em altitude, bem como a incerteza na escolha de alguns parâmetros do modelo de solo (ver secção 5)

levou à utilização de um método de análise diferencial, em que cada simulação é composta por duas corridas numéricas, uma com irrigação e outra sem, mantendo-se constantes os perfis atmosféricos iniciais e os diversos parâmetros que não são modificados pela alteração do uso do solo. Os efeitos climáticos induzidos pelo projecto de Alqueva são de seguida analisados por subtracção entre os resultados das duas experiências. Várias simulações realizadas permitiram confirmar que a sensibilidade, da diferença entre um par de simulações, aos vários parâmetros e condições iniciais é muito menor do que a sensibilidade de cada corrida per si. Admite-se assim, que esta análise diferenciada reduz de forma decisiva a incertèza introduzida pelas selecções feitas.

A rede utilizada nas simulações foi de $37\Delta x \times 37\Delta y \times 60\Delta\sigma$, com uma resolução horizontal de 4km e uma resolução vertical variável, mais apertada junto à superfície, com o primeiro nível aos 33m (no interior da Camada Limite Superficial) e o topo aos 100 mb. Em cada experiência simulou-se um ciclo diurno, começando às 3h TUC, com um passo de tempo de 6s, suficiente para garantir estabilidade numérica,

O forçamento radiativo imposto corresponde à média mensal da evolução da radiação solar e atmosférica ao longo de um ciclo diurno no mês de Julho de 1994, observada na estação meteorológica da Mitra pertencente ao Centro de Geofísica de Évora. Os perfis atmosféricos impostos no início são perfis típicos para esta época do ano, em que a estabilidade atmosférica apresenta o valor de $0.01s^{-1}$, com ventos de NW de 10 ms^{-1} aos 1000m e humidade relativa de 70% à superfície.

4. Construção dos mapas de superfície

De acordo com a apresentação efectuada na séccão 3, a realização de simulações exige a existência de vários mapas de superfície, para os parâmetros e condições iniciais do modelo se solo. Não existe informação disponível suficiente pelo que foi necessário recorrer a algumas fontes dispersas, realizar um conjunto de manipulações e recorrer a simulações só com o modelo de solo e com uma versão quase -1D do modelo atmosférico de modo a construir essas cartas.

Os valores iniciais de T_s, T_2, w_g e w_2 foram determinados, para a situação de referência, a partir de dados climatológicos e de experiências de calibração utilizando exclusivamente o modelo de solo com forçamento atmosférico (temperatura e humidade do ar e intensidade do vento aos 2m) e radiativo imposto com base nas observações correspondentes ao mesmo período do forçamento radiativo utilizado nas experiências 3D. Esta calibração consistiu (Salgado, 1996) na utilização do método de Monte Carlo conhecido por "simulated annealing" (Kirkpatrick et al, 1983) à resolução do problema inverso de determinar as condições iniciais, bem como de um conjunto de outros parâmetros mal conhecidos, que produzem um melhor ajustamento entre o balanço radiativo simulado e observado.

A topografia utilizada foi obtida por digitalização das curvas de nível das cartas à escala 1/50000 abrangendo toda a área de intervenção do projecto do Alqueva. Essa informação teve de ser complementada a partir da digitalização, mais grosseira, de algumas curvas de nível e pontos cotados em cartas à escala 1/250000 abrangendo uma zona envolvente à área de intervenção, incluindo uma área em Espanha. O processo de rectangularização utilizado é designado como um método de *curvatura contínua* (cf. Smith & Wessel, 1990). Esta carta, bem como outras que serão referidas neste texto podem ser encontradas em Miranda *et al* (1995).

No que se refere à albufeira, que apresenta uma geometria fortemente rendilhada, foi necessário seleccionar uma geometria simplificada, cuja área total é semelhante à área total prevista para a albufeira cheia, mas cuja geometria é significativamente diferente, muito mais isotrópica e regular

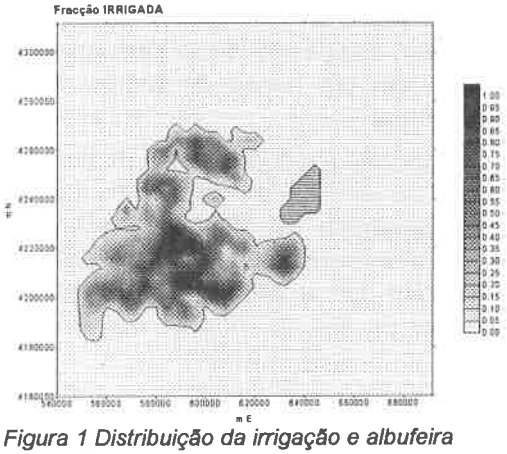


Figura 1 Distribuição da irrigação e albufeira

A construção das cartas de percentagem de areia, percentagem de argila e profundidade de solo foi efectuada a partir de dados sobre a distribuição do tipo de solos digitalizados com base na classificação de Cardoso (1965). Infelizmente, estes dados só existiam para a zona de intervenção do projecto de Alqueva, pelo que tiveram de ser estendidos para o domínio considerado.

Os mapas de vegetação (veg, LAI e Resistência estomatal) variam consoante as simulações se referem à situação actual ou à decorrente da implementação, total, do empreendimento do Alqueva. Para a situação de referência, os valores utilizados correspondem a valores típicos para regiões semi-áridas, que foram extraídos da literatura (cf. Brutsaert, 1984). Estes valores foram aferidos com o procedimento de ajustamento dos parâmetros às observações atmosféricas, já referido.

Para a construção dos mapas para a situação pós Alqueva, admitiu-se a hipótese do efeito da irrigação sobre os diferentes parâmetros ser uma função linear da percentagem de área irrigada. Deste modo estipularam-se, a partir de dados da literatura, valores para uma zona totalmente irrigada e calcularam-se as fracções de irrigação sobre cada elemento de 4km×4km do modelo, a partir da agregação de informação sobre irrigação em elementos de 100m×100m. O valor em cada elemento da malha é obtido através de uma interpolação linear entre os dois valores extremos (referência e totalmente irrigado) de acordo com a carta de irrigação (figura 1).

A existência de irrigação traduz-se também pela adição regular de água, sob a forma de "precipitação" imposta. Essa adição é simulada no modelo sendo distribuída uniformemente sobre 3 horas ao fim de tarde, à taxa de 10mm/dia.

As características radiativas da superfície, na situação de referência, foram estimadas a partir dos dados observados na Estação Climatológica da Mitra, para a mesma série temporal utilizada no forçamento radiativo imposto às simulações.

Admitiu-se um decréscimo de 10% no albedo de uma área irrigada a 100%, e construiu-se a carta de albedo por interpolação, à semelhança do descrito para os parâmetros do coberto vegetal. Os parâmetros de rugosidade z_0 e z_{0h} foram estimados a partir da literatura (Pielke, 1984) e do ajustamento referido.

5. Simulações

Vai aqui apresentar-se o resultado do par de simulações R1 - com albufeira e irrigação - e S1 - sem albufeira e sem irrigação, efectuadas de acordo com o descrito nos parágrafos anteriores.

Na Figura 2 apresenta-se a evolução do campo de anomalia da Temperatura do ar aos 2m (diferença entre a Temperatura na simulação R1 e a Temperatura na simulação S1) entre as 3h e as 19h. Os resultados obtidos são, à primeira vista, surpreendentemente elevados, mostrando-se uma tendência geral para o arrefecimento da superfície na zona irrigada, indicando um decréscimo da Temperatura Máxima da ordem dos 7 ºC no centro da zona irrigada e um decréscimo da Temperatura Mínima da ordem dos 2ºC na mesma zona. Este resultado aponta, pois, no sentido da descida tanto da Temperatura Média (da ordem de 4 a 5 ºC) e da amplitude térmica diária (da ordem dos 5ºC).

Durante a tarde, observa-se igualmente uma descida de 1 a 2 ºC da Temperatura do ar a Sudeste da zona irrigada, devido ao efeito da advecção. Deve notar-se, no entanto, que a localização desta última zona depende da direcção do vento dominante, que no caso corresponde a um vento geostrófico aos 1000m com 10 m/s de Noroeste (direcção dominante nesta altura do ano). Em média, deve esperar-se um efeito advectivo mais moderado devido à variabilidade direccional do vento.

O arrefecimento produzido resulta naturalmente do aumento de água disponível para evaporação, o que se traduz num aumento do fluxo ascendente de calor latente e numa correspondente redução do fluxo de entalpia e de radiação de grande comprimento de onda associadas a um decréscimo da Temperatura da superfície. A figura 6.2 mostra o impacte produzido em termos de humidade relativa aos 2m indicando aumentos absolutos de mais de 30% sobre o centro da zona irrigada, onde o acréscimo é, em geral, superior a 20%, e aumentos acima dos 5% em toda a região a sudeste dos perímetros de rega, em resultado da advecção. Estes aumentos referem-se ao período da tarde observando-se impactes de menor

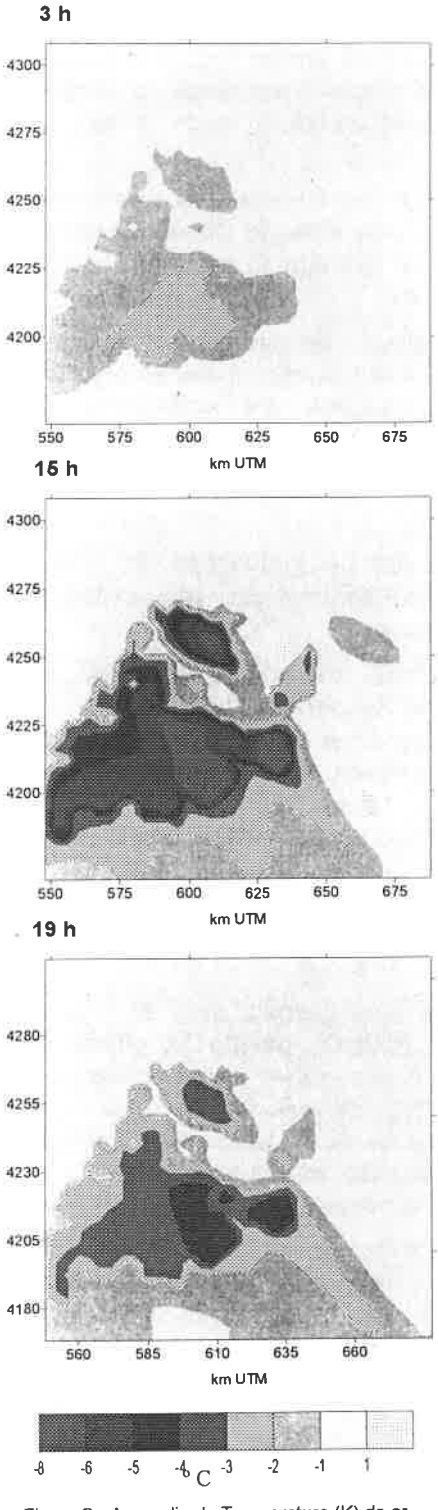


Figura 2 - Anomalia da Temperatura (K) do ar aos 2m. Experiência (R1-S1)

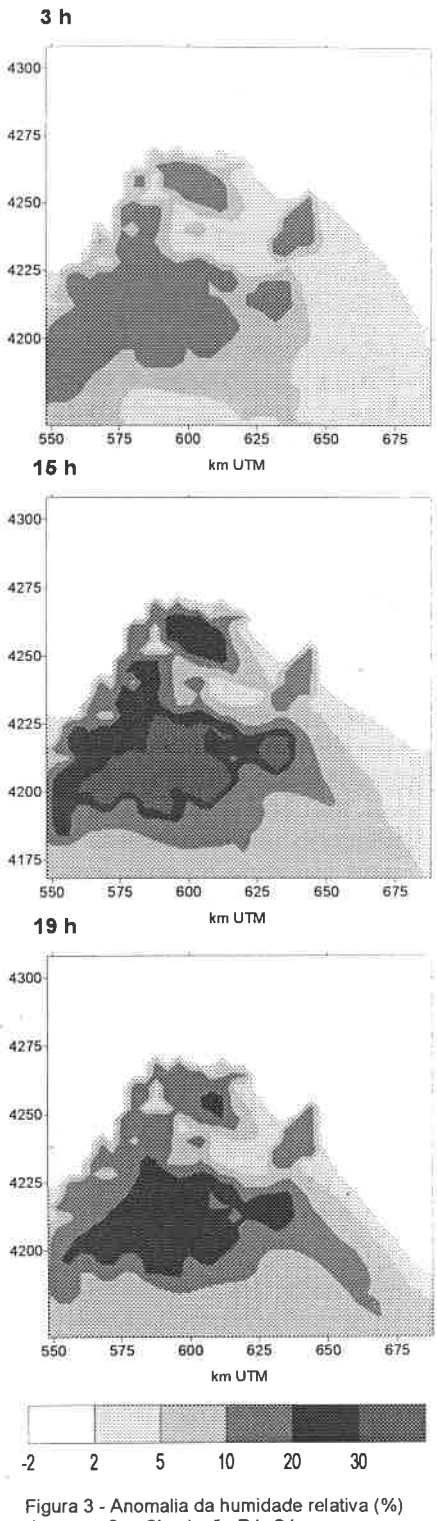


Figura 3 - Anomalia da humidade relativa (%) do ar aos 2m. Simulação R1 -S1

intensidade, mas ainda bastante significativos, durante o período nocturno, com acréscimos acima dos 10% na zona mais afectada e da ordem dos 5% a jusante do empreendimento. Integrando os valores da evaporação, obtêm-se valores acima dos 270 mm em quase toda a área irrigada, ligeiramente acima da ETP média estimada, valor claramente realista

Na figura 4 pode observar-se a anomalia do vento e da temperatura às 19h UTC numa secção vertical da atmosfera no plano y=4210 km, atravessando na direcção Oeste-Leste a zona mais a sul da região irrigada. A anomalia do vento corresponde à projecção no plano XZ da diferença vectorial entre o vento nas simulações R1 e S1. Isto significa que as intensidades do vento têm que ser analisadas com algum cuidado, pois não resultam exclusivamente a diferenças de intensidade, mas fundamentalmente de mudanças na direcção do rumo do vento.

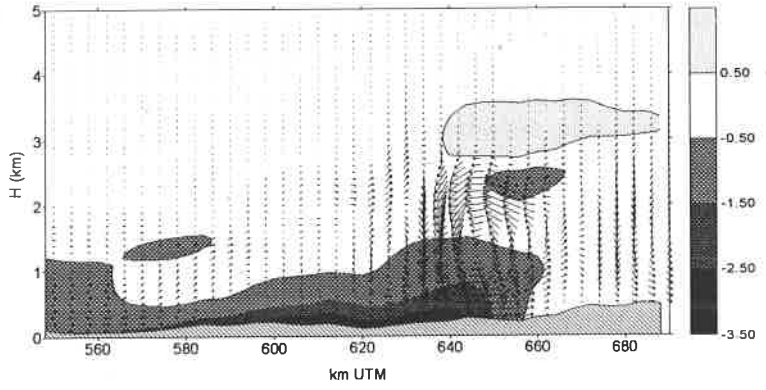


Figura 4 - Anomalias do vento e da temperatura às 19h UTC

É claramente visível a existência de uma circulação tipo brisa, com o ar a ser acelerado à saída da zona irrigada e a indução de uma zona de convergência a que se associa movimento vertical ascendente a este da zona irrigada. Deste modo, a anomalia no campo da temperatura específica, e também no campo da humidade específica, é "transportada" para altitudes superiores aos 1000m. Ainda que mais fraca, nota-se igualmente a existência de uma corrente de retorno, a essa altitude, e movimento vertical descendente, com divergência à superfície na zona mais irrigada. A intensidade da componente horizontal da anomalia do vento tem um valor máximo da ordem dos 5 ms^{-1}, perto da superfície, valor comparável ao da brisa do mar (a esta latitude, a intensidade da brisa de mar no verão pode atingir valores da ordem dos 8 - 10 ms^{-1}, em situações de calma, (Pielke, 1984). A velocidade vertical na zona de convergência (valor), que corresponde basicamente à velocidade simulada na experiência R1, visto w ser praticamente nulo em S1, apresenta igualmente um valor comparável ao observado em situações de brisa de mar, o que pode ter repercussões num ligeiro aumento da nebulosidade a jusante da região irrigada e, eventualmente algum reflexo na precipitação. A avaliação desta última implicação exige uma simulação mais fina que não foi realizada, existindo na bibliografia alguma discrepância quanto a esta eventualidade.

A figura 4 põe ainda em evidência o efeito global de *transformação de massa de ar* produzido pela passagem do ar sobre a zona irrigada e mostra a importância das circulações secundárias geradas no plano vertical. Ao mesmo tempo, é notório o crescimento da camada limite à medida que se progride para Leste e a sua progressiva humidificação, resultante do efeito acumulado da evaporação da superfície. É igualmente evidente a influência orográfica na circulação, especialmente junto à fronteira Leste.

6. Conclusão

As simulações realizadas apontam no sentido de um impacte atmosférico caracterizado por: a) diminuição da temperatura do ar junto à superfície, afectando essencialmente a temperatura máxima (e, em consequência, a temperatura média); b) diminuição da amplitude térmica diária; c) aumento da humidade relativa; d) geração de uma circulação de mesoscala - brisa, afectando um região relativamente extensa.

O estudo efectuado põe em evidencia as potencialidades da utilização de um modelo atmosférico de mesoscala no estudo das circulações induzidas pelas heterogeneidades superficiais e na avaliação dos eventuais impactos climáticos de alterações do uso do solo.

Agradecimentos:

O presente trabalho foi parcialmente realizado no âmbito do Projecto PBIC/C/CEN/1082/92 e contou com a colaboração da Eng. Julia Seixas e colaboradores da Universidade Nova de Lisboa na preparação dos dados de solo e do Prof. F. Abreu do ISA.

Referências

Bougeault, P. (1991), Parameterization Schemes of Land-Surface Processes for Mesoscale Atmospheric Models, *in Land Surface Evaporation,* ed. Schmugge e André, Springer-Verlag.

Braud, I., Noilhan, J., Bessemoulin, P., Mascart,P., Haverkamp,R., Vauclin,M. (1993): Bare-ground surface heat and water exchanges under dry conditions: observations and parametrization. *Boundary Layer Meteorology*, 66, 173-200, 1993.

Brutsaert, W. (1984) - *Evaporation into the atmosphere*. Kluwer Academic Publishers.

Cardoso, J. V. J. C. (1965) - *Os solos de Portugal.* 1 - A Sul do Rio Tejo. Secretaria de Estado da Agricultura.

Deardorff, J.W. (1977), A Parameterization of Ground-Surface Moisture Content for use in Atmospheric Prediction Models. *J.Appl.Meteorol.*,**16**,1182-1185

Dickinson, R. (1992a) - Changes in Land Use. *in Climate System Modelling*, ed. By K. Trenberth.

Garratt, J.R. (1992) - The Atmospheric Boundary Layer. Cambridge University Press.

Kirkpatrick, S., Gelatt, C.D. and Vecchi, M.P. (1983), *Science*, **220**,671-680.

Louis, J.F.(1979), A Parametric Model of Vertical Eddy Fluxes in the Atmosphere. *Bound. Lay. Meteor.*, **17**, 287-202

Miranda, P.M. , F. Abreu, R. Salgado (1995) - Estudo de Impacte Ambiental do Alqueva: Clima. Relatório Final elaborado para a Comissão Europeia (DG XII). *Relatório Técnico do ICAT.*

Miranda, P.M. and James, I.N. (1992): Non-linear three-dimensional effects on gravity-wave drag: Splitting flow and breaking waves. *Quarterly J. Royal Meteorological Society*, **118**, 1057-1081.

Miller, M.J. and White, A.A. (1984): On the non-hydrostatic equations in pressure and sigma coordinates. *Quarterly J. Royal Meteorological Society*, **107**, 1775-1800.

Noilhan, J. & S. Planton (1989) - A simple parametrization of land surface processes for meteorological models. *Mon. Wea. Rev,* 117, 536-549.

Noilhan, J. & Lacarrère, P. (1994) - GCM Grid Scale Evaporation from Mesoscale Modelling. *To appear in the Journal of Climate.*

Ookouchi, Y., M. Segal, R.C. Kessler, R.A. Pielke (1984), Evaluation of soil moisture effects on the Generation and Modification of Mesoscale Circulations. *Mon. Weather Rev.* **112,** 2281-2292

Pielke, R. (1984) - *Mesoscale Meteorological Modelling*. Academic Press.

Pielke,R., Segal, M. (1986) - Mesoscale circulations forced by differential terrain heating, in *Mesoscale meteorology and forecasting*, ed. P. Ray. American Meteorological Society.

Smith W.H.F., Wessel P. (1990). Gridding with continuous curvature splines in tension. Geophysics, 55, 293-305.

Segal, M. and Arritt, R.W. (1992): Nonclassical Mesoscale Circulations caused by surface sensible heat-flux gradients. *Bull. Amer. Meteor. Soc.*, **73**, No 10, 1593-1604.

Xue, M. and Thorpe,A.J. (1992) - A mesoscale numerical model using the non-hydrostatic pressure-based ♦-coordinate equations: Model experiments with dry mountain flow. *Mon. Weather Rev.,* **119**, 1168-1185.

VÍDEO DIGITAL APLICADO À MODELAÇÃO E MONITORIZAÇÃO DA POLUIÇÃO DO AR

F. C. FERREIRA*

RESUMO

As tecnologias multimédia actualmente disponíveis para computadores pessoais permitem uma fácil digitalização e consequente processamento de vídeo digital. Apresenta-se uma metodologia inovadora, onde imagens vídeo digitalizadas são utilizadas na monitorização de fontes de poluentes visíveis. Câmaras de vídeo permitem captar imagens que dão entrada num computador pessoal para análise. Uma primeira câmara é posicionada verticalmente junto a uma chaminé industrial, permitindo observar a saída do penacho. Uma segunda câmara, posicionada a alguns quilómetros de distância da mesma chaminé, permite calcular a altura do penacho e a sua dispersão. Um caso de estudo envolvendo uma central termoeléctrica a fuel-óleo é apresentado. Demonstra-se que a metodologia é particularmente útil quando situações meteorológicas específicas não permitem um cálculo preciso da direcção do vento à saída da chaminé. Efectua-se uma comparação entre um modelo gaussiano de dispersão de poluentes e a dispersão da pluma vísivel. O método fornece informações importantes para a modelação e monitorização de poluentes atmosféricos.

PALAVRAS-CHAVES

Vídeo digital, modelação, monitorização, poluição do ar.

1. INTRODUÇÃO

Captar e guardar imagens vídeo em computador é um processo cada vez mais comum que é facilitado pela velocidade de processamento já disponível em computadores pessoais. Aplicações específicas de processamento de imagem permitem efectuar um conjunto de operações que permitem analisar em detalhe diferentes características das imagens. Estas capacidades facilitam o uso de câmaras de video como importantes instrumentos de detecção remota.

*Engº. do Ambiente, MSc.
Faculdade de Ciências e Tecnologia / Dep. de Ciências e Engenharia do Ambiente
Quinta da Torre / 2825 MONTE DE CAPARICA
E-mail: ff@mail.fct.unl.pt

Nas ciências do ambiente, o vídeo é geralmente utilizado em substituição da fotografia aérea ou em aplicações específicas com sensores preparados para captar apenas determinados comprimentos de onda.

Em poluição do ar, o desenvolvimento de modelos e de estratégias de monitorização para fontes pontuais é um processo comum. Porém, a qualidade dos dados gerados por estes modelos que são utilizados inclusivé para verificar o cumprimento de obrigações legais, dependem de dados meteorológicos fiáveis. As tecnologias multimédia podem ajudar a ultrapassar algumas das dificuldades nesta área, nomedamente na aquisição de dados de qualidade, na calibração e validação de modelos, ou ainda na simulação visual de determinados cenários. A predição de impactes e o dimensionamento de redes de monitorização pode igualmente ser melhorada através do recurso às novas tecnologias referidas.

1.1. Multimédia e videografia

As novas capacidades multimédia dos computadores pessoais possibilitam uma eficaz digitalização e processamento de imagens. A videografia é o processo correspondente à captura, processamento e interpretação de imagens vídeo [Vlcek, 1988]. O uso de imagens vídeo é particularmente importante nas técnicas de detecção remota [Campbell, 1987]. Algumas das vantagens em relação às técnicas tradicionais de detecção remota são a possiblidade de processamento em tempo real e a elevada sensibilidade das câmaras de vídeo [Everitt, 1988; King, 1991; Mausel *et al.*, 1992].

Algumas das aplicações que recorrem a vídeo para monitorização são: a contagem e avaliação do movimento de pessoas em ruas [Rourke e Bell, 1992], a identificação, contagem e medição da velocidade de veículos [Michalopoulos e Bell, 1992; Kilger, 1992], a medição da emissão de monóxido de carbono por veículos utilizando câmaras de vídeo sensíveis à banda das radiações infravermelhas [Lawson *et al.*, 1990; Stephens e Cadle, 1991; Zhang *et al.*, 1993], a detecção de nuvens químicas também através de câmaras com sensores de infravermelhos [Althouse e Chang, 1991], ou, no caso do poluente dióxido de enxofre, na banda das radiações ultravioleta [McElhoe e Conner, 1986].

1.2. O processamento de imagem e modelo das câmaras

De forma a calcular distâncias reais com base numa imagem de vídeo, é necessário efectuar uma transformação perspectiva dos diferentes planos. A Figura 1 apresenta o modelo desta transformação.

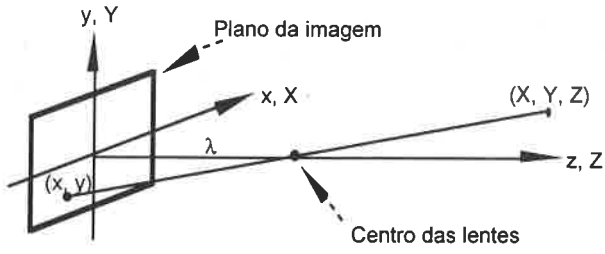


Fig. 1 - Modelo do processo de transformação da imagem. O sistema de coordenadas da câmara (x,y,z) encontra-se alinhado com o sistema de coordenadas real (X,Y,Z) [Gonzalez e Woods, 1992].

λ é a distância focal das lentes quando a câmara se encontra focada. Assume-se que $Z > \lambda$, o que significa que todos os pontos de interesse estão posicionados em frente das lentes. Através do recurso a triângulos similares é possível encontrar uma relação entre o ponto real (X,Y,Z) e a sua projecção no plano da imagem (x,y), através das seguintes equações:

$$\frac{x}{\lambda} = \frac{X}{Z-\lambda} \qquad \frac{y}{\lambda} = \frac{Y}{Z-\lambda} \qquad \text{(Eq. 1)}$$

Uma das possibilidades seria usar um modelo tridimensional baseado na imagem estereoscópica gerada por duas câmaras localizadas a alguns quilómetros de distância da chaminé e posicionadas horizontalmente em relação à pluma. Preferiu-se porém um outro modelo, dado que é diminuta a qualidade da imagem da câmara localizada longe da chaminé e que recolhe uma perspectiva horizontal do penacho. A individualização da pluma é muito sensível a condições meteorológicas e de contraste criadas pela posição relativa do sol em relação ao penacho. A utilização de uma câmara posicionada verticalmente captando imagens da saída dos gases, constitui uma informação de qualidade que permite o cálculo da direcção de vento à saída da chaminé. Assim, Z e λ são conhecidos e X e Y podem ser determinados para cada x e y presentes no plano de projecção da imagem. Porém, assume-se neste modelo que não há modificação da direcção da pluma ao longo do seu trajecto, o que não se verifica em muitos dos casos, problema este inexistente no recurso a um modelo tridimensional.

1.3. Modelação da poluição do ar e monitorização

As estações de monitorização da qualidade do ar permitem aceder apenas a informação local. Tratam-se assim de um recurso limitado na análise espacial de fenómenos de poluição do ar. Os modelos gaussianos são os mais utilizados pela sua simplicidade e relativa precisão de resultados.

Estes modelos requerem dados de entrada tais como o caudal mássico de emissão dos poluentes, a velocidade de saída dos gases e a sua temperatura, a temperatura ambiente, a velocidade e direcção do vento, e ainda informação sobre a estabilidade da atmosfera. Os resultados do modelo são muito dependentes destes dados, em particular da direcção do vento e da estabilidade da atmosfera. Estes parâmetros são geralmente obtidos através de estações meteorológicas localizadas perto da fonte emissora [Zannetti, 1990; Weil *et al.*, 1992, Boubel *et al.*, 1994; Ferreira *et al.*, 1995).

O conhecimento das condições meteorológicas de determinada área pode ser efectuado a partir de uma estação meteorológica ou de um sistema de radiosondagem (SODAR) que permite determinar a direcção e velocidade do vento a diferentes altitudes, bem como inferir sobre a estabilidade da atmosfera. Esta última instrumentação no entanto, apresenta elevados custos e é geralmente utilizada apenas de forma pontual.

No âmbito deste artigo, um modelo de dispersão gaussiano de fonte única foi aplicado para se obter concentrações de dois poluentes: dióxido de enxofre (SO_2) e óxidos de azoto (NO_x). A concentração de um poluente emitido por uma fonte única é uma função de múltiplas variáveis que pode ser genericamente descrita pela equação:

$$c = \frac{Q}{2\pi\sigma_h\sigma_z|\bar{u}|}\exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{y_r}{\sigma_y}\right)^2\right]\exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{h_e - z_r}{\sigma_z}\right)^2\right] \qquad \text{(Eq. 2)}$$

onde c é a concentração no ponto $r=(x_r,y_r,z_r)$, Q é a taxa de emissão, σ_y e σ_z são os desvios-padrão (horizontal e vertical) da dsitribuição espacial da concentração de poluente na pluma, u é a velocidade horizontal do vento e h_e é a altura efectiva de emissão ($h_e = z_s + \Delta_h$) (Δ_h é diferença entre a altura da chaminé z_s e a altura que o penacho atinge em termos absolutos).

DESCRIÇÃO DO CASO DE ESTUDO

A metodologia desenvolvida foi aplicada a uma central termoeléctrica de 1000 MW de potência localizada em Setúbal. A central possui 4 grupos de 250 MW cada, com duas chaminés (cada chaminé recebe os gases de combustão de cada 2 grupos adjacentes). Pode-se considerar que os três poluentes emitidos em maior quantidade por esta fonte e cujas concentrações no ar-ambiente se encontram legisladas são: partículas, dióxido de enxofre (SO_2) e óxidos de azoto (NO_x).

Um conjunto de 7 estações de monitorização de qualidade do ar encontram-se localizadas num raio de cerca de 8 Km em volta da central,

efectuando medições minuto a minuto (excepto para o caso das partículas, cujo intervalo é de 15 minutos).

No período entre 27 de Setembro de 1994 e 31 de Maio de 1995, foram recolhidos dados de direcção de vento na central termoeléctrica por dois instrumentos: um SODAR, que permitiu recolher dados de direcção e velocidade do vento até 750 metros de altitude em intervalos de 25 metros, e uma estação meteorológica fixa a 55 metros de altitude (30 metros acima do solo). Os dados do SODAR referentes a 200 metros de altitude foram seleccionados para uma comparação com os dados da estação meteorológica, dado que esta é a altitude da chaminé.

De acordo com os dados da estação meteorológica, os ventos predominantes são de Nor-Nordeste e também com uma frequência significativa, de Nor-Noroeste e de Sudoeste. Analisando os dados recolhidos através do SODAR e referentes a 200 metros de altitude, o padrão é muito diferente. Neste último caso, os ventos mais frequentes são de Noroeste. Assim, os dados recolhidos através da estação meteorológica poderão ser uma considerável fonte de erro. Esta diferença entre os valores medidos pelo SODAR e pela estação meteorológica deve-se provavelmente à proximidade de um estuário e do oceano, gerando-se brisas que originam estas diferenças.

Uma câmara de vídeo CCD foi colocada à distância aproximada de 2,5 Km das chaminés da central termoeléctrica. Esta câmara obtém um plano horizontal da central. Uma outra câmara foi posicionada junto a uma das chaminés, estando direccionada verticalmente para a saída dos gases. Esta câmara cobre aproximadamente metade das direcções do penacho. De forma a cobrir todas as direcções, seriam necessárias duas câmaras verticais. As imagens foram gravadas para posterior processamento. Um computador pessoal Apple Macintosh® Centris 650, o programa Adobe Photoshop® e um outro desenvolvido pelo autor foram utilizados para processamento das imagens e nos cálculos necessários.

RESULTADOS

A metodologia tem vindo a ser testada para inúmeras situações meteorológicas e de funcionamento da central. Como exemplo, seleccionou-se o dia 11 de Julho de 1995, entre as 19:46 e as 20:00 horas (17:46 e 18:00 horas TMG). O céu encontrava-se limpo e a humidade relativa era de cerca de 70 %, sendo a temperatura ambiente de 20° C.

A Figura 2 apresenta a sequência de operações de processamento de imagem que foram efectuadas para extrair a direcção do penacho. O primeiro filtro aplicado é um denominado filtro de obscurecimento do tipo

gaussiano (a). Este filtro vai eliminar algum do detalhe, mas vai tornar mais visível o contraste entre o penacho e o céu em fundo. Uma segunda operação é a aplicação de um filtro de limite (b), seguido do traçar dos cortornos (c). As últimas operações correspondem a relacionar os contornos com as direcções (d), determinando-se os respectivos vectores através de uma regressão linear (e). A direcção final corresponde a uma média das direcções dos dois vectores identificados.

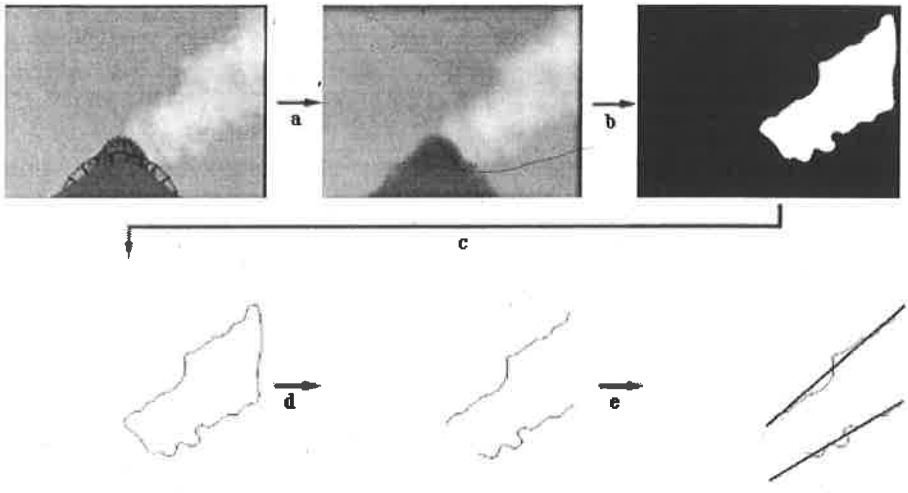


Fig. 2 - Sequência de operações de processamento de imagem para cálculo da direcção do vento a partir da câmara vertical junto à chaminé.

A direcção média do vento medida na estação meteorológica entre as 19:46 e as 20:00 horas foi de 252° (direcção de). A medição obtida através da câmara de video como resultado de um conjunto de imagens colhidas durante o mesmo intervalo foi de 262° (direcção de). Neste caso, as direcções identificadas eram semelhantes e variaram apenas de 10°. Um outro método de processamento de imagem baseado no cálculo do centro de massa foi utilizado, resultando num valor muito semelhante.

Durante o mesmo período de tempo, a câmara distante capturou a pluma horizontalmente. A Figura 3 apresenta o modelo que cruza a informação da câmara A com a informação da direcção do vento da câmara B, de forma a se determinar o sistema real de coordenadas a partir do plano da imagem optida pela câmara A.

A Figura 4 apresenta o resultado da individualização da pluma. As cores identificadas resultam da presença combinada de diferentes gases, desde vapor de água (branco), a dióxido de enxofre (amarelo-acastanhado), óxidos de azoto (ligeiramente azulados) e partículas (negro). É difícil estabelecer uma relação clara entre as características visíveis de todos estes poluentes e a visibilidade da pluma. Porém, admite-se que na

proximidade da chaminé o seu trajecto de dispersão é conjunto, dado que nomeadamente as partículas que saiem pela chaminé apresentam diâmetros muito pequenos,. pois não ficaram retidas nos precipitadores electroestáticos de que a central dispõe. Aplicando o modelo previamente descrito calcula-se um sistema de coordenadas para a imagem real.

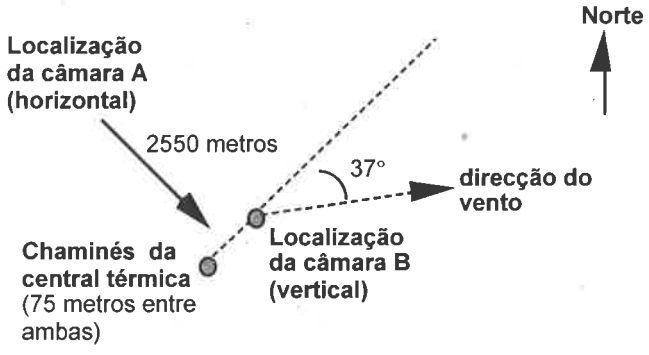


Fig. 3 - Modelo de câmaras para cálculo de distâncias.

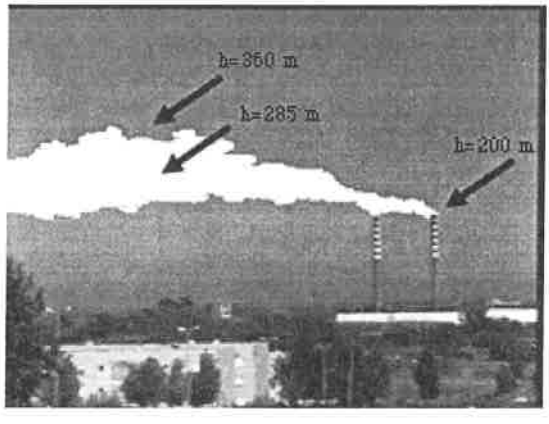


Fig. 4 - Identificação da pluma pela câmara horizontal.

Um modelo gaussiano de dispersão de poluentes atmosféricos foi aplicado de modo a estabelecer uma comparação entre os seus resultados e os previstos através do trajecto da pluma obtido pela imagem horizontal. Os parâmetros de emissão foram calculados com base em sensores instalados em cada uma das chaminés, onde os caudais, concentrações dos poluentes, temperatura e pressão são medidos. Os parâmetros ambientais necessários ao modelo foram estimados com base nos dados da estação meteorológica existente na central termoeléctrica. A direcção de vento utilizada foi a determinada através da câmara vertical junto a uma das chaminés.

Um dos parâmetros de entrada mais importantes num modelo de dispersão é a classe de estabilidade ou de dispersão. As classes de dispersão de Pasquill variam entre uma atmosfera muito instável até uma atmosfera muito estável (letras A a G, respectivamente) [Zannetti, 1990].

Durante o período de amostragem, a velocidade do vento era superior a 6 ms^{-1} (9,4 ms^{-1} a 30 metros acima do solo) e a insolação era moderada. Assim, a classe de estabilidade deveria ser do tipo D (neutra). Porém, com base no gradiente vertical de temperatura, a classe de dispersão deveria ser do tipo A (muito instável).

A imagem capturada horizontalmente longe da central termoeléctrica, pode ser usada para calibrar o modelo. A classe de dispersão considerada para o modelo afecta a altura atingida pelo penacho, em particular a sua altitude máxima. Para as classes de estabilidade de A a D, calculou-se a altura máxima do penacho. Verifica-se que o acréscimo de altura em termos do topo da pluma verificado pela imagem se aproxima do previsto pelo modelo para a classe de dispersão D (Δh_{modelo}= 171m; Δh_{imagem}= 160m) (ver Figura 4). Porém, em relação ao centro do penacho esta diferença é substancialmente maior (Δh_{modelo}= 171m; Δh_{imagem}= 85m) Assim, a velocidade do vento a 200 metros de altura poderá ser maior que a extrapolada a partir da estação meteorológica, ou os parâmetros de emissão podem não traduzir correctamente a situação real.

Uma das sete estações de monitorização, a estação do Faralhão, encontrava-se no trajecto da pluma. Porém, a pluma neste local, encontra-se acima do solo de acordo com as imagens vídeo recolhidas. Efectivamente, as concentrações previstas de acordo com o modelo de dispersão para os poluentes dióxido de enxofre (SO_2) e de óxidos de azoto (No_x) têm o valor zero para esta estação, facto que é confirmado por valores medidos inferiores a 1 $\mu g/m^3$.

CONCLUSÕES

A metodologia apresentada mostra que o recurso a vídeo digital pode ser uma forma pouco dispendiosa de obter informação relacionada com a poluição do ar por parte de fontes pontuais. É possível determinar a direcção do vento através da análise do penacho à saída da chaminé. O trajecto da pluma pode igualmente ser identificado e os dados poderão ser utilizados na calibração de modelos de dispersão de poluentes atmosféricos. A análise espacial dos dados recolhidos através das imagens vídeo podem ajudar a compreender os níveis medidos nas estações de monitorização.

DESENVOLVIMENTOS FUTUROS

É necessário testar a eficiência da metodologia numa variedade maior de condições atmosféricas e de iluminação. A direcção do vento pode-se modificar ao longo do trajecto de dispersão da pluma, facto que não está contemplado. De forma a ultrapassar esta limitação, torna-se necessário testar um sistema de imagem estereoscópica envolvendo duas câmaras posicionadas em locais diferentes mas com o mesmo campo de visão. Com uma câmara de video colocada horizontalmente a uma distância próxima da chaminé da central, deverá ser possível calcular a velocidade de saída dos gases.

AGRADECIMENTOS

O autor agradece os dados fornecidos e o apoio a esta investigação dado pela CPPE - Companhia Portuguesa de Produção de Electricidade, SA (Grupo EDP). Este trabalho foi igualmente apoiado em parte pelo programa PRAXIS XXI no âmbito do contracto Praxis/3/3.2/AMB/04/94.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Althouse, M.L.G., and Chang, C. 1991. Chemical vapor detection with a multispectral thermal imager. *Optical Engineering* ***30***, 11, 1725-1733.

Boubel, R.W., Fox, D.L., Turner, D.B.and Stern, A.C. 1994. *Fundamentals of Air Pollution*. 3rd edition, Academic Press Inc., San Diego.

Campbell, J. 1987. *Introduction to remote sensing*. The Guilford Press, New York.

Everitt, J. 1988. Introduction to Videography: Historial Overview, Relation to Remote Sensing, Advantages, Disadvantages., in *Proceedings of the First Workshop on Videography, American Society of Photogrammetry and Remote Sensing* , Falls Church, VA.

Ferreira, F., Seixas, J. and Nunes, C. 1995. A spatial-based comparison between air pollution modelling and monitoring data, in *Proc. First Joint European Conference and Exhibition on Geographical Information*,The Hague, NL, pp. 448-453.

Gonzalez, R.C. and Woods, R.E. 1992. *Digital Image Processing*. Addison-Wesley Publishing Company, New York.

Kilger, M. 1992. Video-Based Traffic Monitoring, in *IEEE 4th International Conference on Image Processing and Its Applications, Conference Publication nº 354*, Venue, Netherlands, 563-566.

King, D. 1991. Determination and Reduction of Cover Type Brightness Variations with View Angle in Airborne Multispectral Video Imagery, *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* ***57***, 12, 1571-1577.

Lawson, D.R., Groblicki, P.J., Sedman, D.H. ,Bishop G.A. and Guenther, P.L. 1990. Emissions from In-use Motor Vehicles in Los Angeles: A Pilot Study of Remote Sensing and the Inspection and Maintenance Program. *Journal of the Air Waste Management Association* ***40***, 8, 1096-1105.

Mausel, P.W., Everitt, J.H., Escobar, D.E. and King, D.J. 1992. Airborne Videography: Current Status and Future Perspectives, *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* ***58***, 8, 1189-1195.

McElhoe, H.B., and Conner, W.D. 1986. Remote Measurement of Sulphur Dioxide Emissions Using an Ultraviolet Light Sensitive Video System. *Journal of the Air Pollution Control Association 36*, 42-47.

Michalopoulos, P.G., and Wolf, B. 1990. Machine-Vision System for Multispot Vehicle Detection, *Journal of Transportation Engineering* ***116***, 3, 299-309.

Rourke, A. and Bell, M.G.H. 1992. Wide Area Pedestrian Monitoring Using Video Image Processing, in *IEEE 4th International Conference on Image Processing and Its Applications, Conference Publication nº 354*, Venue, Netherlands, 563-566.

Stephens, R.D., and Cadle, S.H. 1991. Remote Sensing Measurements of Carbon Monoxide Emissions from On-Road Vehicles. *Journal of Air Waste Management* ***41***, 39-46.

Vlcek, J. 1988. Nature of Video Images., in *Proceedings of the First Workshop on Videography, American Society of Photogrammetry and Remote Sensing*, Falls Church, VA.

Weil, J.C., Sykes, R.I. and Venkatram A. 1992. Evaluating Air-Quality Models: Review and Outlook. *Journal of Applied Meteorology* ***31***, 1121-1145.

Zannetti, P. 1990. *Air pollution modeling, Theories, Computational Methods and Available Software*. Van Nostrand Reinhold, New York.

Zhang, Y., Stedman, D.H. , Bishop, G.A., Guenther, P.L., Beaton, S.P. and Peterson, J.E. 1993. On-Road Hydrocarbon Remote Sensing in the Denver Area. *Environmental Science & Technology* ***27***, 1885-1891.

AVALIAÇÃO DAS CONDIÇÕES SINÓPTICAS ASSOCIADAS AOS EPISÓDIOS FOTOQUÍMICOS NA REGIÃO DE LISBOA

[1]N. Barros, e [2]C. Borrego

Palavras - chave : Episódios fotoquímicos, condições sinópticas, Região de Lisboa

RESUMO

A análise das séries de concentrações horárias de ozono medidas na estação da Rua de "O Século" (Lisboa) possibilitou a determinação de diversas situações em que as concentrações medidas ultrapassavam claramente o valor guia horário estabelecido na Legislação Portuguesa. Para além disso, isoladas as situações episódicas verificadas entre 1989 e 1993, foi realizado um estudo de evolução e intercomparação das situações episódicas encontradas para os 5 anos de dados disponíveis e das condições sinópticas a elas associadas de forma a determinar o tipo de circulação em jogo para cada situação. A simulação pelo sistema MAR de uma situação típica de verão permitiu demonstrar a eventual necessidade de ampliar a actual rede de medição de qualidade do ar, face aos padrões de circulação meso-meteorológica e de dispersão. As simulações e a impossibilidade de confirmar a sua veracidade por falta de dados indicia a eventual existência de episódios com muito maior expressão nesta região, o que torna premente o seu estudo.

1. INTRODUÇÃO

Os episódios de elevada concentração de ozono na baixa troposfera podem produzir efeitos adversos quer sobre a saúde humana quer sobre o crescimento das plantas. Estima-se que concentrações superiores a 400 $\mu g/m^3$ podem produzir irritação das vias respiratórias e dos olhos para além da acelerar a degradação de determinados materiais sintéticos.

A cinética das reacções fotoquímicas que conduzem à produção de ozono (e outros contaminantes de origem fotoquímica) está não só dependente da disponibilidade dos diversos precursores como também (e principalmente) da radiação solar (UV), temperatura do ar, estabilidade atmosférica e transporte a longa distância que, em ultima análise, determinam a

[1] Doutorando, Dep. Ambiente e Ordenamento da U. Aveiro, tel. 370200, fax 29290, nelson@ci.ua.pt
[2] Prof. Catedrático, Dep. Amb. e Ordenamento da U. Aveiro, tel. 370200, fax 29290, Borrego@ci.ua.pt

localização, extensão, duração e intensidade do episódio (Comrie e Yarnal, 1992).
As variáveis meteorológicas por seu lado estão dependentes de diversos factores que se interligam entre si como sejam as circulações resultantes do forçamento sinóptico de larga escala e as circulações de mesoscala.

As circulações à escala sinóptica ditam o tipo de massa de ar que afecta determinada região e como tal, em última análise, determinam as condições de temperatura, radiação, humidade e pressão aí prevalecentes. A uma escala mais baixa, determinadas condições de aquecimento diferenciado, podem induzir o aparecimento de circulações ditas de mesoscala responsáveis muitas vezes pela criação de condições propícias à recirculação de poluentes e/ou sua acumulação em regiões de convergência do campo de ventos gerado.

Uma situação episódica surge normalmente quando um conjunto de factores quer meteorológicos quer de emissão se conjugam de tal forma que conduzem à geração de condições anormais de concentração de ozono numa determinada região.

Neste trabalho é apresentado parte do estudo agora iniciado no sentido da determinação dos factores meteorológicos e de emissão que conduzem ao aparecimento de situações episódicas de ozono na região de Lisboa.

Por recurso à modelação tentou-se demonstrar a eventual necessidade de aumentar a actual rede de medição de qualidade do ar face aos padrões de circulação meso-meteorológica e de dispersão. As simulações e a impossibilidade de confirmar a sua veracidade por falta de dados indicia a existência de episódios com muito maior expressão nesta região, o que torna premente o seu estudo.

Refira-se que este tipo de investigação exige uma enorme quantidade de informação, dispersa por diversas entidades, com a inerente morosidade de recolha, facto que limitou o âmbito deste estudo nesta fase. O trabalho agora iniciado será continuado logo que a informação recolhida o permita.

2. METODOLOGIA

Como referido, para este trabalho foi realizado o tratamento estatístico dos dados de concentração média horária de ozono recolhidos na estação da Rua de "O Século" em Lisboa entre os anos de 1989 e 1993. O ano de 1994, último ano disponível de dados, não foi considerado dada a baixa eficiência do sensor nesse ano.

A estação da Rua de "O Século" encontra-se instalada num pátio nas traseiras do edifício do actual Ministério do Ambiente a cerca de 12 metros de altura. A representatividade desta estação face à região que se pretende estudar não é completamente conhecida.

O tratamento estatístico dos dados, foi executado por forma a localizar eventuais episódios de poluição fotoquímica associados ao ozono onde claramente fosse violado o valor guia de concentração horária (180 $\mu g/m^3$, Portaria nº 286/93). Para além disso foi realizado um trabalho de evolução e intercomparação das situações episódicas encontradas para os 5 anos de dados disponíveis.

Seguidamente, nesta fase preliminar, aos episódios detectados entre Abril e Setembro (situação de verão) foram associadas as respectivas situações sinópticas ocorridas durante os períodos de cada episódio.

3. ANÁLISE DE DADOS

3.1 Evolução anual

Entre 1989 e 1993, na estação da Rua de "O Século", foram detectados 42 episódios onde o valor guia para a concentração horária de ozono foi ultrapassado 103 vezes durante uma ou mais horas consecutivas.

Da análise da figura 1 é possível concluir que cerca de 70% das horas com concentrações de ozono acima do valor guia se verificaram durante o ano de 1989 (72 horas).

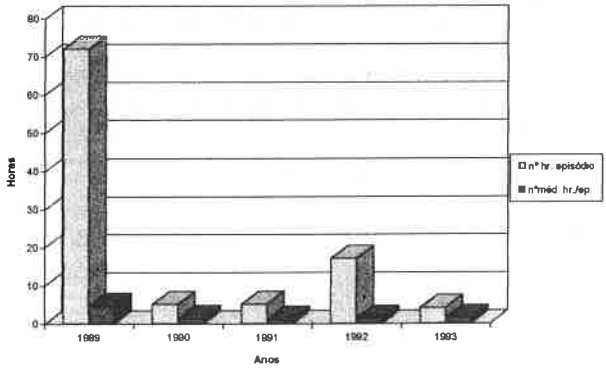


Fig. 1- Número de horas acima do valor guia para a concentração horária de ozono e número médio de horas dos episódios ao longo dos anos em análise.

3.2 Análise sazonal

O estudo da distribuição da ocorrência de episódios de ozono com valores horários acima do valor guia ao longo da série anual em análise evidencia um comportamento bastante irregular ao longo de todos os meses do ano (Figura 4). Refira-se no entanto, a existência de valores elevados de ozono quer durante os meses de verão quer durante os meses de inverno. Este padrão de distribuição, com a presença de valores elevados de ozono tanto de inverno como de verão já anteriormente tinha sido verificado (Figueira, 1977). Os episódios de inverno e de verão deverão ter, no entanto, explicações diferenciadas. Nos episódios de inverno deverá pesar de uma forma significativa a intrusão de ozono da baixa estratosfera ao passo que nos episódios de verão os processos fotoquímicos ao nível da região de Lisboa e associados a transporte de longa distância deverão prevalecer.

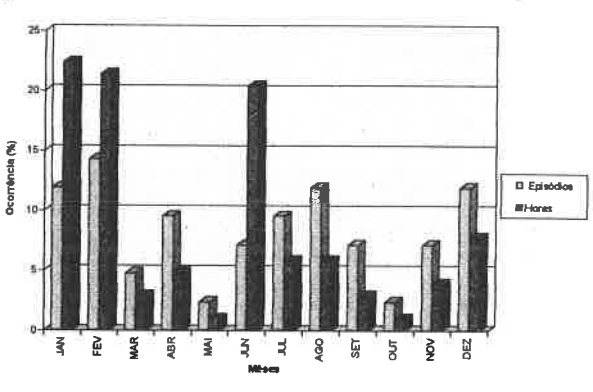


Fig. 4 - Distribuição da ocorrência de episódios e respectivo número de horas de duração ao longo do ano entre 1989-93.

Dado este comportamento, optou-se por uma análise sazonal, onde a informação disponível foi agregada em dois grupos de seis meses; um dito de Inverno onde foram integrados os meses de Outubro a Março e um outro, dito de verão de Abril a Setembro.

Como se pode verificar pela Figura 5, a frequência de ocorrência de episódios foi maior durante o verão até 1991, tendo-se invertido esta tendência nos anos de 1992 e 93. Destaque-se o facto de em 1990 não terem existido episódios durante o Inverno e, pelo contrário, em 1993 não terem existido episódios durante o verão.

Por outro lado, o padrão de ocorrência dos parâmetros em análise é constante em termos sazonais - a relação ocorrência do parâmetro "episódios" versus ocorrência do parâmetro "número de horas de duração dos episódios" é idêntica para o verão e para o Inverno de um mesmo ano. Este facto poderá indiciar que a tendência para episódios longos ou curtos

se prolongam de uma forma coerente durante o ciclo anual. Assim, o ano de 1989 apresentou uma tendência para episódios longos ao contrário dos anos seguintes onde os episódios foram curtos tanto de verão como de inverno.

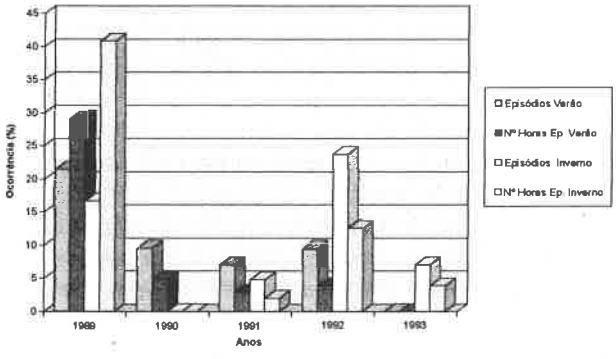


Fig. 5 - Distribuição sazonal de ocorrência na série dos parâmetro "número de episódios" e "número de horas associado".

Na figura 6 é feita a análise sazonal para a média e desvio padrão dos valores superiores ao valor guia verificados nos episódios da série em estudo. A partir de 1991 verifica-se uma alteração da evolução do fenómeno em análise passando os episódios de inverno a apresentarem valores de média e desvio padrão superiores aos de verão o que indicia uma maior intensidade dos episódios nos invernos de 1991, 92 e 93 do que nos correspondentes verões. Este facto confirma a constatação anterior que apontava para uma frequência de ocorrência de episódios de inverno mais acentuada para os anos de 1992 e 1993.

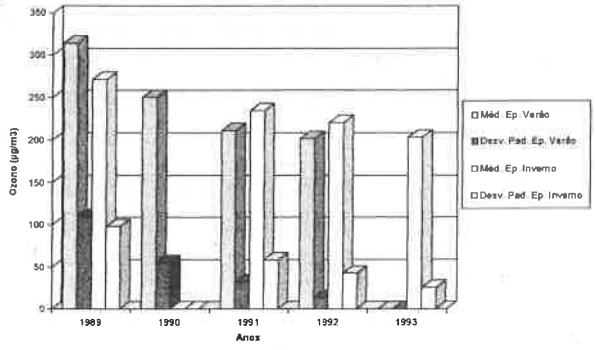


Fig. 6 - Evolução sazonal da média e desvio padrão das concentrações superiores ao valor guia verificadas durante os episódios estudados.

3.3 Análise dos episódios de verão

À escala peninsular, a injecção em altitude de poluentes pela depressão de origem térmica geralmente formada durante os dias de verão no centro da península e sua subsidência e transporte pelo sistema de brisas para as zonas costeiras, tem sido defendida nos últimos anos por Millán e Artíñano (1992)

Este mecanismo, no entanto, aparentemente não se aplica directamente à região de Lisboa. A uma escala mais baixa, por recurso à modelação numérica, a região de Lisboa tem sido alvo de diversos estudos relativos às circulações de mesoscala aí prevalecentes (Coutinho et al., 1993; Barros, 1994). Esses estudos apontam no sentido do desenvolvimento, em condições típicas de verão, duma circulação no vale do Tejo no sentido da sua foz durante o principio da manhã. Esta circulação daria origem a uma zona de convergência resultado do confronto desta circulação e da circulação de NW prevalecente junto à linha de costa. Esta zona de convergência poderia estar ainda associada à circulação ascendente que se formaria na Serra de Sintra. Com a intensificação da brisa de mar durante a tarde, esta zona de convergência deslocar-se-ia para o interior. À noite, com a intensificação das circulações descendentes formadas nos principais maciços montanhosos e com o desaparecimento da circulação de brisa, a zona de convergência desapareceria. Este padrão de circulações levaria ao transporte dos poluentes primários emitidos durante a manhã na cidade de Lisboa no sentido da foz do estuário do Tejo onde se iriam acumulando na zona de convergência entretanto formada. Esta acumulação de poluentes levaria ao desenvolvimento de elevadas concentrações de poluentes secundários, nomeadamente ozono (figura 7) (Barros, 1994).

A posição e evolução no terreno desta zona de convergência, se vier a ser confirmada a sua existência em campanhas de campo, poderá justificar algumas das situações episódicas agora detectadas, em especial as verificadas durante a tarde.

Assinale-se no entanto o facto desta região de convergência, rica em poluentes, estar normalmente localizada longe da actual rede de qualidade do ar, em especial da estação da rua de "O Século", não sendo por isso detectada.

Parte destes poluentes poderia ainda ser apanhados na circulação ascendente associada à Serra de Sintra sendo bombeados para níveis mais elevados onde seriam transportados em altitude, contornado a linha de costa e reentrando com a circulação de brisa na costa Alentejana (Coutinho et al., 1993).

Ainda para 1989, o número médio de horas para cada uma destas situações episódicas é cerca de quatro vezes mais alto do que para os episódios dos restantes anos.

Este comportamento dos máximos da série em análise, poderá estar associado a factores meteorológicos de periodicidade mais alargada (períodos superiores a 5 anos) o que, dado o número restrito de dados disponíveis, não permite uma explicação fundamentada. Por outro lado, o valor da média das concentrações horárias superiores a 180 $\mu g/m^3$ verificadas durante os episódios, bem como o seu desvio padrão, têm vindo a decrescer de uma forma consistente nos últimos anos o que indicia um amortecimento da intensidade deste tipo de fenómenos (Figura 2). Este facto poderá estar ligado à hipótese anteriormente levantada.

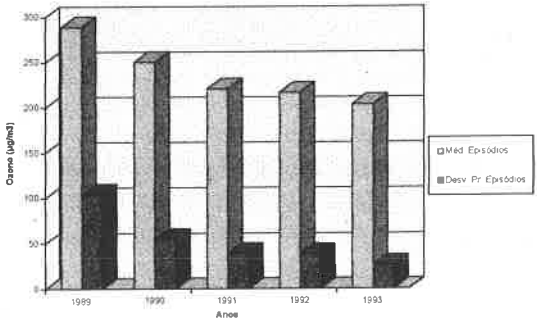


Fig. 2 - Valor da média das concentrações horárias superiores a 180 $\mu g/m^3$ atingida durante os episódios detectados e respectivo desvio padrão.

Em termos de valores médios anuais, quer das concentrações máximas diárias quer dos valores médios diários, verifica-se uma tendência para a estabilização embora o peso dos episódios detectados esteja patente na média dos valores máximos; destacam-se ligeiramente os anos de 1989 e 1992, anos com maior número de episódios (figura 3).

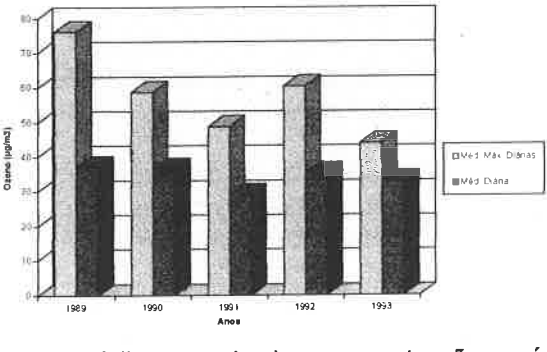


Fig. 3 - Evolução das médias anuais das concentrações máximas diárias e médias diárias de ozono ($\mu g/m^3$).

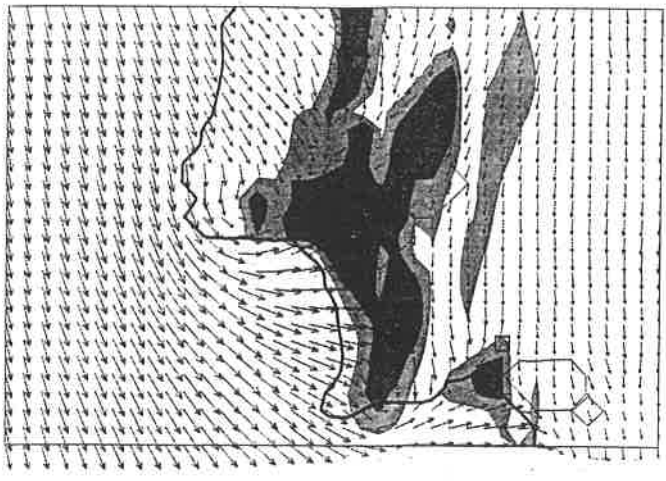


Fig. 7 - Simulação de uma situação típica de verão para a região de Lisboa às 18 horas locais. O vector vento tem uma escala de 8 m/s por espaçamento de malha.

Dos 20 episódios verificados na estação em análise durante o verão foi possível reunir dados sinópticos para 17 dessas situações.

Cerca de 65% dos picos de ozono detectados verificaram-se antes das 11 horas legais. Para além disso verificou-se mesmo uma situação episódica (22 e 23 Junho/1989) onde os níveis de ozono se mantiveram elevados durante a noite, em aparente contra-senso com o carácter fotoquímico do poluente em análise. Este aspecto poderá encontrar explicação no transporte de massas de ar ricas em ozono de níveis mais elevados para a superfície.

O aparecimento de níveis de ozono elevado durante a noite e primeiras horas da manhã já anteriormente tinha sido referido por Figueira (1977).

Para além desta característica, 60% dos episódios verificaram-se em situações sinópticas com depressões centradas junto à costa portuguesa, normalmente associadas a forte instabilidade convectiva.

A ocorrência de tempestades é frequente durante situações meteorológicas que favorecem a formação de ozono. Este tipo de tempestades pode ainda estar na origem do transporte de grandes quantidades de poluentes da camada limite atmosférica para a troposfera livre. Este transporte vertical de

poluentes pode levar a uma rápida diminuição da concentração de NO_x na camada limite, aumentado assim a eficiência da produção de ozono por molécula de NO_x (Colbeck e Mackenzie, 1994). Este aspecto pode estar ligado a algumas das situações episódicas verificadas na presença de depressões.

4. CONCLUSÃO

A análise dos dados de concentração horária de ozono resistados entre os anos de 1989 e 1993 na estação da Rua de "O Século" em Lisboa revelou a existência 42 episódios onde o valor guia horário para o ozono foi ultrapassado durante 103 horas.

A distribuição destes episódios ao longo da série temporal em análise demonstrou uma aparente tendência para um decréscimo deste tipo de eventos nesta região. No entanto, dado que 70% dos episódios se verificaram num único ano (1989) sem razão aparente, poderá levantar-se a hipótese deste tipo de fenómenos poderem estar associados a fenómenos com uma frequência ocorrência mais ampla, não sendo por essa razão detectados no período de tempo em análise.

Quanto à origem dos episódios, poderão ser levantadas diversas hipóteses. No entanto, este trabalho está baseado nos dados recolhidos duma única estação de amostragem da qual não é bem conhecida a sua representatividade face à região em análise. Por esta razão as hipótese e explicações aqui ventiladas deverão sempre ter presente as limitações inerentes a esse facto.

Os trabalhos de modelação numérica efectuados indicam que os precursores emitidos na região de Lisboa deverão afectar essencialmente o Alentejo e regiões junto à foz do estuário do Tejo. Este facto poderá sugerir que alguns dos episódios verificados na estação em análise têm origem no transporte vertical de poluentes de níveis mais elevados. O aparecimento de valores elevados durante a noite poderá apoiar esta tese.

Caso se venha a confirmar a existência da zona de convergência detectada por modelação numérica, parte dos episódios verificados durante o fim da tarde na estação da Rua de "O Século" poderiam também ser explicados pela evolução no terreno da referida zona de convergência para cima do ponto de amostragem, nomeadamente durante regimes de ventos do quadrante Oeste durante a tarde.

Outro aspecto importante, prende-se com elevada ocorrência de depressões centradas junto à costa portuguesa durante as situações episódicas verificadas. Este tipo de situações tempestuosas promove, em determinadas

circunstâncias, a rápida ascensão de poluentes da camada limite para a troposfera livre, permitindo o decréscimo da concentração de óxidos de azoto favorecendo assim a taxa de produção de ozono por molécula de NO_x.

Este tipo de estudo agora iniciado deverá ser continuado, nomeadamente com apoio de campanha no terreno que poderão de alguma forma confirmar as hipótese levantadas.

AGRADECIMENTOS

Os autores gostariam de agradecer à JNICT (PRAXIS XXI) e à Universidade de Aveiro, Departamento de Ambiente e Ordenamento, pela bolsa de Doutoramento do Eng. Nelson Barros. Os autores gostariam ainda de agradecer ao Instituto de Meteorologia pelas informações disponibilizadas.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BARROS, N. 1994. Modelação da Poluição Fotoquímica na Região de Lisboa. *Dissertação apresentada à Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Térmica.*

Coutinho, M., Rocha, A. e Borrego, C. 1993. Numerical simulation of meso-meteorological circulations in the Lisbon region. *Proc.da 20th ITM on Air Pollution Modelling and its Applications*, 29 Nov. - 3 Dec.. Valencia.

Colbeck, I e Mackenzie, A.R. 1994. *Air pollution by photochemical oxidants.* Elsevier, Amsterdam, 376 pp.

Comrie, A.C. e Yarnal, B. 1992. Relationships between synoptic-scale atmospheric circulation and ozone concentrations in metropolitan Pittsburgh, Pennsylvania. *Atmospheric Environment*, **Vol 26B**, nº 3, pp301-312.

Figueira, M. F., 1977. Near ground ozone and natural radioactivity time variations at Lisbon and their origin. *Proc. Joint Symposium on Atmospheric Ozone*, **Vol. III**, WMO - UGGI 9.

Millán, M. M. e Artíñano, 1992. Mesosmeteorological cycles of air polutin in the Iberian Peninsula. *Commission of the European Communities*, contract EV4V-0097-E.

LICHEN-BASED SALTFALL BIOMONITORING: CALIBRATION AND TIME-SPACE TRENDS

R. Figueira[1], A.M.G. Pacheco[2], A.J. Sousa[3], C. Branquinho[1], F. Catarino[1]

ABSTRACT

This paper is intended to survey the current status of the ongoing studies on saltfall biomonitoring by means of epiphytic lichens. Results from transplants and natives in the term June 1993 - July 1995 are presented and discussed.

Key words: airborne salinity, epiphytic lichens, multivariate modelling, saltfall biomonitoring, sea-salt tracers

1. INTRODUCTION

Lichens and bryophytes are currently used as indicators and/or accumulators of air contaminants, provided they show typical symptoms and/or a dynamic behaviour which can be ascribed to some specific load; also, they have been searched for dose-response relationships in stressed habitats, probably more than any other biota (Burton, 1986; Nimis, 1990). This paper addresses the point-site calibration and the area-wide surveillance of epiphytic lichens – *Ramalina* spp. and *Usnea* spp. – in order to enable their use as saltfall biomonitors. Transplants of both lichens have been laid open at a station on the south-west coast of Portugal (Santo André) and monthly removed to get their structure analysed for cationic (Na^+, Mg^{2+}) and anionic (Cl^-) sea-salt tracers, in an attempt to calibrate the organisms against nearby (physical) samplers. Natives of the more widespread genus – *Ramalina* – have been regularly (every other month) harvested along a transect up to 30 km inland, and the whole study area (*ca.* 30 x 16 km, over 100 collection sites) was surveyed once for the indigenous population of either: all samples were checked for their contents in the same marine elements as well.

[1] Museu, Laboratório e Jardim Botânico, Universidade de Lisboa, R. Escola Politécnica 58, 1294 Lisboa Codex, Portugal.

[2] Dept. Engenharia Química e [3] Dept. Engenharia de Minas, I.S.T., Av. Rovisco Pais 1, 1096 Lisboa Codex, Portugal.

2. MATERIALS, METHODS AND SITES

The main body of experimental description concerning the calibration routine and transect operation as well as the laboratory work for processing field samples was given elsewhere (Figueira *et al.*, 1995a; Figueira *et al.*, 1995b); a few updating remarks will be made whenever appropriate.

The study area is located in south-western Portugal, featuring an almost straight, near-flat coastline and a hilly hinterland. A digital elevation model (DEM) of such an area showing the position of all sampling sites (103) for native evaluation is depicted in Figure 1: up to 8 km inland (69 + spots), organisms were *Ramalina canariensis* in most places and *Ramalina* spp. in a few other (phorophyte: *Pinus pinaster*); between 8 and 18 km (34 □ spots), *Usnea* spp. samples were collected from *Quercus suber*. The area-wide data for geostatistical maps refer to an end-summer campaign (September 1994), and the spatial interpolation algorithm was different for each lichen section. The five sets of transect-only data pertain to the beginning of March, May, July and September 1994, and February 1995. The calibration of transplants has been carried out June 1993 through now and is still ongoing. The dose-response functions are based on the wet and dry inputs of marine elements (Cl^-, Na^+, Mg^{2+}) and on a tailored measure of mean precipitation amount – reduced average precipitation (RAP, in mm/day), that is rainfall per rainy day on a monthly basis: they were derived from data gathered during 11 not-all-dry months, in the period June 1993 - November 1994.

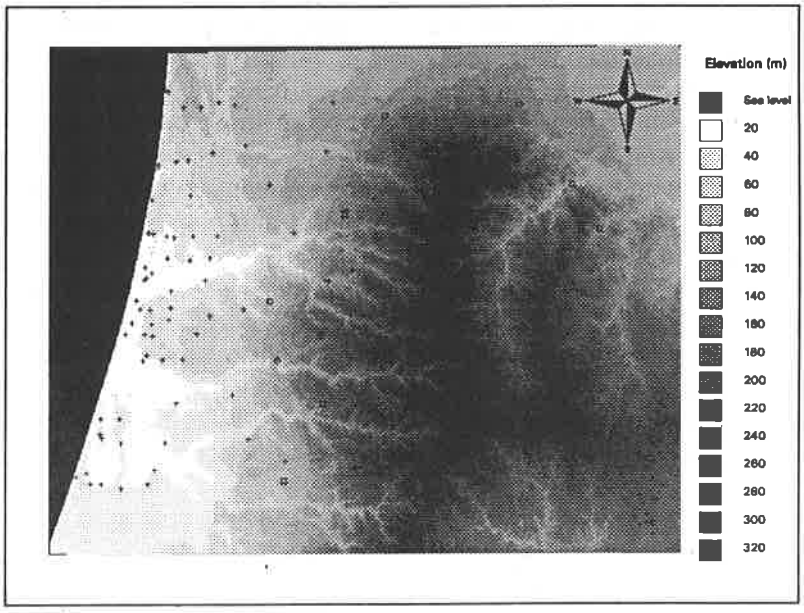


Fig. 1 - Study area: DEM with GPS-assigned, biomonitoring-network overlay.

3. Results and Discussion

3.1 - Calibration of Transplants

The exposure-effect model based on factorizing physical and biological data into principal components and obtained by regressing lichen concentrations on environmental variables reads as follows (Figueira *et al.*, 1995b):

$$[X]_{lichen} = b_0+b_1DCl+b_2WCl+b_3DNa+b_4WNa+b_5DMg+b_6WMg+b_7RAP$$

RAP holds the aforementioned meaning, whereas DX, WX, RX and UX stand for the element X in dry deposition data, wet deposition data, *R. calicaris* leachates and *Usnea* spp. leachates, respectively. Particular dose-response relationships for $[Cl^-]$ in *R. calicaris* and $[Na^+]$ in *Usnea* spp. are likely to explain 65% and 58% of the total variance in the calibration data, and their multiple-regression coefficients are significantly different from zero at a level far beyond .05. Such relationships can be found in Table 1, which lists model coefficients (b_i) as well as correlation coefficients (r) and the corresponding levels of significance (α).

Table 1 - Model and correlation coefficients for lichen calibration data.

	b_0	b_1	b_2	b_3	b_4	b_5	b_6	b_7	r	α
$[Cl^-]_{R.\ calicaris}$	2.99	3.49	-0.01	8.45	-0.15	58.57	-0.74	-0.06	0.81	.013
$[Na^+]_{Usnea\ spp.}$	-33.24	7.91	0.25	14.80	0.41	136.71	3.60	-0.07	0.76	.030

Model performance is still uneven as shown by Figure 2, that features not only lichen-observed *vs* model-estimated values for the calibration months, but also the measured *vs* predicted amounts of Cl^- and Na^+ for others (December 1994 and July 1995) not included in the model implementation. The intrinsic (statistical) reliability seems quite fair, considering that saltfall biomonitors are being first assessed, the salt uptake model is yet to be tuned up, and, most of all, that biological sensors are being dealt with. As for the extrinsic (comparative) reliability, model calculations for an outer, wet period (December 1994) lie very close to the unit-slope line, whereas the dry-month (July 1995) points stand farther apart: former estimates are within 7.4% (Cl^-) and 4.4% (Na^+) from actual lichen data, and latter points account for a mean deviation beyond 40% (38.6% and 48.5% for Cl^- and Na^+, respectively).

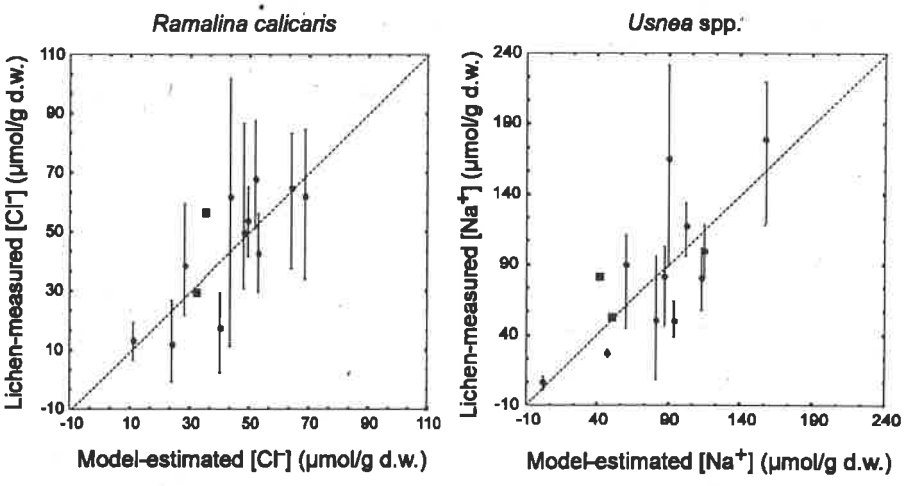


Fig. 2 - Observed *vs* predicted values for [Cl^-] in *R. calicaris* and [Na^+] in *Usnea* spp.; circles stand for calibration months, squares for validation ones.

Both the exploratory data analysis (Figueira *et al.*, 1995c) and the model parameters point to the relevance of dry-only variables plus RAP in explaining lichen concentrations, whereas wet-only inputs appear far less important as yet. In other words, at the present stage of physiological understanding and/or numerical modelling, the uptake of dry-deposited saline particles appears better translated into lichen leachates than the wet influx of marine elements. Bearing this in mind, and also because the model should not suffer from lack of generality, every all-dry month was cast off the modelling procedure. The hypothesis was straightforward: the study area is a relatively dry one, so frequent zeroing of the model wet-input parameters could bias its estimates for enhanced-rainfall conditions. Now, should these organisms truly possess an increased potential for dry-saltfall monitoring, it is possible that the present model needs some upgrading in such a way, still without loosing sight of the seemingly relevant role of the precipitation. Whatever happens, saline indication (signal) stands beyond any reasonable doubt and saltfall monitoring (measurement) seems fair enough as yet, allowing for the customary variability present in data from biological systems.

3.2 - Evaluation of Natives

Figure 3 shows the elemental profiles of Cl^- and Na^+ , as derived from measurements at ground level in *Ramalina* spp. up to 30 km inland.

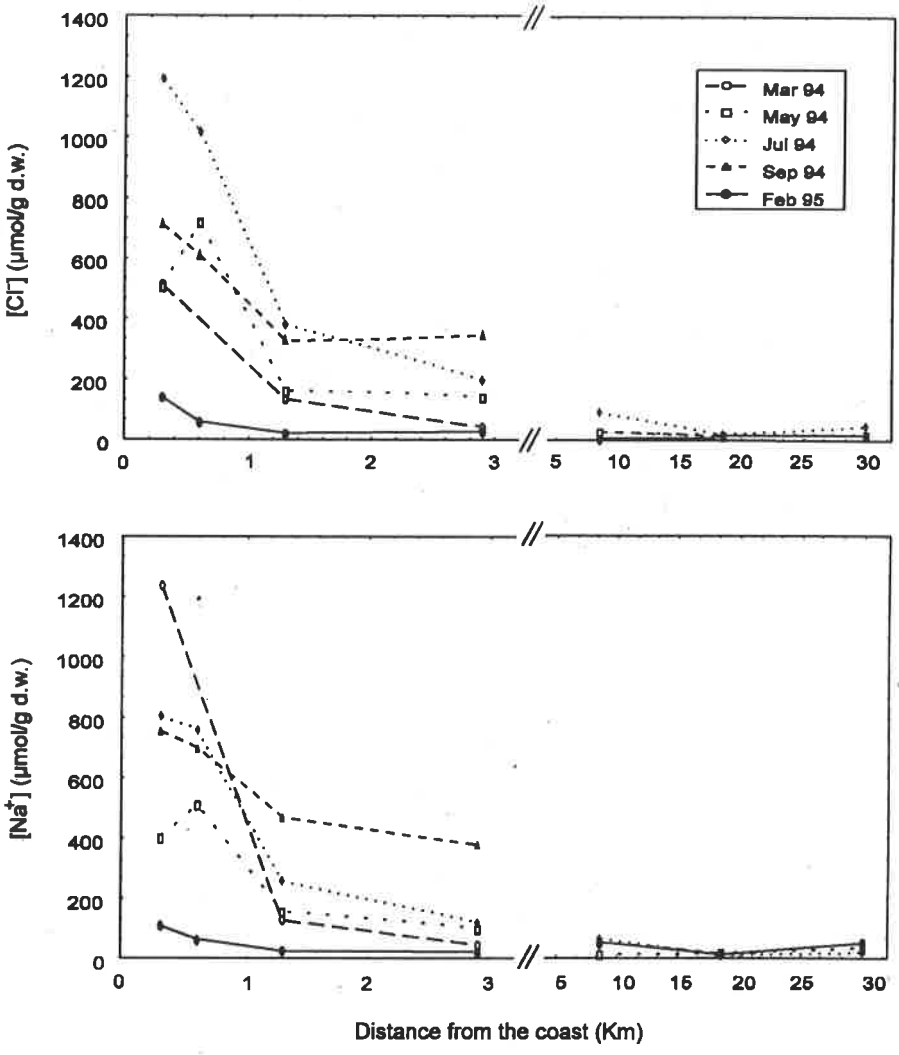


Fig. 3 - Cl^- and Na^+ contents of *Ramalina* spp. natives across the study area, as sampled along an approximate NW-SE transect up to 30 km inland.

Taking for granted that chloride and sodium in epiphytic organisms do act as sea-salt tracers in the absence of another source, there is an obvious spatial response of the lichens to the salt gradient, which is, in itself, an indication of their monitoring potential. The figure reveals very high levels of both ions at the ocean front, and their sharp decrease within 3 km before attaining some apparent background levels. The number of samples is too small to ascribe them any definite, quantitative relationship as to the spatial variation in lichen

ionic contents, yet it seems that such contents drop off logarithmically as sampling occurs further inland: in fact, significant correlations ($p < 0.05$) were found between [Cl^-] and [Na^+] in *Ramalina* spp. natives and the logarithm of the distance from the coast. A number of essentially logarithmic variations in salinity was reviewed by McWilliams & Sealy (1987), and these authors also found their own for chloride in Spanish moss (*Tillandsia usneoides*) in what we might call the one and only survey of an epiphyte to date with a view to its salt-monitoring potential. Such pattern seems consistent enough to preclude any effect due to chance alone, so it was integrated into the mapping procedure as we shall see below.

Some temporal variability is also disclosed by the transect data: as a whole, and according to precipitation records, it can be said that high levels of both elements generally follow low-rain or even-dry months. Again, this trend points to the relevance of wet episodes in the assessment of airborne salinity by means of bold-exposed devices – here, organisms – and backs up the need for precipitation-related variables – here, RAP – in saltfall modelling. The wet flux is ambivalent in what concerns bring-in and wash-out effects, and lichen data suggest a negative balance, that is the former being far less important than the latter.

In such terms, no wonder that one finds precisely a high-level situation when looking at the maps in Figure 4, that display [Cl^-] and [Na^+] in *Ramalina* spp. all across the study area up to 8 km inland: those maps were obtained by kriging lichen concentrations with the logarithm of their distance from the coast as an external drift (Wackernagel, 1995). The collection of field data for spatial interpolation took place in the beginning of September 1994 as mentioned before (Part 2), hence after a dry, summer period: the harvest for the corresponding transect was carried out at the same time and, as an average, this one stands second to none of the other non-summer runs. Both chloride and sodium maps show a steep gradient approaching the coastline, where estimates for [Cl^-] and [Na^+] go further than 900 and 1200 µmol/g d.w. (dry weight of lichen material). Saline intrusion looks stronger southward as higher values are found deeper inland: smoother relief and two lagoons (Melides and Santo André) in this sector are likely to ease the way in for salt-laden aerosols downwind from the surf. Estimates below 150 µmol Cl^-/g d.w. and 200 µmol Na^+/g d.w. account for an extensive patch, wider in the north where it begins about 1 km from the beach, narrower in the southern range where figures can be seen to enter the above classes only some 5 km inland. Distribution patterns for both elements are alike, yet the variability for sodium is higher: this may indicate a source of contamination other than sea salt, like dust mobilisation caused by farming and/or transportation activities.

Most of the hilly district, that is between 8 km and 18 km inland, was mapped after the indigenous population of the genus *Usnea* by means of stationary kriging: the results are shown in Figure 5. Though both elements coincide in attaining maximum levels in the south-east sector, their spatial structure is ill-

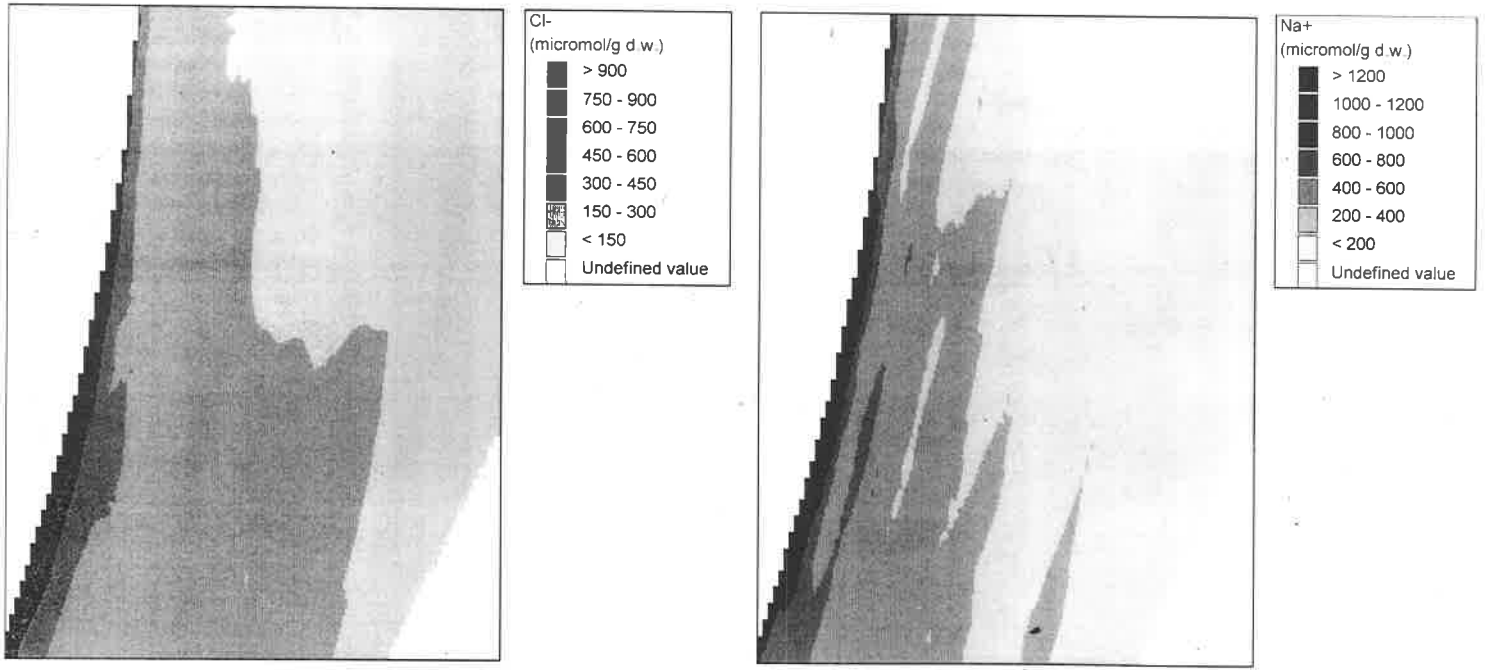


Fig. 4 - Kriging [Cl^-] and [Na^+] in *Ramalina* spp. up to 8 km inland, using the logarithm of the distance from the coast as an external drift; "distance" means the straight-line span at right angles to the shoreline.

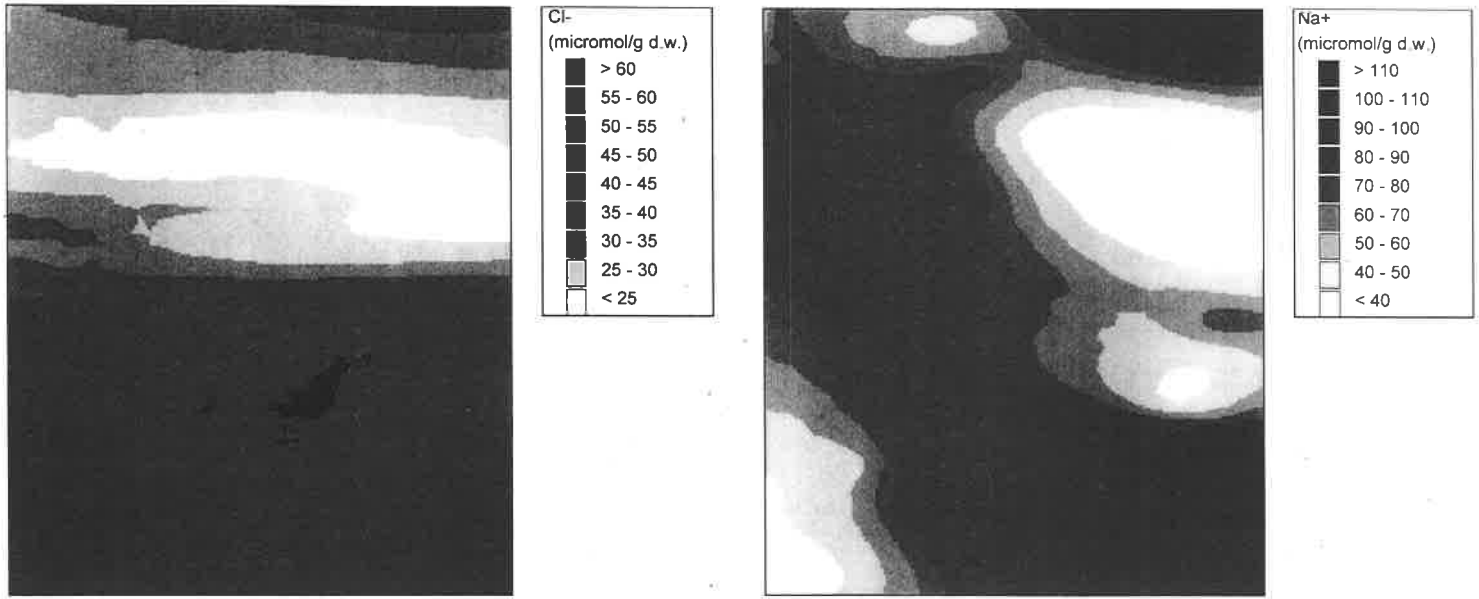


Fig. 5 - Kriging [Cl^-] and [Na^+] in *Usnea* spp. between 8 and 18 km inland (stationary kriging).

defined and the assumption of a marine source is not straightforward as no sea-related gradient can be envisaged for either element. On the other hand, there is no evidence of a barrier role concerning salt transport which might be sought for Grândola heights: apparently, their general (N-S) orientation bears no relation whatsoever to the elemental distribution across the district.

4. Conclusions

The current status of the continuing program on epiphytic lichens as saltfall biomonitors may be summarised as follows. Despite some common problems (*e.g.*, high variability), the organisms are revealing an obvious potential to follow airborne salinity whether it comes to transplants or natives. The former give a clear (qualitative) indication and a promising (quantitative) monitoring; however, calibration model should be adjusted to account for the ambivalent effect of precipitation. Spatial (geostatistical) interpolation of field data based on the latter is likely to turn into a powerful tool for saline risk assessment, provided that lichen concentrations can be translated into atmospheric levels and minimum salinity thresholds for reliable biomonitoring are ascertained.

5. Acknowledgements

The work reported herein was financially supported by JNICT under the contracts PBIC/C/CEN/1098/92 and PEAM/C/TAI/292/93, and runs into the newly funded project PBIC/C/QUI/2381/95 whereby it should proceed. The authors wish to express their deep thanks to DRARN-Alentejo for data and exposure facilities; helpful discussions with Dr M.A. Campos are particularly acknowledged. Mss A. Mata, L. Santos and V. Marques (former students of A.M.G. Pacheco at IST) skilfully assisted in processing biological samples.

6. References

Burton, M.A.S. 1986. *Biological Monitoring of Environmental Contaminants (Plants) – A Technical Report*. Monitoring and Assessment Research Centre (King's College, University of London), London.

FIGUEIRA, R., BRANQUINHO, C., PACHECO, A.M.G., SOUSA, A.J. & CATARINO, F. 1995a. Salinidade atmosférica: primeiras etapas de um programa de biomonitorização. *Técnica* **2/95**, 27-33.

FIGUEIRA, R., PACHECO, A.M.G., SOUSA, A.J., BRANQUINHO, C. & CATARINO, F. 1995b. First studies in assessing cryptogamic epiphytes as biomonitors of sea-salt deposition density, in *Air Pollution III - Vol. 2: Air Pollution Engineering and Management*, Ed. H. Power, N. Moussiopoulos and C.A. Brebbia, Computational Mechanics Publications, Southampton, pp. 431-438.

FIGUEIRA, R., PACHECO, A.M.G., SOUSA, A.J., BRANQUINHO, C. & CATARINO, F. 1995c. Short-term assessment of epiphytic lichens as saltfall biomonitors: calibration of transplants. *Ecotoxicology and Environmental Restoration* (submitted).

MCWILLIAMS, E.L. & SEALY, R.L. 1987. Atmospheric chloride: its implication for foliar uptake and damage. *Atmospheric Environment* **21**, 2661-2665.

NIMIS, P.L. 1990. Air quality indicators and indices: the use of plants as bioindicators for monitoring air pollution, in *EUR 13060 EN Report*, Commission of the European Communities, Luxembourg, pp. 93-126.

WACKERNAGEL, H. 1995. *Multivariate Geostatistics*. Springer-Verlag, Berlin.

EFEITO BIOACUMULADOR DA PARMELIA SULCATA E DA PARMELIA CAPERATA EM ESTUDOS DE POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA

A.S. NOBRE* e M.C. FREITAS†

A técnica de análise por activação com neutrões foi utilizada para dosear elementos-traço em duas variedades de líquenes da espécie *Parmelia*: *caperata* e *sulcata*. O objectivo é comparar a capacidade bioacumuladora destes dois líquenes, nomeadamente de metais pesados, tendo sido colhidas amostras em cerca de 70 locais. Foi encontrada uma variabilidade no local semelhante para ambas, entre 20-25%. Da comparação observou-se que a *Parmelia sulcata* acumula maiores quantidades face à *Parmelia caperata*. Constatou-se todavia que o Ca é melhor absorvido por esta última e o Hg igualmente absorvido por ambas. Concluiu-se então que se deve optar pela *Parmelia sulcata* como bioacumuladora quando estiverem presentes ambas as variedades. O controlo de qualidade foi feito utilizando materiais de referência NIST e IAEA tendo-se estimado a exactidão em ±10%. A precisão foi também estimada sendo inferior a 11%, excepto para 4 elementos (Hg, Mg, Sr e Ti).

PALAVRAS CHAVES: Bioacumuladores; elementos-traço; metais pesados; poluição atmosférica; técnica multielementar.

INTRODUÇÃO

O uso de materiais biológicos para estudos de poluição atmosférica tem vindo a aumentar nos últimos anos. Entre as diversas espécies biológicas, que são muito sensíveis à acumulação de metais pesados e outros elementos químicos, os líquenes (associações de fungos e algas) têm um papel muito importante [SLOOF93, BRUIN90, FERRY *et al.*73]. Como os líquenes são alimentados por via atmosférica, quanto maior for a quantidade existente de elementos químicos no ar, maior a quantidade absorvida por estes. Quando a concentração de determinados elementos é demasiado elevada, morrem. O tipo de líquen mais resistente à poluição atmosférica é a espécie *Parmelia*, sendo as variedades escolhidas para este trabalho a *sulcata* (cor cinzenta) e a *caperata* (cor verde). Cerca de 70 amostras, tanto da *Parmelia caperata* como *sulcata*, foram colhidas simultaneamente em

* Licenciada em Química Tecnológica pela FCL/UL. Bolseira do Praxis XXI no Instituto Tecnológico e Nuclear.

† Doutorada em Química, Investigadora Auxiliar no Instituto Tecnológico e Nuclear, Estrada Nacional 10, 2685 Sacavém, tel. 01.9550021, fax 01.9941455.

troncos de oliveira a cerca de 1-2 m do chão nos mesmos locais. Para o mesmo local, foram colhidos líquenes de várias árvores, da mesma espécie, para se poder obter informação da variação da composição elementar no local. As amostras foram analisadas para 33 elementos usando o método do factor k_0 INAA [FREITAS & MARTINHO89, FREITAS93]; 18 destes elementos foram sujeitos a discussão, sendo alguns elementos o V, Cr, Mn, Fe, Co, Zn, As, Se e Hg os quais podem ser tóxicos para o meio ambiente. Os resultados obtidos para as duas variedades são comparados [NOBRE95].

PARTE EXPERIMENTAL

As amostras da *Parmelia caperata* e *Parmelia sulcata* foram colhidas, com o substracto, em troncos de oliveira, a cerca de 1-2 m do chão, entre Julho e Agosto de 1993, de acordo com a grelha da Fig. 1. Cada amostra consistiu em 5 subamostras, colhidas em 5 árvores de oliveira diferentes. Em 10% dos locais as 5 subamostras foram analisadas separadamente de forma a determinar a composição elementar no local.

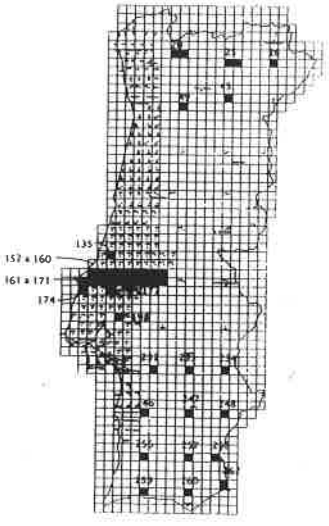


Fig. 1 - Locais seleccionados para a comparação da *Parmelia caperata* e *sulcata*. Malha (região litoral): 10x10 Km; Malha (região interior): 50x50 Km.

O substracto foi cuidadosamente removido, tendo sido os líquenes posteriormente colocados em peneiros de nylon, lavados durante 30 segundos, liofilizados durante 48 h aproximadamente e triturados em cápsulas de teflon. Foram preparadas em seguida pastilhas de 500 mg para irradiações longas (5 h), de 50 mg até 200 mg para irradiações curtas (30 s). As irradiações longas foram realizadas no Reactor Português de

Investigação, e as irradiações curtas nos reactores do Interfaculty Reactor Institute (Delft) e do Hahn-Meitner Institut (Berlim). As amostras foram medidas em detectores HPGE (FWHM ~ 1.85 keV a 1.33 keV), após 4 dias e 4 semanas (irradiação longa) e após 10 min. (irradiação curta). Como comparadores foram usados o ouro e o zinco, no método do factor k_0, para irradiações longas e curtas, respectivamente. No Hahn-Meitner Institut foi usado o método relativo. Para estudos de controlo de qualidade, foi utilizada a mesma metodologia nos materiais de referência NIST Tomato Leaves, Pine Needles e Citrus Leaves e no líquen IAEA-336.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As Figs. 2 e 3 mostram a razão INAA/valor certificado (INAA/C.V.)para os materiais de referência analisados, no controlo de qualidade da análise da *Parmelia caperata* e *Parmelia sulcata*. Estas evidenciam a inexistência de erros sistemáticos. Verificando-se que ~ 68% dos valores se encontram no intervalo 0,9-1,1 poder-se-á concluir que a exactidão estimada é de ± 10%.

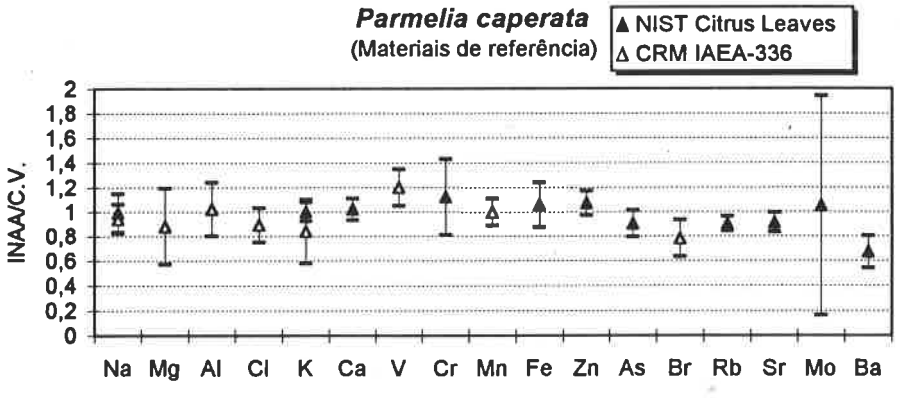


Fig. 2 - Razão (INAA/C.V.) para o estudo do controlo de qualidade da *P. caperata*.

O estudo da precisão foi efectuado utilizando 5 réplicas de cada uma de 8 amostras. Foi observado que todos os elementos possuem precisões melhores que 11 %, com excepção do Hg (15%), Mg (32%), Sr (13%) e Ti (19%). A eventual heterogeneidade em amostras de 50 mg, usadas nas irradiações curtas, poderá explicar a pior precisão obtida para os elementos Mg e Ti; a precisão mais fraca estimada para o Hg poderá dever-se ao maior ou menor grau de volatilização que se verifica em irradiações longas; o pico do Sr encontra-se demasiado perto do pico de aniquilação (514 keV), em

geral, grande pelo que pode haver um efeito anómalo na determinação da área do pico do Sr.

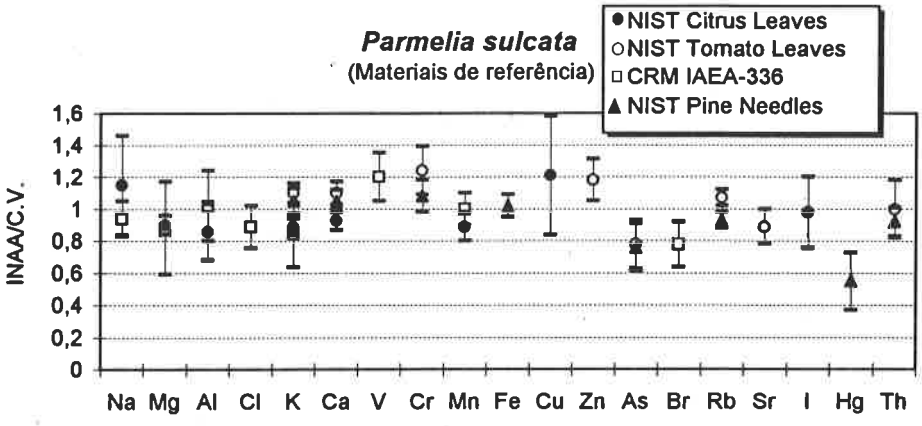


Fig. 3 - Razão (INAA/C.V.) para o estudo do controlo de qualidade da *P. sulcata*.

Para se obter informação acerca da variação da composição elementar no local dos líquenes, foram analisadas separadamente as amostras de 5 árvores diferentes, em cada um de 6 locais. Verificou-se que estes locais mostram valores de variabilidade no local semelhantes, para cada elemento; a partir dos valores médios obtidos por elemento construiram-se os histogramas de frequências (Fig. 4). Estes mostram a variabilidade no local da *Parmelia caperata* e da *Parmelia sulcata*, sendo os valores médios 22% e 20%, respectivamente. O histograma da *Parmelia sulcata* evidencia uma maior aproximação a uma distribuição gaussiana que a *Parmelia caperata*.

Dos 33 elementos determinados por INAA, foi feita uma selecção de 18 elementos para comparar a diferença de acumulação entre a *Parmelia sulcata* e a *Parmelia caperata*. Os elementos considerados foram o La e Ce (elementos das terras raras), Ca, K, Na e Sc (elementos litofílicos), Br e Cl (elementos de proveniência marítima) e As, Co, Cr, Fe, Hg, Mn, Sb, Se, V e Zn (elementos antropogénicos). Comparando as concentrações encontradas, para estes elementos, para ambas as variedades constata-se que todos os valores são, na maioria dos locais, superiores na *P. sulcata*, com excepção do Ca (que é melhor acumulado pela *P. caperata*) e o Hg (que é igualmente absorvido por ambas as variedades. As concentrações obtidas para estes dois elementos, estão representadas na Fig. 5.

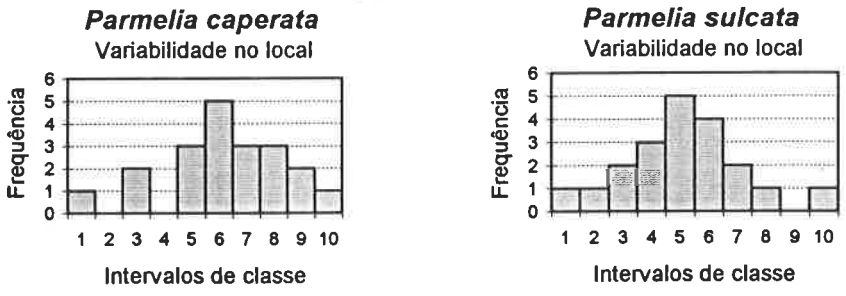


Fig. 4 - Histogramas de frequência para o estudo da variabilidade no local da *P. caperata* e *P. sulcata*.

O factor de enriquecimento permite detectar melhor, eventuais diferenças na acumulação das duas *Parmelia*. Define-se factor de enriquecimento como

$$EF = \frac{[C_{liquen}]/[C_{ref.liquen}]}{[C_{solo}]/[C_{ref.solo}]}$$

onde $[C_{liquen}]$ representa a concentração do líquen na amostra em estudo para um dado elemento; $[C_{ref.liquen}]$ significa a concentração de um material de referência para esse mesmo elemento, retirada da ref. [FREITAS *et al.*94]; $[C_{solo}]$ a concentração obtida para o solo em estudo para o mesmo elemento e $[C_{ref.solo}]$ é a concentração do material de referência para o solo, obtida para o elemento em estudo, e retirada da ref. [BOWEN79].

Os factores EF só puderam ser calculados em 9 dos locais de amostragem porque, só nesses locais, eram conhecidas as concentrações nos solos. Por outro lado, dado não existirem concentrações de referência para 4 dos elementos seleccionados, apenas se pôde calcular os factores EF para 14 dos elementos, que se mostram nas Figs. 6-8.

Considera-se haver enriquecimento se o factor EF exceder 10. Assim, a análise das figuras permite concluir que nalguns locais e para alguns elementos apenas a *P. sulcata* se encontra enriquecida. É o caso do Ce nos locais 26 e 247, do Sc nos locais 26 e 248, do Co nos locais 20 e 247, do Sb nos locais 171, 174, 233 e 247, do As nos locais 174, 233 e 248, do Br e Cr no local 174 e do Fe no local 248. Este facto confirma a nossa anterior afirmação de que a *P. sulcata* é melhor bioacumuladora.

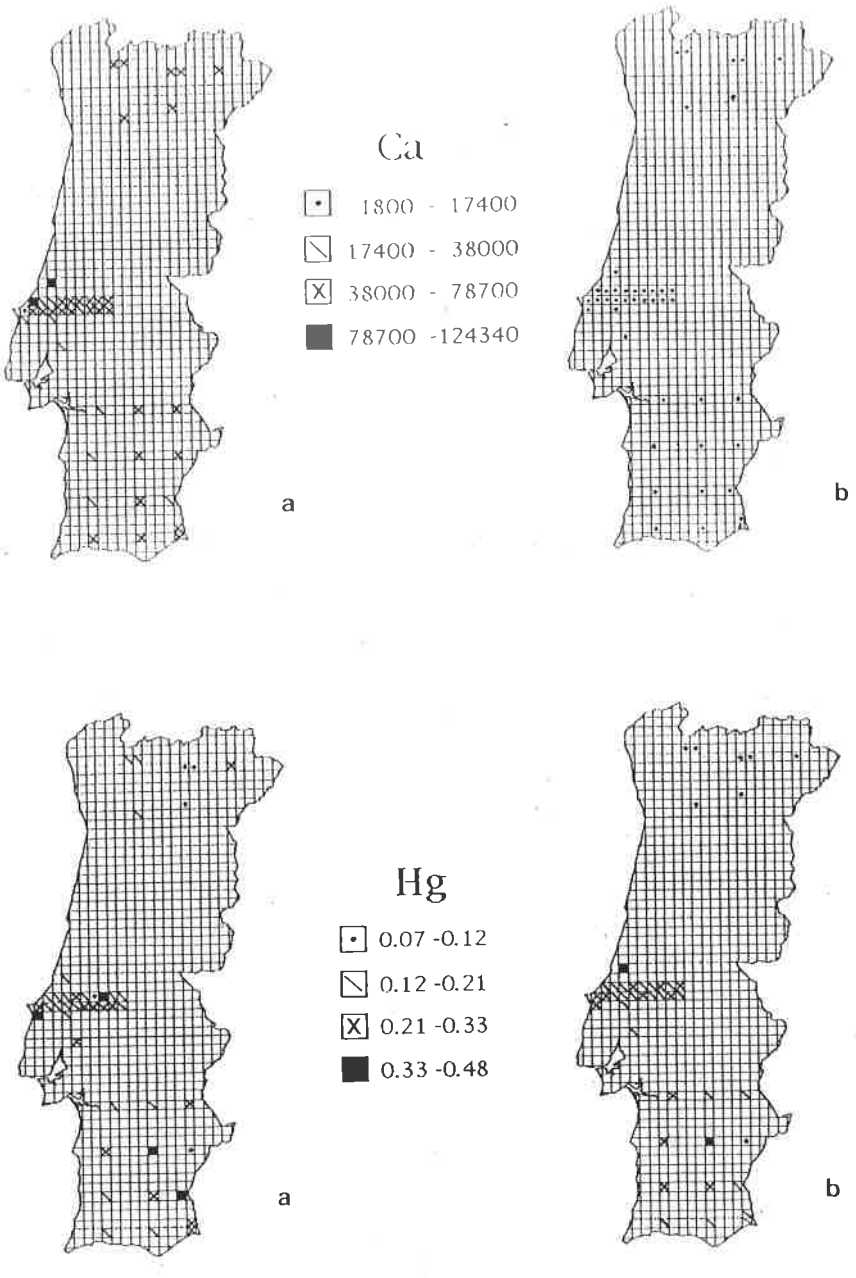


Fig. 5 - Concentrações de Ca e Hg para a *P. caperata* (a) e *P. sulcata* (b).

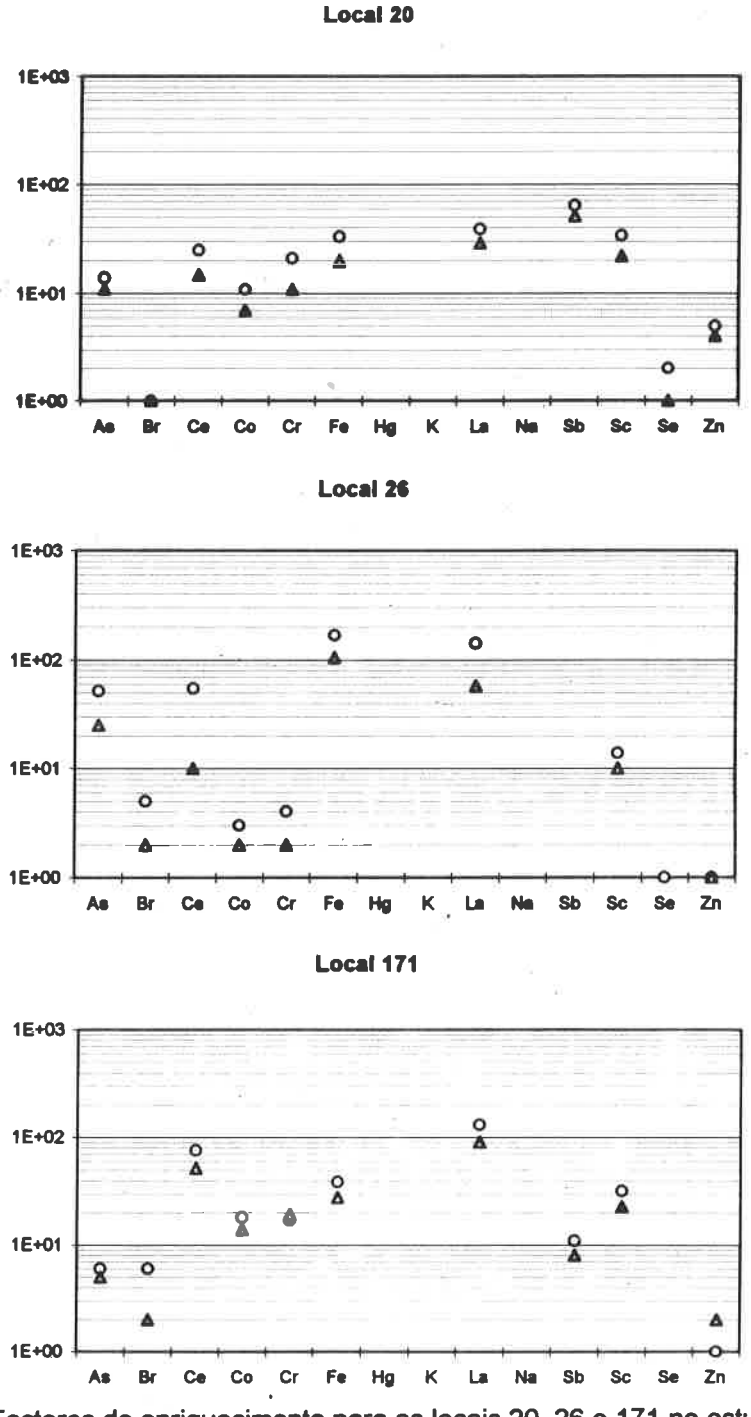


Fig. 6 - Factores de enriquecimento para os locais 20, 26 e 171 no estudo da *P. sulcata* (o) e da *P. caperata* (Δ).

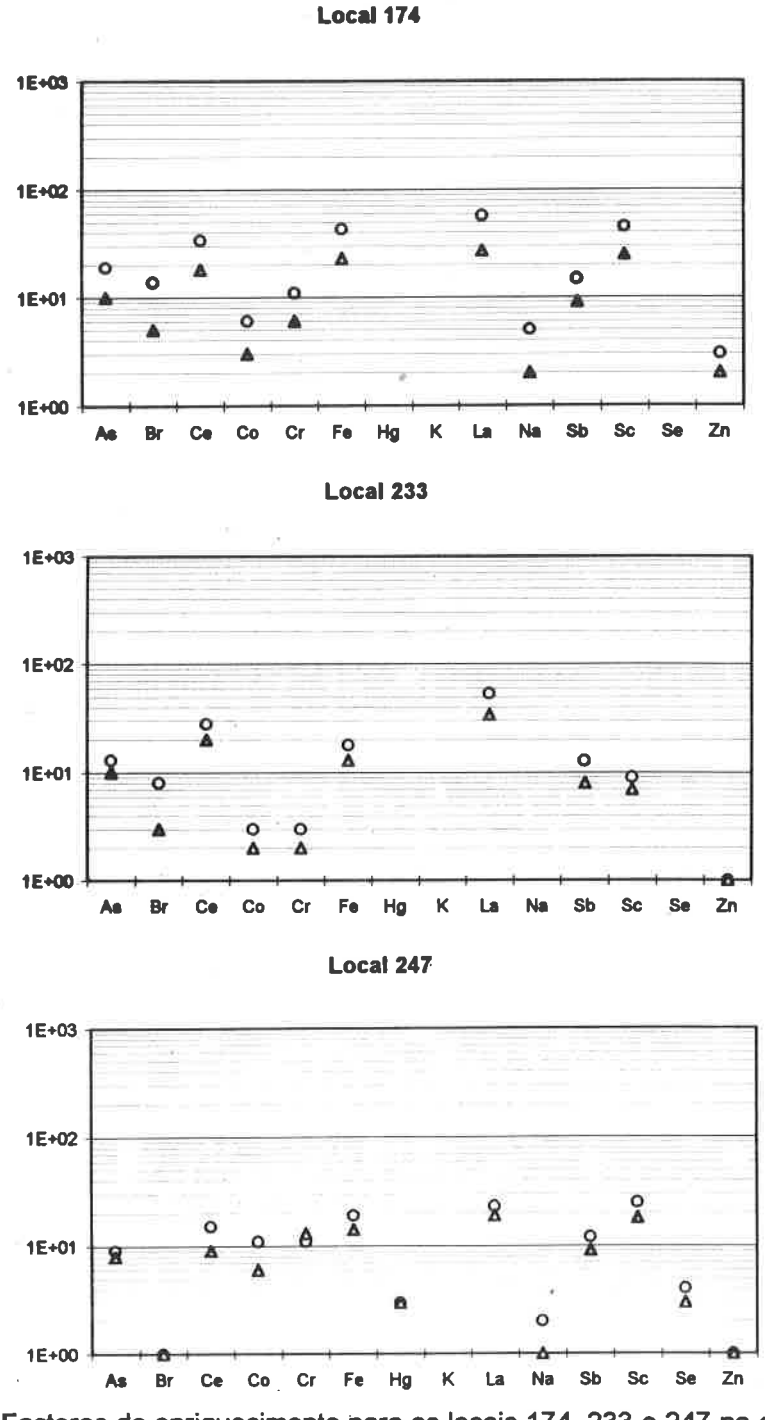


Fig. 7 - Factores de enriquecimento para os locais 174, 233 e 247 no estudo da *P. sulcata* (o) e da *P. caperata* (Δ).

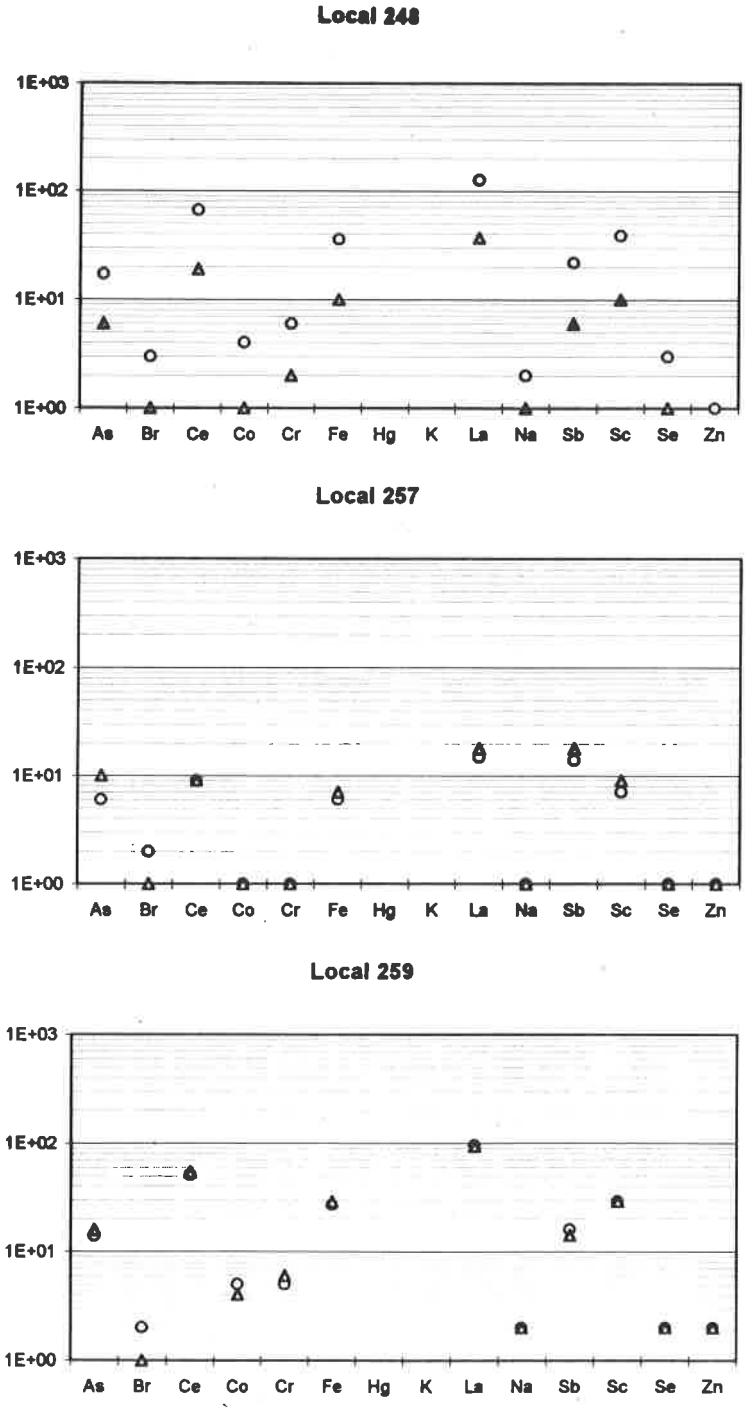


Fig. 8 - Factores de enriquecimento para os locais 248, 257 e 259 no estudo da *P. sulcata* (o) e da *P. caperata* (Δ).

Podemos agora tentar relacionar os resultados obtidos neste trabalho com um outro também publicado nesta conferência [REIS *et al.*96], que identifica fontes poluidoras. Assim, os enriquecimentos observados (i) nos locais 20 e 26 para os elementos As, Co, Cr e Fe identificam-se com actividades agrícolas (factor 3 na referência citada); (ii) nos locais 171 e 174 para os elementos As, Br, Co, Cr, Fe e Sb parecem identificarem-se com fontes naturais (factor 9); (iii) nos restantes locais para os elementos As, Co, Cr, Fe e Sb com processamento mineiro (factor 2) e/ou ambientes industriais com queima de petróleo.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio financeiro da Agência Internacional de Energia Atómica e da Electricidade de Portugal, à Universidade de Delft e ao Instituto Hahn-Meitner pela disponibilidade de análise.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BOWEN, H. J. M. 1979. *Environmental chemistry of the elements.* Academic Press, London, 333 pp.

DE BRUIN, M. 1990. Applying biological monitors and neutron activation analysis in studies of heavy-metal air pollution. *IAEA Bulletin* **4**, 22-27.

FERRY, B. W., BADDELEY, M. S., HAWKSWORTH, D. L. 1973. *Air pollution and lichens*, The Athlone Press, London, 389 pp.

FREITAS, M. C. 1993. *The development of k_0-standardization neutron activation analysis with counting using a low energy photon detector.* Ph. D. Thesis, Ghent University, Belgium.

FREITAS, M. C., MARTINHO, E. 1989. Accuracy and precision in instrumental neutron activation analysis of reference materials and lake sediments. *Analytica Chimica Acta* **223**, 287-292.

AFONSO, M. H., ALMEIDA, C., ALVES, L. C., ARAÚJO, M. F., BARREIROS, M. A., BORDALO COSTA, M., FREITAS, M. C., GOUVEIA, M. A., REIS, M. A. SEABRA E BARROS, J. 1994. Intercomparison of techniques available at INETI in the analysis of two IAEA candidate research material. *Biological Trace Element Research Editor* **43/44**, 549-560.

NOBRE, A. S. 1995. *Bioacumuladores de metais pesados em estudos de poluição atmosférica : comparação dos líquenes Parmelia caperata e Parmelia sulcata.* Tese de licenciatura em Química, Universidade de Lisboa, Portugal.

ALVES, L. C., FREITAS, M. C., GOUVEIA, M. A., PRUDÊNCIO, M. I., REIS, M. A., VERBURG, T., WOLTERBEEK, H. T. 1996. Vigilância em Portugal sobre os elementos-traço presentes na atmosfera utilizando biomonitores. Apresentado nesta conferência.

SLOOF, J. E. 1993. *Environmental lichenology: Biomonitoring trace-element air pollution.* Ph. D. Thesis, TUDelft, The Netherlands.

COMPARAÇÃO DA DEPOSIÇÃO ATMOSFÉRICA DE METAIS PESADOS NO CONTINENTE E NA ILHA DA MADEIRA

C. SÉRGIO* e R. FIGUEIRA*

RESUMO

Uma das formas de quantificação da deposição atmosférica de metais pesados consiste na aplicação de biomonitores, neste caso particular, de briófitos. A sua utilização permite a obtenção, de uma forma integrada, dos níveis de contaminação que se verificam numa determinada área de interesse. No entanto, essa caracterização depende sempre de estudos comparativos, que revelem as concentrações que podem ser encontradas em condições normais (fontes naturais), ou os níveis excessivos originados por fenómenos anómalos (fontes antropogénicas). Este trabalho apresenta os primeiros valores obtidos para a Madeira, situando-os em relação a estudos semelhantes realizados em Portugal continental e na Europa. Os resultados mostram que de uma forma geral, as concentrações dos metais pesados analisados são muito baixas tanto a nível nacional, como europeu.

PALAVRAS-CHAVE: briófitos, metais pesados, Portugal (continente e Madeira).

INTRODUÇÃO

O incremento do emprego de briófitos como biomonitores das concentrações da deposição atmosférica de metais pesados no ambiente terrestre, é o resultado dos sucessos e da eficiência desta metodologia, obtidos neste últimos anos, em programas de biomonitorização desenvolvidos a nível europeu (Rühling, 1994).

A sua aplicabilidade em estudos de poluição resulta da apetência destas plantas na absorção dos nutrientes através da sua superfície, dado não possuírem cutícula ou paredes celulares espessadas e serem normalmente ectohídricas. Por esta razão, os nutrientes de que necessitam são obtidos através da deposição seca e húmida de partículas e sais solúveis, pelo que o substrato não representa normalmente uma fonte de contaminação. No

* Museu, Laboratório e Jardim Botânico, Universidade de Lisboa, R. da Escola Politécnica, 58, 1294 Lisboa Codex, Portugal

entanto, para a utilização destes organismos como monitores activos em função da deposição real no meio terrestre, torna-se necessário conhecer os factores abióticos ou os relacionados com as acções antropogénica.

Em Portugal, os estudos até agora realizados, utilizando esta metodologia (Sérgio *et al*, 1993), foram desenvolvidos na sequência da amostragem que abrangeu toda a Europa, assim como os realizados regularmente desde o início dos anos 80 (Gydensen, 1983, Rühling, 1994). Estes estudos têm sido desenvolvidos não só com o objectivo de identificar fontes locais de poluição, mas também de detectar a existência de transferências transfronteiras de poluentes por transporte atmosférico e dar o padrão geral de deposição em toda a Europa. O isolamento geográfico da ilha da Madeira em relação ao continente europeu, pressupõe que esta região não esteja directamente sujeita a essas fontes de poluição.

Por outro lado, as áreas de amostragem estão localizadas em zonas de floresta natural (laurissilva), com grande humidade relativa (cerca de 85%), valores elevados de precipitação e frequentes nevoeiros. Estas condições favorecem o desenvolvimento de um coberto vegetal formado por vegetação do tipo esclerófilo (de folha persistente), com grande biodiversidade e uma cobertura quase total do solo, constituída por um estrato muscícola ou herbáceo. O solo, que é de origem vulcânica, apresenta geralmente uma considerável camada de húmus. Os fenómenos erosivos destas áreas são diminutos, o que impede a contaminação dos musgos por partículas directamente dependentes do solo.

A deposição de metais pesados nestas zonas, está muito pouco relacionada com as actividades antropogénicas, quando muito poderá estar ligada a algum pisoteio que se verifica ao longo das levadas. Estas características estacionais fazem com que os resultados da análise de metais pesados em musgos colhidos na ilha da Madeira, trabalho que foi desenvolvido pela primeira vez nesta região, possam ser tomados com base, podendo servir de guia ou valores *background* para grande parte da Europa.

MATERIAL E MÉTODOS

A selecção de estações e a recolha do material na Madeira foi realizada na mesma época em que se efectuaram os trabalhos de campo no continente, no período compreendido entre 1991 e 1992 (Sérgio *et al.*, 1993). Foram seleccionadas três estações situadas longe de zonas urbanas, industriais ou de vias de comunicação, integradas na área do Parque Natural da Madeira, em vertentes cobertas de vegetação natural (laurissilva), pertencentes a zonas de protecção especial (Costa Neves e Valente, 1992). As estações caracterizam-se por terem uma geologia do tipo vulcânico integradas no complexo vulcânico de base ou no complexo vulcânico das

lombadas superiores (Galopim de Carvalho e Brandão, 1991), e têm altitudes compreendida entre os 750 e os 1000 m.

A espécie utilizada foi *Hypnum uncinulatum* Jur., espécie endémica aliada a *Hypnum cupressiforme*, as quais são muito semelhantes estruturalmente. A limpeza, processamento e análise do material foi realizada de igual modo para o proveniente do continente, conforme foi descrito num trabalho anterior (Sérgio *et al.*, 1993). Os elementos analisados foram Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb e Zn, sendo os valores apresentados são expressos em µg/g p.s (peso seco).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As estações analisadas em Portugal continental durante a campanha de 1991-1992 foram agrupadas em diferentes áreas, tendo em conta as regiões de maior densidade populacional ou maior implatação de indústrias. A definição das áreas designadas por Lisboa, Porto, Minas e Rural foram apresentadas com maior detalhe em Sérgio *et al.* (1993). A média dos valores obtidos em cada uma destas zonas é comparada com a média das três estações analisadas na ilha da Madeira (Figura 1).

Pela análise da figura pode observar-se que as concentrações obtidas para os locais da Madeira são, para a generalidade dos metais, baixas quando comparadas às das restantes regiões do continente. Este facto é particularmente evidente para o Cu, Pb e Zn, em que os valores da Madeira são os mais baixos, indicando uma fraca contaminação por esses elementos. A comparação com os resultados obtidos a nível europeu (Rühling, 1994) coloca os valores nas classes de concentrações mais baixas, mostrando que estes resultados se podem considerar ao nível de valores *background*. Os valores destes metais estão pouco relacionados com a geologia da estação de colheita, contrariamente ao que acontece com os restantes elementos analisados, como foi testado através da análise factorial obtida com os níveis de metais na região rural de Portugal continental (Figueira *et al.*, 1995). A fraca acumulação destes elementos revela a inexistência, na proximidade das estações de colheita seleccionadas na Madeira, de importantes fontes de contaminação de origem antropogénica.

Os valores observados para o Cr, Fe, Mn e Ni são da mesma ordem de grandeza dos obtidos para as regiões de Lisboa e Porto (excepto para o Ni em Lisboa, que atinge um valor bastante elevado). Para estes elementos, a média rural apresenta valores superiores, o que poderá resultar da influência de fenómenos de erosão, presentes em algumas áreas de

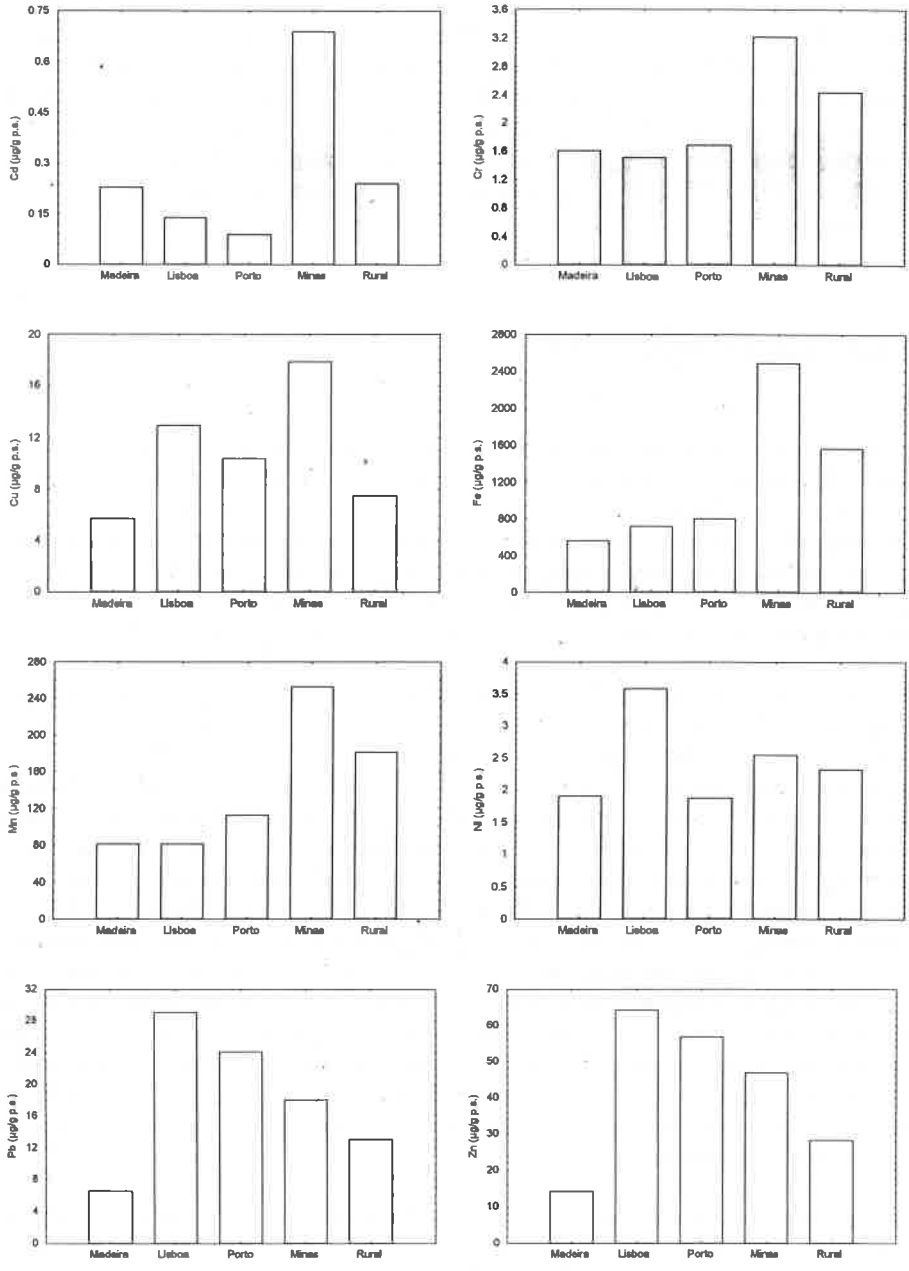


Fig. 1 - Valores dos vários metais pesados analisados em musgos da Madeira e de várias áreas de Portugal continental.

Portugal continental, que originam a contaminação dos musgos por partículas de solo. Pelo contrário, os fenómenos erosivos nas estações de colheita seleccionadas na Madeira deverão ser pouco significativos, como se referiu anteriormente, dado o tipo de coberto vegetal existente, o que justifica as menores concentrações aí obtidas. Estes níveis de metais encontrados são também muito baixos, quando se faz a comparação com os níveis desses elementos na Europa (Rühling, 1994). Os resultados mostram que as concentrações se enquadram dentro do intervalo de valores mais baixos.

CONCLUSÕES

As concentrações dos metais pesados analisados em musgos colhidos na Madeira mostra que os níveis de deposição destes elementos é baixo nas áreas estudadas. A comparação destes resultados com os níveis determinados para o continente e para a Europa, aplicando a mesma metodologia, revela que aquela região apresenta valores que estão ao nível de concentrações encontradas naturalmente, em áreas não contaminadas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRAFICAS

COSTA NEVES, H. & VALENTE, A. 1992. *Conheça o Parque Natural da Madeira*. Parque Natural da Madeira. Funchal: 73 pp.

FIGUEIRA, R. SÉRGIO, C. & SIM-SIM, M. (1995). Análise Multivariada dos Conteúdos de Metais Pesados em Briófitos: A Influência da Litologia na Contaminação dos Biomonitores. Actas do *Xi Simposio Nacional de Botánica Criptogámica*. 18-21 de Setembro de 1995. Santiago de Compostela.

GALOPIM DE CARVALHO, A. M. & BRANDÃO, J. M. 1991. *Geologia do Arquipélago da Madeira*. Museu, Nacional de História Natural, Lisboa: 170 pp.

GYDESEN, H., PILEGAARD, K., RASMUSSEN, L. & RÜHLING, A. 1983. *Moss analyses used as a means of surveying the atmospheric heavy-metal deposition in Sweden, Danmark and Greenland in 1980.* National Swedish Environment Protection Board. Bulletin 1670.

RÜHLING, A. (1994). *Atmospheric Heavy Metal Deposition in Europe - Estimation Based on Moss Analysis*. NORD 1994:9. Copenhagen. 53 pp.

SÉRGIO, C., SIM-SIM, M. & FIGUEIRA, R. (1993). *Quantificação da Deposição de Metais Pesados em Portugal, Através da Análise de Briófitos*. Direcção Geral da Qualidade do Ambiente. Lisboa. 69 pp.

CORRELAÇÃO QUANTITATIVA ENTRE A UTILIZAÇÃO DE BIOMONITORES E DE MÉTODOS CLÁSSICOS DE ESTUDO DE POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA

M.C. FREITAS [1], M.A. REIS[2], B. VAN OS[3], L.C. ALVES[2], H.T. WOLTERBEEK[4], M.A. GOUVEIA[5]

Sob contratos com a EDP e a AIEA, deu-se início a um projecto que visa alcançar uma correlação quantitativa entre os resultados fornecidos pelos líquens e os dados obtidos pelo método clássico de colheita de aerossóis e deposição elementar total. Foram seleccionados vários locais sob poluição, nomeadamente Tapada do Outeiro, Palmela e Sines. Em cada um desses locais, foram postos um colector de aerossóis PM-10, 1x2 equipamentos de recolha de água da chuva e 2x12 transplantes do líquen *Parmelia sulcata*, colhido em zona limpa (a duplicação destina-se a poder efectuar-se uma média de valores, evitando também a ocorrência de anomalias, por eliminação de amostras). Este estudo decorre, em cada local, durante 1 ano, sendo a colheita mensal. Em cada mês, transporta-se para o laboratório: 4 unidades de filtros em cascata (SFU, substituídas semanalmente), cada uma contendo 1 filtro de 0,4 μm, para partículas finas, e um filtro de 8 μm, para partículas grossas; 2 garrafões contendo a deposição total e 2 transplantes. As amostras de líquens e os filtros foram analisados por INAA e por PIXE; a deposição total por ICP/MS. Neste trabalho são apresentados os resultados das correlações entre as concentrações encontradas em cada um destes termos (líquens, deposição total e aerossóis) e dá-se início à construção de um modelo de simulação dos dados experimentais.

Palavras-chave: Bioacumuladores; poluição atmosférica; deposição total; aerossóis; técnicas nucleares

INTRODUÇÃO

A utilização de plantas em estudos de poluição atmosférica foi iniciada há cerca de duas décadas. Estudos recentes [SLOOF93; REIS *et al.* 95; FREITAS *et al.* 95; REIS *et al.* 96] mostraram que a vigilância das

[1] Doutorada em Química, investigadora auxiliar do Departamento de Química, do Instituto Tecnológico e Nuclear (ITN), 2685 Sacavém, tel. 01.9550021; fax 01. 9941455
[2] Mestre em Física, assistente de investigação Departamento de Física do Instituto Tecnológico e Nuclear , 2685 Sacavém, tel. 01.9550021; fax 01. 9941525; EmailMAREIS@ALF1.CII.FC.UL.PT
[3] Doutorado em Química e investigador no Geological Survey of the Netherlands, Postbus 157, 2000 AD Haarlem, Holanda, tel. 31.23.300373; fax 31.23.401754
[4] Doutorado em Biologia e investigador na Universidade Técnica de Delft, Mekelweg 15, 2629 JB Delft, Holanda, tel: 31.15.785052; fax 31.15.783906
[5] Licenciada em Engenharia Química, investigadora principal do Departamento de Química, do Instituto Tecnológico e Nuclear (ITN), 2685 Sacavém, tel. 01.9550021; fax 01. 9550117

concentrações de metais em líquens (associações de algas e fungos) é um meio valioso para a identificação de fontes emissoras e no mapeamento dos níveis de deposição elementar total. No entanto, o uso de líquens, embora conduzindo à identificação de fontes poluidoras, não permite inferir quantitativamente os teores de metais presentes na atmosfera, uma vez que fornece apenas informação qualitativa. Por forma a ultrapassar este problema tentando tornar assim o uso do líquen mais útil, e sob contrato com a EDP e a AIEA, deu-se início a um projecto que visa alcançar uma correlação quantitativa entre os resultados fornecidos pelos líquens e os dados obtidos pelos métodos clássicos, i.e., aerossóis e deposição total.

EXPERIMENTAL

O líquen *Parmelia sulcata* foi colhido numa zona limpa do país, seleccionada após conhecimento do mapeamento de concentrações obtido num outro projecto, também apresentado nesta conferência [REIS *et al.* 96]. O local seleccionado encontra-se perto de Vila Nova de Ourém.

Cerca de 2 g de líquens foram colocadas em cada um de 72 sacos de rede de nylon, tendo sido suspensos 24 sacos em cada um dos 3 locais em estudo (Tapada do Outeiro, Palmela e Sines). Mensalmente, e por um período de 1 ano, retiraram-se 2 sacos por local. Em simultâneo, foi colocado um colector de aerossóis PM-10 em cada um dos locais, munido de uma unidade de filtros contendo 2 filtros em cascata (um de malha grosseira, 8 μm ,e um de malha fina, 0.4 μm) para amostrar semanalmente as partículas atmosféricas. O esquema seguido foi contínuo, trabalhando o colector 20 minutos por hora, durante 1 semana, sendo então substituídos os filtros. Nos caso em que o dia de recolha não coincidisse com um dia de substituição dos filtros de aerossois, este era igualmente substituido, para permitir uma determinação exacta no período mensal.

Os líquens foram lavados com água desmineralizada durante 30 segundos, liofilizados e moídos. Fizeram-se em seguida pastilhas de cerca de 500 mg que foram analisadas pelas técnicas de análise por activação com neutrões (INAA) e por emissão de radiação X induzida por protões (PIXE).

Cada filtro foi dividido em 3 partes: metade para ser analisado por INAA, um quarto para ser analisado por PIXE e o restante quarto para outros fins. Para INAA, todos os conjuntos de filtros correspondendo a um período mensal de recolha, foram colocados no mesmo recipiente para análise conjunta; em PIXE, os filtros foram analisados em separado.

A deposição total foi levada à secura após acidificação a pH=2. O resíduo foi pesado, digerido acidamente e analisado por espectrometria de massa com plasma de ião acoplado (ICP/MS).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Devido à natureza muito diversa do tipo de amostras em causa, o número de elementos para os quais foi possível obter resultados nos três tipos de amostra é muito inferior ao número de elementos que se determinam nos líquens. No total foi possível obter um número significativo de medidas, nos três tipos de amostra, para 20 elementos, nomeadamente: Na, Al, K, Ca, Ti, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, As, Rb, Cs, La, Ce, Sm, Pb, Th e U. Na Fig 1 apresentam-se algumas curvas de variação da concentração elementar no líquen ao longo do ano. Por análise destes resultados verifica-se imediatamente o aumento das concentrações ao longo do periodo de um ano

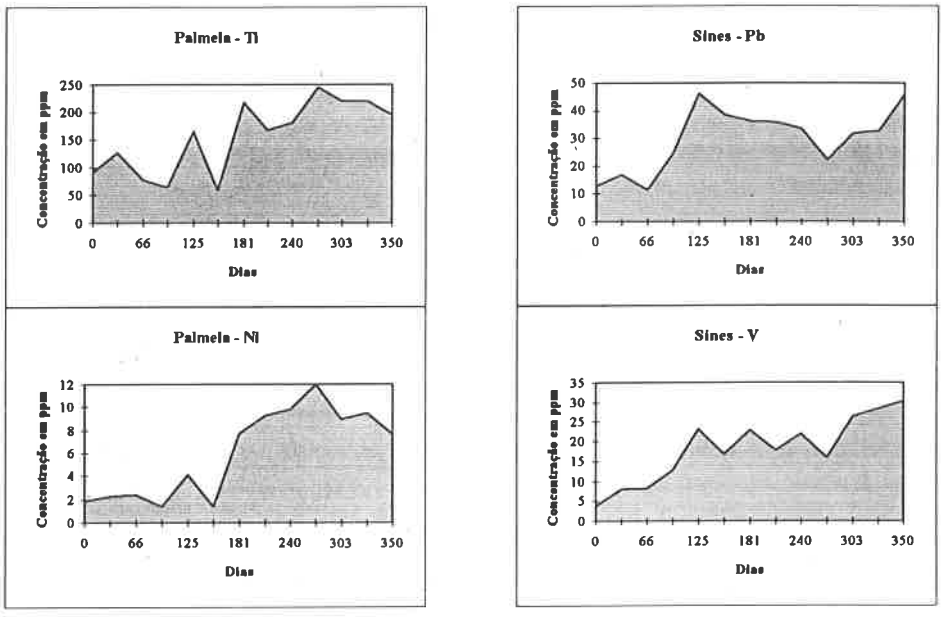


Fig 1 - Variação das concentrações elementares em líquens ao longo do ano. São apresentados resultados tipo, relativos a duas estações de medida: Palmela e Sines.

durante o qual decorreram as recolhas. Estes dados confirmam a capacidade de captação significativa de metais pesados pelos líquens quando colocados num ambiente poluído.

Pode também constatar-se que as variações de concentração no período de um mês apresentam por vezes, e ao contrário do que era esperado, flutuações de grande amplitude. No tratamento de resultados procurou-se estabelecer correlações directas entre as concentrações nos líquens e as

concentrações no ar, na água, nas partículas (concentração no ar multiplicada pelo volume de ar filtrado e dividida pela massa total das partículas recolhidas), no resíduo seco (das amostras de água) ou nas respectivas médias acumuladas. Não foi no entanto possível estabelecer qualquer correlação por esta via. Testaram-se também sem sucesso vários modelos de regressão linear múltipla, dado que a introdução de qualquer outra variável para além do tempo nunca conduziu a uma melhoria da significância estatística do modelo. Concluíu-se assim que a relação existente entre as concentrações nos líquenes e as concentrações ambientais, não é uma relação linear.

Modelo matemático

Partindo dos resultados acima descritos, estamos actualmente a tentar desenvolver um modelo que permita estabelecer uma relação quantitativa entre as concentrações medidas em líquens e as concentrações medidas no ambiente. Nesta primeira fase optou-se por um modelo simples, em que se assume que a variação da concentração elementar no líquen é expressa pela equação:

$$\frac{dy}{dt} = \beta(\alpha f - y)\theta(\alpha f - y) - \gamma y \qquad (1)$$

Nesta equação *y* é a concentração no líquen e *f* a disponibilidade ambiental do elemento, ou seja, uma ou mais das seguintes variáveis: concentração em suspensão (expressa normalmente em ng/m^3), concentração no particulado em suspensão, concentração na água, e concentração no resíduo seco da água recolhida no sistema de deposição total. No resto do trabalho designaremos estas por *forças* do sistema, no sentido que a concentração no líquen é controlada ou forçada por uma ou mais destas variáveis.

Os parâmetros α, β e γ têm o seguinte significado:

α pode designar-se por coeficiente de concentração do elemento no líquen e representa a razão entre a concentração no líquen e no meio ambiente, a partir da qual o líquen deixa de absorver o elemento;

β pode designar-se por taxa de absorção, regula o tempo que medeia entre uma dada disponibilidade ambiental do elemento e a captação desse elemento pelo líquen;

γ é a taxa à qual o líquen elimina o elemento por processos intrínsecos à sua fisiologia;

θ é a função θ de Heaviside, ou função degrau, definida por $\theta(x)=1$ para $x>0$ e $\theta(x)=0$ para $x<0$. Introduzindo esta função garante-

se que o líquen não absorve elemento poluente sempre que a razão *y/f* seja maior que α

Deste modo, esta equação traduz o processo de integração mais simples que é possível supor, dado que não é aceitável que (1) não haja eliminação natural dos elementos por parte do líquen (segunda parcela), ou que (2) a absorção seja constante e independente da diferença de concentrações entre o líquen e o ambiente.

De seguida, se suposermos que *f* é constante podemos facilmente resolver a equação acima. Podemos então supor que, em cada intervalo de cerca de um mês, entre cada recolha de líquens, a disponibilidade ambiental dos elementos pode ser aproximada pela média mensal (por nós determinada). Deste modo, obtemos uma solução da equação acima para o nosso caso:

$$y_i = \begin{cases} \frac{\alpha}{\beta+\gamma} f_i - \left(\frac{\alpha}{\beta+\gamma} f_i - y_{i-1}\right) e^{-(\beta+\gamma)t_i} & se \quad \alpha f_i > y_{i-1} \\ e^{-\gamma t_i} & se \quad \alpha f_i < y_{i-1} \end{cases} \qquad (2)$$

onde y_i é o valor da concentração no líquen para a recolha *i*, t_i o intervalo de tempo entre a recolha *i-1* e a recolha *i*, e f_i o valor médio da força no intervalo t_i

Dada as caraterísticas não lineares do problema, procedeu-se ao desenvolvimento de um programa de computador que permitisse determinar os valores dos parâmetros para cada elemento.

Até este momento ainda não foi possível implementar um algoritmo de ajuste para o problema. O algoritmo utilizado selecciona após uma busca aleatória um conjunto de valores para os parâmetros. Para isso são criados vectores aleatórios no espaço dos parâmetros Em seguida, a evolução da concentração de um elemento no líquen é simulada para cada um desses vectores (ou conjugações) de parâmetros, a correlação entre a simulação e a série de valores médios é calculada, bem como o χ^2 normalizado. A escolha dos melhores conjuntos de parâmetros é então feita com base num parâmetro de selecção definido como a razão entre a correlação e o χ^2 normalizado. Na Fig 2 apresentam-se resultados da aplicação deste modelo ao caso do Fe na estação da Tapada do Outeiro, em que a força utilizada foi a concentração nas partículas em suspensão.

Considerou-se também que a chuva deveria representar um papel importante no processo. Assume-se que a água da chuva poderá desempenhar simultâneamente dois papéis. Quando em pouca quantidade deverá intensificar a capacidade de absorção por parte dos líquens, se no entanto chover para lá de um dado valor limite supõe-se que poderá ter um efeito contrário , de lixiviação e lavagem.

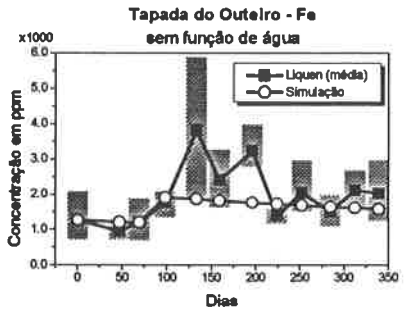


Fig 2 - Aplicação do modelo nas condições mais simples. A força usada foi a concentração no partículado em suspensão. As barras a cinzento indicam os valores entre o máximo e mínimo de concentração medidos

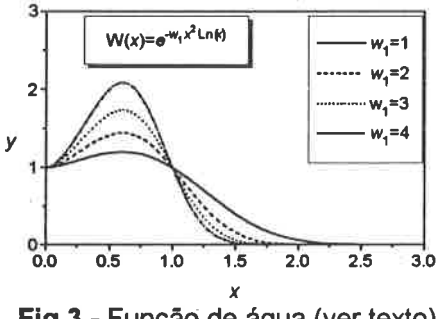


Fig 3 - Função de água (ver texto)

De modo a ser possível introduzir um efeito deste tipo, multiplicou-se o parâmetro β acima, por uma função, que designamos aqui por função de água, e que apresenta as propriedades necessárias, nomeadamente, apresenta um máximo, toma o valor 1 para x=0, e tende para 0 quando x tende para infinito. A função escolhida, W(x), é expressa por:

$$W(x) = e^{-w_1 x^2 Ln(x)} \qquad (3)$$

onde

$$x = \frac{Quant.\ de\ agua}{w_2}$$

Na Fig 3 apresentam-se gráficos desta função para quatro valores distintos de w_1. Como se pode ver, este parâmetro regula o valor máximo da função, enquanto w_2 é o valor para o qual se dá a inversão do efeito da água da chuva. Para valores de água da chuva inferiores a w_2 a presença de água intensifica a capacidade de absorção, para valores superiores a w_2, ela desempenha um papel lixiviador do líquen.

Na Fig 4 apresentam-se os resultados da aplicação do modelo com função de água ao caso acima referido.

O código desenvolvido permite também considerar mais do que uma força agindo em simultâneo. Na Fig 5 apresentam-se alguns resultados obtidos para o ferro, para os três locais em estudo. Neste caso considerou-se a hipótese de as concentrações elementares nas partículas em suspensão e no resíduo sólido da água da chuva, serem independentes, contribuíndo ambas para o valor de concentração medido no liquen. Pode ver-se que o máximo de concentração medido na estação da Tapada do Outeiro é agora melhor reproduzido pela simulação.

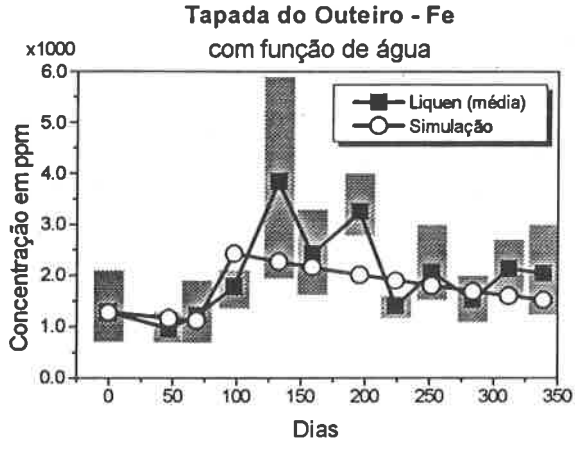


Fig 4 - Aplicação do modelo considerando o efeito da água da chuva. A força usada foi a concentração no partículado em suspensão. As barras a cinzento indicam os valores entre o máximo e mínimo de concentração medidos.

Os resultados obtidos nos ajustes das variações da concentração de Fe, ao longo do ano, nas estações de Tapada do Outeiro, Palmela e Sines, apresentam-se na Tabela I. É interessante notar que embora o χ^2 dos modelos mais simples aplicados ao caso da Tapada do Outeiro seja menor que o caso com duas fontes, o valor da correlação é muito mais favorável no último caso. Aqui convém salientar que os resultados actuais são ainda resultados intermédios de um trabalho que está a decorrer.

Tabela I - Parâmetros relativos às simulações apresentadas nas Figs 2,4 e 5

Estação	α_1	α_2	β	γ	w_1	w_2	correlação	χ^2
T. do Outeiro (sem água)	0.0146	---	0.62	7.3e-4	---	---	0.661	3.16
T. do Outeiro (com água)	0.0141	---	0.27	1.9e-3	---	---	0.658	3.48
T. do Outeiro (com água e duas fontes)	0.0176	0.0352	0.31	5.6e-3	32	9761	0.778	6.32
Palmela	0.0148	0.0579	0.53	1.9e-3	30	14550	0.489	10.5
Sines	0.0091	0.0305	0.71	7.4e-5	1.35	38006	0.436	6.53

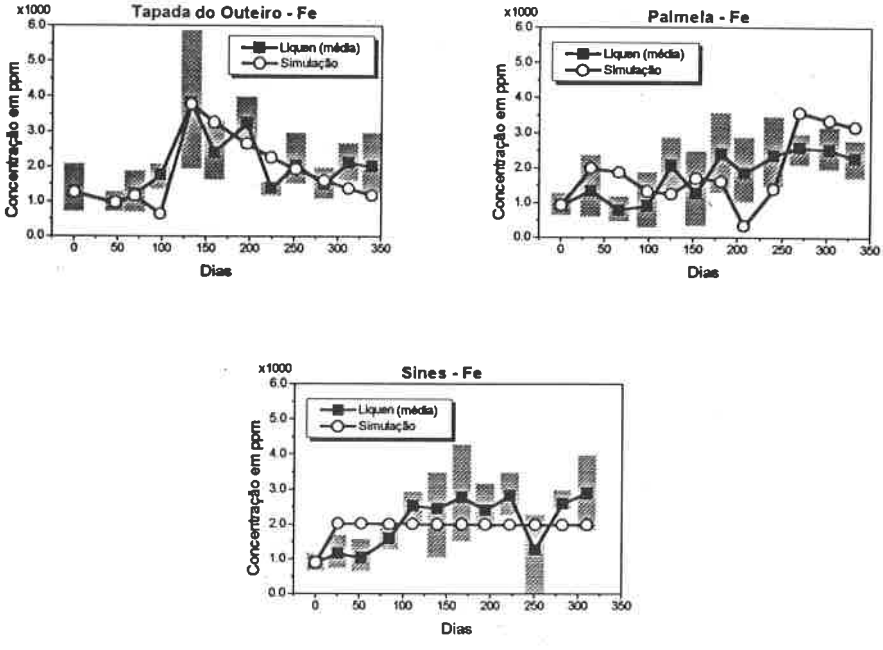


Fig 5 - Os valores médios das concentrações medidas nos líquens são comparados com as simulações. Neste caso foram considerados o efeito da água da chuva e duas forças: a concentração nas partículas em suspensão e a concentração no resíduo seco. As barras a cinzento indicam os valores entre o máximo e mínimo de concentração medidos.

Agradecimentos

Os autores agradecem à AIEA e à EDP pelo apoio financeiro prestado, e ao Hahn-Meitner Institut (Berlim, Alemanha) pela disponibilização na realização de análises.

Referências

FREITAS, M. C., REIS, M. A., ALVES, L. C., WOLTERBEEK, H. Th., VERBURG, T., GOUVEIA, M. A. 1995. Monitoring of trace-element air pollution in Portugal: qualitative survey. *MTAA-9 Int. Conf.*, Seoul, Coreia do Sul.(submetido ao *Journal of Radioanàlytical Nuclear Chemistry, Articles*)

REIS, M. A., ALVES, L. C., WOLTERBEEK, H. Th., VERBURG, T., FREITAS, M. C., GOUVEIA, M. A. 1995. Main atmospheric heavy metal sources in Portugal by biomonitor analysis. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research B* (em publicação).

REIS, M. A., ALVES, L. C., WOLTERBEEK, H. Th., VERBURG, T., FREITAS, M. C., GOUVEIA, M. A. , PRUDÊNCIO, M.I. 1996. Vigilância em Potugal sobre os Elementos-traço presentes na atmosfera utilizando biomonitores. *Apresentado nesta Conferência*

SLOOF, J. E. 1993. *Environmental lichenology: biomonitoring trace-element air pollution*. Ph. D. Thesis, TUDelft, Delft, Holanda. 191 pp.

"SISTEMA-REDE DE ESTAÇÕES METEOROLÓGICAS AUTOMÁTICAS"

Carvalho R., Gonçalves C., Nunes L., Prior V.
INSTITUTO DE METEOROLOGIA - PORTUGAL
Rua C ao Aeroporto, 1700 Lisboa

1. INTRODUÇÃO

O Instituto de Meteorologia, é a entidade nacional responsável pela monitorização ambiental atmosférica quer a nível da observação meteorológica, quer a nível da observação da qualidade do ar, através da promoção da implantação e da exploração e manutenção de redes de estações com cobertura dos territórios do Continente e das regiões autónomas dos Açores e da Madeira.

Neste âmbito, e afim de modernizar e ampliar a rede meteorológica nacional, o IM tem em curso, um projecto plurianual para a implementação de um sistema-rede de estações meteorológicas automáticas, em Portugal Continental, Açores e Madeira, através da instalação de estações meteorológicas automáticas de superfície e de concentradores, que procedam à aquisição, registo e transmissão automática de dados meteorológicos.

A recolha sistemática de dados sobre as variáveis físicas e químicas que caracterizam o estado da atmosfera, é fundamental para fins de vigilância meteorológica e da qualidade do ar. Assim, os resultados das medições devem ser baseados numa rede de estações em que a aquisição e o arquivo de dados nos diferentes locais sejam efectuados com rigor e utilizando métodos e técnicas uniformizados.

Uma rede deste tipo, com uma densidade espacial adequada, poderá contribuir também para um conhecimento mais aprofundado do clima, da sua variabilidade e das eventuais alterações, nas diferentes regiões do país, uma vez que irá permitir maior frequência de observações e melhor controlo dos sistemas de aquisição, validação e arquivo de dados.

Por outro lado, a disponibilização de dados meteorológicos com maior frequência e qualidade, em tempo real, poderá beneficiar ainda a elaboração das previsões do estado do tempo em Portugal, assim como contribuir significativamente para a gestão dos recursos hídricos nacionais. É de salientar que o sistema ficará dotado de mecanismos de alarme que permitirão que a emissão de avisos de condições meteorológicas adversas (vento e precipitação fortes e temperaturas extremas) seja efectuada com maior rapidez e eficácia.

A 1ª fase de implantação deste sistema-rede de estações meteorológicas automáticas encontra-se já em funcionamento operacional desde 15 de Janeiro de 1996.

Nesta rede poderão ser integrados equipamentos para a observação automática de parâmetros relativos à qualidade do ar, cuja disponibilização, em tempo real, poderá igualmente contribuir para a emissão de avisos sobre

a eventual ocorrência de valores críticos das concentrações dos constituintes atmosféricos que possam pôr em risco a saúde pública.

As novas tecnologias contribuem para que este sistema-rede esteja preparado para executar automaticamente uma das suas funções mais importantes que consiste na possibilidade de efectuar os primeiros níveis de controlo de qualidade dos dados logo na fonte, ou seja, no próprio sistema de aquisição e processamento de dados.

A actividade deste projecto enquadra-se no PIDDAC de financiamento nacional, inscrito no programa "Melhoria dos processos de obtenção e divulgação da informação meteorológica". As estações localizadas nas áreas fronteiriças são co-financiadas pelo Programa FEDER - INTERREG com contribuições financeiras nacionais.

2. COMPOSIÇÃO E ESTRUTURA DO SISTEMA-REDE

2.1 Estações Meteorológicas Automáticas

Os componentes fundamentais do sistema-rede em causa são as estações meteorológicas automáticas, os concentradores e os sistemas de telecomunicações utilizados.

As estações meteorológicas automáticas (EMAs) são sistemas instalados em parques meteorológicos, que se destinam a executar automaticamente as funções de aquisição, processamento, arquivo e transmissão de dados meteorológicos para os concentradores. Por conseguinte, numa EMA, além dos materiais de infra-estruturas (mastros, cabos, etc), podem identificar-se 4 conjuntos distintos de equipamentos (Fig.1): os sensores eléctricos; o sistema de aquisição, processamento e arquivo de dados (SAPA); o sistema de alimentação eléctrica e o(s) sistema(s) de transmissão de dados.

Os sensores eléctricos instalados nas EMAs do IM são os que se apresentam no Quadro 1.

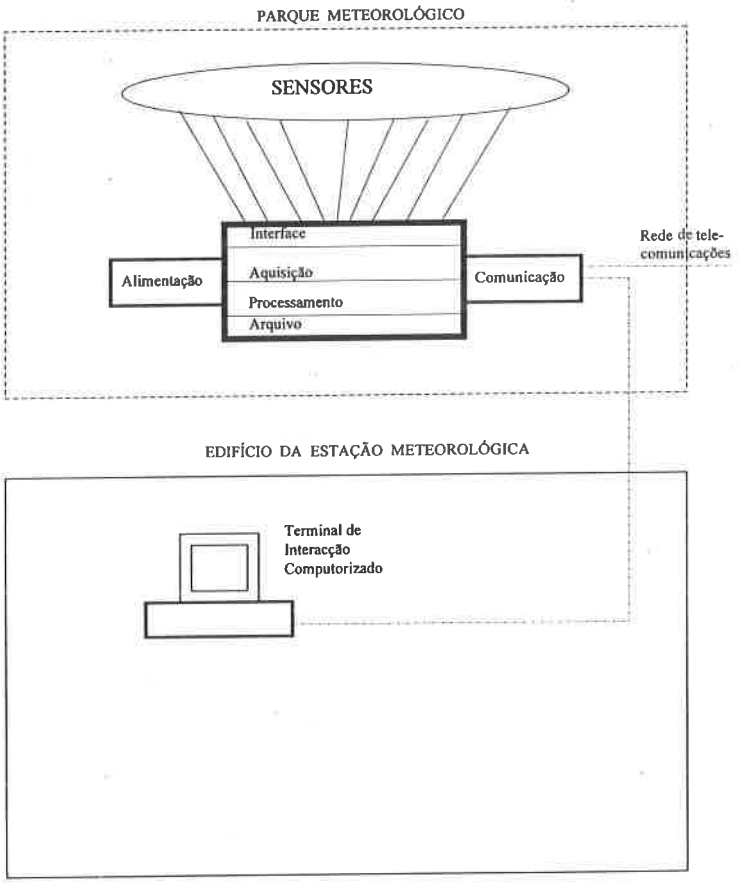
QUADRO 1

Sensores instalados nas Estações Meteorológicas Automáticas tipo I da rede do IM

Sensor eléctrico	Nível	Grandeza directamemte observada
Barómetro	1.0m	Pressão atmosférica
Termómetro de ar	1.5m	Temperatura do ar
Termómetro de ar	0.05m	Temperatura do ar à superfície (relva)
Termómetro de solo	-0.05m	Temperatura do solo
Termómetro de solo	-0.1m	Temperatura do solo
Termómetro de solo	-0.2m	Temperatura do solo
Termómetro de solo	-0.5m	Temperatura do solo
Termómetro de solo	-1.0m	Temperatura do solo
Higrómetro	1.5m	Humidade relativa do ar
Udómetro	1.5m	Quantidade, intensidade da precipitação
Piranómetro	1.5m	Radiação solar global
Detector de precipitação	1.5m	Períodos de ocorrência de precipitação
Catavento	10.0m	Rumo do vento
Anemómetro	10.0m	Intensidade do vento

Figura 1

CONSTITUIÇÃO DE UMA EMA



Da grande variedade de outros sensores que podem ser ligados às EMAs destacam-se os sensores de radiação ultravioleta e diversos tipos de analisadores de constituintes minoritários da atmosfera.

Atendendo às necessidades e às características da rede nacional de estações meteorológicas clássicas houve conveniência em distinguir dois tipos de EMAs que são designadas por estações tipo I, destinadas a locais onde existem observadores meteorológicos qualificados, como é o caso das "estações sinópticas", e estações tipo II destinadas a outros locais, como é o caso de algumas "estações climatológicas".

Prevê-se que as observações efectuadas com as EMAs venham a substituir, após 1-2 anos de funcionamento simultâneo com a estação clássica, a totalidade, ou grande parte, das observações instrumentais efectuadas pelos métodos clássicos nas estações seleccionadas para serem automatizadas.

Em termos de equipamentos, as estações tipo I diferem das tipo II por estarem dotadas com um terminal de interacção computorizado (TIC), instalado no interior do edifício de cada estação meteorológica e além disso as estações tipo II não possuem sensor de pressão atmosférica.

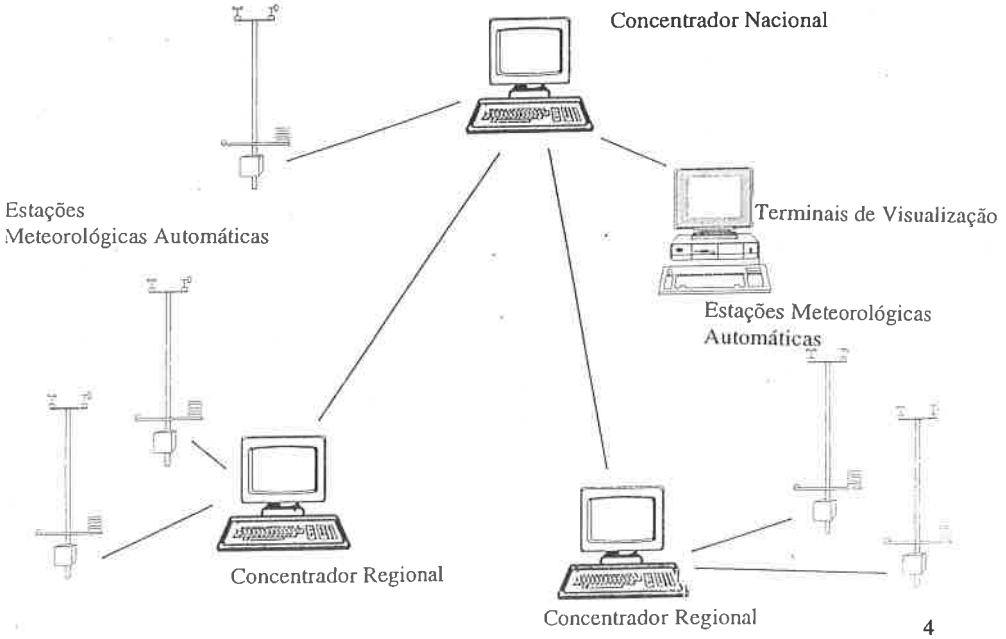
Cada TIC instalado numa estação tipo I, é constituído por um PC que está em comunicação permanente com o respectivo SAPA instalado no exterior, de modo que permite a visualização local de dados, em tempo real, assim como a introdução de resultados de observações sensoriais, tais como a nebulosidade total, a visibilidade, o estado do solo, etc. Estes resultados são integrados automaticamente nos comunicados meteorológicos elaborados pelas EMAs.

Nas localidades onde já existem equipamentos para análise da composição e da qualidade do ar, os respectivos sistemas de aquisição de dados têm vindo a ser ligados à rede de EMAs, através do sistema de telecomunicações desta, afim de centralizar atempadamente toda a informação atmosférica relevante necessária para uma avaliação do estado da atmosfera em tempo útil.

2.2 Concentradores

Para efeitos de transmissão e de exploração de dados a estrutura do sistema-rede está organizada por áreas geográficas, estando atribuído a cada uma um concentrador regional (CR) responsável pela execução automática da recolha, arquivo e disponibilização dos dados das EMAs localizadas na respectiva área geográfica e também pelo encaminhamento destes para o concentrador nacional (CN) instalado em Lisboa (sede do IM) (Fig. 2).

Figura 2 — **ESTRUTURA DO SISTEMA-REDE DE ESTAÇÕES METEOROLÓGICAS AUTOMÁTICAS DO IM**



Cada CR é constituído por um computador e por uma impressora, permitindo o arquivo local de dados e tornando também possível efectuar a visualização e a exploração dos dados das EMAs instaladas na sua área de concentração.

O CN, por sua vez, além da recolha e arquivo de todos os dados da rede, efectua o reconhecimento e o encaminhamento automático dos diferentes tipos de informação com vista à disponibilização diferenciada, quer para uso próprio do IM, quer para difusão para o exterior; ficando arquivada temporariamente na base de dados do CN toda a informação da rede.

O CN é constituído por um computador e por uma impressora, que existem em duplicado, estando um dos conjuntos sempre operacional e o outro em "*stand by*".

Além dos dados meteorológicos recolhidos pelas EMAs, também os dados recolhidos por analisadores da composição e da qualidade do ar, instalados nalgumas estações do sistema-rede de EMAs (Angra do Heroísmo, Funchal, Lisboa e Penhas Douradas) serão transferidos regularmente para o CN, com frequência diária, através da intervenção de um operador que selecciona o(s) ficheiro(s) registado(s) no respectivo sistema de aquisição de dados.

3. LOCALIZAÇÃO DOS EQUIPAMENTOS

3.1 Estações Meteorológicas Automáticas

O plano inicial da distribuição e localização geográfica das EMAs, que previa a instalação de 64 EMAs, tem sofrido alguns ajustamentos, essencialmente, em função dos resultados da análise exaustiva que tem vindo a ser efectuada às condições existentes em cada um dos locais previstos, quer em termos de avaliação das características fisiográficas circundantes e sua adequação para a exposição de instrumentos meteorológicos, quer em termos de avaliação das infraestruturas locais (acessos, vigilância, etc) e das eventuais garantias de manutenção das mesmas sem alterações significativas, durante período alargado. Para aquelas que não apresentem condições locais satisfatórias têm sido analisados e definidos novos locais.

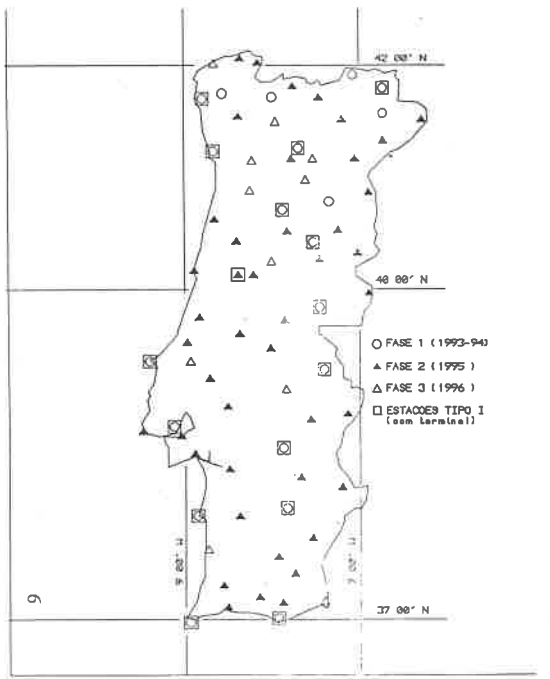
Para as regiões que apresentam menor densidade espacial de estações meteorológicas, que praticamente coincidem com as regiões de menor densidade populacional, como é o caso das regiões fronteiriças de Portugal Continental, foram seleccionados 29 novos locais para a instalação de EMAs (tipo II) adicionais, afim de complementar a rede inicialmente prevista.

Assim, após a conclusão da 3ª e última fase, de implantação de equipamentos no âmbito do projecto, a qual se prevê para 1997, o IM disporá de uma rede com um total de 93 EMAs (tipo I e tipo II), 75 das quais ficam instaladas no Continente, 9 nos Açores e 6 na Madeira (Fig.3a, 3b).

REDE DE ESTAÇÕES METEOROLÓGICAS AUTOMÁTICAS DO IM

Figura 3 - a

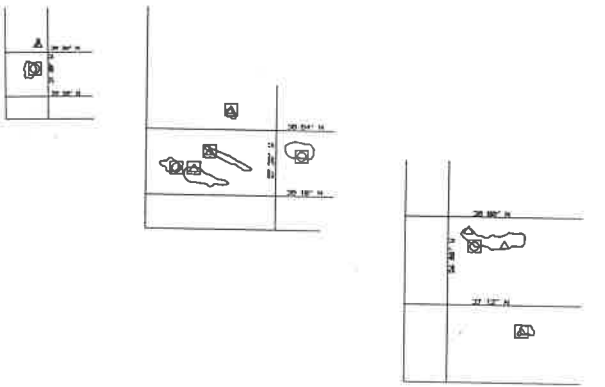
Continente



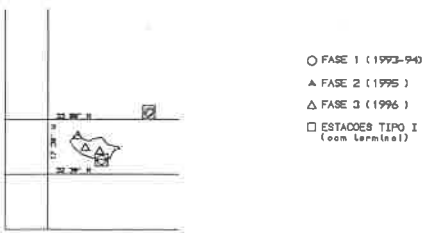
REDE DE ESTAÇÕES METEOROLÓGICAS AUTOMÁTICAS DO IM

Figura 3 - b

Açores



Madeira



3.2 Concentradores Regionais

Para a instalação dos CRs foram seleccionados locais geograficamente adequados para efeitos de concentração da informação e que possuem técnicos de meteorologia com capacidade para utilização da informação meteorológica recolhida na área respectiva, quer para efeitos de vigilância meteorológica quer para efeitos de processamento diferido. Assim, foi destinado um CR para cada região autónoma, que foram instalados no Observatório do Funchal e no Centro Meteorológico de Ponta Delgada/ /Nordela; foram também definidos três CRs para concentrar toda a informação do Continente, um responsável pela estações do Norte, outro pelas estações do Centro e outro do Sul, todos instalados em Lisboa na sede do IM.

4. FUNCIONAMENTO DO SISTEMA-REDE

4.1 Processamento e Arquivo de dados

A partir das "grandezas directamente observadas" com os sensores eléctricos (por exemplo, a intensidade do vento) a programação dos SAPAs das EMAs permite calcular e registar "grandezas meteorológicas derivadas" (por exemplo, a temperatura do ponto de orvalho), que são calculadas através de equações físicas conhecidas.

O período de integração definido para o arquivo geral de dados das EMAs é de 10 minutos, valor este que resultou do balanço efectuado entre o valor adequado para simular, com o máximo rigor possível, os gráficos dos registadores mecânicos clássicos (cerca de 1 minuto) e o valor máximo compatível com as capacidades de arquivo das EMAs e com os correspondentes custos de transmissão de dados. Foi também definido um segundo período de integração de 1 hora. É de salientar que estes períodos podem ser alterados por programação das EMAs.

Em períodos de 10 minutos as EMAs calculam e registam os valores instantâneos de todas as grandezas definidas e ainda alguns parâmetros estatísticos, em períodos de integração de 10 minutos e de 1 hora, conforme o tipo de grandeza. Assim, por exemplo, para a humidade relativa do ar, são registados os valores instantâneos, médios, máximos, mínimos e desvios padrão, em cada período de 10 e de 60 minutos (excepção para o vento - apenas valores médios e extremos; para a radiação e para a precipitação - apenas valores totais e extremos)

Além do arquivo geral de dados, cada EMA dispõe ainda de um arquivo para registo dos instantes de basculação do udómetro (data, hora, minuto, segundo), de um arquivo para registo dos instantes de início e de fim dos períodos de ocorrência de precipitação (obtidos pelo detector de precipitação) e também de um arquivo para registo dos valores da radiação global em tempo solar verdadeiro (TSV), integrados em períodos de 10 minutos. Existe ainda um arquivo para registo de todas as ocorrências do sistema (avarias, falhas de comunicação, falhas de energia, etc).

Uma das atribuições mais importantes dos SAPA das EMAs consiste em efectuar um primeiro "controlo de qualidade" dos dados observados, através da utilização de algoritmos aplicados em vários níveis de verificação. Após a conversão dos sinais eléctricos em valores de grandezas meteorológicas, é efectuada uma "verificação primária" por comparação dos valores observados com os limites climatológicos conhecidos de cada grandeza meteorológica definida que têm vindo a ser introduzidos em cada EMA.

Os SAPAs fazem depois a verificação da consistência de cada observação (dados de diferentes grandezas observados à mesma hora), mas apenas para os resultados instrumentais automáticos. Esta verificação consiste na aplicação de algoritmos para comparação dos valores das diversas variáveis, cujo resultado consiste na eliminação dos valores considerados errados.

Seguindo o princípio de que um dos melhores processos de validação dos dados meteorológicos é a sua análise por técnicos qualificados, para as estações tipo I, a intervenção de observadores corresponde à aplicação de um terceiro nível de validação, uma vez que estas EMAs permitem ainda a correcção de valores instrumentais automáticos apresentados nos monitores dos TIC, que eventualmente sejam considerados errados pelo observador.

As EMAs estão também preparadas para gerar e transmitir aos concentradores alarmes de condições meteorológicas adversas. Quando uma destas situações ocorre no local onde está instalada uma EMA e são ultrapassados os valores-limite programados para certas grandezas meteorológicas, o respectivo SAPA elabora e transmite automaticamente uma mensagem de alarme para o CR que lhe está atribuído e que a faz chegar também ao CN.

Após a emissão de um alarme por uma EMA e quando terminarem as condições que o originaram, ou seja, quando o respectivo SAPA verificar que os valores observados, em períodos de 10 minutos, deixaram de atingir os valores críticos, a EMA transmite então uma mensagem de fim de alarme para os concentradores, excepção para os alarmes de vento máximo instantâneo, para os quais é transmitida um única mensagem para cada alarme.

As grandezas e os respectivos valores-limite programados nas EMAs são os seguintes:

- intensidade média do vento, em 10 minutos $\geq$ 30 nós;
- intensidade instantânea do vento $\geq$ 45 nós;
- intensidade de precipitação $\geq$ 20.0 mm em 30 minutos;
- intensidade de precipitação $\geq$ 5.0 mm em 5 minutos;
- temperatura do ar $\geq$ 40.0 ºC;
- temperatura do ar $\leq$ -5.0 ºC.

Estes valores também podem ser alterados através de reprogramação das EMAs, podendo inclusivamente ser definidos limites para outras grandezas com vista à emissão de diferentes alarmes.

4.2 Transmissão de dados

Afim de aumentar a frequência de informações disponíveis para fins de análise e previsão do tempo, designadamente à escala sinóptica, as EMAs elaboram e transmitem, automaticamente a todas as horas, para o respectivo CR, que depois envia para o CN, uma mensagem codificada contendo toda a informação meteorológica relevante da última hora (comunicado SYNOP). Esta frequência horária de transmissão de SYNOPs pode ser alterada para cada estação, com frequências que podem variar entre os 10 minutos e as 24 horas.

Os ficheiros das EMAs correspondentes aos arquivos com os valores das grandezas meteorológicas e dos respectivos parâmetros estatísticos, integrados em 10 e em 60 minutos, são transmitidos juntamente com cada SYNOP, pelo que a respectiva frequência de transmissão para os concentradores é a mesma que está definida para os SYNOPs. As EMAs também elaboram e transmitem automaticamente, uma vez por mês uma mensagem codificada contendo toda a informação meteorológica relevante do último mês, em termos de valores médios e de desvios em relação à normal (comunicado CLIMAT).

Para o funcionamento do sistema-rede, designadamente para a definição dos tipos de dados a transmitir e das frequências de transmissão, foram também tidos em conta outros factores, tais como a crescente necessidade de disponibilização de informação meteorológica em tempo real, com grande frequência e qualidade para fins de divulgação ao exterior (entidades e público em geral) e também a conveniência da integração automatizada de dados nos arquivos centrais do IM.

A recolha nos CRs dos alarmes transmitidos pelas EMAs, faz-se por um canal independente dada a prioridade destas mensagens. A chegada de um alarme a um CR é acompanhada por um sinal sonoro avisador de forma a que a mensagem possa ser visualizada em tempo real no respectivo monitor, o mesmo se passa no CN para onde é transmitida automaticamente e de imediato a mesma mensagem, afim de se tomarem as medidas que forem julgadas convenientes, quer a nível regional quer a nível nacional, e que poderá passar pela emissão atempada de avisos de catástrofes, naturais ou provocadas pelas actividades humanas, às autoridades competentes.

5. CALENDÁRIO DE ACÇÕES

Em 1991 e 1992 decorreram as acções relativas à definição da composição, localização e número de equipamentos para o sistema-rede, e à caracterização das especificações técnicas e de funcionamento pretendido para os diversos componentes, ao que se seguiu um concurso público internacional, para adjudicação do fornecimento, instalação, colocação em serviço e manutenção dos equipamentos e serviços correspondentes, com a consequente celebração de contrato com um consórcio internacional.

O plano de implantação previsto neste contrato indica a existência de três fases distintas:

1ª fase - 21 estações tipo I, 15 das quais no Continente, 4 nos Açores e 2 na Madeira; 3 concentradores regionais, 1 para o Continente, 1 para os Açores e 1 para a Madeira, e ainda 1 concentrador nacional. Nesta fase está também prevista a instalação de 5 EMAs adicionais nas regiões fronteiriças.

2ª fase - 1 estação tipo I e 23 estações tipo II, todas no Continente; 2 concentradores regionais também para o Continente. Ainda nesta fase está prevista a instalação das 24 EMAs adicionais nas regiões fronteiriças.

3ª fase - 19 estações tipo II, 10 no Continente, 5 nos Açores e 4 na Madeira.

A 1ª fase encontra-se actualmente concluída estando, no entanto, já a decorrer a 2ª fase com as obras de infraestruturas e início da instalação dos equipamentos nas correspondentes EMAs.

Como facilmente se pode deduzir, o sucesso do projecto passa também pelas características do sistema de telecomunicações adoptado para a comunicação de dados. Este tem que ser fiável para garantir a qualidade dos dados transmitidos, rápido para garantir a transmissão atempada dos alarmes e dos comunicados e também deverá ser pouco dispendioso. Em Portugal Continental e Madeira, o sistema que aparentemente mais se aproxima destas características, é, segundo alguns técnicos deste sector, o sistema telemóvel digital (GSM), cuja rede para transmissão de dados está ainda em fase de ampliação e de testes.

Assim, para os equipamentos da 1ª fase foram adoptadas soluções alternativas com recurso a linhas telefónicas da rede pública comutada. Para as 2ª e 3ª fases prevê-se a utilização das redes de telemóvel digital para a comunicação de dados entre as EMAs e os concentradores.

Referências

- Guide for Meteorological Instruments and Observing Practices, WMO nº8, 5th Edition, Secretariat of WMO, Geneve 1983;

- Guide on the Global Data Processing System, WMO nº305, Secretariat of WMO, Geneve 1982;

- Manual on the Global Observing System, WMO nº 544, Secretariat of WMO, Geneve 1981;

- Manual on Codes, WMO nº306, Secretariat of WMO, Geneve 1988;

- Weather Reporting - Volume A, WMO nº9, Secretariat of WMO, Geneve 1993;

- Guide to Climatological Practices, WMO nº100, 2nd Edition, Secretariat of WMO, Geneve 1983;

- Report Nº19 of CIMO - Some General considerations and specific examples in the design of algoritms for synoptic automatic weather stations, WMO/TD nº230, Geneve 1987;

- Report Nº47 of the CIMO Working Group on surface measurements - processing of surface wind data, WMO/TD nº452, Geneve 1991;

OBSERVAÇÕES METEOROLÓGICAS DA BAIXA TROPOSFERA EM REGIÕES COSTEIRAS DE PORTUGAL

R. A. C. Carvalho[1], V. M. S. Prior [2], L. F. Nunes[2]

RESUMO: No âmbito do apoio ao planeamento do território e às actividades socio-económicas, em particular dos pontos de vista agrícola, industrial e turístico, torna-se indispensável conhecer de forma detalhada a circulação atmosférica ao nível regional, nomeadamente nas regiões costeiras de Portugal, uma vez que mais de 70% da população e das actividades industriais estão concentradas numa faixa de 20 a 30 Km ao longo da costa oeste e as actividades turísticas e de lazer se concentram de forma significativa, na época estival, ao longo da costa Sul de Portugal.

Assim, este tralbalho, resulta da compilação de experiências e estudos realizados nas regiões costeiras, mas não queremos com isto menosprezar as regiões do interior do país, pois foram já realizadas experiências nas regiões do interior do país, em particular nas do Alentejo, sendo esta região objecto de estudos futuros, nomeadamente na interpretação de resultados obtidos em campanhas observacionais.

Palavras Chave: Observação, equipamento, brisas.

1. Introdução

No sentido de caracterizar a situação meteorológica nas regiões costeiras, o Instituto de Meteorologia (IM) tem vindo desde os finais dos anos 80 a executar vários programas específicos de observação meteorológica da baixa troposfera nas regiões costeiras de Portugal Continental, utilizando meios específicos de observação.

Referem-se aqui as campanhas observacionais da baixa troposfera realizadas em Portugal, equipamento utilizado e informação meteorológica disponível, assim como um resumo da análise dos resultados obtidos nas campanhas que tiveram lugar nas regiões costeiras Oeste e Sul, em particular os resultados sobre as características da camada limite em zonas costeiras, com destaque para as brisas do mar.

Os trabalhos e as experiências executadas enquadram-se no âmbito da execução dos Projectos "South European Cycles of Air Pollution", "Regional Cycles of Air Pollution in the West-Central Mediterranean Area", "Investigação sobre o regime das brisas costeiras" e "Investigação da estrutura termomecânica da baixa troposfera em Portugal".

---

1 Meteorologista Assessor Principal, Director do Departamento de Observação e Redes, Instituto de Meteorologia, Rua C do Aeroporto, 1700 Lisboa - Portugal

2 Meteorologista Superior de 1ª classe. Instituto de Meteorologia, Instituto de Meteorologia, Rua C do Aeroporto, 1700 Lisboa - Portugal

2. Campanhas observacionais

Durante o segundo semestre de 1988 e o primeiro trimestre de 1989, no âmbito do Projecto "Investigação da estrutura termomecânica da baixa troposfera em Portugal" desenvolveram-se e aperfeiçoaram-se técnicas de observação à superfície e em altitude e foi realizada a campanha experimental em Beja, em Março de 1989, com o objectivo de estudar as condições de formação e desenvolvimento de inversões de radiação correspondentes ao arrefecimento nocturno.

Desde o segundo semestre de 1989 até 1994 realizaram-se várias campanhas nas regiões costeiras para o estudo sobre a formação, desenvolvimento e extensão das brisas do mar e de terra.

No Quadro 1 indicam-se os locais, latitude, longitude, altitude, região, início e fim das campanhas meteorológicas referidas.

Quadro 1
Campanhas observacionais

Nome	lat.	long.	h(m)	região	início	fim
Beja	38º01'	7º52'	246	Continental	89/04/1	89/04/16
Leirosa/F.Foz	40º06'	8º52'	12	Costeira	89/08/89	89/08/2
C. Oceanog.	~38º20'	~9º04'	0	Oceânica	90/04/16	90/04/20
Sines	37º57'	8º53'	15	Costeira	90/07/10	90/08/3
T. do Outeiro	41º04'	8º27'	185	Continental	90/10/29	90/11/16
São Jacinto	40º39'	8º44'	8	Costeira	91/07/2	91/07/29
C. Oceanog.	~37º12'	~27º26'	0	Oceânica	91/0712	91/08/7
Aveiro	40º38'	8º39'	5	Costeira	92/08/24	92/09/8
Albergaria	40º41'	8º29'	138	Costeira	92/08/24	92/09/8
Bemposta	39º21'	8º08'	92	Costeira	92/08/24	92/09/8
Sta. Maria	37º00'	25º10'	20	Ilha	92/06/1	92/06/30
Olhão	37º01'	7º49'	2	Costeira	93/09/6	93/09/24
Estoi	37º05'	7º51'	95	Costeira	93/09/6	93/09/24
Mamodeiro	40º35'	8º35'	58	Costeira	94/08/24	94/09/8

Embora algumas das campanhas referidas no Quadro 1 não tenham tido como objectivo principal o estudo das brisas costeiras, estas são apresentadas uma vez que a informação recolhida poderá ser de interesse ao leitor, em estudos neste ou noutros domínios.

Para melhor identificação dos locais onde foram realizadas campanhas observacionais apresenta-se na Figura 1, um mapa de Portugal, com a indicação de alguns dos locais das campanhas e ano de execução.

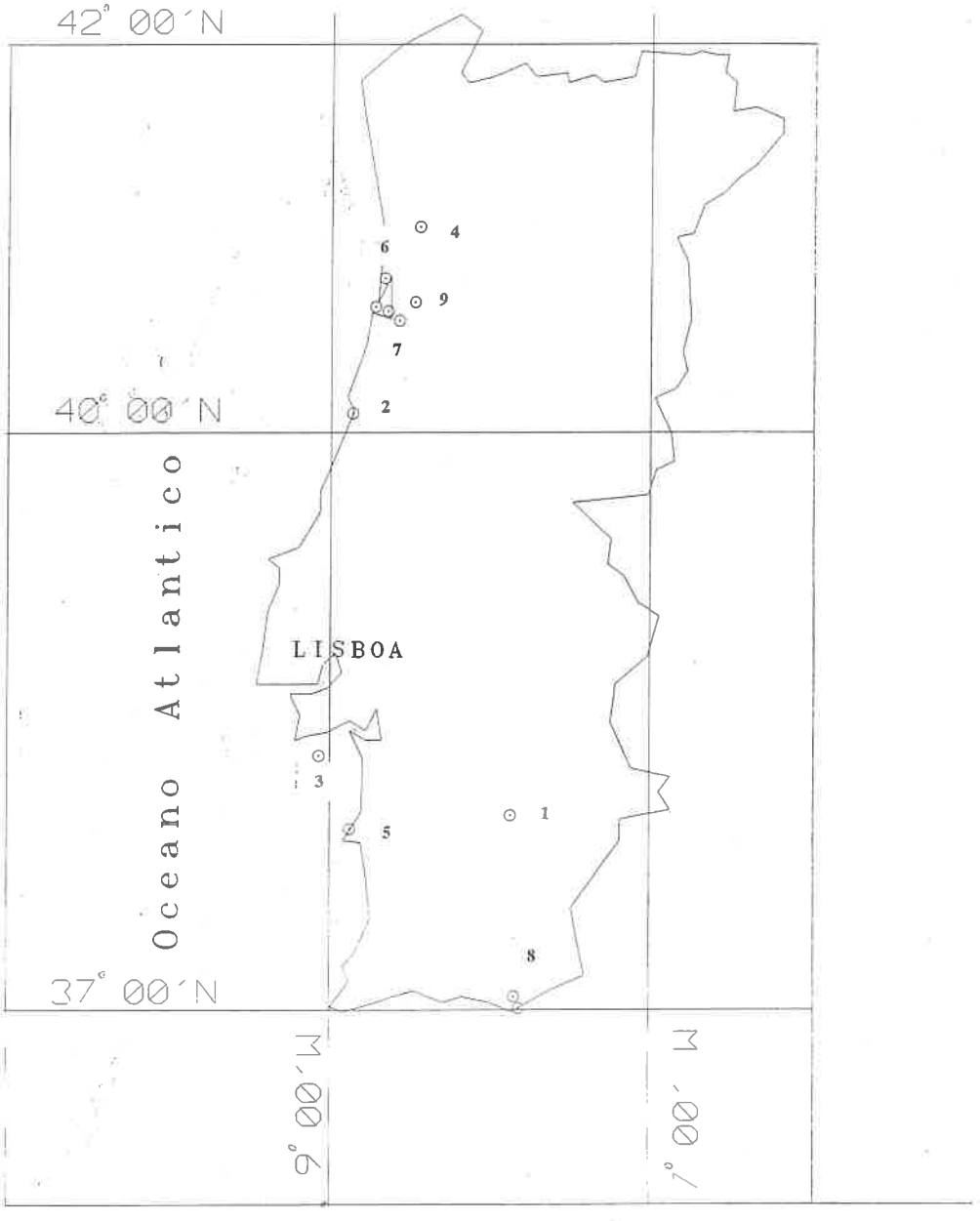


Figura 1 - Localização geográfica dos locais onde foram realizadas campanhas observacionais

1 - Beja (Março 1989)
2 - Leirosa/F. Foz (Julho/Agosto 1989)
3 - Cruzeiro Oceanográfico (Abril 1990)
4 - Tapada do Outeiro (Novembro 1990)
5 - Sines/Cabo (Julho/Agosto 1990)
6 - S. Jacinto/Aveiro (Julho/Agosto 1991)
7 - Aveiro/UA, Bemposta, Albergaria (Agt./Set. 1992)
8 - Sotavento do Algarve (Setembro 1993)
9 - Mamodeiro/Aveiro (Julho 1994)

3. Equipamento meteorológico

No Quadro 2 apresenta-se uma lista do equipamento, geralmente utilizado nas campanhas referidas.

Quadro 2
Equipamento meteorológico

- Torre meteorológica com sensores
- Minissonda
- Teodolito óptico
- Balões meteorológicos
- Sondas da temperatura do ar (AIR, VAISALA RS80)
- SODAR/Sensitron
- Echosonde/Radian
- Balão cativo com soda (P,T,U,DD,FF e O3)
- ADAS (Atmospheric Data Acquisition System)
- MARWIN (sistema portátil de radiossondagem)

Em todas as campanhas foram utilizados instrumentos clássicos de observação meteorológica à superfície.

4. Programas observacionais

As observações visuais e instrumentais de leitura directa à superfície foram executadas várias vezes por dia, em algumas campanhas a todas as horas ou de 3 em 3 horas e sempre que foram executadas observações em altitude, regra geral foram efectuadas leituras dos elementos meteorológicos que se apresentam no Quadro 3.

Quadro 3
Observaçoes visuais e instrumentais

OBSERVAÇÕES VISUAIS	OBSERVAÇÕES INSTRUMENTAIS
Nebulosidade total	Temperatura do ar
Quantidade e género de nuvens	Temperatura do termómetro molhado
Visibilidade horizontal	Pressão atmosférica
Tempo presente	Rumo do vento
Tempo passado	Intensidade do vento

As observações instrumentais, na camada limite superficial, foram realizadas essencialmente com sensores eléctricos instalados a diferentes níveis, em torre ou mastro meteorológico.

As observações aerológicas na baixa troposfera foram executadas de acordo com os seguintes programas:

a) Temperatura do ar

Temperatura do ar, com observações de 25 em 25m até 750m e de 75 em 75m até 1200m e de 150 em 150m até 3000m com minissonda ou de 25 em 25m até 3000m com ADAS e sondas AIR ou com sistema portátil "MARWIN" e sondas "RS80 -15" da Vaisala.

b) Rumo e intensidade do vento

Rumo e intensidade do vento médio em camadas de 75 ou 150 metros, dependendo do intervalo de tempo de observação e das velocidades ascencionais dos balões piloto que foram de 150 m/s quando o balão transportava sonda meteorológica e 190 m/s sem transportar sonda. Em regra foram executadas diariamente 4 a 6 sondagens do vento em altitude, utilizando a técnica do balão piloto.

c) Pressão atmosférica, rumo e intensidade do vento, temperatura e humidade do ar e ozono / BALÃO CATIVO

Com balão cativo e sondas foram executadas 2 a 8 sondagens por dia, dependendo esse número do valor da intensidade do vento à superfície, valores superiores a 5 m/s limitam a execução de sondagens com balão cativo. Foram executadas observações da pressão atmosférica, temperatura do ar, temperatura do termómetro molhado, rumo e intensidade do vento e da concentração do ozono. Os níveis com observações variaram entre 5 e 20m até aos 300 a 600m de altura. Por se terem executado sondagens com balão cativo, no limite da intensidade do vento permitida para este tipo de balão (6 a 8 m/s) perderam-se os balões e as sondas, nas campanhas de Leirosa 89, Sines 90, e Sotavento do Algarve 93.

d) Vento em altitude e estrutura térmica / SODAR e ECHOSONDE

Valores médios das componentes zonal (u), meridional (v) e vertical (w) do vento e respectivos desvios padrão (σu, σv, σw) e do rumo e intensidade do vento, em periodos de 30 ou 60 minutos, de 25 em 25 metros até ao alcance máximo (300 a 1000 metros) e estrutura térmica associada a diferentes cores.

5. Análise e interpretação das condições meteorológicas e dos resultados das observações

A análise de cartas meteorológicas e de imagens de satélite dos meses de Junho a Setembro de 1989 a 1994, em particular durante os períodos em que foram realizadas campanhas meteorológicas, permitem a caracterização da circulação atmosférica na baixa troposfera e a natureza das massas de ar presentes.

No Verão a situação meteorológica à superfície é mais frequentemente caracterizada pela existência de uma crista de altas pressões, associada ao anticiclone dos Açores que se estende pelo norte da península Ibérica e da depressão de origem térmica localizada sobre a península e com maior frequência sobre o sul ou o sudoeste da península.

Durante o mesmo período é frequente a região estar sob a influência de massas de ar tropical marítimo, sendo subsidente em grande parte dos dias, com a ocorrência de inversões da temperatura do ar abaixo dos 1000m.

Neste período é pouco frequente a passagem de superfícies frontais na península Ibérica.

5.1 Temperatura do ar

Na faixa costeira ocidental de Portugal Continental, a amplitude da variação diária da temperatura do ar não é muito acentuada, cerca de 7ºC, sendo a temperatura média diária da ordem de 21 ºC. A temperatura média horária varia aproximadamente entre 16ºC e 25 ºC, variando no entanto os valores extremos absolutos entre 14ºC e 35 ºC.

Reconhece-se ainda que os valores médios horários da temperatura do ar variam regularmente ao longo do dia, apresentando o mínimo pelas 5 UTC (cerca do nascer do Sol) e o máximo entre as 14 e 16 UTC. Deve no entanto salientar-se que entre as 10 UTC e as 12 UTC, assim como entre as 16 UTC e 18 UTC, se registam variações significativas da temperatura do ar à superfície, as quais resultam essencialmente da influência das variações do regime local e regional da circulação atmosférica na camada limite.

Com efeito, o decréscimo a partir das 10 UTC da taxa de aumento matinal da temperatura do ar está associada ao início da influência marcada da brisa do mar.

5.2. Humidade relativa do ar

Os valores médios horários da humidade relativa do ar à superfície no período de verão, variam de 70 a 90% a Sul do Cabo Carvoeiro e 80 a 95% a Norte do mesmo cabo. A variabilidade dos valores da humidade relativa do ar à superfície apresenta maior variabilidade entre as 9 UTC e 11 UTC e as 18 e 20 UTC, embora com valores muito pequenos, em regra inferior a 5%. Reconhece-se portanto que a variação diária da humidade relativa do ar corresponde ao regime característico das regiões costeiras, valores médios horários da ordem de 90%, pequena amplitude e com máximo de madrugada e mínimo durante o princípio da tarde, sendo no entanto de salientar, que a sua maior variabilidade durante o fim da manhã e o fim da tarde, está associada à variabilidade de ocorrência durante aqueles períodos do início e fim, respectivamente da influência característica da brisa do mar.

5.3 Intensidade do vento

A intensidade do vento à superfície durante o período de verão apresenta regime característico de verão em regiões costeiras. Verifica-se que a intensidade do vento se mantém praticamente constante durante a noite, período em que também são observados os valores mínimos. No início da manhã verifica-se um súbito aumento da intensidade do vento (cerca de 3 a 4 m/s) sendo o máximo atingido pelas 14 UTC.

A variabilidade da intensidade do vento é mais pequena durante a noite e princípio da manhã (<1,5 m/s) registando-se os maiores valores durante o dia.

O acréscimo significativo da intensidade do vento que se faz sentir entre as 8 UTC e as 12 UTC traduz a influência da brisa do mar cuja intensidade é crescente durante este período, podendo afirmar-se que na região costeira, em média, a sua intensidade máxima à superfície é da ordem de 2,5 a 3.0 m/s.

6. Estrutura termomecânica da baixa troposfera

6.1 Estrutura térmica

Os resultados das sondagens da temperatura do ar, caracterizam os aspectos fundamentais da estrutura térmica da baixa troposfera nas regiões da costa ocidental a sul de São Jacinto, designadamente no que se refere à variação do gradiente vertical da temperatura do ar e às características das inversões da temperatura do ar em altitude.

Durante o período diurno, na época Julho - Agosto, é muito frequente a ocorrência de gradientes verticais da temperatura do ar com valores da ordem de (-0.9ºC a -1.4ºC/100 m) na camada superficial da atmosfera que se estende até 100 a 400m de altitude.

A análise dos resultados obtidos até cerca de 1500m de altitude nas sondagens executadas durante o período diurno permite determinar a ocorrência de inversões da temperatura do ar em altitude assim como as suas característica, designadamente a altitude da base e a espessura da camada com inversão; com efeito é evidente a ocorrência de multiplas inversões abaixo de 3 Km, salientando-se a existência de várias inversões da temperatura do ar abaixo de 1500m, em regra duas e menos frequentemente 3.

A grande frequência de ocorrência de inversões na região durante o verão, resulta essencialmente de fenómenos de subsidência, características da circulação anticiclónica predominante na região e está associada à influência do anticiclone dos Açores, que em regra tem maior persistência no período de verão.

As inversões da temperatura do ar na região costeira ocidental, em que a base da inversão se encontra à superfície, ou a altitudes compreendidas entre 100 e 200m resultam da influência das circulações do

quadrante E " continentais" que durante esta época do ano transportam ar muito quente com origem no interior da península Ibérica.

6.2 Regime do vento na baixa troposfera

A análise dos resultados do vento à superfície na região costeira ocidental de Portugal Continental, mostra que durante o período diurno predominam ventos dos quadrantes NW e SW, enquanto durante o período nocturno predominam ventos dos quadrantes NE e SE.

Reconhece-se portanto o regime característico da ocorrência da brisa do mar durante o período diurno na região costeira ocidental da Península Ibérica, enquanto durante a noite predominam os ventos da circulação regional característica na época de verão.

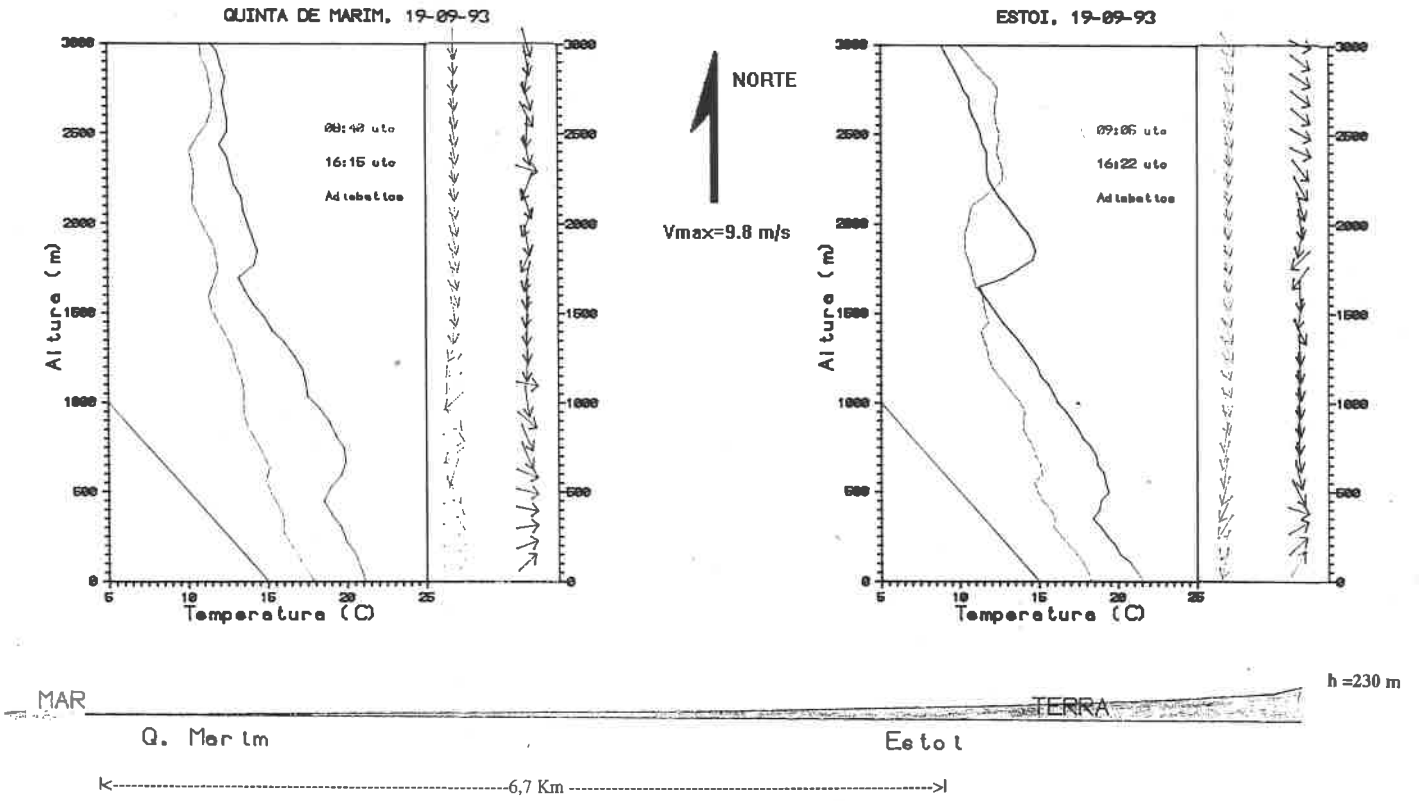
Verifica-se também uma variação diária muito significativa do vento, em que durante a noite as intensidades do vento inferiores a 3 m/s são as mais frequentes (cerca de 75%); no período da manhã observam-se intensidades do vento ligeiramente superiores (cerca de 35% das intensidades são superiores a 3 m/s) e um aumento significativo durante a tarde (intensidades do vento superiores a 3 m/s em 60% do tempo).

Dos resultados obtidos conclui-se que a intensidade do vento aumenta durante a tarde acompanhando a rotação do rumo do vento no sentido directo para o quadrante oeste, que em regra corresponde à intensificação da brisa do mar durante o fim da manhã e principalmente durante a tarde. Com efeito, reconhece-se que na região costeira ocidental da península Ibérica, durante o verão, é frequente a extensão vertical da camada em que a brisa do mar se faz sentir, ser da ordem de 100 a 300m durante a manhã (8 - 10 UTC), atingindo valores da ordem de 350 a 450 m no fim da manhã (11 - 12 UTC); durante a tarde a espessura da baixa troposfera em que se faz sentir a brisa do mar aumenta significativamente para valores de 600 à 900 m ao princípio da tarde (14 -15:30 UTC) e atinge os maiores valores ao fim da tarde (17 - 18 UTC) que são da ordem de 1000 a 1300m, raramente ultrapassando 1500m.

O máximo de intensidade da brisa do mar ocorre em regra ao fim da tarde, em que a componente de oeste apresenta valores de 5 a 7 m/s à altitude de 400 a 600m e mais raramente atingindo 8 m/s à altitude de 500 a 800m.

A circulação de retorno ("contra brisa") faz-se sentir na camada da baixa troposfera sobrejacente à da brisa do mar, isto é, na camada limitada inferiormente pelo nível em que a componente zonal é nula e que raramente ultrapassa 1500m de altitude, quando a brisa do mar atinge o seu máximo de desenvolvimento durante a tarde. Na Figura 2 apresentam-se graficamente os resultados das sondagens da temperatura do ar e do vento executadas em simultâneo em Quinta de Marim e Estoi, reconhecendo-se que o efeito da brisa do mar se faz sentir junto à costa logo no início da manhã, cerca das 9 UTC, enquanto que nas regiões mais afastadas da costa (cerca de 10 Km), à mesma hora, a brisa do mar não se fazia sentir.

Figura 2 - Perfis verticais do vento e da temperatura do ar em Quinta de Marim e Estoi
(Campanha observacional no Sotavento do Algarve - 1993)



7. Aplicação do modelo "Topographic Vorticity-Mode Mesoscale Model (TVM)"

No âmbito do Projecto SECAP, foi executada uma aplicação do Modelo TVM à costa ocidental de Portugal, nomeadamente às regiões de Lisboa, Setúbal e Sines. Da análise dos resultados da aplicação do referido modelo é possível concluir que os valores simulados até 24 horas, são representativos dos valores observados em estações meteorológicas da região seleccionada.

Com os resultados do campo do vento à superfície às 15 UTC do dia 31 de Julho de 1990, que se apresentam na Figura 3, verifica-se que na região costeira a sul da península de Setúbal ocorre uma rotação do rumo do vento, de 320º para 250º aproximadamente, enquanto que nas restantes regiões costeiras a rotação do rumo do vento é menos significativa (320º para 280º) aproximadamente.

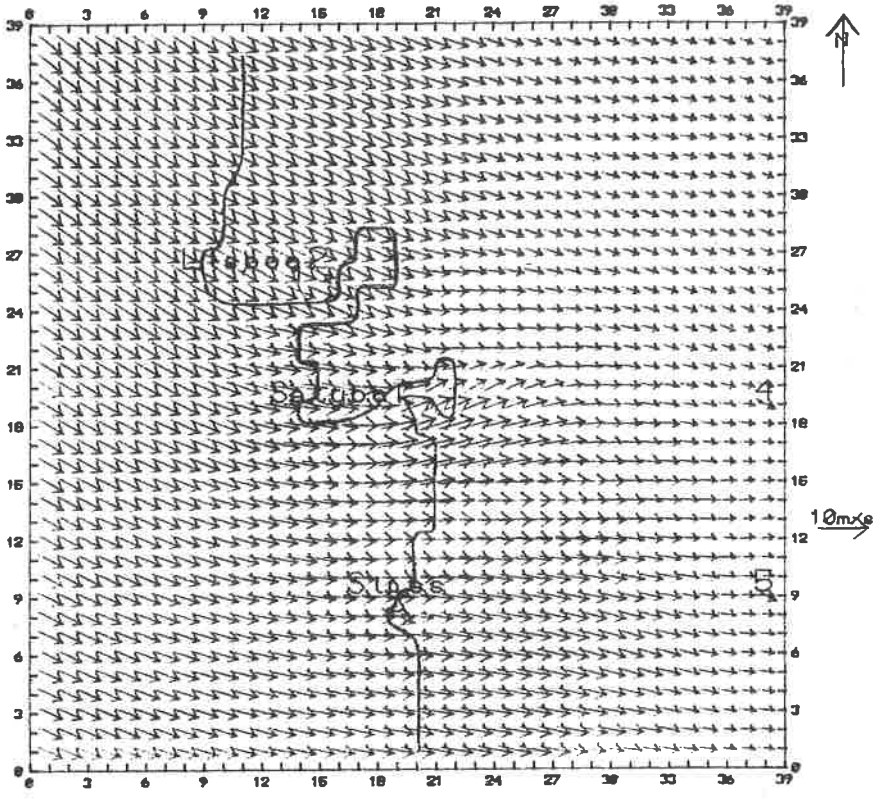


Figura 3 - Vento à superfície nas regiões de Lisboa, Setúbal e Sines (Resultados do modelo TVM para o dia 31 de Julho de 1990, às 15 UTC)

As referidas rotações resultam das influências conjuntas da configuração da linha de costa, entre o cabo da Roca e o Cabo Espichel (Setúbal), associada às cadeias montanhosas das serras de Sintra e da Arrábida, aos vales dos rios Tejo e Sado, às àreas urbanas da região e às diferenças de temperatura entre o oceano e o continente.

A complexidade da fisiografia da região da grande Lisboa, que se estende desde a serra de Sintra até ao estuário do Sado, incluindo o estuário do Tejo e a península de Setúbal, reduz a penetração da brisa em cerca de 20 Km, em comparação com as restantes regiões, onde a penetração da brisa atinge 50 a 60 Km.

No Quadro 3 apresentam-se os valores do rumo e intensidade do vento observados às 15 UTC nas estações meteorológicas de Lisboa/Portela, Lisboa/Gago Coutinho, Sines e Évora e os valores simulados com o modelo TVM.

Quadro 3
Valores observados e simulados

		Observados		Simulados	
Local	Nome/Estação	DD	FF	DD	FF
1	Lisboa/Portela	330	6.6	293	5.5
2	Lisboa/G. Coutinho	340	6.7	294	5.7
3	Sines	291	6.8	275	5.6
4	Évora	300	3.3	282	2.3

DD - Rumo do vento (graus) FF - Intensidade do vento (m/s)

A comparação dos resultados do modelo e dos valores observados permite concluir que os valores simulados apresentam um desvio do rumo no sentido directo, que variaram entre 18º e 46º em relação aos valores observados.

Relativamente à intensidade do vento, os valores simulados são geralmente inferiores (cerca de 1 m/s) do que os observados.

Nota: O modelo TVM foi cedido ao IM pelo Professor Bornestein da Universidade de S. José/USA.

8. Conclusões

A análise comparativa das grandezas meteorológicas registadas durante as campanhas observacionais ao longo da costa oeste de Portugal Continental, na época de Julho/Agosto, permite concluir que as condições meteorológicas registadas são as normais da época do verão, com predominância de massas de ar tropical marítimo subsidente.

Também as ocorrências de neblina matinal e de bruma são acentuadas, a primeira com origem em fenómenos de advecção, característicos das zonas costeiras no verão e a segunda resultante da grande frequência de circulações na baixa troposfera do quadrante E, que transportam partículas sólidas (poeiras) em suspensão, cuja origem é o norte de África e o interior da península Ibérica, onde as intensas correntes de convecção diurnas arrancam partículas sólidas da superfície, transortando-as para as camadas mais baixas da troposfera.

No que se refere ao estabelecimento e desenvolvimento da brisa do mar e com base na análise integrada dos resultados observacionais conclui-se que a brisa do mar se estabelece durante o princípio da manhã e se mantém até ao fim da tarde.

Na faixa costeira ocidental de Portugal Continental, a amplitude da variação diária da temperatura do ar, nos meses de Julho a Setembro, não é muito acentuada, cerca de 7ºC, sendo a temperatura média diária da ordem de 21ºC. A humidade relativa do ar varia entre 70 e 90 % a Sul do Cabo Carvoeiro e 80 a 90 % a norte do mesmo cabo. Relativamente à intensidade do vento, verifica-se que a intensidade do vento se mantém praticamente constante durante a noite, período em que também são observados os valores mínimos, durante a noite predominam à superfície ventos dos quadrantes NE e SE. No início da madrugada verifica-se um súbito aumento da intensidade do vento, cerca de 3 a 4 m/s, sendo o máximo atingido pelas 14 UTC, no período diurno predominam ventos dos quadrantes NW e SW.

DESENVOLVIMENTO DE UMA BASE DE DADOS EPISÓDICA DE EMISSÕES BIOGÉNICAS, COM ELEVADA DISCRETIZAÇÃO ESPACIAL

M. Nunes[1], C. Ferreira[2],N. Barros[3] e C. Borrego[4]

RESUMO

Neste trabalho descreve-se a metodologia adoptada para o desenvolvimento de bases de dados de emissões biogénicas, adequadas à modelação numérica da produção e transporte de poluentes fotoquímicos. Como objectivos de orientação, pretendeu-se obter uma elevada discretização quer temporal, quer espacial, coerentes com as necessidades de modelação dos fenómenos fotoquímicos de natureza episódica.

PALAVRAS-CHAVE: Emissões, emissões de florestas, base de dados de emissões, fenómenos episódicos, compostos orgânicos voláteis.

1. INTRODUÇÃO

As fontes biogénicas emitem vários compostos, nomeadamente o metano, o dióxido de carbono, o peróxido de azoto e os compostos orgânicos voláteis (COV). Dada a importância dos COV quer ao nível da produção fotoquímica como ainda o seu contributo para a deposição ácida, têm sido desenvolvidos esforços para incluir este tipo de emissões na modelação nuérica regional e global. A necessidade de inclusão das fontes biogénicas na base de dados de emissões, em particular as florestas, que em Portugal representam cerca de 35% da área do território continental (DGF, 1993), resulta ainda do facto de constituirem uma fracção importante das emissões de COV. Da análise do inventário CORINAIR/90, pode-se constatar que as emissões naturais dos COV constituem 68% destas emissões, sendo os restantes 32% devidos às actividades antropogénicas (Valadas *et al*, 1994).

Os COV de origem biológica, em especial os emitidos pelas florestas, abrangem um conjunto de compostos, destacando-se pela importância e melhor conhecimento das características das suas emissões o isopreno, o α-

[1] Engenheira do Ambiente, Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro (DAO/UA), estudante de pós-graduação em mestrado.
[2] Finalista de Engenharia do Ambiente, DAO/UA.
[3] Engenheiro do Ambiente, DAO/UA, estudante de pós-graduação em doutoramento.
[4] Professor Catedrático, DAO/UA.

pineno e os monoterpenos. Estes compostos são produzidos pela exudação das plantas, sendo os responsáveis, devido à condensação e formação de aerossóis, pela neblina azulada formada frequentemente sobre grandes áreas florestais. Por reacção com a luz solar, estes compostos podem dar origem à formação de radicais orgânicos que poderão entrar em reacção com outros poluentes (NOx por exemplo), podendo contribuir para fenómenos de poluição graves. Por outro lado, nas atmosferas rurais presume-se que este seja um dos mecânismos de remoção de SO_2.

A estimativa deste tipo de emissões reveste-se de muitas incertezas aos mais diversos níveis, nomeadamente na inventariação de fontes, variáveis meteorológicas e factores de emissão. Do ponto de vista das fontes, estas incertezas estão associadas ao tipo de cobertura do solo, em particular, a área específica de ocupação, a produtividade, etc. Em relação às variáveis meteorológicas algumas dificuldades surgem no que diz respeito à temperatura considerada (a da folha difere em alguma medida da do meio ambiente, o que influência directamente os processos fotossintéticos) e a radiação activa fotossintética (PAR) que, nem sempre tem o mesmo valor que a radiação solar medida (Guenther *et al*, 1991).

As espécies florestais encontram-se divididas em dois grandes grupos: as folhosas e as resinosas. Nas florestas portuguesas encontram-se como espécies folhosas dominantes o Carvalho, a Azinheira, o Sobreiro, o Castanheiro e o Eucalipto, e como resinosas os Pinheiros Bravo e Manso. As espécies resinosas emitem exclusivamente terpenos, sendo cerca de 50% α-pineno; as espécies folhosas emitem quer isopreno (cerca de 80% das emissões) quer terpenos, no entanto existem algumas espécies, nomeadamente o Sobreiro e a Azinheira, cujo comportamento é diferenciado, emitindo pouco ou nenhum isopreno (Pio *et al*, 1993).

As emissões dos diversos COV são afectadas pelos factores meteorológicos de modo diferente. Se por um lado as emissões de terpenos (monoterpenos e α-pineno) dependem apenas da temperatura, por seu lado, as emissões de isopreno são afectadas não só por este parâmetro, como também pela radiação solar, sendo praticamente nula na ausência de luz (Lamb *et al*, 1993).

Atendendo a estes aspectos têm sido desenvolvidos algoritmos que estimam as emissões de COV com base em coeficientes específicos, resultantes de estudos experimentais realizados em condições diversas e com várias aproximações.

Actualmente existe uma base de dados desenvolvida no DAO/UA, em formado ACCESS (Ferreira, 1995). Esta base contém dados de emissão sistematizados para Portugal Continental, recolhidos ao longo de varios anos, com resolução ao nível do concelho, podendo ser facilmente

actualizada. Embora contendo informação discretizada para vários tipos de fonte com características distintas (pontuais, tráfego, fontes antropogénicas dispersas, biogénicas, etc.), não permite uma desagregação diferenciada dos dados para escalas espaciais abaixo do concelho. A metodologia a seguir apresentada pretende ultrapassar esta limitação, especialmente ao nível das emissões biogénicas, implementando um método mais realista e adequado às necessidades dos modelos fotoquímicos.

2. METODOLOGIA

Neste trabalho foi desenvolvido um algorítmo de cálculo das emissões biogénicas, que baseia a sua estrutura nos factores de emissão desenvolvidos por Lamb (Lamb et al, 1993), recorrendo a dois tipos distintos de dados de entrada: a) dados meteorológicos, radiação e temperatura; b) dados de cobertura vegetal do solo (Nunes, 1994).

Tabela I - Factores de emissão utilizados para as diferentes espécies florestais (Lamb *et al*, 1993).

- *Resinosas*:

α-pineno:	E = [1.13 * exp(0.067 * T - 0.85)] / 3.19
monoterpenos:	E = [1.78 * exp(0.0729 * T - 1.332)] / 6.392

- *Folhosas emissoras de muito isopreno*:

α-pineno:	E = [0.06 * exp(0.067 * T - 0.85)] / 3.19
monoterpenos:	E = [0.33 * exp(0.0729 * T - 1.332)] / 6.392
isopreno:	E = [13.6 * 10**^{Y}] / 20.27
	sendo Y = { a / [1+exp[-b * (T-c)]] } + d

- *Folhosas não emissoras de isopreno*:

α-pineno:	E = [0.07 * exp(0.067 * T - 0.85)] / 3.19
monoterpenos:	E = [0.35 * exp(0.0729 * T - 1.332)] / 6.392

Os factores de emissão são específicos para cada tipo de vegetação, e refletem não apenas a influência da temperatura, mas também da radiação solar nas emissões biogénicas de isopreno, uma vez que, como foi referido anteriormente, as emissões dos outros compostos dependem exclusivamente da temperatura. De realçar que estes factores de emissão fazem a distinção das espécies folhosas em dois grupos: as que emitem muito isopreno e as que não emitem isopreno (tabela I). Existem também factores de emissão para as folhosas que emitem pouco isopreno, mas não foram incluídos no algorítmo de cálculo, uma vez que estas espécies têm uma expressão insignificante na floresta portuguesa.

Muito recentemente foi obtido um factor de emissão de terpenos pelo *Pinus pinaster* em Portugal (Valente, 1995) que não tendo sido incluído na metodologia utilizada neste trabalho, será um futuro desenvolvimento do mesmo.

Os parâmetros a, b, c e d da equação de emissão de isopreno são dependentes da radiação do modo evidenciado na tabela II, correspondendo a radiação activa fotossíntética (PAR), a sensivelmente metade da radiação solar (Delta-T Devices, Quantum Sensor, User Manual, 1986). Como não existem equações explicitas destes parâmetros em função dos factores meteorológicos, desenvolveram-se expressões que melhor se ajustassem aos dados da tabela, tendo sido utilizadas no algoritmo de cálculo das emissões.

Tabela II - Relação entre os parâmetros da equação das emissões de isopreno e a radiação fotossintética activa (PAR) (Lamb *et al*, 1993).

PAR	a	b	c	d
800	1.200	0.400	28.30	0.800
400	0.916	0.239	29.93	0.845
200	0.615	0.696	32.79	0.843
100	0.437	0.312	31.75	0.406

A fórmula geral de cálculo das emissões tem assim o seguinte aspecto:

$$E(x,v) = FE(x,v) * CBIO * A \qquad \text{(Eq. 1)}$$

onde E (x,v) é a emissão do composto X para a vegetação do tipo V, expressa em $g.h^{-1}$, FE é o factor de emissão correspondente, expresso em ($\mu g.g^{-1}.h^{-1}$), CBIO é o coeficiente de biomassa, expresso em $g.m^{-2}$ e A é a área de cada quadricula da malha considerada, expressa em km^2. Na estimativa das emissões foram usados valores médios dos coeficientes de biomassa, calculados com base na biomassa (peso seco) e área de ocupação (povoamentos puro e dominantes) totais dos 3 distritos abrangidos no domínio de aplicação (Lisboa, Santarém e Setúbal). Consideraram-se assim, para os 3 tipos florestais incluídos na tabela I (resinosas, folhosas emissoras de muito isopreno e folhosas não emissoras de isopreno), os valores 422 $g.m^{-2}$, 528 $g.m^{-2}$ e 482 $g.m^{-2}$, respectivamente (Ferreira, 1995).

3. APLICAÇÂO DO MODELO

A metodologia desenvolvida foi aplicada à região de Lisboa e envolvente que, *grosso modo*, estende-se de Peniche até a Sul da península de Troia numa área de 115 por 180 km^2 tendo a região da grande Lisboa no centro (figura 1). Topograficamente este domínio é caracterizado pela existência de dois grandes estuários, Tejo e Sado, que dominam uma parte importante da região. As bacias hidrográficas associadas são bastante abertas dando origem a planícies extensas (especialmente na bacia do rio Tejo). A linha de costa apresenta-se bastante sinuosa e com alguns acidentes orográficos de relativa importância. É o caso das serras de Montejunto (666 m), Sintra (528 m) e Arrábida (501 m).

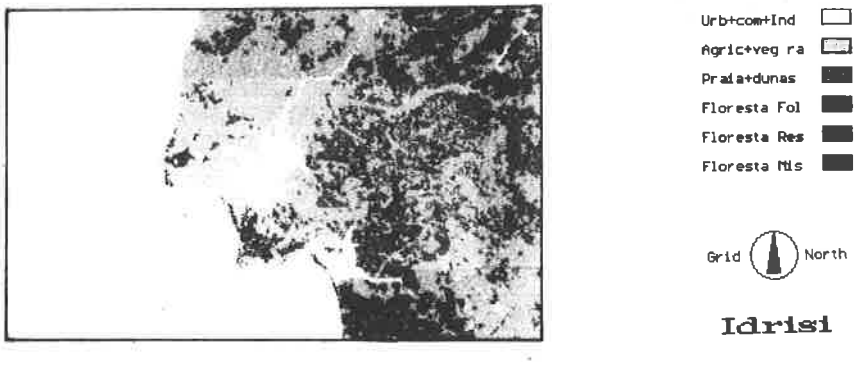


Figura 1 - Principais descritores do domínio de aplicação.

Trata-se de uma região densamente povoada, cerca de 3,5 milhões de habitantes, e com uma actividade industrial elevada, principalmente junto às duas cidades mais importantes, Lisboa e Setúbal, ao que corresponde um tráfego automóvel intenso. Nas ricas planícies aluvionares que se desenvolvem para o interior a partir dos estuários dos dois principais rios, Tejo e Sado, a actividade predominante é a agricultura e a criação intensiva de gado (Barros, 1994).

No ficheiro "Landcover" (base de dados obtida a partir de imagens de satélite - CORINE LANDCOVER CLASSES) as espécies florestais estão distribuidas por três classes distintas, a citar floresta de folhosas, de resinosas e mista. Uma vez que os algoritmos de cálculo de emissões consideram grupos florestais distintos, houve necessidade de fazer um estudo global à floresta da região de aplicação (povoamentos puros ou dominantes), por forma a determinar a área de ocupação relativa das diferentes espécies florestais. Assim, concluiu-se que nesta região, 30,3% da área florestal corresponde a espécies resinosas, ocupando as folhosas 67% e as restantes espécies apenas 2,7%. De entre as folhosas as espécies que não emitem isopreno são o Sobreiro e a Azinheira e a sua percentagem relativa à floresta de folhosas é de 66,3%, constituindo os restantes 33,7% as espécies que emitem muito isopreno (D.G.F., 1993).

Tabela III - Factores de correcção da área de cada quadrícula, no programa CEMBRAD, atendendo à distribuição por espécies da floresta portuguesa.

→ Área de quadrícula (A) = 0.25 * 0.25 km^2	
• Floresta de resinosas:	Ar = A
• Floresta de folhosas:	Af (emitem muito isopreno) = 0.337 * A Af (não emitem isopreno) = 0.663 * A
• Floresta mista:	Ar = 0.434 * A Af (emitem muito isopreno) = 0.226 * A Af (não emitem isopreno) = 0.444 * A

Os dados mesometeorológicos utilizados no exemplo de aplicação referem-se ao dia 4 de Agosto de 1992. Esta situação sinóptica típica de verão, foi caracterizada pela existência do anti-ciclone dos Açores que se estendia em crista pelo norte da Península Ibérica e por um sistema de baixas pressões localizado a Oeste das Ilhas Britânicas. Esta situação criava uma área dita de "pantâno barométrico" no domínio de cálculo com gradientes de pressão

quase inexistentes. Uma baixa pressão desenvolvida nas zonas altas e áridas da meseta Ibérica, produzia um vento fraco (3-4 $m.s^{-1}$) de N-NE sobre Portugal Continental (figura 2). A forte insolação dava origem, por seu lado, à formação de circulações de mesoscala (Coutinho *et al*, 1993).

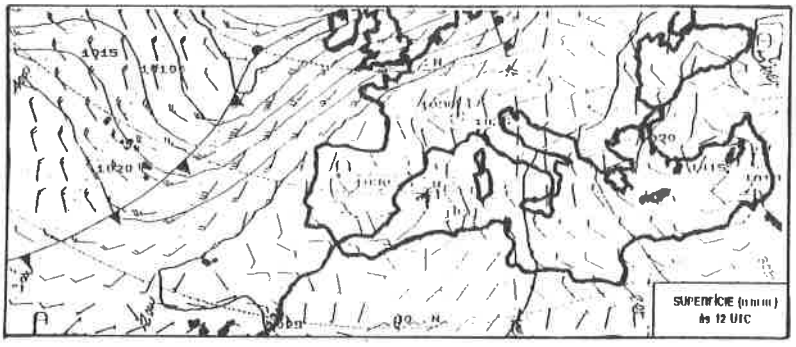


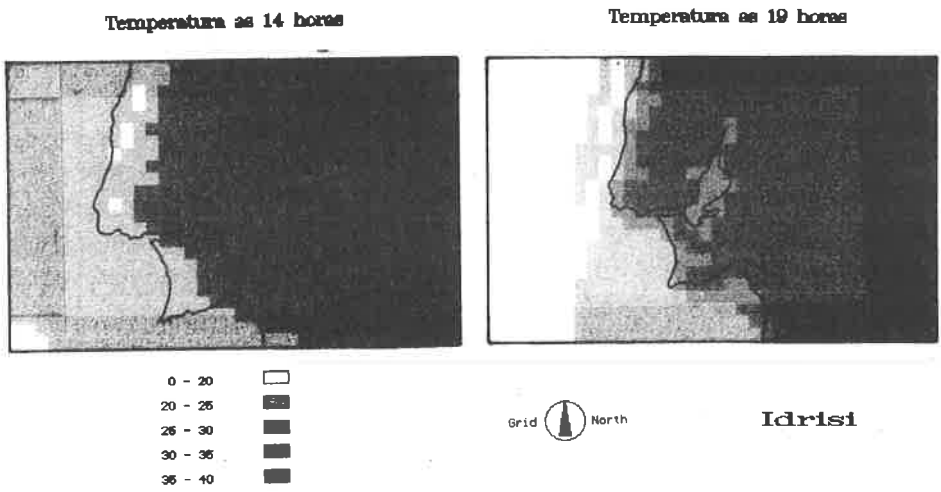
Figura 2 - Carta sinóptica de superfície para o dia 4/08/92 às 12horas UTC.

O modelo mesometeorológico utilizado no desenvolvimento dos dados meteorológicos é uma versão do **C**olorado **S**tate **U**niversity **M**esometeorological **M**odel (**CSUMM**), originalmente desenvolvido por Pielke (1974). A partir desta versão original, o modelo tem vindo a evoluir através de contribuições várias, das quais se destaca a última versão desenvolvida por Kessler e Douglas (1992), usada como base para este trabalho. O modelo inclui o cálculo dos fluxos de calor e parametrizações detalhadas para a camada limite superficial e atmosférica. Foi especialmente desenvolvido para a simulação dos escoamentos de mesoscala gerados pelo aquecimento superficial diferenciado (i.e. brisas costeiras) e em terreno de orografia complexa (i.e. circulações em encostas e vales) (Barros, 1994).

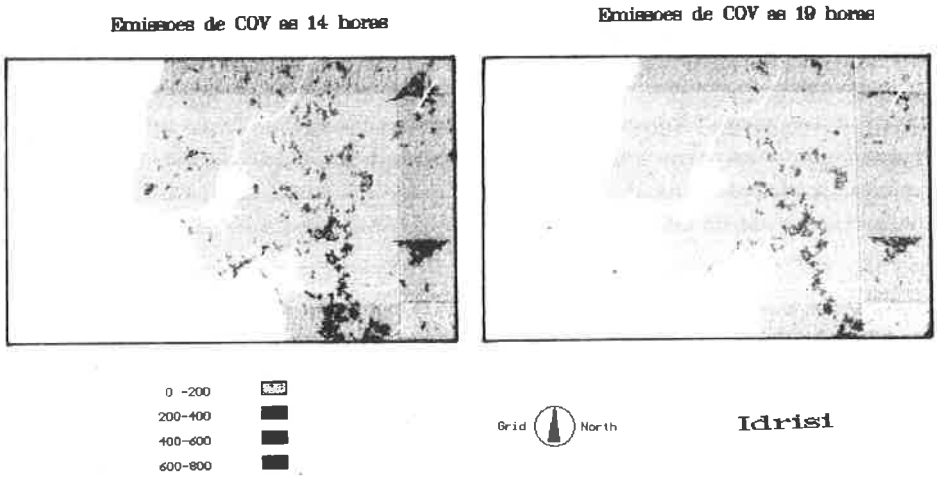
4. APRESENTAÇÃO DOS RESULTADOS

Para uma melhor visualização da distribuição das emissões calculadas e, coerente com a base de dados de cobertura do solo utilizada, recorreu-se ao tratamento de imagem das bases de dados horárias com um sistema de informação geográfica - IDRISI (Eastman, 1992 e 1993).

A título exemplificativo, são apresentados os resultados obtidos para dois cenário do dia 4 de Agosto de 1992. Nas figuras 3 e 4 estão representados os mapas de distribuição de temperaturas para as 14 e as 19 horas, às quais correspondem valores de radiação solar médios de 908 e 200 $J.m^{-2}.s^{-1}$, respectivamente. Nas figuras 5 e 6 estão representados os mapas correspondentes aos dois cenários de distribuição das emissões totais de COV, expressas em $g.h^{-1}$.



Figuras 3 e 4 - Mapas de distribuição de temperaturas às 14 e às 19 horas respectivamente, do dia 4 de Agosto de 1992.



Figuras 5 e 6 - Mapas de distribuição das emissões totais de COV (em $g.h^{-1}$), às 14 e às 19 horas respectivamente, do dia 4 de Agosto de 1992.

5. CONCLUSÕES

A metodologia desenvolvida neste trabalho permite obter uma base de dados episódica de emissões biogénicas, com base em dados meteorológicos, gerados numericamente a partir de uma situação sinóptica real. As bases de dados de emissão geradas apresentam uma discretização espacial e temporal bastante elevada, de acordo com a base de dados de ocupação do solo, e respondem de forma adequada tanto às variações de temperatura, como às de intensidade de radiação solar. A abordagem utilizada permite ainda, a segregação das emissões de COV pelos principais grupos de compostos (isopreno, α-pineno e monoterpenos).

A metodologia poderá ser objecto de actualização futura, pela introdução no algoritmo de cálculo, quer de factores de emissão, quer de coeficientes de biomassa, mais adequados à floresta Portuguesa. Em relação aos factores de emissão têm sido efectuados estudos para alguns tipos florestais dos mais ambundantes em Portugal, nomeadamente para o Pinheiro (já com alguns resultados publicados) e o Eucalipto.

Outra melhoria possível refere-se à introdução de factores de emissão para outro tipo de coberto vegetal, nomeadamente para espécies agrícolas e vegetação rasteira. Finalmente acrescente-se, que não foi ainda possível obter uma maior discretização espacial da radiação solar, bastante dependente da latitude e orografia do terreno, muito embora este aspecto seja considerado na metodologia desenvolvida.

AGRADECIMENTOS

Os autores gostariam de agradecer à JNICT (Junta Nacional de Investigação Cientifica e Técnológica - PRAXIS XXI) e à Universidade de Aveiro a Bolsa de Doutoramento do Engº Nelson Barros. Os autores agradecem ainda ao Instituto de Meteorologia pela disponibilização de dados meteorológicos necessários ao trabalho realizado.

BIBLIOGRAFIA

BARROS, N., 1994, "Modelação da Poluição Fotoquímica na Região de Lisboa", Dissertação para obtenção do grau de mestre em engenharia térmica, Dep. de Engenharia Mecânica, Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto.

COUTINHO, S., 1991, "Aplicação de um modelo inter-regional de qualidade do ar a Portugal", Dissertação para obtenção do grau de mestre em engenharia térmica, Dep. de Engenharia Mecânica, faculdade de Engenharia da Universidade do Porto.

DIRECÇÃO GERAL DE FLORESTAS, 1993, "Distribuição da floresta em Portugal Continental - áreas florestais por distritos, informação disponível em 1992".

DELTA-T DEVICES, 1986, Quantum Sensor User Manual.

EASTMAN, J. R. (1993),."IDRISI - version 4.1 update manual", Clark University, Graduate School of Geography, Worcester, Massachusetts, 01610, USA.

FERREIRA, C., 1995, "Actualização e desenvolvimento de uma base de dados de emissões para modelos de qualidade do ar", Relatório interno da disciplina de projecto, Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro.

GUENTER A. B., MONSON R. K. e FALL R., 1991, "Isoprene and Monoterpene Emission Rate Variability: Observations With Eucalyptus and Emission Rate Algorithm Development", Journal of Geophysical Research, vol. 96, nº D6.

LAMB B., GAY D., WESTBERG H. e PIERCE T., 1993, "A biogenic hidrocarbon emission inventory for the U:S:A: using a simple forest canopy model", Atmospheric Environment, vol 27A, nº11.

PIO, C.A., NUNES, T. e BRITO, S., 1993, "Volatile hydrocarbon emissions from common and native species of vegetation in Portugal", Air Pollution Research Report 47, Joint Workshop CEC/BIATEX of EUROTRAC.

NUNES, M., 1994, "Desenvolvimento de uma base de dados de emissões para modelos fotoquímicos de mesoscala", Relatório interno da disciplina de projecto, Departamento de Ambiente Ordenamento, da Universidade de Aveiro.

VALADAS, B. e GÓIS, V., 1994, "Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas - CORINAIR 90", Direcção Geral do Ambiente.

VALENTE, A., 1995, "Hidrocarbonetos naturais na atmosfera - Contribuição para a compreensão dos fluxos de emissão de hidrocarbonetos não metano pelo *Pinus pinaster* em Portugal", Dissertação para obtenção do grau de doutor, Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro.

IMPACTO DA ALTERAÇÃO DA TEMPERATURA SUPERFICIAL OCEÂNICA NA QUALIDADE DO AR DA REGIÃO DE LISBOA

[1]N. Barros, [2]A. Rocha & [3]C. Borrego

Palavras - chave : Qualidade do ar, alterações climáticas, Região de Lisboa

RESUMO

O principal objectivo desta comunicação é a investigação do impacto que as anomalias das temperaturas globais da superfície dos oceanos têm sobre as circulações atmosféricas em Portugal e as suas implicações na qualidade do ar. A região de Lisboa, pela sua importância industrial e populacional é um exemplo de uma região com elevados níveis de emissões e problemas de qualidade do ar associados à poluição fotoquímica. Nesta comunicação, a evolução da qualidade do ar na região de Lisboa, usando o ozono como indicador, foi simulada ligando um modelo meso-meteorológico com um modelo fotoquímico - sistema MAR. Os cenários sinópticos anómalos usados como condições iniciais pelo modelo meso-meteorológico foram gerados pelo modelo de circulação geral, Melbourne University General Circulation Model (MUGCM). Estes cenários resultaram de forçamentos de temperaturas superficiais oceânicas anómalas (SSTs) associadas a fenómeno El-Niño/Southern Oscillation (ENSO).

1. INTRODUÇÃO

O principal objectivo desta comunicação é a investigação do impacto que as anomalias das temperaturas globais da superfície dos oceanos tem sobre as circulações atmosféricas em Portugal e as suas implicações na qualidade do ar, particularmente na região de Lisboa.

A região de Lisboa, pela sua importância industrial e populacional é um exemplo de uma região com elevados níveis de emissão e problemas de qualidade do ar associados à poluição fotoquímica. Uma análise preliminar de dados de ozono recolhidos na estação da rua de "O Século" mostram que entre 1989 e 1992 o valor guia foi ultrapassado diversas vezes (Barros e Borrego,

[1] Doutorando, Dep. Ambiente e Ordenamento da U. Aveiro, tel. 370200, fax 29290, nelson@ci.ua.pt
[2] Prof. Associado, Dep. de Física da U. Aveiro, tel. 370200
[3] Prof. Catedrático, Dep. Amb. e Ordenamento da U. Aveiro, tel. 370200, fax 29290, Borrego@ci.ua.pt

1995). A necessidade de estudo desta região é tanto mais premente quanto é esperado um aumento das emissões de poluentes atmosféricos nesta área (Coutinho et al., 1992). Nesta perspectiva, a região de Lisboa foi usada neste trabalho como um caso de estudo.

Nesta comunicação, a evolução da qualidade do ar na região de Lisboa, usando o ozono como indicador, foi simulada ligando um modelo meso-meteorológico com um modelo fotoquímico - sistema MAR (Barros, 1994).

Os cenários sinópticos anómalos usados como condições iniciais pelo modelo meso-meteorológico foram gerados pelo modelo de circulação geral, Melbourne University General Circulation Model (MUGCM). Estes cenários resultaram de forçamentos de temperaturas superficiais oceânicas anómalas (SSTs) associadas ao fenómeno El-Niño / Southern Oscillation (ENSO).

2. O MELBOURNE UNIVERSITY GENERAL CIRCULATION MODEL (MUGCM)

No MUGCM os campos horizontais das variáveis de prognóstico são representadas pelas primeiras 21 harmónicas esféricas. O modelo tem nove níveis verticais e foi detalhadamente descrito por Bourke et al. (1977) e McAvaney et al. (1978). As alterações subsequentes foram documentadas por Simmonds (1985) e Simmonds et al. (1988). A radiação interage com o dióxido de carbono, ozono, vapor de água e nuvens cuja distribuição espacial foi prescrita para uma climatologia de Janeiro. As SSTs são igualmente prescritas no modelo. A climatologia do modelo foi avaliada por Simmonds et al. (1988). O modelo simula de uma forma credível a presente climatologia tal como ficou provado pelo programa de intercomparação de 14 GCMs (onde o MUGCM estava incluído) sumariado por Boer et al. (1991).

3. O SISTEMA MAR

O sistema MAR é constituído por dois modelos, um meso-meteorológico (o Colorado State University Mesometeorological Model (CSUMM) (Kessler e Douglas (1992)) e um fotoquímico de dispersão (o Urban Airshed Model (UAM) (Ames et al., 1985).). O sistema de interligação entre o modelo fotoquímico e o modelo meso-meteorológico consiste num pré-processador que gera, a partir dos campos das variáveis meteorológicas de interesse criados pelo modelo meso-meteorológico, os ficheiros "meteorológico-dependentes" compatíveis com o formato do modelo fotoquímico.

O modelo meso-meteorológico usado inclui o cálculo dos fluxos de calor e parametrizações detalhadas para a camada limite superficial e atmosférica. Foi especialmente desenvolvido para a simulação dos escoamentos de mesoscala gerados pelo aquecimento superficial diferenciado (i.e. brisas costeiras) e em terreno de orografia complexa (i.e. circulações em encostas e vales).

O modelo fotoquímico utilizado é um modelo Euleriano de transporte de poluentes atmosféricos de a longa distância de complexidade média. Permite o cálculo do campo tridimensional de concentrações num máximo de 20 poluentes inertes e reactivos, pela simulação de numerosos processos físicos e químicos atmosféricos não lineares. Em especial, este modelo permite a simulação de oxidantes fotoquímicos do qual o ozono é o principal componente.

4. OBJECTO DE ESTUDO

4.1 Descrição da região de aplicação

A região de modelação estende-se de Peniche a sul da península de Tróia numa área de 120 por 120 km^2 centrada na região da grande Lisboa (figura 1).

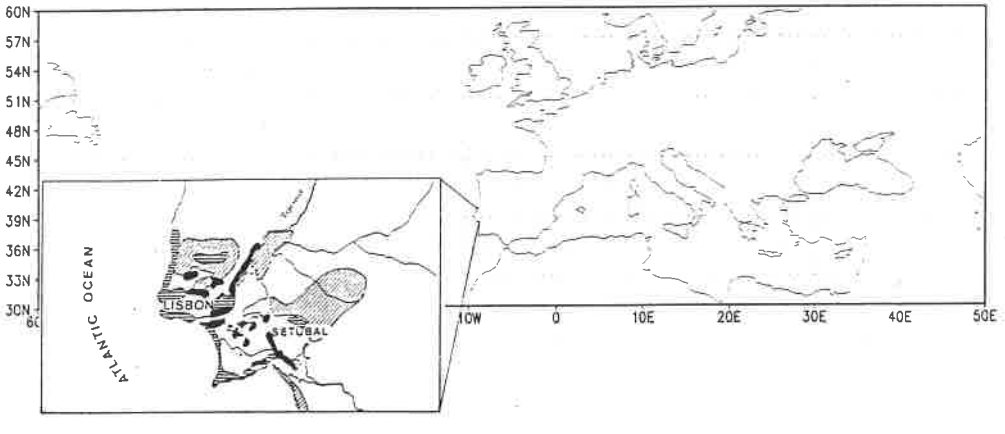


Fig. 1 - Principais descritores do domínio de aplicação. Zonas urbanas, ▦, zonas industriais, ■, zonas agrícolas/floresta, ▨.

Topograficamente este domínio é caracterizado pela existência de dois grandes estuários, Tejo e Sado, que dominam uma parte importante da região. As bacias hidrográficas associadas são bastante abertas dando origem a planícies extensas (especialmente na bacia do rio Tejo). A linha de costa apresenta-se bastante sinuosa e com alguns acidentes orográficos de relativa importância. Trata-se de

uma região densamente povoada, cerca de 3,5 milhões de habitantes, e com uma actividade industrial elevada, principalmente junto às duas cidades mais importantes, Lisboa e Setúbal, ao que corresponde um tráfego automóvel intenso. Nas ricas planícies aluvionares que se desenvolvem para o interior a partir dos estuários dos dois principais rios, Tejo e Sado, a actividade predominante é a agricultura e a criação intensiva de gado.

Parte das encostas das montanhas assinaladas está florestada com eucaliptos e/ou pinheiros. Para sul da região de Setúbal os montados de sobreiros e azinheiras são dominantes (Barros, 1994).

4.2 Condições iniciais de mesoscala

Foram realizadas dez simulações com o MUGCM em módulo perpetuo para Janeiro onde a atmosfera foi forçada com as SSTs para o evento ENSO de 1982-83. Na figura 2 são apresentadas a distribuição das SSTs anómalas relativamente à climatologia.

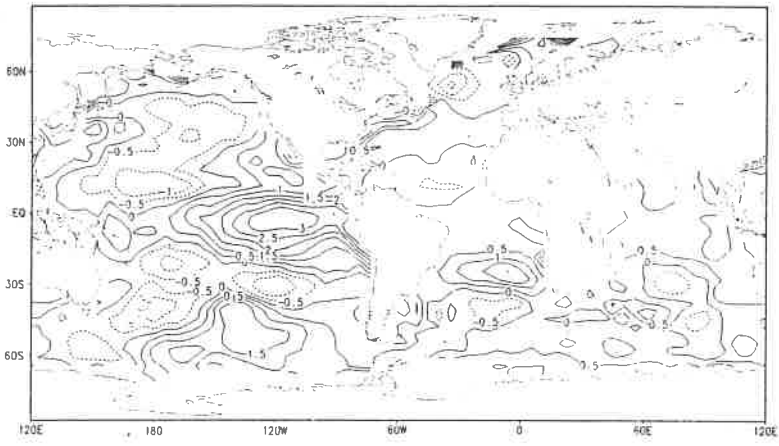


Fig. 2- Anomalias das SSTs associadas ao fenómeno ENSO (1982-83). O contorno tem intervalos de 0.5 °C.

Cada simulação foi inicializada por uma condição de partida diferente sendo posteriormente efectuada a sua média e comparada com uma simulação de controlo de 20 anos para SSTs da climatologia de Janeiro. Os perfis verticais das variáveis atmosféricas necessárias como condições iniciais pelo modelo de mesoscala foram extraídas do perfil da malha mais próxima da região de Lisboa. Foram obtidos dois conjuntos de condições iniciais; um para a

simulação de controlo e um outro para a simulação perturbada (condição de ENSO). Como resposta à condição de ENSO, as circulações atmosféricas no 1º nível na malha junto à região de Lisboa são mais intensas e sofrem um desvio de SSW para SSE.

Os campos de vento climatológicos (controlo) e de ENSO estão apresentados na figura 3. e 4., respectivamente.

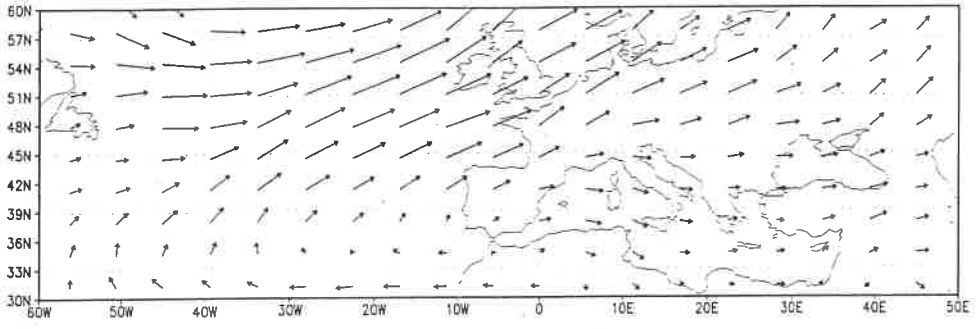


Fig. 3 - Campo de ventos para a simulação de controlo. O maior vector corresponde a 10 $m.s^{-1}$.

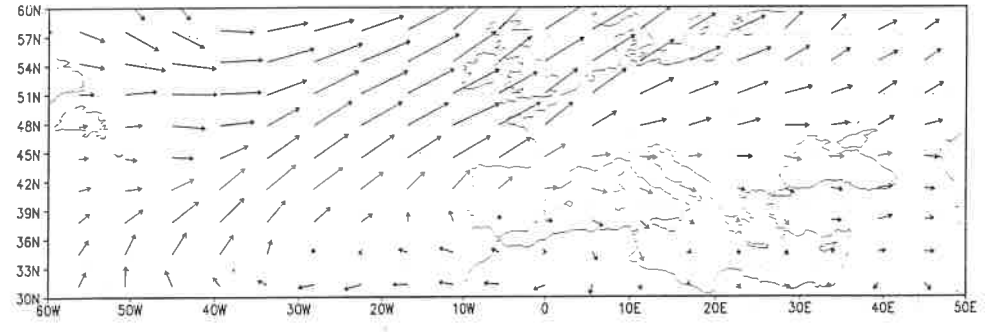


Fig. 4 - Campo de ventos para a simulação de ENSO. O maior vector corresponde a 10 $m.s^{-1}$.

4.3 Qualidade do ar e emissões

Outro importante dado de entrada para os modelos de qualidade do ar, para além dos dados meteorológicos, são os dados de emissões, constituindo um dos

problemas mais difíceis de ultrapassar. Nesse sentido, foi realizado um trabalho de discretização espacial e temporal (só para as emissões dos transportes) até ao nível concelhio do inventário CORINAIR (Valadas e Góis, 1994) considerando-se concentradas nas sedes de Concelho as emissões em área. Adicionalmente a estas emissões, foi incluída uma base de emissões para 21 fontes pontuais (Barros, 1994).

As concentrações de fronteira foram especificadas considerando uma aproximação de ar limpo (Borrego et al., 1990). A enorme influencia do ar limpo transportado a partir do Atlântico bem como o resultado de campanhas executadas em zonas rurais e florestais foram considerados para a definição das concentrações dos diferentes constituintes (Coutinho et al., 1991).

Para este trabalho, as mesmas condições fronteiras e base de dados de emissões foram usadas para ambas as simulações.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Campo de ventos

Em ambas as simulações (controlo e ENSO) o campo de ventos simulado pelo modelo de mesoscala ao nascer do sol é caracterizado por escoamentos descencionais nas principais formações montanhosas localizadas no domínio. Sobre o vale do Tejo, no caso da simulação perturbada, o confronto entre as circulações anteriormente referidas e as circulações de SSE resultantes do forçamento sinóptico, leva ao desenvolvimento de zonas de estagnação caracterizadas por ventos muito fracos e de direcção indefinida. Em oposição a esta situação, na simulação de controlo, gera-se uma circulação bem definida de SW sobre o referido Vale.

Ao princípio da tarde, em ambas as simulações é modelada uma forte circulação de SW ao longo da linha de costa. Esta circulação apresenta-se mais uniforme para o caso da simulação de controlo. Nesta altura, o potencial térmico existente entre a terra e o mar não é suficiente para se gerar circulações de brisa de mar. As circulações de mesoscala apresentam um pequeno desenvolvimento espacial e as circulações no domínio são fortemente influenciadas pelo escoamento vindo do Atlântico resultante do forçamento sinóptico. No caso da simulação de controlo, esta característica está bastante mais presente.

Durante a noite, a circulação vinda do lado do mar é gradualmente substituída pelas circulações nocturnas de ventos descensionais nas principais encostas.

5.2 Resultados da simulação fotoquímica

O prognóstico de campo de ventos e de concentrações (10 m AGL) gerado pelo sistema MAR encontra-se nas Figuras 5-8. Foram seleccionados os resultados para as 10 e 15 horas locais.

Para a simulação de controlo, os precursores emitidos em Lisboa durante a manhã são transportados por uma circulação bem estabelecida sobre o vale do Tejo em direcção ao interior. Pelo contrário, para a situação de ENSO, este poluentes são parcialmente concentrados no vale do Tejo dado a existência da zona de convergência anteriormente referida. Esta situação leva ao desenvolvimento de valores elevados de ozono no local. Na figura 5 e 6 é possível verificar este fenómeno assistindo-se claramente um a desenvolvimento de níveis elevados de ozono sobre o vale do Tejo.

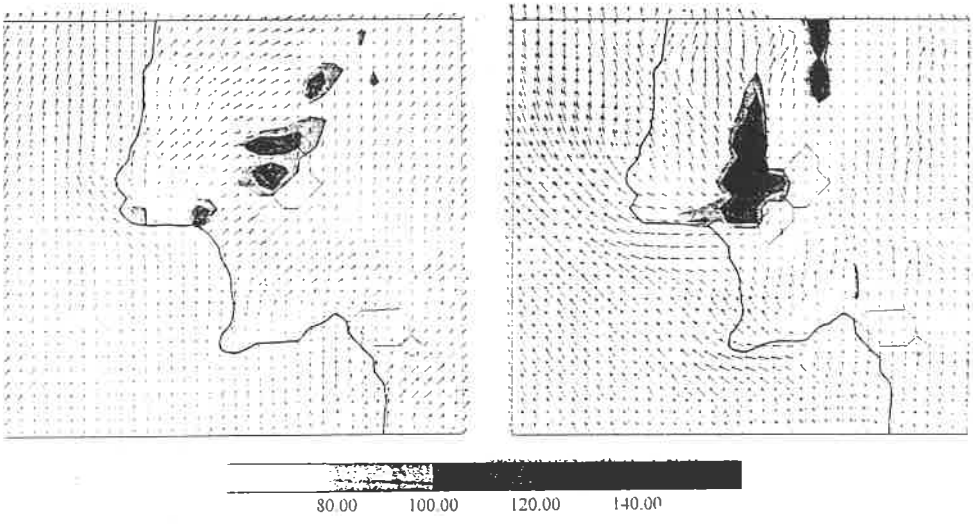


Fig. 5. - Campo de concentrações de ozono ($\mu.m^{-3}$) para as 10 horas locais. A escala da velocidade do vento é de 8 $m.s^{-1}$ por espaçamento de malha (simulação de controlo).

Fig. 6. - O mesmo que a Fig. 5. mas para a simulação de ENSO.

Pela tarde, uma circulação intensa vinda do lado do mar é simulada para ambas as situações. Isto leva ao transporte do penacho de ozono para o interior bem como a o transporte e dispersão dos percursores emitidos na região de Lisboa com a consequente queda dos teores de ozono (Fig. 7 e 8).

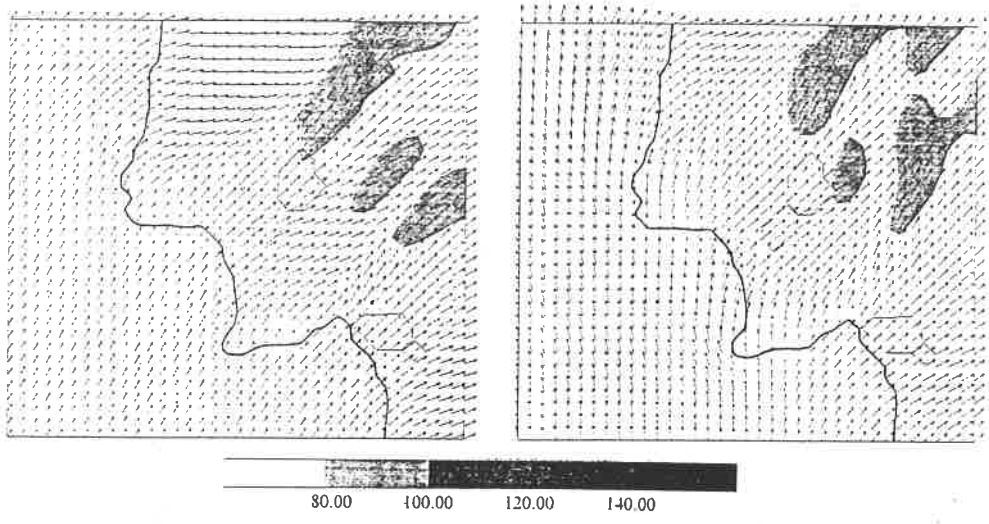


Fig. 7. - Campo de concentrações de ozono ($\mu.m^{-3}$) para as 15 horas locais. A escala da velocidade do vento é de 8 $m.s^{-1}$ por espaçamento de malha (simulação de controlo).

Fig. 8. - O mesmo que a Fig. 7. mas para a simulação de ENSO.

Pela análise do Figura 9 é possível verificar as diferenças significativas verificadas entre simulações de controlo e ENSO relativamente às concentrações máximas horárias de ozono.

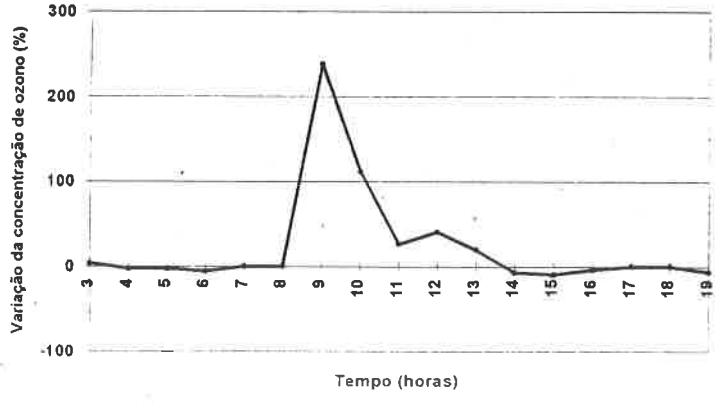


Fig. 9 - Variação da concentração máximo horária de ozono entre a simulação de controlo e ENSO.

6. CONCLUSÕES

As observações de rotina de qualidade do ar são frequentemente insuficientes para representar os padrões complexos de transporte e produção de poluentes fotoquímicos em zonas costeiras como a da região de Lisboa. O trabalho efectuado demonstra que a modelação é uma ferramenta essencial para o estudo de diferentes cenários de circulação sinóptica e seu impacto na qualidade do ar. Mesmo pequenas diferenças verificadas no forçamento de larga escala devido por exemplo a alterações globais, podem afectar as circulações de mesoscala.

A formação de regiões de estagnação em determinadas situações de forçamento sinóptico, podem ser particularmente críticas, representando áreas onde os poluentes se podem ir acumulando dando origem a valores elevados de concentração, em especial, para os poluentes secundários.

Este trabalho preliminar parece demonstrar que, de facto, um fenómeno do tipo do ENSO pode afectar a qualidade do ar da região de Lisboa.

Os resultados demonstram ainda que esta aproximação dita de "down-scaling" pode ser uma ferramenta útil na avaliação do impacto na qualidade do ar de forçamentos anómalos de larga escala.

AGRADECIMENTOS

Os autores gostariam de agradecer à JNICT (PRAXIS XXI) e à Universidade de Aveiro, Departamento de Ambiente e Ordenamento, pela bolsa de Doutoramento do Eng. Nelson Barros.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMES J., Myers T., Reid L., Whitney D., Golding S., Hayes S., Reynolds S., 1985, SAI Airshed Model Operations Manuals, *EPA/600/8-85/007, U. S. Environmental Protection Agency.*

BARROS, N., 1994, Modelação da Poluição Fotoquímica na Região de Lisboa. *Dissertação apresentada à Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Térmica.*

BARROS, N. and Borrego, C., 1995, Influence of coastal breezes on the photochemical production over Lisbon region. *Air Pollution 95 Proc.,* Porto Carras, Grece, 26 - 28 September.

BOER, G. J., K. Arpe, M. Blackburn, M. Déqué, W.L. Gates, T.L. Hart, H. le Treut, E. Roeckner, D. A. Sheinin, I. Simmonds, R. N. B. Smith, T. Tokioka , R.T. Wetherald, D. Williamson, 1991, An intercomparation of the climates simulated by 14 atmospheric general circulation models. Word Meteorological Organization/International Council of Scientific Unions Word Climate Research Programme, *Report Nº 15, WMO/TD* - Nº 425, 37 pp plus maps.

BOURKE, W. , B. McAvaney, K. Puri, and R. Thurling, 1977, Global modeling of atmospheric flow by spectral methods. *Methods in Comp. Phys. 17. General Circulation Models of Atmosphere*, ed. J. Chang, Academic Press, New York, 267-324.

BORREGO, C., M. Coutinho and J. Rua, 1990, Eulerian modelling of atmsopheric dispersion over Portugal: background concentrations and emission data preparation. *Proc. of 18th ITM on Air Pollution Modelling and its Applications* , NATO-CCMS, Vancouver, 13-17 May.

COUTINHO, M. and Borrego, C.,1991, Photochemical production on coastal areas of Portugal. *Proc. of 19th ITM on Air Pollution Modelling and its Applications , NATO-CCMS*, Ierapetra, Crete, Greece, 29 September - 4 October.

COUTINHO, M., A.I. Miranda, C. Borrego and J. Rua. 1992, Emissions trends in Portugal: a global perspective. *Proc. of the 85th Annual Meeting of the Air & Waste Management Association*, AWMA, Kansas City.

MCAVANEY, B. J., W. Bourke and K. Puri, 1978, A global spectral model for simulation of the general circulation. *J. Atmos. Sci.,* **35**, 1557-1583.

KESSLER, R.C. and S.G. Douglas, 1992: *User's Guide to the Systems Applications International Mesoscale Model*, SYSAPP-92/001. San Rafael, California.

SIMMONDS, I., 1985, Analysis of the 'spinup' of a general circulation model. *J. Geophys. Res.*, **90**, 5637- 5660.

SIMMONDS, I., G. Trigg, R. Law, 1988, The climatology of the Melbourne University General Circulation Model. Publication Nº 31, Department of Meteorology, University of Melbourne, 67 pp. (NTIS PB 88 227491).

VALADAS, B. and Gois, V., 1994, Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas - CORINAIR 90 Portugal. Direcção Geral do Ambiente.

TENDÊNCIAS EM PORTUGAL DO OZONO TOTAL E DA TEMPERATURA NA ESTRATOSFERA

D.V. HENRIQUES[1], F.R.S. CARVALHO[2]

Resumo: O ozono e a temperatura encontram-se em regra, positivamente correlacionados na baixa estratosfera e negativamente na alta estratosfera, no entanto, as respostas devido aos vários forçamentos em cada um dos casos podem complicar estas relações. A variabilidade da temperatura pode ter origens externas (solar, vulcânica) ou internas (planetária, ondas gravíticas, QBO, etc). Esta variabilidade pode resultar em variações quer no ozono total quer na concentração de ozono a um dado nível. Recíprocamente, as variações do ozono atmosférico poderão afectar a taxa de absorção de radiação de U.V. e I.V., resultando em variações na temperatura. Apresentam-se alguns resultados obtidos a partir de séries temporais de ozono total e da temperatura na estratosfera observadas em Portugal (Continental e Ilhas), por forma a detectar eventuais tendências na temperatura da estratosfera devidas as variações no ozono total, assim como comparações relativamente a outros locais situados aproximadamente à mesma latitude.

Palavras chave: ozono, temperatura, estratosfera.

1. Introdução

O interesse pelas relações entre a quantidade total de ozono (ozono total) e as condições meteorológicas remonta à época em que foram efectuadas as primeiras medições de ozono total de uma forma sistemática, utilizando espectrofotómetros desenvolvidos para o efeito (espectrofotómetros de Dobson). Nessa altura (1926), foi reconhecido que a temperatura da baixa estratosfera encontrava-se correlacionada positivamente com o ozono total, sendo portanto um indicador importante das circulações na baixa estratosfera.

[1] Meteorologista superior principal. Instituto de Meteorologia, Rua C do Aeroporto, 1700 Lisboa
[2] Meteorologista superior de 2ª classe. Instituto de Meteorologia, Rua C do Aeroporto, 1700 Lisboa

A importância do ozono estratosférico resulta do facto de ele absorver grande parte da radiação solar ultravioleta que atravessa a atmosfera, protegendo os seres vivos à superfície da terra. No entanto, o seu papel no clima da Terra não é menos importante. É muito provável que a existência de estratosfera se deva à presença de quantidades de ozono relativamente abundantes, o qual absorve a radiação solar de curto comprimento de onda, levando à um aumento de temperatura do ar com a altitude nesta região e originando a inversão de temperatura que caracteriza a tropopausa. Por outro lado, na baixa estratosfera, o ozono encontra-se "protegido" da destruição fotoquímica, permanecendo inalterado por periodos relativamente longos (meses) e podendo ser considerado prácticamente uma propriedade conservativa do ar.

Estes factos sugerem à possibilidade de encontrar uma relação entre o ozono total e a temperatura na estratosfera. Porém, esta relação é mais complexa do que *à priori* se poderia pensar, uma vez que o ozono é também um gás com efeito de estufa, pelo que não actua apenas como absorvente da radiação ultravioleta mas também de radiação infravermelha. O equilibrio radiativo resultante caracteriza o perfil termodinâmicamente estável da estratosfera, assim como a temperatura da tropopausa e, em certa medida, a estrutura térmica da troposfera.

Tudo isto justifica a necessidade de verificar até que ponto as alterações recentemente observadas na camada de ozono poderão afectar a temperatura da atmosfera e portanto o clima.

2. Dados

As observações de ozono em Portugal iniciaram-se em 1951 no S.M.N. (Serviço Meteorológico Nacional) na ilha de Santa Maria (Açores) com o Espectrofotómetro de Dobson nº13, cedido pela Comissão Internacional de Ozono para a realização de medições no âmbito do Ano Geofísico Internacional (1957/1958). Em 1960 este instrumento foi instalado em Lisboa (Estação Geofísica de Lisboa), mas apenas a partir de 1967 teve uma exploração regular. Desde 1978, o espectrofotómetro de Dobson nº13 encontra-se instalado na Estação Aerológica de Lisboa do I.M. (Instituto de Meteorologia).

Em 1988, o I.N.M.G. (Instituto Nacional de Meteorologia e Geofísica) adquiriu dois espectrofotómetros automáticos de Brewer actualmente instalados no Observatório Meteorológico do Funchal (1989) e no Observatório José Agostinho ém Angra do Heroísmo (1992), no âmbito de projectos de investigação (INMG/JNICT de 1987).

Em 1994 foi intalado um quarto espectrofotómetro no Observatório Meteorológico das Penhas Douradas, no âmbito do Projecto PIDDAC I22 (Fig.1).

Os valores de ozono total utilizados correspondem a valores médios diários de observações efectuadas com luz solar directa (DS) e nos pares AD. Os locais e períodos analisados foram:

Lisboa:	Janeiro de 1973 a Dezembro de 1993
Funchal:	Outubro de 1989 a Dezembro de 1993
A. Heroísmo:	Julho de 1992 a Dezembro de 1993

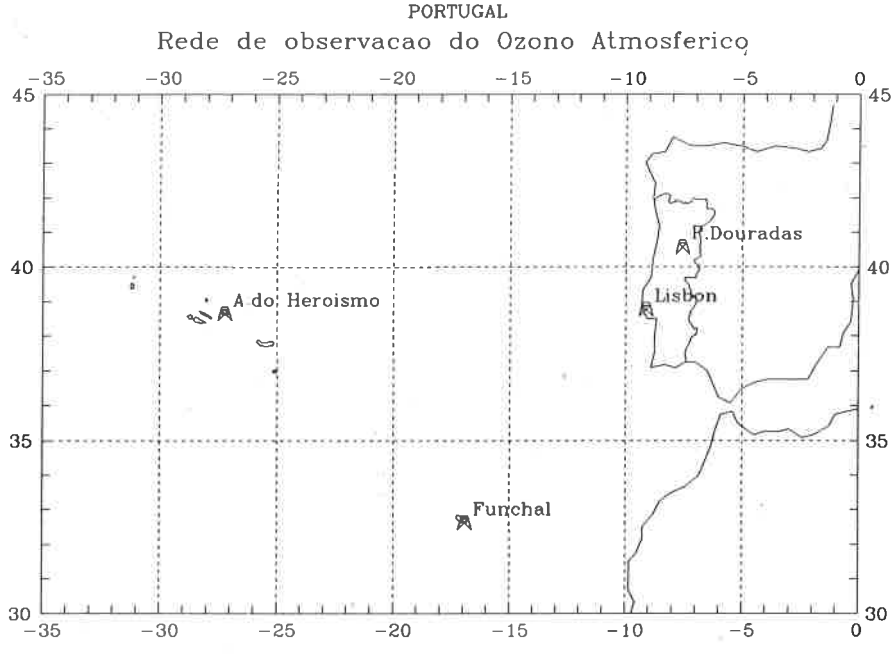


Fig 1 - Rede Nacional de Observação do Ozono Atmosférico

Os valores da temperatura da estratosfera correspondem aos valores observados nas sondagens aerológicas diárias das 12h TUC para o nível de 100 hPa. Neste caso, os locais e períodos analisados foram:

Lisboa:	Janeiro de 1984 a Dezembro de 1993
Funchal:	Janeiro de 1984 a Dezembro de 1993
Lajes:	Janeiro de 1984 a Dezembro de 1993

2. Resultados

Nas Figuras. 2, 3 e 4 apresentam-se as séries de médias móveis de trinta dias, para os três locais (Lisboa, Funchal e A.Heroísmo/Lajes) e para os dois parâmetros Ozono Total e Temperatura do Ar no nível de 100 hPa, para o período respeitante de 1984 a 1993.

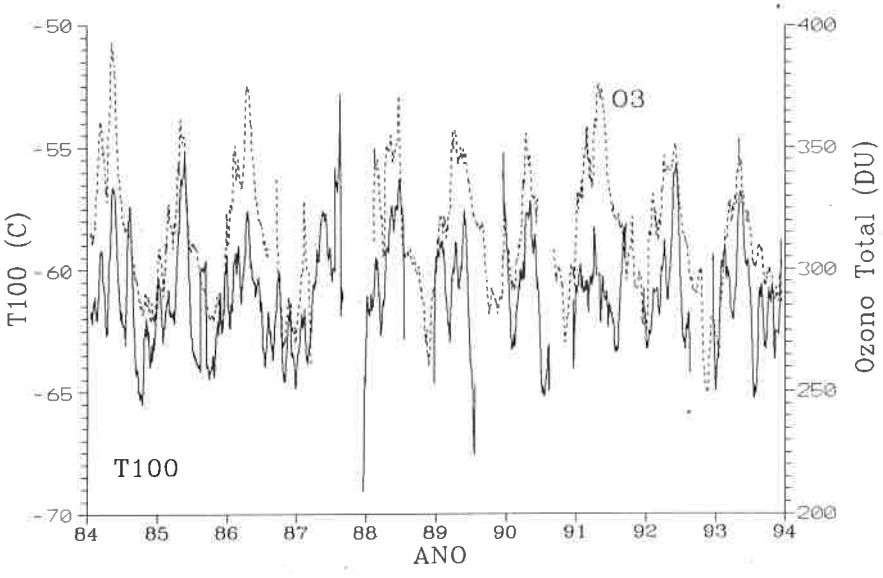


Fig 2 - Médias móveis de 30 dias para os valores médios diários de ozono total (O3) e da temperatura do ar (12h TUC) aos 100 hPa (T100) em Lisboa.

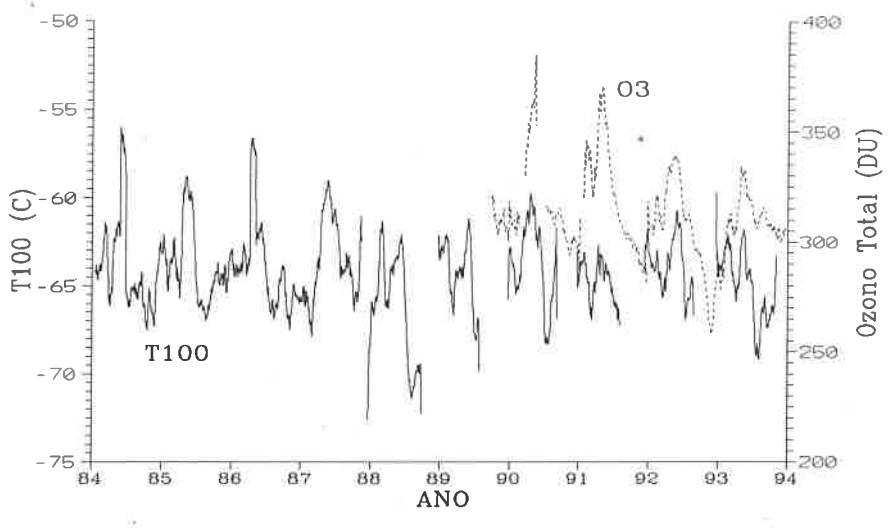


Fig 3 - Médias móveis de 30 dias para os valores médios diários de ozono total (O3) e da temperatura do ar (12h TUC) aos 100 hPa (T100) no Funchal

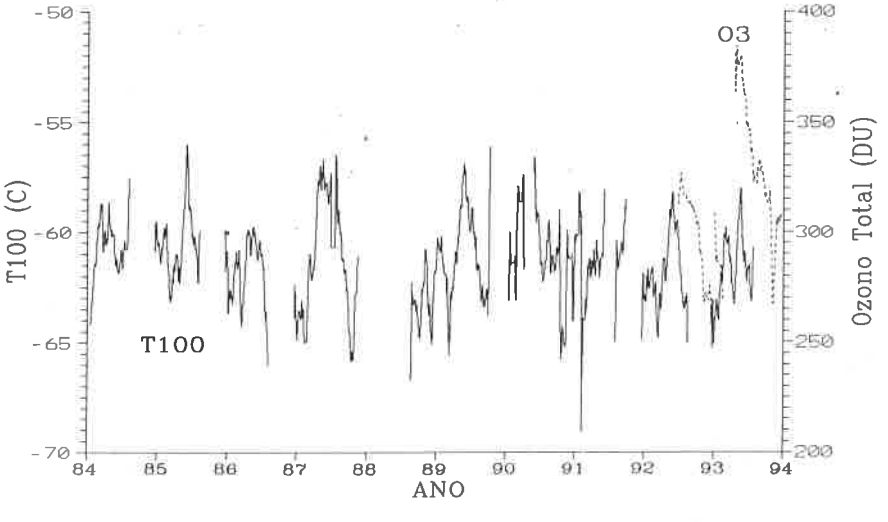


Fig 4 - Médias móveis de 30 dias para os valores médios diários de ozono total (O3) em A. do Heroismo e da temperatura do ar (12hTUC) aos 100 hPa (T100) nas Lages

Os coeficientes de correlação entre a temperatura e o ozono para cada um dos três locais estão indicados na Tabela I. Estes valores são semelhantes aos obtidos por Sir Charles Normand em Oxford durante 1951 (aprox. 0.6) .

Admitindo um modelo linear:

$$T_{100} = a + b \times O_3$$

obtiveram-se ainda resultados curiosos nos declives b (Tabela I).

Tabela I. Coefeicientes de correlação e declives estimados

Local	Coef. de correlação	Declive b (10^{-4} K/DU)
Lisboa	0.66	3.4
Funchal	0.41	1.4
Angra/Lajes	0.73	3.1

Na Tabela 2 encontran-se as tendências lineares obtidas para cada mês e ano.

Tabela II. Tendências mensais

MES	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Lisboa												
(K/ano)	.04	.02	.06	-.03	-.04	.01	-.01	.03	-.02	.28	-.02	-.16
(DU/ano)	-.06	-1.14	-.60	.41	-.76	.31	.03	.34	.10	1.44	-.72	.60
Funchal												
(K/ano)	-.01	.01	-.01	-.10	-.04	-.05	-.04	-.10	-.17	-.04	-.10	-.40
(DU/ano)	-.18	-.16	-.08	-.29	-.10	-.05	-.04	.03	-.05	-.05	-.18	.01

Neste caso, foram utilizados valores médios mensais. Cada média mensal foi obtida com pelo menos treze valores diários. Para o cálculo da tendência linear foi necessário estimar os valores médios mensais para os meses em falta. Para isso foram utilizadas as tendências mensais da Tabela II. Não foi possivel estimar a tendência para a estação de Angra do Heroísmo devido ao curto período de observações disponível.
Nas Figuras. 5 e 6 apresentam-se as séries de valores mensais de temperatura e ozono total completadas de acordo com o método descrito.

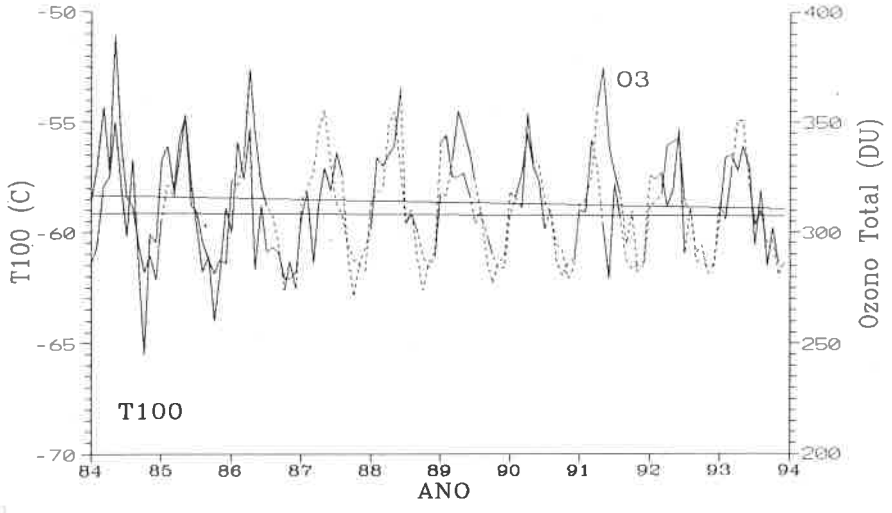


Fig 5 - Valores médios mensais do ozono total (O3) e da Temperatura do ar aos 100 hPa (T100) em Lisboa

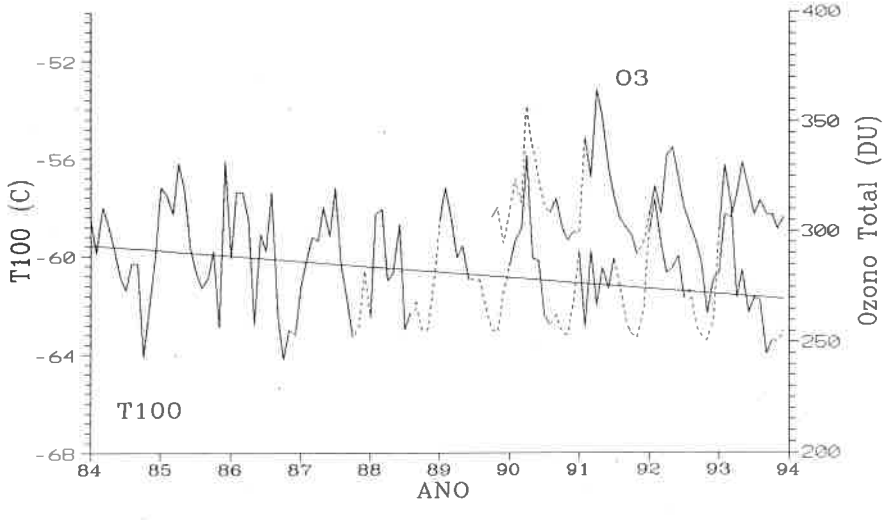


Fig 6 - Valores médios mensais do ozono total (O3) e da Temperatura aos 100 hPa (T100) no Funchal

Na Tabela III apresentam-se os valores das tendências lineares anuais:

Tabela III. Tendencias anuais

	K/ano	DU/ano
Lisboa	-0.013 ± 0.07	-0.60 ± 0.8
Funchal	-0.220 ± 0.06	-3.90 ± 2.2

E finalmente, na Figura 7 apresenta-se a série de valores mensais observados desde 1973, onde a tendência linear observada foi de apenas -8.4 10^{-3} ± 0.3 DU/ano.

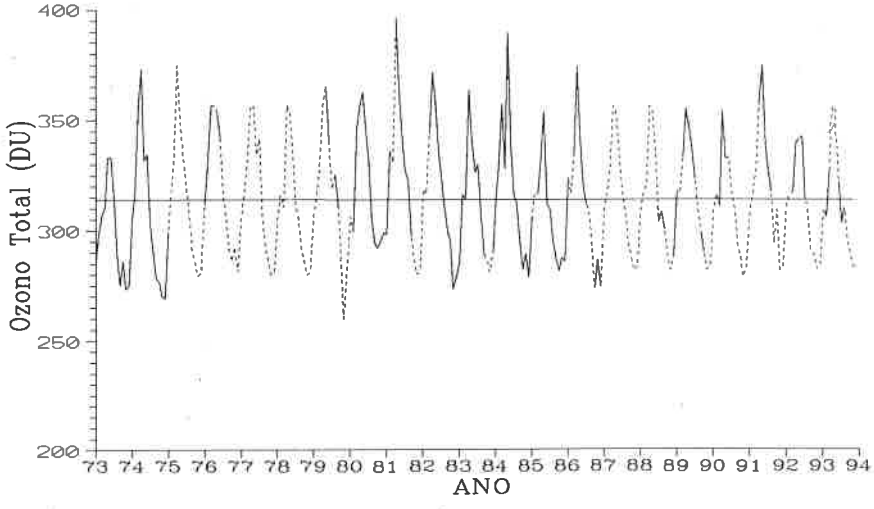


Fig 7 - Valores médios mensais do ozono total em Lisboa para o periodo de 1973 a 1993

4. Conclusões

O ozono total e a temperatura da estratosfera aos 100 hPa encontram-se correlacionadas positivamente. Deste modo, o arrefecimento da baixa estratosfera verificar-se-á principalmente nas latitudes médias em consequência da depleção da camada de ozono.

Os valores das tendências da temperatura observados em Lisboa (-0.1 K em dez anos) são consistentes com os observados globalmente (cerca de -0.3 K em dez anos) na baixa estratosfera e no sentido esperado devido à depleção do ozono observada. No entanto, a tendência da temperatura observada no Funchal é muito mais negativa (-2.2 K em cada dez anos !) devendo ser a mesma revista.

Verifica-se uma intensificação do decréscimo de ozono total em Lisboa no período de 1984 a 1993, relativamente ao periodo de 1973 a 1993. Na Tabela IV apresentam-se estimativas de tendências de ozono total observadas noutros locais situados entre 35°N e 45°N entre 1970 e 1991.

Tabela IV. Tendências observadas em vários locais situados entre 35°N e 45°N

LOCAL	Lat. (°N)	% em 10 anos
SAPPORO (JAPÃO)	43	-1.3 ±.4
BOULDER (USA)	40	-2.7 ± .4
VIGNA DI VALLE (ITALIA)	40	- .8 ± .4
CAGLIARI/ELMAS (ITALIA)	39	- .4 ± .5
LISBOA* (PORTUGAL)	38	- .0 ± .1
LISBOA** (PORTUGAL)	38	-1.9 ± .1
WALLOPS IS. (USA)	38	-1.5 ± .6
TATENO (JAPÃO)	36	- .9 ± .4

* (1973 - 1993)
** (1984 - 1993)

Referências Bibliográficas

Bower, F.A., Ward, R.B. 1982,, *Stratospheric Ozone and Man*CRC Press.

Craig, R.A.. 1965,*The Upper Atmosphere Meteorology and Physics*, Academic Press

Dobson, G.M.B. 1963, *Exploring the Atmosphere*, Clarendon Press - Oxford

WMO, 1988, *Report of the International Ozone Trends Panel: 1988*, Global Ozone Research and Monitoring Project - Report No. 18.
WMO, 1991, *Scientific Assesment of Ozone Depletion: 1991*, Global Ozone Research and Monitoring Project - Report No. 25.

EMISSÕES FUGITIVAS DE COMPOSTOS ORGÂNICOS VOLÁTEIS NUMA FÁBRICA DO SECTOR CERÂMICO

V. LIMPO(1), A. GONÇALVES(2), F. BARTOLOMEU(3), P. MARTINS (4)

***Resumo*:**

As emissões fugitivas de compostos orgânicos voláteis são geralmente consideradas como as que resultam de fugas deste tipo de poluente atmosférico em equipamento de processo. Estas têm uma contribuição apreciável no total das emissões antropogénicas destes compostos. É conhecida a necessidade de utilização de programas de monitorização e controle deste tipo de emissões em indústrias como as de polímeros, de química orgânica sintética ou refinarias de petróleo.
No presente trabalho procedeu-se a um plano de monitorização e detecção, de acordo com a metodologia da U.S. Environmental Protection Agency, para identificar componentes de equipamento com emissões fugitivas de COV no sistema de condutas de distribuição de gás para os queimadores de um forno cerâmico.
Tendo em conta os resultados obtidos, poder-se-á concluir que, apesar da indústria cerâmica não constituir um sector industrial onde este tipo de emissões seja típico, estas poderão ser significativas.
Este trabalho foi desenvolvido no âmbito de um programa de minimização de poluição aplicado nesta empresa.

Palavras-chave:

Emissões fugitivas; COV; indústria cerâmica

(1) Eng.º químico; ITIME / UDTA (*) ; tel.: (351) 716 51 41 / 81 ext.: 2240; fax: (351) 716 43 05
(2) Eng.ª química, ITIME / UDTA; " "
(3) Eng.ª química, ITIME / UDTA; " "
(4) Lic. em química tecnológica, ITIME / UDTA; " "

(*) Instituto de Tecnologia e Inovação para a Modernização Empresarial
Unidade de Demonstração de Tecnologias Ambientais

1 - INTRODUÇÃO

O progressivo maior conhecimento dos processos de formação do ozono troposférico e dos seus efeitos na saúde humana tem levado a um interesse crescente na medição e controle das emissões de compostos orgânicos voláteis (COV).

Como é conhecido, os compostos orgânicos voláteis são precursores na formação do ozono troposférico, nomeadamente por uma série de reacções fotoquímicas com os óxidos de azoto. Muitos COV possuem também influência directa na saúde pública pelo facto de serem cancerígenos.

As emissões fugitivas deste tipo de poluente atmosférico têm alguma importância no total das emissões antropogénicas de COV, possuindo já legislação e métodos de medição e controle em países como os Estados Unidos da América, a Alemanha ou o Japão.

Consideram-se normalmente emissões fugitivas de COV aquelas que correspondem a uma emissão difusa destes poluentes para a atmosfera, nomeadamente as provenientes de fugas nos equipamentos de processo (em válvulas, flanges, bombas, compressores, dispositivos de alívio de pressão, etc.) que se encontram em "VOC service", ou seja, que estejam em contacto com um fluido que contenha 10% ou mais de COV por peso. Mas também se consideram emissões fugitivas de COV aquelas que resultam de áreas abertas como estações de tratamento de águas residuais ou instalações de tratamento de solos.

Negligenciando aqui as fontes de área podemos então considerar como emissões fugitivas de COV aquelas que não ocorrem como parte do normal funcionamento do processo mas que resultam dos efeitos de idade do equipamento, falhas de manutenção ou incorrectas especificações do equipamento.

Existem numerosas indústrias que possuem significativas emissões fugitivas de COV, nomeadamente refinarias de petróleo, instalações de processamento de gasolina e gás natural, síntese de polímeros, química orgânica sintética, etc. No entanto, as fontes de emissão, os métodos de teste e os procedimentos de controle são muito similares para cada uma destas indústrias

De um modo geral, os regulamentos para controle deste tipo de emissões requerem a inspecção do equipamento de processo em intervalos de tempo pré-determinados e o providenciamento para a reparação das fugas e manutenção do equipamento.

Tomando aqui como referência a legislação americana, verificamos que, relativamente às normas de emissão, existem alguns factores que são

comuns a todas as indústrias, nomeadamente o nível de acção (definição de uma fuga), aplicabilidade (equipamento regulamentado), intervalo de inspecção (frequência de monitorização) e o intervalo entre a detecção e a reparação.

O valor de concentração base para definição de uma fuga é uma concentração igual ou maior a 10 000 ppmv, sendo este valor baseado na capacidade de localização e reparação de fugas nesta gama.

2 - PLANO DE MONITORIZAÇÃO E EQUIPAMENTO

Este trabalho foi realizado no âmbito de um projecto de investigação apoiado pela JNICT, cujo objectivo global consistiu no estudo de técnicas e/ou tecnologias de minimização de poluição no sector cerâmico.

Para o objectivo de detecção de emissões fugitivas de COV, foi delimitada a zona a monitorizar e que consistiu no sistema de tubagens para distribuição de gás propano para o forno de cozimento principal da fábrica. Procedeu-se em seguida à identificação de todos os componentes de equipamento a monitorizar e nos quais haveria potenciais fugas de COV.

Os procedimentos de monitorização foram realizados de acordo com o método 21 ("Determination of Volatile Organic Compounds Leaks") da U.S. Environmental Protection Agency.

Relativamente ao equipamento, foi utilizado um analisador de COV portátil, com linha aquecida e sistemas de autocalibração e selecção automática de gama controlados por microprocessador. Este analisador está equipado com um detector FID (Flame Ionization Detector) e respondeu aos requisitos do método, nomeadamente:

1) Segurança em atmosferas explosivas, possuindo o aparelho os circuitos de alta voltagem protegidos no interior e sistema de isolamento das linhas de gás combustível e da amostra;

2) O detector responde ao composto em causa (propano), com um factor de resposta (RF) <10 [6, 8]. Foi realizado a determinação do factor de resposta com um padrão de propano em ar com a concentração de 1985 ppmv. Obteve-se o valor de 0,39 para o RF.

3) Gama de medição de 0-10 000 ppmv, extensível a 100 000 ppmv com a sonda de diluição;

4) Tempo de resposta de menos de 2 segundos para atingir 95% do valor e caudal contínuo de amostragem de 2,1 l/min,

5) O aparelho foi calibrado com um padrão de 10 000 ppmv de metano em ar, tendo-se obtido uma precisão na calibração de 0,5 %.

Todo o equipamento monitorizado se encontrava em local acessível à amostragem, não tendo existido dificuldades neste aspecto. Também o facto de toda a zona sujeita ao plano se encontrar no interior da fábrica reduziu substancialmente possíveis interferências na detecção, como a existência de vento ou chuva.

3 - RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados do plano de monitorização encontram-se na tabela seguinte:

Tabela I - Resumo dos resultados obtidos no Forno de Cozimento

ID. * do equipamento	Tipo	Fluido	Concentração máx. (ppmv)	Obs.
16, 17, 17A	válvulas eléctricas, 1"	propano	< 500	FND**
18	união de rosca, 1"	propano	< 500	FND
19, 20	união de dupla rosca, 1" e 1/4"	propano	< 500	FND
21	tubos de ligação com rosca, 1"	propano	< 500	FND
22	válvula de globo fixo, 1/2"	propano	< 500	FND
23	válvula reguladora de pressão, NW 25 RMG 330 α	propano	>10 000	FD***
25, 25A	válvulas de globo com flange, NW 40	propano	< 500	FND
26, 26A, 26B	válvulas de globo com rosca, 1" ML	propano	< 500	FND
27	válvula primária, NW 40	propano	< 500	FND

* - Respeitou-se a ID do Equipamento dada pela Empresa.
** - Fuga Não Detectada.
*** - Fuga Detectada.

Na referida tabela os valores de concentração máxima dizem respeito aos valores obtidos nas superfícies do equipamento monitorizado e aos quais foram retirados os valores de concentrações ambiente local.

Há que referir que o objectivo do método 21 da EPA não é a determinação da concentração exacta das emissões, do seu caudal mássico ou a separação de compostos para análise. Este método é apenas utilizado para a localização e classificação de fugas no equipamento regulamentado, não sendo usado para a quantificação directa da emissão.

A válvula onde foi detectada uma fuga (ID 23) é um tipo de dispositivo de alívio de pressão. Estes dispositivos são geralmente desenhados para abrir quando a pressão de processo excede o valor desejado, permitindo a libertação do gás ou líquido até que a pressão do sistema seja retomada, após o que a válvula fecha novamente.

Como causas prováveis para a existência de fugas neste tipo de equipamento podemos referir corrosão do selo ou má recolocação na válvula após a operação de alívio de pressão.

A monitorização deste tipo de componentes necessita de algum cuidado, havendo que prestar atenção quer aos locais onde a sonda é colocada quer também ao funcionamento da própria válvula.

Relativamente ao desempenho do analisador utilizado neste tipo de medições, podemos referir como vantagens o facto de possuir um sistema de aquecimento regulável do detector e da linha de amostragem o que permite evitar os problemas de condensação da amostra. Isto permite também uma aproximação continuada da sonda na superfície do equipamento que está a ser monitorizado com uma consequente maior precisão na detecção dos pontos de fuga.

Como desvantagens podemos salientar a dependência de energia eléctrica no local ou o facto de o mostrador de leitura estar colocado longe da sonda dificultando a leitura imediata.

4 - CONCLUSÃO

Na realização deste trabalho pretendeu-se utilizar como referência a metodologia e regulamentação utilizada nos Estados Unidos da América referente às emissões fugitivas de COV. Haverá, no entanto que ter em consideração alguns pontos importantes, nomeadamente quer o facto da indústria cerâmica não se encontrar entre os sectores industriais onde este tipo de emissões seja relativamente importante, quer devido ao próprio composto orgânico volátil alvo de medição neste trabalho e seus efeitos. O

propano possui um potencial fotoquímico de geração de ozono (POCP - Photochemical Ozone Creation Potential)[1] que podemos considerar relativamente baixo.

Na óptica da exposição dos trabalhadores a este gás, as concentrações obtidas na atmosfera local dão-nos a indicação de não ultrapassarem o TLV-TWA (Threshold Limit Value - Time Weighted Average)[4] para o propano, apesar de estes valores não poderem ser directamente comparáveis neste caso.

Por último, há que ter em conta as razões económicas resultantes deste tipo de perdas nos processos industriais, vindo reforçar a utilidade dos programas de detecção e manutenção.

5 - Agradecimentos

Este estudo foi efectuado no âmbito de um projecto financiado pela Junta Nacional de Investigação Científica (JNICT) e contou com a preciosa colaboração da empresa onde foi efectuado.

6 - Referências Bibliográficas

(1) ANON. 1991. Protocol to the 1979 Convention on long-range Transboundary Air Protocol.

(2) FOUHY, K. January 1995. Sealing off Volatile Emissions. *Chemical Engineering.*

(3) Foxboro Company, March 1992. What you should know about fugitive emissions monitoring and the CENTURY OVA. Foxboro Publication nº 743.

(4) OSHA Safety and Health Standards. Revised July 1990. (29 CFR 1910)

(5) SUPRENANT, N. F. September 1990. Shutting off Fugitive Emissions. *Chemical Engineering.*

(6) US Environmental Protection Agency, August 1992. Organic Air Emissions from Waste Management Facilities Seminar Publication. US EPA Publication nº 625 / R - 92 / 003.

(7) US Environmental Protection Agency, December 1984. Fugitive VOC Emissions in the Synthetic Organic Chemicals Manufacturing Industry. US EPA Publication nº 625 / 10 - 84 - 004.

(8) US Environmental Protection Agency, March 1994. Control Techniques for Fugitive VOC Emissions from Chemical Process Facilities. US EPA Publication nº 625 / R - 93 / 005.

AVALIAÇÃO DAS CONSEQUÊNCIAS DE UM ACIDENTE HIPOTÉTICO NO RPI, POR SIMULAÇÃO MATEMÁTICA

R. TRINDADE, M. REIS, A. BROGUEIRA[1]

RESUMO

O principal objectivo deste trabalho consiste na avaliação das consequências radiológicas para o exterior, resultantes de um acidente hipotético no Reactor Português de Investigação (RPI), utilizando o sistema **COSYMA** (**CO**de **SY**stem from **MA**ria). O modelo foi aplicado segundo uma abordagem determinística e considerando dois cenários distintos, com e sem ocorrência de precipitação. Os resultados obtidos configuram valores de dose muito baixos (a mais elevada dose equivalente integrada a 1 ano, nas piores condições, varia entre 1,03E-04 Sv para a distância de 0,25 km e 1,03E-07 Sv a 15 km da fonte), não levando ao aparecimento de efeitos imediatos. Os valores de dose média na tiróide, pulmão e pele a 1 dia (4,13E-06 Sv, 2,88E-07 Sv e 1,71E-05 Sv, respectivamente) não justificam o desencadear de contramedidas, sendo bastante inferiores aos valores fixados pela AIEA para o efeito. As probabilidades de ocorrência de efeitos diferidos não têm significado em termos radiológicos.

Palavras chave: reactor nuclear, acidente, modelo de simulação, impacte, dose equivalente.

1 - INTRODUÇÃO

Com este trabalho pretende-se dar uma contribuição para a avaliação das consequências radiológicas no exterior (incluindo cálculo de doses e efeitos na saúde) resultantes de um acidente hipotético no Reactor Português de Investigação (RPI), através da utilização do sistema **COSYMA** (**CO**de **SY**stem from **Ma**ria) [CCE, 1993].

O RPI está localizado no Campus de Sacavém do Instituto Tecnológico e Nuclear (ITN), num edifício de contenção sem janelas e em betão reforçado. É um reactor de piscina, de núcleo aberto, moderado a água e com potência nominal de 1 MW [Oliveira, 1976].

O sistema COSYMA foi desenvolvido no âmbito do Programa CCE **MARIA** (**M**ethods for **A**ssessing the **R**adiological **I**mpact of **A**ccidents) com o objectivo de fornecer uma ferramenta de cálculo, a nível europeu, para

[1] Direcção Geral do Ambiente
Departamento de Protecção e Segurança Radiológica
EN 10, 2685 Sacavém
Tel: 9550021; Fax: 9941995

avaliação das consequências radiológicas provocadas por descargas na atmosfera de efluentes gasosos resultantes de potenciais acidentes nucleares, procurando aperfeiçoar as metodologias em uso e alargando o âmbito da sua aplicação aos países do sul da Europa.

Neste trabalho o modelo foi aplicado segundo uma abordagem determinística, considerando dois cenários distintos, com e sem ocorrência de precipitação, uma vez que os processos de deposição húmida podem contribuir significativamente para o aparecimento de efeitos imediatos na saúde.

2 - DEFINIÇÃO DO TERMO FONTE E METEOROLOGIA ASSOCIADA

Para o cálculo do termo fonte considerou-se o acidente resultante da queda de uma ferramenta de manipulação sobre o núcleo, acompanhada de ruptura de placas com combustível e consequente libertação de parte dos produtos de cisão presentes no núcleo para a água da piscina, posterior transferência para o edifício de contenção e rejeição na atmosfera através da chaminé de descarga. O inventário dos produtos de cisão susceptíveis de serem emitidos para o exterior encontra-se representado na Tabela I.

Tabela I - Actividade dos radionuclidos presentes no interior do recinto de contenção e respectiva radiotoxicidade

Radionuclido	Actividade (Bq)	Radiotoxicidade
^{85}Kr	$3,66\times10^{10}$	fraca
^{88}Kr	$5,78\times10^{11}$	moderada
^{131}I	$3,06\times10^{11}$	forte
^{133}I	$3,31\times10^{11}$	moderada
^{133}Xe	$6,39\times10^{12}$	fraca
^{135}Xe	$4,07\times10^{12}$	moderada
^{132}Te	$4,24\times10^{11}$	moderada

Considerou-se, ainda, uma emissão de 100% dos gases raros e 50% dos iodos e telúrio [Kollas et. al., 1984], com duração de 1 hora e altura de descarga de 19 metros (altura da chaminé).

As condições meteorológicas consideradas no momento da emissão são as que melhor reflectem a situação média para o local em estudo, com base em dados da estação meteorológica da Portela:

- velocidade média do vento de 5 $m.s^{-1}$;
- classe de estabilidade D (neutra);
- altura da camada limite de 560 m.

A avaliação de consequências foi efectuada considerando uma malha espacial de 72 sectores circulares, cobrindo as distâncias desde 250 metros a 20 quilómetros da instalação e para dois cenários distintos: sem e com ocorrência de precipitação no momento da descarga.

3 - DOSES POR EXPOSIÇÃO DE CURTO PRAZO

Após a ocorrência de uma descarga acidental de material radioactivo na atmosfera, a população pode ser irradiada através de diversas vias de exposição. Neste estudo foram consideradas as seguintes:

- irradiação γ externa por exposição directa à pluma;
- irradiação β externa devida à deposição de radionuclidos na pele e roupa;
- irradiação γ externa devida à deposição de material radioactivo no solo;
- irradiação interna por inalação da nuvem radioactiva;
- irradiação interna por inalação de material radioactivo proveniente de ressuspensão.

Os quatro órgãos seleccionados foram a pele, o pulmão, a tiróide e a medula por serem os mais afectados ou os que, a priori, poderiam integrar doses mais elevadas, levando a um maior risco de aparecimento de efeitos significativos na saúde [Brogueira e Reis, 1992].

Tabela II - Dose média nos órgãos (Sv) a duas distâncias do ponto de descarga, para diferentes períodos de integração

	1 dia		30 dias		365 dias	
	0,25 km	15 km	0,25 km	15 km	0,25 km	15 km
	sem precipitação					
Pele	1,71E-05	1;84E-08	1,00E-04	1,07E-07	1,03E-04	1,10E-07
Pulmão	2,75E-07	3,53E-10	7,39E-07	8,61E-10	7,57E-07	8,81E-10
Tiróide	4,11E-06	4,55E-09	3,30E-05	3,55E-08	3,46E-05	3,72E-08
Medula	9,32E-08	1,49E-10	4,11E-07	4,93E-10	4,28E-07	5,11E-10
	com precipitação					
Pele	1,71E-05	1,72E-08	1,00E-04	9,98E-08	1,03E-04	1,03E-07
Pulmão	2,88E-07	8,58E-10	8,15E-07	2,01E-09	8,35E-07	2,05E-09
Tiróide	4,13E-06	4,57E-09	3,32E-05	3,73E-08	3,49E-05	3,91E-08
Medula	1,06E-07	3,51E-10	4,82E-07	1,58E-09	5,01E-07	1,62E-09

Na Tabela II apresentam-se os valores estimados das doses para dois pontos diferentes, razoavelmente afastados entre si, da malha espacial em avaliação e considerando três períodos de integração.

A dose mais elevada é verificada para a pele (1,03E-04 Sv), à mais curta distância do ponto de descarga e no período de integração de 1 ano. Refiram-se ainda os valores relativamente elevados, no conjunto dos 4 órgãos referidos, das doses para a tiróide, cujos máximos ocorrem também no primeiro intervalo espacial, para o período de 1 ano e são, respectivamente com e sem chuva, 3,49E-05 Sv e 3,46E-05 Sv. O efeito da chuva, agravando generalizadamente as doses, como é patente ao longo da tabela, não é visível na dose à pele. Isso deve-se, porém, ao facto do modelo dosimétrico usado contabilizar a deposição na pele exclusivamente por via seca [Jones et. al., 1993].

Todos os valores de dose apresentados são, em absoluto, muito baixos não atingindo o limiar de dose para o aparecimento de efeitos imediatos na saúde (efeitos não estocásticos) [ICRP, 1990].

A análise dos valores estimados e as considerações feitas sobre a distribuição das doses, colocando como órgão mais exposto a pele, justifica no entanto uma reflexão mais detalhada sobre as doses para a tiróide que, devido à sua componente por contaminação interna acarretam, em geral, consequências mais graves para a saúde. Será, por isso, interessante comparar a contribuição das diferentes vias de exposição para a dose na tiróide, Fig.1.

Poder-se-á concluir que a via dominante é a inalação, em qualquer dos casos. Não obstante, constata-se o aumento relativo da importância das vias exposição externa ao solo e ressuspensão quando aumenta a distância ao ponto de descarga. A influência da chuva, apenas realça esta tendência.

4 - DOSES POR EXPOSIÇÃO DE LONGO PRAZO

A avaliação das doses a longo prazo, aqui entendido como um período de 50 anos, levou aos valores para as doses nos órgãos e para a dose efectiva que figuram na Tabela III.

Também neste caso as doses são, na generalidade, baixas. Porém, o valor dominante é o devido à tiróide (3,49E-05 Sv), à distância de 0,25 km e na situação de chuva. É para as mesmas condições e para o mesmo ponto que os restantes órgãos recebem a dose média mais elevada e a que, portanto, corresponde o maior valor de dose efectiva (2,28E-06 Sv).

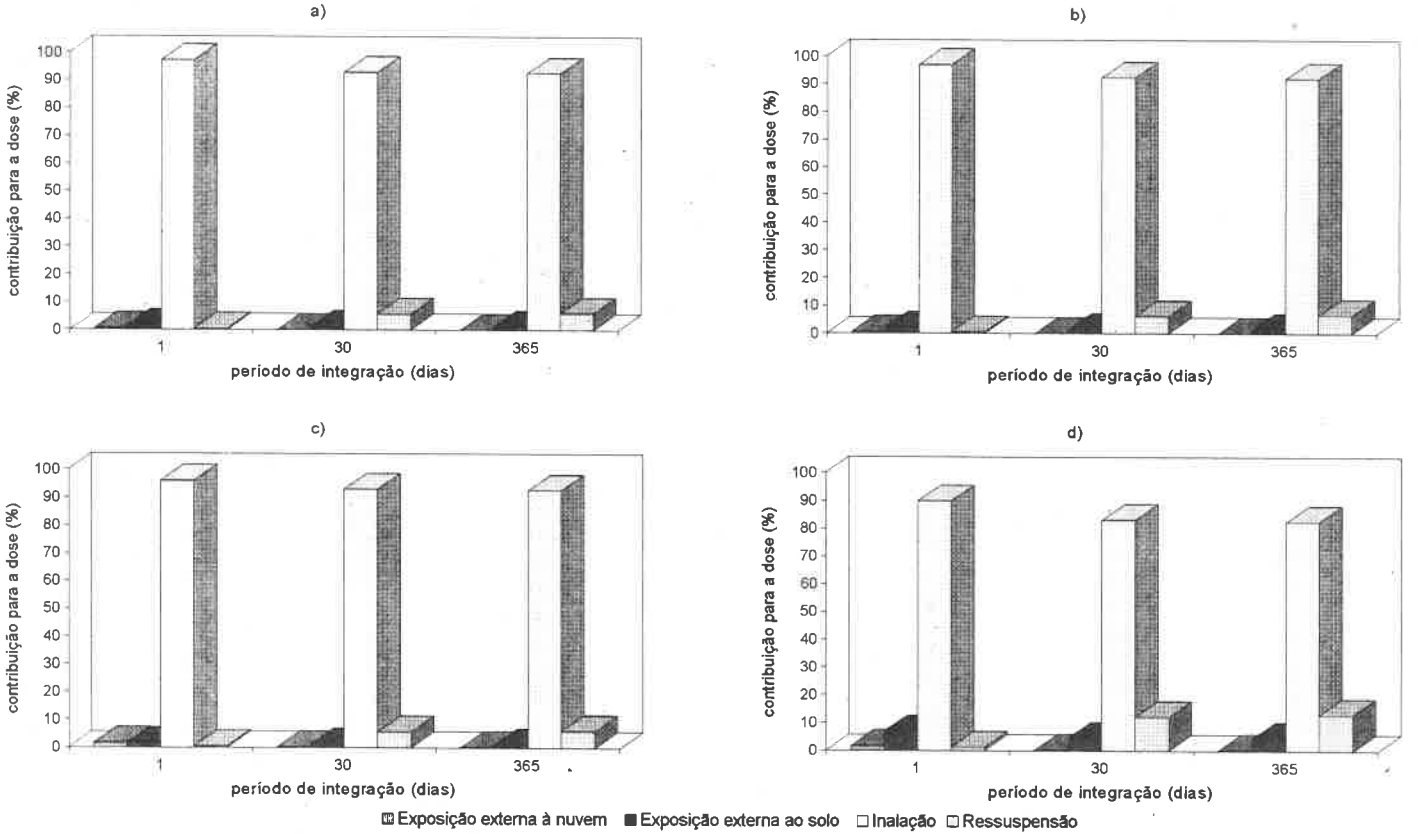


Fig. 1 - Contribuição das diferentes vias de exposição para a dose na tiróide: a) 0,25 km - s/chuva; b) 0,25 km - c/chuva; c) 15 km - s/chuva; d) 15 km - c/chuva

Tabela III - Dose média nos órgãos (Sv) e dose efectiva (Sv), a duas distâncias do ponto de descarga, integrada a 50 anos

	Dose média integrada a 50 anos (Sv)			
	Sem precipitação		Com precipitação	
	0,25 km	15 km	0,25 km	15 km
Pele	1,03E-05	1,10E-08	1,03E-05	1,03E-08
Pulmão	7,57E-07	8,81E-10	8,35E-07	2,05E-09
Tiróide	3,46E-05	3,72E-08	3,49E-05	3,92E-08
Medula	4,28E-07	5,11E-10	5,01E-07	1,62E-09
Dose efectiva	2,20E-06	2,42E-09	2,28E-06	3,57E-09

A análise dos resultados obtidos para a dose efectiva, em função das vias de exposição e da respectiva contribuição, Fig.2, leva à conclusão que a ocorrência de chuva é determinante na ponderação relativa das vias para a distancia de 15 km. Nesta situação a exposição externa ao solo (42%) assume importância semelhante à da inalação (48%).

Para a distância de 0,25km , o peso relativo de cada uma das vias parece praticamente independente da ocorrência de chuva. A apreciável diferença entre as duas situações deve-se, provavelmente, ao facto de, para o intervalo de 0,25 km, o tempo de interacção da chuva com a pluma ser demasiado pequeno para um arrastamento e depósito significativos do material radioactivo.

Na Tabela IV apresentam-se os valores resultantes da avaliação dos riscos de ocorrência de efeitos diferidos.

Tabela IV- Risco de aparecimento de efeitos diferidos

		Sem precipitação		Com precipitação	
		0,25 km	15 km	0,25 km	15 km
pele	Incidência	2,07E-07	2,20E-10	2,07E-07	2,06E-10
	mortalidade	2,07E-09	2,20E-12	2,07E-09	2,06E-12
pulmão	Incidência	8,58E-09	9,98E-12	9,47E-09	2,32E-11
	mortalidade	6,44E-09	7,48E-12	7,10E-09	1,74E-11
tiróide	Incidência	2,77E-07	2,98E-10	2,79E-07	3,13E-10
	mortalidade	2,77E-08	2,98E-11	2,79E-08	3,13E-11
medula	Incidência	2,14E-09	2,56E-12	2,51E-09	8,11E-12
	mortalidade	2,14E-09	2,56E-12	2,51E-09	8,11E-12
risco total de mortalidade		3,84E-08	4,20E-11	3,96E-08	5,89E-11

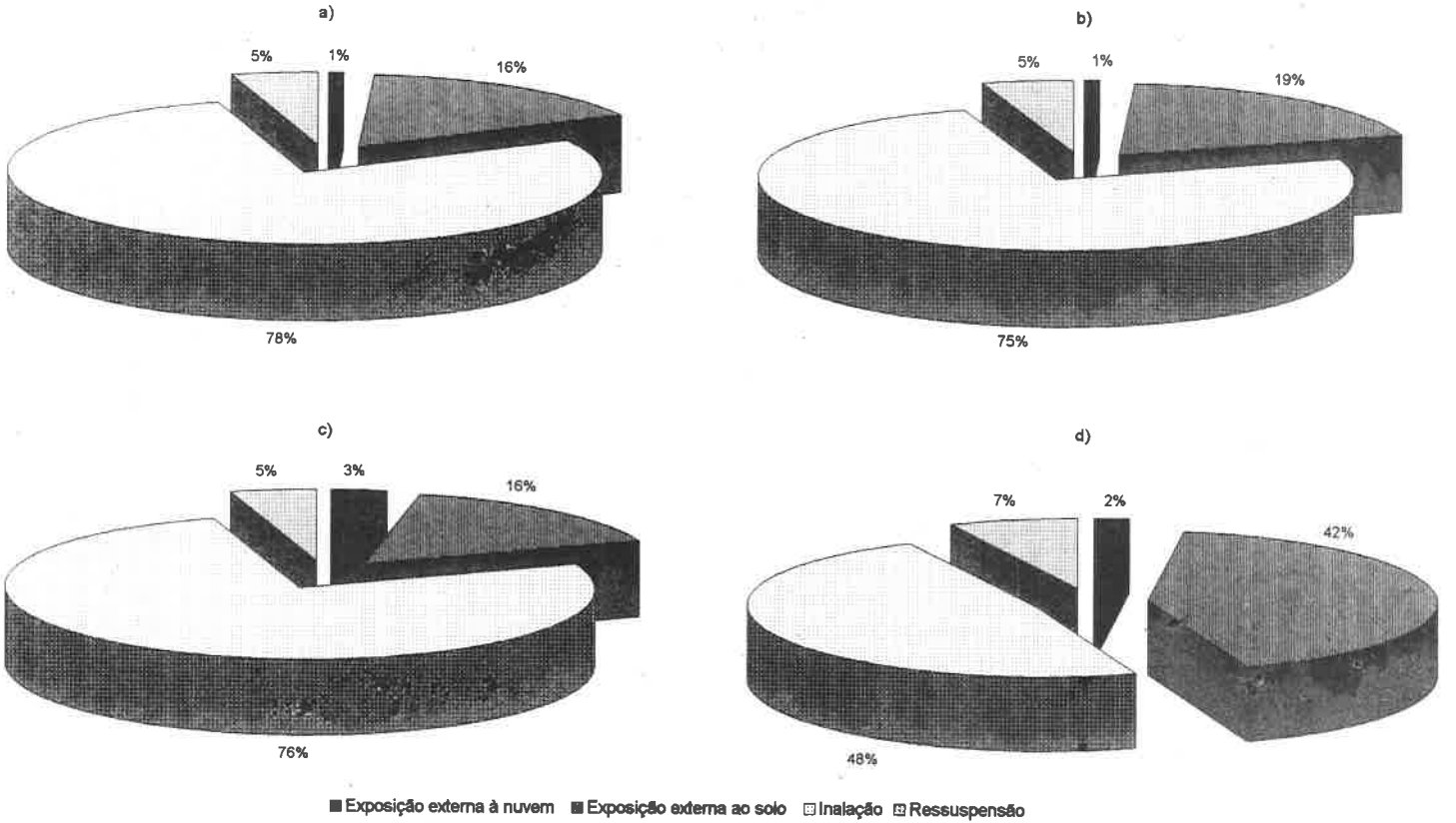


Fig. 2 - Contribuição das diferentes vias de exposição para a dose efectiva: a) 0,25 km - s/chuva; b) 0,25 km - c/chuva; c) 15 km - s/chuva; d) 15 km - c/chuva

Os efeitos diferidos são expressos em termos de probabilidade de incidência de tumores malignos nos órgãos considerados e de probabilidade de morte por essa causa.

É a tiróide que apresenta a probabilidade mais elevada de incidência de cancro (2,79E-07) e também a probabilidade mais elevada de morte, em consequência (2,79E-08). Estes riscos surgem para a distância de 0,25 km e na situação de tempo chuvoso. É para a mesma distância e também com ocorrência de chuva que o risco total de mortalidade, correspondente à soma dos riscos em cada um dos órgãos considerados, atinge o seu valor mais alto (3,962E-08).

Qualquer dos riscos referidos não tem significado em termos de protecção radiológica.

5 - CONCLUSÕES

Um acidente como o aqui postulado para o RPI não envolverá consequências para a população como se depreende do resultado da avaliação dos riscos envolvidos.

Os valores calculados, quer os de doses imediatas, quer os de doses integradas ao longo do tempo ou os das doses comprometidas, são baixos e quando comparados com os recomendados pela Agência Internacional de Energia Atómica (AIEA) como limiar para o empreendimento de acções mitigadoras após a ocorrência de um acidente nuclear, são-lhes inferiores em várias ordens de grandeza. De facto, o limite menos restritivo, o qual determinará o início de tomada de medidas protectoras, é de uma dose de 50 a 500 mSv para o pulmão ou a tiróide [IAEA, 1985], sendo a medida preconizada a protecção em abrigo.

Numa perspectiva de eficácia das medidas de mitigação, deverão estas ser tomadas oportunamente. É, assim, razoável comparar estes valores com o valor máximo da dose integrada a 1 dia, o qual corresponde à dose na tiróide, à distância de 0,25 km do ponto de descarga, com precipitação. Este valor, que é de 4,13E-03 mSv, é cerca de 4 ordens de grandeza (exactamente 8,26E-05) inferior ao limite à esquerda do intervalo de referência.

Por outro lado, os riscos de aparecimento de efeitos estocásticos são desprezáveis, quando comparados com os riscos de outras origens, causando os mesmos efeitos na saúde.

6 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BROGUEIRA, A., REIS, M. 1992. Cálculo das Consequências para o Exterior, de um Acidente com Fusão Parcial do Núcleo do Reactor Português de Investigação (RPI). *Relatório SRA nº 9/92.*

- COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES 1993. PC Cosyma Version 1.0 User Guide. *EUR 14917 EN, NRPB-SR259.*

- INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY 1985. Principles for Establishing Intervention Levels for the Protection of the Public in the Event of a Nuclear Accident or Radiological Emergency. *Safety Series nº 72, IAEA Safety Guides*, IAEA, Vienna.

- INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION 1991. 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. *ICRP Publication 60. Ann. ICRP* **21**, 1-3.

- JONES, J. A., MANSFIELD, P. A., HAYWOOD, S. M., NISBET, A. F., HASEMANN, I., STEINHAUER, C., EHRHARDT, J. 1993. PC Cosyma: An Accident Consequence Assessment Package for Use on a PC. *Radiation Protection 62, EUR 14916.*

- KOLLAS, J., SYNODINOU, V., VARSANIS, G., ATONIADES, J., CATSAROS, N. 1984. An Assessment of the Individual Risks Resulting from a Hypothetical Greek Research Reactor-1 Loss of Coolant Accident Release for Athens Population, *DEMO 84/2,* GAEC.

- OLIVEIRA, J. M. 1976. Características e Possibilidades de Utilização do Reactor Português de Investigação (RPI). Laboratório de Física e Engenharia Nucleares.

DESENVOLVIMENTO DE UM MODELO INTEGRAL DE DISPERSÃO ATMOSFÉRICA DE GASES QUENTES

MIGUEL A. C. TEIXEIRA[1], PEDRO M. A. MIRANDA[1,2]

RESUMO

A simulação de plumas com impulsão, produzidas por chaminés de fábricas, torres de arrefecimento, térmicas naturais ou incêndios pode ser feita de maneira razoavelmente rigorosa e pouco dispendiosa recorrendo aos modelos integrais. Neste trabalho, efectuam-se testes de sensibilidade aos modelos apresentados por Schatzmann (1979) e Davidson (1986), apontando-se algumas inconsistencias. Conclui-se que a parametrização do processo de mistura entre pluma e ambiente ("entrainment") é o ponto decisivo, mas menos fundamentado, destes modelos. Aceitando a formulação básica proposta por Schatzmann, desenvolve-se um modelo mais geral, onde se contempla a variação da intensidade do vento com a altitude, uma equação de estado adequada para plumas muito quentes e o efeito da radiação, seguindo sugestões de Shestopal e Grubits (1993). Introduzem-se ainda transições de fase, segundo formulação alternativa à de Schatzmann e Policastro (1984b) e propõe-se uma parametrização da turbulência baseada num fecho de 1ª ordem.

PALAVRAS CHAVE: Dispersão, Atmosfera, Impulsão, Modelo Integral

1. OS MODELOS INTEGRAIS

Este tipo de modelos tem por base as equações fundamentais de conservação da massa, momento linear, entropia e equação de estado. É admitida estacionaridade do estado médio e as equações são integradas na secção recta da pluma, o que exige a admissão de uma certa simetria axial na distribuição das suas propriedades. Grande parte dos modelos integrais considera apenas a turbulência interior à pluma, embora existam tentativas de tratar fases em que a turbulência atmosférica é dominante (Slawson e

1 Centro de Geofísica da Universidade de Lisboa
2 Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa

Csanady, 1971, Netterville, 1990). A teoria integral é aplicável para pequenas distâncias à fonte, pois a impulsão, o escoamento ambiente e a anisotropia da dispersão turbulenta ambiental, que tem importância crescente, levam à destruição progressiva da simetria circular.

2. O MODELO DE SLAWSON E CSANADY

Slawson e Csanady (SC) (1967) desenvolveram um modelo integral simples, generalizando o modelo de Morton et al. (1956) para um ambiente em movimento. As hipóteses admitidas são:

1- Força de Coriolis desprezada.
2- Forças de viscosidade desprezadas.
3- Processos termodinâmicos adiabáticos.
4- Propriedades médias da atmosfera horizontalmente homogéneas.
5- Pressão no interior da pluma igual à ambiente, que é hidrostática.
6- Estacionaridade: campos médios não dependentes do tempo.
7- Frequência de Brunt-Väisällä constante no ambiente.
8- Velocidade do vento ambiente horizontal e constante.
9- Mistura da pluma com o ambiente associada a uma velocidade radial na fronteira da pluma, apontando para dentro (velocidade de "entrainment").
10- Velocidade de "entrainment" proporcional à velocidade vertical.
11- Velocidade horizontal idêntica dentro e fora da pluma.
12- Perfis de velocidade, temperatura e concentração constantes no interior da pluma, com descontinuidades na periferia.
13- Densidade constante excepto nas forças de impulsão.

O sistema de equações obtido tem solução analitica, sendo fácil testá-lo para uma vasta gama de condições iniciais (Middleton, 1986).

3. O MODELO DE SCHATZMANN

O modelo que serve de base a este trabalho é explicado em pormenor em Schatzmann (1978, 1979). As simplificações são reduzidas ao essencial indispensável aos modelos integrais, pelo que, embora as hipóteses 1 a 9 da anterior alínea sejam mantidas, as hipóteses 10 a 13 são modificadas.

Utiliza-se um sistema de coordenadas curvilíneas introduzido por Hirst (1971). Os perfis médios das propriedades da pluma admitem-se gaussianos. Para um ambiente não turbulento, o balanço da massa,

momento linear longitudinal, entropia e momento linear transversal, que passa a chamar-se equação de θ, tomam a forma:

$$\frac{d}{ds}\left[\rho_a u^* b^2 + \rho^* b^2\left(\lambda^2 U_a \cos\theta + \frac{\lambda^2}{\lambda^2+1}u^*\right)\right] + 2b^2 U_a \cos\theta \frac{d\rho_a}{ds} = 2\rho_a v_e R \tag{3.1}$$

$$\frac{d}{ds}\left[b^2 u^{*2}\left(\frac{1}{2}\rho_a + \frac{\lambda^2}{2\lambda^2+1}\rho^*\right) + b^2 u^* U_a \cos\theta\left(\rho_a + \frac{\lambda^2}{\lambda^2+1}\rho^*\right)\right] = -\lambda^2 b^2 \rho^* g \sin\theta \tag{3.2}$$

$$\frac{d}{ds}\left[b^2 \Theta^* U_a \cos\theta\left(\lambda^2 \rho_a + \frac{\lambda^2}{2}\rho^*\right) + b^2 \Theta^* u^*\left(\frac{\lambda^2}{\lambda^2+1}\rho_a + \frac{\lambda^2}{\lambda^2+2}\rho^*\right)\right] =$$

$$= -\left(\frac{d\Theta_a}{ds}\right)\left[2b^2 U_a \cos\theta\left(\rho_a + \frac{\lambda^2}{2}\rho^*\right) + b^2 u^*\left(\rho_a + \frac{\lambda^2}{\lambda^2+1}\rho^*\right)\right] \tag{3.3}$$

$$\frac{d\theta}{ds} = -\frac{\lambda^2 b^2 \rho^* g \cos\theta + \rho_a U_a v_e R \sin\theta + \frac{c_d}{\pi}\rho_a R U_a^2 |\sin\theta| \sin\theta}{b^2 u^{*2}\left(\frac{1}{2}\rho_a + \frac{\lambda^2}{2\lambda^2+1}\rho^*\right) + b^2 u^* U_a \cos\theta\left(\rho_a + \frac{\lambda^2}{\lambda^2+1}\rho^*\right)} \tag{3.4}$$

onde ρ_a, U_a e Θ_a são a densidade, vento e temperatura potencial no ambiente, ρ^*, u^* e Θ^* são os excessos máximos de densidade, velocidade longitudinal e temperatura potencial, R é o raio da pluma, $b = R/\sqrt{2}$, θ é o declive do eixo, g é a aceleração da gravidade v_e é a velocidade de "entrainment" e c_d é o coeficiente de "drag" associado à força de resistência exercida pelo vento. A razão das difusividades do calor e do momento linear é $\lambda = 1.16$ (ver Morton, 1959).

Uma equação formalmente análoga a (3.3) aplica-se à fracção de massa de poluente q_c, desde que Θ^* seja substituido por q_c^* e Θ_a por q_{ca},

A equação de estado (Schatzmann e Policastro, 1984a) é

$$\rho^* = -\rho_a \frac{\Theta^*}{\Theta_a + \Theta^*} \tag{3.5}$$

Procura-se relacionar o "entrainment" com as variáveis principais do sistema fazendo uso das equações fundamentais, tal como Fox (1970) e Hirst (1972) fizeram, para condições mais simplificadas. É utilizada a equação da energia cinética média, obtendo-se a expressão do "entrainment" adimensional $\varepsilon = Rv_e / bu^*$:

$$\varepsilon = \frac{2A_1 + 2A_2 \frac{\sin\theta}{\mathcal{J}^2}}{2 + A_3 \frac{U_a}{u^*}\cos\theta}\left(1 + A_4 \frac{U_a}{u^*}\sin\theta\right) \tag{3.6}$$

com $A_1 = 0.057$, $A_2 = -0.67$, $A_3 = 10$ e $A_4 = 2$ e onde $\mathcal{J}$ é o número de Froude densimétrico. O factor entre parêntesis é devido ao aumento no

"entrainment" causado pelo par de vórtices que se forma no escoamento real (Csanady, 1973, Scorer, 1978).

4. O MODELO DE DAVIDSON

O sistema alternativo de Davidson não coincide com o de Schatzmann, contendo alguns termos adicionais nas equações do momento linear longitudinal e de θ. As diferenças decorrem da admissão de que, no interior da pluma, o campo da velocidade não inclui a componente transversal da velocidade ambiente.

O modelo de Davidson, tal como o de SC, viola a conservação da massa na fronteira da pluma devido ao facto de a velocidade perpendicular a esta superfície ser axialmente simétrica dentro da pluma, mas não fora dela. A não incluisão da componente transversal da velocidade ambiente no interior da pluma impede a transferência de momento linear entre esta componente e a longitudinal, induzida pela curvatura, forçando, em vez disso, que seja o excesso de velocidade a variar para manter o balanço de momento linear total. Isto induz variações no raio muito mais significativas do que no modelo de Schatzmann, numa atmosfera estável.

O escoamento prescrito por Schatzmann viola localmente as equações de conservação da massa de poluente e da entropia, pois, não sendo axialmente simétrico, tende a destruir a simetria da distribuição dos traçadores. A pluma é forçada a ter uma trajectória tangente em cada ponto ao seu excesso de velocidade, embora o seu momento linear englobe o escoamento ambiente, horizontal, o que faz com que descreva uma oscilação, na fase de estabilização, de menor comprimento de onda do que a pluma de Davidson.

5. MODIFICAÇÕES AO MODELO DE SCHATZMANN

5.1. Vento Ambiente com Efeito de Corte

Considera-se um vento ambiente U_a que varia de intensidade com a altitude, mas em que a escala de variação significativa é superior ao raio da pluma. As alterações a introduzir são as seguintes: devem somar-se ao membro da esquerda da equação da massa, ao membro da direita da equação do

momento linear longitudinal e ao numerador da equação de θ, respectivamente, os termos (5.1), (5.2) e (5.3)

$$2\rho_a b^2 \cos\theta \frac{dU_a}{ds} \tag{5.1}$$

$$-\frac{dU_a}{ds}\cos\theta\left[2b^2 U_a \cos\theta\left(\rho_a + \frac{\lambda^2}{2}\rho^*\right) + b^2 u^*\left(\rho_a + \frac{\lambda^2}{\lambda^2+1}\rho^*\right)\right] \tag{5.2}$$

$$-\frac{dU_a}{ds}\sin\theta\left[2b^2 U_a \cos\theta\left(\rho_a + \frac{\lambda^2}{2}\rho^*\right) + b^2 u^*\left(\rho_a + \frac{\lambda^2}{\lambda^2+1}\rho^*\right)\right] \tag{5.3}$$

mantendo-se inalterados os balanços da entropia e da massa de poluente. As alterações de comportamento causadas pelo efeito de corte são relativamente óbvias, decorrendo essencialmente da necessidade de manter o balanço do momento linear, em condições um pouco mais gerais.

5.2. Introdução de Radiação

Para plumas muito quentes, a admissão simultânea de perfis gaussianos para a temperatura e para a densidade é uma má aproximação. A utilização da equação de estado exacta implica, contudo, que certos integrais se tornem não analíticos, a não ser no caso particular $\lambda = 1$. Neste tratamento é-se obrigado, por isso, a admitir $\lambda = 1$.

A conservação da massa, do momento linear longitudinal e a equação de θ tomam a forma:

$$\frac{d}{ds}\left[\rho_a b^2\left(U_a\cos\theta - \frac{\Theta_a}{\Theta^*}u^*\right)\log\frac{\Theta_a}{\Theta_a+\Theta^*}\right] + R^2 U_a \cos\theta\frac{d\rho_a}{ds} = 2\rho_a v_e R \tag{5.4}$$

$$\frac{d}{ds}\left[\rho_a b^2 \frac{\Theta_a}{\Theta^*}u^{*2} - \rho_a b^2 \frac{\Theta_a}{\Theta^*}u^*\left(U_a\cos\theta - \frac{\Theta_a}{\Theta^*}u^*\right)\log\frac{\Theta_a}{\Theta_a+\Theta^*}\right] = -\rho_a b^2 g \sin\theta \log\frac{\Theta_a}{\Theta_a+\Theta^*} \tag{5.5}$$

$$\frac{d\theta}{ds} = -\frac{b^2 g\cos\theta\log\frac{\Theta_a}{\Theta_a+\Theta^*} + Rv_e U_a \sin\theta + \frac{c_d}{\pi}RU_a^2\sin\theta|\sin\theta|}{b^2\frac{\Theta_a}{\Theta^*}u^{*2} - b^2\frac{\Theta_a}{\Theta^*}u^*\left(U_a\cos\theta - \frac{\Theta_a}{\Theta^*}u^*\right)\log\frac{\Theta_a}{\Theta_a+\Theta^*} - R^2 v_e^2} \tag{5.6}$$

A conservação da massa de poluente (ou da entropia, desde que se substitua q_{ca} por Θ_a e q_c^* por Θ^*) torna-se

$$\frac{d}{ds}\left[\rho_a b^2 \frac{\Theta_a}{\Theta^*}q_c^* u^* - \rho_a b^2 \frac{\Theta_a}{\Theta^*}q_c^*\left(U_a\cos\theta - \frac{\Theta_a}{\Theta^*}u^*\right)\log\frac{\Theta_a}{\Theta_a+\Theta^*}\right] =$$

$$= -\left(\frac{dq_{ca}}{ds}\right)\left[\rho_a R^2 U_a \cos\theta + \rho_a b^2\left(U_a \cos\theta - \frac{\Theta_a}{\Theta^*}u^*\right)\log\frac{\Theta_a}{\Theta_a + \Theta^*}\right] \qquad (5.7)$$

Resta introduzir um termo adicional que leve em conta a radiação. Seguem-se, para este efeito, as sugestões de Shestopal e Grubits (1993). Admite-se que a pluma emite radiação essencialmente na direcção radial, e de maneira axialmente simétrica. O seu coeficiente de absorção obedece a uma distribuição gaussiana, de largura igual às restantes. A energia radiativa adimensional que se escapa da pluma é

$$E_t^* = K^* b \int_0^{\sqrt{2}} x\left[\xi + \exp\left(-x^2\right)\right]\exp\left(-K^* b \int_x^{\sqrt{2}}\left[\xi + \exp\left(-x'^2\right)\right]dx'\right)\left(\left[1 + \psi\exp\left(-x^2\right)\right]^4 - 1\right)dx \qquad (5.8)$$

onde $\psi = \Theta^*/\Theta_a$ e $\xi = K_a/K^*$, sendo K_a o coeficiente de absorção no ambiente e K^* o respectivo excesso máximo. A equação de balanço da entropia passa a ter que conter, no membro da direita, o termo radiativo

$$-\frac{2b\sigma\Theta_a^4}{c_p}\left(\frac{p}{p_0}\right)^{\frac{4R_a}{c_p}} E_t^* \qquad (5.9)$$

onde σ é a constante de Stefan-Boltzmann, $p_0 = 1000\text{mb}$, p é a pressão, R_a é a constante dos gases ideais para o ar seco e c_p é o calor específico do ar a pressão constante.

A não ser no caso de plumas muito quentes e com coeficientes de emissão criteriosamente escolhidos, o arrefecimento radiativo parece ser quase negligível. Deduz-se daí que, neste modelo, o "entrainment" tende a ser fortemente predominante sobre a radiação.

5.3. Introdução de Água

Schatzmann e Policastro (1984b) generalizaram o sistema de Schatzmann para plumas de torres de arrefecimento, num modelo onde é incluido o efeito de "downwash", seguindo sugestões de Carhart et al. (1982). No presente tratamento, este aspecto não é contemplado.

É admitida a aproximação de Boussinesq, visto que o excesso de temperatura associado a este tipo de plumas dificilmente ultrapassa os 30ºC. A água total é tratada como um traçador (Schatzmann e Policastro, 1984b, Carhart e Policastro, 1991) e a sua repartição pelas duas fases obedece às hipóteses $q_v = q_t$, $q_w = 0$ se $q_t < q_s$ e $q_v = q_s$, $q_w = q_t - q_v$ se $q_t > q_s$, onde q_v é a

humidade específica, q_t a fracção de massa de água total, q_w a fracção de massa de água líquida e q_s a humidade específica de saturação. q_s é uma função da pressão e da temperatura, sendo possível relacioná-la com estas duas variáveis recorrendo à equação de Clapeyron-Clausius. Admite-se uma aproximação linear para a dependência de q_s em Θ, o que torna seu o perfil gaussiano. Para garantir que q_s seja bem avaliado no centro da pluma, substitui-se a série de Taylor usada por Schatzmann por um ajuste linear entre dois pontos, o que limita o erro da definição à largura da respectiva curva. Sendo a água total um traçador, atribui-se-lhe também um perfil gaussiano.

A equação da entropia estabelece-se levando em conta que é conservativa a quantidade $c_p\Theta + L_v q_v$, desde que se admitam constantes o calor específico do ar e o calor latente de vaporização da água L_v, e muito próxima de 1 a razão entre temperaturas absoluta e potencial.

$$\frac{d}{ds}\left[c_p b^2\Theta^*\left(\lambda^2 U_a\cos\theta+\frac{\lambda^2}{\lambda^2+1}u^*\right)+L_v\left(\lambda^2 b^2 U_a\cos\theta\left(q_{sa}-q_{ta}\right)\log\left(\frac{q_t^*-q_s^*}{q_{sa}-q_{ta}}\right)+\right.\right.$$
$$+\lambda^2 b^2 U_a\cos\theta\left(q_s^*-q_t^*\right)\left(1-\frac{q_{sa}-q_{ta}}{q_t^*-q_s^*}\right)+b^2u^*\left(q_{sa}-q_{ta}\right)\left[1-\left(\frac{q_{sa}-q_{ta}}{q_t^*-q_s^*}\right)^{\lambda^2}\right]+$$
$$\left.\left.+\frac{\lambda^2}{\lambda^2+1}b^2u^*\left(q_s^*-q_t^*\right)\left[1-\left(\frac{q_{sa}-q_{ta}}{q_t^*-q_s^*}\right)^{\lambda^2+1}\right]\right)\right]=-c_p\left(\frac{d\Theta_a}{ds}\right)R^2\left(U_a\cos\theta+\frac{1}{2}u^*\right) \qquad (5.10)$$

onde $q_{sa}=q_s(\Theta_a,p)$ é a humidade específica de saturação no ambiente, $q_s^*=q_s(\Theta_a+\Theta^*)-q_{sa}$ é o correspondente excesso máximo, q_{ta} é a fracção de massa de água total no ambiente e q_t^* é o correspondente excesso máximo. A equação dos gases ideais assume a forma deduzida por Stull (1988), onde se leva em consideração o vapor de água e a água líquida.

O uso de perfis gaussianos para as propriedades da pluma revela-se um aspecto importante quando é introduzida humidade, sendo um recurso menos artificial do que a introdução do "peak factor" (Hanna, 1976) ou a diminuição da largura da distribuição de água, de forma a limitar a condensação à zona central da pluma (Orville et al.,1980, Carhart e Policastro, 1991).

5.3.1. Testes

Na fig. 1 comparam-se as trajectórias de plumas com e sem água, sendo também apresentados os contornos da região de água líquida, que

correspondem à superfície onde q_w deixa de ser nulo. No caso 1, a condensação favorece a subida da pluma húmida. No caso 2, pelo contrário, a pluma húmida sobe menos do que a seca, devido à maior importância do arrefecimento evaporativo, ilustrando um fenómeno descrito por Scorer (1978).

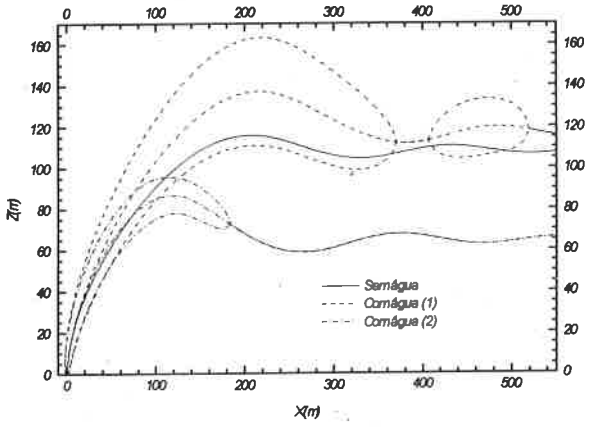


Fig.1 - Comportamento de plumas humidas e seca nas condições $U_a = 1\text{ms}^{-1}$, $\Theta_a = 283\text{K}$, $d\Theta_a/dz = 0.007\ \text{Km}^{-1}$, $u_j^* = 14.5\text{ms}^{-1}$, $\Theta_j^* = 28.3\text{K}$, $R_j = 0.75\text{m}$ e $\theta_j = 90°$. Caso 1: $q_{ta} = 0.0075$ e $q_{tj}^* = 0.03$. Caso 2: $q_{ta} = 0.007$ e $q_{tj}^* = 0.04$. O índice *j* identifica os parâmetros na fonte.

5.4. Fecho de 1ª Ordem para a Turbulência

Uma forma alternativa de obter uma definição rigorosa para o "entrainment" é usar um fecho local de 1ª ordem para substituir a correlacão na equação da energia cinética. Usando esta equação e as restantes que compõem o sistema de Schatzmann, na aproximação de Boussinesq, é possível eliminar quaisquer derivadas, obtendo

$$\varepsilon = -\frac{\left(\frac{2\lambda^2-1}{\lambda^2+1}+\frac{3}{2}\frac{U_a}{u^*}\cos\theta\right)\left(\frac{1}{2}+\frac{U_a}{u^*}\cos\theta\right)\frac{\lambda^2\sin\theta}{\mathcal{J}^2}+\left(\frac{5}{4}+\frac{3}{2}\frac{U_a}{u^*}\cos\theta\right)\frac{U_a}{u^*}\times}{\left(1+\frac{U_a}{u^*}\cos\theta\right)\left(1+3\frac{U_a}{u^*}\cos\theta\right)\left(\frac{1}{2}+\frac{U_a}{u^*}\cos\theta\right)+\left(\frac{5}{4}+\frac{3}{2}\frac{U_a}{u^*}\cos\theta\right)\frac{U_a^2}{u^{*2}}\sin^2\theta} \quad (5.11)$$

em que K é uma difusividade turbulenta que pode depender da distância longitudinal s, o que permite, por exemplo, simular os comportamentos distintos da dispersão para tempos lagrangeanos pequenos ou grandes.

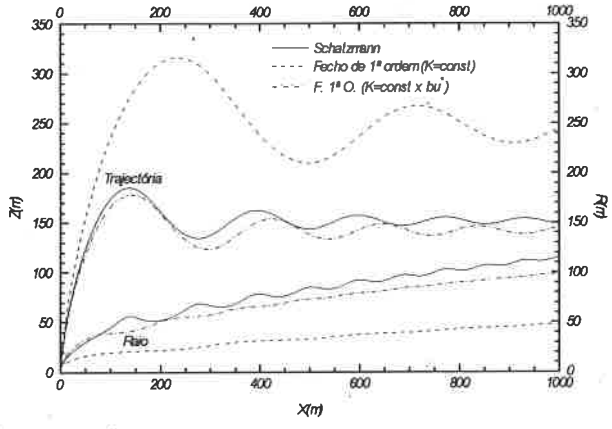


Fig.2 - Trajectórias e raios de plumas secas utilizando o "entrainment" de Schatzmann e o fecho de 1ª ordem, nas condições da fig.1, excepto $d\Theta_a/dz = 0.015\mathrm{Km}^{-1}$ e $R_j = 2.5\mathrm{m}$. Calibrou-se K de modo a garantir, para condições idênticas, mas com $R_j = 0.75\mathrm{m}$, uma altura final idêntica para os 3 casos.

A fig.2 mostra que a consideração de um K constante produz resultados não satisfatórios, quando comparados com os de Schatzmnann. Se, pelo contrário, se admitir $K \propto bu^*$, como sugerido por SC (1967), o comportamento do modelo é bastante melhor. Esta hipótese é a mais óbvia ditada pela análise dimensional, e parece ser adequada para a turbulência gerada pela pluma, na medida em implica $K = 0$ quando $u^* = 0$.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio concedido pelo Prof. José Pinto Peixoto no Instituto Geofísico do Infante D. Luís, e pelo Prof. Mendes Victor no Centro de Geofísica da Universidade de Lisboa, onde todos os cálculos foram efectuados. Este trabalho foi levado a cabo com o apoio financeiro da JNICT, através da Bolsa PBIC/C/CEN/1082/92

REFERÊNCIAS

CARHART, R.A., A.J. POLICASTRO, S. ZIEMER 1982. Evaluation of Mathematical Models for Natural-Draft Cooling Tower Plume Dispersion. *Atmospheric Environment* **16**, 67-83

CARHART, R.A., A.J. POLICASTRO 1991. A Second-Generation Model for Cooling Tower Plume Rise and Dispersion - I. Single Sources. *Atmospheric Environment* **25A**, 1559-1576

CSANADY, G.T. 1973. *Turbulent Diffusion in the Environment*. Geophysics and Astrophysics Monographs, D.Reidel Publishing Company, 248 pp

DAVIDSON, G.A. 1986. A Discussion of Schatzmann's Integral Plume Model from a Control Volume Viewpoint. *Journal of Climate and Applied Meteorology* **25**, 858-867

FOX, D.G. 1970. Forced Plume in a Stratified Fluid. *Journal of Geophysical Research* **75**, 6818-6835

HANNA, S.R. 1976. Predicted and Observed Cooling Tower Plume Rise and Visible Plume Length at the John E. Amos Power Plant. *Atmospheric Environment* **10**, 1043-1052

HIRST, E. 1971. Buoyant Jets Discharged to Quiescent Stratified Ambients. *Journal of Geophysical Research* **76**, 7375-7384

HIRST, E. 1972. Buoyant Jets with Three-dimensional Trajectories. *Journal of the Hydraulics Division, Proceedings of the ASCE* **98** HY11, 1999-2014

MIDDLETON, J.H. 1986. The Rise of Forced Plumes in a Stably Stratified Crossflow. *Boundary-Layer Meteorology* **36**, 187-199

MORTON, B.R., G.I. TAYLOR, J.S. TURNER 1956. Turbulent Gravitational Convection from Maintained and Instantaneous Sources. *Proceedings of the Royal Society of London* **A234**, 1-23

MORTON, B.R. 1959. Forced Plumes. *Journal of Fluid Mechanics* **5**, 151-163

NETTERVILLE, D.D.J. 1990. Plume Rise, Entrainment and Dispersion in Turbulent Winds. *Atmospheric Environment* **24A**, 1061-1081

ORVILLE, H.D., J.H. HIRSCH, L.E. MAY 1980. Application of a Cloud Model to Cooling Tower Plumes and Clouds. *Journal of Applied Meteorology* **19**, 1260-1272

SCHATZMANN, M. 1978. The Integral Equations for Round Buoyant Jets in Stratified Flows. *Journal of Applied Mathematics and Physics (ZAMP)* **29**, 608-630

SCHATZMANN, M. 1979. An Integral Model of Plume Rise. *Atmospheric Environment* **13**, 721-731

SCHATZMANN, M., A.J. POLICASTRO 1984a. Effects of the Boussinesq Approximation on the Results of Strongly Buoyant Plume Calculations. *Journal of Climate and Applied Meteorology* **23**, 117-123

SCHATZMANN, M., A.J. POLICASTRO 1984b. An Advanced Integral Model for Cooling Tower Plume Dispersion. *Atmospheric Environment* **18**, 663-674

SCORER, R.S. 1978. *Environmental Aerodynamics*. Ellis Horwood, Halsted Press, John Wiley & Sons, 488 pp

SHESTOPAL, V.O., S.J. GRUBITS 1993. Computer Program for an Uninhibited Smoke Plume and Associated Computer Software. *Fire Technology Third Quarter 1993*, 246-267

SLAWSON, P.R., G.T. CSANADY 1967. On the Mean Path of Buoyant, Bent-over Chimney Plumes. *Journal of Fluid Mechanics* **28**, 311-322

SLAWSON, P.R., G.T. CSANADY 1971. The Effect of Atmospheric Conditions on Plume Rise. *Journal of Fluid Mechanics* **47**, 33-49

STULL, R.B. 1988. *An Introduction to Boundary Layer Meteorology*. Atmospheric Sciences Library, Kluwer Academic Publishers, 666 pp

DISPERSÃO ATMOSFÉRICA À ESCALA REGIONAL EM EMERGÊNCIAS NUCLEARES

Clara Lopes[1] e Pedro M. A. Miranda[2]

Palavras-chave: atmosfera, dispersão, mesoscala, tempo-real, radionuclidos.

Resumo: Pretende-se classificar códigos de cálculo disponíveis em bancos de dados de acesso público que permitam fornecer resposta em "tempo-real" na avaliação de emergências nucleares. As potenciais fontes fixas, com termo-fonte estimável, de contaminação radioactiva da área nacional são as centrais nucleares espanholas, sendo a via de contaminação mais significativa a atmosférica.

O caso de estudo passa pela simulação de um hipotético acidente na central nuclear de Almaraz dito catastrófico, classe 9 com fusão do núcleo. A região de impacte a analisar distancia-se da origem até 400 km, abrangendo uma grande parte do território nacional. A análise da dispersão nesta escala regional implica necessariamente a consideração de variações espaço-temporais do campo de transporte, associadas ao ajustamento a terreno complexo e aos sistemas sinópticos em presença.

A metodologia desenvolvida visa a resposta a situações de emergência, com recurso a informação meteorológica rotineiramente disponível, incluindo em especial a análise e previsões do Centro Europeu de Previsão do Tempo a Médio Prazo. As variáveis a prever incluem as concentrações atmosféricas de radionuclidos e as deposições acumuladas no solo, para diferentes situações meteorológicas tipificadas para a Península Ibérica.

O presente estudo visa igualmente o estudo da sensibilidade das soluções em face das condições meteorológicas consideradas e das hipóteses assumidas pelos diferentes modelos no tratamento do campo de transporte, incluindo nomeadamente os métodos de interpolação espacial utilizados para a produção de campos complexos de escoamento a partir das análises atmosféricas em malhas com espaçamento de 50 a 100 km, actualmente utilizadas em modelos de previsão do tempo.

[1] Engª. do Ambiente - UA, GTE/DGA, Av. da República, 45, 6º, 1000 LISBOA, Tel: 7936135 Fax: 7973482

[2] PhD, Professor Auxiliar do Departamento de Física da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, R. Escola Politécnica 58, 1250 LISBOA, Tel 3961521 ext 263, Fax 3953327, e-mail: fmiranda@cc.fc.ul.pt

1. Introdução

Com o objectivo de implementar um sistema de resposta a emergências nucleares à escala nacional, adaptado numa primeira fase às fontes fixas mais próximas da fronteira, pretende-se classificar códigos de cálculo disponíveis em bancos de dados públicos que permitam obter respostas em 'tempo-real'. A maior parte dos sistemas de resposta a emergências existentes usam campos de vento de diagnóstico simples obtidos por extrapolação e/ou interpolação dos dados observados numa rede esparsa, que apresentam limitações relacionadas com a incapacidade de simular acontecimentos de dinâmica complexa não explicitamente medida (escoamentos orográficos, circulações de brisa ou outros fenómenos de pequena escala) e variações temporais dos campos de vento e estabilidade. Todos os modelos existentes assumem implicitamente que o transporte pelo vento médio pode ser claramente separado da difusão por turbulência. No entanto, a existência de forçamentos de mesoscala reduz a universalidade deste pressuposto.

Os modelos de pluma gaussiana fornecem boas estimativas sobre superfície plana até cerca de 10 km da fonte, apresentando limitações associadas à não representação das variações espaço-temporais dos campos de vento e à não simulação das heterogeneidades espaciais como o efeito de corte vertical e os efeitos do terreno complexo. No caso dos modelos semi-lagrangianos, a 'performance' dos modelos está dependente do número de 'puffs' individuais requerido para resolver completamente uma pluma, da precisão na estimativa espacial do centróide de cada 'puff' e da precisão do algoritmo usado na determinação da dispersão dos 'puffs' individuais. Estes modelos são rápidos e aplicáveis a longas distâncias com baixo custo numérico, permitindo a utilização de campos de ventos espacializados. Finalmente, os modelos com equações primitivas requerem elevada capacidade computacional pelo que o seu uso é normalmente vedado para aplicações em tempo real.

Segundo estudo efectuado pela Nuclear Regulatory Commission em 1985, os modelos semi-lagrangianos são os mais eficientes para aplicação em emergência, na medida em que permitem obter uma resposta rápida com melhor precisão que os modelos gaussianos e sem grandes encargos computacionais. A precisão destes modelos é consideravelmente afectada pela separação de escalas que é implicitamente realizada no momento da definição do campo de transporte. Em geral, o campo de transporte é produzido por intermédio de um esquema de interpolação espacial, cuja 'performance' vai afectar criticamente o resultado final. Na prática, a escala mínima das variações espaciais ou temporais incluídas como parte do transporte do 'puff' é a sua própria escala e a resolução dos dados meteorológicos disponíveis.

Vários estudos de dispersão atmosférica têm sido desenvolvidos com diferentes traçadores, tempos de amostragem, terreno e alturas de emissão, mas poucos para emissões de curta duração (inferiores a 1 hora) ou acidentais. Para saber do actual conhecimento do comportamento dinâmico de radionuclidos, foram analisados alguns dos resultados publicados referentes a esses, concluindo, duma maneira geral, que os modelos ditos complexos fornecem uma resposta marginalmente melhor que os modelos simples. Neste estudo utiliza-se o modelo de resposta a emergências nucleares usado pela NRC, o MESORAD, ensaiando um conjunto de estudos de sensibilidade.

2 - O MESORAD

O MESORAD é um modelo de avaliação de doses para ser aplicado em emergências, desenvolvido pelo Pacific Northwest Laboratory (PNL) para a NRC com base no modelo semi-lagrangiano de transporte e difusão MESOI versão 2.0. Para cada passo de tempo, esta modelo calcula concentrações no ar e ao nível do solo, dose externa resultante da exposição à radiação emitida pelos radionuclidos contidos na nuvem ('puff') ou depositados no solo, dose interna resultante de inalação de partículas por imersão na nuvem e dose total a corpo inteiro. Os resultados produzidos permitem a avaliação das consequências com efeitos imediatos, i.e., algumas horas após a libertação acidental.

2.1 - Dispersão atmosférica

Os processos atmosféricos são representados por modelos de dispersão de pluma gaussiana e modelos de 'puff' lagrangiano. A equação da difusão considerada é linear, sendo o campo da concentração para o tempo t e a posição (x,y,z) obtido pela integração da contribuição de todas as emissões, o que numericamente se traduz na soma de um número finito dos 'puffs' individuais:

$$\chi(x,y,z,t) = \sum_{i=1}^{N} \chi_i(x,y,z,t) \qquad (1)$$

em que:

χ = concentração
x,y,z = posição do receptor em coordenadas cartesianas
t = período em que se estima a concentração
i = índice do 'puff'
N = nº total de 'puffs'

Na ausência de efeitos de fronteira a concentração é assumida como Gaussiana:

$$\chi(x,y,z,t) = \frac{Q(t)}{(2\pi)^{\frac{3}{2}}\sigma_x\sigma_y\sigma_z} \exp\left\{-\frac{1}{2}\left[\left(\frac{x-x_0(t)}{\sigma_x}\right)^2 + \left(\frac{y-y_0(t)}{\sigma_y}\right)^2 + \left(\frac{z-z_0(t)}{\sigma_z}\right)^2\right]\right\} \qquad (2)$$

com:

Q(t) = quantidade de material no 'puff' libertado em t

$\sigma_x, \sigma_y, \sigma_z$ = coeficientes de difusão segundo x, y e z

x_0, y_0, z_0 = coordenadas no centro do 'puff' em t

O MESORAD assume que $\sigma_x = \sigma_y$, i.e, no plano horizontal a concentração distribui-se homogeneamente em torno da fonte, mantendo-se o centróide do 'puff' a altura constante. As 4 parametrizações dos coeficientes de difusão contempladas pelo modelo (NRC, Briggs, U.S.Army e a aproximação desenvolvida por Markee's) são calculados numa base empírica, função do percurso percorrido e da estabilidade atmosférica. O modelo tem em conta as alterações instantâneas das classes de estabilidade para cada passo de advecção, sendo usadas distâncias virtuais para evitar descontinuidades. Outros constrangimentos do modelo são o facto dos coeficientes de difusão horizontal e vertical não poderem decrescer com a distância à fonte e σ_z ficar limitado à camada de mistura.

É claro que o uso de classes de estabilidade (CE) para a estimativa dos parâmetros de difusão deve ser considerado como uma fonte de incerteza em todos os modelos. Seguindo Pasquill a estimativa de σ_y deve ser feita a partir de medidas da variância da direcção do vento de superfície e as de σ_z com base nos valores de σ_θ, bom indicador da mistura vertical mas de difícil medida.

O movimento do 'puff' é determinado pelas componentes do vector de transporte do vento (2D) ao nível do seu centro de massa, com as seguintes coordenadas:

$$\begin{cases} x_0(t) = x_0(0) + \sum \bar{u}(x,y,z,t)\Delta t \\ y_0(t) = y_0(0) + \sum \bar{v}(x,y,z,t)\Delta t \end{cases} \quad (3)$$

com:

$x_0(0), y_0(0)$ = coordenadas no ponto de emissão

$\bar{u}(x,y,z,t)$, $\bar{v}(x,y,z,t)$ = componentes médias da velocidade no período de advecção

Δt = duração do período de advecção

Os ventos são previstos ou medidos na camada superficial em até 30 locais e são usados para determinar as componentes e/w e n/s dos vectores de transporte numa grelha $[16 \times 16]$. O campo de ventos é estimado por interpolação, usando médias pesadas dos ventos registados nas 3 estações mais próximas e sendo o peso atribuído a cada vento proporcional ao inverso do quadrado da distância entre o ponto da grelha e a estação meteorológica. São produzidos campos de vento horários, existindo sempre disponíveis 2 campos de vento de superfície e 2 campos de ventos em altitude, no início e no fim do período de simulação. Em altitude é considerada uma distribuição do campo de ventos horizontalmente uniforme,

não ajustada a efeitos de terreno. Qualquer estimativa do campo de ventos na área em estudo é obtida por interpolação linear entre os campos de ventos de superfície e de altitude. Para estabelecer o conjunto de dados que modifica o campo de ventos é necessário o conhecimento do terreno e meteorologia locais, procedendo-se a interpolação bi-linear quando o espaçamento da grelha é inferior a 2.5 Km.

2.2 - Deplecção

Os mecanismos de remoção são representados pela deposição seca do material em contacto com a superfície, a deposição húmida do material por precipitação e o decaimento radioactivo. O MESORAD assume que cada 'puff' tem um termo-fonte associado, contendo até 50 radionuclidos e com indicação de quais dos radionuclidos serão sujeitos a deposição seca e húmida. A massa do 'puff' é reduzida à medida que o 'puff' é advectado e a massa não deplectada pelos processos usuais de remoção, pode sê-lo por decaimento radioactivo durante o percurso desde a fonte até ao receptor.

A deplecção do fluxo de material à superfície é proporcional à concentração próxima da superfície, sendo a constante de proporcionalidade dada pela velocidade de deposição:

$$w_d(x,y,t) = v_d \chi(x,y,0,t) \tag{4}$$

com:

w_d = taxa de deposição seca no ponto (x,y)

v_d = velocidade de deposição

$\chi(x,y,0,t)$ = concentração à superfície

Enquanto que a deposição seca é um fenómeno da camada superficial, a deposição húmida é um fenómeno integral, dependendo a quantidade de material depositado na superfície e removido dos 'puffs' da concentração de material integrado verticalmente através do 'puff' e da taxa e tipo de precipitação no ponto de rede correspondente:

$$w_w(x,y,0,t) = \frac{\lambda_w Q}{2\pi\sigma_y^2} \exp\left[-\tfrac{1}{2}\frac{|\underline{r}|^2}{\sigma_y}\right] \tag{5}$$

com:

λ_w = coeficiente de 'washout'

$|\underline{r}|$ = distância ao centro do 'puff'

A quantidade total de material depositado na superfície é então:

$$SC(x,y) = \sum\sum (w_d + w_w)\Delta t \tag{6}$$

sendo:

$\sum$ = contribuição de 'puffs' individuais no período de advecção

$\sum_j$ = contribuição de todos os períodos de advecção

No transporte do 'puff' ocorre decaimento e crescimento da actividade, já que a quantidade de nuclidos em cada 'puff' é função do tempo:

$$Q_i(t) = Q'_{0_i} e^{-\lambda_i t}, \tag{7}$$

com:

$Q_i(t)$ = quantidade do nuclido i no tempo t,

Q'_{0_i} = quantidade do nuclido i emitido no puff, corrigido pela deplecção,

λ_i = constante de decaimento, t = tempo após emissão do puff

ou, considerando a produção de radionuclidos,

$$Q_i(t) = Q'_{0i} e^{-\lambda_i t} + Q'_{op} \frac{f_{pi}\lambda_i}{\lambda_i - \lambda_p}\left(e^{-\lambda_p t} - e^{-\lambda_i t}\right), \tag{8}$$

com:

Q'_{op} = quantidade de progenitor, p, originalmente emitido no puff e corrigida para a deplecção

f_{pi} = fracção de decaimento do progenitor

λ_p = constante de decaimento do progenitor

2.3 - Avaliação de doses

A determinação das doses é feita no termo de cada passo de advecção, podendo fornecer resultados da contribuição do 'puff' mais recente e dos efeitos cumulativos de 'puffs' anteriores. Para o cálculo da dose externa é usado o modelo de nuvem semi-infinita quando as dimensões do 'puff' são grandes em comparação com o percurso médio das radiações gama emitidas pelos radionuclidos presentes e o modelo de 'puff' finito no caso contrário. O modelo de nuvem semi-infinita usa a expressão:

$$D_p = \sum_i \left(\frac{E}{Q} Q_i\right) DF_{p_i}, \tag{9}$$

onde:

D_p = dose externa a corpo inteiro resultante da exposição do puff

$\frac{E}{Q} Q_i$ = concentração integrada no tempo do radionuclido i no puff

DF_{p_i} = factor de dose de nuvem semi-infinita para o radionuclido i

No cálculo do 'puff' finito, o MESORAD introduz a técnica de aproximação ao ponto discreto em vez da tradicional técnica do ponto de 'kernel', sendo os radionuclidos existentes no 'puff' diferencial tratados como se estivessem localizados num ponto central do volume diferencial. A utilização deste método torna o modelo cerca de 100 vezes mais rápido e apresenta uma

imprecisão de apenas 1%. A dose obtida em cada ponto discreto será o resultado da soma das doses calculadas para o total dos pontos, para fonte gama mono-cromática:

$$D_p = 2.13 \times 10^6 \sum_z \sum_r \sum_\theta \sum_\gamma q_\gamma f_\gamma B_\gamma e^{-\mu_{a\gamma}\rho} \frac{2rdrd\theta dz}{4\pi\rho^2} E_\gamma \left(\frac{\mu_t \gamma}{\rho t}\right) W_\gamma \qquad (10)$$

com:

D_p = dose externa ao WB por exposição ao puff

q_γ = concentração no ar integrada no tempo de emissões gama para o grupo de energia gama

f_γ = número de gamas no grupo de energia por desintegração

B_γ = factor de 'build-up' para o ar

$\mu_{a\gamma}$ = coeficiente de atenuação linear para o ar e para o grupo de energia.

ρ = distância do ponto discreto à fonte pontual

r = distância do centro do puff à fonte pontual

θ = distância angular do centro do puff à fonte pontual

z = distância vertical do centro do puff à fonte pontual

E_γ = energia do grupo de energia

$\left(\frac{\mu_t \gamma}{\rho t}\right)$ = coeficiente de absorção de energia mássica para tecidos e para grupo de energia

W_γ =taxa de dose de superfície a WB

A dose ao orgão é integrada sobre o tempo total que os radionuclidos residirão nesse mesmo orgão (50 anos de acordo com a legislação em vigor), sendo a dose interna devida à inalação de partículas do 'puff' dada pela expressão:

$$D_{h0} = \sum_i \frac{E}{Q} Q_i \, B \, DF_{h0i} \qquad (11)$$

com:

D_{h0} = dose acometida ao orgão o

$\frac{E}{Q} Q_i$ = concentração (integrada no tempo) do radionuclido i no puff

B = taxa respiratória

F_{h0i} = factores de dose (50 anos) por inalação do radionuclido i que vai irradiar o orgão o.

A dose total ao indivíduo exposto à contaminação do solo é calculada com o pressuposto de que o indivíduo está localizado num ponto receptor durante o tempo total do passo de advecção: ($D_g = D_g + D_g \Delta t$). A consideração desta dose como parâmetro de avaliação é muito discutível pois está a comparar doses de efeitos imediatos com doses integradas para períodos a longo termo. A EPA utiliza este conceito para estimar os efeitos nas condições mais desfavoráveis, mas tal deve ser usado unicamente como um indicador potencial.

Os factores de dose assumem uma contaminação uniforme numa superfície plana de geometria infinita, ignorando quaisquer efeitos de terreno ou de processos de re-suspensão ou outros provocados pelas condições atmosféricas, pelo que o cálculo é conservador.

2.4 - Incertezas do modelo

O MESORAD possui limitações resultantes dos dados de 'input' utilizados: termo-fonte, parametrizações e dados meteorológicos. As principais parametrizações que são fonte de incerteza são os coeficientes de difusão, as velocidades de deposição e os coeficientes de 'washout'. Períodos curtos de emissão, variações acentuadas das condições atmosféricas, terreno complexo e o uso das classes de estabilidade para estimar as condições de difusão são factores que contribuem para o decréscimo da precisão do modelo.

Imprecisões na definição do termo-fonte reflectem-se na distribuição final das concentrações enquanto que as imprecisões dos dados meteorológicos se poderão reflectir não só nas concentrações como nas posições do 'puff', já que os campos de ventos resultam de interpolações de dados. Existem igualmente limitações numéricas associadas à resolução das grelhas, ao número de 'puffs' libertados por hora e ainda ao passo de tempo, que é função do produto da velocidade do vento pelo tamanho do 'puff'. Existem ainda incertezas biológicas relacionadas com os critérios adoptados nos modelos de transferência de radionuclidos no organismo (dose interna), e com as aproximações feitas para o 'homem-padrão'. As incertezas associadas aos dados nucleares são desprezáveis relativamente às outras.

3 - Estudos de sensibilidade

Após identificados os códigos de cálculo disponíveis no banco de dados da NEA - Nuclear Energy Agency, aos quais Portugal tem acesso facilitado como estado-membro da OCDE, o MESORAD foi o modelo escolhido para estudo da sua adequabilidade ao sistema real a ser modelizado. Até à data procedeu-se ao estudo da estrutura do modelo, à adaptação para PC da versão original desenvolvida para VMS e a ensaios de sensibilidade.

O modelo foi testado para três cenários meteorológicos distintos, com escoamento sobre superfície plana e dois termos-fonte sequenciais estabelecidos de acordo com os estimados para reactores nucleares tipo PWR, com emissões de curta duração. Os testes incluíram o efeito de um vale depressionário estacionário, o efeito de um vale em propagação para Leste e o efeito de uma depressão estacionária. Os resultados obtidos são apresentados na Figura 1.

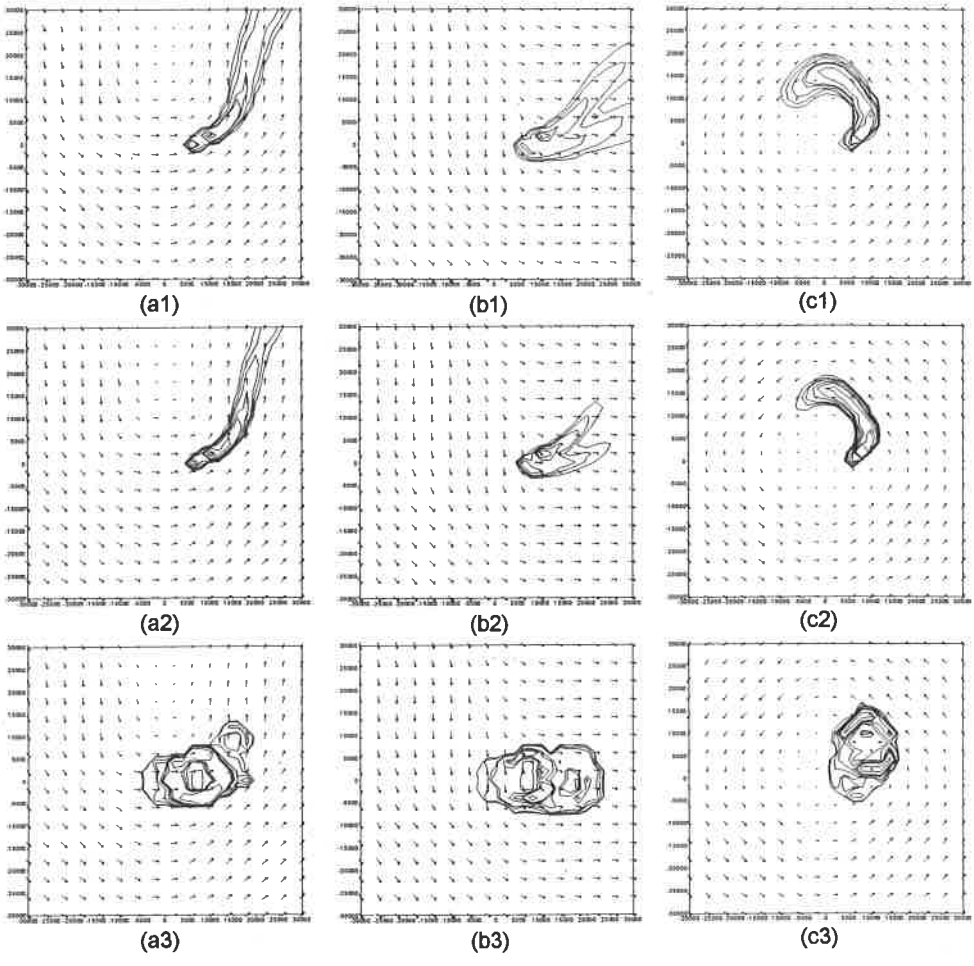


Fig 1
Simulações da dispersão de nuvem radioactiva em acidente nuclear Classe 9, em condições de heterogeneidade espaço-temporal do escoamento.
Cenários Meteorológicos: (a) vale depressionário estacionário, (b) vale em deslocamento para Leste, (c) depressão circular estacionária.
Variáveis apresentadas: (1) concentrações atmosféricas de radionuclidos; (2) deposição acumulada no solo; (3) dose externa ao indivíduo a corpo inteiro.
Nota: O campo de ventos no cenário (b) evolui a partir de uma distribuição inicial idêntica à de (a) até à distribuição final apresentada.

Os gráficos apresentam os resultados referentes aos diferentes cenários simulados, para as concentrações de radionuclidos na atmosfera (Ci/m^3), de radionuclidos depositados (Ci/m^2) e da dose externa por exposição atmosférica do indivíduo (rem). Os resultados são cumulativos, representando o conjunto de efeitos esperados durante o período em análise. Na análise da Figura deve ter-se em atenção que, no caso da

simulação com meteorologia não estacionária, os mapas de ventos representam o vento no fim da simulação.

Verifica-se que o modelo representa a evolução do campo de ventos para qualquer das variáveis estudadas, e responde a diferentes cenários meteorológicos tipo. É nosso objectivo efectuar também estudos de sensibilidade a efeitos de terreno complexo.

Referências Bibliográficas:

CEC: Evaluation of long range atmospheric transport models using environmental radioactivity data from the Chernobyl accident, 366 pp.

CSN, 1990: Estimaciones previas de terminos fuente para las centrales nucleares españolas, CSN/TGE/ACRA-TF/9002/122 (documento de trabalho).

Fast,J.D., Lance O'Steen,B., Addis,R.P., 1995: Advanced atmospheric modeling for emergency response. *J.Appl.Meteor.*, **34,** 626-649.

Fast,J.D., 1995: Mesoscale modeling and four-dimensional data assimilation in areas of highly complex terrain. *J.Appl. Meteor.*, **34,** 2762-2782.

Lewellwn, W.S., Sykes, R.I., 1985: A scientific critique of available models for real-time simulations of dispersion, NRC, NUREG/CR-4157.

Miller,C.W., Hively,L.M., 1987: A review of validations studies for the Gaussian plume atmospheric dispersion model. *Nuclear Safety,* **28,** 522-531.

Pielke, R.A., 1984: Mesoscale Meteorological Modeling. Academic Press, 612pp.

Ramdsell,J.V., Athey,G.F., Glantz, C.S., 1983: MESOI version 2.0: an interactive mesoscale lagrangian puff dispersion model with deposition and decay, NRC, NUREG/CR-3344.

Runca,E., 1992: Basic lagrangian and eulerian modelling of atmospheric diffusion. *Atmos. Environ.*, **26A,** 513-515.

Scherpelz,R.I., Bander, T.J., Athey, G.F., Ramsdell, J.V., 1986: The MESORAD dose assessment model, NRC, NUREG/CR-4000.

Sykes,R.I., Henn,D.S., 1995: Representation of velocity gradient effects in a gaussian puff model. *J.Appl.Meteor.*, **34,** 2715-2723.

Venkatram,A.: Lectures on air pollution modeling, AMS, Ch.5 e 6.

Weber,A.H., Berman,S., Kurzeja,R.J., Addis,R.P., 1992:The MATS experiments - mesoscale atmospheric transport studies at the Savannah River Site. *Nuclear Safety,* **33,** 58-74.

O PAPEL DOS NOVOS REFRIGERANTES E DE NOVOS SISTEMAS DE FRIO NA QUALIDADE DO AMBIENTE

CLITO F. AFONSO E ARMANDO C. OLIVEIRA

RESUMO

A necessidade de evitar o impacto ambiental dos refrigerantes mais usados em sistemas de frio, levou ao incremento da investigação e desenvolvimento de novos refrigerantes e sistemas. Dos novos refrigerantes salientam-se os naturais, que apresentam um custo muito inferior ao dos refrigerantes sintéticos, a par de um menor efeito ambiental. Faz-se uma análise sobre a sua utilização em sistemas de refrigeração e ar condicionado. De entre os novos sistemas, salienta-se um que recorre à simbiose dos clássicos ciclos de compressão e de absorção.

PALAVRAS CHAVE

Refrigerantes, naturais, absorção, compressão, máquina rotativa.

1 - INTRODUÇÃO

Os sistemas de frio mais difundidos são os de compressão de vapor, que utilizaram durante muitos anos como fluido de trabalho refrigerantes sintéticos, vulgarmente designados por fréons, e também conhecidos pelas designações clorofluorcarbonetos (CFCs) e hidroclorofluorcarbonetos (HCFCs). A título de exemplo, sabe-se que 75% dos produtos alimentares que consumimos dependem dos CFCs e HCFCs, em algum ponto da sua cadeia de produção e distribuição. Mas para além dos sistemas de frio, estes fluidos são ainda profusamente utilisados, em aplicações televisivas e de rádio, para esterilização de instrumentos cirúrgicos e operação de raios X, na produção de isolamentos térmicos, para a limpeza de equipamentos de navegação aérea e como agente impulsionador em aerossois, para somente referir as aplicações mais importantes.

Porém, devido ao facto destes fluidos conterem cloro na sua estrutura molecular, e este ser um dos responsáveis pela destruição da camada de ozono da atmosfera, diversos estados assinaram em 1987, na cidade de Montreal, um protocolo revisto mais tarde em Londres (1990) e em Copenhaga (1992), para a redução da produção e do consumo daqueles.

Simultaneamente, tem-se incentivado o desenvolvimento de novos fluidos frigorigénios que não apresentem perigo para a camada de ozono atmosférica, designadamente os hidrofluorcarbonetos (HFCs), igualmente sintéticos, que não contêm cloro na sua estrutura molecular. Se bem que a maioria destes novos refrigerantes apresentem um potencial de destruição do ozono nulo, a sua contribuição para o efeito de estufa é, em muitos casos, significativa. Acresce que o seu custo é bastante elevado, e que, sendo fluidos sintéticos relativamente novos, podem vir a levantar problemas ainda não conhecidos (durante cerca de quarenta anos pensou-se que os CFCs e os HCFCs eram refrigerantes totalmente seguros!).

Uma alternativa aos fluidos sintéticos, consiste na utilização de refrigerantes naturais, já outrora mais ou menos difundidos, tais como o amoníaco (NH_3), os hidrocarbonetos (HCs), o dióxido de carbono (CO_2), a água e o ar. Apesar de alguns destes refrigerantes serem tóxicos e inflamáveis, apresentam um potencial de destruição do ozono nulo, sendo a sua contribuição para o efeito de estufa também praticamente nulo. A Tabela 1 indica algumas características de refrigerantes naturais e sintéticos comuns.

Tabela 1. Características de alguns refrigerantes sintéticos e naturais.

Refrigerante	R-12 (CFC)	R-22 (HCFC)	R-134a (HFC)	R-717 (NH_3)	R-744 (CO_2)	R-290 (propano)	R-600 (butano)	R-718 (H_2O)	R-728 (ar)
Substância natural	não	não	não	sim	sim	sim	sim	sim	sim
PDO [1]	1	0,045	0	0	0	0	0	0	0
PAG [2]	1	0,12	0,09	0	0*	< 0,01	< 0,01	0	0
ToxicidadeVLE [3] (ppm, volume)	1000	500	1000	25	5000	1000	1000	não	não
Inflamabilidade	não	não	não	sim	não	sim	sim	não	não

[1] Potencial de destruição do ozono - comparado com o R-12
[2] Potencial de aquecimento global - comparado com o R-12
[3] Valor limite de exposição, para exposição de 8 horas/dia, 40 horas/semana, sem efeito adverso
* PAG efectivo nulo,pois quantidades mais do que suficientes podem ser obtidas de gases de exaustão

Sistemas de frio menos difundidos, como os baseados no ciclo de absorção, foram ultimamente olhados com um novo interesse, por utilizarem fluidos naturais.

Neste trabalho faz-se uma análise sobre a utilização de refrigerantes naturais em instalações de frio, considerando os ciclos de compressão e de absorção. Faz-se ainda a apresentação de um ciclo misto de absorção e compressão que, utilizando refrigerantes naturais, permite a obtenção de eficiências mais elevadas do que as do clássico ciclo de absorção. São também referidas algumas características a assegurar para a implementação prática deste sistema.

2 - REFRIGERANTES NATURAIS

Nesta secção faz-se uma análise sobre a utilização dos refrigerantes naturais mais comuns: amoníaco, hidrocarbonetos, dióxido de carbono, água e ar.

O amoníaco é um refrigerante natural bem conhecido e difundido em instalações frigoríficas de grande capacidade. Sendo tóxico e inflamável, são necessárias medidas de segurança especiais e, em muitas aplicações, é mesmo necessário recorrer a sistemas indirectos de refrigeração. No entanto, o facto de ser menos denso que o ar e miscível com a água, torna particularmente eficazes os sistemas anti-incêndio a água. O custo do amoníaco é pequeno quando comparado com o dos refrigerantes sintéticos, uma vez que é um sub-produto do ciclo do azoto. Porém, a substituição dos CFCs e dos HCFCs pelo amoníaco em instalações já existentes não é simples, pelo facto de quando em contacto com a água se tornar corrosivo para o cobre e suas ligas, material de que são feitas a maioria das tubagens das instalações frigoríficas que operam com refrigerantes sintéticos.

Como pode ser verificado pela Fig.1, a eficiência (COP) de sistemas frigoríficos de compressão de vapor que operam com o amoníaco, é bastante boa quando comparada com os sistemas cujos fluidos de trabalho sejam os CFCs, HFCs ou outros refrigerantes alternativos.

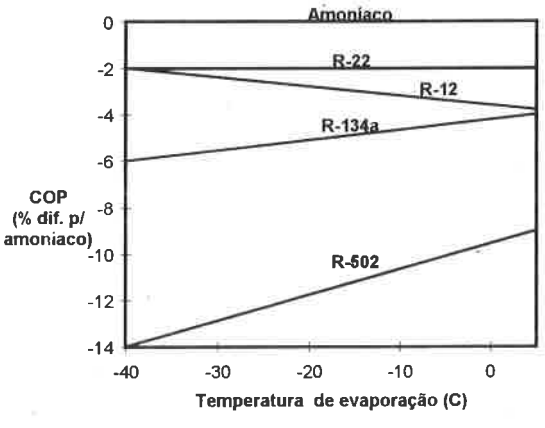


Fig.1 - COP relativo de um ciclo de compressão de vapor isentrópico para diferentes refrigerantes, [16].

Devido à característica tóxica e inflamável do amoníaco, a sua utilização como refrigerante em sistemas frigoríficos tem sido restringida em muitos países, com especial ênfase em aplicações comerciais e residenciais. No entanto, países como a Noruega, Estados Unidos, Reino Unido, Canadá e

Dinamarca apresentam várias instalações deste tipo, [20]. Hoje em dia, as principais aplicações do amoníaco incidem em "chillers" a água para o condicionamento de ar, bombas de calor de média/grande capacidade, sistemas de arrefecimento processual e refrigeração em supermercados, neste último caso fazendo recurso a sistemas indirectos.

O amoníaco é também usado em sistemas de absorção como fluido refrigerante primário, sendo a água o secundário. Estes sistemas não foram muito difundidos devido ao seu baixo valor de COP (COP médio de arrefecimento = 0,6), áreas de transferência de calor relativamente elevadas e custo inicial igualmente elevado. Sistemas de absorção de duplo efeito recentemente desenvolvidos permitiram obter valores de COP bastante superiores, [4, 23].

Os hidrocarbonetos já têm sido utilizados em sistemas frigoríficos na indústria petroquímica, onde existe a prática no manuseamento de fluidos combustíveis. Os mais comuns são o propano (R-290), o propileno (R-1270), o butano (R-600) e o isobutano (R-600a). Devido à sua inflamabilidade, os hidrocarbonetos são vistos fundamentalmente como refrigerantes alternativos em sistemas que necessitem de pequenas cargas.

Resultados experimentais obtidos, indicam que em bombas de calor o propano apresenta uma capacidade de aquecimento cerca de 8% inferior, quando comparado com o R-22, enquanto que o COP é, em média, 5 a 7% superior, [11, 21, 25], Fig.2. Como a massa molecular do propano é inferior à do R-22, mostrou-se também que a carga daqueles sistemas é reduzida em cerca de 50%, tendo como referência este último refrigerante e para a mesma máquina.

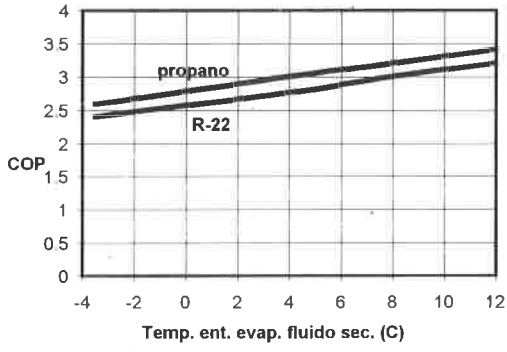


Fig.2 - COP de uma bomba de calor com R-22 e com R-290 para diferentes temperaturas do fluido secundário à entrada do evaporador, [11].

A substituição do R-22 por propano, em instalações já existentes, pode ser levada a cabo com baixos custos (substituição do sistema de expansão e lubrificante), quando comparados com a substituição por HFCs.

Os hidrocarbonetos têm sido usados quer em sistemas de pequena carga em aplicações residenciais e comerciais (aquecimento de águas e ambiente), quer em sistemas de baixa capacidade em condicionadores de ar para automóveis. Ultimamente têm sido também utilizados em refrigeradores domésticos, especialmente na Alemanha.

Contrariamente aos refrigerantes naturais acima mencionados, o dióxido de carbono é um fluido não inflamável, inodoro, com um PDO e PAG efectivo nulos e não tóxico na prática. Por ser mais denso que o ar pode causar sufocação, à semelhança do que ocorre com os hidrocarbonetos. O dióxido de carbono foi um refrigerante muito difundido nas primeiras décadas deste século em instalações marítimas, devido fundamentalmente à sua segurança, [22]. Porém, a partir dos anos 50 foi sendo gradualmente substituído pelos halocarbonetos, na sequência da generalização destes últimos refrigerantes. Só recentemente o interesse por este fluido recrudesceu devido ao desenvolvimento de um novo condicionador de ar para automóveis, [12].

O custo do dióxido de carbono é baixo quando comparado com os halocarbonetos - duas ordens de grandeza relativamente ao R-134a - uma vez que é um produto residual. Por outro lado, a densidade da fase líquida é baixa, o que tem como consequência sistemas com baixa carga e atravancamento, o que torna mais significativa a diferença dos custos entre o dióxido de carbono e os halocarbonatos, [13]. Uma outra vantagem do dióxido de carbono é a sua compatibilidade com lubrificantes e materiais comuns das máquinas frigoríficas.

Devido às propriedades termodinâmicas do dióxido de carbono, o ciclo frigorífico de compressão de vapor que lhe está subjacente, bem como os seus componentes, deverão ter características diferentes dos associados a refrigerantes com baixas pressões de vapor. De facto, para temperaturas ambientes normais, a rejeição de calor processar-se-á a uma pressão super-crítica, não sendo isotérmica como nos restantes ciclos.

Podem indicar-se as seguintes aplicações para este refrigerante: condicionamento de ar para automóveis, aquecimento de água através de bomba de calor, bombas de calor de grande capacidade para aquecimento à distância, refrigeração comercial e como fluido secundário em sistemas de refrigeração indirectos.

A água é um dos refrigerantes naturais melhor aceites, devido à sua segurança e preço. A utilização da água em bombas de calor para altas temperaturas (superiores a 100ºC) que operam segundo um ciclo de compressão de vapor, foi recentemente estudada, [7, 9, 14]. Porém, para baixas temperaturas, não se conhecem muitas aplicações, devido ao facto da água apresentar uma densidade muita baixa nesta gama de temperaturas, o que acarreta uma diminuição na sua capacidade de refrigeração e um aumento do caudal volúmico. A título de exemplo, a água tem um efeito frigorífico (kJ/kg) vinte vezes maior que o R-12, tendo no entanto um caudal volúmico cerca de duzentas vezes maior, para a mesma capacidade de refrigeração. Constata-se, assim, que o compressor é o componente fundamental dos ciclos de compressão de vapor que operem com a água como refrigerante. Somente compressores axiais ou centrífugos serão adequados para esta ordem de grandeza de caudais volúmicos, [8].

Instalações para o arrefecimento de água, que conduzem a uma economia de 30 a 50% de energia, quando comparadas com outras equivalentes que operam com o amoníaco e com HCFCs, e instalações para a produção de vapor a baixa temperatura (65ºC) foram monitorizadas, [20], estando a decorrer ensaios em bombas de calor para condicionamento de ar, [6].

A água pode também ser utilizada em ciclos de absorção, como refrigerante principal, sendo o brometo de lítio o fluido secundário. Tal como referido para o amoníaco, estes sistemas apresentam um COP relativamente baixo, a par de áreas de transferência de calor e dimensões elevadas.

O ar é o refrigerante mais seguro que se conhece. Não é nocivo para os seres humanos, nem para os alimentos e é gratuito. Foi já utilizado no passado, sendo hoje em dia usado fundamentalmente na aviação. O ciclo de suporte ao ar é o de Joule-Brayton inverso, [15], no qual somente existem trocas de calor sensível. Como se trata de um ciclo aberto, não se colocam grandes problemas acerca de fugas e de carga do sistema. O COP destes ciclos está intimamente ligado às eficiências dos permutadores de calor, do compressor e do expansor. Hoje em dia estes últimos equipamentos são do tipo rotativo, já que apresentam rendimentos isentrópicos bastante melhores do que os recíprocos.

Este ciclo é preferencialmente utilizado para baixas temperaturas, uma vez que o seu COP não é tão penalizado pela diminuição da temperatura mínima do ciclo, como ocorre com os ciclos de compressão de vapor. Diversas configurações deste ciclo têm sido estudadas, de forma a verificar quais as condições óptimas de funcionamento, [10, 19, 24].

3 - SISTEMA DE ABSORÇÃO-RECOMPRESSÃO COM REFRIGERANTES NATURAIS

Como anteriormente mencionado, o COP dos ciclos de absorção é bastante baixo. Uma das formas de o aumentar, consiste em combinar este ciclo com o de compressão de vapor. Um destes ciclos é o de absorção-recompressão, epresentado esquematicamente na Fig.3, [1, 2, 17].

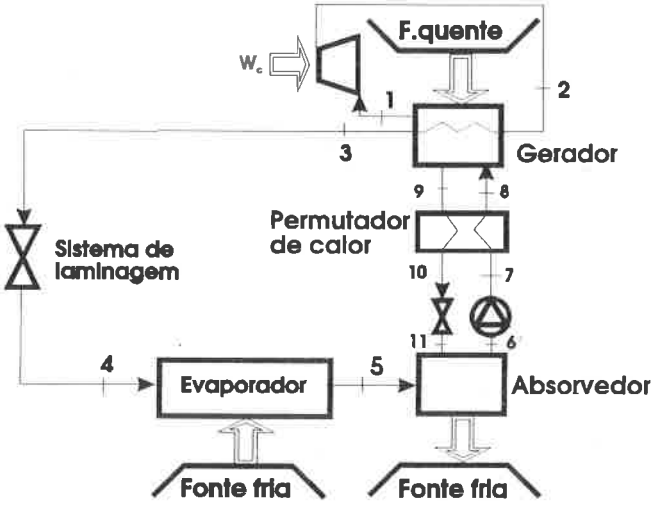


Fig.3 - Ciclo de absorção-recompressão.

As diferenças entre este ciclo e o de absorção dão-se ao nível do gerador, onde a energia que lhe é necessária provém parcialmente do calor latente de condensação do refrigerante (processo 2-3), que foi previamente libertado no gerador, e comprimido (processo 1-2) até uma pressão tal que a sua temperatura de saturação seja superior à temperatura reinante no gerador.

Este ciclo, tal como o de absorção, opera com dois fluidos: um primário, ou refrigerante, que circula entre os pontos 1 e 5, e uma solução deste com um fluido secundário, que circula entre os pontos 6 e 11. De entre as combinações de fluidos possíveis, são de salientar o par água/brometo de lítio e o par amoníaco/água. No primeiro caso não se poderão praticar temperaturas inferiores a 0°C no evaporador, enquanto que no segundo caso tal é possível.

Um dos modos de reduzir a dimensão, peso e custos de uma máquina frigorífica convencional de absorção, consiste na utilização de campos centrífugos nos permutadores de calor, de forma a incrementar os processos

de transferência de calor e de massa. Um protótipo de uma máquina rotativa de absorção, que utiliza a água como refrigerante principal e hidróxidos de metal como fluido secundário, encontra-se actualmente em testes, [5, 26].

No entanto, utilizando-se o ciclo de absorção-recompressão de vapor, podem obter-se melhores COP, [1, 2]. Um protótipo de uma máquina rotativa que utiliza este ciclo está actualmente a ser testado na Universidade de Nottingham, [3, 18], utilizando água como refrigerante principal e brometo de lítio como fluido secundário. A Fig.4 representa o esquema de princípio desta máquina.

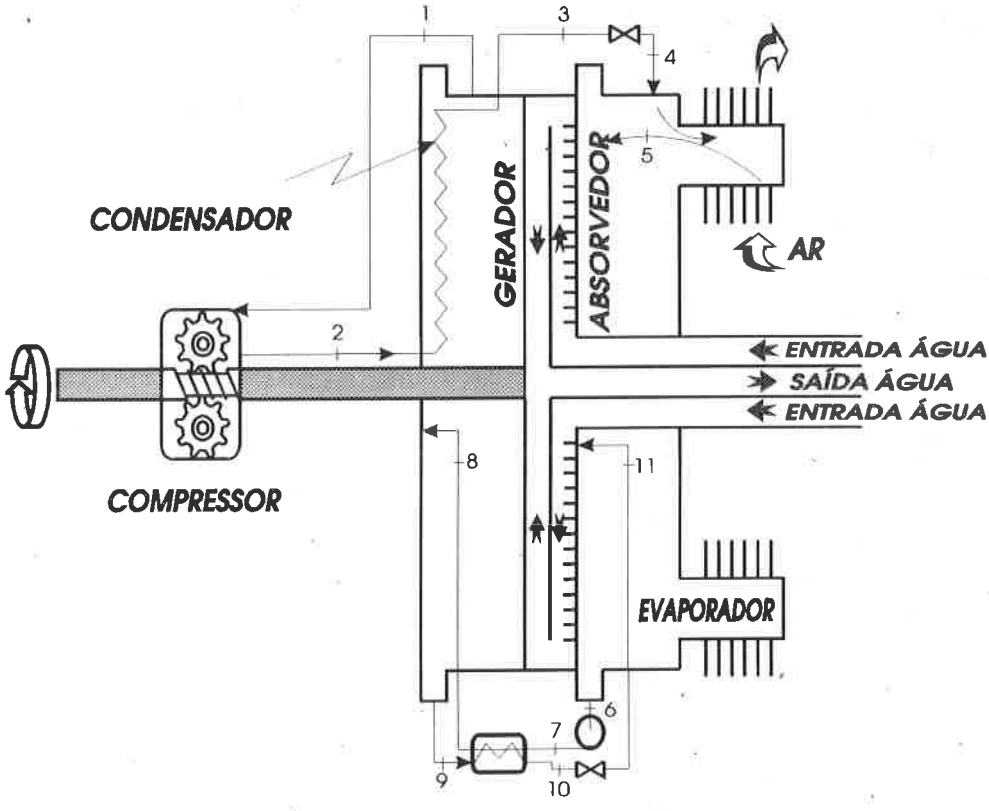


Fig.4 - Esquema de princípio da máquina frigorífica rotativa.

A diminuição das áreas de transferência de calor dos diversos componentes, a par das elevadas eficiências possíveis, faz com que esta máquina possa vir a constituir uma alternativa interessante às máquinas de compressão de vapor existentes.

4 - CONCLUSÕES

A redução na produção de CFCs e de HCFCs levou a esforços concertados no desenvolvimento de refrigerantes alternativos não nocivos à camada de ozono e que não apresentem efeito de estufa. De entre estes, são de salientar os refrigerantes naturais. O seu baixo custo, aliado ao facto de causarem um impacto ambiental mínimo, torna-os numa alternativa interessante aos refrigerantes sintéticos.

Se bem que a maioria dos sistemas frigoríficos funcione segundo ciclos de compressão de vapor, alguns destes refrigerantes podem também ser utilizados em ciclos de absorção e em ciclos mistos. Mostrou-se um ciclo de absorção-recompressão, bem como o esquema de princípio de um protótipo experimental que funciona segundo este ciclo, recorrendo a campos centrífugos com o objectivo de reduzir as suas dimensões e custo.

5 - REFERÊNCIAS

1. Afonso, C.F. e Oliveira, A.C., 1995. Ciclo Frigorífico Combinado de Absorção e Compressão : Comparação com os Ciclos Frigoríficos Convencionais. *Revista Engenharia (FEUP), série V, nº12.*
2. Afonso, C.F. e Oliveira, A.C., 1995. Energetic Analysis of an Environment-Friendly Absorption/Compression Refrigeration Cycle, *Proceedings III International Congress on Energy, Environment and Technological Innovations*, Venezuela.
3. Afonso, C.F. e al., 1995. Máquina Frigorífica Rotativa de Absorção-Compressão. *Revista Engenharia (FEUP), série V, nº13.*
4. Bassols, J. et al., 1993. First Operation Results of a Gas-Fired 250 kW Absorption Heat Pump With Plate-Fin Heat Exchangers. *International Absorption Heat Pump Conference*. AES-vol.31. ASME.
5. Chapman, J.F.; Welsby, P.; Whitman, D.J., 1992. Gas cooling - A Worlwide Overview. Proceedings Building on Success, The Institution of Gas Engineers.
6. Endo, N.; Ozaki, K; Yabe, A., 1995. A Study on Steam Compression Heat Pumps for Air Conditioning. *IEA Annex 22 Workshop on Compression Systems With Natural Working Fluids*, Trondheim, Norway.
7. Endou, H., 1990. Improvement of Compression Heat Pump Performance. *Proceedings of the 3rd. International Energy Agency Heat Pump Conference*, pp.817-822.
8. Gupta, R.P.; Linton, J.W.; Snelson, W.K., 1995. R&D Test Facility to Develop Systems Using Water as Refrigerant. *IEA Annex 22 Workshop on Compression Systems With Natural Working Fluids*, Trondheim, Norway.

9. Hackensellner, T. et al., 1994. Water - A Working Fluid for a Compression Heat Pump With a Liquid Ring Compressor. *International Conference on New Applications of Natural Working Fluids in Refrigeration and Air Conditioning*, Germany.
10. Kauffeld, M., Koening, H., Kruse, H., 1991. Theoretical and Experimental Evaluation of Air Cycle Refrigeration and Air Conditioning. *Proceedings 18th International Congress on Refrigeration*, vol.3, pp. 1124-1129, Montreal.
11. Lystad, T.; Sandbakk, M., 1994. Testing of a Heat Pump with Propane as Working Fluid. *SINTEF Report STF11 A94050*, Norway.
12. Lorentzen, G.; Pettersen, J., 1993. A New Efficient and Environmentally Benign System for Car Air Conditioning. *International Journal of Refrigeration, vol. 16, n.1, pp. 4-12.*
13. Lorentzen, G., 1993. Natural Refrigerants, A Complete Solution. Annual Meeting of The Norwegian Society of Refrigeration.
14. Meyer-Pittroff, R. et al., 1990. Experimental Development of a High Temperature Heat Pump Using a Liquid Ring Compressor. *Proceedings of the 3rd. Int. Energy Agency Heat Pump Confer., pp.615-625*, Japan.
15. Moran, J.M., Shapiro, H.N., 1988. Fundamentals of Engineering Thermodynamics, Ed. John Wiley.
16. Pills, J.W., 1993. Expanding Ammonia Usage in Air Conditioning. *ASHRAE/NIST Refrigerants Conference.*
17. Riffat, S.B.; Shankland, N.J.; Wong, C.W., 1994. Rotary Absorption-Recompression Heat Pump. Building Services Engineering Research Technology, 15(1), pp.27-30.
18. Riffat, S.B. et al., 1995. Rotary Vapour Recompression Heat Pump. *Proceedings 7th Heat Pump Concerted Action Group*, EC-DGXII.
19. Saito, T., 1995. Research and Development of Systems With Natural Working Fluids in Japan. *IEA Annex 22 Workshop on Compression Systems With Natural Working Fluids*, Trondheim, Norway.
20. Stene, J., 1995. Compression Systems With Natural Working Fluids. Country Reports - International Status. *IEA Annex 22 Workshop on Compression Systems With Natural Working Fluids*, Trondheim, Norway.
21. Tengblad, N., 1993. Resultat Fran Prov med en Liten Luft-Luft Warmepump med Propan/Gasol som Koldmedium. Dept. Energy Technology, Applied Thermodynamics and Refrigeration, KTH, ISRN KTH/REFR/R-93/12-SE, Sweden.
22. Thevenot, R., 1979. A History of Refrigeration Throughout the World. *International Institute of Refrigeration*, Paris.
23. Whitman, D.; Miriam, J., 1991. Gas Air Conditioning. British Gas publication, External Report MRS E 648.
24. Air Cycle Refrigeration. FRPERC Newsletter Supplement.
25. Reduction of the Use of Ozone-Destructive Media, 1995. The Swedish Environmental Protections Agency.
26. Revolution in Gas-Fired Cooling, 1995. *Professional Engineering (IMechE)*, vol.8, n.21.

ANÁLISE CRITERIOSA DO MODELO DEGADIS PARA DISPERSÃO DE GASES DENSOS NA ATMOSFERA

I. MALICO* e J. C. F. PEREIRA*

SUMÁRIO

É feita uma análise ao código DEGADIS mediante a comparação de previsões numéricas da dispersão de gás natural com dados provenientes de experiências de campo integradas nas séries *Burro*, *Coyote* e *Maplin Sands*. Tendo como objectivo a validação do modelo, os doze cenários analisados compreendem um largo espectro de caudais de emissão e condições meteorológicas. Apesar do DEGADIS abordar de uma forma simplificada o problema da dispersão de gases densos na atmosfera, modelando como bi--dimensionais fenómenos fortemente tri-dimensionais e recorrendo a perfis de concentração pré-estabelecidos não sujeitos às condições da nuvem, verificou-se que este modelo consegue prever, com relativa precisão e sem grande esforço computacional, os principais parâmetros envolvidos numa análise das consequências de um acidente envolvendo LNG. Esses parâmetros compreendem as dimensões gerais da nuvem de gás, definidas como a isolinha de concentração igual ao Limite Inferior de Flamabilidade.

PALAVRAS CHAVE: Dispersão de gases densos, DEGADIS, Validação de modelos numéricos.

1. INTRODUÇÃO

Pelas implicações que emissões acidentais de gases nocivos têm, é necessário fazer uma avaliação quantitativa e qualitativa das consequências de um acidente desta índole não só como forma de minimizar os seus danos (por exemplo, determinando áreas de evacuação de pessoas) mas também, e fundamentalmente, como forma de verificar e controlar as actividades que podem originar tais acidentes (estabelecendo regras e leis adequadas). Compreende-se assim, que a modelação da dispersão de gases emitidos acidentalmente é necessária e muito importante.

Os modelos convencionais de dispersão atmosférica de poluentes não podem ser aplicados a emissões acidentais, especialmente quando os gases

* Departamento de Engª Mecânica, Instituto Superior Técnico, Av. Rovisco Pais, 1096 Lisboa Codex.

libertados são densos. Criaram-se assim, uma série de modelos com o objectivo de prever emissões acidentais de gases densos. Entre esses modelos encontra-se o DEGADIS, objecto deste estudo.

Paralelamente ao desenvolvimento de modelos de previsão da dispersão de gases densos realizaram-se uma série de experiências de campo com o objectivo de melhor conhecer os fenómenos que se processam aquando da emissão de gases deste tipo. Como exemplo dessas experiências pode-se citar as realizadas nos Estados Unidos da América e no Reino Unido na década de 80: *Porton Down, Maplin Sands, Thorney Island, Burro, Coyote, Eagle, Desert Tortoise...* Convem salientar a importância destas experiências no desenvolvimento de ferramentas de previsão já que fornecem os dados necessários para a avaliação e validação dos modelos físico-matemáticos desenvolvidos.

O principal objectivo deste trabalho é a validação do código DEGADIS. Este ainda não foi extensivamente testado [Havens *et al.*, 1989], pelo que necessita de ser confrontado com dados experimentais. Para atingir este objectivo compararam-se dados estatísticos obtidos nalgumas das séries de testes enumeradas em cima com os valores previstos pelo modelo em causa.

2. DESCRIÇÃO SUMÁRIA DO DEGADIS

O modelo DEGADIS (*Dense Gas Dispersion*) foi desenvolvido para prever a dispersão de substâncias gasosas mais densas que o ar. Os seus autores, Dr. Jerry Havens e Dr. Tom Spicer da *University of Arkansas*, contaram com o patrocinio da *US Coast Guard*, do *Gas Research Institute* e da *Environmental Protection Agency*. Este modelo permite simular vários tipos de emissões: transientes, estacionárias e emissões verticais de elevada quantidade de movimento. Como resultado deste trabalho criou-se uma versão comercial do código para PC, denominada DEGADIS +. Foi com esta versão que se modelaram os cenários apresentados neste relatório.

No cálculo da dispersão de gases densos, o DEGADIS resolve as equações de balanço de massa e energia, não resolvendo, no entanto, as equações de balanço de quantidade de movimento. Em sua substituição os perfis de concentração são impostos: A distribuição vertical de concentrações é assumida como sendo do tipo lei de potência, e na direcção horizontal impõe-se um núcleo uniforme de concentrações, apresentando as extremidades do perfil uma distribuição gaussiana. Estes perfis de concentração assumidos são função dos parâmetros de dispersão vertical e horizontal, deduzidos a partir das equações de difusão.

3. CENÁRIOS DAS EXPERIÊNCIAS DE CAMPO DE EMISSÕES DE GASES DENSOS

Nos Estados Unidos da América, mais concretamente no *Naval Weapons Center* (NWC), China Lake, California, realizaram-se uma série de experiências com o objectivo de conhecer melhor a dispersão atmosférica de uma nuvem de vapor de LNG sob diversas condições. A série *Burro*, tal como foi conhecido este conjunto de experiências, foi composta por nove ensaios que tiveram lugar no Verão de 1980. No entanto, neste trabalho, e à semelhança do feito por Koopman *et al.* (1982), só se analisam os testes *Burro* 3, 7, 8 e 9 por serem representativos de todas as condições em que se realizaram as experiências. Na tabela I são apresentados os diversos parâmetros que influenciaram a dispersão de gás natural durante estes testes.

Tabela I - Parâmetros que caracterizaram os testes *Burro*.

	Burro 3	*Burro* 7	*Burro* 8	*Burro* 9
Volume de LNG emitido (m^3)	34,0	39,4	28,4	24,2
Caudal volúmico emitido (m^3/min)	12,2	13,6	16,0	18,4
Duração da emissão (s)	167	174	107	79
Velocidade do vento medida a 2m (m/s)	5,4±1,2	8,4±1,2	1,8±0,3	5,7±0,7
Classe de Estabilidade atmosférica	C	D	E	D
Humidade (%)	5	7	5	12
Temperatura ambiente (ºC)	33,8	33,7	33,1	35,4

Igualmente no NWC realizou-se outro programa, denominado *Coyote*, que também envolveu a emissão de LNG. Os objectivos deste programa eram diferentes dos do anterior, e compreendiam o estudo da combustão do LNG e do fenómeno da rápida transição de fase verificadas em alguns testes da série Burro. Apesar dos diferentes objectivos, esta série de testes também forneceu dados sobre a dispersão do gás natural. A tabela II resume as condições dos testes número 5 e 6 do programa *Coyote* que foram utilizados neste trabalho para validar o DEGADIS.

Outro programa foi lançado no Reino Unido - *Maplin Sands*, pela *Shell Oil Company*. Estas experiências, onde se emitiram LNG e LPG sobre água, decorreram nos anos de 1980 e 1981 e tiveram como objectivo o estudo da dispersão sobre água destas duas substâncias, bem como, do seu comportamento depois de inflamadas. Na tabela III estão resumidos os

principais parâmetros que descrevem as condições em que se verificaram alguns desses testes: Os testes número 27, 29, 34, 35, 39 e 56.

Tabela II - Parâmetros que caracterizam os testes *Coyote* 5 e 6.

	Coyote 5	*Coyote* 6
Caudal de LNG emitido (kg/s)	121,0	118,0
Duração da emissão (s)	98	82
Velocidade do vento medida a 8 m (m/s)	11,9	5,9
Classe de estabilidade atmosférica	C	D
Humidade (%)	21	23
Temperatura superficial (K)	310	300

Tabela III - Parâmetros que caracterizam os teste em *Maplin Sands*.

	MS 27	MS 29	MS 34	MS 35	MS 39	MS 56
Caudal emitido (kg/s)	22,67	29,04	21,25	27,60	33,3	17,7
Duração da emissão (s)	236	320	204	282	139	151
Raio da emissão (m)	9,21	10,43	8,92	10,2	11,2	8,14
Velocidade do vento medida a 10 m (m/s)	5,5	7,4	8,6	9,8	4,1	5,1
Estabilidade atmosférica	D	D	D	D	D	D
Humidade (%)	53	52	72	63	63	83
Temperatura superficial (K)	289	290	289	290	290	284

4. SIMULAÇÃO NUMÉRICA

Para decidir se a emissão de gás natural a modelar pode ser considerada permanente utilizou-se o seguinte algoritmo proposto por Havens *et al.* (1989): Começa-se por simular a emissão do gás denso como permanente. Em seguida, calcula-se o tempo que se leva a atingir o ponto onde as concentrações igualam o Limite Inferior de Flamabilidade, x_{LIF}. Se a emissão do poluente parar antes desse tempo a modelação é do tipo transiente, caso contrário, permanente. Seguindo este esquema verificou-se que as emissões dos testes *Maplin Sands*, *Coyote* e *Burro* 3 e 7 foram permanentes sendo as outras, *Burro* 8 e 9, transientes.

Na simulação numérica calcularam-se as médias da concentração de poluente para um período de tempo igual ao utilizado na apresentação dos dados das experiências de campo para que se pudesse comparar

directamente valores numéricos e experimentais. Assim, para os testes *Burro* e *Coyote* utilizou-se um período de 10 s e para os testes *Maplin Sands* um período de 3 s.

Para se determinar o raio da piscina de LNG formada no decorrer das experiências, parâmetro só fornecido para o caso das experiências em *Maplin Sands*, utilizou-se a lei da conservação de massa e assumiu-se condições de estacionaridade.

$$\dot{m}_e = \dot{m}_{evap} \tag{1}$$

onde $\dot{m}_e$ é o caudal de descarga de gás natural liquefeito (conhecido) e $\dot{m}_{evap}$ o caudal de gás natural que se evapora para a atmosfera. Este valor é calculado utilizando as equações de transferência de massa baseadas no conceito simplificado de coeficiente médio de transferência de massa por convecção, $\overline{h}_m$.

$$\dot{m}_{evap} = M_{GN}\, \overline{h}_m\, A_s \left(c_{GN,s} - c_{GN,\infty}\right) \tag{2}$$

Sendo M_{GN} a massa molar do gás natural, A_s a área superficial da piscina de LNG dada por πr^2 (com r igual ao raio da piscina), $c_{GN,\infty}$=0 a concentração de gás natural a montante da piscina de LNG e $c_{GN,s}$ a concentração de gás natural na superfície da piscina, determinada, em primeira aproximação, pela lei dos gases perfeitos e assumindo-se equilíbrio termodinâmico na interface líquido/vapor [Incropera *et al.*, 1990]. O valor de $\overline{h}_m$ pode ser obtido através de correlações existentes para o número de Sherwood ($\overline{Sh}_x = \overline{h}_m L/D_{GN,ar}$). Utilizou-se a correlação desenvolvida por Kays [*in* White, 1988] para o caso da camada limite de concentrações começar a uma distância ξ do bordo de ataque de uma placa plana de comprimento L.

$$Sh_x = \frac{\dfrac{c_f/2}{1+12{,}7(Sc^{2/3}-1)\sqrt{c_f/2}}\, Re_x\, Sc}{\left[1-\left(\xi/x\right)^{9/10}\right]^{1/9}} \tag{3}$$

onde $c_f = \frac{0,455}{\ln^2(0,06 Re_x)}$, x é a distância ao bordo de ataque e Sc e Re_x são, respectivamente, os números de Schmidt e Reynolds. Note-se que esta correlação define o número de Sherwood local, para se obter o número de Sherwood médio tem de se integrar a expressão (3) em todo o domínio. Como esta depende do parâmetro que se pretende conhecer, r, o processo de cálculo tem de ser iterativo: Começa-se por estimar um valor de r, determina-se um novo raio da piscina pelo processo de cálculo exposto e toma-se esse valor como ponto de partida para novos cálculos. O processo foi repetido até se atingir a convergência, sendo necessárias, em média, cerca de 5 iterações.

O coeficiente de difusidade mássica, $D_{GN,ar}$, foi determinado tendo em conta o proposto por Bird *et al.* (1960) para misturas binárias de gases a baixas pressões.

O valor dos raios da piscina de LNG obtidos por este processo são apresentados na tabela IV.

Tabela IV - Valores obtidos para o raio da piscina de LNG formada no decorrer dos testes *Burro* e *Coyote*.

	Burro 3	*Burro* 7	*Burro* 8	*Burro* 9	*Coyote* 5	*Coyote* 6
Raio (m)	19,26	17,20	32,83	22,49	16,70	21,29

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Refira-se que todos os dados experimentais, utilizados para comparação com os numéricos, foram retirados de Koopman *et al.* (1982), Ermak *et al.* (1982) & Havens (1992).

Do ponto de vista da avaliação do risco envolvido numa emissão acidental deste tipo é importante que o modelo consiga prever com uma margem de erro aceitável a máxima distância para a qual se atinge o Limite Inferior de Flamabilidade, já que este valor delimita a área na qual existe o perigo de inflamação do gás. Como se pode ver pela tabela V, o DEGADIS sobrestimou sempre valor para a maioria dos testes *Burro* e para todos os testes *Coyote*. Uma das explicações que se pode dar para esta evidência prende-se com o facto do terreno em China Lake não ser plano e horizontal já que experiências em túnel de vento demonstraram que a topografia da zona de testes, em China Lake, conduz a um valor de x_{LIF} inferior ao que se teria se a região fosse plana [Ermak *et al.*,1982]. A excelente concordância

entre os valores previstos e reais de x_{LIF} obtida para o teste *Burro* 7 tem por isso de ser vista com atenção, já que, se o terreno na zona de testes fosse totalmente plano e horizontal este valor teria sido subestimado pelo modelo.

Tabela V - Valores de x_{LIF} em metros obtidos experimentalmente e através do DEGADIS para os testes analisados.

	Burro 3	*Burro* 7	*Burro* 8	*Burro* 9	*Coyote* 5	*Coyote* 6
Experiência	255	200	335	325	230	225
DEGADIS	350	200	373	420	330	400
	MS 27	MS 29	MS 34	MS 35	MS 39	MS 56
Experiência	215	195	-	215	150	230
DEGADIS	170	165	150	145	210	135

Quanto aos testes *Maplin Sands* o valor da distância para a qual se atinge o Limite Inferior de Flamabilidade vem, na generalidade dos casos, substimado (Ver Tabela V). Para o teste *Maplin Sands* 34 os poucos dados experimentais existentes não permitiram interpolar o valor de x_{LIF}, prevendo-se, no entanto, por extrapolação, uma subestimação deste parâmetro pelo DEGADIS. A grande diferença entre os testes *Burro* e *Maplin Sands* encontra-se no caudal de LNG emitido: para os testes *Burro* analisados os caudais e volumes de LNG descarregados para a atmosfera são muito superiores aos dos testes *Maplin Sands*. Isto vai implicar uma maior perturbação por parte das emissões *Burro* no escoamento atmosférico. Outro dos parâmetros diferente entre alguns testes *Burro* e *Maplin Sands* foi a estrutura turbulenta da camada limite atmosférica. No entanto, os testes *Burro* 7 e 9 apresentaram a mesma classe de estabilidade atmosférica que os testes *Maplin Sands* registando-se a mesma diferença entre as previsões das duas séries de testes. Pode-se, portanto concluir que este factor não é, por si só, o responsável por essa diferença.

Para todos os testes analisados traçaram-se gráficos comparando as fracções molares previstas e medidas experimentalmente ao logo da direcção do vento, x, a uma altura constante e no centro da pluma. Verificou-se que estas fracções molares eram em geral subestimadas pelo DEGADIS para os testes *Maplin Sands* e sobrestimadas para os testes *Burro* e *Coyote*. A título de exemplo apresenta-se a figura 1 onde se pode observar esse comportamento.

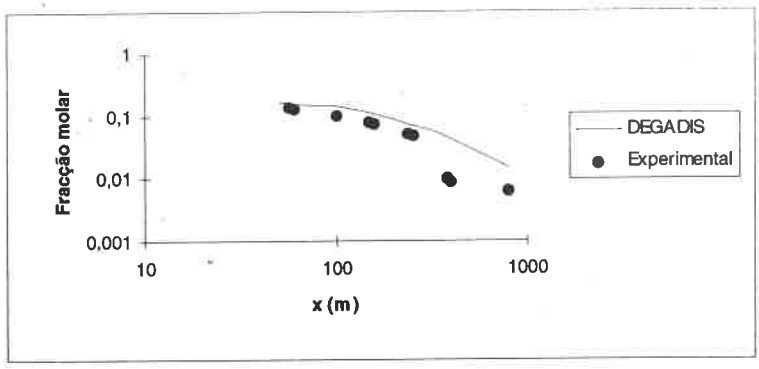


Fig. 1 - Fracções molares de gás natural no centro da pluma e na direcção do vento para uma altura de 1m para o teste *Burro* 3.

Para os testes *Burro* foi ainda possível comparar os dados experimentais com os numéricos para a largura das nuvens. Como exemplo pode ver-se a figura 2 onde se traçaram as fracções molares em função da direcção y (paralela ao solo e perpendicular à direção do vento). Pôde constatar-se que o modelo DEGADIS as sobrestimou sempre à excepção do teste *Burro* 8. Este teste é particularmente interessante já que foi o único que se realizou a baixas velocidades do vento o que permitiu que o escoamento do gás denso e frio se processasse quase independentemente do escoamento atmosférico. Verificou-se que esta nuvem foi menor em altura e maior em largura que qualquer outra das nuvens formadas no decorrer das experiências e que apresentou uma bifucação durante grande parte do tempo. Essa bifurcação deveu-se à interacção do escoamento lateral gravítico de gás natural com o escoamento longitudinal atmosférico. O modelo DEGADIS é incapaz de prever essa bifurcaçãodevido ao facto da distribuição de concentrações horizontal ser imposta pelo modelo, não estando, por isso, sujeita a alterações impostas pelo campo do escoamento.

Para os cenários dos testes *Burro* analisados, o DEGADIS conseguiu prever de uma forma bastante precisa a altura da nuvem. Este modelo sobrestimou as fracções molares de gás natural para as baixas altitudes, subestimando-as para as baixas. O único teste em que isto não aconteceu foi o *Burro* 8 que, como já foi referido, se desenrolou sob condições atmosféricas muito específicas. Como exemplo mostra-se a figura 3 traçada para o teste *Burro* 9, onde se pode observar a evolução descrita anteriormente.

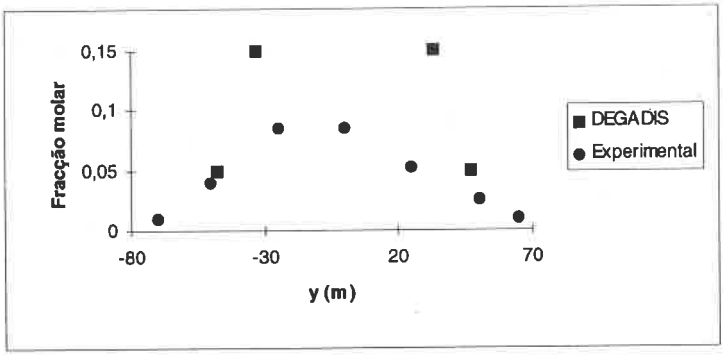


Fig. 2 - Fracções molares ao longo de y [x=140, z=1m, t=70s] para o teste *Burro* 9.

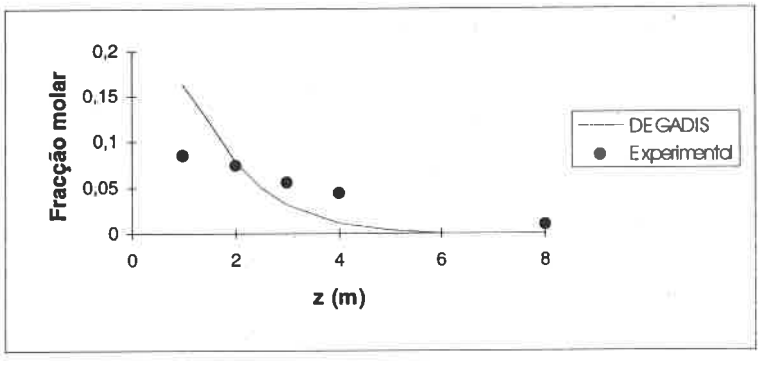


Fig. 3 - Fracções molares ao longo do eixo perpendicular ao solo, z, (x=140; y=0m; t=70s) para o teste *Burro* 9.

6. CONCLUSÕES

Dos resultados obtidos, verifica-se que o DEGADIS consegue prever de um forma razoável e num curtíssimo período de tempo as dimensões de uma núvem de gás denso, definidas como a isolinha de concentração igual ao Limite Inferior de Flamabilidade. Apesar da precisão dos resultados obtidos por este modelo não ser em geral elevada, ele apresenta enormes potencialidades, isto porque para a maior parte das suas aplicações práticas uma grande precisão não é um requisito fundamental. Se se utilizar o DEGADIS para prever uma possível catástrofe, não é necessário obter resultados muito precisos já que a incerteza dos parâmetros de entrada é muito grande introduzindo assim a fonte de erro mais significativa. Por outro lado, se se utilizar o modelo para, imediatamente após o acidente, prever as

implicações deste, o que é necessário é ter um bom compromisso tempo/precisão, objectivo que o DEGADIS alcança, já que devido à sua abordagem simplificada não requer grande esforço computacional.

7. AGRADECIMENTOS

Os autores não queriam deixar de agradecer ao Prof. Afgan pelo seu valioso contributo no desenvolvimento do algoritmo de determinação do raio da piscina e ao Engº Paulo Ferreira de Sousa pelo constante apoio prestado.

8. REFERÊNCIAS

BIRD, R. B. , STEWART, W. E., LIGHTFOOT, E. N. 1960. *Transport phenomena*. John Wiley & Sons Inc., USA. 780 pp.

ERMAK, D. L., CHAN, S. T., MORGAN, D. L., MORRIS, L. K. 1982. A Comparison of Dense Gas Dispersion Model Simulations with Burro Series LNG Spill Test Results. *Journal of Hazardous Materials* **6,** 129-160.

HAVENS, J., SPICER, T. 1989. *User´s Guide for the DEGADIS 2.1 Dense Gas Dispersion Model.* U.S. Department of Commerce.

HAVENS, J. 1992. Review of Dense Dispersion Field Experiments. *J. Loss Prev. Process Ind.* **5**, 28-41.

INCROPERA, F. P., DE WITT, D. P.1990. *Fundamentals of Heat and Mass Transfer*, 3rd Edition. John Wiley & Sons, USA. 916 pp.

KOOPMAN, R. P., CEDERWALL, R.T., ERMAK, D. L., GOLDWIRE, JR. , H. C., HOGAN, W. J., MCCLURE, J. W., MCRAE, T. G., MORGAN, D. L., RODEAN, H. C., SHINN, J. H. 1982. Analysis of Burro Series 40 m^3 LNG Spill Experiments. *Journal of Hazardous Materials* **6,** 43-83.

WHITE, F. M. 1988. *Heat and Mass Transfer.* Addison-Wesley Publishing Company, Inc., Reading (Massachusetts). 718 pp.

MODELO POLARIS
DESENVOLVIMENTO E VALIDAÇÃO DE UM MODELO GAUSSIANO DE DISPERSÃO DE POLUENTES BASEADO NUMA PARAMETRIZAÇÃO CONTÍNUA DA ESTABILIDADE ATMOSFÉRICA

S. LEMOS[1], C. GUERREIRO[2], J. M. MARTINS[3], C. BORREGO[4]

Resumo

Neste estudo foi desenvolvido um modelo gaussiano de segunda geração - modelo POLARIS - assente em formulações contínuas para os parâmetros de dispersão. Este novo modelo foi aplicado para a zona de Setúbal, para o ano de 1993 e tomando como fonte pontual a Central Térmica (C.T.) existente nessa região. Os resultados obtidos a partir da aplicação do modelo POLARIS foram comparados com dados de qualidade do ar da rede da C.T. e com os resultados de dois modelos gaussianos clássicos - modelo POLUX e modelo ISC - aplicados às mesmas condições. A análise comparativa dos resultados mostra que o modelo POLARIS se correlaciona bastante melhor com os dados reais do que os outros dois modelos considerados.

Palavras-chave: Modelos Gaussianos, Dispersão Atmosférica, Estabilidade atmosférica, coeficientes de dispersão, validação experimental

1. INTRODUÇÃO

Tendo presente a corrente utilização dos modelos gaussianos como forma de análise e previsão de cenários ligados a fenómenos de poluição atmosférica, devido à versatilidade que apresentam, pretendeu-se neste estudo encontrar formulações contínuas para determinação da estabilidade atmosférica. Neste contexto foi desenvolvido um algoritmo de cálculo de concentrações ao nível do solo, resultantes de emissões a partir de fontes pontuais elevadas, que conduza a uma simulação o mais próxima possível da realidade, dos diversos parâmetros que condicionam a dispersão e que fazem parte da fórmula gaussiana da dispersão dos poluentes na atmosfera,

[1] Finalista em Engenharia do Ambiente, Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro (DAO/UA).

[2] Engenheira do Ambiente, Estudante de Pós-Graduação, Norwegian Institute for Air Research (NILU).

[3] Engenheiro do Ambiente, Estudante de Pós-Graduação em doutoramento, DAO/UA.

[4] Professor Catedrático, DAO/UA.

não esquecendo no entanto a complexidade da simulação da turbulência atmosférica devido ao seu carácter não linear.

Classicamente, estes parâmetros (nomeadamente os coeficientes de dispersão e a velocidade do vento à altura de emissão), são determinados com base na classificação de Pasquill-Gifford-Turner da estabilidade atmosférica. Tal classificação afasta-se da realidade na medida em que discretiza a atmosfera, tratando-a como meio descontínuo, e na medida em que as expressões empíricas utilizadas para determinar os coeficientes de dispersão foram desenvolvidas para alturas de emissão da ordem dos 10 m, o que se encontra em desacordo com a gama de utilização de alturas dos modelos gaussianos.

Com o avanço dos meios informáticos disponíveis, e tendo em conta novas formulações de cálculo da estabilidade atmosférica (que incluem os parâmetros: Comprimento de Monin-Obukhov (L), velocidade tangencial (u_*), escala de velocidade convectiva (w_*), altura da camada de mistura (Zi), etc.) que utilizam um maior número e variedade de dados meteorológicos tais como um gradiente de temperatura para cada hora de simulação e dois perfis de temperatura em altura diários, obtidos por radiossondagem, torna-se possível desenvolver modelos que permitem calcular a estabilidade atmosférica em termos contínuos e não discretizados por classes, os modelos de segunda geração.

Assim este estudo teve como objectivos primordiais tanto o desenvolvimento de um modelo gaussiano de dispersão dito de segunda geração (modelo POLARIS), bem como a validação dos seus resultados por comparação destes com resultados de modelos gaussianos clássicos - POLUX [Barros., 1986] e ISC [Borrego, 1990] - e também com dados de qualidade do ar.

2. FUNDAMENTOS TEÓRICOS

O modelo POLARIS é um modelo gaussiano no qual os parâmetros de dispersão são tomados como funções contínuas de diversos parâmetros que condicionam a dispersão dos poluentes na atmosfera e não com base nas classes de estabilidade de Pasquill-Gifford-Turner. Neste modelo os parâmetros de dispersão estão directamente relacionados com os parâmetros físicos básicos que descrevem as características da turbulência ao longo da camada limite atmosférica.

2.1. Coeficientes de dispersão

Os coeficientes de dispersão que integram a fórmula gaussiana são considerados como resultado da composição de diferentes contribuições e

em que cada uma delas se encontra ligada a um mecanismo de dispersão específico.

Assim, cada um dos coeficientes de dispersão (σ_y e σ_z) é composto por três partes fundamentais:

$$\sigma^2 = \sigma^2_{mec} + \sigma^2_{conv} + \sigma^2_{int} \qquad \text{(Eq. 1)}$$

Aqui, σ_{mec} é o coeficiente de dispersão relacionado com a turbulência de origem mecânica, σ_{conv} é o coeficiente de dispersão relacionado com a turbulência de origem convectiva e σ_{int} é a contribuição ligada ao arrasto de ar ambiente para o seio do penacho diluindo-o.

O princípio da decomposição da energia de turbulência em duas partes (mecânica e convectiva) é apresentado por Berkowicz et al. (1984).

2.1.1. Coeficiente de dispersão vertical

Investigações teóricas levadas a cabo por Deardorff (1972), assim como modelos laboratoriais desenvolvidos por Willis e Deardorff (1974, 1976,1978,1979) indicam que a turbulência e dispersão numa camada limite convectiva são controladas por dois importantes parâmetros: altura da camada de mistura, Zi, e escala de velocidade convectiva, w_*.

No caso do modelo POLARIS, as expressões que permitem calcular o coeficiente de dispersão vertical de origem convectiva, σ_{zc}, são funções de hs, Zi, w_* e de t, sendo este último o tempo de deslocamento [Berkowicz, 1992].

Contrariamente à turbulência de origem convectiva, a intensidade de turbulência gerada mecanicamente não apresenta gradientes verticais significativos. No entanto, a escala de tempo da turbulência mecânica é menor do que no caso convectivo, e também varia com a altura, devendo estas propriedades ser tomadas em conta na modelação.

O coeficiente vertical de dispersão devido a efeitos mecânicos, σ_{zm}, é tomado como sendo uma função de u_*, hs, L, e t [1].

2.1.2. Coeficiente de dispersão horizontal

A dispersão horizontal é bastante mais difícil de classificar do que a dispersão vertical porque a dependência dos efeitos de mesoscala podem ser tão importantes como a dependência dos parâmetros da camada limite.

Neste modelo, a dispersão horizontal é modelada utilizando o conceito da sobreposição das partes mecânica e convectiva.

A contribuição da parte convectiva para a dispersão horizontal é determinada utilizando a expressão proposta por Deardorff (1976):

$$\sigma_{yc} = \frac{0.5\, w_*.(x/\bar{u})}{\sqrt{1 + 0.9(x w_*./Zi\bar{u})}} \qquad \text{(Eq. 2)}$$

Para a contribuição da parte mecânica utiliza-se:

$$\sigma_{ym} = \frac{u_*}{\bar{u}} x \qquad \text{(Eq. 3)}$$

2.1.3. Coeficiente de dispersão interno

Os penachos ascensionais estão sujeitos a processos de arrasto. A penetração de ar "limpo" e frio actua de forma a diluir o penacho favorecendo a sua dispersão. O efeito da dispersão interna encontra-se, pois, relacionado com penachos que apresentem movimentos ascensionais significativos.

Para condições de estabilidade atmosférica, a dispersão interna pode ter uma influência significativa na dispersão global do penacho. Nestas condições, a parte interna é muitas vezes superior à parte turbulenta, pelo que a sua não inclusão nos modelos de dispersão pode conduzir à determinação de concentrações ao nível do solo bastante diferentes das reais.

No modelo POLARIS, a dispersão interna é considerada, sendo o σ_{int} determinado por intermédio da Eq. 4, onde Δh representa a sobre-elevação do penacho.

$$\sigma_{int} = \frac{\Delta h}{\sqrt{2\pi}} \qquad \text{(Eq. 4)}$$

A contribuição da dispersão interna é pois adicionada à contribuição dos efeitos de turbulência, para finalmente se obterem os valores finais dos dois coeficientes de dispersão que fazem parte da fórmula gaussiana.

3. MODELO NUMÉRICO

O modelo POLARIS pode ser subdividido em duas partes. Na primeira fase é feito o processamento dos dados meteorológicos de base, de forma a determinar os parâmetros fundamentais para o cálculo dos coeficientes de dispersão. Neste caso, os dados meteorológicos necessários à utilização do modelo são: observações sinópticas constituidas por valores horários de temperaturas medidas a três níveis (sendo um ao nível do solo), de velocidade do vento medida a duas alturas e direcção do vento, e dois perfís diários de temperatura em altura obtidos por radiossondagem.

A partir destes dados meteorológicos é então possível determinar os correspondentes valores horários do Comprimento de Monin-Obukhov, da velocidade tangencial, da escala de velocidade convectiva e da altura da camada de mistura atmosférica.

Na segunda fase, são necessários os dados característicos da fonte emissora, bem como os dados de receptor. Nesta fase são então determinados os valores da sobre-elevação do penacho, dos coeficientes de dispersão horizontal e vertical, bem como as concentrações médias horárias e diárias ao nível do solo para cada um dos pontos receptores considerados. Assim, a estrutura básica do modelo POLARIS poderá representar-se segundo o esquema da figura 1.

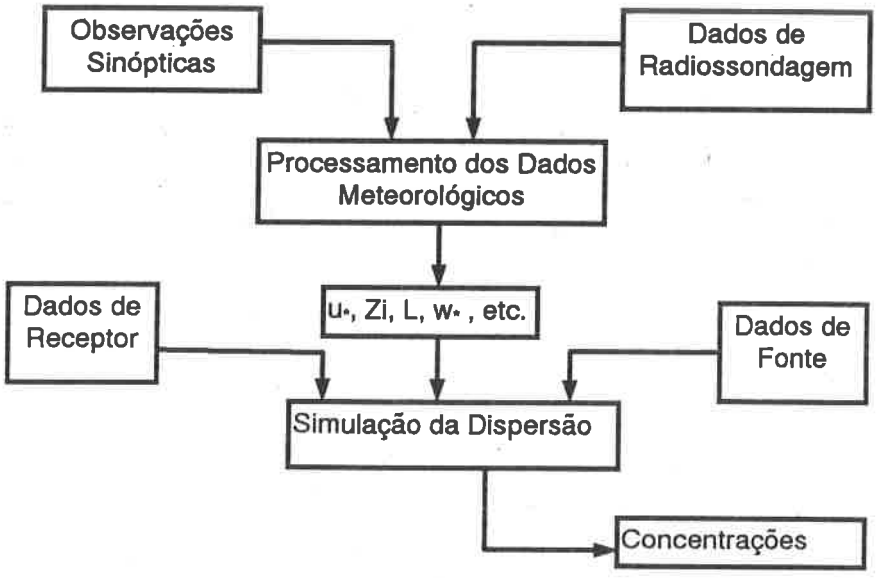
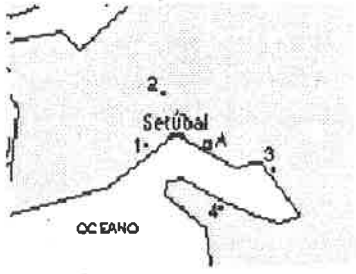


Fig. 1 - Diagrama representativo do modelo POLARIS

3. AVALIAÇÃO DO MODELO

O comportamento do modelo POLARIS foi avaliado utilizando os resultados da sua aplicação para a região de Setúbal, para o ano de 1993, tendo-se considerado como fonte emissora a Central Térmica (C.T.) localizada na região, e estimando as concentrações médias diárias para quatro postos de medição da rede de qualidade do ar afecta à C.T. (figura 2)



Legenda:
A - Central Térmica
1 - Receptor de S. Filipe
2 - Receptor de Sub-Estação
3 - Receptor de Setenave
4 - Receptor de Tróia

Fig 2 - Região de Setúbal. Localização da fonte de emissão e dos postos de medição da qualidade do ar

Os resultados obtidos para os quatro postos mencionados, foram comparados com os dados de qualidade do ar medidos e também com os resultados obtidos a partir da aplicação, nas mesmas condições, de dois modelos gaussianos clássicos - modelos POLUX e ISC.

Para comparação foram utilizados, para além das concentrações médias diárias, os valores dos parâmetros estatísticos P_{98} e P_{50} das concentrações médias diárias, o erro fraccional associado a estes parâmetros e os valores de correlação entre as concentrações estimadas por cada um dos modelos e as concentrações medidas em cada um dos postos receptores considerados. Os valores encontrados para cada um dos parâmetros referidos estão representados nos gráficos das figuras 3, 4 e 5.

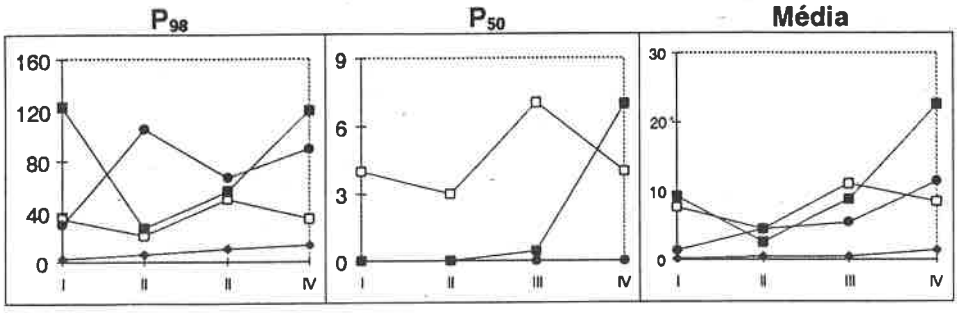


Fig.3 - P_{98}, P_{50} e valor médio das concentrações médias diárias de SO_2, medidas e simuladas , para o ano de 1993. (I - S. Filipe; II - Sub-Estação; III - Setenave; IV - Tróia; □ - DQA, ■ - POLARIS, ● - ISC, ◆ - POLUX)

Relativamente ao P_{50} todos os modelos, na generalidade, o subestimam devido provavelmente ao facto das concentrações devidas a outras fontes não serem consideradas na modelação.

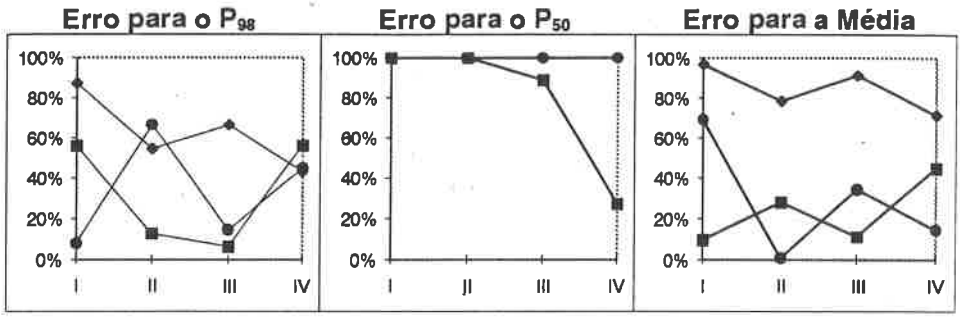


Fig. 4 - Valores de erro fraccional (%) entre as concentrações medidas e estimadas, para os parâmetros estatísticos P_{98}, P_{50} e média em cada um dos postos considerados (I.- S. Filipe; II - Sub-Estação; III - Setenave; IV - Tróia; ■ - POLARIS, ● - ISC, ◆ - POLUX).

Quanto ao P_{98}, nota-se que o modelo POLARIS responde, em geral, melhor, apresentando contudo a tendência de sobreestimar este parâmetro. No entanto, é de realçar que este facto sucede nos postos de medição em que existe uma grande superfície de água entre a fonte e o posto receptor, sendo o receptor de Tróia o caso mais crítico.

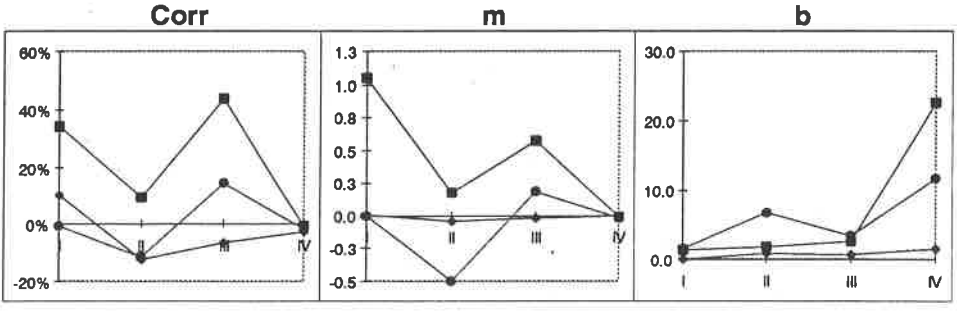


Fig.5 - Análise estatística dos resultados obtidos para cada um dos receptores considerados sendo m e b respectivamente o declive e a ordenada na origem da recta de regressão y=mx+b (I.- S. Filipe; II - Sub-Estação; III - Setenave; IV - Tróia; ■ - POLARIS, ● - ISC, ◆ - POLUX).

A relação entre as concentrações estimadas por cada um dos modelos e as concentrações medidas, para cada um dos postos receptores encontra-se também representada nos gráficos da figura 6.

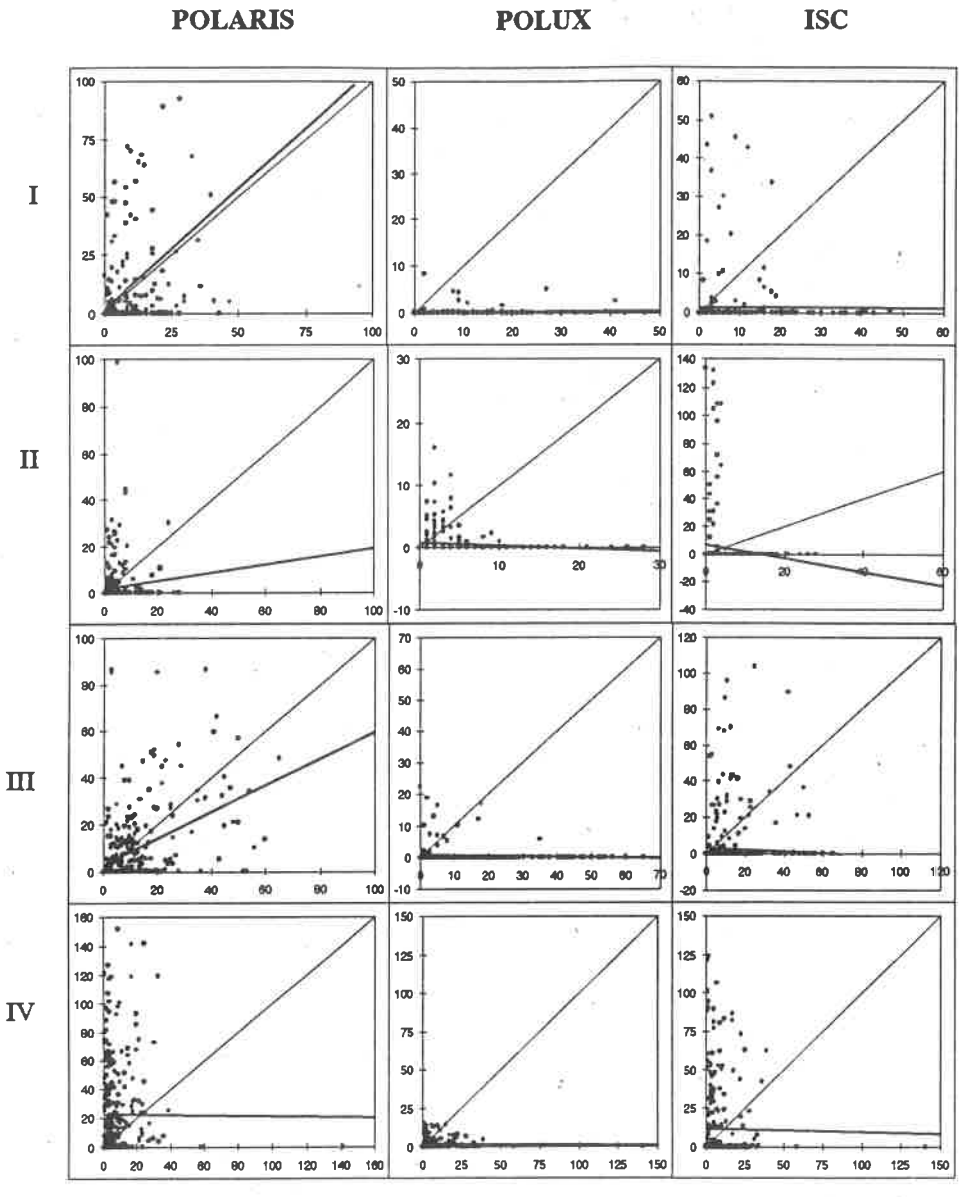


Fig. 6 - representação gráfica das concentrações estimadas (eixo vertical) por cada um dos modelos em função das concentrações medidas (eixo horizontal) para cada um dos postos receptores considerados. Encontram-se também graficadas as rectas de regressão óptima e a observada, para cada um dos casos. (I.- S. Filipe; II - Sub-Estação; III - Setenave; IV - Tróia; as concentrações são em $\mu g/m^3$).

Da análise dos gráficos da figura 4 resulta que o modelo que na sua generalidade apresenta um erro menor para os parâmetros estatísticos considerados é o modelo POLARIS, enquanto que o modelo que apresenta valores de erro maiores é o modelo POLUX.

Em termos de correlação é de salientar que o modelo em estudo é o único que apresenta valores aceitáveis para este parâmetro estatístico, podendo considerar-se que para os casos de S. Filipe e Setenave os resultados são bastante bons uma vez que o declive da recta de correlação se aproxima do valor 1. Para os outros dois modelos analisados os valores de correlação entre as concentrações estimadas e as medidas são bastante baixos.

4. CONCLUSÕES

Em termos dos parâmetros estatísticos P_{98} e P_{50} das concentrações médias diárias, verifica-se que o modelo POLARIS apresenta resultados mais próximos dos valores de qualidade do ar medidos para os postos receptores de Setenave e Sub-Estação, apresentando o modelo ISC resultados um pouco melhores em termos de P_{98} para os outros dois postos considerados. À excepção de Troia, onde existe uma grande superfície de água entre a fonte de emissão e o receptor, os resultados obtidos a partir do modelo POLUX são piores do que os simulados pelos outros modelos.

Com base no estudo efectuado, pode dizer-se que dos modelos considerados aquele que melhor simula os valores de concentração de SO_2 ao nível do solo medidos nos receptores situados na zona envolvente da C.T. de Setúbal é o modelo POLARIS.

5. AGRADECIMENTOS

Agradece-se à Electricidade de Portugal (EDP) a disponibilização dos dados experimentais (dados meteorológicos e de qualidade do ar para a Central Térmica de Setúbal para o ano de 1993) que permitiram a realização deste estudo.

6. BIBLIOGRAFIA

1. BARROS, N., "Modelo Gaussiano, Fonte Pontual, Programa Polux". DAO/UA. (1986)

2. BERKOWICZ, R., OLESEN, H. R., LØFSTRØM, P., "OML: A Operational Atmospheric Dispersion Model". Denmark. (1992)

3. BORREGO, C. A., "Poluição Atmosférica I". Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro. 1990

4. LANDAHL, M. T., MOLLO-CHRISTIENSEN, E., "Turbulence and Random Processes in Fluid Mechanics", Cambridge University Press, Cambridge (1986).

5. MONIN, A. S., "Boundary Layers in Planetary Atmospheres". Institute of Oceanology, Academy of Sciences, Moscow, USSR.

6. MORAN, M. D., PORTELLI, R. V., "Atmospheric Transport and Diffusion". Atmospheric Pollution. Edited by PICKET, E. E.. Washington. (1987)

7. MUNN, R. E., RODHE, H., "Compendium of Meteorology"- Vol. II, Part 6: "Air Chemistry and Air Pollution Meteorology". World Meteorological Organization. (1985)

8. OLESEN, H. R., BROWN, N., "The OML Meteorological Preprocessor". Denmark. (1988)

9. OLESEN, H. R., JENSEN, A. B., BROWN, N., "An Operational Procedure For Mixing Height Estimation". Denmark. (1992)

10. PORTELLI, R. V., LEWIS, P. J., "Meteorology Atmospheric Pollution". Edited by PICKET, E. E.. Washington. (1987)

11. SEINFELD, J. H., "Atmospheric Chemistry and Physics of Air Pollution". California Institute of Technology, Pasadena, California (1986).

12. STERN, C. A., TURNER, D. B., FOX, D. L., BOUBEL, R. W., "Fundamentals of Air Pollution". Third edition, (1993)

SIMULAÇÃO NUMÉRICA DO ESCOAMENTO ATMOSFÉRICO EM TERRENO DE OROGRAFIA COMPLEXA

A. I. MIRANDA[1], C. BORREGO[2] e A. C. CARVALHO[3]

RESUMO

A necessidade de conhecer o escoamento atmosférico em regiões de terreno de orografia complexa e a ausência de informação meteorológica suficiente leva à utilização cada vez maior de ferramentas numéricas para simulação do escoamento. O objectivo principal deste trabalho consistiu na avaliação do desempenho de dois modelos numéricos (um de diagnóstico e outro de prognóstico) de simulação do escoamento atmosférico em terreno de orografia complexa. A comparação entre os resultados fornecidos pelos modelos e dados meteorológicos reais permitiu verificar que ambos os modelos obtiveram um bom desempenho. Porém, o primeiro, devido à sua simplicidade deverá ser utilizado em aplicações que exijam resultados em tempo rápido, enquanto que o segundo se deverá usar em estudos de fundo, que exijam um conhecimento mais detalhado das características do escoamento atmosférico.

PALAVRAS-CHAVE: Escoamento atmosférico, Orografia complexa, Modelação numérica

1. INTRODUÇÃO

O conhecimento do escoamento atmosférico é fundamental para uma análise cuidada da dispersão dos poluentes na atmosfera. Para além da dependência da dispersão relativamente ao escoamento atmosférico, este é também relevante na área dos incêndios florestais, quer relativamente à caracterização do índice de risco de ocorrência de incêndio florestal, quer também em relação à própria propagação da frente de chamas.

No entanto esse conhecimento do escoamento atmosférico apresenta-se limitado pelo escasso número de dados meteorológicos existentes, particularmente em regiões de terreno de orografia complexa. A utilização de modelos meteorológicos na simulação do comportamento do vento em terreno de orografia complexa, constitui uma ferramenta indispensável aos estudos, quer de qualidade do ar, quer dos incêndios florestais.

[1] Doutorando, Dep. Ambiente e Ordenamento da U. Aveiro, tel: 370200, fax: 29290, aicm@ci.ua.pt
[2]Catedrático, Dep. Ambiente e Ordenamento da U. Aveiro, tel: 370200, fax: 29290, cab@dao.ua.pt
[3]Eng. Ambiente, Dep. Ambiente e Ordenamento da U. Aveiro, tel: 370200, fax: 29290, acc@ci.ua.pt

A necessidade de conhecer o comportamento do escoamento atmosférico, quer em tempo real e consequentemente recorrendo a ferramentas de formulação relativamente simples, quer de uma forma mais profunda e completa, levou à utilização no decorrer deste trabalho de um modelo de diagnóstico (o modelo NUATMOS) e de um modelo de prognóstico (o modelo MEMO).

O modelo NUATMOS [6] produz, com base em observações meteorológicas localizadas arbitrariamente e através da interpolação e extrapolação desses dados, um campo de ventos que satisfaz a equação da conservação da massa. Utiliza coordenadas influenciadas pelo terreno e espaçamento vertical variável, o que é essencial para uma simulação correcta do escoamento em terreno de orografia complexa. É ainda possível incluir no modelo os efeitos da estabilidade atmosférica através de um parâmetro de entrada que se relaciona com o número de Froude.

O MEMO é um modelo de mesoscala não-hidrostático desenvolvido, na Universidade de Karslrue, para a simulação do escoamento atmosférico em terreno de orografia complexa [5]. Neste modelo as equações da massa, momento e quantidades escalares como a energia, humidade, ou concentrações de poluentes são resolvidas numericamente, em coordenadas influenciadas pelo terreno.

Este trabalho teve como objectivo principal a avaliação comparativa do desempenho dos dois modelos meteorológicos referidos, em duas regiões de terreno de orografia complexa: Aveiro e Poiares.

2. APLICAÇÃO DOS MODELOS

2.1 Simulações para Aveiro

O domínio de simulação, seleccionado de acordo com as características da região em análise, abrange uma área de 72 x 48 km^2, com um espaçamento na horizontal de 1 km.x 1 km. Este domínio apresenta variações importantes nas suas características orográficas. De W para E, e aproximadamente até 3/4 do domínio de simulação a altimetria não varia muito, indo desde o nível do mar até aos cerca de 150 m. O quarto de domínio restante é caracterizado por inclinações bastante acentuadas no terreno, identificando-se três serras, cujas cotas atingem cerca de 1000 m: da Freita, do Caramulo e de Arada.

Com o objectivo de compreender melhor o mecanismo de brisas costeiras no litoral Português, realizou-se no Verão de 1992, na região de Aveiro, uma campanha meteorológica [3]. Foi seleccionado o dia de medições que apresentava o maior número de estações meteorológicas a receber em

simultâneo dados, de superfície e em altura, para a análise do desempenho do modelo NUATMOS. As estações meteorológicas cujos dados foram utilizados localizam-se em: Albergaria-a-Velha, Aveiro, Bemposta, Cacia e Talhadas.

A análise de sensibilidade realizada por [1] aos parâmetros de entrada do modelo NUATMOS permitiu seleccionar os melhores parâmetros para a simulação do campo de ventos na região de Aveiro. Assim, com base na análise de sensibilidade referida efectuou-se a avaliação da evolução diária dos resultados do modelo para as várias estações meteorológicas. Na figura 1 apresenta-se a comparação entre os valores de intensidade e direcção do vento estimados pelo modelo NUATMOS e medidos na estação de Talhadas.

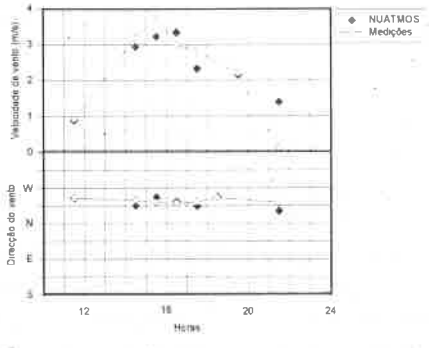


Fig 1 - Comparação entre os valores de intensidade e direcção do vento medidos e estimados.

Da observação da figura verifica-se que o modelo fornece valores de direcção do vento muito semelhantes aos medidos. Quanto à intensidade do vento, o erro associado à sua simulação é também reduzido, não ultrapassando os 17%. Exceptua-se um caso para o qual a concordância entre a medição, cujo valor de intensidade do vento é próxima do zero, e a simulação é inferior. Já outros autores [2] verificaram que o desempenho do modelo para baixas intensidades do vento não é o melhor. No global, o comportamento do modelo, quer em temos de intensidade, quer em termos de direcção do vento, pode-se considerar bom, se não mesmo muito bom.

A análise realizada até ao momento foi pontual, no espaço e no tempo. No entanto, a observação dos campos de ventos simulados pelo modelo, poderá também fornecer informações importantes para o estudo do seu desempenho. Na figura 2 pode-se observar o campo de ventos obtido às 11.30 horas. As estações meteorológicas utilizadas encontram-se assinaladas com o símbolo ●.

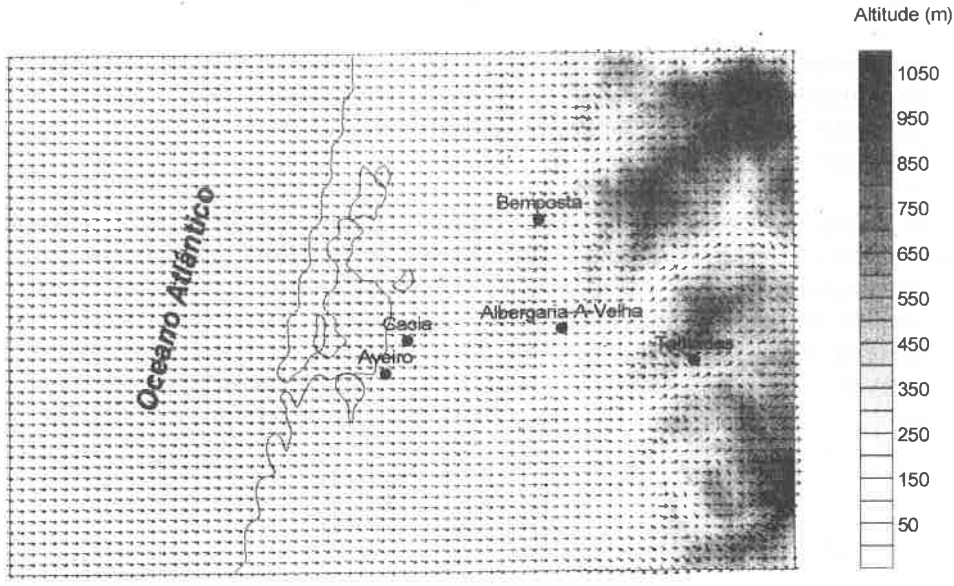


Fig 2 - Campo de ventos às 11.30 horas (Escala: 0,8 cm => 4 $m.s^{-1}$).

É possível observar na figura 2 um vento dominante de W, que sofre algumas alterações na parte oriental do domínio, correspondente à região de terreno de orografia mais complexa. Nesta região é visível a canalização do vento no interior dos vales e a aceleração do escoamento no topo das zonas montanhosas. O campo de ventos obtido através da aplicação do NUATMOS parece bastante razoável. Porém no litoral Português, durante a manhã, os ventos não sopram de W, mas sim de NW, o que poderá indicar algum problema na simulação, relacionado com os dados meteorológicos de entrada: ventos de W nas estações situadas junto à costa.

[3] aplicaram o modelo MEMO ao mesmo domínio de simulação, utilizando os mesmos dados meteorológicos. O campo de ventos obtido, para o mesmo período de tempo, apresenta também a canalização do vento no interior dos vales e um escoamento bem marcado no vale do Vouga. Contudo, e tal como esperado, o escoamento atmosférico sobre o oceano Atlântico é de NW.

Atendendo aos resultados obtidos, verifica-se que, apesar do número e localização das estações meteorológicas utilizadas neste estudo, estas não são suficientemente representativas do escoamento atmosférico na região em análise. Assim, decidiu-se efectuar uma nova simulação com o modelo NUATMOS recorrendo à utilização do conhecimento existente sobre o escoamento atmosférico na região. Para tal foi introduzida no modelo informação meteorológica com ventos de NW. O campo de ventos resultante desta metodologia pode observar-se na figura 3, em que ● representa as estações meteorológicas reais e ❍ a localização dos dados meteorológicos adicionais.

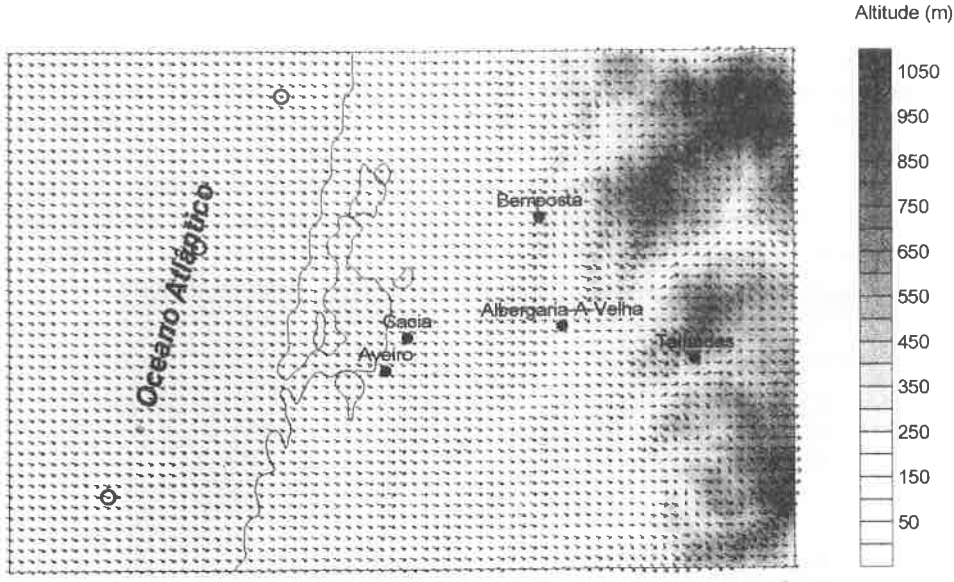


Fig 3 - Campo de ventos simulado pelo NUATMOS, recorrendo a informação meteorológica adicional, às 11.30 horas (Escala: 0,8 cm => 4 $m.s^{-1}$).

O campo de ventos apresentado na figura 3 é agora bastante similar ao campo de ventos obtido através do modelo de prognóstico MEMO [3], evidenciando que o modelo NUATMOS, apesar de muito simples em termos de concepção, poderá ser um modelo bastante eficaz caso a informação meteorológica disponível seja representativa das principais características do escoamento na região em estudo.

2.2. Simulações para Poiares

O concelho de Vila Nova de Poiares localiza-se no centro de Portugal, a cerca de 10 km a Este da cidade de Coimbra e a aproximadamente 50 km da costa. A povoação de Poiares situa-se num planalto, rodeado por duas serras de vertentes muito inclinadas, atingindo ambas uma altitude de 400 m. Este concelho enquadra-se numa região classificada como crítica em termos de perigo de ocorrência de incêndios florestais. Atendendo à apetência da região de Poiares para ser flagelada pelo fogo, entendeu-se como positivo analisar o escoamento atmosférico nessa região para condições meteorológicas típicas de Verão, definidas anteriormente por [4].

2.2.1 Aplicação do MEMO

De maneira a simular correctamente as circulações atmosféricas na região em análise, com a resolução temporal e espacial adequada, utilizou-se o

modelo MEMO recorrendo à técnica de 'nesting'. Os domínios de simulação seleccionados, respectivamente, de malha larga (CG), malha média (MG) e malha fina (FG), foram: (i) 150 x 100 km² com uma resolução horizontal de 5 x 5 km²; 40 x 40 km² com uma discretização de 2 x 2 km²; e (iii) o domínio mais fino, que coincide com o concelho de Vila Nova de Poiares, com uma área de 16 x 10 km² e um espaçamento na horizontal de 1 x 1 km². Na figura 4 apresentam-se os 3 domínios referidos.

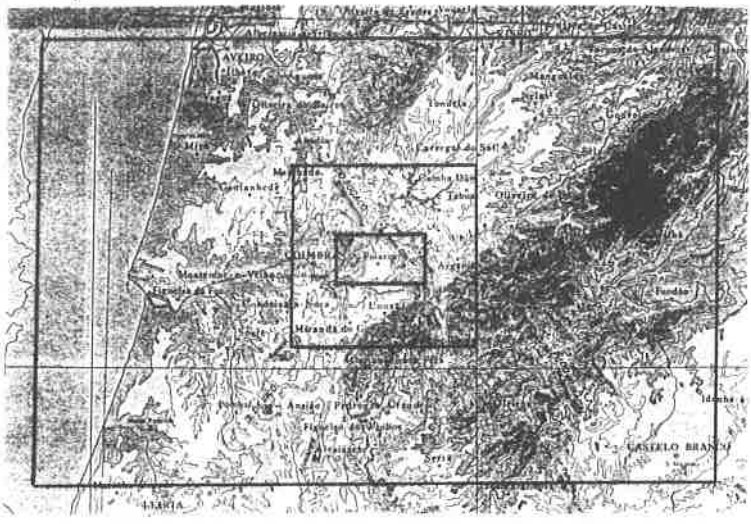


Fig 4 - Localização e dimensões dos 3 domínios de simulação.

A existência de dados meteorológicos superficiais no Instituto de Geofísica de Coimbra permitiu que se comparassem estes com os resultados obtidos pelo modelo para os domínios CG e MG. Essa comparação é visível na figura 5.

Devido à incerteza dos valores de direcção do vento associados a ventos fracos (usualmente inferiores a 1 $m.s^{-1}$), esses deverão ser analisados muito cuidadosamente. Uma primeira observação da figura 5 permite verificar algumas características gerais:
(i) os dados medidos de velocidade do vento são baixos até cerca das 8 horas da manhã, começando a aumentar com o nascer do Sol e atingindo um máximo por volta das 17 horas. O vento sopra de W nos períodos de tempo em que se verificam os valores mais elevados de intensidade de vento, tal poderá resultar da interacção entre a brisa marítima e o escoamento ascendente nas encostas das serras. Com o pôr do Sol, a intensidade do vento começa a diminuir e a sua direcção a rodar ligeiramente para NW.
(ii) No global os resultados de intensidade do vento da simulação CG são mais concordantes com os valores medidos do que os resultados da simulação MG. Tal poder-se-á dever ao facto de Coimbra se situar muito

próximo da fronteira do domínio MG. Em ambos os casos os valores estimados seguem razoavelmente o comportamento do vento medido na estação de Coimbra.
(iii) Só a partir das 8 horas é possível analisar a direcção do vento. A concordância entre os resultados do modelo para as duas malhas e os dados medidos é muitíssimo boa.

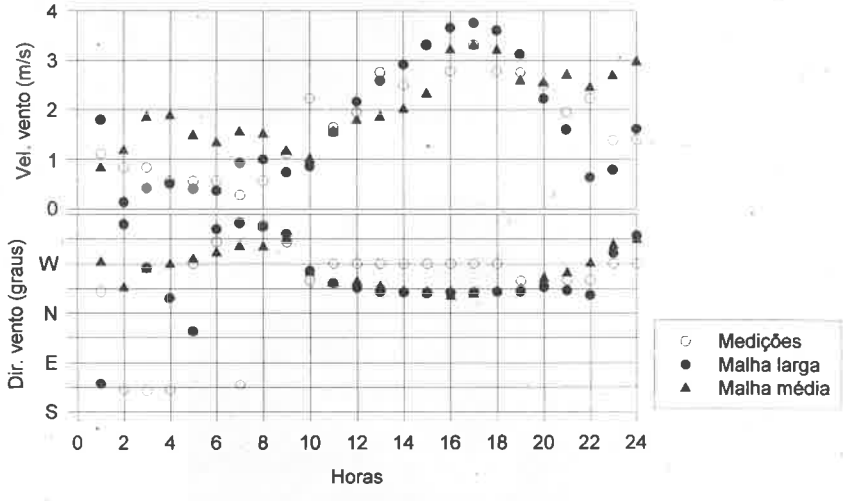


Fig 5: Comparação entre valores de velocidade e direcção do vento, medidos em Coimbra e estimados pelo MEMO.

Finalmente, os resultados do modelo, para ambos os domínios de simulação, seguiram bastante bem os valores de intensidade e direcção do vento aquisicionados em Coímbra.

Relativamente aos campos de ventos obtidos através do modelo MEMO, na figura 6 apresentam-se os padrões de escoamento atmosférico obtidos para os 3 domínios simulados, ao fim da manhã.

Ao fim da manhã o escoamento dominante mudou de N-NE para N-NW. É possível observar nos resultados do domínio CG ventos soprando do Oceano em direcção à terra. A zona costeira do domínio é já totalmente afectada por esses ventos provenientes do mar - a brisa de mar. Nas zonas montanhosas os ventos começam a ser ascendentes, em vez dos descendentes verificados durante a noite e primeiras horas da manhã. No vale de Poiares o escoamento é também de NW, mas a brisa ainda não penetrou até aí. A análise dos resultados do MG permite verificar que o escoamento de NW no vale se deve à influência da Serra da Lousã. O campo de ventos do FG mostra um escoamento marcadamente de N.

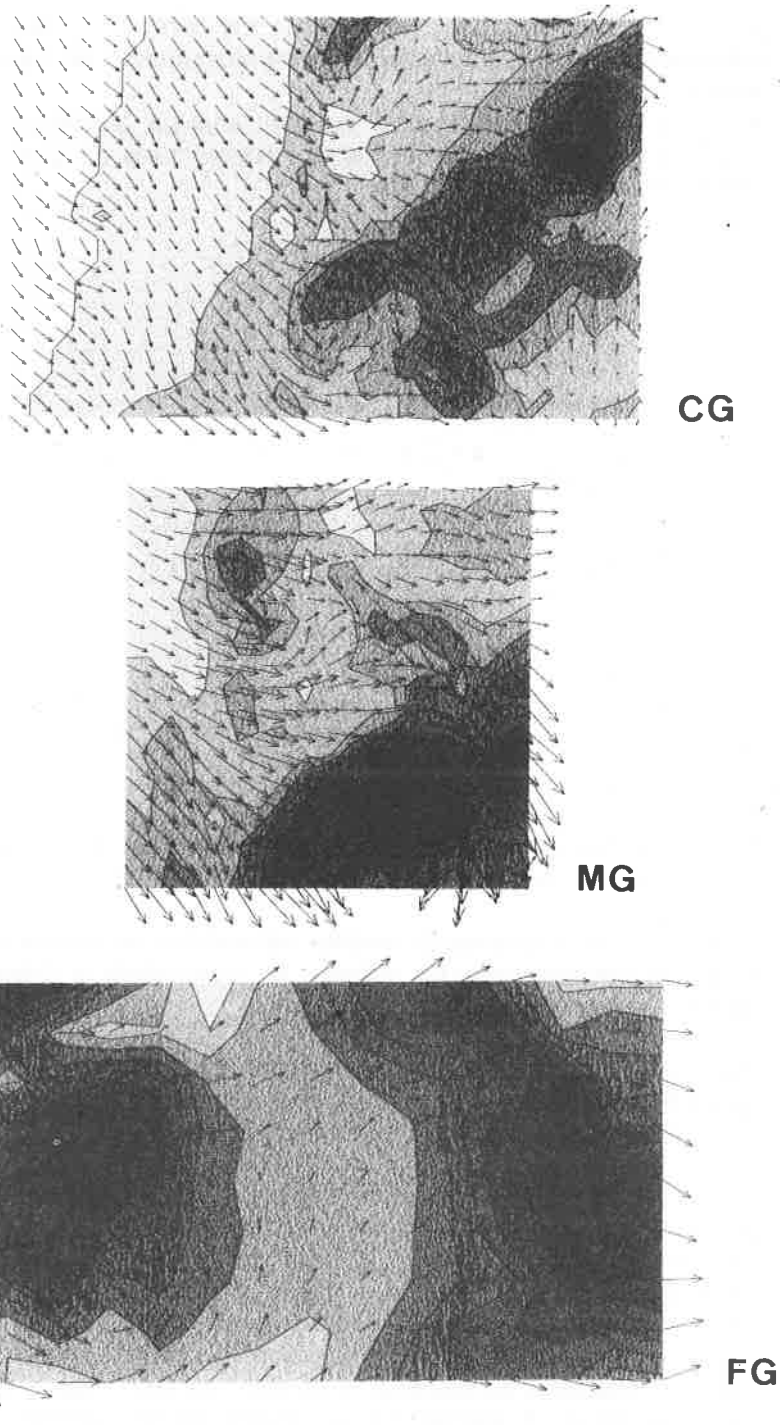


Fig 6- Campo de ventos calculado às 12 horas para um dia típico de Verão À distância inter-células corresponde um vector de 4 $m.s^{-1}$.

2.2.2 Aplicação do Nuatmos

O domínio de simulação escolhido para a aplicação do modelo NUATMOS é idêntico ao domínio MG utilizado para a modelação com o MEMO. Porém a resolução utilizada aumentou para 500 x 500 m². Para além da informação relativa ao cenário típico já referido, foi utilizada informação meteorológica do Atlas Climatológico de Portugal Continental [7].

O campo de ventos resultante da simulação apresenta-se na figura 7. É possível observar um escoamento predominante de N/NW, não sendo visíveis quaisquer influências da topografia. O campo de ventos obtido é coerente com o campo da figura 6, em que o escoamento para o domínio médio é também essencialmente de N/NW.

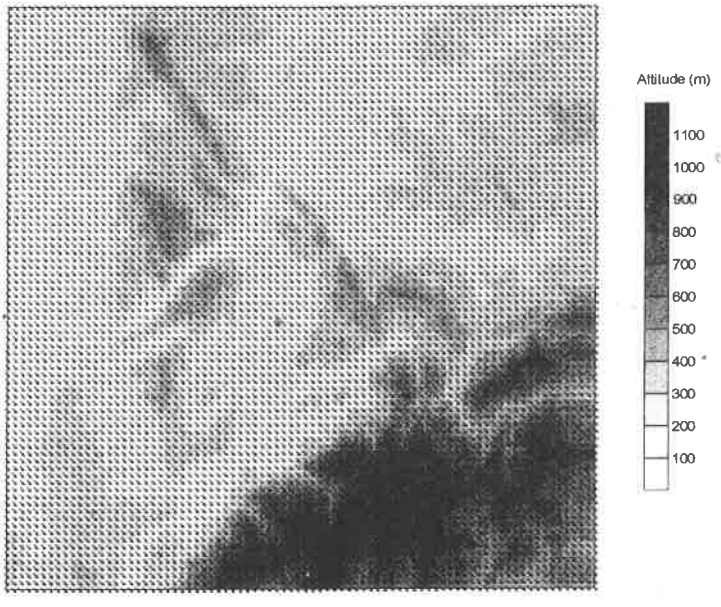


Fig 7 - Campo de ventos obtido com NUATMOS (Escala 1,5 cm=>11,5 $m.s^{-1}$).

3. CONCLUSÕES

O modelo de prognóstico MEMO descreveu adequadamente o escoamento atmosférico ao longo de um dia típico de Verão. Este modelo possui características que o tornam uma ferramenta potente no estudo de circulações de mesoscala, em terreno de orografía complexa. A possibilidade de utilização da técnica "nesting" permite uma melhor análise das formas mais detalhadas do escoamento em terreno de orografia complexa e também da influência do escoamento de mesoscala no escoamento local. Porém, a resolução numérica das equações base do escoamento atmosférico realizada por MEMO implica grandes custos

computacionais, não se aconselhando a sua utilização para aplicações em tempo real.

NUATMOS é capaz de simular adequadamente o campo de ventos se os dados de entrada forem representativos do escoamento atmosférico na região em análise. Tal como com qualquer outro modelo de diagnóstico, quanto maior a quantidade de dados de entrada, melhores os resultados esperados de NUATMOS Este, apesar da sua simplicidade, poderá ser uma ferramenta valiosa para aplicações em tempo real.

AGRADECIMENTOS

Este trabalho foi desenvolvido no âmbito do projecto MINERVE2, financiado pela CE/ENVIRONMENT. Agradece-se à Junta Nacional de Investigação Científica e Tecnológica a Bolsa de Doutoramento de Ana Isabel Miranda e a Bolsa de Investigação Científica de Ana Cristina Carvalho.

REFERÊNCIAS

[1] Borrego, C., Miranda, A. I. e Carvalho, A. C. (1996) *Study of the Atmospheric Dispersion of Gases and Aerosols: Wind on Complex Topography*. Department of Environment and Planning. University of Aveiro. AMB-QA-(1)/96. 49 pp.

[2] Connel, B., Fox, D. and Wooldridge, G. (1989) An Evaluation of a 3-D Diagnostic Wind Flow Model (NUATMOS) with Implications for Its Use. in *Proceedings of 10th Conference on Fire & Forest Meteorology*. Ottawa, Canada. pp. 58-64.

[3] Coutinho, M. e Borrego, C. (1994*) Efeitos das Brisas Costeiras na Qualidade do Ar.* Departamento de Ambiente e Ordenamento. Universidade de Aveiro. AMB-QA-(3)/94. 84 pp.

[4] Coutinho, M., Rocha, A. e Borrego, C. (1994) Numerical Simulation of Meso-Meteorological Circulations in the Lisbon region. *in Air Pollution Modelling and Its Applications X*. ed. S. Gryning e M. Millan. Plenum Press. New York e London.

[5] Flassak, T. (1990) *Ein nichy-hydrostatisches mesoskaliges Modell zur Beschreibung der dynamic der planetaren grenzschicht.* Fortsch. Ber.-VDI, Reihe 15, Nr. 74, VDI-Verlag.

[6] Ross, D., Smith, I., Manins, P. e Fox, D. (1988) Diagnostic wind field modeling for complex terrain: model development and testing. *Journal of Applied Meteorology* **27**, pp 785-796.

[7] Serviço Meteorológico Nacional (1974) Atlas Climatológico de Portugal Continental. Edição Preliminar. Lisboa.

MONITORIZAÇÃO DE DEPOSIÇÃO SECA DE OZONO E DIÓXIDO DE ENXOFRE. A IMPORTÂNCIA RELATIVA DAS CONDIÇÕES MICROMETEOROLÓGICAS E DE SUPERFÍCIE

M. S. FELICIANO[1], C. A. PIO[2]

RESUMO

Um sistema com controlo automático, baseado em técnicas micrometeorológicas, proporcionou uma monitorização a longo termo (sensivelmente um ano) de fluxos de deposição seca de SO_2 e O_3, numa superfície coberta com vegetação rasteira. Os resultados evidenciam um padrão diário de variação e uma tendência sazonal nos parâmetros de deposição (Vd e Rc) para os dois componentes, sendo, no entanto, mais nítido para o ozono. Ambos os gases apresentam valores máximos de resistência de superfície durante o período de Verão e valores mínimos durante o período de Inverno e Primavera. Confirma-se que o comportamento estomático é o factor limitante na deposição do ozono enquanto que para o SO_2 outros factores como a humidade da superfície, intervêm de forma significativa no processo. Os valores de condutância de superfície para o ozono, foram satisfatoriamente ajustados por uma parametrização baseada em estudos recentes.

PALAVRAS CHAVE: Deposição seca, correlação turbulenta, técnica do gradiente, dióxido de enxofre, ozono.

1 INTRODUÇÃO

A deposição seca é considerada, actualmente, um dos processos de remoção de componentes atmosféricos com maior interesse, sob o ponto de vista ambiental. A contribuição deste processo para o aumento das cargas de poluentes, nos ecossistemas naturais, deve ser devidamente quantificada, para que se possa avaliar os potenciais efeitos ecológicos, por comparação com as cargas críticas [Erisman, 1992; Erisman et al. 1994; Sutton et al., 1993]. Por outro lado, o desenvolvimento de métodos, mais rigorosos e consistentes para estimar as actuais cargas fornecidas à superfície terrestre, contribuirá para uma significativa melhoria dos modelos

[1] Aluno de Doutoramento em Ciências Aplicadas ao Ambiente no Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro.
Tel: (034)370200 ext: 2626; Fax: (034) 29290; e.mail: msabenca@dao.ua.pt

[2] Professor Catedrático no Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro. Tel: (034)370200 ext: 2622; Fax: (034) 29290; e.mail: casimiro@dao.ua.pt

de dispersão a longa distância (MDLD) e, consequentemente, possibilitará uma optimização do controlo da qualidade do ar [Erisman et al., 1994].

Este processo de remoção depende da concentração e das propriedades físico-químicas da espécie depositante, das propriedades da turbulência na camada limite e da capacidade da superfície para absorver esses mesmos componentes [Erisman, 1992]. Deste modo, a quantificação de fluxos de deposição seca é uma tarefa bastante complexa e as estimativas actuais apresentam, ainda, grandes incertezas.

Em 1992 foi proposto um método para estimar fluxos de deposição seca, para o continente Europeu, que se baseia na aplicação conjunta dos MDLD e de modelos de inferência de deposição à escala local [Pul et al. 1992]. Com este método, o fluxo de deposição seca é obtido pelo produto entre a concentração e a velocidade de deposição, estimada ao nível local para um determidado componente ($F = -V_d C$). A qualidade dos resultados obtidos através deste método será tanto melhor quanto mais rigorosa for a estimativa de Vd. Para a maior parte dos gases, como o SO_2 e o O_3, a estimativa de Vd tem sido efectuada com base na analogia de resistências a qual permite identificar os factores controladores e, consequentemente, caracterizar a resistência de superfície e a velocidade de deposição a partir dos fluxos medidos no campo [Sutton et al., 1993]. A concretização deste objectivo implica, obviamente, uma monitorização de fluxos turbulentos para uma larga gama de condições de superfície e meteorológicas.

Estudos realizados sobre a transferência vertical de ozono revelam que os estomas representam o factor controlador. No entanto, tem-se verificado, também, que a cutícula das folhas e o solo podem constituir, em algumas situações, uma importante via de remoção [Coe et al., 1995; Pul, 1992]. Para o SO_2, a maior parte dos estudos consideram a difusão através dos estomas e a humidade da superfície como os factores mais relevantes. Todavia, outros factores como a composição química da superfície (incluindo as películas de água) e o processo de co-deposição entre o NH_3 e o SO_2 podem ter, também, uma grande influência na sua remoção [Erisman et al., 1993].

No âmbito de um projecto comunitário (SREMP), visando melhorar e validar modelos de deposição obtidos para o Norte da Europa, foi realizada pela primeira vez, em Portugal, uma campanha de monitorização de fluxos de deposição seca de SO_2 e ozono, sobre superfícies com vegetação rasteira, usando duas técnicas micrometeorológicas: correlação turbulenta para o ozono e o gradiente de concentração para o SO_2.

Assim, será apresentada uma análise interpretativa dos resultados e a aplicação de uma parametrização para o ozono.

2 FORMULAÇÃO ANALÍTICA PARA ESTIMAR A DEPOSIÇÃO SECA

A maior parte dos esforços para modelar a velocidade de deposição, Vd, assenta numa técnica conceptual que considera a existência de três zonas

discretas ao longo do transporte do componente da atmosfera para a superfície. Estas zonas são caracterizadas por três resistências em série: resistência aerodinâmica (Ra), associada à turbulência atmosférica; resistência da camada limite quasi-laminar (Rb) a qual é influenciada pela difusividade molecular do componente e a resistência de superfície (Rc) a qual está dependente da interacção físico-química entre o componente e a superfície. Desta forma, por analogia à lei de Ohm, define-se Vd como sendo o inverso da resistência total R_t, [Baldocchi et al., 1987; Erisman et al., 1994]

$$R_t = R_a + R_b + R_c = -\frac{C(z)}{F} = \frac{1}{V_d} \qquad \text{(Eq. 1)}$$

sendo C(z) a concentração à altura z, e F o fluxo de deposição seca do componente. Por convenção F é negativo quando o fluxo é descendente. Esta aproximação é válida para gases que não são emitidos pela superfície, como são os casos do O_3 e do SO_2 [Erisman et al., 1994]. Assim, conhecendo-se Vd, Ra e Rb, a resistência total de superfície, Rc, é determinada como resistência residual. O procedimento de cálculo de Ra e Rb foi similar ao apresentado em [Erisman, 1992; Erisman et al., 1994]. Estes valores experimentais de Rc são, posteriormente, usados na obtenção de parametrizações ou na validação de resultados obtidos através da aplicação de modelos.

3 PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL

3.1 Local de amostragem

Durante o período compreendido entre Novembro de 1994 e Setembro de 1995, foi realizado um trabalho de monitorização de deposição seca de dióxido de enxofre e ozono, no "Polder Piloto" de Sarrazola, situado no estuário do Baixo Vouga, a cerca de 7 km a Norte de Aveiro e a 9 km da costa Oeste de Portugal (latitude: 40º 42' 20" N, longitude: 8º 37' 15" W).

Este local foi cuidadosamente escolhido de forma a possibilitar a medição de fluxos numa atmosfera em perfeito equilibrio com a superfície. O "Polder Piloto" consiste numa área de cerca de 40 hectares, constituída praticamente por prados permanentes e temporários. De um modo geral, o coberto vegetal manteve-se bastante homogéneo, atingindo uma altura máxima de cerca de 70 cm. Apesar de, para além da sua fronteira, existirem algumas heterogeneidades físicas e térmicas, o sector de 120º-150º apresenta-se como o mais crítico para a determinação de fluxos de SO_2 de elevada qualidade. Isto deve-se à presença de uma fonte de emissão pontual deste componente (fábrica de pasta de papel-Portucel), a sensivelmente 2,5 km de distância.

3.2 Sistema de amostragem

O sistema de monitorização (representado esquematicamente na figura 1) é constituído por uma série de sensores, controlados por um computador, que permite determinar os fluxos de deposição seca de O_3 e SO_2, pelas técnicas da correlação turbulenta e do gradiente de concentração, respectivamente. Na primeira técnica, a componente vertical instantânea do vento é correlacionada com a concentração instantânea de ozono $F_c = w'c'$, enquanto que na segunda técnica, o fluxo é determinado pela relação $F_c = -u_* c_*$, em que u_* é a velocidade de fricção e c_* é o gradiente de concentração obtido por analogia à lei logarítmica da velocidade do vento, com correcção para as diferentes condições de estabilidade atmosférica. Estas técnicas estão mais desenvolvidas em [Erisman, 1992; Pul, 1992].

As variáveis referentes à técnica da correlação turbulenta foram medidas a sensivelmente 5 metros de altura e com uma frequência de 20 Hz. A utilização de um anemómetro ultra-sónico (solent research Gill), colocado no topo de um mastro, permitiu medir as três componentes flutuantes do vector vento (u, v e w) e a componente flutuante da temperatura. As concentrações flutuantes de ozono foram obtidas usando uma sonda de ozono GFAS OS-G-2, colocada no mesmo mastro. Este instrumento mede as flutuações de ozono, tendo por base o princípio da quimiluminescência de superfície. A utilização simultânea de um analisador standard de fotómetria U. V. ThermoElectron permitiu proceder a uma calibração "on-line" deste sensor.

Relativamente à técnica do gradiente foi usado um analisador ThermoElectron (modelo 43S) para medir as concentrações de SO_2, pelo princípio da fluorescência U.V.. Este aparelho foi ligado a um sistema de electro-válvulas de modo a possibilitar a medição das concentrações de SO_2 a 0,5 e a 5 metros de altura alternadamente. O ar foi amostrado através de duas tubagens de teflon com aquecimento, para evitar qualquer perda de SO_2.

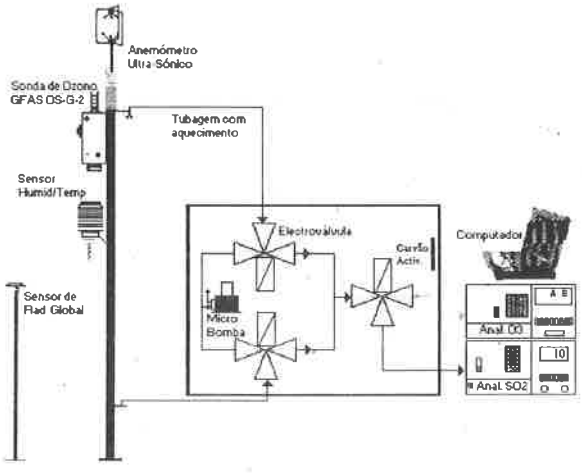


Fig. 1. Representação esquemática do sistema de monitorização.

A monitorização de outras variáveis micrometeorológicas como a temperatura, a humidade relativa, a radiação global e a precipitação foi também assegurada através de utilização de sensores apropriados.

Toda a informação recolhida foi processada em tempo real. Assim, no fim de cada período de 15 minutos, foram calculados os valores médios dos fluxos turbulentos de ozono, de SO_2 e de calor sensível, os valores médios de variáveis meteorológicas e os valores médios de quantidades físicas, caracteristicas do estado de turbulência da camada superficial da atmosfera (u_* e L). No sentido de melhorar a fiabilidade dos resultados relativos ao método da correlação turbulenta, o processamento em tempo real permitiu, ainda, um tratamento específico das variáveis flutuantes, igual ao apresentado em [Mcmillen, 1988]. Sucintamente, esse processamento específico consistiu em: alinhar o sistema de coordenadas com as linhas de corrente do escoamento; corrigir o atraso do sinal da sonda de ozono em relação ao do anemómetro de modo a que os dois sinais correlacionados correspondam a um mesmo tempo t, e na utilização de um filtro digital correspondente a um filtro analógico passa-alta.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

O estudo realizado permitiu obter uma base de dados que cobre quase completamente as várias etapas de crescimento da vegetação, bem como, várias situações meteorológicas. Assim, será feita uma avaliação da variabilidade temporal do processo de deposição seca para ambos os gases.

4.1 Ozono

4.1.1 Concentrações, Fluxos, Velocidades e Resistências de superfície

Na figura 2A-D estão representados os ciclos médios diários da concentração, fluxo (F), velocidade de deposição (Vd) e resistência de superfície (Rc), obtidos para os meses de Fevereiro, Abril, Junho e Agosto.

Os resultados evidenciam a existência de um padrão diário de variação, bem como uma nítida tendência sazonal das variáveis supracitadas, sobretudo para o período diurno. Considera-se o período diurno como o correspondente ao intervalo de tempo compreendido entre o nascer e o pôr do Sol. Esta variação temporal tem sido encontrada na maior parte de estudos efectuados por outros investigadores [Coe et al., 1995; Gao et al., 1995; Güsten et al., 1991].

A estreita relação entre Vd e Rc, quer em termos de variação diária quer em termos de variação sazonal, revela que a actividade estomática constitui o factor limitante da deposição do ozono. Os elevados valores de Vd para o período diurno resultam sobretudo da difusão das moléculas de ozono através dos estomas os quais se encontram, geralmente, abertos durante o período diurno e fechados durante o período nocturno. A resistência de superfície no período diurno, apresenta valores mínimos nos períodos de Inverno e Primavera (≅ 200 s/m) e máximos nos meses de Verão (≅500 s/m

em Agosto). Esta variação sazonal está directamente relacionada com o ciclo de actividade da vegetação, ao longo do período considerado. Durante os meses de Inverno e Primavera a vegetação encontra-se num período de grande actividade enquanto que a partir de meados de Junho, sensivelmente, atinge o fim da fase de crescimento. Em Agosto, com a vegetação quase totalmente seca (ausência de trocas gasosas através dos estomas) era de esperar a ocorrência de valores diurnos de Vd e Rc idênticos aos obtidos no período nocturno (Vd<0,15 cm/s; Rc>>500 s/m). Não obstante, a situação observada pode estar associada à influência do transporte turbulento, da humidade ou, ainda, da temperatura, na remoção de ozono por outras vias (cutícula das folhas, solo, etc.). De um modo geral, constata-se que os fluxos verificados durante o período nocturno são pouco significativos, quando comparados com os valores obtidos no período complementar. Todavia, verificou-se que, quando a turbulência nocturna não é totalmente suprimida, os fluxos de ozono podem atingir valores consideráveis. Essas situações são mais frequentes durante o período de Inverno (Fevereiro). Os valores de Vd e Rc obtidos estão de acordo com os valores publicados, por outros autores, para diferentes tipos de vegetação (Delany et al., 1986 (grass); Droppo, 1985 (grass); Wesely et al., 1982 (soybean) *in*: Coe et al., 1995).

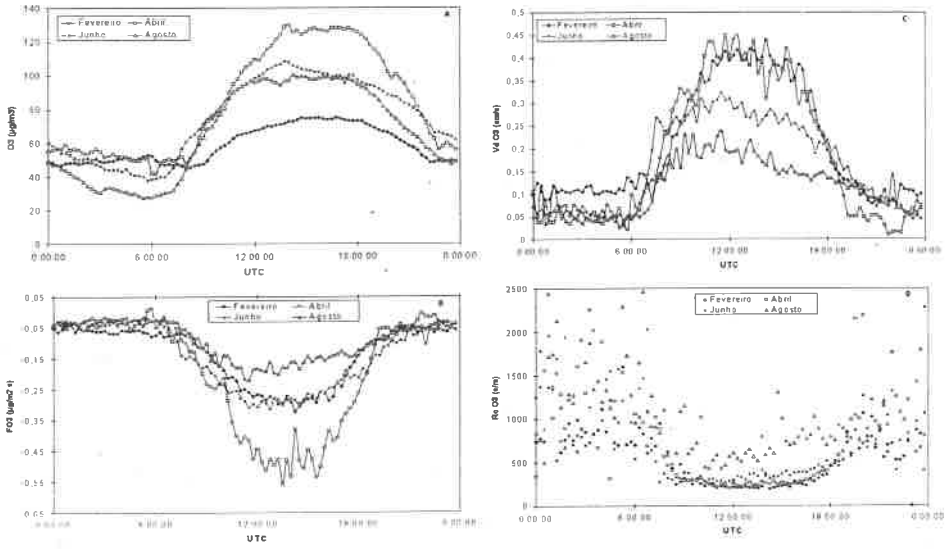


Fig. 2. Representação gráfica dos ciclos médios diários de A-concentração, B-Fluxo de deposição F, C-velocidade de deposição Vd, D- Resistência de superfície Rc, para os meses de Fevereiro, Abril, Junho e Agosto. O eixo das abcissas corresponde ao tempo universal (UTC: Universal Time Coordinate). O eixo das ordenadas representa a média dos valores medidos em cada mês, para cada período de 15 minutos.

4.1.2 Parametrização da resistência de superfície, Rc

Como já foi dito, a transferência do ozono através dos estomas constitui a a sua principal via de remoção. Contudo, verifica-se que existe um mecanismo de remoção adicional, que pode ser relevante em determinadas situações.

Deste modo, foi testada uma parametrização, traduzida analiticamente pelas equações 2 e 3. Esta parametrização considera Rc como o somatório de duas resistências em paralelo: a resistência estomática, associada à difusão através dos estomas e uma resistência não estomática que envolve todas as outras vias de remoção.

$$\frac{1}{R_c} = \frac{1}{R_{stom}} + \frac{1}{R_{nstom}} \qquad \text{(Eq. 2)}$$

$$R_{stom} = r_i \left\{ 1 + \left[\frac{200}{G + 0.1} \right]^2 \right\} \left\{ \frac{400}{T(40 - T)} \right\} \frac{D_{H2O}}{D_x} \qquad \text{(Eq. 3)}$$

A resistência estomática foi derivada de estudos efectuados por [Wesely, 1989], que considera a radiação global G, e a temperatura T, como as variáveis condicionantes da abertura dos estomas. O valor de r_i representa a resistência mínima ao vapor de água, D_{H2O} e D_x são as difusividades moleculares da água e do componente em causa, respectivamente. R_{sn} e r_i (apresentados na tabela I) foram obtidos como parâmetros do ajuste desta equação aos valores de conductância de superfície (1/Rc).

Os resultados obtidos estão representados na figura 3, a qual evidencia a grande influência da radiação global e, consequentemente, dos processos que dela dependem no processo de deposição do ozono. Analisando a tabela I, verifica-se que r_i varia no tempo e, por isso, é desejável estabelecer valores consistentes em função da estação do ano e, consequentemente, em função dos diferentes estados de desenvolvimento da vegetação. Quanto a R_{sn} não era de esperar uma variação tão acentuada. Contudo, a menor correlação verificada para a noite poderá reflectir-se neste parâmetro e conduzir a esta situação. Obviamente que a descrição de um processo complexo por um modelo simples está sujeito a grandes incertezas. De um modo geral, este modelo mostra-se adequado para condições em que a difusão através dos estomas é dominante. Existem outros modelos mais rigorosos para descrever a resistência estomática, bem como outras resistências, mas requerem a determinação de um conjunto maior de variáveis [Baldocchi et al., 1987].

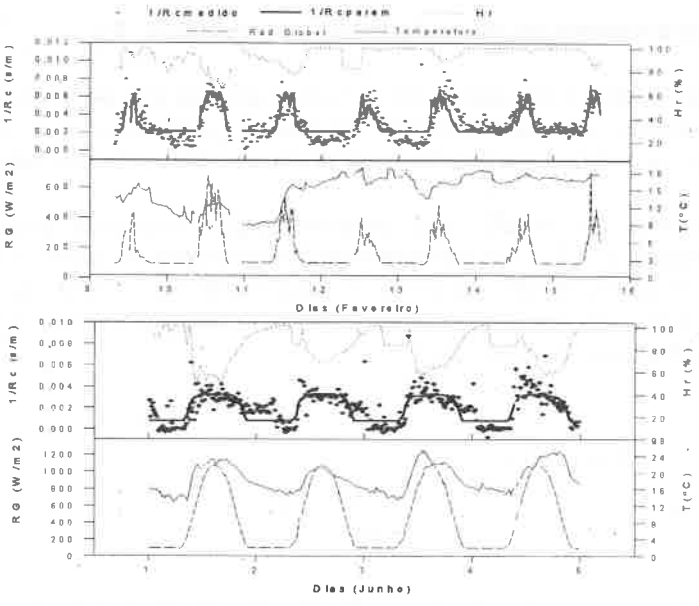


Fig. 3. Representação gráfica dos valores de conductância da superfície parametrizados (1/Rcparam) e medidos (1/Rcmedido), Humidade relativa (Hr), radiação global (RG) e temperatura (T), para os períodos de 9 a 16 de Fevereiro e de 1 a 5 de Junho do ano de 1995.

Tabela I: Valores de r_i e R_{sn} correspondentes ao ajuste dos valores de 1/Rc pela Eq. 2.

Períodos	r_i	R_{sn}	R^2
9 a 16 de Fevereiro	108	439	0.56
1 a 5 de Junho	235	1367	0.55

4.2 Dióxido de Enxofre

Em seguida apresenta-se uma análise qualitativa da deposição do SO_2. Esta análise será fundamentada nos resultados apresentados na figura 4. Os períodos escolhidos satisfazem os requerimentos teóricos inerentes à técnica do gradiente de concentração.

A diferença encontrada entre a velocidade máxima $\{V_{d\max} = 1/(R_a + R_b)\}$, ou seja, a velocidade permitida pela turbulência (mecânica e térmica), e a velocidade resultante das medições (Vdmedido) reflecte a importância de Rc no processo de deposição. Assim, constata-se que, apesar da grande

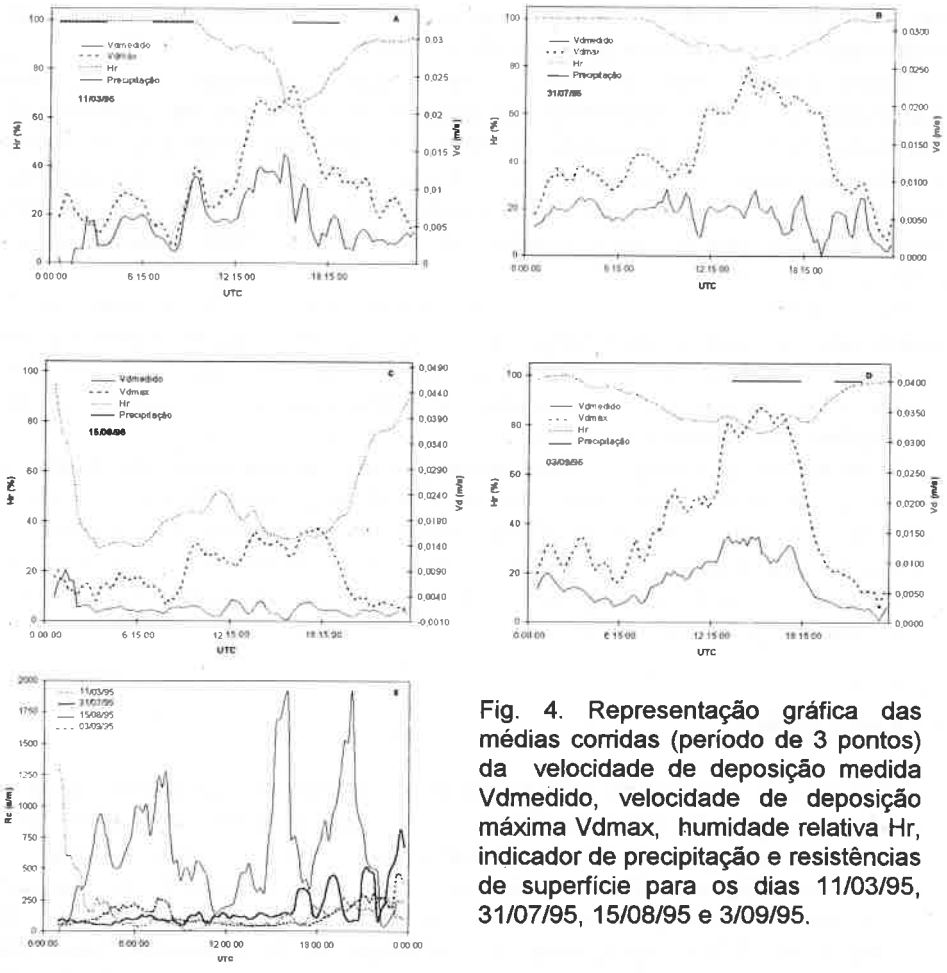


Fig. 4. Representação gráfica das médias corridas (período de 3 pontos) da velocidade de deposição medida Vdmedido, velocidade de deposição máxima Vdmax, humidade relativa Hr, indicador de precipitação e resistências de superfície para os dias 11/03/95, 31/07/95, 15/08/95 e 3/09/95.

reactividade do SO_2, a afinidade da superfície com esta espécie depositante constitui o factor limitante da sua deposição, principalmente para os períodos diurnos. Além disso, os resultados permitem, ainda, avaliar a contribuição de alguns dos componentes individuais de Rc. Para tal, considere-se as seguintes situações ilustradas na figura 4: (a) actividade estomática nula ou reduzida com superfície seca (fig.4.C) conduzem a baixos valores de Vd e, consequentemente, a elevados valores de Rc, sem variação diária nítida; (b) actividade estomática nula ou reduzida com superfície húmida (fig.4.B) conduz a uma situação idêntica à anterior, mas com valores de Rc significativamente inferiores; (c) ocorrência de actividade estomática e superfície húmida (fig.4.A,D) origina um padrão diário de variação com valores diurnos superiores aos nocturnos e superiores aos obtidos para os casos anteriores. Deve-se salientar que os valores elevados

de humidade relativa (>80%) conduzem à denominada humidade microscópica da superfície [Erisman et al., 1993].

Desta análise infere-se, por um lado, que a remoção de SO_2 pela superfície cuticular é fortemente dependente da humidade da superfície e, por outro lado, que a difusão através dos estomas contribui de forma significativa para o aumento da sua remoção, sobretudo quando a superfície está isenta de humidade. Estas conclusões estão de acordo com estudos efectuados por outros investigadores [Erisman et al., 1993; Erisman et al., 1994; Fowler, 1978].

Pelo que foi dito anteriormente, é de esperar uma variação sazonal menos acentuada do que a verifidada para o ozono. Os valores elevados de humidade relativa e a frequente ocorrência de neblinas matinais contribuirão, de certo modo, para atenuar a diferença que poderá ser obtida em regiões com climas mais secos.

É desejável proceder a uma análise mais aprofundada de modo a confirmar as conclusões anteriores e a avaliar a importância de outros factores, tais como: a influência dos diferentes processos que originam a humidade da superfície (nevoeiro, orvalho, precipitação e humidade relativa); a composição das gotículas de água e da superfície, e a co-deposição entre NH_3 e o SO_2.

5 CONCLUSÃO

O local e o sistema de monitorização revelaram-se adequados para o estudo da deposição seca de SO_2 e O_3. A base de dados obtida permitiu avaliar as variações temporais (diárias e sazonais) para ambos os componentes. Para o ozono, essas variações estão fortemente associadas ao comportamento dos estomas. Verificou-se, também, que existe uma forte relação entre a sua velocidade de deposição e as diferentes fases de crescimento da vegetação. Os resutados confirmaram, ainda, a existência de um mecanismo adicional de remoção (cutícula, etc.) o qual é mais eficiente durante o período diurno. Para o dióxido de enxofre, a actividade estomática e a humidade da superfície são identificados como os factores mais importantes. As variações temporais são mais difíceis de estabelecer, uma vez que os dois principais factores envolvidos não se correlacionam.

A regressão não linear aplicada aos valores experimentais de conductância da superfície (1/Rc) obtidos para o ozono, utilizando uma equação similar à de Wesely, permitiu obter resultados satisfatórios (R^2=0.56).

Finalmente, uma análise mais profunda possibilitará a obtenção de mais informação sobre os mecanismos reguladores deste processo, especialmente para o SO_2. Além disso, será importante obter dados em outros locais com características diferentes de modo a proporcionar o desenvolvimento de uma parametrização mais consistente para as condições prevalecentes no Sul da Europa.

Agradecimentos

Os autores expressam os seus agradecimentos à Comunidade Europeia, por ter proporcionado o apoio financeiro à execução deste trabalho, e ao Instituto de Estruturas Agrárias e Desenvolvimento Rural por ter facultado a utilização do «Polder Piloto».

REFERÊNCIAS

BALDOCCHI, D. D., HICKS, B. B. AND CAMARA, P. 1987. A Canopy Resistance Model For Gaseous Deposition to Vegetated Surfaces. *Atmospheric Environment* **21**, 1, 91-101.

COE, H., GALLAGHER, T. W., CHOULARTON, T. W., DORE, C. 1995. Canopy Scale Measurements of Stomatal and Cuticular O_3 Uptake by Sitka Spruce. *Atmospheric Environment* **29,** 12, 1413-1423.

ERISMAN, J. W. 1992. *Atmospheric Deposition of Acidifying Compounds in the Netherlands*, Tese de Doutoramento, University of Utrecht, the Netherlands.

ERISMAN, J. W. AND WYERS, G. P., 1993. Continuous Measurements of Surface Exchange of SO_2 and NH_3; Implications for Their Possible Interaction in the Deposition Process. *Atmospheric Environment* **27A**, 13, 1937-1949.

ERISMAN, J. W., PUL, W. A. J. van, WYERS, P. 1994. Parametrization of Surface Resistance for the Quantification of Atmospheric Deposition of Acidifying Pollutants and Ozone. *Atmospheric Environment* **28**, 16, 2595-2607

FOWLER, D. 1978. Dry Deposition of SO_2 on Agricultural Crops. *Atmospheric Environment* **12**, 369-373.

GAO, W., WESELY, M. L. 1995. Modeling Gaseous Dry Deposition Over Regional Scales With Satellite Observations-I. Model Development. *Atmospheric Environment* **29,** 6, 727-737.

GÜSTEN, H., ERNEST, N., HEINRICH, G. 1991. Continuous Eddy Flux Measurements of Ozone over Agricultural Land. In: Air Pollution Research Repport 39, Proc. COST 611/BIATEX Meeting, Delf (October 1991).

McMILLEN, R. T. 1988. An Eddy Correlation Technique With Extended Applicability to Non-Simple Terrain. *Boundary-Layer Meteorology* **43**, 231-245.

PUL, W. A. J. van 1992. *The Flux of Ozone to a Maize Crop and the Underlying Soil during a Growing Season*. Tese de Doutoramento, Wageningen Agricultural University, The Netherlands.

PUL, W. A. J. van, ERISMAN, J. W., JAARSVELD, J. A., LEEUW, F. A. A. M. 1992. Methodology for Mapping Acidifying Components over Europe. In: Biosphere-Atmosphere Exchange of Pollutants, Eurotrac/Biatex Annual Report (part 4), CEC, Garmisch.

SUTTON, M. A., FOWLER, D. 1993. A Canopy Model for Inferring. In: Physico-Chemical Behaviour of Atmospheric Pollutants. Proceedings of the Sixth European symposium, Varese (October 1993), Vol 2, CEC, Luxembourg.

WESELY, M. L. 1989. Parameterization of Surface Resistances to Gaseous Dry Deposition in Regional-Scale Numerical Models. *Atmospheric Environment* **23,** 6, 1293-1304.

CÂMARA DE EVAPORAÇÃO DE VOC'S E ARRASTAMENTO POR AR PARA SIMULAÇÃO DE EFLUENTES GASOSOS EM ESTUDOS DE LABORATÓRIO

J. PEIXOTO[1] e M. MOTA[2]

RESUMO

Para simular efluentes gasosos em laboratório recorre-se, habitualmente, a sistemas de ar comprimido, sendo necessário dispor de um dispositivo de mistura do ar com o poluente. Para uma investigação de tratamento biológico de compostos orgânicos voláteis (VOC's), foi projectada e construída uma câmara de mistura. O dispositivo baseia-se em princípios de evaporação e difusão (contradifusão equimolecular). Um frasco contém no interior um corpo cilíndrico de alumínio que permite fixar a área de evaporação do VOC em **5,75 cm²** ou **23,03 cm²**. A distância da superfície de evaporação até à região da passagem do ar é também ajustável para qualquer valor entre **0** e **8 cm**, permitindo praticar uma grande variedade de caudais de evaporado. Um sistema de bóia garante a manutenção do nível do VOC. Ensaios com tolueno, seguidos por espectrometria de massa, permitiram concluir que se conseguem obter caudais entre **1.5** e **200 mg de tolueno/minuto**, com o presente dispositivo.

PALAVRAS-CHAVE

VOC's, tolueno, contradifusão equimolecular, efluentes gasosos.

[1] Assistente-estagiário no Departamento de Engenharia Biológica, Universidade do Minho; Telefone: (053) 604 400; Fax: (053) 604 413; E-mail: jmp@ci.uminho.pt.

[2] Professor catedrático no Departamento de Engenharia Biológica, Universidade do Minho; Telefone: (053) 604 400; Fax: (053) 604 413; E-mail: mmota@ci.uminho.pt.

1. INTRODUÇÃO

A crescente preocupação com os problemas ambientais torna cada vez mais pertinentes as investigações conducentes à utilização de tecnologias limpas. À certeza de que o progresso não se pode construir sem produção de poluentes, deve-se contrapor um esforço, sem limites, para a criação paralela de tecnologias de tratamento dos poluentes inevitáveis.

No ano de 1990 (RITCHIE E HILL, 1995), foram libertados no ambiente **1.6** biliões de quilogramas de químicos tóxicos, dos quais dois terços directamente para o ar, sem qualquer tratamento.

A EPA (Environmental Protection Agency) americana tem vindo a regulamentar a emissão dos oxidantes fotoquímicos (limitada ao máximo de **160 μg/m^3**, durante uma hora, e não podendo ser excedido mais de uma vez por ano), com a intenção de diminuir a emissão de compostos orgânicos voláteis (VOC's), todos considerados, na prática, como foto-reactivos.

1.1. Compostos Orgânicos Voláteis (VOC's)

Sob a denominação de compostos orgânicos voláteis, abriga-se uma variedade de compostos, como o tolueno, o xileno, o benzeno e o fenol, dos quais se destaca aqui o tolueno. São poluentes habituais de cursos de água superficial e de lençóis subterrâneos, bem como de correntes gasosas. A contaminação dos aquíferos põe em perigo os recursos vitais de água subterrânea. Para a EPA, são poluentes ambientais prioritários.

O tolueno (também metilbenzeno e fenilmetano) é um líquido incolor, de massa molecular **92.141 kg/kgmol**, pouco solúvel em água (**515 mg/dm^3** a **20 °C**), mas bastante solúvel em álcool, clorofórmio, éter e acetona. Tem massa específica próxima da da água (**0.867 g/cm^3** a **20 °C**) e entra em ebulição a **110.6 °C** (**1 atm**). No ar, detecta-se o seu cheiro característico, logo a partir de baixas concentrações (à volta de **1 mg/m^3**), pelo que pode ser identificado precocemente. Em ambientes de trabalho, a legislação portuguesa (1987) estabelece, para este aromático, o limite de **100 ppm**.

2. SIMULAÇÃO DE EFLUENTES EM LABORATÓRIO

A investigação à escala laboratorial não conta com a presença do processo real, devendo recorrer a um processo de simulação do efluente.

2.1. Métodos Habituais

Um sistema um tanto diferente dos a seguir descritos, usando tubos capilares e tubos de Venturi, sendo o caudal de poluente controlado por pressão, é referido em OTTENGRAF *et al.*, (1986).

– ***Bomba de Seringa***

Uma bomba de baixa rotação, acoplada a uma seringa, injecta o poluente líquido na corrente de ar. O caudal mínimo pode não ser suficientemente baixo para praticar pequenas concentrações (reactores laboratoriais pequenos). É um sistema muito prático para introdução de misturas de líquidos. Os caudais de ar e de poluente são controlados independentemente. Como exemplo de caudal mínimo praticado, de acordo com a bibliografia consultada, refiram-se os **19 µL/h** de benzeno (HAIGLER *et al.*, 1992).

– ***Borbulhamento com Ar***

É a forma mais simples, mas menos eficaz, de de se obter a mistura gasosa. É impossível controlar o caudal de evaporado. Tolera-se quando apenas seja necessário praticar um caudal de mistura (RITCHIE E HILL, 1995).

– ***Injector***

Como os dos veículos automóveis, são do tipo tubos de Venturi, que funcionam por aspiração do líquido. Só permitem concentrações relativamente elevadas e, de novo, é difícil controlar independentemente os caudais.

2.2. Contradifusão Equimolecular

A difusão molecular refere-se aos movimentos aleatórios de moléculas, no seio de um fluido. Para uma mistura binária, a equação mais utilizada em processos difusionais é a que representa a lei de Fick (GEANKOPLIS, 1983):

$$J_{Az} = -c\, D_{AB} \frac{dx_A}{dz} \qquad \text{(Eq. 2.1)}$$

em que J_{Az} representa a difusão da espécie **A** (**kgmol** de **A** por unidade da secção e por unidade de tempo), ao longo do trajecto z, c é a concentração total das duas espécies (**kgmol/m³**), D_{AB} é a difusividade de **A** em **B** (**m²/s**) e x_A é a fracção molar de **A** na mistura.

Uma forma de difusão em gases, a pressão total constante, é representada pela contradifusão equimolecular. Nesta, há difusão entre dois

espaços ligados, de forma que uma espécie **A** difunde num sentido contrário ao da **B**, de acordo com os gradientes de concentração, sendo $J_A = -J_B$, mantendo-se a pressão constante nas duas câmaras. Se considerarmos os movimentos das massas de fluidos e não apenas fluidos estacionários, então deve-se acrescentar à lei de Fick um termo devido à convecção:

$$N_A^* = J_{Az} + \frac{c_A}{c}(N_A^* + N_B^*) \qquad \text{(Eq. 2.2)}$$

Nesta equação, N_A^* e N_B^* representam os fluxos molares, por unidade de secção e de tempo, de cada uma das espécies presentes.

Um caso especial de difusão com convecção ocorre quando apenas um dos gases difunde, permanecendo o outro estagnado. É o caso que está representado na Figura 2.1. Seja um líquido (**A**) que se evapora e depois difunde através de um gás (**B**). Seja o gás o ar, cuja corrente continuamente remove, na íntegra, o fluido evaporado que chega ao topo do tubo. Mantém-se nula, desta forma, a pressão parcial de **A**, à saída do tubo. Se o ar estiver estagnado dentro do tubo ($N_B^* = 0$), a pressão, a temperatura e a distância à superfície se mantiverem constantes e se for aplicável a lei dos gases ideias, então, por integração da Equação 2.1, obtém-se

$$N_A = \frac{D_{AB} P S}{RTz} ln\left(\frac{P}{P - p_A}\right) \qquad \text{(Eq. 2.3)}$$

sendo N_A o fluxo estacionário de **A** (**kgmol/s**); D_{AB} a difusividade de **A** em **B** (**m²/s**); P e T a pressão total (**Pa**) e temperatura (**K**) do sistema; S e z a área da secção (**m²**) e a distância (**m**) da saída até à superfície; R a constante universal dos gases; e, por fim, p_A a pressão de vapor (**Pa**) de **A**, à temperatura do sistema. Por variação de S e de T, é possível obter caudais variadíssimos de evaporado, independentemente do caudal de ar. Porém, se o ar não estiver estagnado, então os caudais de evaporado vêm bastante mais elevados do que os previstos pela Equação 2.3. É este o princípio em que se baseia a câmara de mistura.

Para a determinação de p_A, pode-se recorrer à equação de Antoine (Reid *et al.*, 1977), em que A, B e C são as constantes de Antoine:

$$p_A = \exp\left(A - \frac{B}{T + C}\right) \qquad \text{(Eq. 2.4)}$$

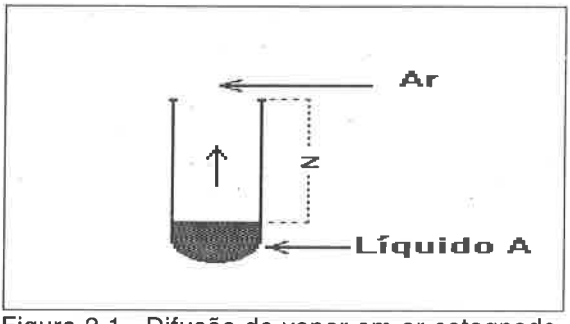


Figura 2.1. Difusão de vapor em ar estagnado.

O valor de D_{AB} é também dependente da temperatura e da pressão (esta suposta constante). De acordo com vários autores (PERRY E GREEN, 1984), D_{AB} é proporcional a uma potência de T entre **1.5** e **2.0**. Conhecidos valores experimentais de D_{AB}, determina-se n e α da equação:

$$D_{AB} = \alpha T^{n} \qquad \text{(Eq. 2.5)}$$

3. CÂMARA DE MISTURA

A câmara de mistura tem por finalidade fornecer um caudal controlável, com o desejável rigor, de poluente, a incorporar na corrente de ar.

3.1. Projecto e Construção

A câmara, projectada e construída para uma investigação de remoção biológica de tolueno, consta de um frasco com um volume interno de cerca de um litro, dentro do qual existe um corpo cilíndrico de alumínio, com três cavidades comunicantes, e com um tubo de vidro associado a uma escala, para visualização do nível de líquido no interior das cavidades (Figura 3.1).

A tampa do frasco, em alumínio, permite a entrada de líquido, a partir de um frasco lavador, bem como a passagem do eixo de articulação da bóia de controlo de nível com o sistema de detecção da variação de nível. Tem, ainda, os orifícios de entrada e saída da corrente gasosa (Figura 3.2). A admissão de líquido é feita por um tubo de aço inoxidável de **6 mm** de diâmetro externo, que penetra na cavidade de admissão e vai até ao fundo da mesma, garantindo submersão permanente da extremidade. A cavidade

central destina-se apenas à evaporação de poluente e pode ser anulada por uma peça ajustada, que preenche aquela área (e o respectivo volume), permitindo comutar a área de evaporação entre um valor máximo (**23,03 cm²**) e um mínimo (**5,75 cm²**). O fundo das cavidades (a cerca de **9.5 cm** do cimo), nunca é obstruído, garantindo uma rápida comunicação das várias cavidades, pelo orifício (*d*=**4 mm**) que as liga. As áreas de evaporação foram projectadas de forma a conseguir-se uma continuidade de caudais de evaporado. O caudal máximo conseguido com a área mínima (nível zero da escala) deve ser próximo do obtido com a área máxima, a um nível entre oito e nove.

A cavidade da bóia permite o deslocamento vertical desta, num trajecto de apenas **2 mm**. O conjunto bóia – peça detectável – sistema articulado pode-se deslocar verticalmente, para níveis diferentes e, consequentemente, caudais de evaporado diversos. O trajecto total ronda os **8 cm**. O sistema articulado é, basicamente, uma alavanca interfixa, com braços aproximadamente iguais, tendo suspensa, de um lado, a bóia e, do outro lado, uma peça cilíndrica, em aço inoxidável que, aproximando-se da parede do tubo de ensaio em que se encontra, vai accionar um detector electromagnético (Telemecanique XS 1M 30 MA 230). Este envia um sinal eléctrico para um relógio, que abre, por tempo determinado, uma electro-válvula, permitindo a pressurização do frasco lavador e consequente entrada de líquido no sistema, por gravidade. Para evitar que a pressurização seja demasiado rápida, o ar comprimido para o efeito é obrigado a atravessar um filtro de algodão compactado, permitindo um controlo fino do nível.

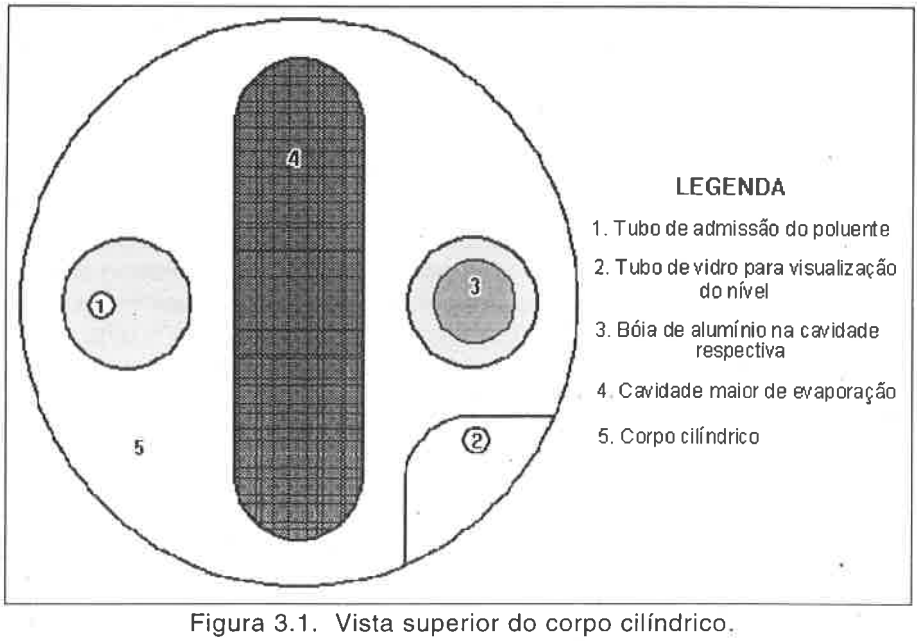


Figura 3.1. Vista superior do corpo cilíndrico.

O isolamento do tubo de ensaio invertido (onde se situa o sistema articulado) e da tampa do frasco de mistura é feito por anéis de borracha, complementados por pasta de silicone. Um sistema de parafusos evita que a tampa do frasco seja empurrada para fora, por efeito da pressão do ar.

O tubo de vidro destinado à visualização do nível, tem **4 mm** de diâmetro externo. Atrás dele, situa-se uma escala em rede metálica, numerada de **0** a **9** unidades, com subdivisões de **0.2**, para leitura do nível, contado a partir do topo do bloco de alumínio. Cada unidade da escala corresponde a **9 mm**.

A entrada do ar na câmara é perpendicular à tampa, pelo que se colocou um anteparo no interior. O fluxo de ar, no entanto, revelou-se turbulento dentro da câmara, intervindo na transferência não só a difusão laminar e convecção, mas também movimentação turbulenta. Os caudais de evaporado, por essa razão, são superiores aos previstos pela Equação 2.3.

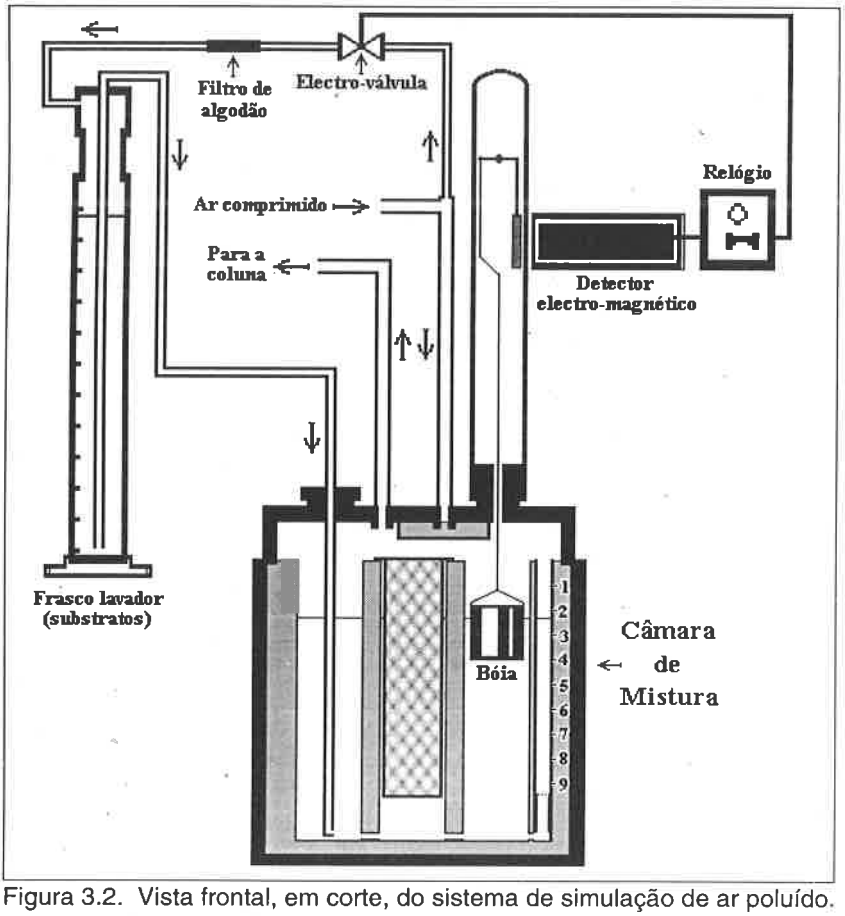


Figura 3.2. Vista frontal, em corte, do sistema de simulação de ar poluído.

Com esta câmara de mistura consegue-se praticar um grande variedade de caudais de evaporado, sem riscos de exposição do manipulador aos eventuais gases tóxicos utilizados. A introdução de tubos de ensaio na cavidade maior permite evaporar simultaneamente vários tipos de poluentes, embora sem se poder controlar os caudais de evaporado de cada um, de forma a manter constantes as concentrações na fase gasosa. De qualquer forma, em termos práticos, para tempos não muito longos, a situação é de estado estacionário.

3.2. Calibração

Utilizando os valores da difusividade (D_T) do tolueno (Tabela I), encontrados na literatura da especialidade (PERRY E GREEN, 1984) e o modelo previsto pela Equação 2.5, chegou-se à seguinte relação (SI), (**P=1 atm**):

$$D_T = 1.67 \, x \, 10^{-9} \, x \, T^{1.5} \qquad \text{(Eq. 3.1)}$$

A partir das Equações 2.3 e 2.4, com as substituições necessárias para uma atmosfera e **28 °C** (**ρ=0.860 g/mL**), obtém-se a Equação 3.2 para o caudal de evaporado de tolueno, N_T, em **mg/min**, em função da superfície (**m²**) e da distância até ao topo onde o vapor é removido (**m**). Optou-se por **28 °C** porque foi esse o valor predominante da temperatura atmosférica, durante os procedimentos de calibração da câmara de mistura. A Equação 3.3 é a linearização da anterior, por aplicação de logaritmos, para S constante.

$$N_T = 86.4 \, \frac{S}{z} \qquad \text{(Eq. 3.2)}$$

$$\log N_T = \log(86.4 \, S) - \log z \qquad \text{(Eq. 3.3)}$$

O ar do sistema de ar comprimido, passa por um de dois rotâmetros Fischer & Porter (maior: FP D10 A1197 A; menor: FP 10 A6131 NA 2B), para quantificação do respectivo caudal, cobrindo toda a gama de caudais pretendida. As curvas de calibração dos rotâmetros de ar são as seguintes:

Maior: $Q\,(L/min) = 785 \, x \, 10^{-3} \, x(\%)$ (Eq. 3.4)

Menor: $Q\,(L/min) = 147\,x\,10^{-3}\,x(\%)$ (Eq. 3.5)

Tabela I. Difusividade (**1 atm**), massa específica (líquido saturado) e constantes da equação de Antoine para o tolueno

Difusividade		Massa Específica		Constantes
T (°C)	D_T x10^6 (m^2/s)	T (°C)	ρ (g/mL)	de Antoine
0	7.6	17	0.870	A=16.0137 mm Hg
25.9	8.6	20	0.867	B=3096.52 K.mm Hg
30	8.8	27	0.861	C=-53.67 K

A câmara de mistura foi calibrada com tolueno. Para isso, para quatro caudais diferentes de ar (**15 %**, **50 %** e **85 %** do rotâmetro menor e **40 %** do maior) praticaram-se vários caudais de evaporado, manipulando a área de evaporação e o nível do tolueno dentro da câmara.

As condutas de ligação ao espectrómetro de massa (EM) eram em tubo de aço inoxidável de **6 mm** de diâmetro e possuiam associada uma resistência para aquecimento (**40<T<50 °C**) para prevenir condensações da corrente gasosa. Os registos em EM permitiram quantificar os caudais praticados e compará-los com a curva prevista pela Equação 3.3.

O método de quantificação foi baseado na sensibilidade do tolueno em relação ao azoto. Para a determinação da sensibilidade relativa evaporou-se tolueno durante um tempo suficientemente longo para se ter uma boa estimativa do caudal de evaporado. Conhecido o caudal de ar de arraste foi possível determinar a concentração e, feito o respectivo registo, determinar a sensibilidade relativa, conhecida a percentagem de azoto na corrente de ar. Fizeram-se treze ensaios, com tempos que variaram entre **44** minutos e vários dias, para a determinação do caudal de evaporado. Registaram-se os picos **91** e **92**, sendo a sensibilidade baseada no pico **91** (o de maior amplitude). Os valores de sensibilidade relativa variaram entre **1.376** e **3.633**, com uma média de **2.46**. Os ensaios longos, com a temperatura a variar durante o dia e as oscilações dos caudais de ar devidas às diversas solicitações do sistema de ar comprimido, implicavam uma certa variabilidade. O número de ensaios garante, de qualquer modo, um valor médio razoavelmente representativo. A estabilização da temperatura do tolueno líquido, com um banho termostatizado, é uma correcção de fácil adaptação que deverá ser considerada em futuras aplicações.

A Equação 3.3 representa a curva de evaporação teórica. As curvas experimentais foram criadas a partir dos registos de calibração da câmara de mistura. Conjuntamente, encontram-se as curvas teóricas e as curvas experimentais, nas Figuras 3.3 (área mínima) e 3.4 (área máxima).

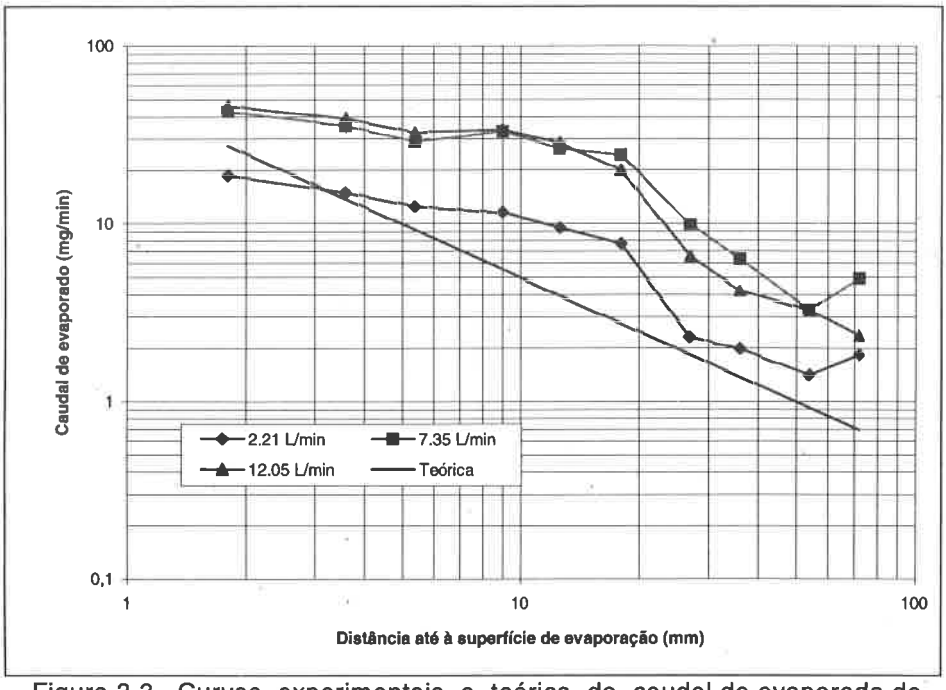


Figura 3.3, Curvas experimentais e teórica do caudal de evaporado de tolueno para uma área de evaporação de **5.75 cm²**, em função da distância à superfície e dos caudais de ar (**P=1 atm** e **T=28 °C**).

As diferenças observadas entre as curvas teóricas e experimentais são devidas à agitação da superfície líquida e do ar sobre ela, provocada pela corrente de ar, que se manifesta de forma mais evidente para caudais maiores e quando a superfície do líquido está mais próxima do topo. No entanto, no topo, a curva teórica tende para infinito e, por isso, aproxima-se mais das curvas experimentais, que nunca poderiam exibir essa tendência. Para grandes distâncias, as curvas voltam a aproximar-se, mas agora devido à menor agitação. Mesmo assim, para a área máxima, esta ocorrência não é tão evidente. Para o menor caudal (**2.21 L/min**) as curvas aproximam-se mais do que para qualquer dos outros, como era previsível. Os três ensaios com o caudal máximo praticado (**31.40 L/min**) exibem o maior afastamento, acrescido pelo facto de se terem praticado distâncias para as quais é mais exuberante o desvio relativamente à curva teórica (**10** a **20 mm**).

Superiores ou não aos caudais teóricos, foi possível praticar uma grande variedade de caudais diferentes, obtendo-se concentrações de tolueno variando de **40** a **5330 ppm**. A formulação teórica foi, de qualquer forma, extremamente importante na fase de projecto, para a definição das áreas mais adequadas.

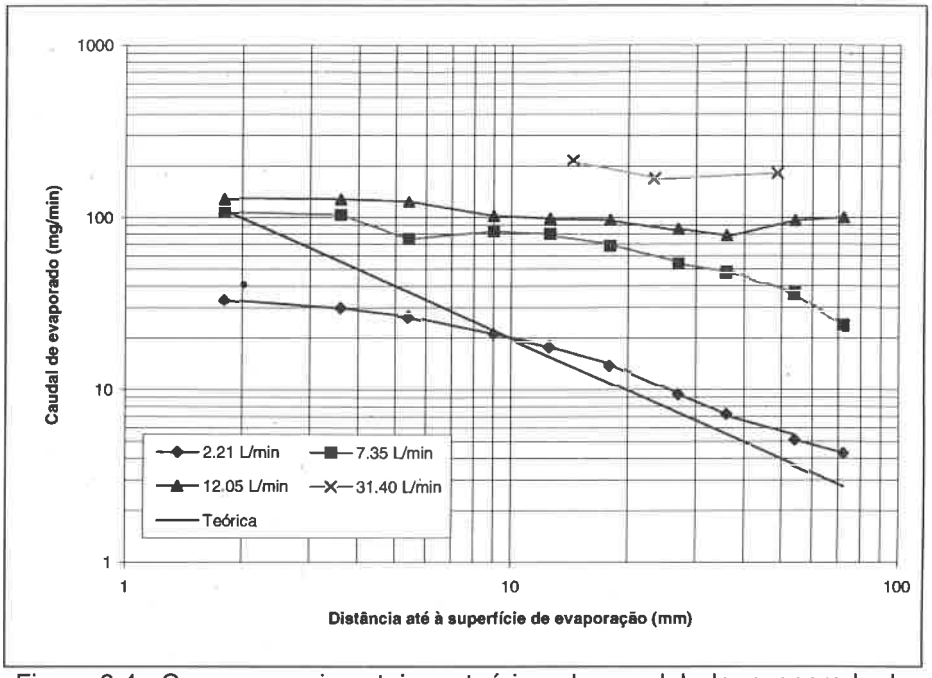


Figura 3.4. Curvas experimentais e teórica do caudal de evaporado de tolueno para uma área de evaporação de **23.03 cm^2**, em função da distância à superfície e dos caudais de ar (**P=1 atm** e **T=28 °C**).

Bibliografia

1. Geankoplis, C. J. (1983), ***Transport Processes and Unit Operations***, Second Edition, Allyn and Bacon, Inc. Boston.
2. Haigler, B. E.; Pettigrew, C. A.; Spain, J. C. (1992), ***Biodegradation of Mixtures of Substituted Benzenes by*** *Pseudomonas* ***sp. Strain JS150.*** In ***Applied and Environmental Microbiology,*** **July, *p.p. 2237-2244,*** American Society for Microbiology.
3. Ottengraf, S. P. P.; Meesters, J. J. P.; van den Oever, A. H. C.; Rozema, H. R. (1986), ***Biological Elimination of Volatile Xenobiotic Compounds in Biofilters***. In ***Bioprocess Engineering*, 1**, p.p. 61-69, Springer-Verlag, Eindhoven.
4. Perry, R. H.; Green, D. (1984), ***Perry's Chemical Engineers' Handbook***, Sixth Edition, McGraw-Hill International Editions, Chemical Engineering Series, New York.
5. Reid, R. C.; Pransnitz, J. M.; Sherwood, T. K. (1977), ***The Properties of Gases and Liquids***, Third Edition, McGraw-Hill Chemical Engineering Series, New York.
6. Ritchie, B. J.; Hill, G. A. (1995), ***Biodegradation of Phenol-Polluted Air, Using an External Loop Airlift Bioreactor***. In ***Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, N.° 62**, p.p. 339-344.

CALIBRAÇÃO DE OPACIMETROS DE UNIDADES DE FABRICO DE PASTA DE CELULOSE

João F.P. Gomes, Centro de Tecnologias Ambientais, Instituto de Soldadura e Qualidade, Aparado 119, 2781 Oeiras

RESUMO :

Neste trabalho apresentam-se as directrizes para a instalação, operação e calibração de equipamentos on-line para a monitorização de emissões gasosas que decorrem da legislação actual, ou seja, a Portaria Nº 286/93. Descrevem-se ainda alguns aspectos da calibração de opacímetros instalados em unidades de fabrico de pasta de celulose efectuada por métodos manuais. Analisa-se o papel relativo das diversas variáveis operàcionais em jogo assim como a sua influencia nas operações de calibração.

PALAVRAS-CHAVE :

MONITORIZAÇÃO ; EMISSÕES ; OPACIMETROS ; CALIBRAÇÃO

SITUAÇÃO DO PROBLEMA :

Com a entrada em vigor da Portaria Nº 286/93 para todas as instalações industrais existentes, o que ocorrerá em Novembro de 1995 como consequencia do disposto no Decreto-Lei Nº 352/90, coloca-se mais prementemente o problema da calibração dos analisadores em contínuo o que terá que verificar-se obrigatóriamente uma vez por ano para as instalações abrangidas pelo Anexo VII da referida Portaria, ou seja, para todas as instalações que tem taxas de emissão (a taxa de emissão é igual ao produto da concentração do poluente pelo caudal de gás) superiores aos limites que constam desse anexo (1).
De facto, para uma chaminé industrial abrangida pela Portaria Nº 286/93, ou seja, uma fonte estacionária fixa, podem ocorrer duas situações distintas :

i) a concentração de poluente emitido encontra-se em conformidade com o valor limite aplicável (geral ou sectorial) sendo inferior a este.

ii) a concentração de poluente emitido não se encontra em conformidade com a legislação sendo superior ao valor limite.

Conjugando esta informação com o caudal de gás emitido (ou seja poluente e gás veiculante) obtem-se então a taxa de emissão e novas situações se podem dar :

a) verifica-se i) mas a taxa de emissão é superior ao especificado.
b) verifica-se i) mas a taxa de emissão é inferior ao especificado.
c) verifica-se ii), o que implica a tomada de acções correctivas como segue :

c-1) depois das acções correctivas já se verifica i).
c-2) mesmo depois das acções correctivas ainda se verifica ii).

Em termos de monitorização de acordo com os termos da legislação tem-se então que : para os casos a) e c-2) a legislação obriga à instalação de medidores em contínuo do poluente em causa, enquanto que para os restantes poluentes apenas obriga à monitorização pontual efectuada 2 vezes por ano.
A monitorização pontual terá que ser efectuada com equipamento adequado e segundo os métodos USEPA ou as correspondentes normas portuguesas.
Mesmo no caso em que existam medidores em contínuo, terá que ser efectuada, anualmente, pelo menos, uma medição pontual que servirá de calibração para os analisadores automáticos. A este respeito ver o fluxograma que se apresenta na figura 1.
No que diz respeito à calibração dos analisadores automáticos, esta far-se-à sempre com base num método absoluto USEPA ou equivalente uma vez que estes métodos são muito mais exactos e menos sujeitos a interferencias num ambiente industrial agressivo do que qualquer analisador automático.
Na verdade, enquanto o método absoluto por via húmida (USEPA ou equivalente) está geralmente bem estudado e quantificado em termos de interferenciass, conduzindo a resultados representativos se forem observados os respectivos preceitos ; qualquer método instrumental não é absoluto pois carece de calibração até mesmo porque os equipamentos de medida são, na maior parte dos casos, "standard" e não adaptados especificamente à medição e fonte em causa além de se basearem na medida de um sinal electrónico que é sempre falível uma vez que está sujeito a um grande número de interferencias físicas e químicas assim como a variação do sinal face a variações das condições ambientais e/ou operatórias na fonte emissora.
No caso dos analisadores de gases a calibração é feita a partir de tubos de permeação ou com garrafas de gases padrão, sendo, em geral a primeira técnica mais fiável do que a segunda uma vez que, para muitos gases a concnetração das espécies altera-se por reacção química ou decai em consequencia da variação da pressão na garrafa.
Encontram-se já publicadas, ou em curso de publicação, diversas normas ISO que referem procedimentos exaustivos (com mais de 20 ensaios comparativos para cada concentração) para a calibração dos analisadores

de gases sendo o método padrão o método de determinação do poluente por química húmida, segundo método USEPA ou equivalente.
No caso dos analisadores de partículas o procedimento de calibração é mais complexo uma vez que, neste caso, não existem nem garrafas de gases padrão nem tubos de permeação aplicáveis a esta situação. É a este tipo de analisadores que nos referiremos em seguida.

ANALISADORES AUTOMÁTICOS DE PARTÍCULAS TOTAIS EM SUSPENSÃO :

Os analisadores automáticos para partículas totais em suspensão geralmente utilizaods na indústria são de dois grandes tipos : os analisadores β e os opacímetros a que correspondem 2 princípios de funcionamento distintos. O primeiro tipo utiliza uma fonte radioactiva emissora β que é deflectida por partículas em suspensão no gás veiculante. Se bem que este tipo de analisadores conduza, em geral, a resultados mais exactos do que os opacimetros, estes últimos são geralmente mais utilizados na indústra o que é devido ao elevado custo de investimento e instalaçãoβ assim como elevados custos de manutenção, uma vez que requerem intervenções frequentes e, eventualmente, a substituição periódica da fonte redioactiva.
Por outro lado, o opacimetro tem custos de investimento, instalação e manutenção mais baixos. Baseia-se no princípio da absorção e/ou deflecção da radiação luminosa de um dado comprimento de onda pelas partículas em suspensão no gás veiculante que atravessa o percurso dessa radiação (quer este seja diametral ou angular).
Na prática os equipamentos deste tipo não medem o teor de partículas mas sim transmissão ou absorção de luz, o que se relaciona com a opacidade, sendo esta a razão pelo que estes equipamentos se designam por opacimetros.
A extinção da luz é, de facto, uma propriedade dos aerossoís, que seja medida dentor de uma chaminé ou de uma conduta, e pode ser expressa em termos de percentagem da luz transmitida (T = transmitancia), Op (opacidade) ou um número em escalas de densidade de fumos tais como Ringelmann, Bacharach, etc.
A relação entre a transmitancia da luz e a opacidade da pluma de gases é dada por :

$$T = 100 - Op \qquad \text{(eq.1)}$$

Note-se que a opacidade medida no interior da fonte emissora não é, necessáriamente, igual à opacidade da pluma de gases fora desta. As diferenças entre estas duas opacidades têm a ver com as diferenças existentes entre as dimensões da pluma dentro e fora da fonte, diferenças

nas condições de iluminação e variações na humidade dos gases causadas pelo arrefecimento da atmosfera exterior (2).
Como se sabe, a transmissão de luz através de um aerossol pode ser descrita pela lei de Lambert-Beer :

$$I/Io = \exp(-bL) \qquad \text{(eq.2)}$$

sendo :
I/Io = fracção de luz incidente transmitida
b = coeficiente de extinção
L = comprimento do percurso de luz

O coeficiente de extinção b para um aerossol de diversos tamanhos desde o raio r1 a r2 é dado por :

$$b = \int Qext\,(r1\ \lambda1\ m)\ a(r)\ n(r)\ dr \qquad \text{(eq.3)}$$

em que :
Qext = factor de eficiencia de extinção da luz para uma partícula de raio r,
índice de refracção m, sendo o comprimento de onda da radiação λ
a(r) = àrea projectada da partícula ($\pi r2$ para partículas esféricas)
n(r) = função de distribuição dos tamanhos das partículas

O coeficiente de extinção pode ser calculado através das equações de Mie (3) considerando partículas esféricas ou de qualquer outra forma.
A lei de Lambert-Beer pode ainda ser escrita na forma de uma relação entre a transmitancia I/Io e a concentração mássica de partículas W, usando o parametro K definido por Pilat e Ensor (4) como segue :

K = (volume total de partículas / volume de gás veiculante) (cm3/m3) /
/ (coeficiente de extinção da luz) (m-1) (eq.4)

ou seja :

$$K = W / \rho\, b \qquad \text{(eq.5)}$$

com :
ρ = densidade média das partículas (g/cm3)
W = concentração mássica das partículas (g/m3)

Substituindo b, como dado pela equação 5, na equação 2, vem :

$$I/Io = \exp - (LW / K\rho) \qquad \text{(eq.6)}$$

e resolvendo esta equação em termos da concentração mássica W, vem :

$$W = - (K\rho / L) \ln (I/Io) \qquad \text{(eq.7)}$$

O parametro K pode ser calculado utilizando a teoria de Mie desde que a distribuição de tamanhos e a forma das partículas seja conhecida. Pilat e Ensor (5) efectuaram cálculos de K usando distribuições de frequencia de tamanhos tais como log-normal e a teoria de Mie. A figura 2, cf. Carssen et al. (6) apresenta os cálculos de K como função do raio médio das partículas rgw com vários valores do desvio padrão geométrico σg para um índice de refracção das partículas de 1,5 e um comprimento de onda da luz de 1,2 μm. Este índice de refracção de 1,5 considera-se ser o típico das partículas emitidas por uma caldeira de recuperação da indústria de pasta de celulose, conforme (7), situação esta que iremos abordar em seguida.
O comprimento de onda escolhido é também típico de diversos opacimetros industriais. Assim e, segundo Larssen (6) o valor verdadeiro de K para partículas típicamente emitidas por caldeiras de recuperação deve encontrar-se entre os limites referidos na figura 2.

CALIBRAÇÃO DE OPACIMETROS :

Desde 1987 que o ISQ tem adquirido experiencia neste campo uma vez que procedeu já à calibração de todos os opacimetros existentes na indústria pesada nacional, a saber, cimenteira, siderúrgca e papeleira ; com um especial destaque para esta última, uma vez que desde a entrada em vigor do contrato de programa entre a SEARN e a ACEL, sobre estas unidades industriais recairam, desde então, as obrigações que decorrem da Portaria Nº 286/93.
De facto, das várias fontes, tipos de indústria e unidades fabris em que estes trabalhos foram efectuados, o caso mais complexo e, como se verá, o das caldeiras de recuperação das unidades de produção de pasta de celulose.
Conforme já se viu, nas equações 3 e 7, a transmitancia ou a opacidade são extraordináriamente dependnetesda natureza e tamanho das partículas emitidas, o que, por sua vez, depende também das condições processuais de operação tais como a temperatura, velocidade, humidade e composição dos gases.
Na prática, quando se faz a calibração de um opacimetro não é possivel tomar em linha de conta todas estas variáveis. Geralmente a calibração de opacimetros é efectuada de acordo com a Performance Specification 1 da USEPA, ou seja, admitem-se constantes todas estas variáveis e a resposta electrónica dos aparelhos (em mA ou %) é representada versus o teor de partículas em suspensão medido com um método absoluto como, por exemplo, o USEPA 5 (8). No mínimo efectuam-se duas medidas correspondentes a duas condições de operação distintas, alterando, por exemplo, o número de campos .activos do sistema de despoeiramento instalado a montante da fonte emissora. Considera-se ainda um terceiro

ponto fazendo corresponder uma opacidade de 0% a uma concentração nula de partículas.
Obtem-se uma representação gráfica como a que se apresenta na figura 3.
Neste caso, a relação (aproximadamente) linear assim obtida pode escrever-se como :

$$Y = (Y2 - Y1)\ C\ /\ (C2 - C1) \qquad \text{(eq.8)}$$

que se considera ser a "recta" de calibração.

Naturalmente, é sempre aconselhável dispor de um número maior de pontos e calcular a regresão, por exemplo, pelo método dos mínimos quadráticos, o que aumentará consderávelmente a representatividade da calibração desde que o coeficiente de correlação seja aceitável (9).
Conforme já se fez notar, este procedimento pressupõe que a opacidade é apenas dependente da concentração mássica de partículas mantendo-se constantes todas as outras variáveis atrás referidas.
Se ebm que se possa admitir, sem grande erro, que isto acontece para determinadas fontes tais como cahminés de fornos de cimento e chaminés de fornos de fusão de aço em que, geralmente, as condições operatórias não variam muito, não variando também a natureza das matérias-primas e a natureza dos combustíveis, o que origina que seja pouco variável a forma e as dimensões das partículas emitidas, o mesmo já será mais difícil de aceitar relativamente ás chaminés de fornos de cal e, principalmente, nas chaminés de caldeiras de recuperação do processo kraft.
De facto, nestas últimas fontes, os regimes de funcionamento são, como se sabe, muito variáveis, de acordo com as necessidades processuais (10) o que origina que sejam utilizados por vezes combustíveis mistos diversos (fuelóleo+lixívia negra com teores diferentes de sólidos+gases mal-odorosos) em situações diferentes de operação (composição percentual, temperatura, humidade e velocidade dos gases) pelo que, em rigor, a calibração atrás descrita não deveria ser bidimensional mas a n dimensões, tantas quantas as variáveis envolvidas o que seria de todo impraticável.
Assim, e mesmo com toda a imprecisão associada a este processo, opta-se, geralmente, por aceitar a calibração conforme referida na Performance Specification 1 da USEPA.
Isto origina que nem sempre se obtenha uma boa concordancia entre as leituras consecutivas dos opacimetros entre duas calibrações, uma vez que as condições de operação não são, de facto, reprodutíveis.

INFLUENCIA RELATIVA DOS PARAMETROS NA CALIBRAÇÃO DE OPACIMETROS :

Com os resultados de determinações efectuadas em chaminés de caldeiras de recuperação em diversas unidades fabris, e com o objectivo de calibração dos respectivos opacimetros, procurou-se determinar a influencia relativa dos vários parametros atrás referidos na variabilidade da regressão obtida para calibração.
As determinações de partículas totais em suspensão foram efectuadas segundo o método USEPA 5, e os parametros de escoamento foram medidos segundo os métodos USEPA 1 a 4, utilizando equipamentos Andersen segundo USEPA (12).
Os opacimetros eram, na sua maioria Sick, de diversos modelos e encontravam-se em bom funcionamento, tendo sido objecto de manutenção e limpeza antes dos ensaios.
As amostragens pontuais foram efectuadas em locais escolhidos de acordo com a norma NP 2176 e durante cada amostragem efectuou-se o registo dos sinais lidos nos opacimetros. A determinação da granulometria das partículas foi efectuada por microscopia óptica segundo o método descrito em (10).
De acordo com as equações anteriormente apresentadas foi delineada a seguinte equação de correlação entre as diversas variáveis em jogo :

$$W = A \ln(I/Io) + B\,Ts + C\,fH2O + D\,dgw + E\,\Delta I + F + e$$

sendo :

A a F = coeficientes de regressão
Ts = temperatura do gás
fH2O = fracção de humidade
ΔI = afastamento do isocinetismo da medição em relação a 100%
e = variação aleatória

Para efectuar a análise de regressão multivariáveis utilizou-se um programa de cálculo automátco com base no algoritmo descrito em (11), tendo-se obtido os valores que constam da Tabela I.
De facto, com base nestes valores, pode concluir-se que a transmitancia representa, em grande maioria, o parametro com mais peso na correlação (98,3%) quando comparado com os restantes 1,7% que é a soma do peso de todos os outros factores.
Tem-se assim que, na gama de concentrações de partículas estudada e nas condições dos ensaios efectuados para as fontes em causa, a variação das condições operatórias (que, não foi, de facto, significativa durante os ensaios) é inferior a 2%.
Nestas condições, o tipo de calibração efectuada é significativo desde que o opacimetro esteja equipado com um dispositivo que lhe garanta uma intensidade constante da radiação emitida, assim como da radiação recebida

e/ou do quociente I/Io, o que também se consegue com boa e frequente limpeza das lentes do aparelho.

CONCLUSÕES :

O estudo efectuado aponta, pois, para uma dependência maioritária da influência do factor transmitância para a calibração de opacímetros face aos restantes parâmetros considerados que, como se viu, são aqueles que se encontram em jogo para o problema em causa.
De facto, o peso de todos estes factores, incluindo a variação aleatória, é inferior a 2%, o que aponta para que, pelo menos, na gama de concentrações estudada e para as fontes analisadas, a calibração de opacímetros efectuada como descrito anteriormente, ou seja, admitindo a correlação directa entre a absorvância e a concentração de partículas, deve ser considerada como válida.
Assim, para o tipo de situações estudadas, parece perfeitamente lícito desprezar a influência da variabilidade das condições de escoamento aquando das operações de calibração.
Este resultado parece-nos da maior importância, em termos de aplicação industrial, uma vez que vem validar as operações de calibração correntemente efectuadas pelo ISQ na indústria nacional, tanto mais que a legislação actual impõe que os equipamentos de monitorização contínua de emissões gasosas sejam calibrados, no mínimo, com periodicidade anual.

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS :

(1) GOMES, J.F.P., 1993, A nova Portaria Nº 286/93 e as perspectivas da sua aplicação prática, Ingenium, 71, 39/45

(2) CONNER, W.D., HODKINSON, J.R., 1967, Public Health Service Publication 999-AP-30, Cincinnatti

(3) VAN DE HULST, H.C., 1967, Light scatering by small particles, John Wiley, New York, 1967

(4) PILAT, M.J., ENSOR, D.S., 1970, Atmospheric Environment,4, 163

(5) PILAT, M.J., et al., 1970, Atmospheric Environment, 4, 671

(6) LARSSEN, S., et al., 1972, Tappi Journal, 55(1), 88

(7) HODGMAN, D.C. Ed., 1962, Handbook of Chemistry and Physics, 44th Ed., CRC Press, Cleveland

(8) GOMES, J.F.P., 1993, Qualidade do Ar, Edições Técnicas ISQ, Lisboa

(9) GOMES, J.F.P., 1986, Validade do método dos mínimos quadráticos, Software, Ano 2, Nº 10, 3/4

(10) GOMES, J.F.P., 1990, Notice on a method for measuring size range of particles from stationary sources, in Multiphase Transport and Particulate Phenomena, Vol 3, Veziroglu Ed., Hemisphere Publ. Co., New York, 81/88

(11) HADER, R.J., GRANDGE, A.E., Simple and multiple regression analysis", North Carolina State College Paper

(12) GOMES, J.F.P., 1993, Monitoring of pollutant emissions using stack sampling techniques, in Industrial Air Pollution, A. Muezzinoglu Ed., Springer Verlag, Vol. G31, Berlin, 51/58

Tabela I - Análise de regressão multi-variável

Variável independente	Coeficiente de regressão	Coeficiente de regressão múltiplo (*)	Variação percentual relativa (%)	Nível de significancia
Transmitancia [ln(I/Io)]	2,75	0,9908	98,3	>0,99
Diametro das particulas (dgw)	-0,006	0,9925	0,37	>0,95
Desvio do isocinetismo (ΔI)	-0,004	0,9937	0,18	>0,75
Temperatura do gás (Ts)	0,0015	0,9938	0,07	≈ 0
Humidade do gás (fH2O)	0,007	0,9939	0,02	≈ 0
Variação aleatória (e)	-	-	1,06	-
		TOTAL	100	

(*) calculado após a adição de cada variável.

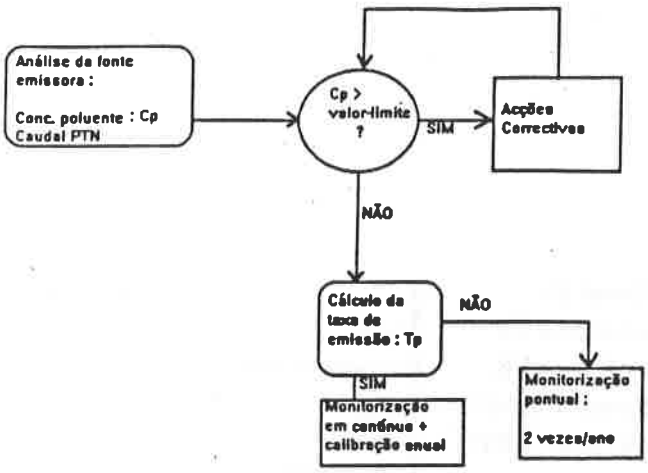


Figura 1 - Fluxograma indicativo do sistema de monitorização a adoptar segundo a Portaria nº 286/923.

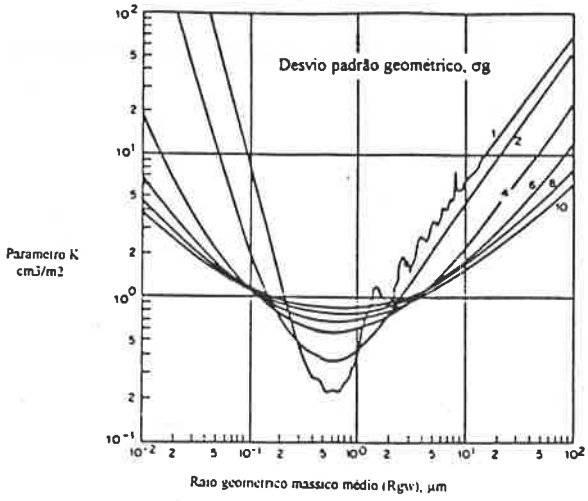


Figura 2 - Coeficiente K: volume específico de partículas/extinção, como função dos prâmetros de distribuição de tamanhos pára um aerossol de partículas esféricas de índice de refracção 1,5 e um comprimento de onda de 1,2 um, segundo Larssen.

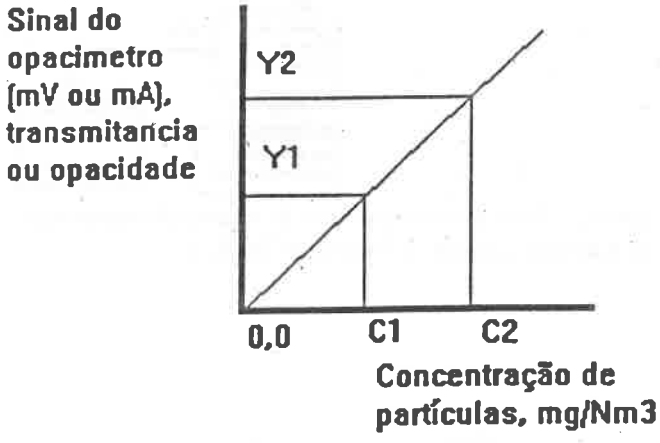


Figura 3 - Exemplo de "recta" de calibração com 3 pontos.

REPARTIÇÃO DE METAIS PESADOS NA CO-COMBUSTÃO DE LAMAS COM CARVÃO EM LEITO FLUIDISADO

HELENA LOPES, IBRAHIM GULYURTLU & ISABEL CABRITA

RESUMO:

Apresentam-se resultados de ensaios de co-combustão de lamas à base de hidrocarbonetos com carvão, num sistema de leito fluidisado de 90 kW, com e sem adição de calcário, sendo avaliada a eficiência da combustão, a emissão de poluentes e investigada a repartição de metais pesados entre o material do leito, as cinzas retidas pelos ciclones e as cinzas volantes. A análise das cinzas quanto ao teor em Pb, Cu, Cr, Ni e Zn, através de PIXE, evidenciou um enriquecimento notório das cinzas do segundo ciclone, de menor granulometria, em Pb e Cu, não sendo tão evidente esta tendência para os outros metais em análise. Verificou-se igualmente um enriquecimento notório das cinzas colhidas na chaminé nestes metais, verificando-se que nesta fracção práticamente todo o Pb e Cu emitido estava associado a partículas de dimensão inferior a 1,2 μm. Embora não se possam ainda tecer conclusões definitivas, dada a grande dispersão de resultados, os ensaios realizados apontam para a necessidade de testagem de outras condições e outros adsorventes dado que se verificou uma fraca retenção de metais pesados no leito, contrariamente a resultados obtidos por outros autores. A razão para este facto parece dever-se à existência de uma elevada concentração de cloro nas lamas, uma vez que este elemento ao combinar-se com metais como o Pb, Cu, Ni e Cr lhes confere uma maior volatilidade e uma menor reactividade com os materiais do leito e adsorventes.

Palavras Chave: Resíduos, Poluição, Metais Pesados, Incineração, Leito Fluidisado

INTRODUÇÃO:

O tratamento de resíduos é um problema bastante controverso, que deve ser encarado de uma forma ponderada, tomando em linha de conta os vários aspectos: ambientais, económicos, tecnológicos e sociais. Várias soluções se podem colocar, desde a reciclagem, ao tratamento térmico ou deposição em aterro apropriado, dependendo das características dos resíduos, do estado de avanço tecnológico e das prioridades existentes.

Instituto Nacional de Engenharia e Tecnologia Industrial - ITE - DTC
Estrada do Paço do Lumiar, 1699 Lisboa Codex, Portugal
Tel ++351 1 716 52 99, Fax ++351 1 716 46 35, E-mail dtceflu@dtc.ineti.pt

No entanto, os próprios processos de tratamento contribuem com impactes negativos para o ambiente, como é o caso da reciclagem, que dá origem à produção de lamas ou outros subprodutos contaminados. Certos tipos de resíduos com características tóxicas, ou não, cuja reciclagem não é possível ou é demasiado honorosa, podem ser valorizados se se proceder à sua utilização como combustíveis alternativos, (incineração) com recuperação de energia, desde que se tomem as devidas precauções no controlo dos efluentes produzidos.

Uma destas situações práticas é o caso das lamas produzidas nos processos de tratamento de óleos usados. Estas lamas possuem um considerável poder calorífico, devido a um elevado conteúdo em matéria orgânica, contendo, no entanto quantidades apreciáveis de água e matéria mineral, como materiais argilosos e metais, destacando-se metais pesados como o chumbo, cobre, níquel, crómio, etc, cuja emissão para o ambiente, é altamente indesejável dadas as suas características tóxicas, sendo a sua emissão limitada por legislação nacional [1] e internacional.

O controle da emissão de metais pesados em processos de combustão tem vindo a ganhar importância dado o conhecimento da responsabilidade das fontes antropogénicas para as emissões globais e os seus efeitos patogénicos. Um melhor conhecimento dos mecanismos envolvidos nos processos de transformação e emissão de partículas, contendo metais pesados, pode contribuir para um melhor controle quer ao nível da sua produção, nas próprias câmaras de combustão, quer ao nível de processos de tratamento mais eficientes.

De facto, a matéria inorgânica não é destruída nos processos de combustão mas sofre transformações físico-químicas que vão influenciar a sua repartição entre as várias correntes produzidas, nomeadamente cinzas de fundo, cinzas colhidas nos sistemas de tratamento e cinzas volantes.

A repartição de metais entre os vários tipos de cinzas e efluentes, depende da temperatura de vaporização dos respectivos compostos presentes, podendo encontrar-se na forma elementar, como óxidos, sulfuretos ou cloretos, dependendo das condições e das espécies químicas presentes no sistema. Estudos em diversos sistemas [2-5], usando carvão, resíduos ou correntes simuladas, têm evidenciado a tendência de certos metais para se concentrarem preferencialmente em partículas de reduzidas dimensões (<10 μm), respiráveis, de difícil separação por despoeiradores, ao passo que outras espécies se concentram preferencialmente nas escórias e cinzas de maiores dimensões, ou não exibem qualquer tendência. Embora haja excepções para sistemas particulares, pode usar-se a classificação de Klein [6] para os metais, de acordo com o seu enriquecimento nas cinzas:

- A classe I; de elementos de elevada temperatura de vaporização, que não vaporizam na câmara de combustão, vão constituir a matriz das cinzas de fundo ou eventualmente as que são transportadas pelos gases de combustão e incluem o Al, Ba, Ca, Ce, Co, Eu, Fe, Hf, K, La, Mg, Mn, Rb, Sc, Si, Sm, Sr, Ta, Th e Ti.

- A classe II - respeitante aos elementos que são volatilizados às elevadas temperaturas de combustão e que são preferencialmente emitidos sob a forma de cinzas volantes, após condensação, evidenciando um enriquecimento com a diminuição de tamanho das partículas incluem o As, Cd, Cu, Ga, Pb, Sb, Zn, e Se.

- A classe III - de elementos altamente voláteis que permanecem na fase gasosa, incluem o Hg, Cl e Br.

- AClasse IV - compreende um grupo de elementos de comportamento não muito definido, intermediário entre os grupos 1 e 2, compreendendo o Cr, Cs, Na, Ni, U e V.

O aparecimento de partículas de ínfimas dimensões, altamente enriquecidas em metais pesados, tem sido atribuido a um fenómeno de volatilização/condensação [3,5]. Os compostos metálicos de menor temperatura de vaporização, sofrem uma volatilização intensa nas condições de elevadas temperaturas da combustão, vindo a condensar em consequência do aumento da sua pressão parcial na fase gasosa; de uma forma homogénea, dando origem a aerosois ou partículas de pequenas dimensões, por coalescência, ou podem depositar-se à superfície de partículas sólidas, transportadas com os gases de combustão, segundo um fenómeno de condensação heterogénea ou adsorção, ou mesmo por reacções com silicatos e aluminatos. Outros fenómenos que contribuem para o aparecimento de pequenas partículas consistem na fragmentação de cenosferas e outras partículas porosas.

O desafio que se coloca actualmente, ao nível da combustão de materiais contaminados com metais pesados, consiste no controlo do processo de enriquecimento destes metais em partículas respiráveis, diminuindo a sua volatilização e favorecendo a sua deposição/reacção em partículas de maiores dimensões, mais eficientemente separáveis das correntes gasosas, ou nas cinzas de fundo dos sistemas de queima. Os compostos formados ou adsorvidos deverão apresentar-se numa forma química estável, por forma a apresentarem baixos índices de lexiviação se colocados em aterros, ou numa forma compatível com uma possível reciclagem.

Um sistema de combustão particularmente interessante para a combustão de produtos difíceis com elevada heterogenidade, conteúdo em água, hidrocarbonetos pesados e matéria inorgânica, é o que emprega a

tecnologia de leito fluidisado. De facto, esta tecnologia possui inúmeras vantagens, nomeadamente, uma enorme versatilidade quanto ao tipo de produtos admitidos, os elevados tempos de residência e boas misturas dos produtos com o ar, com elevada turbulência, as baixas temperaturas de combustão (700-900°C), que podem minimizar a formação de NO_x e minimizar a volatilização de certas espécies químicas, como os metais pesados e a facilidade de utilização de adsorventes para captação de SO_2 e outros poluentes ácidos.

A possibilidade de utilizar materiais adsorventes para captação de metais pesados tem sido investigada por diversos autores. Uberoi [7] efectuou estudos num sistema laboratorial, demonstrando que a bauxite e kaolinite eram bastante efectivos na captação de cloretos de chumbo e cádmio, formando compostos insolúveis em água, dependendo das proporções relativas de sílica e alumina nos adsorventes, ao passo que o calcário não se mostrou efectivo no sistema utilizado. Contrariamente, Ho [8], utilizando um sistema laboratorial de leito fluidisado, em que foram queimadas estilhas de madeira impregnadas com cloreto de chumbo, com leitos de material calcário, areia e alumina, evidenciou, ser o calcário o adsorvente mais efectivo, atingindo-se eficiências de retenção de chumbo de 97% no leito, optimizadas a temperaturas de 750°C e aumentando inversamente com o tamanho das partículas de adsorventes.

Litt [9] utilisou um sistema piloto de leito fluidisado, em que foram queimados resíduos de tintas, enriquecidos com $PbCrO_4$, sendo utilizado carbonato de sódio no leito por forma a torná-lo pegajoso, aumentando assim a eficiência de retenção de chumbo no material do leito até aos 90%.

A investigação da captação de metais pesados com aditivos tem também sido efectuada noutros sistemas. Por exemplo, Scotto [10] evidenciou que a kaolinite pode efectivamente deslocar a granulometria das partículas formadas, a elevada temperatura, a partir de aerosois de chumbo, para partículas maiores, no entanto, constatou que a presença de cloro contraria este efeito. Também Linak [11] verificou, que ao injectar kaolinite, bauxite e calcário hidratado na zona de pós frente de chama, numa fornalha, para a captação de Pb, Cd, e Ni, se produziam efeitos diversos para os vários metais, havendo uma interferência clara do cloro. Verificou ainda que a retenção dos metais estava associada a partículas que tinham sofrido fusão, evidenciando a ocorrência de reacções de vitrificação para a fixação de metais.

Mais recentente Rink [12], examinou a formação de partículas num sistema de leito fluidisado de 300kW, queimando lamas biológicas, contendo nitratos de Cu, Pb e Ni. O estudo evidenciou a existência de partículas micrónicas enriquecidas naqueles metais, formadas através de um

processo de volatilisação/condensação. No entanto, a visualização da distribuição de metais no interior das partículas supermicrónicas mostrou que os metais pesados se encontravam concentrados no interior das partículas, como que encapsulados, e circundados por camadas superficiais de compostos contendo Si, Al e Na. Esta descoberta coloca uma nova perspectiva à teoria de deposição superficial por condensação. O mecanismo da formação destas partículas não é ainda bem conhecido, podendo dever-se à forma de queima do resíduo em particular e a processos de segregação de espécies químicas nas partículas e sua vitrificação posterior. Este fenómeno é bastante promissor, na medida em que estas partículas poderão apresentar baixos índices de lexiviação, propiciando a geração de cinzas mais inócuas para o ambiente.

Os trabalhos em curso, utilizam um sistema de combustão em leito fluidisado, para a combustão de lamas industriais contaminadas com chumbo, cobre, crómio e níquel, sendo estudada a repartição de metais entre os vários tipos de cinzas. Estes estudos visam contribuir para o conhecimento dos fenómenos subjacentes à formação de partículas contendo metais pesados nos sistemas de combustão, com detalhe para a tecnologia de leito fluidisado, ainda pouco estudada nesta perspectiva. Pretende-se também verificar o efeito da utilização de aditivos e quais as melhores formas da sua adição por forma a minimizar a emissão de metais como partículas micrónicas e gerar cinzas cuja eliminação ou reciclagem seja menos problemática.

ENSAIOS EXPERIMENTAIS

Utilisou-se um reactor de leito fluidisado de 90 kW, construido em aço refractário, com uma secção quadrada de 0,3x0,3 m e uma altura de 5 m, tendo sido utilisados leitos de areia (10 a 30 kg) e funcionando em modo borbulhante. O reactor é isolado no seu exterior e arrefecido com serpentinas de água na zona do leito e "freeboard" e são utilisados dois ciclones, em série, para remoção de cinzas e material elutriado. O ar primário é usado como gás de fluidisação, sendo mantidas baixas velocidades, 0,6 m/s, por forma a reduzir a elutriação, sendo introduzido ar secundário, 0,7 m acima do prato de distribuição, com a finalidade de assegurar uma combustão completa. O excesso de ar primário variou entre -20% e 20% e o excesso de ar secundário foi variado entre 20 e 50%. As lamas são alimentadas na zona do leito através de uma bomba de membrana, após préaquecimento a 50°C e o carvão e calcário são introduzidos por gravidade, 0,5 m acima do fundo do leito. O reactor é préaquecido com propano e estabilizado com carvão préviamente à alimentação das lamas.

As temperaturas e pressões no interior do reactor são controladas em contínuo, por forma a assegurar uma ligeira depressão e evitar temperaturas excessivas, desfavoráveis do ponto de vista da emissão de óxidos de azoto e também de metais e por outro lado prevenir a eventual fusão de materiais do leito, que poderiam conduzir à desfluidização e consequentemente a condições de funcionamento deficientes capazes de deteriorar o reactor. No entanto, a avaliação das temperaturas de fusibilidade das cinzas das lamas , revelaram valores na ordem de 1340 a 1390°c, o que permitiu a realização dos ensaios com maior segurança.

As lamas utilisadas são provenientes de uma empresa que procede à recolha e tratamento de óleos usados e outros hidrocarbonetos. Estas lamas contêm assim quantidades apreciáveis de hidrocarbonetos, água, materiais argilosos, cloro e bromo e metais pesados, com especial relevo para o chumbo e cobre. As lamas foram fornecidas em tambores de cerca de 200 kg, e foi efectuada a análise de cada lote. Contudo a composição exacta do material alimentado em cada momento não é conhecida com exactidão, em virtude de dois factores; primeiro a forma pastosa e altamente heterogénea das lamas, colocando dificuldades de homogeneização com o sistema de alimentação utilisado, e em segundo lugar a complexidade da preparação das amostras para análise, podendo o método utilisado dar origem a perdas. Na tabela I consta a composição média das lamas, bem como do carvão e outros materiais alimentados.

O caudal de lamas variou entre 4,6 e 7,3 kg/h e o carvão, com uma granulometria entre 0,5 e 2 mm, variou entre 1,8 e 7,6 kg/h. A percentagem de carvão variou entre 22 e 58% relativamente ao total de carvão mais lamas, tendo no entanto sido efectuados ensaios de combustão utilisando só carvão, para comparação dos resultados da utilização de lamas. Foram também efectuados ensaios de combustão de lamas, isoladamente, no entanto tornou-se difícil estabilizar as condições para realização de medições em regime estacionário. Os ensaios foram realisados com e sem calcário, alimentado com o carvão.

PROCEDIMENTO ANALÍTICO E RESULTADOS

A lamas foram analisadas quanto ao poder calorífico e composição. Dada a impossibilidade de utilisar um sistema de digestão da amostra laboratorial em vaso fechado, procedeu-se à obtenção de cinzas a uma temperatura máxima de 550°C, seguida de ataque ácido com mistura de HNO_3/HF em forno microondas, sendo o doseamento dos metais efectuado por espectrofotometria de absorção atómica (AAS). A determinação do teor em cloro foi efectuada segundo uma adaptação do método ASTM 2361, tendo sido efectuada a queima das lamas numa

bomba calorimétrica, com atmosfera de oxigénio, utilisando uma solução de absorção, na qual foi efectuado o doseamento do cloro por titulação potenciométrica.

A composição em metais do carvão, areia, calcário, materiais do leito , bem como das cinzas, foi determinada directamente, utilisando a técnica de PIXE, "Proton Induced x-ray Emission ", existente no Departamento de Física do ITN em Sacavem. Esta técnica produz resultados quantitativos, contudo é bastante sensível às heterogenidades, o que pode ser um problema para este tipo de amostras. Uma outra técnica possível, o INAA não foi escolhida por não dosear o principal metal objecto deste estudo, o Pb. A exactidão do método, PIXE, foi testada mediante análise de amostras de padrões de carvão (SRM 1632b) e cinzas de carvão (SRM 1633b). Na realidade também o PIXE revela problemas no doseamento de Pb e V, estando neste momento a ser conduzidos trabalhos de avaliação da exactidão do método para uma série de metais. Por forma a diminuir os problemas devido à heterogenidades das amostras, estas foram moídas em moinho de àgata, com ácido bórico, como aglomerante e moldadas pastilhas, para análise.

O estudo da distribuição granulométrica das cinzas colhidas nos ciclones, foi efectuado com um "Malvern Particle Size Analyser", e revelou que as partículas do primeiro ciclone se distribuíam numa gama de diâmetros de 254 a 5,8μm, com diâmetro médio variando entre 38 e 50μm, enquanto que as do segundo ciclone se distribuiam numa gama de 16,7 a 1,9 μm, com diâmetro médio entre 8,6 e 9,7μm. As partículas maiores devem-se à elutriação de material não queimado e material proveniente do leito, conforme se pode concluir da visualização das cinzas por microscopia electrónica(a publicar).

As cinzas volantes do sistema de exaustão, (após ciclones), foram colhidas com uma sonda isocinética, utilisando filtros de fibra de vidro. Efectuou-se a sua digestão em microondas, usando uma mistura de HF/HNO_3 e procedeu-se à análise da composição em Pb, Cd, Cu, Ni e Cr por espectrofotometria de absorção atómica. Os resultados apresentam-se nas tabelas seguintes

Tabela I - Composição dos diversos materiais alimentados

Composição Elementar	Carvão	Lamas
Carbono (%m)	65,9	32,5
Hidrogénio (%m)	3,9	4,4
Azoto (%m)	1,6	0,3
Enxofre (%m)	0,8	1,1
Cinza (% m)	13,0	16,0
Oxigénio (%m)	11,3	-
Humidade (%m)	3,4	45,9
PCI (kJ/kg)	27015	14180

Comp. Minera	Carvão		Lamas	Limestone		Areia
	PIXE	AAS	AAS	PIXE	AAS	PIXE
Si (%m)	2,75	3,10	0,50	1,35	1,12	48,04
Fe(%m)	0,49	0,40	0,58	0,26	0,20	0,02
Al(%m)	2,06	3,03	0,38	0,61	0,79	-
Ti(%m)	0,11	0,13	-	0,01	-	0,02
Ca(%m)	0,83	0,82	4,65	40,7	38,1	0,03
Mg(%m)	0,17	0,23	0,43	0,30	0,38	0,24
K(%m)	0,08	0,07	0,08	0,10	0,06	0,06
Na(%m)	0,04	-	1,33	-	0,04	-
P(%m)	0,05	0,03	0,14	-	0,01	-
Pb(µg/g)	14	7	182	66	100	-
Cu(µg/g)	27	10	126	-	<20	-
Cd(µg/g)	<3	-	2,3	-	<10	-
Ni(µg/g)	27	29	19	-	<20	-
Cr(µg/g)	28	36	14	160	<30	2
V(µg/g)	<110	-	60	-	-	-
Zn (µg/g)	-	17	-	-	-	9
Sr(µg/g)	-	239	-	--	-	-
Cl(µg/g)	235		6,1%	250	-	nd

Na tabela II apresentam-se resultados de ensaios de combustão de carvão. Não se utilisou calcário nestes ensaios, dado que este contêm quantidades significativas de Pb, alterando assim os valores característicos do carvão. Os resultados indicam que não ocorreu práticamente fixação de metais pesados no material do leito, notando-se em certos casos enriquecimento das cinzas de chaminé nestes metais. As tendências não são contudo coerentes para os vários metais e também para os halogénios, podendo isto dever-se aos diferentes parâmetros de operação, os quais, influenciam nomeadamente na quantidade de material elutriado e na quantidade de material não queimado, provocando efeitos de diluição das concentrações. A utilização de diferentes parâmetros pode produzir outros efeitos, quer ao nível dos mecanismos de volatilização/condensação quer das reacções dos metais com o oxigénio, cloro e enxofre.

Tabela II - Ensaios com carvão

	Ensaio A Carvão =5 kg/h Ar 1º=46Nm3/h Ar 2º=40Nm3/h Areia=29kg Tleito=790ºC				Ensaio B Carvão=7,6 kg/h Ar 1º=50Nm3/h Ar 2º=33Nm3/h Areia =20kg Tleito=780ºC			
	leito	cicl 1	cicl 2	cinzas	leito	cicl 1	cicl 2	cinzas
Pb µg/g	21	89	53	770	6	281	309	391
Cu µg/g	47	55	35	155	11	96	93	557
Cr µg/g	23	185	150	931	205	3259	1348	1835
Ni µg/g	14	172	150	620	38	236	210	2542
Zn µg/g	782	94	71	-	52	1336	721	-
Br mg/g	0,003	0,01	-	-	-	0,42	0,43	-
Cl mg/g	0,58	0,42	0,33	-	-	11,2	8,07	-
S %	0,72	1,48	1,05	-	0,02	1,42	1,13	-
Ti %	0,05	0,59	0,49	-	0,05	0,39	0,79	-
Si %	38,7	16,0	12,6	-	46,2	7,97	15,2	-
Al %	0,35	14,5	11,4	-	0,86	5,18	11,6	-
Ca %	1,67	2,99	2,18	-	0,20	3,36	3,13	-
Fe %	0,18	2,07	1,53	-	0,20	3,15	2,28	-
Mg %	-	0,68	0,35	-	-	0,95	0,62	-

A adição de lamas aumentou significativamente a quantidade de metais presentes nas cinzas, quer dos ciclones quer da chaminé, conforme se pode verificar na tabela III. Nestes ensaios verificou-se um aumento notório das temperaturas do "freeboard", evidenciando que a combustão ocorre em grande parte na zona acima do leito, em virtude da volatilização dos hidrocarbonetos presentes nas lamas. Também neste caso, à semelhança dos ensaios com carvão, se verificou ter ocorrido uma baixa retenção dos metais, em estudo, no leito.

O facto de a combustão se dar acima do leito a temperaturas mais elevadas, pode contribuir para uma volatilização de metais intensa. Apesar da variabilidade de condições ensaiadas, é notório o enriquecimento das partículas do segundo ciclone em relação ao primeiro, no que diz respeito ao Pb, um pouco ao Cu, mas não em relação ao Cr, Ni e Zn. Verificou-se também um enriquecimento das cinzas do segundo ciclone em Cl e em menos extensão em Br. As cinzas de chaminé apresentam uma grande variabilidade de concentrações nos metais em estudo, sendo o enriquecimento em Pb e Cu bastante notório. Em relação ao Cd, este não foi práticamente detectado nas cinzas, verficando-se também baixas concentrações nas cinzas volantes, conforme se pode verificar na tabela V.

Tabela III - Ensaios com carvão e lamas

	Endaio C Carvão= 2,9 kg/h lamas = 5,5kg/h Ar 1º=49Nm3/h Ar 2º= 49Nm3/h Areia=15kg Tleito=810ºC T freeboard = 920ºC				Ensaio D Carvão=3,8 kg/h Lamas=6,2kg/h Ar 1º=53Nm3/h Ar 2º=35Nm3/h Areia=10kg Tleito=810ºC T freeboard = 910ºC			
	Leito	ciel 1	ciel 2	Cinzas	Leito	cicl 1	cicl 2	cinzas
Pb µg/g	37	717	2765	8390	27	495	1800	17372
Cu µg/g	6,5	815	1391	2447	96	328	524	2636
Cr µg/g	145	1374	381	3496	624	447	275	5972
Ni µg/g	38	331	327	2273	132	222	326	438
Zn µg/g	2099	10100	10220	-	1876	5470	5448	-
Br mg/g	0,09	0,77	5,09	-	0,12	0,65	2,19	-
Cl mg/g	8,70	38,6	157	-	12,3	27,5	56,4	-
S %	0,79	4,90	1,73	-	0,88	2,20	1,32	-
Ti %	0,08	0,49	0,62	-	0,12	0,42	0,70	-
Si %	38,4	11,2	10,9	-	39,4	12,1	12,4	-
Al %	0,65	8,37	9,72	-	1,48	7,60	9,35	-
Ca %	2,10	11,8	10,2	-	1,64	6,31	4,40	-
Fe %	0,47	4,23	3,08	-	0,89	3,35	2,75	-
Mg %	0,09	3,83	0,80	-	0,38	2,45	0,90	-
	Ensaio E Carvão= 3,9 kg/h Lamas = 7,3kg/h Ar 1º=43Nm3/h Ar 2º= 30Nm3/h Areia=10kg Tleito=810ºC T freeboard = 930ºC				Ensaio F Carvão=6,4 kg/h Lamas=4,6kg/h Ar 1º=55Nm3/h Ar 2º=55Nm3/h Areia=20kg Tleito=800ºC T freeboard = 900ºC			
	Leito	ciel 1	ciel 2	cinzas	Leito	cicl 1	cicl 2	cinzas
Pb µg/g	33	716	2107	3260	13	540	2119	6792
Cu µg/g	63	310	412	563	17	220	333	1024
Cr µg/g	142	248	432	148	443	1987	498	858
Ni µg/g	58	155	265	59	104	326	229	749
Zn µg/g	2495	4845	3493	-	286	3200	4997	-
Br mg/g	0,25	1,12	2,37	-	8,10	0,67	2,2	-
Cl mg/g	20,5	36,2	59,5	-	0,68	23,5	85,1	-
S %	0,93	1,45	1,10	-	0,06	1,61	0,99	-
Ti %	0,19	0,38	0,41	-	0,03	0,41	0,59	-
Si %	27,4	8,68	9,14	-	43,5	12,1	11,0	-
Al %	2,03	6,11	7,09	-	0,64	7,32	8,40	-
Ca %	2,43	4,34	2,24	-	0,29	4,74	3,66	-
Fe %	0,99	2,36	1,68	-	0,27	3,02	1,98	-
Mg %	0,90	1,89	0,53	-	-	1,90	1,24	-

Efectuou-se o mesmo tipo de estudo, adicionando calcário, nas condições usuais de utilização para retenção de óxidos de enxofre, sem calcinação prévia. Na realidade, a retenção de metais pesados não foi bem sucedida nas condições ensaiadas, verificando-se as mesmas tendências na composição das várias correntes de cinzas que nos ensaios sem aditivo, agora com maior conteúdo em cálcio nas cinzas de ciclones, conforme se pode ver na tabela IV.

Tabela IV - Ensaios com calcário

	Ensaio G Carvão= 1,8 kg/h Lamas = 6,3kg/h Ar 1º=45Nm3/h Ar 2º= 30Nm3/h Areia=10kg Tleito=850ºC T freeboard = 940ºC limestone (Ca/S) = 2.5				Ensaio H Carvão=4,4 kg/h Lamas=5,3kg/h Ar 1º=44Nm3/h Ar 2º=27Nm3/h Areia=20kg Tleito=770ºC T freeboard = 830ºC limestone (Ca/S) = 4			
	leito	ciel 1	ciel 2	cinzas	leito	ciel 1	ciel 2	cinzas
Pb µg/g	95	1098	1932	6835	57	669	1965	2598
Cu µg/g	48	370	536	1139	23	230	502	547
Cr µg/g	200	1566	422	1025	484	866	652	68
Ni µg/g	31	215	192	797	99	141	384	-
Zn µg/g	1491	5880	2495	-	1159	3550	2617	-
Br mg/g	0,38	1,34	3,56	-	0,22	1,00	3,97	-
Cl mg/g	35,7	88,5	134	-	25,9	53,0	180	-
S %	1,50	3,54	2,11	-	1,69	3,05	1,89	-
Ti %	0,06	0,33	0,39	-	0,09	0,30	0,31	-
Si %	28,9	7,17	7,68	-	24,0	7,72	6,46	-
Al %	0,64	5,78	7,04	-	1,48	5,13	4,92	-
Ca %	11,8	26,0	15,9	-	11,6	18,5	10,7	-
Fe %	0,45	2,87	1,39	-	0,57	2,12	1,53	-
Mg %	0,49	3,36	-	-	1,36	1,46	1,06	-

Na tabela V apresenta-se um resumo dos valores de emissão nos efluentes gasosos dos ensaios. As partículas e metais foram doseados após colheita isocinética, por AAS, o cloro foi doseado nas soluções de absorção dos gases por titulação potenciométrica e as espécies gasosas medidas, com analisadores em contínuo de gases. Os valores de CO são moderados, embora possam ser optimizados mediante modificações dos parâmetros de operação, evidenciando a eficiência do processo de combustão de lamas com carvão, em leito fluidisado.

Os valores de emissão de SO_2 foram consideravelmente reduzidos mediante o uso de calcário. Verificaram-se valores relativamente elevados de N_2O, na mesma ordem de grandeza do NO_x. As temperaturas relativamente baixas do sistema, poderão ter favorecido esta situação, que parece ser mais atribuível ao carvão do que à combustão das lamas.

Tabela V - Concentração de poluentes em mg/Nm^3, gás seco a 6%O_2

Ensaio	Poeiras	Pb	Cu	Ni	Cd	Cr	Cl	CO	SO2	NOx	N2O	Hidroc
A	2826	2,19	0,44	1,75	<0,08	2,64	371	2100	703	207	650	-
B	1300	0,5	0,72	3,32	nd	2,39	227	656	1354	435	471	-
C	4774	40,5	11,7	10,8	0,28	16,7	-	662	967	373	236	1735
D	1797	31,3	4,70	0,80	0,40	10,7	4656	262	908	435	217	-
F	1578	10,6	1,60	1,18	0,07	1,35	1788	488	1034	290	197	709
E	2470	8,07	1,40	0,14	0,08	0,37	1654	675	586	517	-	1936
G	3877	26,5	4,41	3,09	0,18	3,97	-	500	176	352	217	-
H	1460	3,79	0,8	nd	nd	0,1	635	750	76	276	-	-

Efectuou-se a separação granulométrica das partículas da chaminé usando um classificador por impacto "Mark III", de 8 estágios de separação, em conjunto com a sonda isocinética. Foi necessário efectuar a adaptação de uma resistência de gola para aquecimento a uma temperatura determinada, por forma a evitar condensações, dado que se tornou impossível inserir o corpo do classificador no interior da conduta. Este dispositivo, permite efectuar a separação de partículas entre cerca de 0,5µm e 10µm, sendo possível colhê-las em filtros de fibra de vidro apropriados e efectuar o doseamento gravimétrico de cada fracção separada. As cinzas assim separadas foram tratadas da mesma forma que as partículas colhidas nos filtros da sonda e efectuou-se o doseamento de metais. Verificou-se, no entanto, apenas ser possível considerar o Pb e Cu dos 5 metais inicialmente propostos, estando o cádmio abaixo dos limites de detecção do método e os resultados do crómio e níquel parecerem falseados em virtude de contaminações com o material de construção do "impactor".

Na tabela VI apresenta-se um resultado típico destes ensaios, respeitante à combustão de lamas com carvão. Na tabela, inclui-se a distribuição cumulativa inferior (% cum) da massa de partículas separadas em cada estágio, as concentrações em chumbo e cobre, bem como as respectivas percentagens cumulativas das massas dos metais emitidos nos ensaios, em função da granulometria (ECD - Effective cut diameter). Para além destes metais a observação por microscopia electrónica, revelou a existência de sódio sob a forma de cloreto de sódio cristalino e quantidades em excesso de cloro, o que faz pressupor que os metais nas cinzas volantes se encontrem preferencialmente sob a forma de cloretos.

Tabela.VI - Distribuição granulométrica de cinzas volantes e composição em função da dimensão

ECD µm	%cum massa partículas	% cum. Pb	Pb µg/g	%cum. Cu	Cu µg/g
>12,5	98,7	-	nd	-	nd
8	98,2	-	nd	-	nd
5,5	96,5	-	nd	-	nd
3,7	93,7	-	nd	-	nd
2,3	90,0	-	nd	-	nd
1,2	81,3	100	nd	100	nd
0,7	65,1	83,7	6914	78,7	1728
0,5	35,5	45,2	8890	43,9	1548
<0,5	-	-	8708	-	1629

CONCLUSÕES:

Os ensaios realizados permitem concluir que a tecnologia de leito fluidisado constitui um processo de elevada eficiência para a combustão de lamas, contendo diversas fases; sólidos dispersos em hidrocarbonetos e água emulsionada em grandes quantidades, cuja combustão seria inviável em sistemas comuns. A eficiência da combustão é notória, face aos valores moderados de CO para este tipo de equipamentos. Os valores das emissões de chaminé podem exceder os valores limite, em especial no que diz respeito às partículas, dependendo do regime em que for classificado o processo, no entanto estas emissões podem ser dimuídas, quer actuando nos parâmetros do processo, quer instalando disposivos de despoeiramento de elevada eficiência por forma a baixar o teor em partículas e dos próprios metais.

A emissão preferencial de certos metais tóxicos sob a forma de partículas de pequenas dimensões é de facto comum a qualquer sistema de combustão, mesmo quando os teores em metais pesados são baixos na matéria original. De facto no presente estudo, verificou-se que os valores iniciais do chumbo e cobre nas lamas eram moderados, se bem que superiores aos do carvão, resultando em cinzas volantes de maior concentração nestes metais (de 6700 µg/g a 1,8% de Pb) do que se não houvesse qualquer repartição preferencial.

A interpretação dos valores de concentração de metais em cinzas deve levar em conta inúmeros factores, nomeadamente a exactidão dos métodos face às características específicas das amostras, as possíveis contaminações, em especial no que diz respeito a metais comuns entre os combustíveis e os dispositivo de queima e de amostragem e a influência dos próprios parâmetros de operação.

A reunião de dados aqui apresentada têm por finalidade a identificação das metodologias e parâmetros com maior interesse, sendo a sua interpretação objecto de um estudo decorrente mais detalhado. Serão além disso conduzidos estudos de análise morfológica, microanálise e análise cristalográfica por forma a obter informações acerca das formas químicas de apresentação dos metais para obtenção de informação acerca dos mecanismos de formação das partículas.

Serão também ensaiadas condições diversas de aditivação, utilisando outros adsorventes e outras condições, por forma a verificar as possibilidades de fixação de metais, já que a eficiência da captação de metais com calcário é objecto de bastante controvérsia conforme discutido anteriormente. Será também avaliada a contribuição dos metais presentes nos adsorventes para as emissões do sistema.

Para além da possível inadequação do processo de aditivação utilisado, os elevados teores em cloro das lamas interferem certamente no processo, dada a tendência dos metais em estudo para a formação de compostos clorados de maior volatilidade e menor reactividade com materiais adsorventes. De facto, detectaram-se teores elevados de cloro, quer nas cinzas de ciclones, quer nas cinzas volantes, sendo os teores emitidos na forma gasosa relativamente baixos face às concentrações iniciais. A existência de cloro, nas cinzas, em conjunto com outros metais evidencia por um lado a tendência deste elemento a combinar-se formando matéria sólida e por outro lado levanta a suspeita da possível formação de compostos orgânicos policlorados, como as dioxinas. Este e outros aspectos serão objecto de continuação do estudo.

AGRADECIMENTOS

Os autores querem agradecer a colaboração da empresa, Autovila, pelo fornecimento das lamas e pelo interesse demonstrado neste estudo e aos colegas que gentilmente operaram com o sistema de leito fluidizado. Uma nota de apreço muito especial aos colegas do ITN, M.A.Reis e L.Cerqueira, pela realização das análises PIXE com a disponibilidade imediata que lhes foi solicitada e ao pessoal do Laboratório de Caracterização de Combustíveis do INETI, pela prestabilidade na realização das análises.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1 Portaria nº 286/93 do Diário da Républica, Nº 60, 1 série B de 12 de Março de 1993

2 DAVISON, R.L. 1974. Trace Elements in Fly Ash. Jr. *Environmental Science & Technology* **8**, 1107.

3 BARTON, R.G. 1990. Fate of Metals in Waste Combustion Systems. *Combustion Science and Techology* **74**,327-342.

4 MULHOLLAND, J.A. 1991. The Formation of Inorganic Particles During Suspension of Simulated Wastes. *Environmental Progress* **10:2**,83-88.

5 LINAK, W.P. 1993. Toxic Metal Emissions From Incineration: Mechanisms and Control. *Progress in Energy and Combustion Science* **19,**145-185.

6 KLEIN, D.H. 1975. Pathways of Thirty-Seven Trace Elements Through Coal-Fired Power Plant. *Environmental Science & Technology* **9:10**, 973-979.

7 UBEROI, M. 1990. Sorbents for Removal of Lead Compounds from Hot Flue Gases. *AIChE Journal* **36**:**2**: 307.

8 HO, T.C. 1992. Metal Capture During Fluidized Bed Incineration of Wastes Contaminated With Lead Chloride. *Combustion Science and Technology* **85**, 101-116.

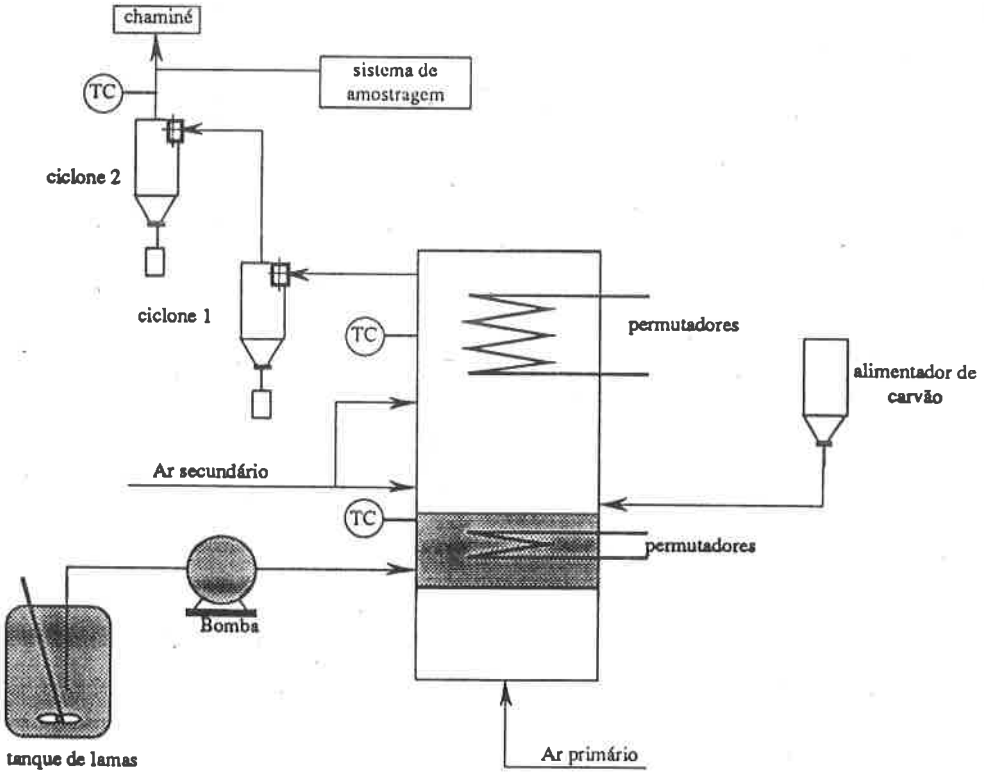
9 LITT, R.D. 1989. Trace Metal Retention in a Fluidized Bed Combustor, *International Conference on Fluidized Bed Combustion, Vol. 1, ASME Book, nº 10290A,* 127.

10 SCOTTO, M. 1992. Hazardous Waste Incineration: The In-Situ Capture of Lead by Sorbents in a Laboratory Down-Flow Combustor. *Twenty-Fourth (International) Symposium on Combustion, The Combustion Institute* pp.1109-1117

11 LINAK, W.P.1995. Sorbent Capture of Nickel, Lead and Cadmium in a Laboratory Swirl Flame Incinerator.*Combustion and Flame* **100**,241-250

12 RINK, K.K. 1995. Biosludge Incineration in FBCs:Behavior of Ash Particles. *Combustion and Flame* **100**,121-130.

Figura 1 - Esquema da Instalação Experimental



LAVAGEM A SECO DE GASES ÁCIDOS: CINÉTICA DA REACÇÃO DE HCl COM $Ca(OH)_2$

A.M. FONSECA[1], J.M. ÓRFÃO[2] e R.L. SALCEDO[3]

RESUMO

Neste trabalho estudou-se a cinética da reacção entre HCl gasoso e $Ca(OH)_2$ sólido num reactor laboratorial, tendo-se determinado a influência da temperatura (de 50 a 130°C), concentração de HCl (de 150 a 1000 ppm) e humidade da corrente gasosa (de 0 a 11% molar). Na ausência de humidade a reacção termina ao fim de um curto intervalo de tempo (2 a 3 min), sendo as conversões máximas de $Ca(OH)_2$ da ordem dos 5%. Na presença de humidade e para temperaturas baixas, conseguiram-se atingir conversões praticamente completas do sólido ao fim de cerca de 40 min. As curvas experimentais de conversão do sólido *vs* tempo foram modelizadas através do modelo do grão para reações gás-sólido com limitações difusionais no produto, tendo-se obtido boa concordância para as experiências com humidade. Para as experiências a seco a paragem da reacção pode ser explicada por fenómenos de cristalização, conforme recentemente referido por outros autores. Na presença de humidade é possível que se forme uma fase aquosa que vai destruir a estrutura cristalina do produto formado, justificando as diferenças encontradas. Os resultados obtidos indicam ainda que a reacção é de 1ª ordem relativamente ao HCl.

Palavras-chave : HCl, $Ca(OH)_2$, cinética

1. INTRODUÇÃO

A lavagem de gases ácidos é um processo importante para a remoção de componentes tóxicos de efluentes gasosos, nomeadamente gases de incineração de resíduos sólidos. Recentemente tem-se assistido ao

[1] Engª Química (FEUP), bolseira PRAXIS XXI, tel. 2-2041693, fax. 2-318787
[2] Prof.Auxiliar (Lab. Catálise de Materiais, FEUP), tel.2-2041665, fax. 2-318787
[3] Porf. Associado (FEUP), tel. 2-2041944, fax. 2-318787, rsalcedo@fe.up.pt

incremento da utilização de técnicas de lavagem a seco para instalações de pequena e média dimensão, que apresentam custos inferiores quer de capital quer operatórios em comparação com os tradicionais métodos húmidos. Nestes processos os sorbentes mais frequentemente utilizados são os compostos de cálcio, devido ao seu baixo custo e comprovada eficácia na remoção de gases ácidos, nomeadamente óxidos de enxofre e ácido clorídrico.

Neste tabalho pretende-se estudar a cinética da reacção entre o hidróxido de cálcio sólido e o ácido clorídrico gasoso:

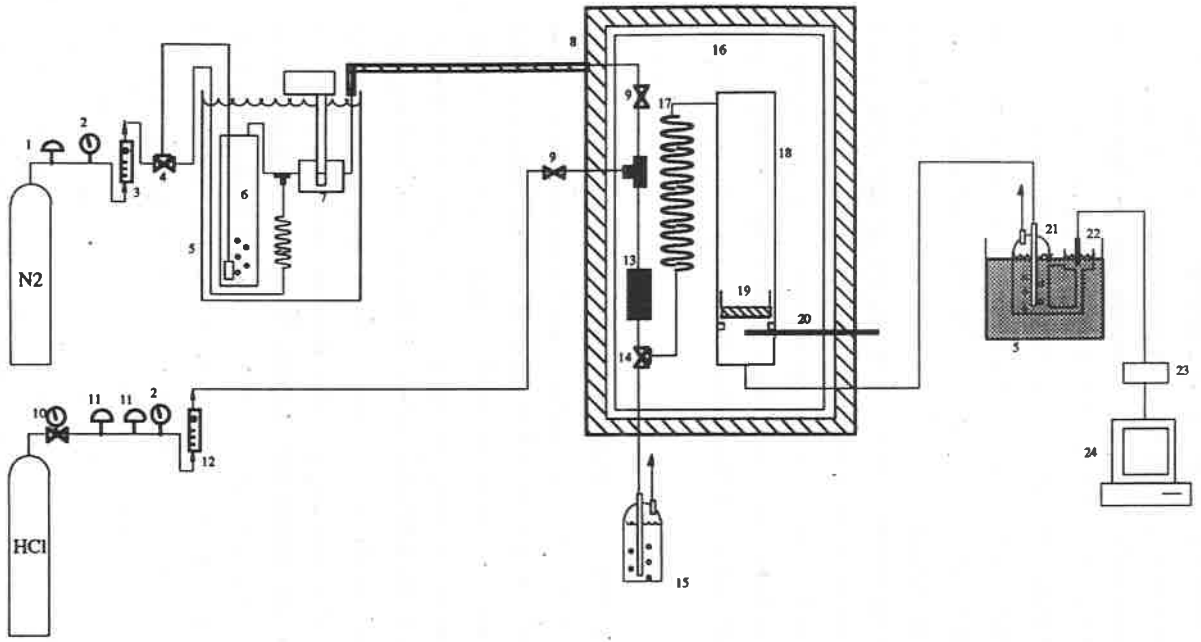
$$Ca(OH)_2\ (s) + 2HCl\ (g) \longrightarrow CaCl_2.2H_2O\ (s) \qquad (1)$$

Na literatura é possível encontrar alguns resultados experimentais e modelos propostos para este sistema. Karlsson *et al* (1981) investigaram esta reacção entre 150 e 400°C num reactor laboratorial de leito fixo, com as partículas de $Ca(OH)_2$ dispersas numa camada de areia. Os resultados obtidos revelam uma elevada eficiência na remoção do HCl, mas uma fraca utilização do $Ca(OH)_2$, com conversões inferiores a 40%. Estes autores sugerem que a reacção é de 1ª ordem relativamente aos dois reagentes. Carminati *et al* (1986) realizaram um estudo experimental numa planta piloto com injecção de uma suspensão aquosa de $Ca(OH)_2$ numa corrente gasosa quente ('spray-dryer'), tendo obtido eficiências de remoção do HCl superiores a 75% para os valores mais baixos de temperatura (175°C) e razões de alimentação $Ca(OH)_2$/HCl da ordem dos 7-8. Estimam que a ordem da reacção relativamente ao HCl é complexa, presumivelmente superior a um. Weinell *et al* (1992) conseguiram obter conversões praticamente completas de $Ca(OH)_2$ num reactor diferencial na presença de humidade a temperaturas baixas (60 a 150°C). Recentemente Duo *et al.* (1995) propuseram uma nova teoria para a formação do produto sólido nesta reacção: o modelo de cristalização e fractura.

2. PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL

Neste trabalho estudou-se a cinética da reacção (1) num reactor laboratorial, tendo-se verificado a influência dè parâmetros operatórios tais como a temperatura, a concentração de HCl e a presença de humidade na corrente gasosa. O sistema laboratorial é constituído por um reactor onde é colocada uma fina camada de $Ca(OH)_2$ (cerca de 0.020 g) suportada por um filtro, a qual é atravessada por uma corrente de HCl diluído em N_2, a temperatura, concentração e humidade controladas. A evolução da concentração do efluente é obtida por absorção do HCl num borbulhador apropriado, sendo o pH da solução resultante transmitido em tempo real a um sistema de aquisição de dados. Verificou-se experimentalmente que a absorção do HCl é praticamente completa, mesmo para tempos de borbulhamento relativamente longos (cerca de 45 min). O sólido obtido é analisado no final das experiências determinando-se o seu conteúdo em cloretos através do método espectrofotométrico descrito por Florence *et al.* (1971).

A instalação experimental está representada esquematicamente na fig. 1. O reactor laboratorial de leito fixo é um cilindro em Téflon com 0.05 m de diâmetro externo, 0.03 m de diâmetro interno e 0.3 m de altura e está colocado no interior de um forno termicamente isolado, com um controlo de temperatura muito preciso. O leito de sólido é preparado embebendo um filtro GFA com 0.025 m de diâmetro numa suspensão de $Ca(OH)_2$ em etanol previamente submetida a ultrassons para desaglomerar as partículas sólidas. Este filtro, depois de devidamente seco e pesado, é colocado no interior de um cesto em Téflon, o qual por sua vez é introduzido no reactor e pousa num rebordo interior situado a cerca de 0.05 m do seu fundo, forçando assim o gás a percorrer um trajecto para regularização do fluxo antes do contacto com o reagente sólido. Imediatamente abaixo do sítio onde pousa o cesto existe um termopar K para medir a temperatura no local o mais próximo possível da zona de reacção. Para evitar o contacto do HCl corrosivo com o termopar, este está inserido num dedo de luva de aço inox revestido por uma fina camada de Téflon.



1 - válvula de regulação
2 - manómetro
3 - rotâmetro
4 - válvula para by-pass ao sistema de humidificação
5 - banho termostatizado e agitado
6 - coluna de humidificação
7 - higrómetro
8 - isolamento térmico
9 - válvula anti-retorno
10 - manoredutor com válvula
11 - válvula de regulação para HCl
12 - rotâmetro para HCl
13 - câmara de mistura
14 - válvula de três vias
15 - absorvedor
16 - forno
17 - serpentina
18 - reactor de PTFE
19 - cesto com o reagente sólido
20 - termopar
21 - absorvedor com câmara lateral
22 - eléctrodo de pH
23 - transdutor de sinal
24 - computador

Fig.1 - Diagrama esquemático da instalação experimental

A corrente gasosa alimentada ao reactor é obtida através da mistura de duas correntes: uma de HCl puro e outra de N_2 com uma percentagem de humidade controlada. O HCl é do tipo N26, com grau de pureza mínimo de 99.6% (máximo de 10 ppm de H_2O) e a regulação da corrente deste gás é feita através de um manoredutor em monel com válvula de regulação. O caudal é controlado através de um sistema apropriado de válvulas e micro-rotâmetro em Téflon. A corrente de N_2 (Azoto R, com um grau de pureza mínimo de 99.95% e uma quantidade máxima de H_2O de 10 ppm) é opcionalmente dirigida a um sistema de humidificação composto por uma coluna com 0.38 m de altura por 0.05 m de diâmetro onde o gás é feito borbulhar em água destilada. A temperatura e a humidade relativa da corrente gasosa são medidas *in situ* através de um higrómetro de precisão. A coluna de humidificação e o higrómetro estão mergulhadas num banho de água termostatizado e agitado, sendo portanto possível controlar a humidade que se pretende atingir através da regulação da temperatura deste banho. Toda a tubagem a jusante deste sistema de humidificação até à entrada do forno está termicamente isolada de modo a evitar a condensação do vapor de água. A junção das duas correntes gasosas é feita já no interior do forno seguindo-se uma câmara de homogeneização em Téflon com 0.03 m de diâmetro interno por 0.1 m de altura e que está totalmente preenchida por esferas de vidro de 0.006 m de diâmetro. Antes de ser dirigido ao reactor o gás passa por uma serpentina com cerca de 8 m de tubo, onde é aquecido até à temperatura da reacção.

A concentração de HCl no gás à saída do reactor é determinada fazendo-o borbulhar num sistema de absorção semelhante ao descrito por Weinell *et al* (1992). Este sistema é constituído por um absorvedor com câmara lateral (com cerca de $3.5*10^{-4}$ m^3 de capacidade) inicialmente cheio com água destilada. O gás borbulha na câmara principal do absorvedor, provocando uma recirculação rápida do líquido devido à diferença de densidades das soluções presentes nos dois compartimentos. Na câmara lateral (isenta de bolhas) está imerso um eléctrodo de pH ligado a um sistema de aquisição de dados que permite o registo contínuo do pH da solução. Este sistema da absorção está totalmente inserido num banho termostatizado regulado para uma temperatura cerca de 10^oC acima da temperatura do sistema de humidificação, uma vez que para temperaturas

mais baixas se observa uma condensação parcial da corrente gasosa devida à existência de um azeótropo de máximo para o sistema HCl/H_2O (Eggars *et al*, 1964). O sistema de aquisição de dados é constituído por um transdutor de sinal, placa de aquisição A/D e microcomputador adequados.

3. CARACTERIZAÇÃO DO REAGENTE SÓLIDO

O reagente sólido é $Ca(OH)_2$ *pro analisis* (Riedel-de-Haen, ref.31219). As partículas de $Ca(OH)_2$ foram observadas ao microscópio electrónico de varrimento e verificou-se que se encontram praticamente todas sob a forma de aglomerados com dimensões da ordem dos 30 a 100 μm. Preparou-se então uma suspensão de $Ca(OH)_2$ em etanol que foi submetida a um banho de ultrassons durante cerca de 15 min numa tentativa de desaglomerar as partículas. Esta suspensão foi então observada ao microscópio electrónico e verificou-se que, embora a desaglomeração não tivesse sido total, as partículas individualizadas são essencialmente submicrométricas (0.05-1μm) e aparentemente não porosas.

Determinou-se a distribuição granulométrica das partículas em suspensão através de sedimentometria de raios-X. A distribuição encontrada é bimodal: indica a presença de algumas partículas grosseiras, sendo dominante a contribuição das partículas mais finas para a massa total. Os diâmetros médios mássicos são respectivamente de 40 μm e 2 μm.

Para a caracterização da textura porosa dos aglomerados de $Ca(OH)_2$ realizaram-se dois tipos de análises: determinação das isotérmicas de equilíbrio de adsorção de N_2 a 77K e determinação da distribuição de tamanhos de poros por porosimetria de Hg. Os resultados indicam que os aglomerados contêm predominantemente macroporos com dimensões compreendidas entre 10^3 e 10^4 Å. Se tivermos em conta que as partículas isoladas são submicrométricas, concluimos que os macroporos detectados devem ser espaços entre partículas aglomeradas, sendo portanto as partículas individuais muito pouco porosas ou mesmo não-

porosas. Os valores baixos de área B.E.T. encontrados (cerca de 10 m^2/g) corroboram esta hipótese.

4. RESULTADOS EXPERIMENTAIS

O caudal da corrente gasosa total foi escolhido de modo a eliminar as limitações à transferência de massa externa à partícula sólida. Para isso realizaram-se algumas experiências variando o caudal de N_2 entre $1x10^{-3}$ e $8x10^{-3}$ m^3/min à temperatura e concentração de HCl mais elevadas, mantendo constante a razão $Q_{N2}/m_{Ca(OH)2}$. Os resultados obtidos não revelaram diferenças significativas, podendo-se concluir que para esta gama de caudais é desprezável esta resistência. Sendo assim o caudal de N_2 utilizado para as restantes experiências foi sempre $4x10^{-3}$ m^3/min. Algumas experiências foram repetidas e verificou-se que os resultados obtidos são razoavelmente reprodutíveis.

Nas fig. 2a) e 2b) estão representadas duas curvas experimentais típicas da conversão do sólido em função do tempo respectivamente para experiências a seco e com humidade.

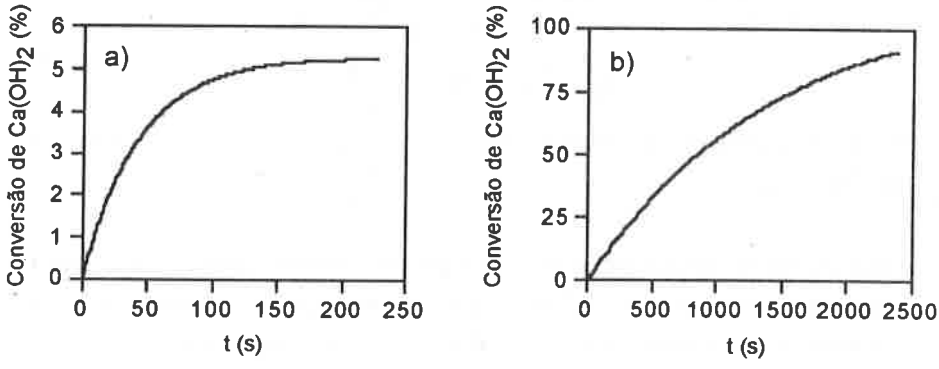


Fig 2 - Conversão do sólido em função do tempo à temperatura de 50ºC com concentrações do gás de 600 ppm em HCl e: a) 0% em água; b) 6% molar em água

A análise da fig. 2 revela-nos que a reacção é rápida nos instantes iniciais, mas a sua velocidade diminui com o tempo, o que indica a presença de limitações difusionais no produto sólido. No entanto essas limitações são muito mais intensas no caso das experiências sem humidade, chegando mesmo a impedir o progresso da reacção. Este fenómeno foi já observado por Weinell *et al.* (1992). Uma explicação possível para esta diferença no comportamento da reacção poderá ser a de que na presença de humidade se forma uma fase aquosa que quebra as ligações nos cristais do produto, facilitando o processo difusional. Esta explicação justifica ainda o facto de que os valores mais elevados da conversão do sólido foram atingidos para as temperatura mais baixas, conforme se pode verificar na fig. 3. Note-se que é para as temperaturas mais baixas que a humidade relativa é mais elevada (por exemplo para uma concentração de 6% molar de H_2O a humidade relativa baixa de 46% a 50°C para 3% a 90°C).

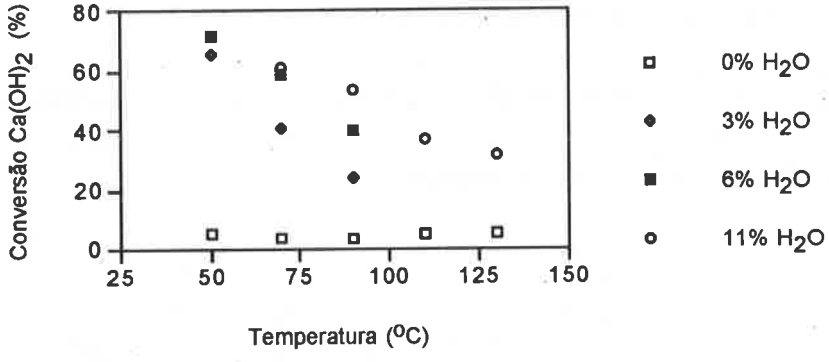


Fig 3 - Conversões do sólido atingidas ao fim de 20 min. Concentração de HCl: 600 ppm.

Estimou-se a difusividade efectiva deste sistema gasoso nos poros do sólido e pelo critério de Weisz-Prater considerou-se razoável desprezar a resistência à transferência de massa no interior das mesmas.

5. MODELIZAÇÃO

Os resultados experimentais foram modelizados através do *modelo do grão* para reações gás-sólido em materiais porosos. Este modelo, descrito

por Szekely *et al.* (1976), assume que os sólidos porosos são constituídas por pequenos grãos não-porosos, sendo cada um destes convertido de acordo com o modelo do núcleo não reagido. Repare-se que no caso particular em estudo este modelo tem sentido físico: o $Ca(OH)_2$ é constituído por aglomerados de partículas não-porosas, sendo os seus poros espaços entre estas partículas.

O modelo do grão diz que para a reacção irreversível de ordem *n* $A(g)+bB(s)\longrightarrow dD(s)$, assumindo grãos esféricos de raio inicial uniforme e na ausência de limitações à transferência de massa externa e à difusão nos poros, o tempo necessário para atingir uma determinada conversão é dado por:

$$t=\frac{1}{Kc}*\left[1-(1-X)^{1/3}\right]+\frac{3}{Kp}*\left\{1-(1-X)^{2/3}+\frac{\left[1-(K*X+1)^{2/3}\right]}{K}\right\} \quad \text{(Eq.1)}$$

$$\text{com}\quad Kc=\frac{b*ks*C_A{}^n}{\rho_B*Rp} \quad \text{e} \quad Kp=\frac{6*b*Ds*C_A}{\rho_B*Rp^2}$$

5.1. Regime químico

Para valores do tempo muito próximos de zero é razoável considerar que a reacção está em regime químico uma vez que ainda não existe produto sólido formado. Então a eq.1 simplifica-se para:

$$t=\frac{1}{Kc}*\left[1-(1-X)^{1/3}\right] \quad \text{(Eq.2)}$$

Sendo assim foi possível determinar o valor de Kc para cada experiência como sendo o declive da recta t *vs* $(1-(1-X)^{1/3})$ para valores de t muito próximos de zero (em média inferiores a 15 s). É de salientar o facto de que os valores de Kc encontrados para experiências realizadas nas mesmas condições de temperatura e concentração de HCl foram idênticos para experiências com e sem humidade. Isto indica que, apesar de o comportamento da reacção global ser substancialmente diferente num caso e no outro, o mecanismo da reacção química é o mesmo.

Na fig. 4 está representado o gráfico de ln Kc *vs* ln C_A para a temperatura de 50 °C. Deste gráfico concluí-se que a reacção é de 1ª ordem relativamente ao HCl, tendo-se obtido o mesmo resultado para as restantes temperaturas estudadas.

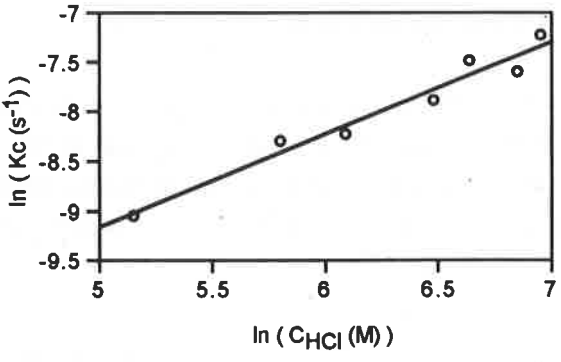


Fig.4 - Determinação da ordem da reacção

5.2. Regime difusional

Aplicando a eq.1 aos dados experimentais verificou-se que para as experiências com humidade este modelo explica razoavelmente os resultados obtidos. Na fig. 5 apresentam-se os valores experimentais e do modelo para uma experiência típica.

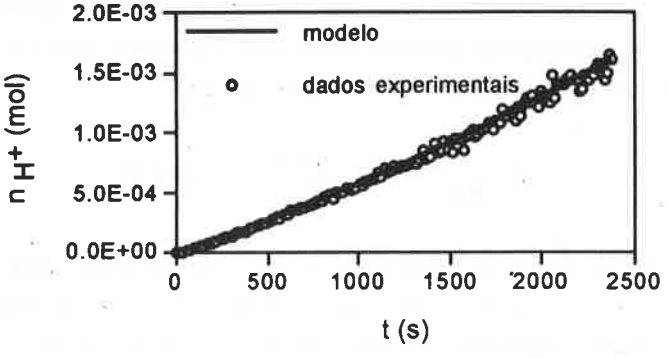


Fig.5 - Variação do nº de moles de H^+ no absorvedor com o tempo para a temperatura de 50°C com concentrações no gás de 600 ppm em HCl e 6% molar em água.

Para as experiências a seco este modelo não consegue explicar a paragem da reacção uma vez que a dimensão inicial dos poros e a razão entre os volumes molares do reagente e do produto sólidos não justificam o bloqueio tão rápido dos poros. Duo *et al.* (1995) propõem uma explicação para este fenómeno que nos parece adequada às observações experimentais: a camada de produto é formada por cristais e para que a reacção progrida é necessário quebrar a estrutura cristalina pré-existente uma vez que o volume molar do produto é superior ao do reagente. A reacção pára quando a energia necessária para quebrar os cristais já formados for superior à energia libertada pela reacção.

6. CONCLUSÕES

Os resultados obtidos indicam que o $Ca(OH)_2$ tem boa capacidade para reagir com o HCl mesmo a temperaturas baixas uma vez que a velocidade da reacção é elevada para os instantes iniciais de contacto, sendo nesta altura a conversão do gás praticamente total. Um bom aproveitamento do sólido também é possível para temperaturas baixas na presença de humidade.

Verificou-se que a reacção química é de 1ª ordem relativamente ao HCl na gama de temperaturas estudada. O mecanismo da reacção química parece ser independente da presença ou não de humidade.

O progresso da reacção na ausência de humidade é limitado pela formação do produto sólido, atingindo-se conversões máximas da ordem dos 5% ao fim de tempos relativamente curtos. Uma possível explicação para este facto é a de que a reacção pára quando a energia necessária para quebrar a estrutura cristalina do produto já formados for superior à energia libertada pela reacção, de acordo com a hipótese de Duo *et al.* (1995).

Na presença de humidade, o modelo do grão para reações com limitações difusionais no produto sólido ajusta bastante bem os resultados experimentais. Neste caso já não se verifica a paragem da reacção,

chegando-se a atingir conversões de sólido praticamente totais ao fim de cerca de 40 min. É possível que este comportamento seja devido à formação de uma fase líquida que rodeia as partículas sólidas, quebrando as ligações entre os cristais do produto e consequentemente eliminando esta resistência ao progresso da reacção.

7. NOMENCLATURA

b	- coeficiente estequiométrico do sólido B
C_A	- concentração de A no gás (mol/m^3)
Ds	- coeficiente de difusão no produto sólido (m^2/s)
$m_{Ca(OH)2}$	- massa de $Ca(OH)_2$ (g)
n	- ordem da reacção
K	- razão entre a diferença dos volumes molares do produto e reagente e o volume molar do reagente
ks	- constante cinética da reacção
Q_{N2}	- caudal da corrente de azoto (m^3/min)
Rp	- raio inicial do grão (m)
t	- tempo (s)
X	- conversão do sólido
ρB	- volume molar do sólido B (m^3/mol)

8. AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a colaboração financeira da JNICT, através do contrato PEAM/C/SEL/482/95 e dos programas CIÊNCIA e PRAXIS XXI através das bolsas BD/2238/92-RN e BD/5474/95

9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Carminati, A.; Lancia, A.; Pellegrini, D.; Volpiccelli, G., 1986. Spray dryer absorption of HCl from flue gas. *Proceedings of 7th World Clean Air Congress, Australia 1986*, 426-433.

Duo,W.; Kirkby, N.F.; Seville, J.P.K.; Clift, R., 1995. Alteration with reaction progress of the rate limiting step for solid-gas reactions of Ca-compounds with HCl. *Chem.Eng.Sci.* **50**, 2017-2027.

Eggars, D.F.; Gregory, N.W., 1964.*Physical Chemistry*, John Wiley & Sons, New York.

Florence, T.M.; Farrar, Y.J., 1971. Spectrophotometric determination of chloride at the parts-per-bilion level by the mercury(II) thiocyanate method. *Anal.Chim.Acta* **54**, 373-377.

Karlsson, H.T.; KLingspor, J.; Bjerle, I., 1981. Adsorption of hydrochloric acid on solid slaked lime for flue gas clean up. *J.Air Pollut.Control Assoc.* **31**,1177-1180.

Szekely, J.; Evans, J.W.; Sohn, H.Y., 1976. *Gas-Solid Reactions*, Academic Press, New York. 400 pp.

Weinell, C.E.; Jensen, P.I.; Dam-Johansen, K.; Livbjerg, H., 1992. Hydrogen chloride reaction with lime and limestone: kinetics and sorption capacity. *Ind.Eng.Chem.Res.* **31**, 164-171.

V Conferência sobre a Qualidade do Ambiente



UNIVERSIDADE de AVEIRO



5ª Conferência Nacional sobre a Qualidade do Ambiente
10 a 12 de Abril de 1996
Centro Cultural e de Congressos de Aveiro