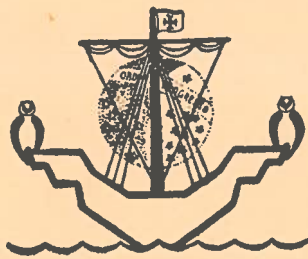


PO ISSN 0034-7736

REVISTA DE BIOLOGIA



EDITOR

MUSEU, LABORATÓRIO E JARDIM BOTÂNICO

VOL. 16

1998

N.^{os} 1-4

LISBOA

REVISTA DE BIOLOGIA

VOL. 16

1998

N.^{os} 1-4

Publicação do
Museu, Laboratório e Jardim Botânico
Museu Nacional de História Natural
Universidade de Lisboa
Rua da Escola Politécnica 58, 1250 Lisboa (Portugal)

REDACTORES

F. M. CATARINO • IRENEIA MELO • A. B. MACHADO • M. A. MARTINS-LOUÇÃO

Título para citações bibliográficas: *Revista Biol. (Lisboa)*

LISBOA

ACTAS
DO
2º ENCONTRO NACIONAL DE ECOLOGIA

**Promovido pela SPECO
Sociedade Portuguesa de Ecologia
Coimbra, 3-5 de Dezembro de 1997**

PREFÁCIO

O 2º Encontro de Ecologia, promovido pela SPECO (Sociedade Portuguesa de Ecologia) realizado em Coimbra em 3-5 de Dezembro de 1997, constituiu um fórum de discussão em torno de problemas ligados à Ecologia. A elevada participação neste encontro mostrou bem a adesão dos investigadores portugueses em criar e promover a interacção entre as diferentes áreas da Ciência Ecológica e, particularmente, evidenciou o profundo empenho das camadas mais jovens em fomentar e dinamizar esta ciência em Portugal.

A Ecologia é hoje uma ciência que engloba não só as Ciências da Natureza mas também as Ciências Sociais e Humanas, como ficou bem provado durante este Encontro. É por isso um motivo de satisfação para a SPECO contribuir para a difusão dos conhecimentos apresentados ao longo dos três dias em que decorreu esta reunião. A publicação das Actas em número especial da Revista de Biologia é, pois, uma valorização para todos aqueles que fomentaram e se empenharam na realização do 2º Encontro Nacional de Ecologia.

Os trabalhos aqui apresentados distribuem-se pelas oito áreas temáticas daquele Encontro: Biodiversidade, Gestão e Conservação da Natureza, Biomonitorização e Avaliação de Riscos Ambientais, Ecofisiologia, Ecologia das Populações e Ecossistemas, Modelação Ecológica, Ecologia e Geografia Humanas e Educação Ambiental. Os artigos constantes deste volume são contribuições de todos os participantes que, tendo apresentado comunicação oral, manifestaram interesse na sua publicação. A todos os que expuseram os seus trabalhos sob a forma de painel foi dada a oportunidade de publicar artigos breves ou sumários.

Este Encontro atingiu os seus objectivos ao promover a discussão e a interacção de áreas da investigação em Ecologia a nível nacional e ao difundir os conhecimentos apresentados através desta publicação. A SPECO espera que estas Actas possam levar a uma audiência mais vasta o conhecimento sobre a investigação na área de Ecologia que actualmente se realiza em Portugal.

Palavras de agradecimento são devidas aos que acreditaram neste projecto contribuindo com os seus trabalhos, e à Drª Ireneia de Melo e Sr. José Cardoso, responsáveis pela edição da Revista de Biologia, que conosco se empenharam e sem os quais esta publicação não teria sido possível.

A Direcção da SPECO
Sociedade Portuguesa de Ecologia

ÍNDICE

Biodiversidade

Artigos

- Carvalho, M. A. - Importância dos corredores naturais na implementação da diversidade ecológica da paisagem rural. 3
- Coutinho, M. T. Pereira - Diversidade do fitoplâncton e comportamento do índice de Shannon numa lagoa costeira com cultivo de *Mytilus*. 17
- Gonçalves, M. T. & Martins-Loução, M. A. - Fungos Micorrízicos: componentes relevantes do ecossistema. 31
- Diniz, S. A., Gonçalves, A., Catarino, L., Martins, E. & Moreira, I. - A diversidade vegetal da Mata do Cantanhez (Guiné-Bissau). 59
- Gama, M., Sousa, J. P., Seabra, C. & Barrocas, H. - Analysis of collembolan communities in High Endemism Areas of Algarve with particular emphasis to endemic or rare species. 67
- Vieira, V. - Biogeografia dos Lepidópteros (Insecta, Lepidoptera) dos Açores. 87

Artigos Breves

- Caldas, F. B., Honrado, J. J. & Alves, H. N. - Ecologia das espécies *Lycopodiella cernua* (L.) Pichi Serm., *Lycopodiella inundata* (L.) J. Holub (Lycopodiaceae) e *Woodwardia radicans* (L.) Sm. (Blechnaceae) em Portugal Continental. 107
- Martins, L. M. & Abreu, C. G. - Solos supressivos: um meio de luta cultural contra a doença da tinta do castanheiro. 113

Sumários

- Caldeira, M. C., Pereira, A., Paes, P., Freitas, H., Espírito-Santo, M. D. & Pereira, J. S. - Biodiversity and ecosystem processes in experimental grassland communities. 119
- Catarino, L., Martins, E. & Diniz, M. A. - Parque Natural das Lagoas de Cufada (Guiné-Bissau). Fisionomia da vegetação. 119
- Arnaldo, P. S., Torres, L. & Espinha, I. - Parasitoidismo de larvas de *Melasoma populi* (Coleoptera, Chrysomelidae) na região nordeste de Portugal. 120
- Lobo, F. F., Lopes, P. C. & Oliveira, P. M. - Recenseamento da avifauna da Barrinha de Esmoriz. 121
- Silveira, P., Paiva, J. & Samaniego, N. M. - Estudos florísticos na Serra do Açor (nota prévia). 122

Gestão e Conservação da Natureza

Artigos

- Marcelo, M. J. & Fonseca, L. C. - Ria Formosa: da gestão e conservação de uma área protegida. 125
- Rodrigues, M.T.C. - Estudos globais do coberto vegetal. 135
- Romano, A. & Martins-Loução, M. A. - Contributos da biotecnologia para a conservação de recursos genéticos vegetais. 145

Artigos Breves

- Lousã, M., Lopes, M. C., Espírito Santo, M. D. & Costa, J. C. - O Rio Nabão e afluentes: sua conservação e valorização. 157
- Belmontes, J. A., López-Pintor, A., Rodríguez, M. A. & Gómez-Sal, A. - Is it worth to estimate the value of ecosystem services? 163

Sumários

- Collares-Pereira, M. J., Rodrigues, J. A., Rogado, L., Moreira da Costa, L., Alves, M. J., Cowx, I. G., Bochechas, J., Almaça, C. & Costa, M. M. - Uma estratégia de conservação para o saramugo (*Anaocypris hispanica*). Um endemismo piscícola em extinção.
- Monteiro, A., Moreira, I., Aguiar, F., Vasconcelos, T. & Sousa, E. - Vegetação da bacia da Ribeira das Alcáçovas.

Biomonitorização e Avaliação dos Riscos Ambientais

Artigos

- Almeida, S. F. P. & Gil, M. C. - As diatomáceas na avaliação da qualidade biológica das águas doces superficiais.

Artigos Breves

- Caldas, F. B., Candeias, C. I. & Gago, C. C. - Valor indicador das diatomáceas bentónicas na avaliação da qualidade da água.

Ecofisiologia

Artigos

- Carvalho, L. M., Caçador, I., Cruz, C. & Martins-Loução, M. A. - Acumulação de cobre em *Halimione portulacoides* (L.) Aellen.
- Clemente, A., López-Luengo, M. A. & Correia, O. A. - Respostas ecofisiológicas de espécies mediterrânicas após o fogo: efeito do stress hídrico.

Artigos Breves

- Maciél, M. G. & Caixinhas, M. L. - Ecofisiologia da germinação da espécie endémica dos Açores, *Hypericum foliosum* Aiton.
- Reis, C. S. & Freitas, H. - Monitorização de *Ammophila arenaria* em ecossistemas dunares portugueses.
- Castro, P. & Freitas, H. - Regulação iónica em folhas senescentes de *Spartina maritima*.
- Duarte, M. C., Moreira, I. & Rego, F. - A influência da pluviosidade nas comunidades vegetais espontâneas de Santiago (Cabo Verde).

Sumários

- Bugalho, M. N., Milne, J. A., Mayes, R. W. & Rego, F. C. - N-alkanes as markers for determining the diet of red deer grazing on mediterranean type vegetation in southern Portugal.

Ecologia das Populações e Ecossistemas

Artigos Breves

- Almeida, A., Cunha, A. & Alcântara, F. - Estratificação da produtividade de biomassa bacteriana em águas estuarinas (Ria de Aveiro).
- Silva, H., Freitas, H. & Caldeira, G. - Ecologia de duas populações de *Halimione portulacoides* e de *Sarcocornia perennis* da Ria de Aveiro.
- Azul, A. M. & Freitas, H. - Estudo da micorrização de *Q. suber* L. em condições naturais (populações de Grândola e Santiago do Cacém).
- Correia, P. M., Carvalho, L. M. & Martins-Loução, M. A. - Variabilidade espacial de fungos micorrízicos em dois ecossistemas mediterrânicos.

Sumários

- Ramos, S. - Espectro alimentar do carapau *Trachurus trachurus* (Linnaeus, 1758) na Costa Norte de Portugal.
- Monteiro, A. S. - Estudo da fecundidade de *Microchirus azevia* (Capello, 1868) na Costa Oeste de Portugal.

- 165 Figueiredo, A. M. - Relações entre as dimensões ou peso dos otólitos e do corpo, em *Trachurus*
trachurus (Linnaeus, 1758). 240
- 166 Sprung, M. & Machado, M. M. - Population dynamics of amphipods and isopods in a Ria Formosa
saltmarsh. 240
- Alves, C. M. - Relações entre as dimensões ou peso dos otólitos e do corpo, em *Liza aurata* (Risso;
1980) do Esteiro de Salreu. 241
- Anibal, J. & Sprung, M. - Dinâmica das Ulvales (Chlorophyta) na Ria Formosa. 242
- Moura, E. B. & Paiva, M. R. - Comparação da composição fitossociológica e das comunidades de
Formicidae em povoamentos de *Pinus pinaster*. 243

Modelação Ecológica

Artigos

- 177 Werner, C., Correia, O., Ryel, R. J. & Beyschlag, W. - Modelling whole-plant primary production of
macchia species assessing the effects of photoinhibition and foliage orientation. 247
- Sarmiento, N., Sousa, T., Hansen, A. & Domingos, T. - Simple and complex models have similar
properties: a test with a lake model. 259
- 185 Domingos, T., Lopes, M., Sousa, T. & Vieira, P. - Heterogeneidade Espacial: Um Mecanismo para
"Ratio Dependence"? 267

Ecologia e Geografia Humanas

Artigos

- 205 Campelo, F., Marchante, H., Martins, M. J. & Freitas, H. - Contribuição para o estudo evolutivo da
paisagem no concelho de Montemor-o-Velho. 279
- 211 Padez, C. - Tendência secular para o aumento da estatura na População Masculina Portuguesa (1904-
217 1996). 285
- 221 Vasconcelos, L. T. & Martinho, G. - Questões na percepção de conflitos. Infraestruturas de resíduos. 295

Educação Ambiental

Artigos

- 223 Ferreira, I., Martins, F., Coelho, C. & Cabral, J. - A Componente de Educação Ambiental no Projecto de
Valorização do Campus Universitário - Esteiro de S. Pedro. 307
- Martinho, G. & Sobral, P. (1998). Ecocampus. Metodologia de implementação. 315
- 227
- 229
- 231
- 235
- 239
- 239

Biodiversidade

IMPORTÂNCIA DOS CORREDORES NATURAIS NA IMPLEMENTAÇÃO DA DIVERSIDADE ECOLÓGICA DA PAISAGEM RURAL

M. A. de Carvalho

Departamento de Planeamento Biofísico e Paisagístico, Colégio Luis Verney. Universidade de Évora
Apartado 94, 7001 Évora Codex

Carvalho, M. A. (1998). Importância dos corredores naturais na implementação da diversidade ecológica da paisagem rural. *Revista Biol. (Lisboa)* 16: 3-16.

A maioria dos processos decorrentes da humanização da paisagem, e em particular aqueles que têm vindo a ser desencadeados pela agricultura moderna, tendem a reduzir drasticamente os valores da biodiversidade natural, mas também da própria diversidade cultural. Esta simplificação generalizada dos ecossistemas agrícolas e florestais e a destruição sistemática dos ecossistemas naturais impede o alcance de formas de Desenvolvimento Sustentável. Este tipo de desenvolvimento só é atingível em paisagens onde as componentes ecológicas naturais e as culturais se relacionem de forma equilibrada, não podendo a conservação da natureza e da paisagem ficar exclusivamente confinada às "áreas protegidas", insuficientes em área e deficientes em conectividade.

Torna-se pois urgente implementar uma "rede de protecção e valorização ambiental" alargada a toda a paisagem, devendo tal rede assumir, nos espaços em que os objectivos da produção são prioritários, as formas mais convenientes à sua prossecução. Encontrar essas formas é um desafio que se impõe.

Palavras chave: ecossistemas mediterrânicos agro-silvo-pastoris, biodiversidade, conectividade.

Carvalho, M. A. (1998). The role of natural corridors in cultivated landscape biodiversity. *Revista Biol. (Lisboa)* 16: 3-16.

The most of the methods developed by landscape humanization, in particularly those concerning modern agriculture, show a clear tendency to reduce drastically, not only natural biodiversity, but also the cultural one. This generalized simplification of agricultural and forest ecosystems and the continuous devastation of the natural ones opposes to Sustainable Development. This kind of development can only be achieved where natural and cultural landscape elements are harmoniously related. Nature and landscape conservation must not be constrained to "protected areas" as it is known how faulty they are both in area and connectivity. So, it is necessary to develop a real network for environmental protection and valorization which must comprise the entire landscape, including those areas where agriculture and forestry production are the main goals to achieve. Besides the urgent necessity to define more and larger "protected areas", the great challenge is to find the best way to include nature conservation areas (patches and corridors) on cultivated landscape, without disturbing production purposes.

Key words: agro-sylvo-pastoral mediterranean ecosystems, biodiversity, connectivity.

INTRODUÇÃO

Durante centenas de anos, ao transformar as paisagens naturais em paisagens humanizadas, o homem foi um importante factor de acréscimo de biodiversidade. A diversidade das espécies naturais, foi juntando a diversidade das culturas e dos animais que ia domesticando e criando, primeiramente apenas seleccionados a partir daqueles que as faunas e floras naturais locais lhe ofereciam, mais tarde acrescidas de outras que, ao descobrir novos continentes, o homem procurou aclimatar noutros pontos do globo, num intercâmbio em larga escala que trouxe a cada paisagem uma maior diversidade.

Mais recentemente, e em particular neste último século, a crescente tendência para a monoespecificação da agricultura, verificada até às últimas décadas, levou a que na paisagem rural, dominada pelos espaços de produção, de baixa diversidade de culturas, restem poucas áreas em que a biodiversidade natural se possa manifestar. Estas áreas ficaram confinadas a pequenas manchas dispersas de vegetação natural e a algumas estruturas lineares, como sebes e galerias ripícolas. No primeiro caso, manchas localizadas em áreas marginais para a produção e, portanto, com condições edafo-climáticas também pouco favoráveis ao desenvolvimento da vegetação natural, em toda a exuberância dos seus vários estratos. No caso dos corredores naturais de dominância arbóreo-arbustiva, a sua integridade é constantemente ameaçada pelos trabalhos agrícolas e de regularização dos cursos de água e também pelos decorrentes do alargamento de estradas, caminhos e folhas de cultura.

AGRICULTURA TRADICIONAL E AGRICULTURA MODERNA

Na agricultura tradicional, as hipóteses de implementação de esquemas de regadio constituíam em regra um factor que induzia o aumento da biodiversidade cultural. Disto são exemplos a agricultura peri-urbana com as suas

“culturas mimosas” das quintas, hortas, tapadas, ferragiais, olivais e vinhas, a policultura regada das zonas de clima atlântico, como o caso do Minho e também de certa forma algumas áreas do litoral alentejano, a policultura das zonas de “cerca mediterrânica” como era o caso de muitas áreas do barrocal algarvio.

Neste tipo de agricultura, a par de alta biodiversidade cultural, era frequente encontrar pequenas manchas e corredores em que se mantinha uma biodiversidade natural relativamente elevada. Estes elementos de paisagem, mais próximos do estado natural, encontravam-se em geral associados à ocorrência de situações edáficas menos favoráveis à agricultura - manchas de solos mais pobres e esqueléticos, elevada pedregosidade, existência de afloramentos rochosos e grandes declives, embora estes fossem em muitas situações vencidos à custa da organização das encostas em socolcos, particularmente em áreas de maior pressão demográfica.

Os corredores eram parcialmente naturais - como as linhas de água e respectivas galerias ripícolas, por vezes alargadas em nódulos já com expressão de autênticas matas ribeirinhas, especialmente em zonas de confluência de linhas de água; parcialmente antrópicos - nomeadamente sebes implantadas ao longo de caminhos, limites de propriedade e folhas de cultura, associadas ou não a elementos inertes de construção da paisagem (ex. muros de pedra), mas também a vegetação natural que se mantém ou ocorre de forma espontânea nessas mesmas localizações que acabamos de referir, pelo facto de se tratar de áreas não trabalhadas pela agricultura.

Na agricultura moderna verificou-se uma tendência para eliminar, ou simplesmente ignorar e menosprezar, os elementos naturais da paisagem. A própria criação de perímetros de rega origina monoculturas de regadio com carácter industrial e poucas são as áreas de policultura regada tradicional que se mantêm, face à concorrência com os estes novos modelos.

Perde-se biodiversidade cultural e, na maioria dos casos, destróem-se os elementos de paisagem susceptíveis de facultar biodiversidade natural - regularizam-se cursos de água com destruição da vegetação marginal e ribeirinha, artificializam-se canais de rega com margens inertes e portanto desprovidas de vegetação, alargam-se folhas de cultura, numa perspectiva de economia de mecanização, destruindo a vegetação natural que por vezes ocorria nos seus limites, alargam-se caminhos com devastação das sebes ou da vegetação natural das bermas e taludes. Não devendo também ser esquecidos os danos sofridos por esta vegetação em consequência do uso massivo de herbicidas e pesticidas na agricultura.

Nas periferias urbanas, a policultura tradicional que outrora era responsável pelo abastecimento de produtos frescos aos mercados locais e os elementos de compartimentação naturais e humanizados que se associavam a este tipo de paisagem (sebes, galerias ripícolas, fiadas de árvores, bosquetes, etc.) são abandonados, destruídos, ou simplesmente truncados e fragmentados pelas exigências do crescimento urbano que só mais recentemente começa a ser controlado, numa procura de formas mais equilibradas de expansão e desenvolvimento, com suporte legal e figuras institucionalizadas de planeamento e ordenamento do território.

Também a compreensão e o respeito pela especificidade e fortes condicionantes que os leitos de cheia impunham à expansão urbana, industrial e viária, se foi perdendo, cumulando nas consequências nefastas e já sobejamente conhecidas e experimentadas por muitas populações, mais expostas e vulneráveis à ocorrência de situações climáticas invulgares. Consequências ainda mais agravadas quando os usos a montante também não são os mais adequados e desencadeiam processos de escorrência e erosão mais acelerados.

A fragmentação dos ecossistemas naturais tornou-se um fenómeno de tal forma agressivo e generalizado a toda a paisagem que levou à destruição de muitos deles com carácter

irreversível, enquanto que os restantes vivem uma existência ameaçada.

CONECTIVIDADE, BIODIVERSIDADE E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL

A partir da década de 60, com a formulação por MacArthur & Wilson da teoria da "Biogeografia das Ilhas", cada vez mais se têm estudado os efeitos da fragmentação dos elementos naturais da paisagem e se está ciente da importância da conectividade desses elementos como factor de implementação da biodiversidade (CALDEIRA CABRAL & RIBEIRO TELES, 1960; CALDEIRA CABRAL, CALDEIRA CABRAL & GONÇALVES, 1978; ODUM, 1983; FORMAN & GODRON, 1986; BAUDRY, 1986; NOSS & HARRIS, 1986; HENEIN & MERRIEM, 1990; FRY, 1991; McDOWELL, LOW & MACKENZIE, 1991; KNAAPEN et al., 1992; AHERN, 1995; DAWSON, 1995; LINEHAN, GROSS & FINN, 1995). Importância que é tanto mais sentida, quanto se sabe que na paisagem, de matriz predominantemente cultural, as manchas e corredores naturais se tornaram demasiado pontuais e dispersos, insuficientes em área e deficientes em conectividade, pelo que são incapazes de assegurar a manutenção de ecossistemas e habitats naturais indispensáveis, não só por si mesmos, como ao bom funcionamento dos ecossistemas humanizados e à prossecução dos objectivos da Estratégia Mundial da Conservação e do Desenvolvimento Sustentável (IUCN, 1980; WCED, 1987; LUCAS, 1992). Garantir a manutenção dos sistemas de suporte à vida, para uso dos recursos pelas gerações actuais, sem comprometer os usos e opções das gerações futuras, deve ser o objectivo prioritário do homem, tendo como pontos essenciais dessa estratégia para o uso sustentável dos recursos do território a protecção do solo, da água e da biodiversidade natural que cada vez mais é considerada um factor indispensável a esse desenvolvimento (SPELLERBERG, 1991; USHER, 1991; STEVENSON, 1992).

Nesta estratégia importa salientar como processos indispensáveis:

1 - a regularização do regime hídrico e do abastecimento de aquíferos, para o que se impõe:

a) a protecção das encostas declivosas e das margens dos cursos de água contra a erosão,

b) a protecção das cabeceiras de recepção dos cursos de água,

c) o fomento de usos do solo das encostas que promovam a infiltração profunda da água e reduzam a escorrência superficial;

2 - afectação dos melhores solos para a agricultura a usos que não comprometam as suas capacidades produtivas;

3 - salvaguarda de habitats raros, ameaçados ou em vias de extinção (zonas húmidas ribeirinhas litorais e interiores, dunas, arribas, falésias, zonas de montanha etc.);

mas também a salvaguarda de habitats e ecossistemas humanizados que se tornaram fundamentais para a sobrevivência de muitas espécies e que resultaram de usos seculares do solo, que evoluíram pela acção do homem em sistemas empírica mas sabiamente controlados e promotores do uso sustentado dos recursos (GONZÁLEZ BERNÁLDEZ, 1985, 1991, 1991a, 1992; NASSAUER WESTMACOTT, 1987; NOIRFALISE, 1989; LIZET, 1991; ANTROP, 1993), de que encontramos bons exemplos em muitas formas de agricultura tradicional.

Portanto, torna-se fundamental o apoio à manutenção destas formas de agricultura. Delapidar os recursos, nomeadamente com uma crescente redução da biodiversidade natural é limitar o leque de opções futuras e aumentar a vulnerabilidade.

Sabendo-se que a manutenção da identidade da paisagem rural implica sem dúvida uma interpretação profunda dos factores naturais e humanos - históricos, socio-culturais e económicos - que condicionaram a sua evolução ao longo das gerações que nela viveram e que a fizeram chegar até nós com a imagem que hoje retemos; torna-se importante detectar os aspectos

menos positivos dessa evolução e tentar apagar, ou minorar, os seus efeitos negativos e procurar manter e se possível mesmo realçar os aspectos mais positivos, nomeadamente os valores naturais, culturais e paisagísticos. Importa colher nestas paisagens a informação necessária para que se possam formular princípios orientadores para as intervenções futuras e mesmo para a recuperação e regeneração de paisagens que usos abusivos fizeram evoluir para situações de desequilíbrio e perda de identidade. Há que encontrar formas de manter as paisagens tradicionais e de criar novas paisagens culturais no sentido mais profundo e holístico do termo Cultura.

Não deve pois pretender-se, com esquemas de implementação de conectividade entre os elementos naturais que integram a "Rede de Protecção e Valorização Ambiental", criar artificialismos que destruam a identidade da Paisagem. Impôr novas estruturas à malha do mosaico cultural, que em muitas paisagens o homem habilmente conseguiu adaptar à malha do mosaico natural, e por isso em determinadas condições orográficas e edafo-climáticas nos aparecem paisagens de campos abertos, enquanto noutras nos surgem campos compartimentados, é retirar identidade e valor intrínseco às paisagens.

Mas também se sabe que a conectividade é um factor natural de grande peso na estruturação da paisagem e que as linhas fundamentais do relevo - festos e talvegues - instrumentos indispensáveis de leitura e interpretação da paisagem, são os elementos de maior conectividade natural, presentes em todas as paisagens de forma mais ou menos abundante e evidente. São pois estes elementos, sempre presentes em todas as paisagens, que em muitos casos apenas necessitam de ser realçados e activados.

Em função de muitos estudos até agora efectuados, e devendo salvaguardar-se que a maior parte deles se centra mais especificamente nos efeitos da conectividade sobre a diversidade faunística, ao pesar os prós e os contras, a balança parece pender fortemente para o lado das vantagens. A nosso ver, e independentemente do

valor que os corredores de vegetação natural possam ter para a fauna, do ponto de vista da implementação da diversidade de vegetação natural eles representam um elemento indispensável. Frequentemente, estes são os únicos elementos de protecção que se mantêm nos espaços em que os objectivos prioritários são os da produção.

ESTUDO DE CASO

Na perspectiva de avaliar a influência do homem na diversidade ecológica de uma paisagem do domínio da produção agrícola e agro-silvo-pastoril de montado, procurámos identificar os valores da diversidade (alfa) de espécies vegetais lenhosas (arbóreo-arbustivas) e de culturas nos principais agro-ecossistemas - montados de azinho e de sobro, culturas arvenses de sequeiro e de regadio e hortas peri-urbanas; e nas manchas residuais de vegetação natural, sebes e galerias ripícolas (CRUZ DE CARVALHO, 1994).

METODOLOGIA

Identificámos e cartografámos os principais tipos de agro-ecossistemas que caracterizam o vale da ribeira de Seda-Raia, inserido na Bacia Terciária do Tejo, à escala 1:25 000. Ao passar a escalas mais pequenas, de menos pormenor, perdiam-se progressivamente as manchas de uso de menor dimensão (hortas/olival), até se poderem identificar apenas duas grandes manchas, as de coberto arbóreo - montado e olival - e as de "terra campá", sem árvores, ou com árvores muito dispersas, ocupadas por culturas arvenses de sequeiro ou de regadio.

As sebes e galerias ripícolas não têm representação a esta escala e a sua identificação só foi possível com base na interpretação da fotografia aérea e na "verdade terreno".

Para os objectivos do trabalho, não se justificava desenvolver a análise a uma escala maior, pois tal não acrescentaria elementos significativos que não pudessem ser analisados

caso a caso, com mais pormenor (ex. sebes e galerias ripícolas.).

Para análise da diversidade ecológica definimos áreas de amostragem de 1 ha, delimitado ao acaso em cada tipo de agro-ecossistema e dentro dele áreas sucessivamente mais pequenas (100m^2 , 1m^2 , $0,01\text{m}^2$ e $0,0001\text{m}^2$) e relacionadas numa escala logarítmica decimal.

Com excepção das monoculturas de sequeiro e de regadio, cuja riqueza específica não é sensível à variação da área de amostragem e se mantém igual a 1, com o valor da biodiversidade igual a zero, em todos os outros agro-ecossistemas a riqueza específica aumenta com a área da amostra.

No entanto, a diferenciação da riqueza específica só começa a manifestar-se a partir de áreas de 100m^2 . Para áreas inferiores a 1m^2 , em todos os agro-ecossistemas a riqueza específica média varia entre 0 e 1. Se tivéssemos limitado a área máxima das amostras a 1m^2 , para o número de variáveis em análise - árvores, arbustos e culturas - e para o tipo de coberto e culturas dominantes, concluiríamos não haver diferença de riqueza específica entre os vários usos. A essa escala, só se poderia detectar diferenciação incluindo mais variáveis (ex. herbáceas espontâneas).

O outro parâmetro da diversidade analisado foi a dominância ou equitabilidade, identificada pelo grau de cobertura, expresso em percentagem, para superfícies de 100m^2 .

A biodiversidade foi calculada como diversidade H' de Shannon ($-\sum p_i \log p_i$), a qual varia normalmente entre 1,5 e 3,5, não sendo frequente ultrapassar 4,5 (MAGURRAN, 1989).

ANÁLISE DA DIVERSIDADE ECOLÓGICA

Em todas as situações analisadas verificou-se:

- um aumento de riqueza (densidade ou número) de espécies em função do aumento da área de amostragem;

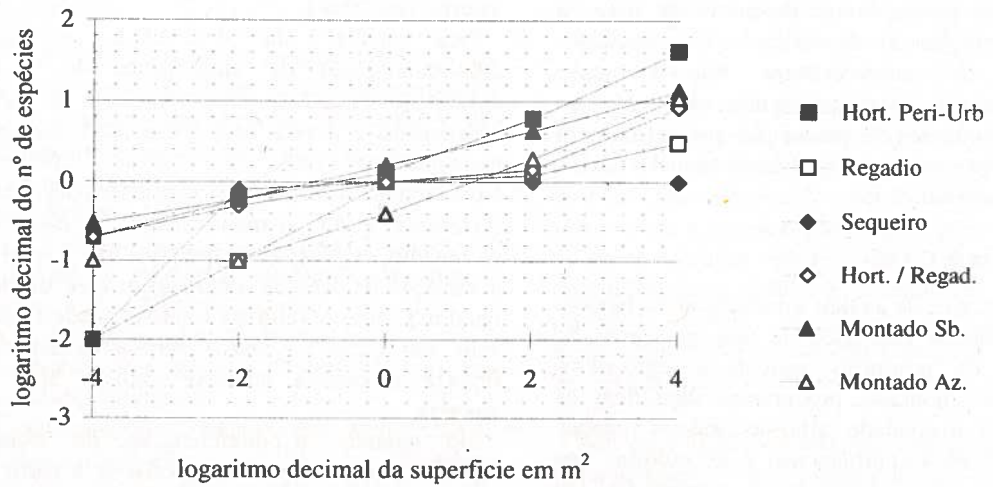


Fig. 1. - Comparação entre agro-ecossistemas - Regressão entre o logaritmo do número de espécies e o logaritmo das superfícies de amostragem

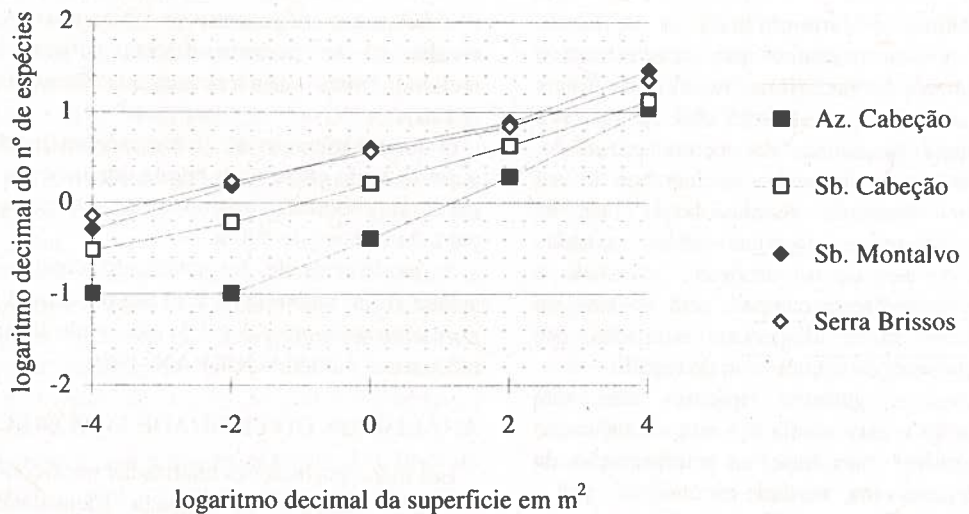


Fig. 2. - Comparação entre montados e mancha residual de vegetação natural - Regressão entre o logaritmo do número de espécies e o logaritmo das superfícies de amostragem

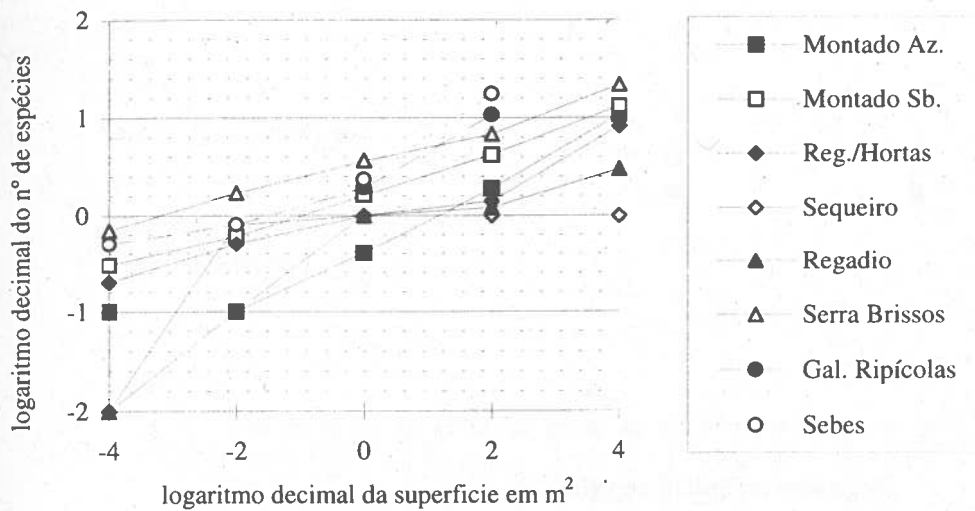


Fig. 3. - Comparação entre agro-ecossistemas, manchas e corredores naturais - Regressão entre o logaritmo do número de espécies e o logaritmo das superfícies de amostragem

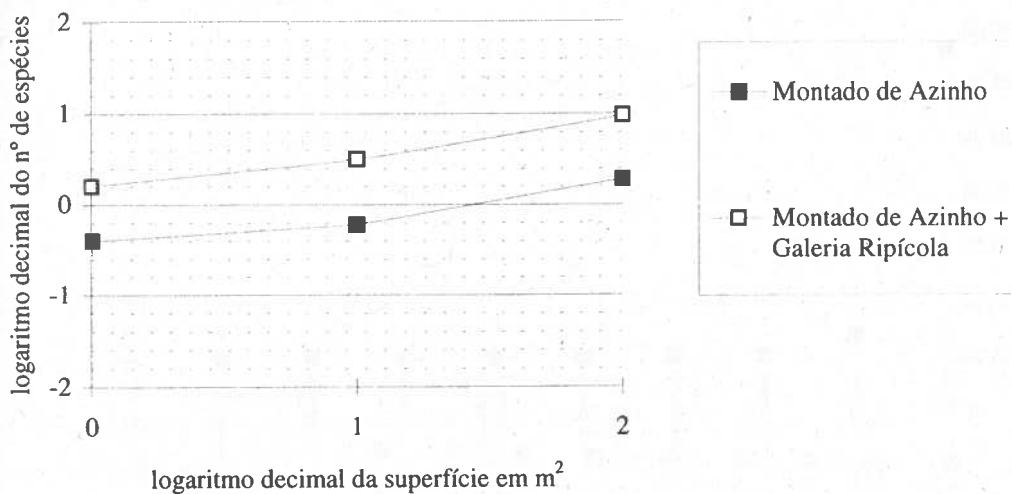


Fig. 4. - Acréscimo de riqueza específica em montados de azinho por introdução de galeria ripícola

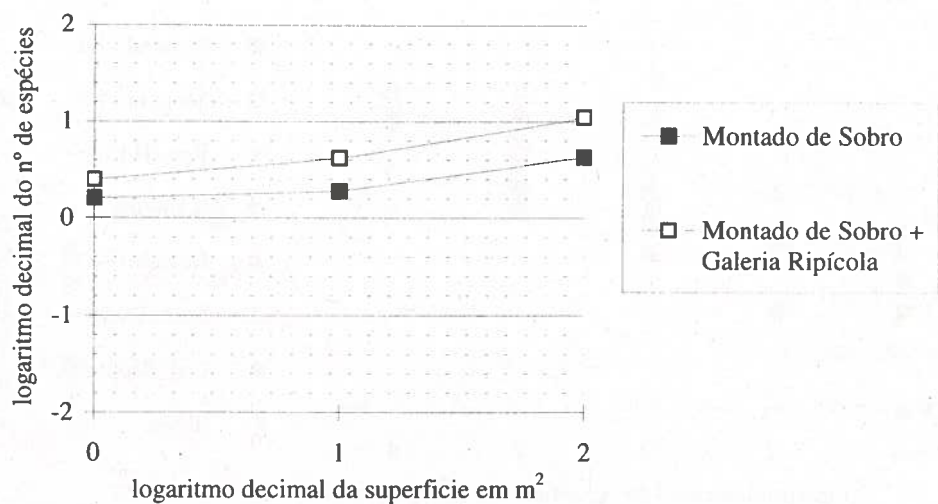


Fig. 5. - Acréscimo de riqueza específica em montados de azinho por introdução de galeria ripícola

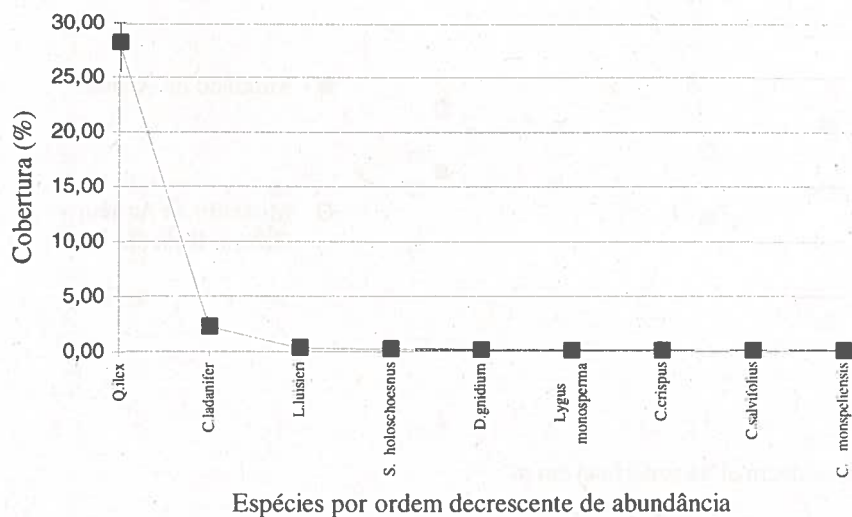


Fig. 6. - "Curvas de Whittaker" - Montados de Azinho

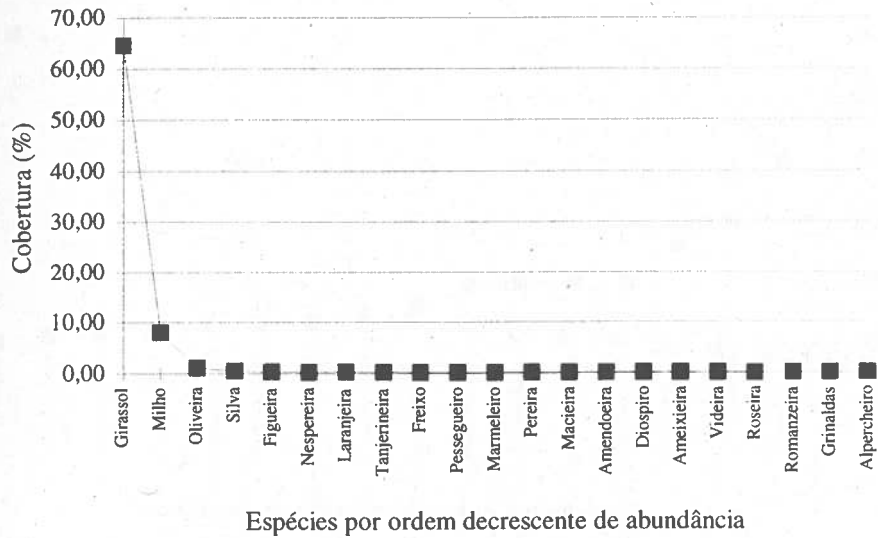


Fig. 7. - "Curvas de Whittaker" - Várzea (regadio e hortas)

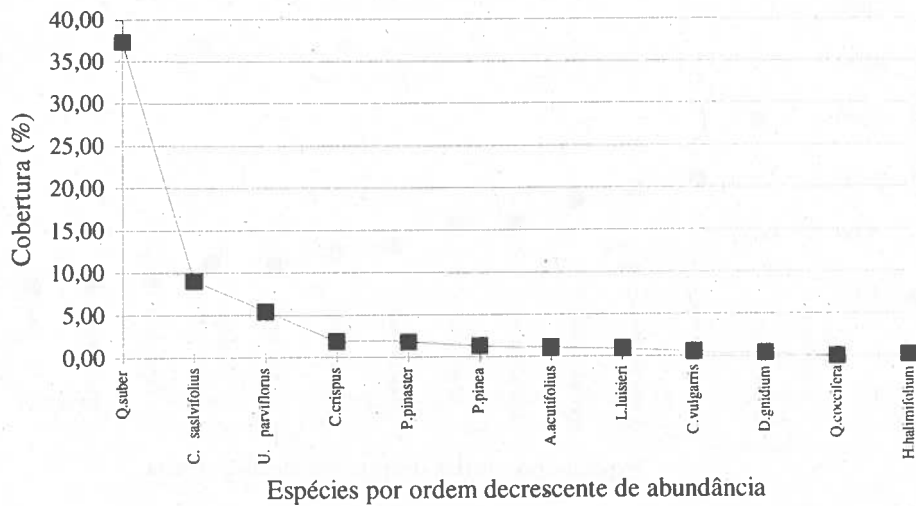


Fig. 8. - "Curvas de Whittaker" - Montados de Sobre

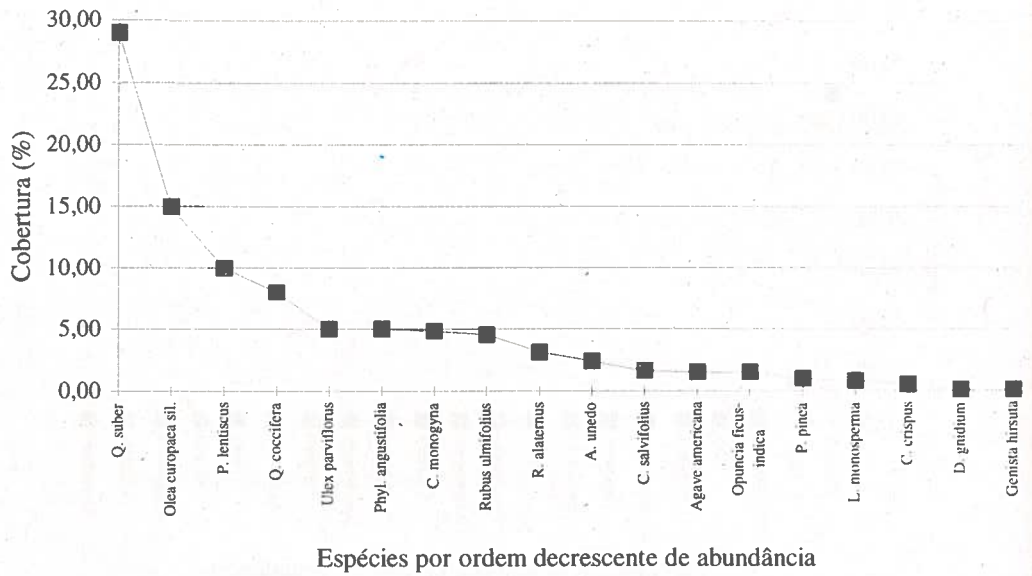


Fig. 9. -"Curvas de Whittaker" - Sebes

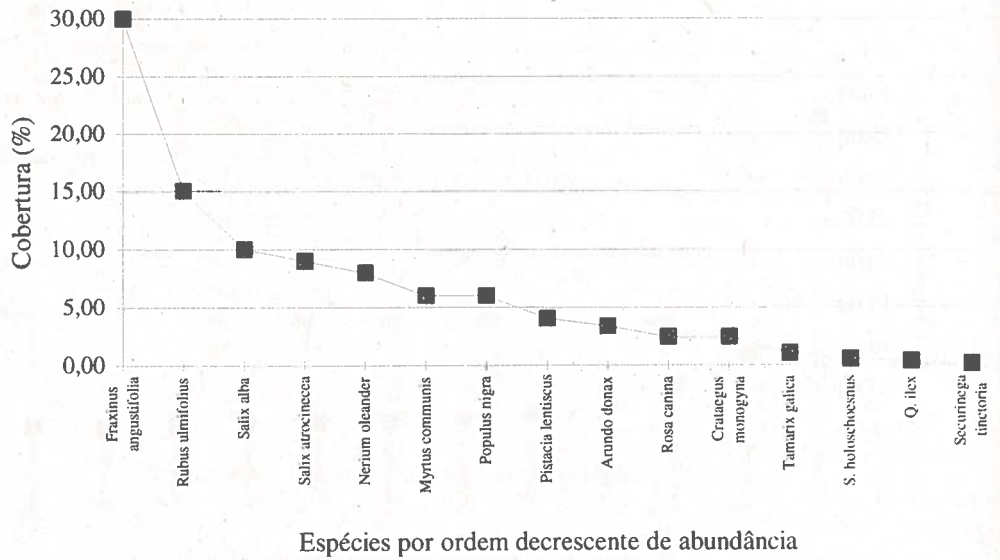


Fig. 10. -"Curvas de Whittaker" - Galerias ripícolas

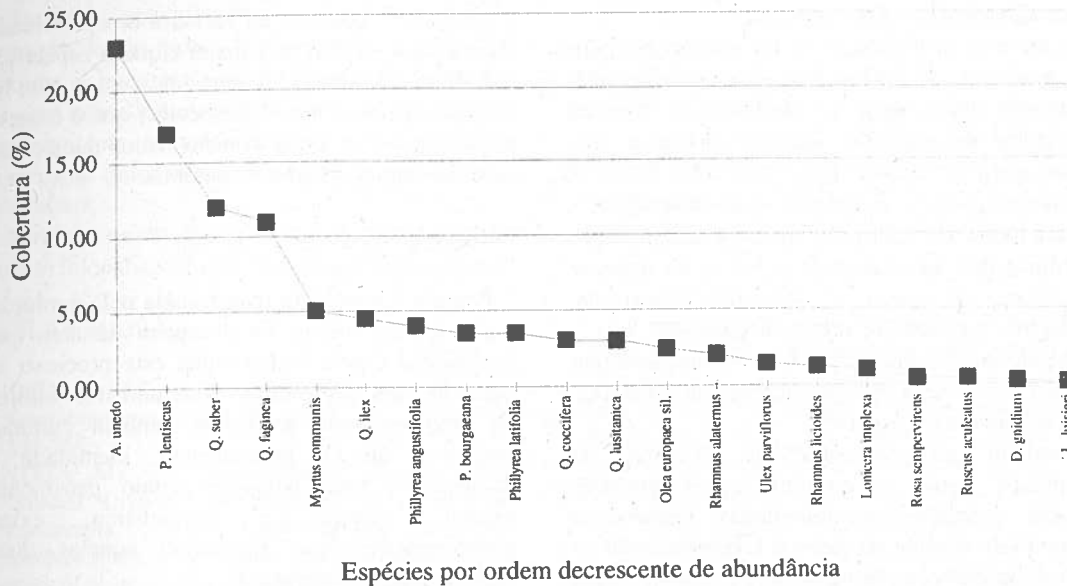
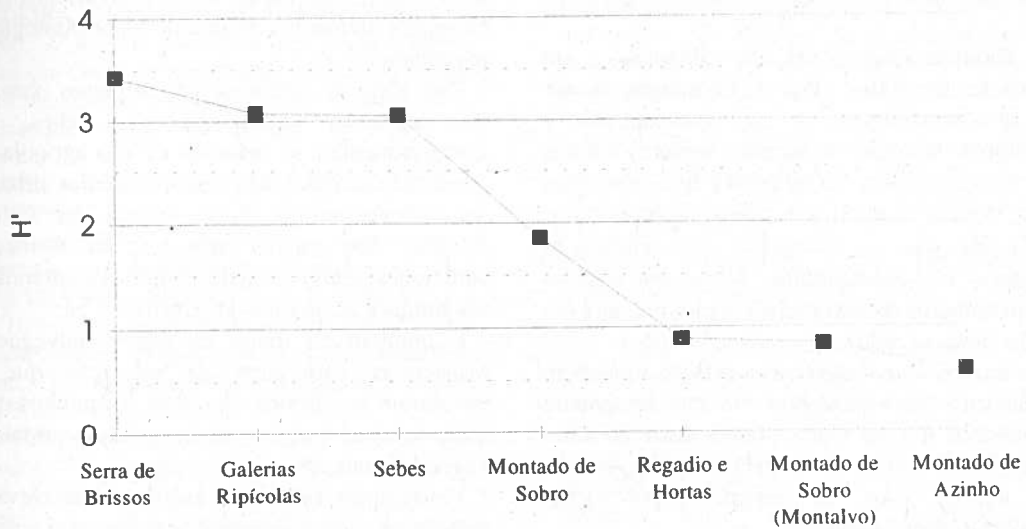


Fig. 11. - "Curvas de Whittaker" - Serra de Brissos

Fig. 12. - Comparação entre os valores da biodiversidade (H') dos agro-ecossistemas, manchas e corredores naturais

- que o número de espécies vegetais naturais é inversamente proporcional ao grau de manipulação antrópica dos ecossistemas.

Como essa manipulação se faz geralmente com um gradiente de intensidade que aumenta das zonas de festo para as de vale, a riqueza específica de espécies naturais decresce dos festos para os vales, com excepção para as estruturas lineares - galerias ripícolas e sebes.

Para todas as escalas em análise a manipulação antrópica dos ecossistemas traduz-se na redução do número de espécies na superfície amostrada. O declive da recta de regressão (Fig.s 1, 2 e 3) aumenta com a intervenção humana na paisagem o que reflecte uma redução de riqueza específica e de densidade do coberto.

Também ao comparar as "Curvas de Whittaker", onde exprimimos e relacionámos riqueza específica e abundância relativa, o aumento do declive das curvas é proporcional ao grau de intervenção humana na paisagem, a qual tende a incentivar a dominância exclusiva de uma espécie - cultural (Fig.s 6, 7 e 8). Nas situações menos intervencionadas, o declive é mais suave - maior riqueza e maior equitabilidade (Fig.s 9, 10 e 11).

A Biodiversidade - H' de Shannon - em superfícies de $100m^2$ (Fig. 12) é sempre menor nos agro-ecossistemas do que nas manchas e corredores naturais, acusando sempre valores mais elevados para as situações que conjugam maior riqueza específica e maior equitabilidade. À medida que se intensifica a manipulação antrópica dos ecossistemas, decrescem aqueles dois parâmetros da diversidade, pelo que também o valor desta se reduz.

Em termos de paisagem esta relação é também verdadeira - uma paisagem em que há grande dominância, um ou muito poucos usos do solo, tem menos diversidade do que uma paisagem em que muitos usos se repartem por áreas aproximadamente idênticas.

É nos corredores e manchas naturais que encontramos os valores mais elevados de diversidade e é o facto de aqui o coberto ser mais ou menos denso e contínuo que faz com que a

riqueza específica ainda tenha algum significado em áreas inferiores a $1m^2$.

O homem reduz de tal forma a biodiversidade natural, que se encontra maior riqueza específica em $100m^2$ de sebe (17,4 espécies) do que num ha de montado de sobro (13 espécies) que é o agro-ecossistema que ainda contém maior número de espécies vegetais lenhosas naturais.

CONCLUSÕES

Perante a tendência manifestada pela evolução dos usos do solo e da paisagem da área que analisámos e pela forma como este processo se traduziu num decréscimo acelerado dos valores da biodiversidade natural e também cultural, pensamos que a permanência, identidade e valorização desta paisagem como património natural, cultural e paisagístico, exige transformações que estimulem aquelas duas vertentes da biodiversidade.

Apesar da evolução sofrida e da fragmentação excessiva dos elementos naturais, ou mais próximos do estado natural, desencadeadas pelas acções da humanização, ainda encontramos nesta paisagem elementos de grande valor ecológico e paisagístico.

Para além do que resta nas pequenas manchas de vegetação natural, é nas sebes, que compartimentam as manchas de uso agrícola nas zonas baixas dos vales e nas periferias urbanas, que se encontram, por exemplo, os últimos refúgios dos grandes arbustos das formações autóctones, como os medronheiros, os adernos, os sanguinhos, as aroeiras, os carrascos, etc.

É também ao longo de alguns talvegues e respectivas cabeceiras de recepção que se encontram os últimos carvalhos cerquinhos, para além dos que existem nas manchas residuais de vegetação natural.

Verificámos também a existência de elevados valores de biodiversidade natural nas galerias ripícolas dos principais cursos de água e de como o estabelecimento de uma galeria ripícola, ao longo de um talvegue que a atravessasse uma área de

montado, pode elevar a diversidade ecológica (Fig.s 4 e 5).

Assim consideramos fundamental a preservação de todos os elementos de paisagem em que se encontram maior diversidade α , maior riqueza estrutural e maior valor pela presença de espécies que se tornaram raras nas paisagens dominadas pelos imperativos da maximização das produções.

Partindo destas bases essenciais de inspiração quanto à localização, forma e constituição e como

pontos de apoio à definição da rede de protecção, utilizando-a não apenas como estrutura de valorização ecológica, mas também como importante meio de valorização paisagística, será possível reforçar a identidade desta paisagem, com reposição daqueles traços que aos poucos se têm vindo a perder e que afirmam a influência do homem como factor de desenvolvimento multifacetado e sustentável.

BIBLIOGRAFIA

- AHERN, J. 1995. Greenways as a Planning Strategy. *Landscape and Urban Planning*, Vol. 33, nº 1/3: 131-155.
- ANTROP, M. 1993. Conservation of Biological and Cultural Diversity in Threatened Mediterranean Landscapes. The Transformation of the Mediterranean Landscapes: an experience of 25 years of observations. *Landscape and Urban Planning*, Vol. 24, nº 1/4: 3-13.
- BAUDRY, J. 1986. Approche Écologique du Paysage. In *Lectures du Paysage*. INRAP. Foucher, Paris, pp. 23-32.
- CALDEIRA CABRAL, F. e RIBEIRO TELES, G. 1960. *A Árvore*. Ministério das Obras Públicas. Direcção-Geral de Urbanização. Centro de Estudos de Urbanismo e Centro de Estudos de Arquitectura Paisagista do Instituto Superior de Agronomia, Lisboa.
- CALDEIRA CABRAL, F.; CALDEIRA CABRAL, J. e GONÇALVES, J. E. 1978. *Ordenamento da Paisagem Rural. Ensaio de Sistematização*. Direcção Geral do Planeamento Urbanístico, Lisboa.
- CRUZ DE CARVALHO, M. A. A. P. 1994. Variação de Diversidade Ecológica numa Paisagem Rural em Transformação. O caso do Vale da Ribeira de Seda-Raia. Dissertação de Doutoramento. Universidade de Évora. (Não publicado).
- DAWSON, K. J. 1995. A Comprehensive Conservation Strategy for Georgia's Greenways. *Landscape and Urban Planning*, Vol. 33, nº 1/3: 27-43.
- FORMAN, R. T. T. e GODRÓN, M. 1986. *Landscape Ecology*. John Wiley & Sons, Inc. New York.
- FRY, G. L. A. 1991. Conservation in Agricultural Ecosystems. In I. F. Spellerberg et al. (eds.) *The Scientific Management of Temperate Communities for Conservation. The 31st Symposium of the British Ecological Society*, Southampton, 1989. Blackwell Scientific Publications, Oxford, pp. 415-443.
- GONZÁLEZ BERNÁLDEZ, F. 1985. *Invitación a la Ecología Humana. La adaptación afectiva al entorno*. Editorial Tecnos, S.A. Madrid.
- GONZÁLEZ BERNÁLDEZ, F. 1991. Diversidad Biológica, Gestión de Ecosistemas y Nuevas Políticas Agrárias. In F. D. Pineda et al. (eds.) 1991. *Diversidad Biológica*. Fundación Ramón Areces, Madrid. pp. 23-31.
- GONZÁLEZ BERNÁLDEZ, F. 1991 a. La Gestión du Paysage Méditerranéen; Les Leçons du "Montado" Portuguais et de la "Dehesa" Espagnole. 2º *Seminário Técnico sobre Conservação da Natureza nos Países do Sul da Europa*. Ministério do Ambiente e dos Recursos Naturais. Serviço Nacional de Parques, Reservas e Conservação da Natureza, Olhão, pp. 43-49.
- GONZÁLEZ BERNÁLDEZ, F. 1992. La Frutalización del Paisaje Mediterráneo. In M. Chaves González, J. Blanc e G. Cremonese (eds.) *Paisaje Mediterráneo*. Electa, Milán, pp. 136-141.
- HENEIM, K. e MERRIEM, G. 1990. The Elements of Connectivity where Corridor Quality is Variable. *Landscape Ecology*. Vol. 4. nº 2/3: 157-170.
- IUCN. 1980. *World Conservation Strategy. Living Resources Conservation For Sustainable Development*. IUCN-UNEP-WWF. Gland. (tr. port. de Serviço de Estudos do Ambiente. Secretaria de Estado do Urbanismo e Ambiente, Estratégia Mundial da Conservação. Conservação dos Recursos Vivos para um Desenvolvimento Sustentável).
- KNAAPEN, J. P. et al. 1992. Estimating Habitat Isolation in Landscape Planning. *Landscape and Urban Planning*, Vol. 23: 1-16.

- LINEHAN, J., GROSS, M. e FINN, J. 1995. Greenway Planning: developing a landscape ecological network approach. *Landscape and Urban Planning*, Vol. 33, n° 1/3: 179-193.
- LIZET, B. 1991. De la Campagne à la "Nature Ordinaire". Génie Écologique, Paysages et Traditions Paysannes. *Études Rurales*, Jan/Dez. n° 121/124: 169-184.
- LUCAS, P. H. C. 1992. *Protected Landscapes. A guide for policy-makers and planners*. Chapman & Hall, London.
- MAGURRAN, A. E. 1989. *Diversidad Ecológica y su Medición*. (trad. cast.) Ediciones Vedral, Barcelona.
- MCDOWELL, C. R., LOW, A. B. e MACKENZIE, B. 1991. Natural Remnants and Corridors in Greater Cape Town: their role in threatened plant conservation. In D. A. Saunders e R. J. Hobbs. (eds.). *The Role Of Corridors*. Surrey Beatty & Sons Pty Limited. Chipping Norton, Australia, pp. 27-39.
- NASSAUER, J. I. e WESTMACOTT, R. 1987. Progressiveness Among Farmers as a Factor in Heterogeneity of Farmed Landscape In M.G. Turner (ed.). *Landscape Heterogeneity and Disturbance*. Springer-Verlag, New York, pp. 199-210.
- NOIRFALISE, A. 1989. *Paysages. L'Europe de la Diversité*. Commission des Communautés Européennes, Luxembourg.
- NOSS, R. F. e HARRIS, L. D. 1986. Nodes, Networks, and MUMs: Preserving Diversity at All Scales. *Environmental Management*, Vol.10, n°3: 299-309.
- ODUM, E. P. 1983. *Basic Ecology*. Saunders College Publishing, Philadelphia.
- SPELLERBERG, I. F. 1991. Biogeographical Basis of Conservation. In I. F. Spellerberg, F. B. Goldsmith e M. G. Morris (eds.). *The Scientific Management of Temperate Communities for Conservation. The 31st Symposium of the British Ecological Society*, Southampton 1989. Blackwell Scientific Publications, Oxford, pp. 293-322.
- STEVENSON, A. e NEWSON, M. 1992. Natural Environments of the Future: Adapting, Conserving, Restoring. In M. Newson (ed.). *Managing the Human Impact on the Natural Environment. Patterns and Processes*. Belhaven Press, London, pp. 242-257.
- USHER, M. B. 1991. Biodiversity: a Scientific Challenge for resource Managers in the 1990s. In F. D. Pineda et al. (eds.). *Diversidad Biológica*. Fundación Ramón Areces, Madrid, pp. 33-40.
- WORLD COMMISSION ON ENVIRONMENT AND DEVELOPMENT (WCED). 1987. *Our Common Future*. Oxford University Press, Oxford.

DIVERSIDADE DO FITOPLÂNCTON E COMPORTAMENTO DO ÍNDICE DE SHANNON NUMA LAGOA COSTEIRA COM CULTIVO DE *MYTILUS*

M. T. Pereira Coutinho

Instituto de Investigação das Pescas e do Mar - Av. Brasília, 1400 Lisboa

Coutinho, M.T.P. (1998). Diversidade do fitoplâncton e comportamento do índice de Shannon numa lagoa costeira com cultivo de *Mytilus*. *Revista Biol. (Lisboa)* **16**: 17-30.

O presente estudo teve como objectivo avaliar o impacto da cultura de *Mytilus* na estrutura da comunidade do fitoplâncton da Lagoa de Albufeira, através da aplicação do Índice de Shannon. As amostragens efectuaram-se mensalmente, de Abril de 1995 a Abril de 1996, em quatro estações localizadas a montante e a jusante da zona de cultivo daqueles bivalves. Os resultados obtidos revelam que a estação onde se encontram situadas as jangadas do mexilhão apresenta uma coluna de água bem misturada e oxigenada, ocorrendo, apenas, desoxigenação, quando é interrompida a comunicação da lagoa com o mar. A temperatura média de superfície foi de 19,2 °C, a salinidade média de 35,1 ‰ e a transparência média de 3,7 m. Quanto ao fitoplâncton, a comunidade é predominantemente de origem marinha e essencialmente constituída por Bacillariophyceae, que dominam durante a maior parte do ano. A produção média anual aumenta de jusante para montante, variando entre 4600- e 11600 células/ml. A produção fitoplanctónica máxima ocorreu em Julho, na estação mais a montante da zona de cultivo de *Mytilus*, e foi devida à proliferação de *Cylindrotheca closterium*. Do ponto de vista estrutural verifica-se que o índice de diversidade e a equitabilidade apresentaram um padrão semelhante em todas as estações de amostragem, aumentando ligeiramente de jusante para montante (H' 1,4-1,7; J' 0,31-0,37). A riqueza específica média variou entre 25 e 27 espécies por amostra, havendo, no entanto, uma maior incidência de valores mais baixos na zona dos *Mytilus*. A comparação com resultados anteriores mostra, também, que a diversidade média da lagoa não variou significativamente nos últimos dez anos, (de 1,6 para 1,7) e que a riqueza específica média não sofreu redução, tendo aumentado de 16 para 26 espécies.

Palavras-chave: Fitoplâncton, Diversidade, Lagoa de Albufeira.

Coutinho, M.T.P. (1998). Diversity of phytoplankton using the Shannon-Wiener diversity index on the Lagoon with *Mytilus*. *Revista Biol. (Lisboa)* **16**: 17-30.

The present study concerns the evaluation of the impact of *Mytilus edulis* L. rafts culture on the phytoplankton community structure of the Albufeira Lagoon, using the Shannon-Wiener Diversity Index. The study of phytoplankton community was carried out monthly, from April 1995 to April 1996, in 4 stations located from upper to lower zone of the lagoon in order to include the *Mytilus* area. Results have shown that the station located in the *Mytilus* culture zone presents a well-mixed and oxygenated water column except when the

connection of the lagoon with the ocean is closed. Temperature, salinity and transparency mean values were 19.2 °C, 35.1 ‰ and 3.7 m. The phytoplankton community is predominantly composed by marine species, with Bacillariophyceae dominating over the year. Annual mean production increased from lower to upper inner shallow zone and ranged from 4600 to 11600 cel./ml. Phytoplankton maximum production occurred in July at the upper shallow station and was due to the bloom of *Cylindrotheca closterium*. Diversity Index and Equitability displayed a similar pattern in all sampling stations with a slight increase to the upper zone (H' 1.4-1.7; J' 0.31-0.37). Species richness mean values ranged from 25 to 27, showing higher frequency of lower values in the *Mytilus* station. Comparison with previous results seems to indicate that phytoplankton mean diversity in the lagoon has not shown significant change in the last ten years and species richness mean values increased from 16 to 26 species.

Key words: Phytoplankton, Diversity, coastal lagoon.

INTRODUÇÃO

A cultura de *Mytilus edulis* L. é uma das actividades de maior interesse económico para os pescadores da Lagoa de Albufeira. É feita em cordas, que são utilizadas como substracto para o mexilhão, e que estão suspensas de jangadas colocadas na parte central da lagoa. Este método é usado na lagoa desde 1976 e os resultados obtidos apontam para uma produção de cerca de 45 t/ano/jangada (LEAL, 1989). Um dos meios de avaliar o impacte desta cultura no ecossistema é através do estudo da estrutura da comunidade do fitoplâncton, uma vez que os organismos planctónicos são muito sensíveis às alterações ambientais. Os primeiros estudos do fitoplâncton da Lagoa de Albufeira datam de 1986, época em que se realizou um estudo detalhado da comunidade e se obtiveram os primeiros resultados da diversidade específica do fitoplâncton (MELO & CATARINO, 1986). Posteriormente, na sequência de um programa de monitorização de algas tóxicas destinado a prevenir a ocorrência de toxicidade nos bivalves para consumo (SAMPAYO, 1994), reiniciou-se, em 1992, o estudo da comunidade fitoplânctónica (OLIVEIRA, 1996). É com base nos resultados obtidos no período respeitante a 1995-96 (OLIVEIRA, comun. pessoal), que se efectua o presente estudo

que teve como objectivo avaliar o impacte da cultura de *Mytilus* na estrutura da comunidade do fitoplâncton, através da aplicação do Índice de Shannon. Um enriquecimento significativo da lagoa devido à cultura de *Mytilus*, teria repercussões ao nível da produção do fitoplâncton. Igualmente quaisquer efeitos provocados pela acção filtradora dos bivalves reflectir-se-iam na estrutura da comunidade. O Índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') tem sido considerado como um bom indicador de alterações de estrutura das comunidades planctónicas, pois embora não sendo sensível à presença de espécies raras, reflecte bem as abundâncias relativas das espécies. Alguns autores consideram-no também como um índice de dominância (WASHINGTON, 1984).

Para a realização deste trabalho foram escolhidas estações de amostragem ao longo da lagoa e junto das jangadas de cultura do mexilhão, tendo sido estudadas a composição específica e abundância do fitoplâncton e determinados o índice de diversidade, a equitabilidade e a riqueza específica, assim como os espectros de diversidade acumulada. Os resultados obtidos nos vários locais foram comparados e avaliados como indicadores de alteração da estrutura da comunidade

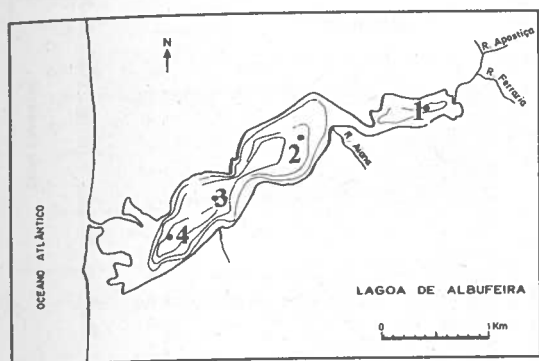


Fig. 1 - Localização das estações de amostragem.

MATERIAL E MÉTODOS

As amostragens realizaram-se mensalmente, de Abril de 1995 a Abril de 1996, em quatro locais situados ao longo da lagoa (Fig. 1): na zona mais interior e menos profunda (Estação 1, com 3 m de profundidade), na zona intermédia (Estação 2, com 10 m) na zona de cultivo do mexilhão (Estação 3, com 13 m), e na embocadura (Estação 4, com 11 m).

A temperatura, salinidade e oxigénio dissolvido foram determinados com uma Sonda AANDERAA 3315 e a transparência medida com um Disco de Secchi.

As amostras destinadas ao estudo da comunidade fitoplanctónica foram colhidas com uma garrafa Van Dorn e conservadas no frio. A identificação das espécies realizou-se *in vivo* e as contagens efectuaram-se segundo o método de UTERMHÖL (1958) e LUND *et al.* (1958), tendo os resultados sido expressos em células/ml. A diversidade específica da comunidade foi determinada apenas para as amostras de superfície. Utilizou-se o Índice de Shannon-Wiener, tendo sido também analisadas as duas componentes do índice: S (número de espécies por amostra) e J' (equitabilidade), considerando

que $J' = H'/H'$ máximo e que H' máximo = $\log_2 S$ (PIELOU, 1975). Procedeu-se, ainda, à análise do espectro de diversidade horizontal (MARGALEF, 1983) construído a partir da combinação de amostras contíguas, em número crescente.

RESULTADOS

I. Características Gerais do Sistema

Pâmetros físico-químicos

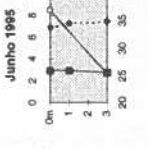
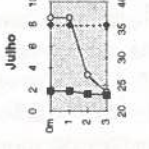
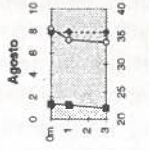
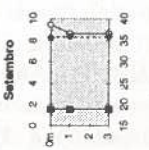
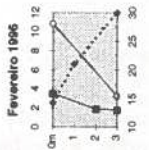
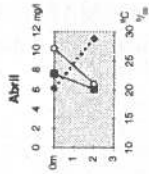
A temperatura à superfície variou entre 15,9 e 25,9 °C e, no fundo, entre 10,9 e 25,4 °C em Fevereiro e Junho. Durante a maior parte do ano a coluna de água manteve-se bem misturada em todas as estações. Períodos de estratificação térmica ocorreram pontualmente em Junho e Julho nas estações 2, 3 e 4 e em todas as estações no período de interrupção da comunicação da lagoa com o mar, de Fevereiro a Abril (Fig. 2).

A salinidade, à superfície, variou entre 14,3 e 36,1 ‰ e, no fundo, entre 28,9 e 36,3 ‰. Os valores mais altos de salinidade foram registados no Verão e os mais baixos corresponderam aos meses de maior pluviosidade, de Dezembro a Abril. Durante este período estabeleceu-se uma forte estratificação halina devido à entrada de água doce no sistema (Fig. 2).

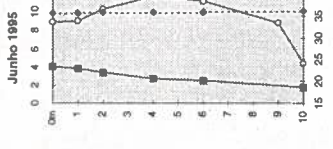
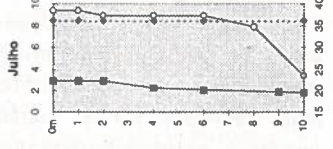
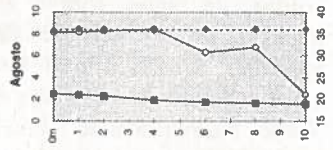
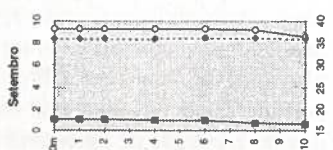
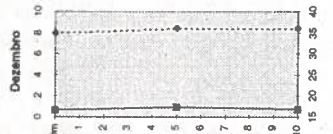
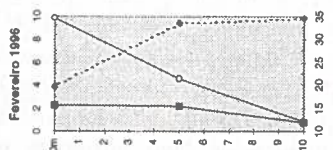
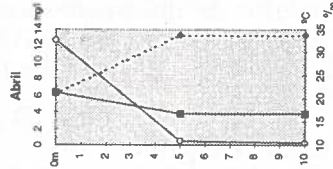
Os valores de concentração de oxigénio na coluna de água foram elevados enquanto se manteve a comunicação da lagoa com o mar, variando entre 12,8 mg/l, à superfície, no Inverno, e 1,8-4,7 mg/l, nos estratos de fundo, nos meses de Verão. No período de fecho da lagoa estes valores diminuíram acentuadamente, no fundo, atingindo 0,2 mg/l (Fig. 2).

A transparência foi máxima no Verão e Outono, em todos os locais, e mínima no Inverno, variando, respectivamente, entre 2,5-5m e 0,7-1,5m. Os valores mais elevados foram registados nas estações de jusante e, os mais baixos, nas estações de montante (Fig. 3).

Estação 1



Estação 2



Estação 3

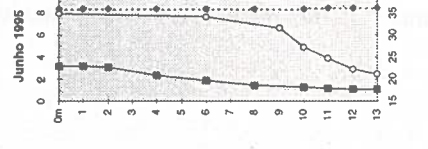
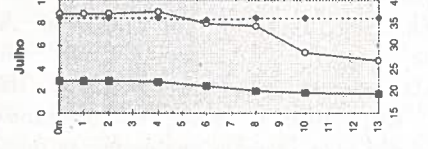
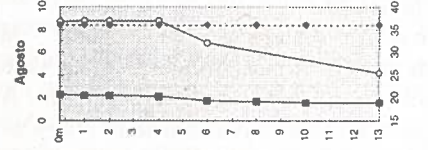
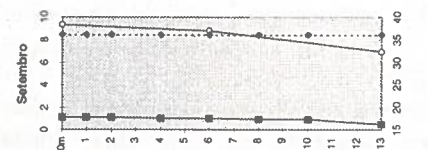
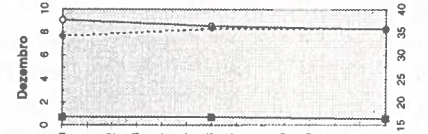
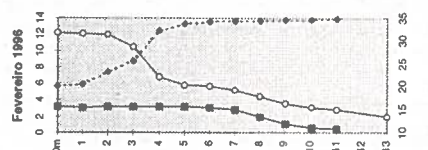
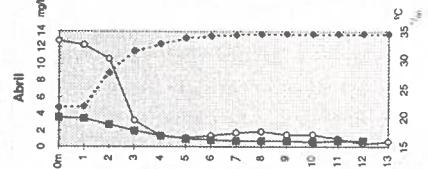


Fig. 2 - Variação espaço-temporal do oxigênio (O), salinidade (♦) e temperatura (•) na Lagoa de Albufeira, durante o período de estudo

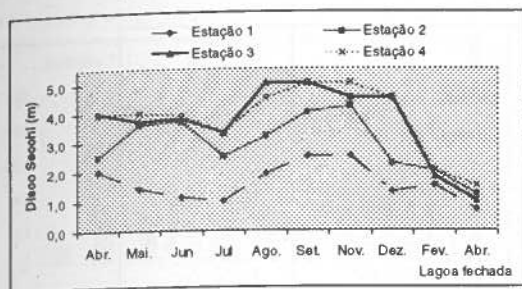


Fig. 3 - Variação anual da transparência.

Comunidade fitoplanctônica

A comunidade fitoplânctônica é fundamentalmente de origem marinha e predominantemente constituída por Bacillariophyceae, que dominaram durante a maior parte do ano, excepto em Setembro, quando foram substi-

tuídas por uma associação de Cryptophyceae e Dinophyceae.

A produção média anual do fitoplâncton decresce de montante para jusante, variando entre 11608 cél./ml na Estação 1 e 5060 cél./ml na Estação 4. Estes valores levariam a considerar a Estação 1 como a mais produtiva. No entanto, a aplicação do teste de Student mostra não haver diferenças estatisticamente significativas entre as médias das quatro estações (Fig. 4).

A produção planctónica máxima ocorreu em Julho (13500-79200 cél./ml) e foi devida ao "bloom" de *Cylindrotheca closterium*, (Ehr.) Reimann & Lewin que atingiu o máximo de desenvolvimento na Estação 1 (Fig. 5).

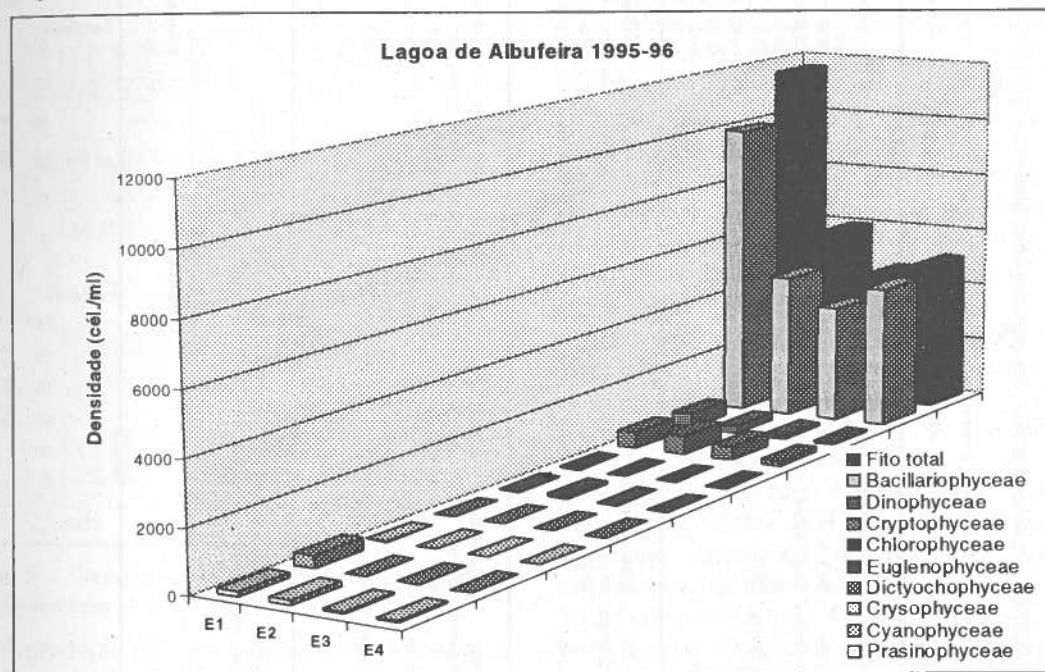


Fig. 4 - Variação espacial da densidade média anual do Fitoplâncton total e dos grupos taxonómicos que o constituem.

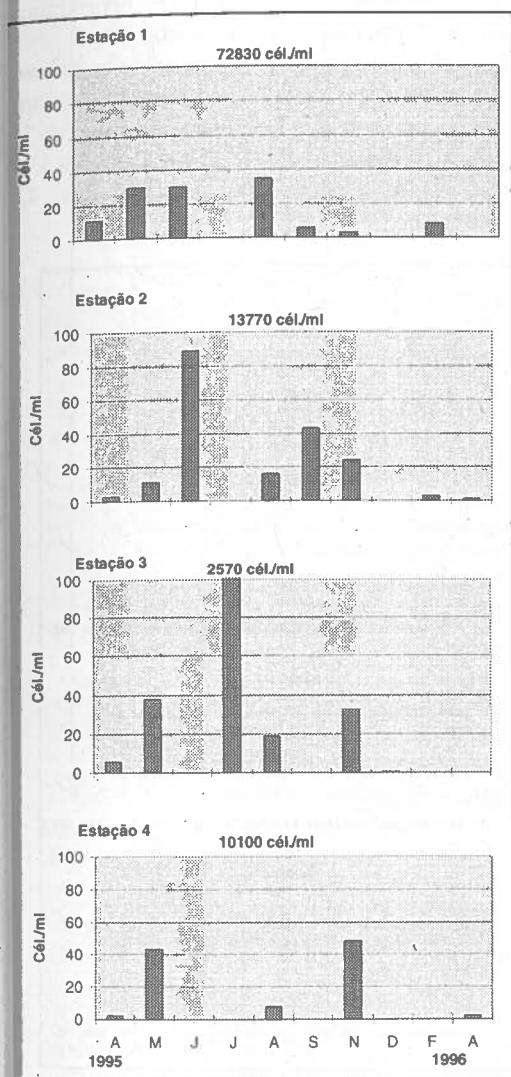


Fig. 5 - Variação espacio-temporal da densidade de *Cylindrotheca closterium*.

A produção mínima registou-se de Setembro a Novembro (234 e 742 cél./ml). Em Fevereiro ocorreu um segundo pico de produção, (10090-

15571 cél./ml) que se estendeu a todo o sistema e foi devido a *Skeletonema costatum* (Grev.) Cl.

Outras espécies dominantes no sistema ao longo ano foram *Pseudonitzschia pseudodelicatissima* (Hasle) Hasle, *Leptocylindrus minimus* Gran., *Thalassiosira guillardii* Hasle, *Plagioselmis* sp., *Gyrodinium impudicum* Fraga e *Gymnodinium* sp.

A sucessão sazonal das espécies mais abundantes e a sua dominância na comunidade, expressa em percentagem, consta da Tabela 1.

II. Diversidade

O Índice de diversidade (H') variou entre um mínimo de 0,32 na Estação 4 e um máximo de 3,81 bits/célula na Estação 2, apresentando uma média anual baixa em todos os locais: 1,7 nas Estações 1 e 2 e 1,5 e 1,4, respectivamente nas Estações 3 (na zona das jangadas do mexilhão) e 4 (Fig. 6).

Os valores mais altos de diversidade verificaram-se em Setembro, sendo da mesma ordem (3,4-3,8) nas Estações 1 e 2, situadas a montante do sistema. Nas Estações 3 e 4 foram um pouco menos elevados (2,4-2,6) e ocorreram em Abril de 1995.

Os valores mais baixos do índice (0,38 e 0,32) detectaram-se em Dezembro, respectivamente nas Estações 3 (junto das jangadas) e 4 (perto da embocadura) e também em Julho e Maio (0,47-0,45), nas Estações 1 e 2.

A análise de frequência indica que, em todas as Estações, pelo menos 50% das amostras apresentaram diversidades baixas, inferiores a 1,5 bits/cél. Na Estação 3, junto das jangadas, a diversidade das restantes 50% das amostras esteve compreendida entre 1,5 e 3 bits/cél. Nas Estações de montante atingiram-se valores de H' superiores a 3 bits/cél. em 10% das amostras. Na estação 4, junto da embocadura, na maior parte das amostras (cerca de 70%) a diversidade foi inferior a 1,5 bits/cél. e apenas 30% tiveram diversidades entre 1,5 e 3 bits/cél. A equitabilidade variou entre 0,07 e 0,73 apresentando o mesmo padrão de distribuição do índice de

diversidade. A média anual foi de 0,37, 0,36, 0,33 e 0,31 nas estações 1 a 4, decrescendo de montante para jusante (Fig. 7).

A análise de frequência mostra, ainda, que as equitabilidades foram baixas, $\leq 0,30$, em pelo menos 50% das amostras, correspondendo a valores de $H' \leq 1,5$ bits/cél. Os valores mais elevados de equitabilidade, $>0,60$, correspon-

deram a diversidades >3 bits/cél. e ocorreram, apenas, em 10 % das amostras nas estações 1 e 2.

O número de espécies por amostra variou entre um mínimo de 16 espécies, em Julho, na Estação 1, e um máximo de 37, em Agosto e Setembro, nas Estações 1 e 2 (Fig. 8). A média anual foi de 25 nas Estações 1 e 3 e de 27 e 26 espécies nas Estações 2 e 4, respectivamente.

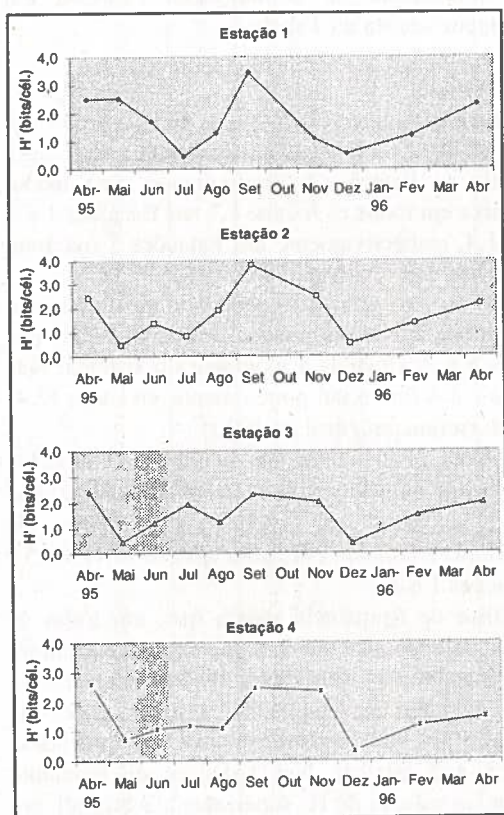


Fig. 6 - Variação espacio-temporal da Diversidade (H' bits/cél.).

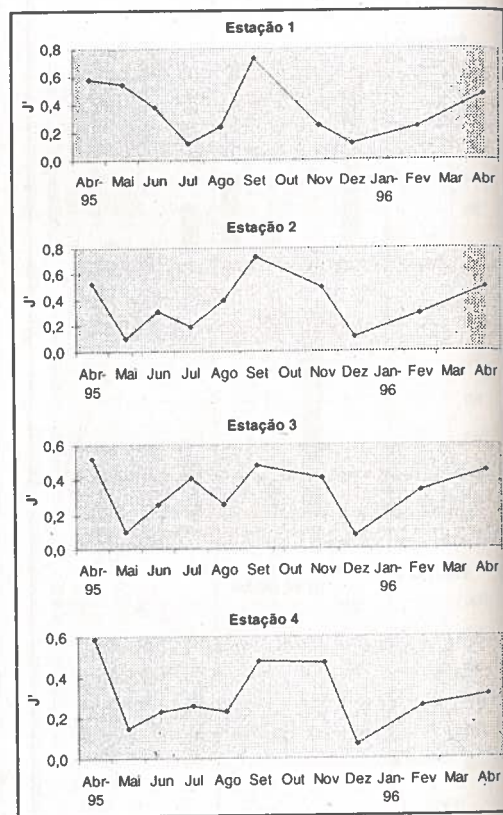


Fig. 7 - Variação espacio-temporal da Equitabilidade (J').

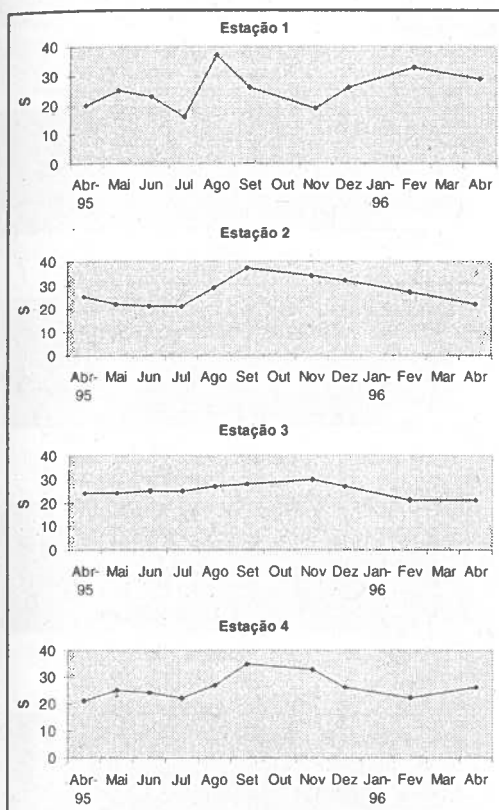


Fig. 8 - Variação espacio-temporal da riqueza específica (S-número de espécies por amostra).

O número de espécies foi inferior a 25 em 50-60% das amostras, em todos os locais. Nas Estações 1, 2 e 4 este número foi superior a 30, em 20-30% das amostras. Na Estação 3 o número de espécies nunca atingiu este valor.

O padrão de distribuição do número de espécies não coincidiu com os da diversidade específica e equitabilidade, dado que nem sempre as quebras de diversidade são devidas à diminuição do número de espécies, mas sim à redução da equitabilidade.

A análise do espectro de diversidade média horizontal revela que a diversidade varia mais

significativamente quando se juntam as amostras da Estação 1 ao conjunto das das outras Estações. A junção das amostras das Estações 2, 3 e 4 pouco faz variar a diversidade da amostra conjunta. A diversidade média anual do espectro de diversidade varia entre 1,4 e 1,9, no sentido de jusante para montante, e entre 1,7 e 2,0 quando calculado no sentido de montante para jusante (Fig. 9a e b).

DISCUSSÃO

Os valores mínimo e máximo de diversidade (H' 0,32-3,81 bits/cél.) e a média anual (1,6) determinados no presente estudo são pouco diferentes dos encontrados por MELO & CATARINO (1986): H' 0,04-2,61, média 1,73 bits/cél. Estes valores são da mesma ordem dos registados para as águas costeiras do Mediterrâneo ocidental, (0,5-3,9) sendo ligeiramente superiores aos das águas costeiras do norte do Adriático (0,11-3,58) (REVELANTE & GILMARTIN, 1980), onde se verifica uma maior frequência de diversidades mais altas (2-3 bits/cél.) do que na lagoa de Albufeira, em que o máximo de frequência foi obtido para a classe de 1-2 bits/cél. Relativamente à riqueza específica, no presente estudo a média anual foi de 26 espécies por amostra e, em 1984-85, de 16 espécies (MELO & CATARINO, 1986). Este aumento da riqueza específica, em 10 anos, é ainda mais evidente no estudo efectuado na lagoa em 1992-93, em que se obteve uma média de 37 espécies por amostra (OLIVEIRA, 1996). Nos cruzeiros efectuados pelo IPIMAR, em 1985-87, ao longo da costa Portuguesa (COSTA *et al.*, 1985, 1987), o número de espécies de Diatomáceas+Dinoflagelados obtidos na zona costeira em frente da lagoa variou entre 11 e 28. Dados mais recentes, de cruzeiros efectuados em 1990-92, na mesma região (CARREIRA *et al.*, 1990, 1992), revelam um aumento do número de Diatomáceas+Dinoflagelados para 25-34 espécies.

De jusante para montante

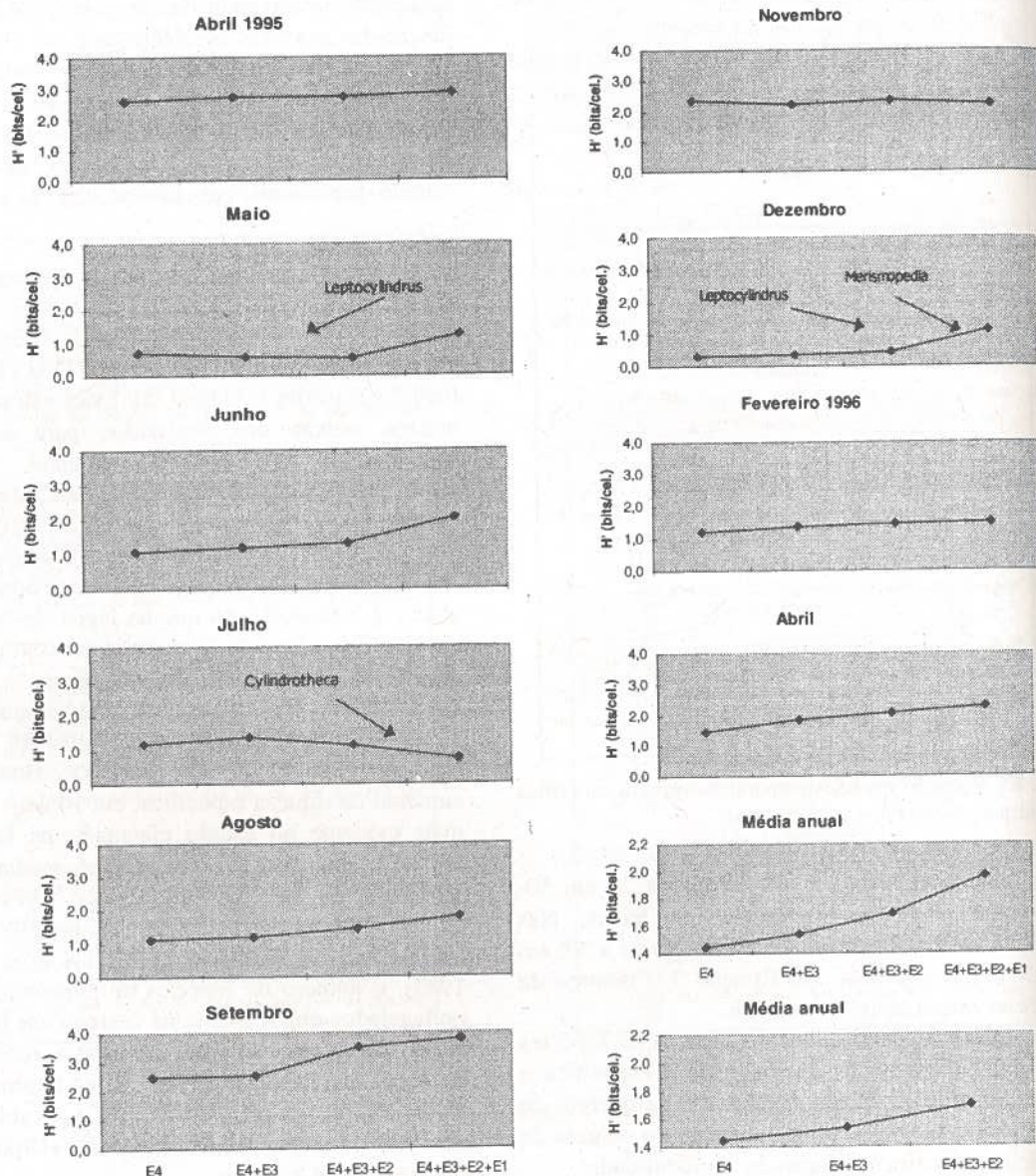


Fig. 9a - Variação do espectro de diversidade horizontal de jusante para montante.

De montante para jusante

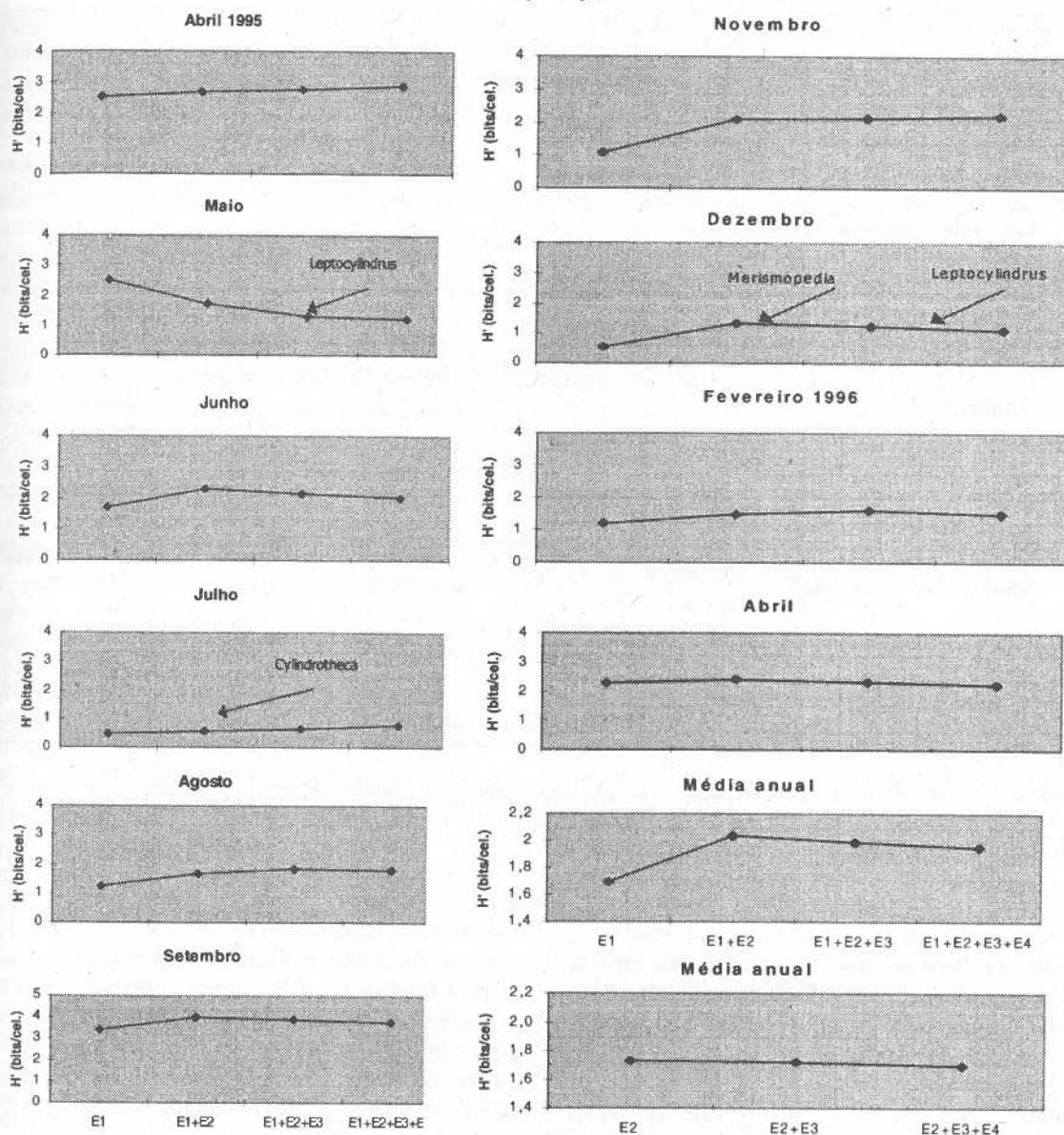


Fig. 9b - Variação do espectro de diversidade horizontal de montante para jusante.

Local	H' mín.-máx.	H' (Média anual)	Riqueza específica	Diatomáceas+ +Dinoflagelados	Referência bibliog.
Lagoa de Albufeira 1985	0,04-2,61	1,7	16		Melo & Catarino 1986
Lagoa de Albufeira 1992-93			37		Oliveira 1996
Lagoa de Albufeira 1995-96	0,32-3,81	1,6	26	18-26	Este estudo
Atlântico (C. portuguesa, 85-87)				11-28	Costa et al. 1985-87
Atlântico (C. portuguesa, 1992)				25-34	Carreira et al. 1992
Mediterrâneo Ocidental (costa)	0,5-3,9				Margalef, 1970
Adriático Norte	0,11-3,58				Revelante & Gilmartin, 1980

Tab. 2 - Valores do Índice de Diversidade (H'), Riqueza Específica (número de espécies/amostra) e do número de espécies/amostra de Diatomáceas + Dinoflagelados encontrados para a Lagoa de Albufeira, zona costeira adjacente, Mediterrâneo e Adriático.

por amostra. No presente estudo, este número variou entre 18-26 espécies. Estes resultados (Tab. 2) indicam que o aumento da riqueza específica da Lagoa de Albufeira nos últimos dez anos é consistente com os valores encontrados para a zona costeira adjacente.

Do ponto de vista estrutural, verifica-se que, os valores mais baixos de diversidade estiveram associados à dominância forte ($\geq 90\%$) de uma das espécies presentes. Assim, nas Estações 2, 3 e 4 a diversidade e equitabilidade baixas dos meses de

Maior e Dezembro foram devidas à dominância de *Leptocylindrus minimus* (89-95%) e, na Estação 1, as quebras de Julho e Dezembro foram provocadas, respectivamente, pela forte dominância, de *Cylindrotheca closterium* (92%) e de *Merismopedia tenuissima* (90%) (Tab. 1). No que respeita aos valores de diversidade mais elevados (em Setembro e Abril), verificou-se que estiveram associados a uma produção fitoplânctónica baixa e à dispersão da dominância das Bacillariophyceae a favor de espécies pertencentes às Cryptophyceae e Dinophyceae (Tab.

1). Este comportamento da diversidade foi observado em todos os locais, não se tendo detectado diferenças significativas na zona de cultivo de *Mytilus*.

Também os espectros de diversidade média horizontal revelam que a diversidade varia pouco com a junção de amostras contíguas. Como se pode verificar na Figura 9, as variações do espectro são devidas à junção das amostras da Estação 1, que, pela sua localização mais interior e menor profundidade apresenta características hidrológicas diferentes. Se se retirarem estas amostras obtém-se aquilo a que MARGALEF (1983) chama "espectros de diversidade paralelos", próprios de uma comunidade homogénea num sistema.

CONCLUSÕES

Podemos concluir que a mitilicultura não afectou negativamente a diversidade da lagoa uma vez que não se verificaram diferenças significativas no comportamento do Índice de

diversidade (H') da Estação 3 relativamente ao das outras estações. Também os valores médios anuais da diversidade, equitabilidade e riqueza específica da Estação 3 foram da mesma ordem das outras estações.

Os valores médios de H' mantiveram-se semelhantes (1,6 e 1,7) nos últimos dez anos e a riqueza específica média não sofreu nenhuma redução, tendo aumentado de 16 para 26 espécies.

A junção das amostras da Estação 3 não introduziu variação significativa ao espectro da diversidade horizontal, o que indica uma comunidade fitoplânctónica semelhante desde a embocadura até montante da zona de cultura do mexilhão.

AGRADECIMENTOS

À Dra. Teresa Monteiro pelo interesse demonstrado nas sugestões feitas durante a revisão do trabalho.

À Dra. Rosário Oliveira um agradecimento muito especial, pela orientação dada na revisão do trabalho e pela cedência dos dados resultantes do estudo da comunidade do fitoplâncton, sem os quais não teria sido possível a realização deste trabalho.

BIBLIOGRAFIA

- CARREIRA, A., MOITA, M. T., MORAIS, A.S. & VILARINHO, M.G. 1990. IPIMAR, Relatório de dados do fitoplâncton, Projecto-Dinâmica do fitoplâncton tóxico na costa portuguesa, cruzeiro 02060790-Julho 1990.
- CARREIRA, A., MOITA, M. T., MORAIS, A.S. & VILARINHO, M.G. 1992. IPIMAR, Relatório de dados do fitoplâncton, Projecto-Dinâmica do fitoplâncton tóxico na costa portuguesa, cruzeiro 02060792-Julho 1992.
- COSTA, M. A., FERNANDES, R.S., MOITA, M.T. MORAIS, A.S. & VILARINHO, M.G. 1985. INIP, Relatório de dados do fitoplâncton, Projecto "Ciclos de produção planctónica na costa portuguesa e sua relação com os recursos pesqueiros", cruzeiro 02050885-Agosto 1985.
- COSTA, M. A., FERNANDES, R.S., MOITA, M.T. MORAIS, A.S. & VILARINHO, M.G. 1987. INIP, Relatório de dados do fitoplâncton, Projecto "Ciclos de produção planctónica na costa portuguesa e sua relação com os recursos pesqueiros", cruzeiro 02040487-Abril/Maio 1987.
- LEAL, A. M. 1989. Raft culture of mussels, *Mytilus edulis* L., in Portugal. In: De Paw, E. Jaspers, H. Ackefors e N. Wilkins (Eds.), Aquaculture- A Biotechnology in Progress, European Aquaculture Society, Bredene, Belgium, pp. 351-357.
- LUND, J. W., KIPLING, C. & LE CREN, E.D. 1958. The Inverted Microscope Methods of Counting. *Hydrobiologia*, 11: 143-170.
- MARGALEF, R., 1983. *Limnologia*, Barcelona, 1010 p.
- MELO, F. F. & CATARINO, J. 1985. Estudo das populações fitoplânctónicas da Lagoa de Albufeira. Relatório de Síntese, Laboratório Nacional de Engenharia e Tecnologia Industrial. 463 p.

- OLIVEIRA, M.R. 1996. Fitoplâncton da Lagoa de Albufeira na zona de cultivo de *Mytilus edulis* L. *Relat. Cient. Téc. Inst. Port. Invest. Marít.*, 14, 15 p.
- PIELOU, E.C. 1975. *Ecological diversity*. Wiley Interscience, New York, 165 p.
- REVELANTE, N. & GYMARTIN, M. 1980. Microplankton diversity indices as indicators of eutrophication in the northern Adriatic sea. *Hydrobiologia*, 70: 277-286.
- SAMPAYO, M.A. 1994. Fitoplâncton tóxico e toxicidade em moluscos bivalves. In: Seminário sobre Recursos Haliêuticos, Ambiente, Aquacultura e Qualidade do Pescado da Península de Setúbal. *Publicações Avulsas do IPIMAR*, 1, pp. 89-97.
- UTERMÖHL, H. 1958. Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplankton - Methodik. *Int. Ver. Theor. Limnol. Verh.* 9: 1-39.
- WASHINGTON, H. G. 1984. Diversity, Biotic and similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystems. *Water Res.*, 18: 653-694.

FUNGOS MICORRÍZICOS: COMPONENTES RELEVANTES DO ECOSISTEMA

M. T. Gonçalves¹ & M. A. Martins-Loução²

¹Departamento de Botânica. Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra. 3000 Coimbra

²Departamento de Biologia Vegetal. Faculdade de Ciências de Lisboa. Campo Grande C2 4º. 1700 Lisboa.

Gonçalves, M.T. & Martins-Loução, M.A. (1998). Mycorrhizal fungi: Relevant Components to the Ecosystem. *Revista Biol (Lisboa)* **16**: 31-57.

Nineteen five % of the world's land plants are known to belong to families in which mutualistic associations with fungi occur routinely to form mycorrhizas, three major types of which are recognized: arbuscular, ecto- and ericoid. The advantages accruing to heterotrophs from the ability to form intimate and balanced associations with autotrophs are evident. The potential of continuous access to carbon which most limits the development of all fungal species is realized. This carbon drain represents a cost for the plant and returns are required if the relationship is to be maintained at the level of mutualism. Being independent of the scarce and patchily distributed organic C resources in soil they are likely to compete with saprotrophs in the mobilization of inorganic and/or organic nutrients. Although one of the most important advantages for the plant is the exploitation of, and nutrient mobilization in, the soil, there is also an increase evidence on the role of these fungi on protecting their hosts against different biotic and abiotic stresses. The difference between the mycorrhizal symbiosis and those symbiosis caused by parasites which lead to disease is that the mycorrhizal condition lies in the closeness of the relationship and the recognizable and consistent structures formed. It is highly recognized that these mutualistic associations present a wider range of attributes some of which have a direct bearing on species diversity and community structure.

Key words: Mycorrhiza, ecosystem, arbuscular, ectomycorrhiza.

Gonçalves, M.T. & Martins-Loução, M.A. (1998). Fungos Micorrízicos: Componentes Relevantes do Ecossistema. *Revista Biol (Lisboa)* **16**: 31-57.

Noventa e cinco por cento das espécies vegetais que actualmente povoam a superfície terrestre estabelecem associações micorrízicas em condições naturais, sendo as mais comuns as arbusculares, ecto- e ericóides. Como seres heterotróficos os fungos micorrízicos estão dependentes do carbono que a planta lhes fornece, que se pode tornar um gasto se não houver troca bidireccional. Eles podem competir com os saprófitas na mobilização de nutrientes inorgânicos e/ou orgânicos. O efeito benéfico melhor estudado é a estimulação do crescimento das plantas pelo aumento da absorção de nutrientes por parte do fungo. No entanto, podem ainda aumentar a tolerância das plantas a diferentes condições de stress biótico e/ou abiótico. A grande diferença entre a simbiose micorrízica e outras simbioses consiste na estreita associação destes organismos com a raiz e na formação de estruturas características. Tendo presente a elevada diversidade de tipos micorrízicos torna-se cada vez mais evidente o papel das associações micorrízicas na manutenção da diversidade das espécies e na estrutura das comunidades em diferentes tipos de ecossistemas.

Palavras chave: micorriza, ecossistema, arbuscular, ectomicorriza.

INTRODUÇÃO

A maioria dos cientistas consideravam a simbiose micorrízica como uma curiosa excepção, mais do que uma condição "normal" do sistema radicular.

O conceito de simbiose descreve a estreita associação entre 2 organismos diferentes e foi definido por DeBary há mais de 100 anos (DE BARY, 1887, cit. SMITH & READ, 1997). Etimologicamente a palavra deriva dos vocábulos gregos *sin* e *bios*, que significam, respectivamente, junto e vida.

A palavra micorriza tem origem grega ("mykes"= fungo e "rhiza"= raiz) e foi utilizada pela primeira vez por A.B. Frank, em 1885, para descrever a associação entre fungos e as raízes das árvores (ALLEN, 1991). Frank, biólogo e professor de Patologia Vegetal, considerou tratar-se de uma associação mutualista, uma vez que a sua formação não provocava sintomas de doença ou necrose nas árvores.

Os exemplos de simbiose entre os seres vivos são numerosos e incluem diversos tipos de organização estrutural e fisiológica entre os simbiosites. Algumas etapas decisivas na evolução, como o aparecimento das mitocôndrias e cloroplastos dos organismos eucarióticos, terão provavelmente resultado de simbioses (MARGULIS, 1993), concretamente de endosimbioses, porque um dos organismos perdeu a capacidade de vida livre. Nas simbioses em que ambos os organismos mantêm capacidade de vida independente, a forma de organização estrutural e fisiológica estabelecida entre os 2 simbiosites permite definir 2 tipos principais de simbiose: mutualismo e parasitismo. Nas associações parasíticas, um dos organismos obtém os nutrientes do seu hospedeiro, sem qualquer benefício para o hospedeiro, sendo, portanto, o transporte de nutrientes polarizado em direcção ao parasita. As associações parasíticas são potencialmente patogénicas. Nas associações mutualistas ambos os parceiros beneficiam da associação, i.e., o movimento de nutrientes é bidireccional (SMITH & READ, 1997). As simbioses mutualistas mais conhecidas e comuns na Natureza são os líquenes, associação

entre algas (ou cianobactérias) e fungos, a associação entre leguminosas e bactérias do género *Rhizobium* e as micorrizas, associação entre raízes de plantas e fungos filamentosos do solo.

No caso das micorrizas, a planta hospedeira recebe principalmente nutrientes minerais, o que se traduz muitas vezes no aumento da biomassa, obtendo o fungo hidratos de carbono resultantes da actividade fotossintética da planta.

A análise de diferentes espécies vegetais em diversos ecossistemas tem mostrado que as micorrizas estão presentes em todos os taxa vegetais, briófitas, pteridófitas, gimnospérmicas e angiospérmicas e numa elevada percentagem de plantas até agora estudadas, nomeadamente em 83% de dicotiledóneas, em 79% de monocotiledóneas (TRAPPE, 1987) e em todas as gimnospérmicas (NEWMAN & REDELL, 1987). Os fungos simbiosites, estimados em cerca de 6000 espécies, pertencem às classes *Zygomycetes*, *Ascomycetes* e *Basidiomycetes*.

No entanto, algumas espécies, nunca ou raramente formam micorrizas. A ausência de simbiose micorrízica é característica de determinadas famílias como, por exemplo, *Cruciferae* (*Brassicaceae*), *Chenopodiaceae*, *Amaranthaceae*, *Cyperaceae* e *Caryophyllaceae* (TESTER *et al.*, 1987) ou de alguns géneros de famílias que formam micorrizas, como sucede com *Lupinus*, *Astragalus* (*Leguminosae*) e *Oenanthe* (*Apiaceae*) (SMITH & READ, 1997).

O objectivo deste trabalho é o de rever os principais tipos de micorrizas, suas características, fisiologia e papel ecológico, como componentes relevantes para a manutenção da diversidade das espécies e estrutura das comunidades. Pela sua importância e ampla distribuição, as micorrizas arbusculares e as ectomicorrizas serão tratadas com maior detalhe.

CLASSIFICAÇÃO DAS MICORRIZAS

A grande diversidade de plantas e fungos que formam micorrizas contribuiu certamente para a existência de vários tipos de micorrizas. Ainda no século passado, Frank (1887, 1891, cit WILCOX, 1991) distinguiu 2 tipos morfológicos de micorri-

zas consoante o fungo penetrava ou não a parede das células corticais e atribuiu-lhes, respectivamente, as designações de endomicorrizas e ectomicorrizas. Vários outros tipos de micorrizas foram descritos posteriormente que podem, no entanto, ser incluídos num dos 3 grupos seguintes, definidos em função da localização do micélio fúngico relativamente à raiz: **ectomicorrizas** (o fungo não penetra nas células corticais), **ectendomicorrizas** (o fungo penetra nas células

corticais e forma um manto à volta da raiz) e **endomicorrizas** (as hifas penetram nas células corticais mas não formam um manto à volta da raiz) (e.g. WILCOX, 1991). A classificação aqui adoptada é, porém, a utilizada recentemente por SMITH & READ (1997), baseada nas características dos fungos envolvidos (fungos septados e não septados) e nas características morfológicas das associações. São estabelecidos 7 tipos de micorrizas (Tab. 1; Fig. 1).

Tab. 1 - Características dos principais tipos de micorrizas (retirado de SMITH & READ, 1997).

Tipos de micorrizas							
	Arbusculares	Ectomicorrizas	Ectendomicorrizas	Arbutóides	Monotropóides	Ericóides	Orquidáceas
Fungos							
septados	-	+	+	+	+	+	+
asseptados	+	-	-	-	-	-	-
Colonização intracelular	+	-	+	+	+	+	+
Manto fúngico	-	+	+ ou -	+ ou -	+	-	-
Rede de Hartig	-	+	+	+	+	-	-
Vesículas	+ ou -	-	-	-	-	-	-
Plantas sem clorofila	-(?+)	-	-	-	+	-	+*
Taxa dos fungos	Zygo	Basidio/Asco	Basidio/Asco	Basidio	Basidio	Asco	Basidio
Taxa das plantas	Brio	Gimno	Gimno	Ericales	Monotropaceae	Ericales	Orchidaceae
	Pterido	Angio	Angio			Brio	
	Gimno						
	Angio						

+, - presente ou ausente, respectivamente.

*As plantas da família *Orchidaceae* não possuem clorofila nos primeiros estágios de desenvolvimento; quando adultas, porém, a maior parte das espécies, são verdes.

As características estruturais descritas referem-se ao estado maduro da micorriza, e não a estádios de desenvolvimento ou senescência. Referências dentro de parentesis indicam condição rara, excepcional.

Os taxa fúngicos são abreviaturas de *Zygomycetes*, *Ascomycetes* e *Basidiomycetes*; os taxa das plantas são abreviaturas de Briófitas, Pteridófitas, Gimnospermas e Angiospermas

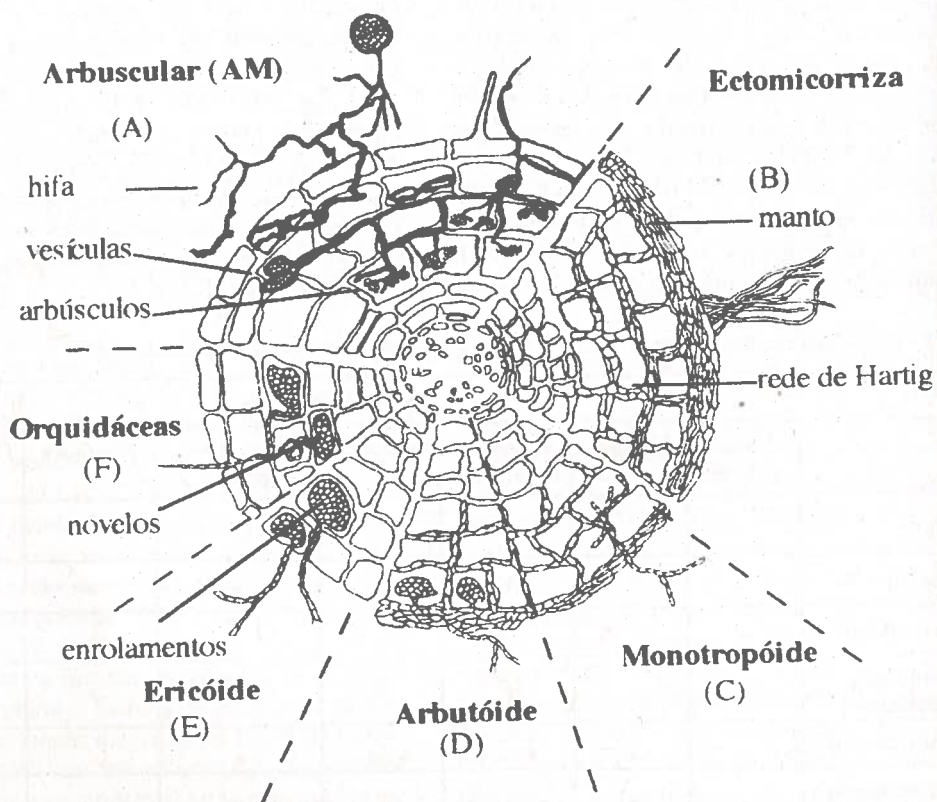


Fig. 1 - Esquema dos tipos de micorrizas mais frequentes.

Micorrizas arbusculares (AM) *

As micorrizas arbusculares caracterizam-se por as hifas do fungo penetrarem nas células da raiz e formarem **arbusculos** intracelulares (Figs 1A e 2B) e **vesículas** intra ou intercelulares (Figs 1A e 2A). A formação deste tipo de micorrizas não induz alterações macroscópicas na morfologia das raízes. Encontram-se representadas em todos os principais grupos taxonômicos de plantas terrestres (briófitas, pteridófitas, gimnospérmicas e angiospérmicas), (Tab. 1) e são o tipo micorrízico mais abundante. Estima-se que 4/5 de todas as plantas terrestres formem

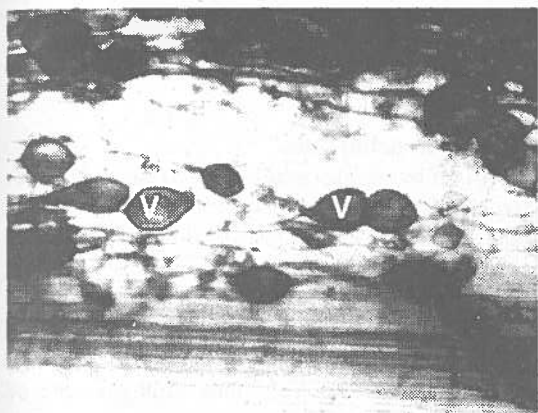
micorrizas AM, incluindo muitas espécies economicamente importantes (SMITH & GIANINAZZI-PEARSON, 1988).

Todos os fungos que formam micorrizas arbusculares são fungos não septados que pertencem à ordem *Glomales*, classe *Zygomycetes* (Tabela 1)

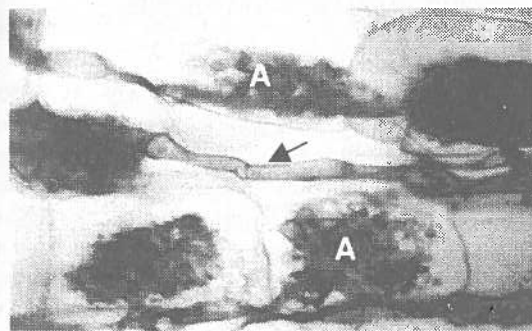
Durante muitos anos, as micorrizas deste tipo foram designadas micorrizas vesículo-arbusculares (VA) devido às estruturas citológicas que desenvolvem nas células radiculares do hospedeiro: arbusculos e vesículas (Figs 1A e 2). Em 1974, DAFT & NICOLSON observaram que alguns fungos não formavam vesículas; posteriormente, verificou-se, também, que as trocas fungo-planta se davam principalmente ao nível

*AM - simbologia anglo-saxônica, internacionalmente adotada que significa arbuscular mycorrhiza.

dos arbúsculos, o que levou a sugerir a designação de micorrizas arbusculares, que é actualmente aceite e utilizada pela maioria dos investigadores (WALKER, 1995). Apesar de tudo, esta sugestão não reúne o consenso de todos os autores (e.g. SMITH, 1995; SMITH & READ, 1997), pelo que é ainda frequente encontrar na literatura a designação de micorrizas vesículo-arbusculares (VA ou VAM).



a



b

Fig. 2. – Segmentos de raízes de *Anthyllis sampaiana* com micorrizas arbusculares. observando-se: (a) numerosas vesículas (V) (x 130), (b) arbúsculos (A) e hifa intercelular (→) (x 480).

Ectomicorrizas (ECM)

Nas ectomicorrizas as hifas do fungo formam um **manto** (Fig.s 1B e 3) que envolve as raízes jovens, o que limita o alongamento e aumenta o

diâmetro das mesmas, tornando-as reconhecíveis a olho nu (Fig. 4). As hifas da camada mais interna do manto penetram intercelularmente entre as células da raiz e envolvem as células epidérmicas e/ou células corticais, formando a **rede de Hartig** (Fig.s 1B e 3). O manto e a rede de Hartig são as características principais das ectomicorrizas (Fig. 1A).

Apenas 3-5% das plantas com semente formam ECM mas a sua importância é enorme por serem o tipo micorrízico predominante em espécies lenhosas de elevada importância económica. Um estudo realizado em 25 famílias de plantas vasculares revelou predominância de ECM nas seguintes famílias: *Pinaceae* (95%), *Fagaceae* (94%), *Salicaceae* (83%) e *Betulaceae* (70%) no hemisfério norte, e *Myrtaceae* (90%) no hemisfério sul (NEWMAN & REDELL, 1987). Estão, porém, ausentes de todas as famílias das monocotiledóneas (NEWMAN & REDELL, 1987).

Existe grande diversidade de fungos septados (*Basidiomycetes* e *Ascomycetes*) que formam ECM, calculando-se que o número de espécies possa variar entre 5 000 e 6 000 (MOLINA *et al.*, 1992).

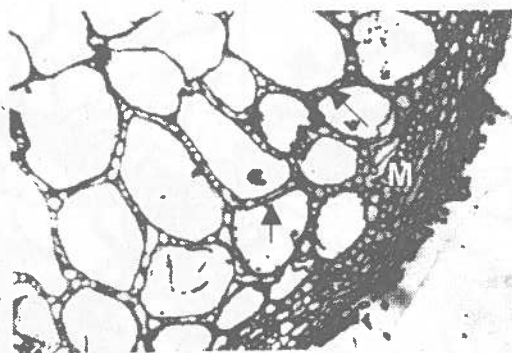


Fig. 3. – Corte transversal de uma ectomicorriza de choupou, observando-se o manto (M) e a rede de Hartig (setas) (x 380).

Ectendomicorrizas

Este tipo de micorrizas é caracterizado por um manto fino, por vezes ausente, e rede de Hartig geralmente bem desenvolvida que penetra nas

células corticais da raiz (SCALES & PETERSON, 1991). Na impossibilidade de identificar o(s) fungo(s) que formava(m) as ectendomicorizas observadas em pinheiros de viveiros filandeses, foi-lhe(s) dada a designação "E-strain" (LAIHO & MIKOLA, 1964): Posteriormente, verificou-se que pertenciam à classe *Ascomycetes*, ordem *Pezizales* e aos géneros *Tricharina* (YANG & WILCOX, 1984), *Wilcoxina*, *Sphaerospora* e géneros afins (YANG & KORF, 1985).



a



b

Fig. 4. - Aspecto macroscópico de diferentes ectomicorizas de choupo: (a) ectomicorizas brancas, ramificadas (x 6); (b) ectomicorizas pretas, não ramificadas (x 6).

Geralmente este tipo de micorizas está confinado a plantas jovens de *Pinus*, *Picea* e *Larix* cultivadas em solos de viveiro, sendo substituídas por ECM à medida que as plântulas crescem e são transferidas para condições naturais. A mesma espécie de fungos pode formar ECM nuns hospedeiros e ectendomicorizas noutros (LAIHO, 1965; MIKOLA, 1965).

De acordo com a classificação baseada na localização do micélio fúngico relativamente à raiz (WILCOX, 1991), os dois tipos que a seguir se descrevem eram incluídos nas ectendo-micorizas.

Micorizas arbutóides

As micorizas arbutóides (Fig. 1D) são associações entre *Basidiomycetes* e plantas dos géneros *Arbutus* e *Arctostaphylos* (*Ericaceae*) e da família *Pyrolaceae*, pertencentes à ordem *Ericales*. A característica principal deste tipo de micorizas é a ocorrência conjunta de rede de Hartig e de penetração intracelular pelo fungo (READ, 1983). O manto pode estar presente ou não e a penetração intracelular é estruturalmente semelhante à das micorizas ericóides.

Micorizas monotropóides

As micorizas monotropóides (Fig. 1C) são associações entre *Basidiomycetes* e plantas sem clorofila da família *Monotropaceae*, pertencentes à ordem *Ericales*. Para além de manto e rede de Hartig, as hifas do fungo formam estruturas intracelulares - "haustórios" - que não penetram a parede celular, a qual prolifera intensamente, assemelhando-se a células de transferência. As referidas características, peculiares destas micorizas, justificaram a criação de um tipo micorrízico distinto (DUDDRIDGE & READ, 1982), designado monotropóide. Os fungos simbiontes das *Monotropaceae* formam ECM com Gimnospérmicas vizinhas, das quais recebem carbono orgânico, transferindo-o para os hospedeiros sem clorofila. Estas espécies vegetais são pois consideradas mico-heterotróficas (LEAKE, 1994).

Micorrizas ericóides

As micorrizas ericóides (Fig. 1E) são associações formadas entre *Ascomycetes* e a maior parte das espécies das famílias *Ericaceae*, *Epacridaceae* e *Empetraceae* (READ, 1983, 1996). O fungo coloniza extensivamente as células epidérmicas das raízes características destas plantas

(raízes capilares, assim designadas por serem extremamente finas como pêlos radiculares) dando origem à formação de estruturas intracelulares designadas por **enrolamentos** (READ, 1996).

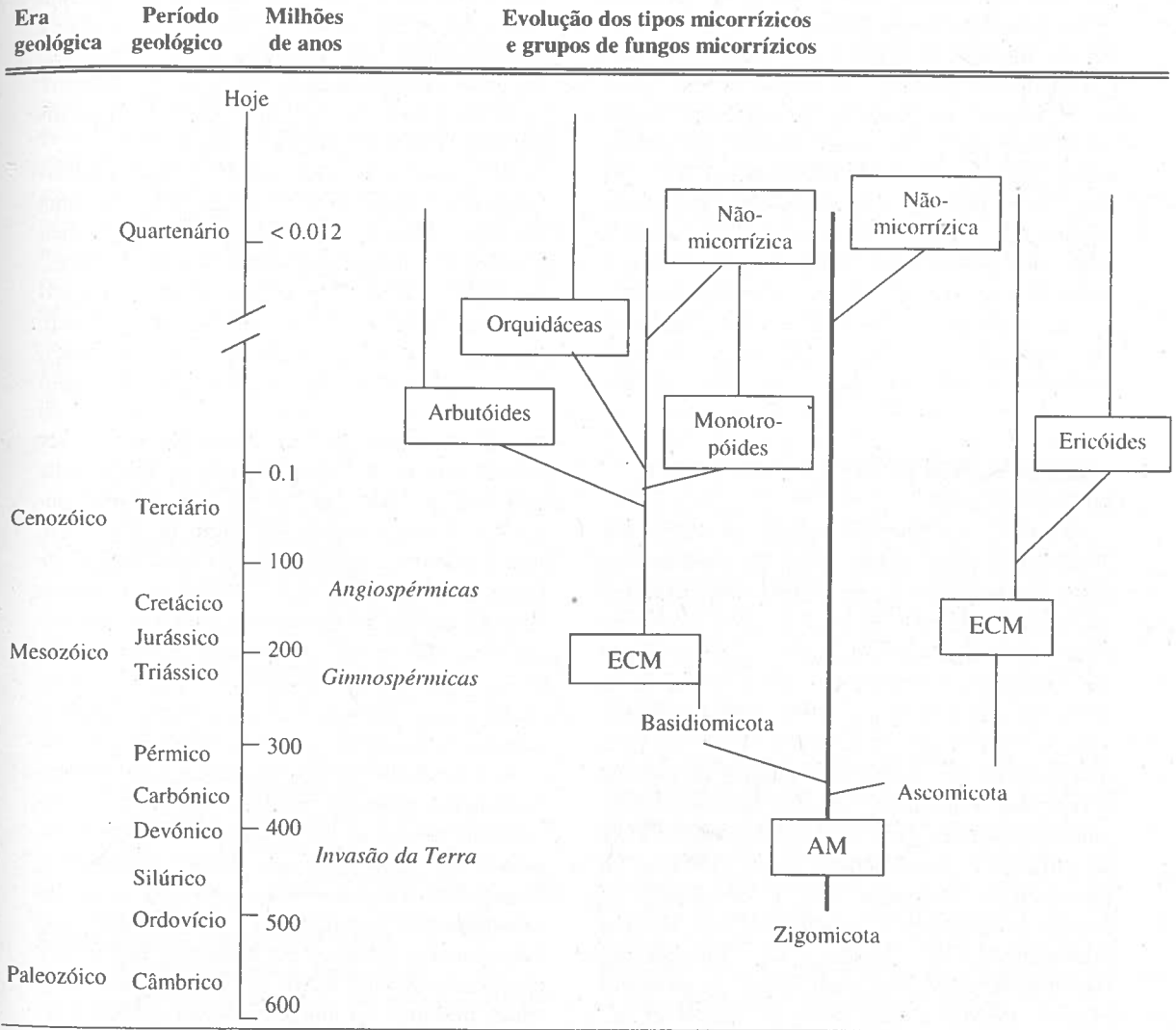


Fig. 5. - Esquema evolutivo dos diferentes tipos de micorrizas e grupos de fungos micorrízicos ao longo das diferentes eras e períodos geológicos. Os eventos mais representativos ligados ao aparecimento dos grandes grupos de plantas estão também indicados.

Micorrizas das orquidáceas

A família *Orchidaceae* é uma das maiores e mais amplamente distribuídas do reino vegetal. As diminutas sementes praticamente não têm substâncias de reserva e dependem da simbiose micorrízica para o sucesso da germinação. As hifas do fungo (Fig. 1F) penetram nas células vegetais do protocormo, enrolam-se repetidas vezes formando densas estruturas fúngicas, designadas **novelos**. Nos primeiros estádios do desenvolvimento, portanto, as orquídeas são mico-heterotróficas, pois obtêm carbono dos fungos (*Basidiomycetes*), os quais obtêm saporiticamente carbono do solo (LEAKE, 1994). As orquídeas adultas encontram-se geralmente micorrizadas, sendo a colonização das raízes e tubérculos (BARROSO, 1988) semelhante à dos protocormos. As espécies sem clorofila mantêm-se mico-heterotróficas (LEAKE, 1994), enquanto alguns géneros com clorofila, como por exemplo *Goodyera repens*, recebem do fungo apenas nutrientes minerais (ALEXANDER *et al.*, 1984).

ORIGEM E EVOLUÇÃO DAS SIMBIOSES MICORRÍZICAS

As micorrizas arbusculares são as associações micorrízicas mais antigas (Fig. 5), admitindo-se que o seu estabelecimento tenha constituído uma etapa crucial para o sucesso da colonização do meio terrestre por plantas com órgãos de absorção rudimentares (PIROZYNSKI & MALLOCH, 1975; MALLOCH *et al.*, 1980; PIROZYNSKI, 1981; SIMON *et al.*, 1993). Esta hipótese baseou-se na observação de vestígios de esporos e vesículas semelhantes aos dos fungos AM em plantas fósseis do Devónico inferior (KIDSTON & LANG, 1921, cit. REMY *et al.*, 1994) e foi recentemente reforçada com a descoberta de estruturas idênticas a arbúsculos nos rizomas protostélicos de plantas de *Aglaephyton* (Devónico), que se contam entre as primeiras plantas (REMY *et al.*, 1994; TAYLOR *et al.*, 1995). Por outro lado, a sequenciação dos genes de DNA ribossómico de 12 espécies de fungos AM permitiu estimar o período de origem destes fungos entre 353-462 milhões de anos (SIMON *et*

al., 1993). Sugere ainda que o aparecimento desses fungos ancestrais, provavelmente semelhantes a *Glomus*, terá sido aproximadamente coincidente com o das primeiras plantas terrestres (415 milhões de anos) (SIMON *et al.*, 1993). A co-evolução entre plantas e fungos micorrízicos terá permitido, às primeiras, aumentar a capacidade de absorção de nutrientes, provavelmente como estratégia de sobrevivência pela baixa disponibilidade de nutrientes e aos segundos, assegurar uma permanente fonte de C orgânico, ao terem acesso ao carbono fixado fotossinteticamente (STUBBLEFIELD *et al.*, 1987).

As ectomicorrizas devem ter surgido posteriormente no decurso da evolução (Fig. 5), uma vez que ambos os simbiotes, fungo e planta, pertencem a grupos taxonómicos mais recentes. Em 1997, LEPAGE e colaboradores encontraram, em raízes de *Pinus* datadas do Eocénico, agregados coralóides de pequenas raízes, ramificadas dicotomicamente, revestidas por um manto possuindo hifas emergentes septadas e rede de Hartig. A origem das ectomicorrizas parece ser polifilética, e, de acordo com o modelo de BERBEE & TAYLOR (1993), os primeiros fungos ECM terão surgido no início do Cretácico, data também dos registos fósseis mais antigos de *Pinus* (Fig. 5). Mais tarde, evoluíram os outros tipos de associação micorrízica, como as micorrizas ericóides e as orquidáceas, limitadas, de modo geral, a grupos taxonómicos restritos, associadas a ecossistemas ricos em matéria orgânica. Admitindo, portanto, a ancestralidade das micorrizas, a perda da associação terá surgido independentemente nalgumas famílias ou géneros, provavelmente porque as plantas desenvolveram mecanismos de resistência aos fungos simbióticos, tornando-se não micotróficas (Fig. 5). Uma das mais importantes conclusões é que as plantas não micorrízicas evoluíram em diferentes linhas filogenéticas e devem, assim, ter desenvolvido diferentes mecanismos morfofisiológicos. Particularmente, a não micotrofia em plantas herbáceas anuais terá surgido nos últimos 10 000 anos, provavelmente associada à estratégia ruderal de colonização de habitats perturbados.

A manutenção das associações micorrízicas, principalmente AM, praticamente inalteradas ao longo de milhões de anos pela grande maioria das plantas (Fig. 5), constitui indício claro das vantagens da associação para ambos os simbiontes. Por outro lado, um dos aspectos mais fascinantes destas associações é a falta de especificidade entre o fungo micorrízico e a planta, comparativamente com outras associações biotróficas, mutualistas ou simbioses parasitas, onde a relação é muito mais estreita. A falta de especificidade pode justificar-se por uma fraca pressão selectiva exercida sobre estas associações micorrízicas tão generalizadas (SMITH, 1995). A consequência mais importante desta falta de especificidade é a potencialidade de se estabelecer uma rede de micélio entre diferentes espécies contribuindo para uma maior interacção entre plantas da mesma espécie e/ou espécies diferentes.

Tab. 2. Taxonomia das *Glomales* segundo MORTON & BENNY (1990)

Ordem: <i>Glomales</i>
Subordem: <i>Glomineae</i>
Família: <i>Glomaceae</i>
Géneros: <i>Glomus</i>
<i>Sclerocystis</i>
Família: <i>Acaulosporaceae</i>
Géneros: <i>Acaulospora</i>
<i>Entrophospora</i>
Subordem: <i>Gigasporaceae</i>
Família: <i>Gigasporinae</i>
Géneros: <i>Gigaspora</i>
<i>Scutellospora</i>

MICORRIZAS ARBUSCULARES

1. Fungos micorrízicos arbusculares

Em contraste com a enorme diversidade de espécies vegetais que formam este tipo de micorrizas, o número de espécies fúngicas até agora descrito é cerca de 150, pertencentes apenas a 6 géneros (Tab. 2), que constituem a

ordem *Glomales* (MORTON & BENNY, 1990; WALKER & TRAPPE, 1993).

Todos os fungos da ordem *Glomales* são simbiontes fisiologicamente obrigatórios (SMITH & GIANINAZZI-PEARSON, 1988), i.e., após a germinação dos esporos a sobrevivência do fungo depende da rápida colonização de raízes.

Esta característica obriga à co-cultura do fungo com a planta hospedeiro, e limita a possibilidade de estudar a fisiologia do fungo. Na verdade, apesar de numerosas tentativas de cultivar axenicamente e em presença de fontes de carbono estes fungos, apenas recentemente foi possível induzir o crescimento de *G. intraradices* num meio sintético, na ausência de raízes (BAGO *et al.*, 1996).

A taxonomia clássica das *Glomales* tem sido baseada na morfologia dos esporos, particularmente no tamanho, cor, forma, hifa de ligação, ornamentação e estrutura das paredes (WALKER, 1992). Na tentativa de ultrapassar as limitações da taxonomia clássica, cujo valor é cada vez mais posto em causa, e de conhecer melhor a biodiversidade dos fungos AM, alguns investigadores têm recorrido à utilização de novas técnicas, bioquímicas e moleculares, como por exemplo, anticorpos mono e policlonais (HAHN *et al.*, 1995), isoenzimas (ROSENDHAL *et al.*, 1994) e análises de DNA (van TUINEN *et al.*, 1994; MORTON *et al.*, 1995). Em 1993 um grupo de investigadores europeus constituiu um grupo multidisciplinar, BEG¹ (Banque Européenne des *Glomales*), no âmbito da Acção COST 8.21 (1994-1998), com o objectivo de coordenar a investigação realizada nestes taxa e de construir uma base de dados e uma colecção autenticada e registada de diferentes espécies e isolados de fungos AM (DODD *et al.*, 1994). Nos Estados Unidos da América existe uma entidade similar, designada INVAM² (International Culture Collection of Arbuscular and VA Mycorrhizal Fungi).

¹ BEG: <http://biont.ukc.ac.uk/beg/asp/default.asp>
<http://biont.ukc.ac.uk/beg/BEG-net/index.htm>

² INVAM: <http://invam.caf.wvu.edu/>

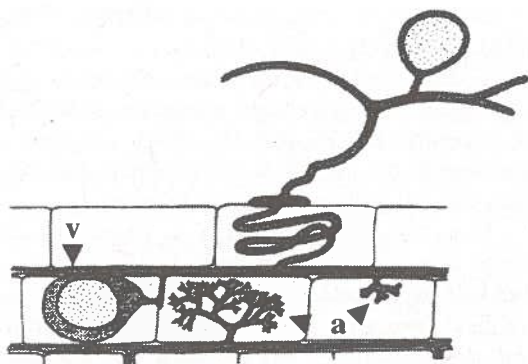


Fig. 6 - Esquema da formação das AM. Germinação de um esporo e desenvolvimento de hifas que contactam uma raiz e estabelecem um ponto de entrada, o apressório, a partir do qual se formam hifas que originam os arbúsculos (a) e as vesículas (v).

2. Formação das micorrizas arbusculares

A colonização das raízes pelos fungos AM obedece a uma série de eventos morfológicos bem estabelecidos, que tem início no reconhecimento entre os simbiontes e prossegue com a colonização hifal das células radiculares.

As hifas que colonizam as raízes podem ter origem na germinação dos esporos, em fragmentos de raiz micorrizada, ou ainda na raiz de uma planta micorrizada que cresça na proximidade. Após o contacto com as células epidérmicas das raízes finas, micorrizáveis, as hifas formam uma estrutura designada **apressório** (Fig. 6), cuja formação traduz o reconhecimento de um potencial hospedeiro pelo fungo (GIOVANETTI *et al.*, 1993). Aparentemente, as plantas não accionam mecanismos de defesa, ou fazem-no apenas de forma muito ténue, em resposta à colonização fúngica, ao contrário do que sucede em resposta à colonização por patogénicos (GIANINAZZI, 1991; GIANINAZZI-PEARSON *et al.*, 1996).

A partir do apressório formam-se várias hifas de penetração que penetram na raiz, através ou entre as células epidérmicas, e progridem longitudinalmente entre as células da raiz. No córtex interno as hifas intercelulares penetram a parede das células corticais e ramificam-se intensamente, dando origem a estruturas haustoriais dicotómi-

cas: os arbúsculos (Fig.s 2A e 6). Com a formação dos arbúsculos constitui-se uma extensa superfície de contacto entre os 2 simbiontes, ao nível da qual ocorrem as trocas bidireccionais de nutrientes.

A maior parte dos fungos AM (à excepção dos géneros *Gigaspora* e *Scutellospora*) formam ainda estruturas globosas ou ovais, as vesículas, que constituem dilatações das hifas e podem ser terminais ou intercalares, inter ou intracelulares (Fig.s 2A e 6). As vesículas contêm abundantes substâncias lipídicas e são geralmente consideradas órgãos de reserva, podendo ainda desempenhar a função de órgãos quiescentes (BONFANTE-FASOLO, 1984).

A colonização fúngica intra-radicular é acompanhada do desenvolvimento e ramificação das hifas do micélio extra-radicular (BAREA, 1991), as quais podem dar origem a novos pontos de infecção radicular, ao mesmo tempo que se forma no solo uma extensa rede tridimensional de micélio. A formação de esporos assexuados (zigósporos) ocorre no micélio extra-radicular, embora nalgumas espécies se formem esporos intra-radulares (e.g. *Glomus intraradices*) e coincide muitas vezes com o período de senescência da planta (plantas anuais) ou de decréscimo da actividade fisiológica (plantas perenes). Os esporos são utilizados na identificação dos fungos AM e representam uma das formas de inóculo deste tipo de fungos.

3. Fisiologia

Os fungos AM são simbiontes obrigatórios que utilizam carbono produzido fotossinteticamente pelo hospedeiro, como foi experimentalmente demonstrado com a utilização de $^{14}\text{CO}_2$ (BEVEGE *et al.*, 1975). A percentagem de carbono consumido pode variar consoante as espécies fúngicas e as condições de cultura, mas os valores estimados oscilam entre 5-20% de todo o carbono fotossintetizado pela planta (JAKOBSEN & ROSENDHAL, 1990). Em contrapartida, o fungo contribui para a melhoria da nutrição mineral do hospedeiro (GEORGE *et al.*, 1995). Na verdade, a utilização de ^{32}P , ^{15}N e

outros isótopos permitiu demonstrar que as micorrizas captam iões da solução do solo e transferem-nos para a planta (JAKOBSEN *et al.*, 1992; JOHANSEN *et al.*, 1992, 1993; TOBAR *et al.*, 1994 a).

O azoto (N) e o fósforo (P) são dois macronutrientes essenciais que as plantas só podem absorver na forma inorgânica, e que muitas vezes constituem elementos limitantes ao desenvolvimento das plantas em condições naturais.

A maioria dos estudos e conhecimentos sobre o efeito dos fungos AM na nutrição mineral das plantas diz respeito à tomada de P (SMITH & READ, 1997). A maior parte do fósforo presente no solo está na forma inorgânica insolúvel e o restante encontra-se na forma de compostos orgânicos. A forma facilmente assimilável pelas plantas, ortofosfato (H_2PO_4^-), existe na solução do solo em concentrações geralmente muito baixas. Existe ainda uma pequena fracção (1-5%) do fósforo inorgânico do solo (HPO_4^{2-} , PO_4^{3-}) (denominada reserva lábil de P) que pode passar para a solução do solo, embora os iões HPO_4^{2-} sejam praticamente imóveis por difusão. A acidez do solo favorece a passagem do fósforo lábil (HPO_4^{2-}) para a forma assimilável. Esta acidez, por vezes criada apenas ao nível da rizosfera, pode ser controlada pela planta através da exsudação de hidrogeniões ou fosfatases. À medida que as plantas removem ortofosfato da solução do solo, cria-se rapidamente uma zona de depleção à volta das raízes (1-2 mm), o mesmo acontecendo, aliás, em relação a outros iões com fraca mobilidade, como são a amónia e potássio. Nesta situação, frequente em condições naturais, o micélio extra-radicular das AM aumenta consideravelmente o volume de solo a que a planta tem acesso para além da zona de depleção da raiz, entre 5 e 500x (SIEVERDING, 1991), representando uma considerável vantagem para a planta na tomada de P, bem como de outros iões pouco móveis no solo. Para além deste efeito na tomada de P, as hifas do micélio extra-radicular parecem ser mais efectivas que as raízes na competição por P recentemente mineralizado ou solubilizado pelos organismos de vida livre, em

consequência do reduzido diâmetro que lhes permite crescer entre poros dos agregados do solo, aos quais a raiz não tem acesso.

Alguns resultados experimentais indicam que as plantas micorrizadas utilizam várias formas de fósforo orgânico, inacessível às plantas não micorrizadas (JAYACHANDRAN *et al.*, 1992), graças à produção de enzimas, particularmente fosfatases (BOLAN, 1991; MARSCHNER & DELL, 1994). No entanto, segundo DODD e colaboradores (1987) o aumento da actividade da fosfatase ácida na rizosfera das plantas micorrizadas deve-se mais à raiz do que às hifas extraradiculares. Em virtude dos resultados contraditórios, este assunto é ainda matéria de debate, mas na opinião da maior parte dos autores, as hifas obtêm P das mesmas "fontes" que as raízes, i.e., da solução do solo (SMITH & READ, 1997).

Após a tomada, o fósforo é acumulado nos vacúolos das hifas sob a forma de polifosfatos insolúveis osmoticamente inactivos, contribuindo para a eficiência das hifas na absorção de P. Os grânulos de polifosfatos são transportados nas hifas através das correntes citoplasmáticas (Fig. 7), estabelecidas pelo gradiente entre o local de tomada e a interface simbiótica (JAKOBSEN, 1995), uma vez que a concentração interna de P na célula vegetal é muito baixa comparativamente com o que se encontra nas hifas do fungo.

A transferência de P para a planta ocorre essencialmente ao nível dos arbúsculos (Fig. 7), e é precedida da hidrólise enzimática dos polifosfatos (COOPER, 1984). Aparentemente, esta transferência parece ser realizada por transporte passivo do arbúsculo para a interface e tomada activa para dentro das células radiculares (SMITH *et al.*, 1994; JAKOBSEN, 1995).

Para suprir as necessidades em azoto, as plantas utilizam azoto inorgânico do solo, que maioritariamente se encontra sob a forma de nitrato (NO_3^-) ou amónio (NH_4^+). O ião nitrato tem grande mobilidade no solo, pelo que geralmente não se observa aumento da sua tomada em consequência da micorrização (CUI & CALDWELL, 1996). No entanto, as micorrizas arbúsculares podem ter efeito positivo na tomada de

azoto sob a forma de NH_4^+ , ião pouco móvel no solo (JOHANSEN *et al.*, 1992; TOBAR *et al.*, 1994 b; BAGO & AZCON-AGUILAR, 1997), e também na tomada de NO_3^- em condições controladas ou em solos sujeitos a stress hídrico, nos quais a mobilidade do nitrato diminui (TOBAR *et al.*, 1994 a). A transferência de P para a planta ocorre essencialmente ao nível dos arbúsculos (Fig. 7), e é precedida da hidrólise enzimática dos polifosfatos (COOPER, 1984). Aparentemente, esta transferência parece ser realizada por transporte passivo do arbúsculo para a interface e tomada activa para dentro das células radiculares (SMITH *et al.*, 1994; JAKOBSEN, 1995).

Para suprir as necessidades em azoto, as plantas utilizam azoto inorgânico do solo, que maioritariamente se encontra sob a forma de nitrato (NO_3^-) ou amónio (NH_4^+). O ião nitrato tem grande mobilidade no solo, pelo que geralmente não se observa aumento da sua tomada em consequência da micorrização (CUI & CALDWELL, 1996). No entanto, as micorrizas arbusculares podem ter efeito positivo na tomada de azoto sob a forma de NH_4^+ , ião pouco móvel no solo (JOHANSEN *et al.*, 1992; TOBAR *et al.*, 1994 b; BAGO & AZCON-AGUILAR, 1997), e também na tomada de NO_3^- em condições controladas ou em solos sujeitos a stress hídrico, nos quais a mobilidade do nitrato diminui (TOBAR *et al.*, 1994 a).

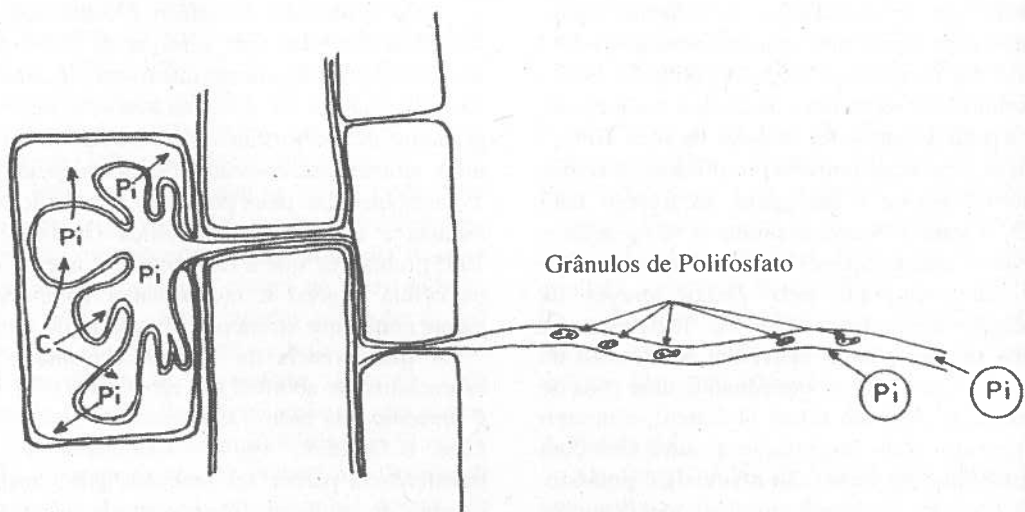


Fig. 7 - Esquema do processo de tomada, transporte e transferência de P desde a tomada pela hifa extraradicular até às células radiculares.

Os efeitos directos da melhoria da nutrição mineral são, geralmente, o aumento da biomassa aérea das plantas e um melhor desenvolvimento da planta. Por isso, as plantas micorrizadas têm geralmente maior capacidade de resposta a diferentes condições de stress bióticos e/ou abióticos (HOOKER *et al.*, 1994; TOBAR *et al.*,

1994; PINOCHET *et al.*, 1995). Contudo, para além dos efeitos indirectos devidos à melhoria da nutrição, tem-se verificado que as AM podem proteger as plantas através de outros mecanismos, provavelmente regulados por fitohormonas (ALLEN *et al.*, 1980, 1982; GOGALA, 1991). Em alguns casos, aliás, a protecção das plantas

contra fungos do solo foi o principal efeito das micorrizas arbusculares (NEWSHAM *et al.*, 1995).

Geralmente, as plantas micorrizadas são menos susceptíveis a doenças que as não micorrizadas (SHARMA *et al.*, 1992; HOOKER *et al.*, 1994). Para além dos efeitos indirectos conferidos pela melhoria da nutrição mineral, os fungos AM podem proteger as plantas através de vários mecanismos directos, entre os quais: 1) competição com fungos patogénicos e nemátodos pelos exsudados radiculares da planta, e desse modo diminuir o sucesso da infecção patogénica, 2) competição com fungos patogénicos pelos locais de colonização das raízes, 3) produção de compostos com actividade antimicrobiana.

No entanto, as micorrizas parecem não ter qualquer efeito na protecção contra patogénicos foliares (SHARMA *et al.*, 1992; HOOKER *et al.*, 1994).

As elevadas concentrações de metais pesados no solo, de origem natural ou antropogénica, constituem um factor abiótico que limita o desenvolvimento das plantas. Alguns estudos mostraram a existência de isolados fúngicos tolerantes (GILDON & TINKER, 1983; LEYVAL *et al.*, 1991; WEISSENHORN *et al.*, 1994), capazes de proporcionar às plantas inoculadas maior tolerância ou percentagem de sobrevivência em solos contaminados por metais pesados. Porém, esse efeito protector nem sempre se manifesta e varia com as condições de crescimento da planta, da espécie (ou isolado) fúngica(o) e do metal, pelo que o aumento de tolerância observado nalguns casos não pode ainda ser generalizado (HASELWANDTER *et al.*, 1994; WEISSENHORN *et al.*, 1995; LEYVAL *et al.*, 1997).

As AM alteram as relações hídricas das plantas e podem aumentar a tolerância das plantas sujeitas a períodos de stress hídrico, o que justifica a sua aplicação prática tendo presente o aumento, a nível mundial, de áreas afectadas pelo défice hídrico. O efeito das micorrizas parece não poder ser atribuído à tomada e translocação de água pelas hifas, como foi sugerido (ALLEN, 1982; HARDIE, 1985), uma vez que ensaios

recentes mostraram que não há movimento de água através das hifas para as plantas micorrizadas (KOTHARI *et al.*, 1990; GEORGE *et al.*, 1992, 1995), nem alteração da regulação estomática ou osmótica por parte da planta (DUAN *et al.*, 1996). Segundo alguns autores, o efeito das micorrizas na tolerância das plantas ao stress hídrico resulta, provavelmente, da alteração nas relações hídricas (FITTER, 1985; SUBRAMANIAN *et al.*, 1995), directamente em resposta a diferentes sinais hormonais (ALLEN *et al.*, 1980, 1982), e indirectamente da melhoria da nutrição mineral e do aumento da área de exploração do solo (RUIZ-LOZANO & AZCON, 1995, 1996; GOIEOECHEA *et al.*, 1997). A disponibilidade em nutrientes diminui com o decréscimo de água no solo e, nessas condições, o efeito das micorrizas na tomada de nutrientes, especialmente P e NO₃⁻, torna-se ainda mais importante para a planta (NELSEN & SAFIR, 1982; FITTER, 1991; TOBAR *et al.*, 1994a). Sobre este tema, tão importante quanto difícil de avaliar, os resultados contraditórios obtidos por diferentes investigadores sugerem diferentes hipóteses explicativas (SÁNCHEZ-DÍAZ & HONRUBIA, 1994; SMITH & READ, 1997), dependendo do tipo de fungo e planta em estudo (RUIZ-LOZANO & AZCON, 1995).

4. Aplicações práticas das micorrizas arbusculares

O facto de a maior parte das plantas cultivadas formarem micorrizas arbusculares (SMITH & READ, 1997) tem sido ignorado pelos agricultores. As práticas agrícolas convencionais, baseadas na utilização intensiva de fertilizantes e na alteração da estrutura do solo, têm um impacto negativo sobre os ecossistemas, provocando, nomeadamente, a erosão e a diminuição do potencial de inóculo micorrízico natural dos solos. Nos últimos anos, vários investigadores têm advogado a selecção de isolados eficientes de fungos AM e a sua aplicação prática, como forma de permitir a diminuição da utilização de fertilizantes e contribuir para uma agricultura sustentável, com meno-

res riscos ambientais (BETHLENFALVAY & SCHUEPP, 1994).

Por outro lado, o efeito positivo das micorrizas na protecção de plantas sujeitas a stress hídrico e a concentrações tóxicas de metais pesados no solo, observado em alguns ensaios laboratoriais, pode também ser aplicado em programas de revegetação de zonas áridas e erosionadas pelo seu papel na agregação do solo (MILLER & JASTROW, 1992; HOOKER & BLACK, 1995) e na recuperação de solos contaminados por minérios (LEYVAL *et al.*, 1993). As estratégias adoptadas incluem a utilização de plantas previamente micorrizadas em viveiro (REQUENA *et al.*, 1997) ou a inoculação das áreas degradadas ou contaminadas (HERRERA *et al.*, 1993; BAREA & JEFFRIES, 1995).

ECTOMICORRIZAS

1. Fungos ectomicorrízicos

Os fungos que formam ectomicorrizas pertencem às classes *Ascomycetes* e *Basidiomycetes*, sendo os últimos muito mais numerosos. Ao contrário das micorrizas arbusculares, regista-se, nas ectomicorrizas, grande diversidade de espécies fúngicas em oposição a um número relativamente restrito de hospedeiros.

Os fungos ectomicorrízicos, entre os quais se contam muitos dos mais conhecidos géneros que formam cogumelos nas florestas de caducifólias e gimnospérmicas, têm capacidade saprofítica limitada que lhes permite crescer vegetativamente no solo (formação de micélio) e ser cultivados *in vitro* com uma fonte simples de carbono (MOLINA & PALMER, 1982). No entanto, a produção de esporocarpos constitui um processo energeticamente muito dispendioso que só ocorre quando os fungos se encontram em associação simbiótica (GIANINAZZI-PEARSON & SMITH, 1993). Isto sugere que os fungos ECM são pouco competitivos comparativamente aos saprófitas do solo, os quais utilizam eficientemente o carbono orgânico e nutrientes minerais do solo.

2. Formação das ECM

As primeiras etapas do estabelecimento das ECM ocorrem ainda antes do contacto físico entre os 2 simbiontes. O ápice da raiz é a fonte de um estímulo quimiotrópico para as hifas do fungo (HORAN & CHILVERS, 1990). Após o contacto com a raiz, as hifas sofrem alteração do modo de crescimento, i. e., o típico crescimento apical é substituído por uma ramificação intensa, acompanhada do aumento do diâmetro das hifas (BRUNNER & SCHEIDEGGER, 1992), que se entrelaçam e formam o manto à volta da raiz. A estrutura e espessura do manto varia com os simbiontes.

O estudo da ontogenia de micorrizas formadas em condições axénicas e de micorrizas colhidas no campo, mostraram que somente após a formação do manto as hifas da camada mais interna penetram entre as células da raiz para formar a rede de Hartig (GRELLIER *et al.*, 1984; STRULLU *et al.*, 1984; BLASIVUS *et al.*, 1986; HORAN *et al.*, 1988; WILCOX *et al.*, 1991). Alguns autores, porém, observaram uma sequência diferente na ontogenia das micorrizas de *Picea abies* e *Pinus sylvestris*: a formação da rede de Hartig precedia ou acompanhava o desenvolvimento do manto (NYLUND & UNESTAM, 1982; DUDDRIDGE & READ, 1984 a, b). A dificuldade em elaborar um modelo único de ontogenia das ectomicorrizas pode ser, afinal, o reflexo da diversidade de interações entre os numerosos fungos ectomicorrízicos e os hospedeiros, sendo mesmo provável que outras diferenças venham a ser observadas em futuros trabalhos (HORAN *et al.*, 1988; WILCOX, 1991).

O processo de formação da rede de Hartig obedece a uma sequência bem estabelecida, independentemente de preceder ou não desenvolvimento do manto. Nestas hifas, que crescem no sentido transversal ao eixo da raiz, formam-se numerosos ápices de crescimento justapostos entre si, que envolvem as células radiculares como dedos de uma mão (Fig. 3), (BLASIVUS *et al.* 1986; KOTTKE & OBERWINKLER, 1986). Deste modo, a rede de Hartig constitui uma

extensa interface de contacto apoplástico entre os dois simbiontes, cujo significado funcional justifica que a sua presença seja condição necessária para definir uma ECM (WONG *et al.*, 1989). Como excepção, refiram-se as ECM de *Pisonia grandis*, em que os fungos formam um manto espesso mas com rede de Hartig nula ou rudimentar. Em contrapartida, desenvolvem-se, na raiz, células de transferência na interface com o fungo consideradas fisiologicamente análogas à rede de Hartig (ASHFORD & ALLAWAY, 1982; ASHFORD *et al.*, 1989).

3. Morfologia e anatomia

O estabelecimento das ECM altera profundamente a morfologia das raízes, tornando-as observáveis a olho nu e susceptíveis de caracterização macroscópica (Fig. 4), através da cor, ramificação e forma (INGLEBY *et al.*, 1990; AGERER, 1991, 1995).

Estas características, no seu conjunto, podem ser suficientes para permitir a separação das ECM

em tipos morfológicos ou morfotipos distintos, consoante o fungo simbionte. Na prática, porém, a distinção dos morfotipos é difícil, devido às grandes variações que as características macroscópicas podem apresentar. A cor, por exemplo, varia com a idade da micorriza, apresentando tendência a escurecer (e.g. BOUTEKRABT & PARGNEY, 1991), o tipo de ramificação é influenciado pelas características do solo (PALENZONA & FONTANA, 1970) e pelo hospedeiro (PILLUKAT, 1992). Pelo contrário, as características microscópicas das ectomicorizas são menos influenciadas pelo hospedeiro e pelas condições ambientais, sendo determinadas principalmente pela espécie fúngica envolvida na simbiose (HAUG, 1987, cit. EGLI, 1993), sendo a estrutura do manto uma das características mais importantes para a identificação do simbionte fúngico. Com base na organização das hifas, distinguem-se dois tipos principais de estrutura do manto, a que vários autores atribuem designações diferentes (Tab. 3).

Tab. 3. Características e nomenclatura, terminologia dos 2 tipos principais de organização das hifas no manto.

Estrutura do manto	Chilvers (1968), Ingleby <i>et al.</i> , (1990)	Agerer (1991)
Hifas laxamente entrelaçadas; espaços interhifais frequentes	Prosênquima	Plectênquima
Hifas densamente entrelaçadas, não se reconhecendo a estrutura filamentosa. Não existem espaços interhifais.	Sinênquima	Pseudoparênquima

A rede de Hartig pode atingir diferentes níveis de penetração entre as células do hospedeiro. De modo geral, a rede de Hartig nas Angiospérmicas, acompanha apenas as células epidérmicas, que sofrem alongamento radial. A rede pode ser paraepidérmica ou periepidérmica consoante as

hifas rodeiem parcial ou totalmente as células epidérmicas (GODBOUT & FORTIN, 1983; BRUNDRETT *et al.*, 1990). Nas Gimnospérmicas, a rede de Hartig é mais extensa e desenvolve-se entre as células corticais, sendo o limite de penetração a endoderme. Em qualquer dos casos,

a rede pode ser unisseriada ou multisseriada consoante o número de camadas de hifas existentes entre as células vegetais.

O micélio extra-radicular, quando presente, é constituído pelas hifas da superfície do manto que crescem no solo, e que podem constituir agregados lineares de hifas – rizomorfos, com vários graus de diferenciação (CAIRNEY *et al.*, 1991). As hifas emergentes e estruturas especializadas do manto constituem também elementos importantes para a classificação das ECM (AGERER, 1991).

Recentemente têm sido desenvolvidos métodos alternativos de identificação dos simbiontes fúngicos das ECM, através da biologia molecular. Refira-se como exemplo a metodologia proposta por GARDES e colaboradores (1991) que consiste na amplificação do DNA ribossómico do fungo seguida de RFLP (Restriction Fragment Length Polymorphism). A comparação dos padrões de restrição do DNA do fungo micorrízico com padrões de DNA de esporocarpos identificados pode permitir a identificação do simbiote ECM (GARDES & BRUNS, 1996; KARÉN & NYLUND, 1997).

4. Fisiologia das ECM

Os fungos ECM consomem carbono produzido pelo hospedeiro na fotossíntese, em maiores quantidades de C que os fungos AM, provavelmente devido à maior especialização morfológica e fisiológica (TINKER *et al.*, 1994). Na verdade, a colonização por fungos AM aumenta em 4 – 14% a quantidade de carbono total fixado que é translocado para a raiz (HARRIS & PAUL, 1987; SMITH & GIANINAZZI-PEARSON, 1988), enquanto nas plantas com ECM o aumento da percentagem de carbono fotossintetizado que é translocado para a raiz foi estimado entre 6 – 36% (REID *et al.*, 1983; RYGIEWICZ & ANDERSEN, 1994).

Os benefícios da associação ectomicorrízica para o hospedeiro podem ser de natureza nutricional e não nutricional.

O micélio extraradicular e particularmente os rizomorfos, aumentam a área de contacto da raiz

colonizada com o solo e desempenham papel importante na tomada e transporte de elementos minerais e água (DUDDRIDGE *et al.*, 1980; FINLAY & READ, 1986) para as raízes micorrizadas, à semelhança do que acontece com as AM. Por outro lado, os fungos ECM produzem enzimas extracelulares que lhes permitem utilizar formas orgânicas de azoto e fósforo presentes no solo, inacessíveis às plantas. Relativamente ao azoto, verificou-se que os fungos ECM em culturas puras são capazes de degradar aminoácidos (ABUZINADAH & READ, 1986a, 1988, 1989a), proteínas (ABUZINADAH & READ, 1986 b, c, 1989b) e quitina (LEAKE & READ, 1990) sendo o azoto assimilado desses substratos rapidamente translocado para as plantas. Recentemente, BENDING & READ (1995, 1996) mostraram que os referidos fungos possuíam as mesmas actividades enzimáticas quando em associação simbiótica em condições naturais simuladas, sendo capazes de degradar matéria orgânica complexa, propriedade que assume particular relevância do ponto de vista ecofisiológico.

Apesar da capacidade proteolítica variar acentuadamente entre as diversas espécies de fungos ECM estudados (ABUZINADAH & READ, 1989a, b; FINLAY *et al.*, 1992), o facto de os fungos ECM possibilitarem ao hospedeiro o acesso a fontes de nutrientes orgânicos, principalmente azotados que, de outro modo, lhe são inacessíveis, assume particular relevância em condições ecológicas em que a mineralização do azoto é lenta, como é o caso das florestas de coníferas das zonas temperadas frias, onde as condições adversas limitam a actividade dos nitrificantes.

Alguns fungos ECM têm sido propostos como bioindicadores da poluição atmosférica, pela sua elevada sensibilidade (FELLNER, 1989). No entanto, podem ser mais tolerantes a contaminações edáficas. Toda a biomassa fúngica produzida pela ECM, incluindo corpos frutíferos, micélio extraradicular, manto, mesmo biomassa morta, pode complexar metais pesados e reduzir a sua disponibilidade e toxicidade para a planta

hospedeira (COLPAERT & VAN ASSCHE, 1993).

À semelhança do que acontece com as AM, também as ECM protegem as plantas em determinadas situações de stress biótico e/ou abiótico, podendo competir directamente com fungos patogénicos e nemátodos pelos exsudados radiculares, mesmo antes do estabelecimento da micorriza. Os efeitos protectores das ECM são, em grande parte, consequência da existência do manto, o qual: 1) protege as raízes contra a dessecação (PIGOT, 1982), 2) constitui uma barreira física ao ataque de microorganismos patogénicos e nemátodos, especialmente eficaz se a planta se encontrar micorrizada antes do contacto com o patogénico (DUCHESNE & PETERSON, 1988) e 3) pode reter metais pesados nas células do manto, diminuindo consideravelmente a quantidade transferida para as plantas, em solos com concentração tóxicas de metais pesados (WILKINS, 1991; WILKINSON & DICKINSON, 1995; HARTLEY *et al.*, 1997).

5. Aplicações práticas das ECM

A estratégia para a utilização prática das ECM pode ser orientada tanto para a optimização da produção de plantas, como para a produção económica de fungos comestíveis.

Algumas espécies do género *Tuber*, conhecidas por trufas, têm grande valor económico e o interesse na sua produção remonta ao século passado. No séc. XIX, na década de 80, o Ministro da Agricultura e Florestas da Prússia confiou a A. B. Frank a missão de realizar estudos sistemáticos com o objectivo de promover a produção de trufas. A missão não foi bem sucedida mas as observações realizadas permitiram a Frank descrever a estrutura e o funcionamento de associações simbióticas, as quais designou por micorrizas (ALLEN, 1991). Actualmente, a truficultura é um importante sector agroalimentar em França, Itália, Espanha, Nova Zelândia e Estados- Unidos. Outros fungos comestíveis, como por ex. *Cantharellus cibarius* e *C. subalbidus*, *Boletus edulis*, *Tricholoma magnivelare* e várias espécies de *Morchella* são colhidos em condições naturais

com fins industriais. Num trabalho recente, MOLINA e colaboradores (1996) discutem as consequências ecológicas desta actividade, que em 1992 foi responsável pela colheita de 180 000 kg de cogumelos nos E.U.A., e apresentam sugestões para uma exploração rentável e sustentável.

A micorrização das plantas em viveiro com simbiontes eficazes representa uma estratégia de melhoramento utilizada em programas de revegetação nas áreas Mediterrânicas e que tem sido ensaiada com resultados promissores. Num ensaio realizado em França, a micorrização em viveiro de *Pinus pinea* e *Cedrus atlantica*, aumentou a taxa de sobrevivência, avaliada ao fim de 1 e 2 anos da plantação, e a biomassa das plantas micorrizadas (MOUSAIN *et al.*, 1994). De modo idêntico, ensaios de revegetação de solos erosionados em regiões áridas do sul de Espanha mostraram que a micorrização em viveiro de plântulas de *Pinus halepensis* proporciona maior percentagem de sobrevivência e crescimento das plantas micorrizadas. O sucesso destas metodologias depende da utilização de espécies (ou isolados) de fungos eficazes (MOUSAIN *et al.*, 1994), particularmente adaptados às condições ecológicas dos locais de revegetação (LE TACON *et al.*, 1992). Antes da inoculação com fungos ECM ser implementada em larga escala, é ainda necessário desenvolver métodos pouco dispendiosos de produção de inóculo micorrízico comercial (LE TACON *et al.*, 1992).

ECOLOGIA DAS MICORRIZAS

Numa perspectiva ecológica podem definir-se as micorrizas como associações tripartidas entre plantas, fungos e solo (BRUNDRETT, 1991). A importância ecológica destas associações pode ser avaliada pela sua ocorrência na maior parte das plantas vasculares e pela ampla distribuição geográfica. Segundo READ (1991, 1993), cada tipo de micorrizas encontra-se preferencialmente associado a um conjunto específico de características do solo, latitude e altitude, e consequentemente a diferentes biomas (Fig. 8).

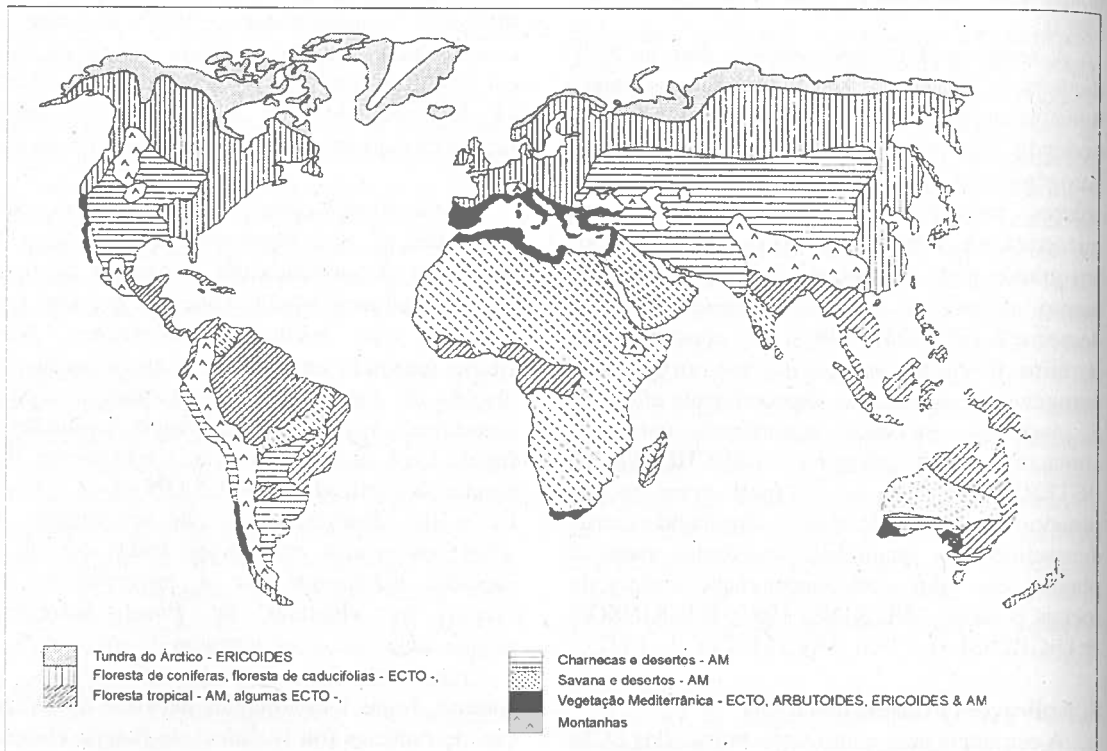


Fig. 8 - Padrão global da distribuição dos diferentes tipos de micorrizas associados aos principais biomas terrestres (Retirado de Read, 1991).

Ou seja, os tipos de micorrizas mais frequentes em cada bioma diferem acentuadamente nos nutrientes disponíveis que podem utilizar e na eficiência da tomada e transporte de nutrientes. As diferenças funcionais entre os principais tipos de micorrizas seriam o resultado da pressão selectiva exercida em cada caso pelo(s) nutriente(s) limitante(s), o que sugere papel essencial das micorrizas no equilíbrio de cada ecossistema.

As micorrizas arbusculares, pelo facto de serem o tipo de micorrizas mais antigo e ocorrer em todos os grupos vegetais, predominam na maior parte dos biomas terrestres: savanas, pradarias, florestas tropicais, vegetação dunar e, de modo geral, em condições ambientais que favorecem uma elevada taxa de decomposição da matéria orgânica (Fig. 8). Nesses biomas, o fósforo disponível representa o factor limitante do

crescimento das plantas, situação agravada nas regiões secas, áridas, em que o stress hídrico contribui para diminuir ainda mais a baixíssima mobilidade do fósforo.

Nas extensas florestas boreais (coníferas) e temperadas (caducifólias) do hemisfério norte, os solos são pobres principalmente em azoto, devido aos baixos níveis de decomposição e mineralização da matéria orgânica. Nestes ecossistemas, a capacidade de utilizar azoto e fósforo orgânicos das ECM constitui vantagem ecológica em relação a outros tipos de micorrizas, como por exemplo as AM, e justifica a sua predominância nos referidos ecossistemas (Fig. 8).

As micorrizas ericóides encontram-se associadas exclusivamente a famílias de *Ericales*, acompanhando, portanto, a respectiva distribuição geográfica. As plantas desta ordem ocupam

vastas áreas na tundra, taiga, comunidades alpinas e urzais, onde as baixas temperaturas tornam muito lentos os processos de decomposição e mineralização da matéria orgânica. Os endófitos das micorrizas ericóides, cuja capacidade saprofítica é superior à dos fungos ECM, são capazes de utilizar azoto e fósforo orgânicos e permitem às *Ericales* dominarem estes habitats.

É assim possível generalizar que as ECM e as micorrizas ericóides são características de plantas que crescem em solos ricos em matéria orgânica, enquanto as AM são mais frequentes em plantas que crescem em solos minerais (READ, 1992, SMITH & READ, 1997). Por outro lado, as AM estão associadas a comunidades com elevada diversidade específica, enquanto as ECM e ericóides estão presentes em comunidades com baixa diversidade.

Há, no entanto, consideráveis gradações na capacidade de colonização que espécies de plantas ou mesmo genótipos dentro da mesma espécie apresentam. Igualmente, diferentes espécies ou isolados fúngicos são capazes de ter diferente infectividade e nalguns casos mesmo a gama de potenciais hospedeiros é de tal modo restrita que pode constituir especificidade. Existem maiores evidências de especificidade ecológica em ECM do que em AM (SMITH & READ, 1997).

A diversidade de tipos micorrízicos na vegetação Mediterrânica é maior que na região tropical (Fig. 8). Nesta zona podem ser encontrados, em simultâneo, todos os tipos de micorrizas anteriormente descritos, coexistindo no mesmo ecossistema, formando uma trama de micélio no solo. Nestas regiões, com stress hídrico e luminoso acentuados e P e N como nutrientes limitantes, as plantas desenvolveram estratégias adaptativas específicas para tolerar o stress hídrico (CORREIA, 1988). A trama indiscriminada de micélio de fungos micorrízicos – ECM, ericóides, arbutóides, AM, orquidáceas – pode desempenhar papel relevante no equilíbrio da

comunidade e, particularmente, nos processos sucessionais, através da alteração na estrutura da comunidade. A coexistência destes diferentes tipos de fungos pode originar fenómenos de competição que facilitam a colonização duma espécie em detrimento de outra. Do ponto de vista ecológico, a maior ou menor eficiência dos isolados ou ecótipos fúngicos pode ainda, conseqüentemente, alterar a resposta ecofisiológica da espécie(s) vegetal(is) e a sua subsequente sobrevivência na comunidade.

A trama de micélio que se forma ao nível da comunidade pode permitir importantes interações entre espécies ou indivíduos da mesma espécie vegetal, podendo originar fenómenos de competição ou mutualismo difíceis de avaliar. Ligações entre diferentes espécies vegetais através do micélio radicular foram já observadas em condições naturais em diferentes habitats (NEWMAN *et al.*, 1994).

O papel destes mutualismos ao longo dos processos sucessionais parece também ser previsível, uma vez que as fases iniciais das sucessões são caracterizadas por escassez de nutrientes. No entanto, a sua importância está dependente da quantidade e tipo de propágulos de plantas e fungos que possam existir no solo (TRAPPE, 1988). As variações temporais da limitação de nutrientes que se desenvolvem ao longo das sucessões primárias e secundárias levam a uma sequência crescente de relações simbióticas mutualistas de que as comunidades estão dependentes. Embora ainda de difícil compreensão, pela inerente dificuldade de estudo, a contribuição dos fungos micorrízicos para a diversidade de espécies e diferenciação de nichos parece ser fulcral. Infelizmente, a maior parte dos estudos são baseados em trabalhos de laboratório em condições controladas. O grande desafio é o desenvolvimento de métodos que permitam a avaliação real da função desta simbiose mutualista no habitat natural.

BIBLIOGRAFIA

- ABUZINADAH, A & READ, D.J. 1986a. The role of proteins in the nitrogen nutrition of ectomycorrhizal plants I. Utilization of peptides and proteins by ectomycorrhizal fungi. *New Phytol.* **103**: 481-493.
- ABUZINADAH, A & READ, D.J. 1986b. The role of proteins in the nitrogen nutrition of ectomycorrhizal plants. II. Utilization of protein by mycorrhizal plants of *Pinus contorta*. *New Phytol.* **103**: 495-506.
- ABUZINADAH, A & READ, D.J. 1986c. The role of proteins in the nitrogen nutrition of ectomycorrhizal plants. III. Protein utilization by *Betula*, *Picea* and *Pinus* in mycorrhizal association with *Hebeloma crustuliniforme*. *New Phytol.* **103**: 507-514.
- ABUZINADAH, A & READ, D.J. 1988. Amino acids as nitrogen sources for ectomycorrhizal fungi: utilization of individual amino acids. *Trans. Br. Mycol. Soc.* **91**: 473-479.
- ABUZINADAH, R.A. & READ, D.J. 1989a. The role of proteins in the nitrogen nutrition of ectomycorrhizal plants. IV. The utilisation of peptides by birch (*Betula pendula* L.) infected with different mycorrhizal fungi. *New Phytol.* **112**: 55-60.
- ABUZINADAH, R.A. & READ, D.J. 1989b. The role of proteins in the nitrogen nutrition of ectomycorrhizal plants. V. Nitrogen transfer in birch (*Betula pendula* L.) grown in association with mycorrhizal and non-mycorrhizal fungi. *New Phytol.* **112**: 61-68.
- AGERER, R. 1991. Characterisation of ectomycorrhiza. *Methods in Microbiology* **23**: 25-73.
- AGERER, R. 1995. Anatomical characteristics of identified ectomycorrhizas: an attempt towards a natural classification. In: *Mycorrhiza: Structure, Function, Molecular Biology and Biothechnology*. VARMA, A. & HOCK, B. (eds). Springer-Verlag, Berlin. pp: 685-734.
- ALEXANDER, C., ALEXANDER, I.J. & HADLEY, G. 1984. Phosphate uptake by *Goodyera repens* in relation to mycorrhizal infection. *New Phytol.* **97**:401-411.
- ALLEN, M.F. 1991 *The Ecology of Mycorrhizae*. Cambridge University Press.
- ALLEN, M.F., MOORE, T.S. & CHRISTENSEN, M. 1980. Phytohormone changes in *Bouteloa gracilis* infected by vesicular-arbuscular mycorrhizae. I. Cytokinin increases in plant host. *Can. J. Bot.* **58**: 371-374.
- ALLEN, M.F., MOORE, T.S. & CHRISTENSEN, M. 1982. Phytohormone changes in *Bouteloa gracilis* infected by vesicular-arbuscular mycorrhizae. II. Altered levels of gibberellin-like substances and abscisic acid in the host plant. *Can. J. Bot.* **60**: 486-471.
- ASHFORD, A.E. & ALLAWAY, W.G. 1982. A sheathing mycorrhiza on *Pisonia grandis* R.Br. (*Nyctaginaceae*) with development of transfer cells rather than a Hartig net. *New Phytol.* **90**: 511-519.
- ASHFORD, A.E., ALLAWAY, E.G., PETERSON, C.A. & CAIRNEY, J.W. G. 1989. Nutrient transfer and the fungus-root interface. *Aust. J. Plant Physiol.* **16**: 85-97.
- BAGO, B. & AZCON-AGUILAR, C. 1997. Changes in the rhizospheric pH induced by arbuscular mycorrhiza formation in onion (*Allium cepa* L.). *Z Pflanz Bodenk* **160**: 333-339.
- BAGO, B., VIERHEILIG, H., PICHE, Y. & AZCON-AGUILAR, C. 1996. Nitrate depletion and pH changes induced by the extraradical mycelium of the arbuscular mycorrhizal fungus *Glomus intraradices* grown in monoxenic culture. *New Phytol.* **133**: 273-280.
- BAREA, J.M & JEFFRIES, P. 1995. Arbuscular mycorrhizas in sustainable soil-plant systems. In: *Mycorrhiza: Structure, Function, Molecular Biology and Biothechnology*. VARMA, A. & HOCK, B. (eds). Springer-Verlag, Berlin. pp 521-560.
- BAREA, J.M. 1991. Vesicular-arbuscular mycorrhizae as modifiers of soil fertility. *Adv. in Soil Sci.* **15**: 1-40.
- BARROSO, J.M. 1988. *Micorrizas em Ophrys lutea* Cav. Aspectos citológicos, citoquímicos e bioquímicos da interação hóspede/hospedeiro. Tese de doutoramento, U.L.

- BENDING, G.D. & READ, D.J. 1995. The structure and function of the vegetative mycelium of ectomycorrhizal plants. 5. Foraging behaviour and translocation of nutrients from exploited litter. *New Phytol.* **130**: 401-409.
- BENDING, G.D. & READ, D.J. 1996. Nitrogen mobilization from protein-polyphenol complex by ericoid and ectomycorrhizal fungi. *Soil Biol. Biochem.* **28**: 1603-1612.
- BERBEE, M.L. & TAYLOR, J.W. 1993. Dating the evolutionary radiation of true fungi. *Can. J. Bot.* **71**: 1114-1127.
- BETHLENFALVAY, G.J. & SCHUEPP, H. 1994. Arbuscular mycorrhizas and agrosystems stability. In: *Impact of Arbuscular Mycorrhizas on Sustainable Agriculture and Natural Ecosystems*. GIANINAZZI, S. & SCHUEPP, H. (eds). Birkhauser Verlag Basel/Switzerland. pp: 117-131.
- BEVEGE, D.I. BOWEN, G.D. & SKINNER, M.F. 1975. Comparative carbohydrate physiology of ecto- and endomycorrhizas. In: *Endomycorrhizas*. SANDERS, F.E., MOSSE, B. & TINKER, P.B. (eds.). Academic Press. N.Y. pp: 149-174.
- BLASIUS, D., FEIL, W., KOTTKE, I. & OBERWINKLER, F. 1986. Hartig net structure and formation in fully unsheated ectomycorrhizas. *Nord. J. Bot.* **6**: 837-842.
- BOLAN, N.S. 1991. A critical review on the role of mycorrhizal fungi in the uptake of phosphorus by plants. *Plant and Soil* **134**: 189-207.
- BONFANTE-FASOLO, P. 1984. Anatomy and morphology of VA mycorrhizae. In: *VA Mycorrhizae*. C.L. POWELL, L.C. & BAGYARAJ, D.J. (eds). C.R.C. Press, Boca Raton, Florida, USA. pp 5-13.
- BOUTEKRABT, A. & PARGNEY, J.C. 1991. Ultrastructural study of *Tuber melanosporum* Vitt. in pure culture associated with *Quercus* (*Q. robur* and *Q. pubescens*) vitroplants. *Cryptogam. Mycol.* **12**: 25-45.
- BRUNDRETT, M. & KENDRICK, B. 1990. The roots and mycorrhizas of herbaceous and woodland plants. I. Quantitative aspects of morphology. *New Phytol.* **114**: 457
- BRUNDRETT, M. 1991. Mycorrhizas in natural ecosystems. *Adv. Ecol. Research.* **21**: 171-313.
- BRUNNER, I. & SCHEIDEGGER, C. 1992. Ontogeny of synthesized *Picea abies* (L.) Karst.-Hebeloma crustuliniforme (Bull. ex St. Amans) Qué. ectomycorrhizas. *New Phytol.* **120**: 359-369.
- CAIRNEY, J.W.G., JENNINGS, D.H. & AGERER, R. 1991. The nomenclature of fungal multi-hyphal linear aggregates. *Cryptogamic Botany* **2/3**: 246-251.
- CHILVERS, G.A. 1968. Some distinctive types of eucalyptus mycorrhiza. *Aust. J. Bot.* **16**: 49-70.
- COLPAERT, J.V. & VAN ASSCHE J.A. 1993. The effects of cadmium on ectomycorrhizal *Pinus sylvestris* L. *New Phytol.* **123**: 325-333.
- COOPER, K.M. 1984. Physiology of VA mycorrhizal associations. In: *VA Mycorrhiza*. POWELL C. L. & BAGYARAJ D.J. (eds.). CRC Press, Boca Raton, FL. pp: 156-186.
- CORREIA, O. 1988. *Contribuição da fenologia e ecofisiologia em estudos da sucessão e dinâmica da vegetação mediterrânica*. Tese de doutoramento. UL.
- CUI M. & CALDWELL M.M. 1996. Facilitation of plant phosphate acquisition by arbuscular mycorrhizas from enriched soil patches. II. Hyphae exploiting root-free soil. *New Phytol.* **133**: 461-467.
- DAFT, M.J. & NICOLSON, T.H. 1974. Arbuscular mycorrhizas in plants colonizing wastes in Scotland. *New Phytol.* **73**: 1129-1138.
- DODD, J., BURTON, C.C., BURNS, R.G. & JEFFRIES, P. 1987. Phosphatase activity associated with the roots and the rhizosphere of plants infected with vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi. *New Phytol.* **107**: 163-172.
- DODD, J., GIANINAZZI-PEARSON, V., ROSENDAHL, S. & WALKER, C. 1994. European Bank of Glomales - An essential tool for efficient international and interdisciplinary collaboration. In: *Impact of Arbuscular Mycorrhizas on Sustainable Agriculture and Natural Ecosystems*. GIANINAZZI, S. & SCHUEPP, H. (eds). Birkhauser Verlag Basel/Switzerland. Pp 41-45.

- DUAN, X.G., NEUMAN, D.S., REIBER, J.M., GREEN, C.D., SAXTON, A.M. & AUKE, R.M. 1996. Mycorrhizal influence on hydraulic and hormonal factors implicated in the control of stomatal conductance during drought. *J. Exp. Bot.* **47**: 1541-1550.
- DUCHESNE, L.C. & PETERSON, R.L. 1988. Interaction between the ectomycorrhizal fungus *Paxillus involutus* and *Pinus resinosa* induces resistance to *Fusarium oxysporum*. *Can. J. Bot.* **66**: 558-562.
- DUDDRIDGE, J.A. & READ, D.J. 1982. An ultrastructural analysis of the development of mycorrhizas in *Monotropa hypopitys* L. *New Phytol.* **92**: 203-214.
- DUDDRIDGE, J.A. & READ, D.J. 1984a. The development and ultrastructure of ecto-mycorrhizas. I. Ectomycorrhizal development on pine in the field. *New Phytol.* **96**: 565-573.
- DUDDRIDGE, J.A. & READ, D.J. 1984b. The development and ultrastructure of ecto-mycorrhizas. I. Ectomycorrhizal development on pine *in vitro*. *New Phytol.* **96**: 575-582.
- DUDDRIDGE, J.A., MALIBARI, A. & READ, D.J. 1980. Structure and function of mycorrhizal rhizomorphs with special reference to their role in water transport. *Nature* **287**: 834-836.
- EGLI, S., AMIET, R., ZOLLINGER, M. & SCHNEIDER, B. 1993. Characterization of *Picea abies* (L.) Karst ectomycorrhizas: discrepancy between classification according to the macroscopic versus microscopic features. *Trees* **7**: 123-129.
- FELLNER R. 1989. Mycorrhiza-forming fungi as bioindicators of air pollution. *Agric. Ecosyst. Environ.* **28**: 115-120.
- FINLAY, R.D. & READ, D.J. 1986. The structure and function of the vegetative mycelium of ectomycorrhizal plants. II. The uptake and distribution of phosphorus by mycelial strands inter-connecting host plants. *New Phytol* **103**: 157-165.
- FINLAY, R.D., FROSTEGARD, A. & SONNERFELDT, A.M. 1992. Utilization of organic and inorganic nitrogen sources by ectomycorrhizal fungi in pure culture and in symbiosis with *Pinus contorta* Dougl. ex Loud. *New Phytol.* **120**: 105-115.
- FITTER, A.H. 1985. Functional significance of root morphology and root system architecture. In: *Ecological Interactions in Soil: Plants, Microbes and Animals*. A.H. FITTER, D. ATKINSON, D.J. READ & M.B. HUSHER (eds.). Blackwell. Oxford. UK. pp: 87-106.
- FITTER, A.H. 1991. Costs and benefits of mycorrhizas - implications for functioning under natural conditions. *Experientia* **47**: 350-355.
- GARDES, M., WHITE, T.J., FORTIN, J.A., BRUNS, T.D. & TAYLOR, J.W. 1991. Identification of indigenous and introduced symbiotic fungi in ectomycorrhizae by amplification of the nuclear and mitochondrial ribosomal DNA. *Can. J. Bot.* **69**: 180-190.
- GARDES, M. & BRUNS, T.D. 1996. Community structure of ectomycorrhizal fungi in a *Pinus muricata* forest: above- and below-ground views. *Can. J. Bot.* **74**: 1572-1583.
- GEORGE, E., MARSCHNER, H. & JAKOBSEN, I. 1995. Role of arbuscular mycorrhizal fungi in uptake of phosphorus and nitrogen from soil. *Crit. Rev. Biotechnol.* **15**: 257-270.
- GEORGE, E., HÄUSSLER, K., VETTERLEIN, D. GORGUS, E. & MARSCHNER, H. 1992. Water and nutrient translocation by hyphae of *Glomus mossae*. *Can. J. Bot.* **70**: 2130-2137.
- GIANINAZZI, S. 1991. Vesicular arbuscular (endo) mycorrhizas: cellular, biochemical and genetic aspects. *Agric. Ecos. Environ.* **35**: 105-119.
- GIANINAZZI-PEARSON, V. & SMITH, S.E. 1993. Physiology of mycorrhizal mycelia. IN: *Mycorrhiza Synthesis*. INGRAM, D.S. & WILLIAMS, P.H. (EDS.). Advances in Plant Pathology vol. 9: 55-82. Academic Press. London, Sydney.
- GIANINAZZI-PEARSON, V., DUMAS GAUDOT, E., GOLLOTTE, A., TAHIRIALAOU, A. & GIANINAZZI, S. 1996. Cellular and molecular defence-related root responses to invasion by arbuscular mycorrhizal fungi. *New Phytol.* **133**: 45-57.
- GILDON, A. & TINKER, P.B. 1983. Interactions of vesicular-arbuscular mycorrhizal infection and heavy metals in plants. I. The effects of heavy

- metals on the development of vesicular-arbuscular mycorrhizas. *New Phytol.* **95**: 247-261.
- GIOVANETTI, M., AVIO, L., SBRANA, C. & CITERNESI, A.S. 1993. Factors affecting appressorium development in the vesicular-arbuscular mycorrhizal fungus *Glomus mossae* (Nicol. & Gerd.) Gerd & Trappe. *New Phytol.* **123**: 115-122.
- GODBOUT, C. & FORTIN, J.A. 1983. Morphological features of synthesized ectomycorrhizae on *Alnus crispa* and *A. rugosa*. *New Phytol.* **94**, 249-262.
- GOGALA, N. 1991. Regulation of mycorrhizal infection by hormonal factors produced by hosts and fungi. *Experientia* **47**: 331-340.
- GOICOECHEA, N., ANTOLIN, M.C. & SANCHEZ-DIAZ, M. 1997. Gas exchange is related to the hormone balance in mycorrhizal or nitrogen-fixing alfalfa subjected to drought. *Physiol. Plant.* **100**: 989-997.
- GRELLIER, B., LETOUZE, R. & STRULLU, D.G. 1984. Micropropagation of birch and mycorrhizal formation in vitro. *New Phytol.* **97**: 591-599.
- HAHN, A., HORN, K. & HOCK, B. 1995. Serological properties of mycorrhizas. In: *Mycorrhiza: Structure, Function, Molecular Biology and Biotechnology*. VARMA, A & HOCK, B. (eds.) Springer Verlag. Berlin. pp: 181-201.
- HARDIE, K. 1985. The effect of removal of extraradical hyphae on water uptake by vesicular-arbuscular mycorrhizal plants. *New Phytol.* **101**: 677-684.
- HARRIS, D. & PAUL, E.A. 1987. Carbon requirements of vesicular-arbuscular mycorrhizae. In: *Ecophysiology of VA mycorrhizal Plants*. SAFIR G.R. (ed.). CRC Boca Raton. pp: 93-105.
- HARTLEY, E., CAIRNEY, J.W.G., SANDERS, F.E. & MEHARG, A.A. (1997). Toxic interactions of metal ions (Cd^{2+} , Pb^{2+} , Zn^{2+} and Sb^{3+}) on *in vitro* biomass production of ectomycorrhizal fungi. *New Phytol.* **137**: 551-562.
- HASELWANDTER, K., LEYVAL, C. & SANDERS, F.E. 1994. Impact of arbuscular mycorrhizal fungi upon plant uptake of heavy metals and radionuclides from soil. In: *Impact of arbuscular mycorrhizas on sustainable agriculture and natural ecosystems*. GIANINAZZI, S. & SCHÜEPF, H. (eds.) Birkhäuser, Basel. pp: 179-190.
- HERRERA, M.A., SALAMANCA, C.P. & BAREA, J.M. 1993. Inoculation of woody legumes with selected arbuscular mycorrhizal fungi and Rhizobia to recover desertified mediterranean ecosystems. *Appl. Envir. Microb.* **59**: 129-133.
- HOOKE, J.E. & BLACK, K.E. 1995. Arbuscular mycorrhizal fungi as components of sustainable soil-plant systems. *Crit. Rev. Biotech.* **15**: 201-212.
- HOOKE, J.E., JAIZME-VEGA, M. & ATKINSON, D. 1994. Biocontrol of plant pathogens using arbuscular mycorrhizal fungi. In: *Impact of Arbuscular Mycorrhizas on Sustainable Agriculture and Natural Ecosystems*. GIANINAZZI, S. & SCHUEPP, H. (eds.) Birkhauser Verlag Basel/Switzerland. pp: 191-200.
- HORAN, D.P. & CHILVERS, G.A. 1990. Chemotropism: the key to ectomycorrhizal formation? *New Phytol.* **116**: 297-31.
- HORAN, D.P., CHILVERS, G.A. & LAPEYRIE, F.F. 1988. Time sequence of the infection process in eucalipt mycorrhizas. *New Phytol.* **19**: 451-458.
- INGLEBY, K., MASON, P. A., LAST, F. T. & FLEMING, L. V. 1990. *Identification of Ectomycorrhizas*. ITE Research publication n° 5. London. HMSO.
- JAKOBSEN, I. 1995. Transport of phosphorous and carbon in VA mycorrhizas. In: *Mycorrhiza*. VARMA, A. & HOCH, B. (eds.) Springer-Verlag. Berlin, Heidelberg. pp 297-324.
- JAKOBSEN, I., ABBOTT, L.K. & ROBSON, A.D. 1992. External hyphae of vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi associated with *Trifolium subterraneum* L. 2. Hyphal transport of ^{32}P over defined distances. *New Phytol.* **120**: 59-516.
- JAKOBSEN, I. & ROSENDAHL, L. 1990. Carbon flow into soil and external hyphae from roots of mycorrhizal cucumber plants *New Phytol.* **115**, 77-83.
- JAYACHANDRAN, K., SCHWAB, A.P. & HETRICK, B.A.D. 1992. Mineralization of organic phos-

- phorus by vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi. *Soil Biol. Biochem.* **24**: 897-903.
- JOHANSEN, A., JAKOBSEN, I. & JENSEN, E.S. 1992. Hyphal transport of ^{15}N -labelled nitrogen by a vesicular-arbuscular mycorrhizal fungus and its effect on depletion of inorganic soil N. *New Phytol.* **122**: 281-288.
- JOHANSEN, A., JAKOBSEN, I. & JENSEN, E.S. 1993. Hyphal transport by a vesicular-arbuscular mycorrhizal fungus of N applied to the soil as ammonium or nitrate. *Biol. Fertil. Soils* **16**: 66-70.
- KARÉN, O. & NYLUND, J.E. 1997. Effects of ammonium sulphate on the community structure and biomass of ectomycorrhizal fungi in a Norway spruce stand in southwestern Sweden. *Can. J. Bot.* **75**: 1628-1642.
- KOTHARI, S.K., MARSCHNER, H. & GEORGE, E. 1990. Effect of VA mycorrhizal fungi and rhizosphere microorganisms on root and shoot morphology, growth and water relations in maize. *New Phytol.* **116**: 303-311.
- KOTKE, I. & OBERWINKLER, F. 1986. Root-fungus interactions observed on initial stages of mantle formation and Hartig net establishment in mycorrhizas of *Amanita muscaria* on *Picea abies* in pure culture. *Can. J. Bot.* **64**: 2348-2354.
- LAIHO, O. & MIKOLA, P. 1964. Studies on the effect of some eradicants on mycorrhizal development in forest nurseries. *Acta For. Fenn.* **77**: 1-33.
- LAIHO, O. 1965. Further studies on the ectotrophic mycorrhiza. *Acta For. Fenn.* **79**: 1-34.
- LEAKE, J.R. & READ, D.J. 1990. Chitin as a nitrogen source for mycorrhizal fungi. *Mycol. Res.* **94**: 993-995.
- LEAKE, J.R. 1994. The biology of myco-heterotrophic ("saprophytic") plants. *New Phytol.* **127**: 171-216.
- LE PAGE, B.A., CURRAH, R.S., STOCKEY, R.A. & ROTHWELL, G.W. 1997. Fossil ectomycorrhizae from the middle eocene. *Amer. J. Bot.* **84**: 410-412.
- LE TACON, F., ALVAREZ, I.F., BOUCHART, D., HENRION, B., JACKSON, R.M., LUFF, S., PARLADE, J.I., PERA, J., STENSTROM E., VILLENEUVE, N. & WALKER, C. 1992. Variations in field response of forest trees to nursery ectomycorrhizal inoculation in Europe. In: *Mycorrhizas in Ecosystems*. READ, D.J., LEWIS, D.H., FITTER, A.H. & ALEXANDER, I.J. (eds). CAB International Cambridge. pp: 119-134.
- LEYVAL, C., BERTHELIN J., SCHONTZ, D., WEISSEHORN I. & MOREL, J.L. 1991. Influence of endomycorrhizas on maize uptake of Pb, Cu and Cd applied as mineral salts or sewage sludge. In: *Heavy metals in the environment* FARMER, J.G. (ed.). CEP Consultants, Edinburgh. pp: 204-207.
- LEYVAL, C., SURTININGSIH, T. & BERTHELIN J. 1993. Mobilization of Cd from rock phosphates by rhizospheric microorganisms (phosphate-dissolving bacteria and ectomycorrhizal fungi). *Phosphorus Sulphur Silicon* **77**: 133-136.
- LEYVAL, C., TURNAU, K. & HASELWANDTER, K. 1997. Effect of heavy metal pollution on mycorrhizal colonization and function: physiological, ecological and applied aspects. *Mycorrhiza* **7**: 139-153.
- MALLOCH, D.W., PIROZYNSKI, K.A. & RAVEN, P.H. 1980. Ecological and evolutionary significance of mycorrhizal symbioses in vascular plants. (A Review). *Proc. Natl. Acad. Sci.* **77**: 2113-2118.
- MARGULIS, L. 1993. *Symbiosis in cell evolution*. W.H. Freeman and Company. New York, 2nd ed.
- MARSCHNER & DELL, B. 1994. Nutrient uptake in mycorrhizal symbiosis. *Plant and Soil* **159**: 89-102.
- MIKOLA, P. 1965. Studies on the ectotrophic mycorrhiza of pine. *Acta For. Fenn.* **75**: 1-56.
- MILLER, R.M. & JASTROW, J.D. 1992. The application of VA mycorrhizae to ecosystem restoration and reclamation. In: *Mycorrhizal Functioning. An integrative plant-fungal process*. ALLEN, M.F. (ed). Chapman & Hall, New York London. pp 438-467.

- MOLINA, R. & PALMER, J.G. 1982. Isolation, maintenance, and pure culture manipulation of ectomycorrhizal fungi. In: *Methods and Principles of Mycorrhizal Research*. SCHENK, N.C. (ed). The American Phytopathological Society. St. Paul, Minnesota. pp 115-129.
- MOLINA, R., AMARANTHUS, M., PILZ, D. & FISCHER, C. 1996. Commercial harvest of edible ectomycorrhizal fungus sporocarps from Pacific northwestern forests: ecological and management implications. In: *Mycorrhizas in Integrated Systems from Genes to Plant Development*. AZCON-AGUILAR, C. & BAREA, J.M (eds). EUR 16728 EN Directorate-General XII. ECSC-EC-EAEC, Brussels. Luxembourg. pp: 561-564.
- MOLINA, R., MASSICOTTE, H. & TRAPPE, J. 1992. Specificity phenomena in mycorrhizal symbiosis. Community-ecological consequences and practical implications. In: *Mycorrhizal Functioning. An integrative plant-fungal process*. M. F. ALLEN (ed). Chapman & Hall, New York London. pp 357-423.
- MORTON, J.B. & BENNY, G.L., 1990. Revised classification of arbuscular mycorrhizal fungi (Zygomycetes): A New Order, *Glomales*, Two New Suborders, *Glomineae* and *Gigasporinae*, and Two New Families, *Acaulosporaceae* and *Gigasporaceae*, with an Emendation of *Glomaceae*. *Mycotaxon* **37**: 471-491.
- MORTON, J.B., BENTIVENGA, S.P. & BEVER, J.D. 1995. Discovery, measurement, and interpretation of diversity in arbuscular endomycorrhizal fungi (*Glomales*, Zygomycetes). *Can. J. Bot.* **73**: 25-32.
- MOUSAIN, D. PLASSARD, C., ARGILLIER, C., SARDIN, T., LEPRINCE, F., EL KARKOURI, K., ARVIEU, J.C. & CLEYET-MAREL, J.C. 1994. Stratégie d'amélioration de la qualité des plants forestiers et des reboisements méditerranéens par utilisation de la mycorrhization contrôlée en pépinière. *Acta Bot. Gallica* **141**: 571-580.
- NELSEN, C.E. & SAFIR, G.R. 1982. Increased drought tolerance of mycorrhizal onion plants caused by improved phosphorus nutrition. *Planta* **154**: 407-413.
- NEWMAN, E.I. & REDELL, P. 1987. The distribution of mycorrhizas among families of vascular plants. *New Phytol.* **106**: 745-751.
- NEWMAN, E.I., DEVOY, C.L.N., EASEN, N.J. & FOWLES, K.J. 1994. Plant species that can be linked by VA mycorrhizal fungi. *New Phytol.* **126**: 691-693.
- NEWSHAM, K.K, FITTER, A.H. & WATKINSON, A.R. 1995. Arbuscular mycorrhiza protect an annual grass from root pathogenic fungi in the field. *J. Ecology* **83**: 991-1000
- NYLUND, J.E. & UNESTAM, T. 1982. Structure and physiology of ectomycorrhizae. I. The process of mycorrhiza formation in Norway spruce *in vitro*. *New Phytol.* **91**: 63-79.
- PALENZONA, M. & FONTANA, A. 1970. Influenza di tipi di suolo su tre forme micorriziche del pino strobo. *Allionia* **16**: 101-113.
- PIGOTT, C.D. 1982. Survival of mycorrhiza formed by *Cenococcum geophilum* Fr in dry soils. *New Phytol.* **92**: 513-517.
- PILLUKAT, A. 1992. Comparison of the ectomycorrhizas formed by *Russula ochroleuca* on several tree species. In: *Mycorrhizas in Ecosystems*. Read, D.J., Lewis, D.H., Fitter, A.H. & Alexander, I.J. (eds). CAB International Cambridge. pp: 395.
- PINOCHET, J., CALVET, C., CAMPRUBI, A. & FERNANDEZ, C. 1995. Growth and nutritional response of Nemared peach rootstock infected with *Pratylenchus vulnus* and the mycorrhizal fungus *Glomus mosseae*. *Fund. Appl. Nematol.* **18**: 205-210.
- PIROZYNSKI, K.A. 1981. Interactions between fungi and plants through the ages. *Can. J. Bot.* **59**, 1824-1827.
- PIROZYNSKI, K.A. & MALLOCH, D.W. 1975. The origin of land plants: a matter of mycotrophism. *Biosystems* **6**: 153-164.
- READ, D.J. 1983. The biology of mycorrhiza in the Ericales. *Can. J. Bot.* **61**: 985-1004.
- READ, D.J. 1991. Mycorrhizas in Ecosystems. *Experientia* **47**: 376-391.
- READ, D.J. 1992. The mycorrhizal mycelium. In: *Mycorrhizal Functioning. An integrative plant-*

- fungal process*. Allen, M.F. (ed) Chapman & Hall, New York, London, 1992. pp 102-133.
- READ, D.J. 1993. Mycorrhiza in plant communities. In: *Mycorrhiza Synthesis*. INGRAM, D.S. & WILLIAMS, P.H. (Eds.). Advances in Plant Pathology vol. 9: 1-32. Academic Press. London, Sydney.
- READ, D.J. 1996 The structure and function of the ericoid mycorrhizal root. *Annals of Botany* **77**: 365-374.
- REID, C.P.P., KIDD, F.A. & EKWEBELAM, S.A. 1983. Nitrogen nutrition, photosynthesis and carbon allocation in ectomycorrhizal pine. *Plant and Soil* **71**: 415-432.
- REMY, W., TAYLOR, T. N., HASS, H. & KERP, H. 1994. Four hundred-million-year-old vesicular arbuscular mycorrhizae. *Proc. Natl. Acad. Sci.* **91**: 11841-11843.
- REQUENA, N., JIMENEZ, I., TORO, M. & BAREA, J.M. 1997. Interactions between plant-growth-promoting rhizobacteria (PGPR), arbuscular mycorrhizal fungi and *Rhizobium* spp. in the rhizosphere of *Anthyllis cytisoides*, a model legume for revegetation in mediterranean semi-arid ecosystems. *New Phytol.* **136**: 667-677.
- ROSENDAHL, S., DODD, J. & WALKER, C. 1994. Taxonomy and phylogen of the Glomales. In: *Impact of Arbuscular Mycorrhizas on Sustainable Agriculture and Natural Ecosystems*. GIANINAZZI, S. & SCHUEPP, H. (eds.) ALS Birkhauser Verlag. Basel. Switzerland, pp: 1-12.
- RUIZ-LOZANO, J.M. & AZCON, R. 1995. Hyphal contribution to water uptake in mycorrhizal plants as affected by fungal species and water status. *Physiol. Plant.* **95**: 472-478.
- RUIZ-LOZANO, J.M. & AZCON, R. 1996. Mycorrhizal colonization and drought stress as factors affecting nitrate reductase activity in lettuce plants. *Agr. Ecosyst. Environm.* **60**: 175-181.
- RYGIEWICZ, P.T. & ANDERSEN, C.P. 1994. Mycorrhizae alter quality and quantity of carbon allocated below ground. *Nature* **369**: 58-60.
- SÁNCHEZ-DÍAZ, M. & HONRUBIA, M. 1994. Water relations and alleviation of drought stress in mycorrhizal plants. In: *Impact of Arbuscular Mycorrhizas on Sustainable Agriculture and Natural Ecosystems*. GIANINAZZI, S & SCHUEPP, H. (eds). Birkhauser Verlag Basel/Switzerland. Pp: 167-177.
- SCALES, P.F. & PETERSON, R.L. 1991. Structure and development of *Pinus banksiana* - *Wilcoxina* ectendomycorrhizae. *Can. J. Bot.* **69**: 2135-2148.
- SHARMA, A.K., JOHRI, B.N. & GIANINAZZI, S. 1992. Vesicular-arbuscular mycorrhizae in relation to plant disease. *World Journal of Microbiology and Biotechnology* **8**: 559-563.
- SIEVERDING, E. 1991. *Vesicular-Arbuscular Mycorrhiza Management in Tropical Agrosystems*. Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ), Eschborn, Germany. pp 371.
- SIMON, L., BOUSQUET, J., LÉVESQUE, R. C. & LALONDE, M. 1993. Origin and diversification of endomycorrhizal fungi and coincidence with vascular land plants. *Nature* **363**: 67-69.
- SMITH, S. E. & READ, D. J. 1997. *Mycorrhizal Symbiosis*, 2nd ed. Academic Press. London.
- SMITH, S.E. & GIANINAZZI-PEARSON, V. 1988. Physiological interactions between symbionts in vesicular-arbuscular mycorrhizal plants. *Ann. Rev. Plant Physiol. Plant Mol. Biol.* **39**: 221-244.
- SMITH, S.E. 1995. Discoveries, discussions and directions in mycorrhizal research. In: *Mycorrhiza: Structure, Function, Molecular Biology and Biotechnology*. VARMA, A. & HOCK, B. (eds). Springer-Verlag, Berlin. pp: 3-24.
- SMITH, S.E., GIANINAZZI-PEARSON, V., KOIDE, R. & CAIRNEY, J.W.G. 1994. Nutrient transport in mycorrhizas: Structure, physiology and consequences for efficiency of the symbiosis. *Plant and Soil* **159**: 103-113.
- STRULLU, D.G., GRELLIER, B. & LETOUZE, R. 1984. Mycorrhizes et micropropagation *in vitro*: concepts et réalisations. *Comptes Rendues des Sciences de l'Académie d'Agriculture de France* **70**: 1331-1337.

- STUBBLEFIELD, S.P., TAYLOR, T.N. & TRAPPE, J.M. 1987. Vesicular arbuscular mycorrhizae from the Triassic of Antarctica. *Amer. J. Bot.* **74**: 1904-1911.
- SUBRAMANIAN, K.S., CHAREST, C., DWYER, L.M. & HAMILTON, R.I. 1995. Arbuscular mycorrhizas and water relations in maize under drought stress at tasselling. *New Phytol.* **129**: 643-650.
- TAYLOR, T.N., REMY, W., HASS, H. & KERP, H. 1995. Fossil arbuscular mycorrhizae from the Early Devonian. *Mycologia* **87**: 560-573.
- TESTER, M., SMITH, S.E. & SMITH, F.A. 1987. The phenomenon of "nonmycorrhizal" plants. *Can. J. Bot.* **65**, 419-431.
- TINKER, P.B., DURALL, D.M. & JONES, M.D. 1994. Carbon use efficiency in mycorrhizas: theory and sample calculations. *New Phytol.* **128**: 115-122.
- TOBAR, R., AZCÓN, R. & BAREA, J.M. 1994a. Improved nitrogen uptake and transport from ¹⁵N-labelled nitrate by external hyphae of arbuscular mycorrhiza under water-stresses conditions. *New Phytol.* **126**: 119-122.
- TOBAR, R., AZCÓN, R. & BAREA, J.M. 1994b. The improvement of plant N acquisition from an ammonium-treated, drought-stressed soil by the fungal symbiont in arbuscular mycorrhizae. *Mycorrhiza* **4**: 105-108.
- TRAPPE, J.M. 1987. Phylogenetic and ecological aspects of mycotrophy in the angiosperms from an evolutionary standpoint. In: *Ecophysiology of VA mycorrhizal plants*. SAFIR GR (ed.) CRC, Boca Raton, pp: 2-25.
- TRAPPE, J.M. 1988. Lessons from alpine fungi. *Mycologia* **80**: 1-10.
- VAN TUINEN, D., DULIEU, H., ZÉZÉ, A. & GIANINZZI-PEARSON. 1994. Biodiversity and characterization of arbuscular mycorrhizal fungi at the molecular level. In: *Impact of Arbuscular Mycorrhizas on Sustainable Agriculture and Natural Ecosystems*. Eds. S. Gianinazzi & H. Schuepp. Birkhauser Verlag Basel/Switzerland. : 13-23.
- WALKER, C & TRAPPE, J.M. 1993. Names and epithets in the *Glomales* and *Endogonales*. *Mycol. Res.* **97**: 339-344.
- WALKER, C. 1992. Systematics and taxonomy of the arbuscular endomycorrhizal fungi (*Glomales*) – a possible way forward. *Agronomie* **12**, 887-897.
- WALKER, C. 1995. AM or VAM: What's in a word? In: *Mycorrhiza: Structure, Function, Molecular Biology and Biotechnology*. Varma, A. & Hock, B. (eds). Springer-Verlag, Berlin. pp: 25-28.
- WEISSENHORN, I., GLASHOFF, A., LEYVAL, C. & BERTHELIN, J. 1994. Differential tolerance to Cd and Zn of arbuscular mycorrhizal (AM) fungal spores isolated from heavy metal-polluted and unpolluted soils. *Plant and Soil* **167**: 189-196.
- WEISSENHORN, I., LEYVAL, C., BELGY, G. & BERTHELIN, J. 1995. Arbuscular mycorrhizal contribution to heavy metal uptake by maize (*Zea mays* L.) in pot culture with contaminated soil. *Mycorrhiza* **5**: 245-251.
- WILKINSON, D.M. & DICKINSON, N.M. 1995. Metal resistance in trees: the role of mycorrhizae. *Oikos* **72**: 298-300.
- WILCOX, H.E. 1991. Mycorrhizae. In: *Plant Roots: The Hidden Half*. Waisel Y., Eshel A. & Kafkafi V. (eds) Marcel Dekker, Inc. New York, pp: 731-765.
- WILKINS, D.A. 1991. The influence of sheathing (ecto-) mycorrhizas of trees on the uptake and toxicity of metals. *Agric. Ecosyst. Environ.* **35**: 245-260.
- WONG, K.K.Y., PICHÉ, Y., MONPETIT, D. & KROPP, B.R. 1989. Differences in the colonization of *Pinus banksiana* roots by sib-monokaryotic and dikaryotic strains of ectomycorrhizal *Laccaria bicolor*. *Can. J. Bot.* **67**: 1717-1726.
- YANG, C.S. & KORF, R.P. 1985. A monograph of the genus *Tricharina* and of a new segregate genus, *Wilcoxina* (Pezizales). *Mycotaxon* **24**: 467-531.
- YANG, C.S. & WILCOX, H.E. 1984. An E-strain ectendomycorrhiza formed by a new species, *Tricharina mikolae*. *Mycologia* **76**: 675-684.

A DIVERSIDADE VEGETAL DA MATA DO CANTANHEZ (GUINÉ-BISSAU)

M. A. Diniz,* A. Gonçalves,* L. Catarino,* E. Martins,* & I. Moreira**

* Centro de Botânica, Instituto de Investigação Científica Tropical, Rua da Junqueira 86, 1300 Lisboa

** Departamento de Protecção das Plantas e Fitoecologia do Instituto Superior de Agronomia, 1399 Lisboa Codex

Diniz, M.A., Gonçalves, A., Catarino, L., Martins, E. & Moreira, I. (1998). A diversidade vegetal da Mata do Cantanhez (Guiné-Bissau). *Revista Biol. (Lisboa)* **16**: 59-65.

Anota-se sumariamente o enquadramento da Mata do Cantanhez, no Sul da Guiné-Bissau, referindo os aspectos orográficos e climáticos. Indicam-se as explorações botânicas realizadas na região. Com base em elementos bibliográficos e nos resultados de seis prospecções à região em que se recolheram mais de milhar e meio de números de Herbário entre 1989 e 1997 caracterizam-se as principais formações vegetais e citam-se os *taxa* mais representativos em cada uma e os respectivos nomes em crioulo. Faz-se referência às principais organizações não governamentais que actuam na região. Considera-se a necessidade da preservação dos ecossistemas locais.

Palavras chave: Diversidade vegetal, vegetação, Cantanhez, Guiné-Bissau.

Diniz, M.A., Gonçalves, A., Catarino, L., Martins, E. & Moreira, I. (1998). The plant diversity of "Mata do Cantanhez" (Guinea-Bissau). *Revista Biol. (Lisboa)* **16**: 59-65.

We briefly note the "Mata do Cantanhez" geographical position, in the South of Guinea-Bissau, referring the orographic and climatic aspects. The botanical explorations made in the region are referred. Based in bibliographical sources as well as in the data from six prospecting field missions in which we collected more than one and half thousands Herbarium specimens since 1989 we characterise the principal vegetal formations in the region. For each one are cited the more representative *taxa* and their Creole names. The principal non-governmental organisations working in the region are cited and the need to preserving the local ecosystems is discussed.

Key words: Plant diversity, vegetation, Cantanhez, Guinea-Bissau.

INTRODUÇÃO

A Mata do Cantanhez corresponde a uma região do Sul da Guiné-Bissau circunscrita a uma parte do Sector de Cubucaré, com a área de 1140 km², da Região de Tombali.

É limitada a norte, leste, oeste e sul, respectivamente pelos rios Balana, Cacine, Cumbijã e oceano Atlântico. A ilha de Melo, localizada em frente desta região, faz parte integrante da Mata.

A região é muito recortada pelos numerosos braços de mar, não ultrapassando os 30 metros de

altitude. De acordo com AUBRÉVILLE (1949), o Cantanhez integra-se na região climática sudano-guineense com influência marítima. O clima é intertropical, do tipo guineense marítimo, influenciado pelos anticiclones subtropicais e ventos alísios, alternando com os ventos continentais secos, com uma estação seca de Outubro/Novembro a Maio e uma pluviosa de Junho a fins de Outubro. A pluviosidade média anual é de 2300 mm, as amplitudes térmicas são baixas, com temperatura média anual de 26° C e

temperatura média diária oscilando entre 25° e 30° C.

As primeiras explorações botânicas que abrangeram a região não são particularmente antigas. Sem prejuízo de explorações anteriores, algumas delas de inegável interesse, destacam-se as de *Joaquim Viegas do Espírito Santo*, explorador botânico que entre 1932 e 1972 efectuou numerosas colheitas na Guiné-Bissau, cerca de 5000, algumas das quais da região do Cantanhez. Paralelamente às herborizações fez recolha, junto das populações, dos nomes vulgares e vernáculos das plantas colhidas. Publicou um estudo (ESPÍRITO SANTO, 1949) sobre a vegetação na qual afirma relativamente à cobertura vegetal "... recebe por um lado infiltrações de elementos da flora densa equatorial e, por outro, de elementos das formações xerófilas do Senegal e do Sudão", os primeiros, particularmente nas regiões do litoral e do Sul e os segundos nas regiões interiores do Nordeste, Centro e Leste.

CARVALHO & NUNES (1956) realizaram estudos sobre as manchas da vegetação da região do Cantanhez. Consideraram a ocorrência de diversas manchas de floresta seca densa, de fácies higrófila, manchas estas as mais setentrionais deste tipo de floresta densa do golfo da Guiné.

Entre 1953 e 1954 o engenheiro *José Sampayo d'Orey*, chefiando a Brigada de Estudos Florestais da Guiné Portuguesa, colectou 3000 números, alguns nesta região.

Entre 1960 e 1961 *Raimundo, Pereira et Guerra e Pereira et Correia*, integrados no Grupo Fitossociológico da Missão de Estudos Agronómicos do Ultramar, realizaram duas missões com a finalidade de recolha de elementos para a definição das associações vegetais na Guiné-Bissau (MALATO-BELIZ, 1963).

MATERIAL E MÉTODOS

Os autores realizaram, na região da Mata do Cantanhez, prospecções em Outubro de 1989, Outubro de 1990, Novembro de 1994, Maio de 1995, Outubro de 1995 e Abril de 1997, tendo

sido herborizados cerca de 1500 números e efectuados numerosos inventários florísticos e observações diversas. Os estudos de campo realizaram-se nos vários maciços florestais que integram a Mata do Cantanhez, nomeadamente os de Cafatche, Cabessul, Canamine, Cambeque, Cabante, Cafal-Cafine, Catamboi, Camocote, Lauchande, Muna e Madina, todos nas proximidades de Iemberem. Percorreram-se zonas das margens dos rios Cacine e Cumbijã, tendo-se observado e colectado os halófitos característicos dos mangais da região. Recolheram-se dados sobre os nomes em crioulo e nas línguas dos povos que habitam a região, nomeadamente balanta, sosso, nalu, fula e tanda. Também se registou, sempre que foi possível obter a informação, dados acerca da utilização das plantas pelas populações.

Os espécimes botânicos colectados encontram-se nas colecções de *M. A. Diniz* e de *E. Martins* e estão depositados no Herbário do Centro de Botânica (LISC) do Instituto de Investigação Científica Tropical, em Lisboa. Os resultados obtidos foram parcialmente compilados em comunicações que se encontram em vias de publicação (DINIZ; GONÇALVES, DINIZ & CATARINO; MARTINS. Em publicação).

Nos anos de 1994 e 1995 *Amélia Moreira*, da Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, sob a orientação de um de nós (*M. A. Diniz*) colectou nesta região cerca de 350 espécimes representantes de plantas com interesse etnobotânico usadas pela etnia nalu, que foram estudados e integrados no Herbário LISC, complementando os nossos próprios estudos.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

De acordo com a classificação de WHITE (1983) todo o território da Guiné-Bissau está incluído na Zona de Transição Regional Guineo-Congolesa/Sudanesa. A região do Cantanhez está sujeita no entanto a fortes influências florísticas do Centro Regional de Endemismo Guineo-Congolês, devido à sua localização na continuação daquela unidade fitogeográfica.

Com base nos levantamentos florísticos efectuados e estudos anteriormente publicados, DINIZ (1994; 1994a) reconheceu as principais formações vegetais ocorrentes na Guiné-Bissau, referindo particularmente a região do Cantanhez.

MALAISSÉ (1996) na caracterização fitogeográfica e ecológica das florestas do Cantanhez reconheceu as formações florestais na região e discutiu a sua relação com formações florestais de regiões vizinhas na África ocidental. Este autor havia visitado a zona em 1995; em conjunto com o seu colaborador *Velickovic* herborizou 550 números que se encontram depositados no Herbário do Jardin Botanique National de Belgique (BR), em Meise (MALAISSÉ, 1996).

Revêem-se agora estas formações e referem-se as principais espécies que as caracterizam. Entre parêntesis indicam-se, sempre que possível, os respectivos nomes em crioulo.

Floresta densa sub-húmida

É o agrupamento florestal mais rico da região, com árvores de grande porte que atingem 25 ou mais metros de altura. É uma floresta semicaducifolia, em equilíbrio com o solo e o clima. O solo mantém-se relativamente húmido apesar de 7 meses de estação seca.

O elenco florístico desta floresta é constituído por *Anisophyllea laurina* R. Br. ex Sabine (pau-miséria), *Ceiba pentandra* (L.) Gaertn. (poilão), *Strombosia pustulata* Oliv. (osso-de-dari), *Erythrophleum suaveolens* (Guill. & Perr.) Brenan (mancone), *Parinari excelsa* Sabine (mampataz), *Klainedoxa gabonensis* Pierre (mampataz-de-porco), *Alstonia congensis* Engl. (tagarra), *Pentaclethra macrophylla* Benth. (árvore-das-marés), *Dialium guineense* Willd. (pau-veludo) e *Xylopia aethiopica* (Dunal) A. Rich. (malagueta-preto).

Os retalhos desta floresta constituem as últimas relíquias mais ocidentais e mais setentrionais de florestas análogas que ocorrem na Libéria e na Serra Leoa. Outrora existiriam também florestas semelhantes no Baixo Casemance, Senegal.

É crível que no passado toda a região litoral da Guiné-Bissau seria coberta por este tipo de floresta. A pouco e pouco, com a intervenção do homem ela terá sido destruída para aproveitamento dos solos para fins agrícolas. É pouco provável que nesta região tenha sido utilizada directamente a queimada devido ao forte ensombramento, mas sim o corte indiscriminado das árvores (derruba) ou mais provavelmente o abate da maior parte das árvores restando apenas alguns exemplares sobreviventes da derruba como "árvores-mães" para formação da nova floresta.

Para alguns autores, nomeadamente CARVALHO & NUNES (1956) esta floresta seria apenas uma floresta secundária em permanente reconstituição devido à fraca densidade da população e à elevada pluviosidade nesta região.

Constata-se porém a existência de refúgios de floresta primária nos vários maciços florestais, quer se trate de florestas secundárias quer de relíquias de floresta primária em meio de espécies dominantes características de florestas secundárias.

Anisophyllea laurina, *Strombosia pustulata*, *Erythrophleum suaveolens*, *Klainedoxa gabonensis* e *Xylopia aethiopica* são espécies arbóreas características de floresta primária. A última constitui uma essência muito procurada pelas populações pelo valor comercial dos seus frutos, utilizados como especiaria.

Antiaris toxicaria Leschen. (pau-de-bicho-branco ou língua-di-baca) ocorre nas florestas primárias algo modificadas e também nas florestas secundárias.

Parinari excelsa é uma árvore da floresta densa seca cujos frutos são comestíveis e por vezes apreciados, sendo mesmo comercializados nos mercados locais e nas cidades. Existem povoamentos com dominância desta espécie em certos maciços de floresta densa. Ocorre porém igualmente noutras formações.

Desenvolvem-se lianas com grande pujança que chegam a atingir a copa das árvores mais elevadas, algumas com o auxílio de ganchos,

como *Ancistrocladus barteri* Scott-Elliot, característica das florestas densas húmidas e sub-húmidas da Libéria e Serra Leoa.

Nas clareiras e orlas das florestas encontram-se outras lianas como *Mezoneuron benthamianum* Baill. (pau-de-firida-preto), *Artabrotys velutinus* Scott-Elliot, *Landolphia heudelotii* A. DC. (fole), *L. hirsuta* (Hua) Pichon (fole), *Simicratea welwitschii* (Oliv.) N. Hallé e *Dioscoreophyllum cumminsii* (Stapf) Diels (fruto-di-minino). Outras trepadeiras, pertencentes aos géneros *Cissus*, *Mukuna* e *Cercestis* são também comuns.

Mangal

Formação extensa de espécies halófitas que ocorre nas margens sinuosas dos rios Cumbijã e Cacine e seus afluentes, em áreas alagadas temporariamente por água salgada, sujeitas à influência das marés. As espécies arbóreas dominantes desta comunidade são *Rhizophora racemosa* G. Mey., *R. mangle* L., *R. harrisonii* Leechm., *Avicennia germinans* (L.) L., *Laguncularia racemosa* Gaertn. e *Conocarpus erectus* L. (DINIZ, 1994), todas elas designadas por "tarafe", em crioulo. Nas zonas de transição para terra firme é comum o aparecimento das espécies arbóreas *Lonchocarpus sericeus* (Poir.) Kunth (pó-de-linguana) e *Hibiscus tiliaceus* L. e das herbáceas *Blutaparum vermiculare* (L.) Mears (arroz-de-cacre), *Sesuvium portulacastrum* (L.) L. e *Sporobolus virginicus* (L.) Kunth. Nesta comunidade estão representadas todas as espécies arbóreas características do mangal que se desenvolve na África ocidental.

Em regra, nesta região, as espécies de *Rhizophora* e *Laguncularia* instalam-se junto ao litoral enquanto *Avicennia germinans*, com os seus pneumatóforos característicos emergindo em extensas áreas de solos acinzentados, aparece mais para o interior como documenta MALAISSE (1996). No entanto constatamos que esta zanação nem sempre se verifica, encontrando-se por vezes as espécies misturadas numa mesma área.

As comunidades de mangal, embora de fraca diversidade florística, têm grande importância por

constituírem nichos ecológicos onde coabitam peixes e crustáceos, sendo lugar apropriado para a sua reprodução e também para nidificação de aves.

Para o interior do mangal, em direcção a terra firme, ocorrem áreas quase desprovidas de vegetação devido ao elevado grau de salinidade dos solos ou à presença de couças lateríticas. São as chamadas "lalas" de água salgada.

Palmares

Rodeando os vales interiores e as bolanhas, em solos húmidos e profundos, desenvolvem-se povoamentos constituídos essencialmente por *Elaeis guineensis* Jacq. (palmeira-do-azeite) formando núcleos maiores ou menores. Em associação com esta espécie ocorrem geralmente *Sarcocephalus latifolius* (Sm.) Bruce (madronho), *Mitragyna stipulosa* (DC.) Kuntze, *Macaranga heterophylla* (Müll. Arg.) Müll. Arg. e *Palisota hirsuta* (Thunb.) K. Schum..

A área de distribuição natural da palmeira-do-azeite tem o seu limite norte na Guiné-Bissau.

Floresta ripária

Este tipo de floresta observa-se ao longo do rio Balana, único na região quase completamente de água doce.

As espécies do estrato arbóreo mais características são comuns à floresta clara e à floresta densa seca mas de porte mais elevado, como *Dialium guineense* (veludo), *Carapa procera* DC. (cola-amargosa), *Trichilia emetica* Vahl, *Hunteria elliotii* (Stapf) Pichon (pó-di-pinti), *Khaya senegalensis* (Desv.) A. Juss. (bissilon), *Anthostema senegalense* A. Juss. (pó-de-lête), *Syzgium guineense* (Willd.) DC. (pó-branco) e *Ficus* spp.

Floresta clara seca

É uma floresta seca aberta com composição florística constituída por árvores até 12 m de altura, com *Azalia africana* Sm. ex Pers. (pau-de-conta), *Pterocarpus erinaceus* Poir. (pau-sangue), *Daniellia oliveri* (Rolfe) Hutch. & Dalziel (pau-incenso), *Markhamia tomentosa*

(Benth.) K. Schum., *Cola cordifolia* (Cav.) R. Br. (mandjandja), *Bombax costatum* Pellegr. & Vuillet (poilão-foro) e *Albizia adianthifolia* (Schumach.) W. Wight (farôba-de-lala).

O estrato arbustivo é constituído por *Terminalia macroptera* Guill. & Perr. (macite), *Combretum micranthum* G. Don (bucu), *Piliostigma thonningii* (Schumach.) Milne-Redh. (fará) e *Uvaria chamae* P. Beauv. (banana-santcho) entre outras.

Floresta densa seca

Caracterizada pela presença das mesmas espécies da floresta clara seca diferindo somente na existência de maior número de estratos da vegetação e no porte mais elevado.

Savanas arborizadas

Ocupam uma parte apreciável da região, com árvores e arbustos dispersos como *Borassus aethiopum* Mart. (cibe), *Adansonia digitata* L. (calabaceira), *Parkia biglobosa* (Jacq.) Benth. (farôba), *Prosopis africana* (Guill. & Perr.) Taub. (pau-carvão) e *Neocarya macrophylla* (Sabine) Prance ex Wight (tambacumba), as instaladas em solos mais profundos, como resultantes da degradação de formações florestais. Nelas é frequente o surgimento de minúsculas manchas de floresta clara. Noutros casos porém, entre os arbustos que se desenvolvem destacam-se *Guiera senegalensis* J.F. Gmel. (babodoce), *Gardenia ternifolia* subsp. *jovis-tonantis* (Welw.) Verdc., *Lophira lanceolata* van Tiegh ex Keay (malanga) e *Bridelia micrantha* (Hochst.) Baill. (bissoia), quando instaladas em solos delgados sobre couraças lateríticas a pequena profundidade.

As gramíneas mais comuns são *Andropogon gayanus* Kunth e espécies de *Hyparrhenia*, *Digitaria*, *Cymbopogon* e *Loudetia*.

A RELAÇÃO HOMEM-FLORESTA

Existe uma interrelação entre a floresta e a população circundante. A agricultura praticada, itinerante, implica que as árvores e arbustos sejam derrubados e o fogo seja posto de forma a

limpar e preparar os terrenos. No início da época das chuvas deitam-se à terra as sementes de milho, feijão e planta-se arroz, mandioca e fruteiras.

Com o aumento da pressão fundiária as florestas são cada vez mais derrubadas para obtenção de terrenos livres para a agricultura. Com efeito, o rápido esgotamento da fertilidade acompanhada da destruição da matéria orgânica dos solos sem adequada reposição dos nutrientes por parte do agricultor, leva a que a cultura seja suspensa e se procure um novo local com nível de fertilidade suficiente, uma nova área de floresta ainda rica em húmus. Esta procura incessante leva à destruição acelerada dos recursos florestais e progressiva savanização.

As florestas e savanas arborizadas fornecem boas madeiras como o mampataz ou a (tagarra) e lenha para o fabrico de carvão como o pau-carvão. Outras plantas são utilizadas na dieta alimentar das populações como as raízes de *Icacina oliviformis* (Poir.) J. Raynal (manganaz), as folhas de calabaceira e de *Hibiscus sabdarifa* (baguitche), os frutos de banana-santcho e de mampataz. Outras, com propriedades medicinais, são recolhidas para tratar doenças, nomeadamente o babodoce, utilizado como calmante para a tosse, hipotensor, antidiarreico e anti-inflamatório, *Holarrhena floribunda* (G. Don) T. Durand & Schinz, como antimalárica e antidesintérica ou *Cercestis afzelii* Schott pretensamente para curar a impotência sexual. Na construção das habitações são utilizadas cibe, nos madeiramentos, *Anadelphia afzeliana* (Rendle) Stapf (palha-de-lala ou palha-casa) nas coberturas, esta última característica das savanas húmidas (lalas) e *Hibiscus sterculifolius* (Guill. & Perr.) Steud. (nancinho) como corda para ligar os madeiramentos. Para o fabrico de alfaias, como arados, utiliza-se pau-sangue enquanto para a manufactura de banquinhos se utiliza a madeira mais macia do poilão.

É às florestas que as populações locais vão buscar quase todos os recursos do quotidiano (DINIZ & FRAZÃO-MOREIRA, 1997). Elas constituem um valor inestimável para a sua

economia. A importância das plantas na vida das populações foi também detalhadamente abordada em FRAZÃO-MOREIRA (1995).

A CONSERVAÇÃO DA FLORESTA

Têm sido desenvolvidas algumas actividades por Organizações não Governamentais guineenses nomeadamente a Tiniguena, a Alternag e a Acção para o Desenvolvimento, em colaboração com a União Internacional da Conservação da Natureza, inicialmente com o Projecto "Iniciativa do Cantanhez" com várias actividades com participação das populações, com o objectivo do desenvolvimento integrado de toda a região, minorando, tanto quanto possível, os efeitos negativos da acção do Homem sobre o ambiente e particularmente sobre as florestas. Actualmente aquele projecto deu lugar à "Casa do Ambiente e Cultura do Cantanhez".

Para que as populações conservem as florestas haverá que lhes oferecer alternativas viáveis para um desenvolvimento harmonioso. Estão já criados sistemas de crédito alternativo para o aproveitamento de bolanhas salgadas e construção de diques de modo a não ser necessário recorrer à cultura de arroz de sequeiro, conhecido como arroz "pampam", que implica a derruba da floresta. Acções semelhantes realizaram-se no domínio da fruticultura, nomeadamente incentivando o plantio de bananeiras e de mangueiras.

A pesca artesanal é outra actividade que poderia ser incentivada com a concessão de créditos para aquisição de redes, o que viria

beneficiar parte da população, em particular a que vive nas proximidades dos portos de Canamine e Camecote, na ria de Cacine.

Haverá que melhorar a qualidade de vida das populações com a criação de postos de trabalho e instalação ou melhoramento de escolas, estruturas de prestação de cuidados de saúde, e redes de comunicações que não choquem com a necessidade de preservação do meio ambiente.

É necessário ainda proceder à sensibilização das populações e informação sobre o valor destas formações vegetais, particularmente das florestas densas secas e das florestas densas sub-húmidas. Estas últimas, reduzidas a pequenos e únicos retalhos de floresta aparentemente primária na Guiné-Bissau, são as representantes mais setentrionais de outras de constituição idêntica mas de muito maior extensão que ocorrem ainda na Libéria e na Serra Leoa.

Na Mata do Cantanhez a diversidade vegetal constitui uma fonte de recursos naturais importante para as populações. A sua permanência ou destruição definitiva dependem do modo como for encarado o problema do desenvolvimento económico local.

AGRADECIMENTOS

Aos responsáveis e técnicos da Acção para o Desenvolvimento, em particular ao Eng^o Carlos Schwarz Silva, os autores agradecem as facilidades concedidas. Aos elementos da população local com quem conviveram ficam gratos pelas informações que receberam e pelo respeito que lhes merece o mundo vegetal.

REFERÊNCIAS

- AUBRÉVILLE, A. 1949. *Climats, Forêts et Désertification de l'Afrique Tropicale*. Paris, Soc. Éd. Géogr. Marit. Colon., 351 p.
- CARVALHO, J. A. T. de & NUNES, F. J. S. F. P. 1956). *Contribuição para o Estudo do Problema Florestal da Guiné Portuguesa. Estudos, Ensaios e Documentos, XXX*, Lisboa, Junta de Investigações do Ultramar, 194 p.
- DINIZ, M. A. 1994. *Flora e Vegetação da Guiné-Bissau*. Programa de Investigação. Lisboa, 111 p. Bibliografia numerosa.
- DINIZ, M. A. 1994a. Aspectos do mangal na Guiné-Bissau. *An. Inst. Sup. Agron.* **44** (2), 431-442
- DINIZ, M. A. Contributos para a Flora da Guiné-Bissau (II). *Garcia de Orta. Sér. Botânica*, Lisboa **14**, 13 p (no prelo).
- DINIZ, M. A. & FRAZÃO-MOREIRA, A. 1997. Traditional uses of Guinea-Bissau plants: buildings, tools crafts and wood fuel (no prelo).
- ESPÍRITO SANTO, J. V. do 1949. Contribuição para o conhecimento fitogeográfico da Guiné Portuguesa. *Bol. Cult. Guiné Portuguesa*, Bissau **4**, 13. 95-129.

- FRAZÃO-MOREIRA, A. 1995. *Usos e concepções das plantas no "Mato de Cantanhez"*. Iniciativa do Cantanhez - Acção para o Desenvolvimento, 106 p.
- GONÇALVES, A. E., DINIZ, M. A. & CATARINO, L. Subsídios para o conhecimento da Flora do Cantanhez. *Garcia de Orta, Sér. Botânica*, Lisboa **15** (no prelo).
- MALAISSE, F. 1996. *Caractérisations phytogéographique et écologique des forêts de Cantanhez (Région de Tombali, Guinée-Bissau)*. I.C.-A.D, 95 p.
- MALATO-BELIZ, J. V. 1963. Aspectos da investigação geobotânica na Guiné portuguesa. *Garcia de Orta*, Lisboa, **11**, 1, 143-161.
- MARTINS, E. S. Contribuição para o conhecimento da Flora do Cantanhez, Guiné-Bissau - I. *Garcia de Orta, Sér. Botânica*, Lisboa **14**, 19 p. (no prelo).
- MARTINS, E. S. Contribuição para o conhecimento da Flora do Cantanhez, Guiné-Bissau - II. *Garcia de Orta, Sér. Botânica*, Lisboa **15**, 39 p. (no prelo).
- WHITE, F. 1983. *The Vegetation of Africa. A descriptive memoir to accompany the Unesco/AETFAT/UNSO vegetation map of Africa*. Paris, Unesco, 356 p.

ANALYSIS OF COLLEMBOLAN COMMUNITIES IN HIGH ENDEMISM AREAS OF ALGARVE WITH PARTICULAR EMPHASIS TO ENDEMIC OR RARE SPECIES

M. M. da Gama, J. P. Sousa, C. Seabra & H. Barrocas

Instituto Ambiente e Vida - Departamento de Zoologia, Universidade de Coimbra, 3000 Coimbra, Portugal

Gama, M.M., Sousa, J. P., Seabra, C. & Barrocas, H. (1998). Analysis of collembolan communities in High Endemism Areas of Algarve with particular emphasis to endemic or rare species. *Revista Biol. (Lisboa)* **16**: 67-86.

The authors studied the Collembola populations from High Endemism Areas (HEA) in Algarve in order to look for endemic or rare species and getting information on the origin and maintenance of endemism in this region. Here, five well delimited ecological areas have revealed good examples of endemicities mainly concerning Phanerogames but also several Arthropod groups. The overall analysis of the results reflects a distinguished separation of three groups of sites among the studied areas: the biotopes of Serra de Monchique, coastal "wet" biotopes (salt-marshes and dunes) and other "dry" coastal and inland sites (Sagres, Pinewood and Barrocal sites). In these areas we have found fifteen endemic Collembolan species and twenty three species not yet referred to our country or to the Iberian Peninsula, and also endemic or rare species of Isopoda, Pseudoscorpionida, Pauropoda and Staphylinidae, which contribute to enhance the real biological value of them in terms of biodiversity conservation.

Key words - Collembola, High Endemism Areas, endemic species, Algarve.

Gama, M.M., Sousa, J. P., Seabra, C. & Barrocas, H. (1998). Análise das comunidades de colêmbolos em Áreas de Elevado Endemismo do Algarve com particular atenção para as espécies endémicas e raras. *Revista Biol. (Lisboa)* **16**: 67-86.

Os autores estudaram populações de Colêmbolos provenientes de Áreas de Elevado Endemismo no Algarve, a fim de investigar quais as espécies endémicas ou raras aí existentes e obter informações sobre a origem e manutenção dos endemismos nesta região. Aqui, cinco áreas ecológicas bem delimitadas revelaram bons exemplos de endemismos, principalmente no que respeita às Fanerogâmicas mas também a vários grupos de Artrópodes. A análise global dos resultados reflecte uma separação nítida de três grupos de biótopos nas áreas estudadas: os biótopos da Serra de Monchique, os biótopos costeiros "húmidos" (dunas e sapais) e os biótopos costeiros "secos" mais os biótopos do interior (Sagres, pinhais da Ria Formosa e Barrocal). Nestas áreas foram amostradas 15 espécies endémicas de Colêmbolos e 23 espécies ainda não citadas para Portugal ou para a Península Ibérica, além de espécies raras ou endémicas de Isópodes, Pseudoscorpídeos, Paurópodes e Estafilínídeos, o que

contribui para realçar o valor biológico destas áreas em termos de conservação da biodiversidade.

Palavras Chave - Colêmbolos, Áreas de elevado endemismo, Espécies endémicas, Algarve.

INTRODUCTION

Conservation biology has emerged during the last decades as a major concept addressing the drastic loss of biological diversity throughout the world. Both scientists and general public have realized that we are living in a time of unprecedented extinction of biological communities, caused principally by habitat destruction stemming from human activities (PRIMACK, 1993).

In this context it is absolutely necessary to preserve and restore the habitats where species exist, with particular attention to endemic biota, which represent the most valuable and vulnerable component of edaphic communities (DEHARVENG, 1996).

Algarve, the Southernmost province of Portugal, is a special hotspot of biodiversity in the Iberian Peninsula, where several endemic species of flowering plants (ROCHA AFONSO, 1991) and Arthropods [(Thysanura (MENDES, 1985, 1992) Coleoptera Cicindelidae (HORN, 1937, SERRANO, 1988, 1995) and Homoptera Cicadoidea Tibicinidae (BOULARD, 1982, QUARTAU, 1995)] have been pointed out.

In spite of its relatively small area, this region offers a wide variety of soil diversity which allows to distinguish five well delimited ecological areas: Península de Sagres, Serra de Monchique, Barrocal, Parque Natural da Ria Formosa and Reserva Natural do Sapal de Castro Marim. We studied the Collembola communities from these areas with the aim to search for endemic or rare species and getting information on the origin and maintenance of endemism in this province.

This research is integrated in an EU program (1995-1997) entitled "High Endemism Areas,

Endemic Biota and the Conservation of Biodiversity in Western Europe".

MATERIAL AND METHODS

1. Study sites

Five areas representing the major landscape units in the Algarve province, and chosen by the presence of several species of plants and insects endemic to this region, have been sampled (Fig. 1).

In Serra de Monchique, Barrocal and Ria Formosa we considered several biotopes (some of them, sampled in different sites), whereas in Península de Sagres and Castro Marim only one biotope was considered.

1.1. Península de Sagres (designated by Sagres): it is a calcareous dolomitic region in the South-west extreme of Algarve, with cliffs ranging from 40 m high (Ponta de Sagres) to 70 m high (Cabo de S. Vicente). In terms of vegetation cover, this area presented shrub and herbaceous layers dominated by *Cistus ladanifer* L., *Thymus camphoratus* Hoffmanns & Link, an endemic species in southwestern Algarve, *Armeria pungens* (Link) Hoffmanns & Link and *Carpobrotus edulis* (L.) N.E. Br.

1.2. Serra de Monchique: the upper half of this mountain is predominantly syenitic, including Foia (902 m high), whereas the lower zone has a schistose nature. In this massif there are quite rare species of Phanerogames such as *Rhododendron ponticum* L. ssp. *baeticum* (Boiss. & Reuter) Hand.-Mazz. ("Iberian Rose Bay"), a relictual endemic restricted to a few sites of Southern Iberian Peninsula. Another important species appearing above 400 m of altitude is the Monchique oak, *Quercus canariensis* Willd., which presents a very

restricted occurrence both in Portugal and in Spain, being Serra de Monchique its exclusive area in Portugal. This tree appears nowadays only in small and scattered clumps (ROCHA AFONSO, 1991) or as individual specimens.

The sampled biotopes were: *Rhododendron ponticum baeticum* (designated Rhododendron), *Quercus canariensis* (designated Q. canariensis), *Quercus suber* (two sites, designated by Q. suber I

and II) and *Eucalyptus* sp. (three sites, designated by Eucalyptus I, II and III). Almost all sites (with the exception of Q. suber II) presented shrub and herbaceous layers composed mainly of *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn, *Cistus* spp., *Erica* spp. and *Viburnum tinus* L. (on oak and eucalyptus sites). All eucalyptus sites were in second rotation and presented a large accumulation of leaves and bark in the soil surface.

Study areas and sampling sites

- | | | |
|----------------------|----------------------------|--|
| a Sagres | | |
| a Serra de Monchique | | Rhododendron
Quercus suber (I and II)
Quercus canariensis
Eucalyptus spp. (I, II and III) |
| a Barrocal | Barrocal 94
Barrocal 96 | |
| a Ria Formosa | | Salt-marshes
Sand dunes
Pinewood (I and II) |
| a Castro Marim | | |

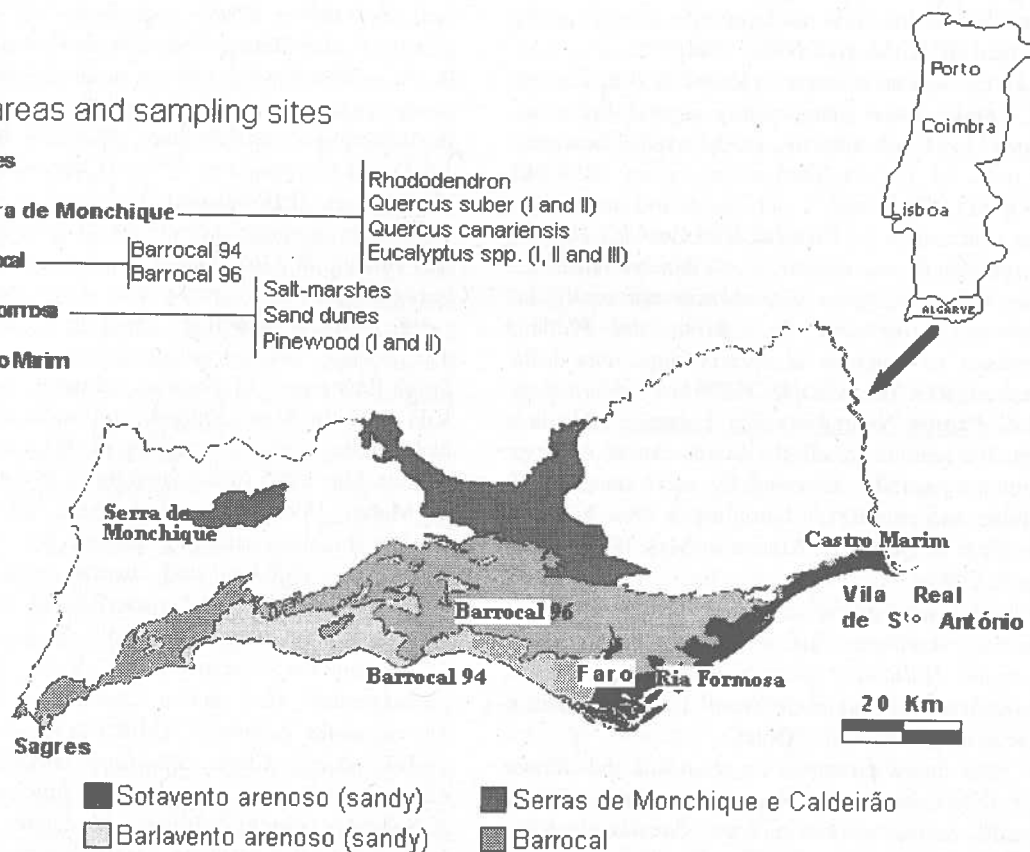


Fig. 1 - High Endemism Areas (HEA) in Algarve and sampling sites.

1.3. Barrocal: this region corresponds to a calcareous platform, bordered at the Southern littoral by the sandy zone of the Barlavento and the Sotavento. Sampling was done in Carvoeiro, near Farol de Alanzina, and in a place located between the villages of Alte and Salir (see Fig. 1):

- In the first biotope (referred as Barrocal 94) there was a shrub and herbaceous layer composed mainly of *Pistacia lentiscus* L., in association with *Smilax aspera* L. and *Chamaerops humilis* L. (the dwarf fan palm) that is found frequently in the Barrocal (ROCHA AFONSO, 1991).

- In the second biotope (referred as Barrocal 96) the samples were taken mainly around *Ceratonia siliqua* L. (carob tree) one of the most characteristic trees of the Mediterranean region (ROCHA AFONSO, 1991) with a rich shrub and herbaceous layer constituted by *Pistacia lentiscus* L., *Daphne gnidium* L., *Cistus albidus* L., *C. monspeliensis* L., *Arum italicum* Miller, *Rosmarinus officinalis* L., *Asphodelus ramosus* (L.) Brot., and *Phlomis purpurea* L. which in Algarve is found only in the Barrocal (ROCHA AFONSO, 1991).

1.4. Parque Natural da Ria Formosa: this is a protected coastal area in the South-east of Algarve, which is partially occupied by sand dunes, salt-marshes and pine forest. Sampling in these biotopes was done at Quinta de Marim in May 1995 and in March 1996.

- In salt-marshes the vegetation was composed of *Spartina maritima*, *Sarcocornia perennis* ssp. *perennis*, *Halimione portulacoides* (L.) Aellen, *Mesembryanthemum nodiflorum* L. and *Limnias-trum monopetalum* (L.) Boiss.

- Sand dunes presented an abundant and diverse vegetation composed of *Spartina maritima* (Curtis) Fernald, *Juncus maritimus* Lam., *Suaeda albescens* Lázaro-Ibiza, *Suaeda vera* J. F. Gmelin, *Sarcocornia perennis* (Mill.) A. J. Scott ssp. *perennis*, *Paronychia argentea* Lam. and *Cistanche phelypaea* (L.) P. Coutinho, a beautiful plant with a yellow

corolla forming a broadly funnel-shaped anther. *Dittrichia viscosa* (L.) W. Greuter ssp. *revoluta* (Hoffmanns & Link) P. Silva & Tutin, an endemic of sandy places in Algarve.

- In pine stands, constituted by *Pinus pinea* and *P. pinaster* Aiton, we sampled in two sites: (1) *Pinus* I (Pinewood I) presented a shrub and herbaceous layer composed of *Euphorbia segetalis* L., *Raphanus raphanistrum* L., *Echium tuberculatum* Hoffgg. & Link, *Cistus salvifolius* L., *Arum italicum* Miller, *Oxalis pes-caprae* L., *Urginea maritima* (L.) Baker, *Halimium halimifolium* (L.) Willk., which is very common on littoral sands or sandy places not far from the sea, both in Barlavento and in Sotavento (ROCHA AFONSO, 1991) and (2) in *Pinus* II (Pinewood II) there was a less rich vegetation composed principally of *Linaria spartea* (L.) Hoffgg. & Link, *Linum bienne* Miller, *Rumex bucephalophorus* L., and *Cistus salvifolius* L.

1.5. Reserva Natural do Sapal de Castro Marim: this protected area of salt-marshes is located in the South-East corner of Algarve, delimited at South by Vila Real de Santo António and at South-East by the Guadiana river. Sampling in this biotope was done in May 1995 (designated by C. Marim 95) and in March 1996 (designated by C. Marim 96). During this last sampling period, the vegetation cover was abundant and diverse, with a large number of species not characteristic of this type of habitat. It was composed mainly of specimens of *Chamaemelum fuscum* (Brot.) Vasc., *Halimione portulacoides* (L.), Aellen, *Oxalis pes-caprae* L., *Sarcocornia perennis* (Mill.) A. J. Scott ssp. *perennis* (L.), *Plantago coronopus* (L.) Lag. Castr., *Cistus monspeliensis* L., *Lythrum junceum* Bartram & Solander, *Juncus buffonius* L., *Rumex bucephalophorus* L. ssp. *gallicus*, *Triglochin maritima* (L.) Silene gallica L., *Cotula coronopifolia* L., *Amorpha galls arvensis* L., *Erodium botrys* (Cav.) Bertoloni & Amophila arenaria (L.) Link ssp. *arundinacea*

Lindb., *Limoniastrum monopetalum* (L.) Boiss. which is only found, in Portugal, in the Algarvian salt-marshes of Barlavento and Sotavento (ROCHA AFONSO, 1991), *Polygonum equisetiforme* Sibth & Sm., *Limonium ferulaceum* (L.) Chaz. and *Suaeda vera* J. F. Gmelin.

2. Sampling and soil characterization

Sampling was done in several visits to the Algarve region between 1994 and 1996. In each biotope several points (7-29) were randomly selected and at each point we took two samples of 250 cm³ each (one in the organic horizon and another in the mineral horizon). On those biotopes where the litter was not present we took only one sample of 500 cm³.

After faunal extraction (Berlese-Tullgren funnels), all air-dried samples were used for physical and chemical characterization: pH was measured in water (1/6 v:v) at 20°C; water content was measured according to DEWIS & FREITAS (1984) and was expressed in terms of percentage of water in relation to dry weight at 105°C; organic matter content was expressed as Ash Free Dry Weight; carbon and nitrogen contents were measured by Anne's and Kjeldahl's methods respectively (DEWIS & FREITAS, 1984). Physical and chemical characterization is represented in Fig. 2. Due to non significant differences among measured parameters at the different sites of Pine wood, C. Marim, Q. suber and Eucalyptus, the values were pooled.

3. Data analysis

Differences in community composition of each biotope were evaluated using both diversity and multivariate analysis. Prior to analysis, in order to establish comparisons between sites, we have pooled the data on those points where two samples of 250cm³ were taken, making an equal sample size of 500cm³ for all sites.

In the first level of analysis the indices of diversity (Shannon-Weaver), evenness and species richness (Margalef) were calculated for each site (MAGURRAN, 1991).

In the second level of data treatment an agglomerative hierarchical clustering method was applied to the two similarity matrices (resulting from the overall data matrix - 16 sites vs. 174 taxa) obtained from the Bray-Curtis similarity coefficient. From here resulted a diagram in Q mode (relations among sites) and another in R mode (relations among taxa). Prior to the analysis, and in order to correct for differences in the number of samples taken at each site, the values were expressed in terms of mean number of individuals per volume unit.

RESULTS AND DISCUSSION

A total of 30203 specimens, distributed by 174 taxa, were identified in the five sampling areas.

Rhododendron supported the highest abundance of all sites, with a mean number of 504,1 individuals/sampling unit (Tab. I). In terms of abundance, there was a gradient from the other inland biotopes to the coastal sites (C. Marim 95 and 96, Salt-Marshes and even Sagres). The mean number of taxa followed more or less a similar pattern. This gradient of values seems to be related with the soil physical and chemical characterization (Fig. 2); an higher number of individuals and taxa per sample occurred on sites with higher values of water, organic matter, carbon and nitrogen contents in the mineral horizon. In effect higher abundances and species richness of Collembola are usually associated with humid environments and sites with higher organic matter content (RUSEK, 1989).

The gradient in species diversity was different. Although *Q. canariensis* had the highest value, the coastal biotopes (Sagres and sites from Ria Formosa) had, in general, higher values of species diversity. The exception is the salt-marsh biotope

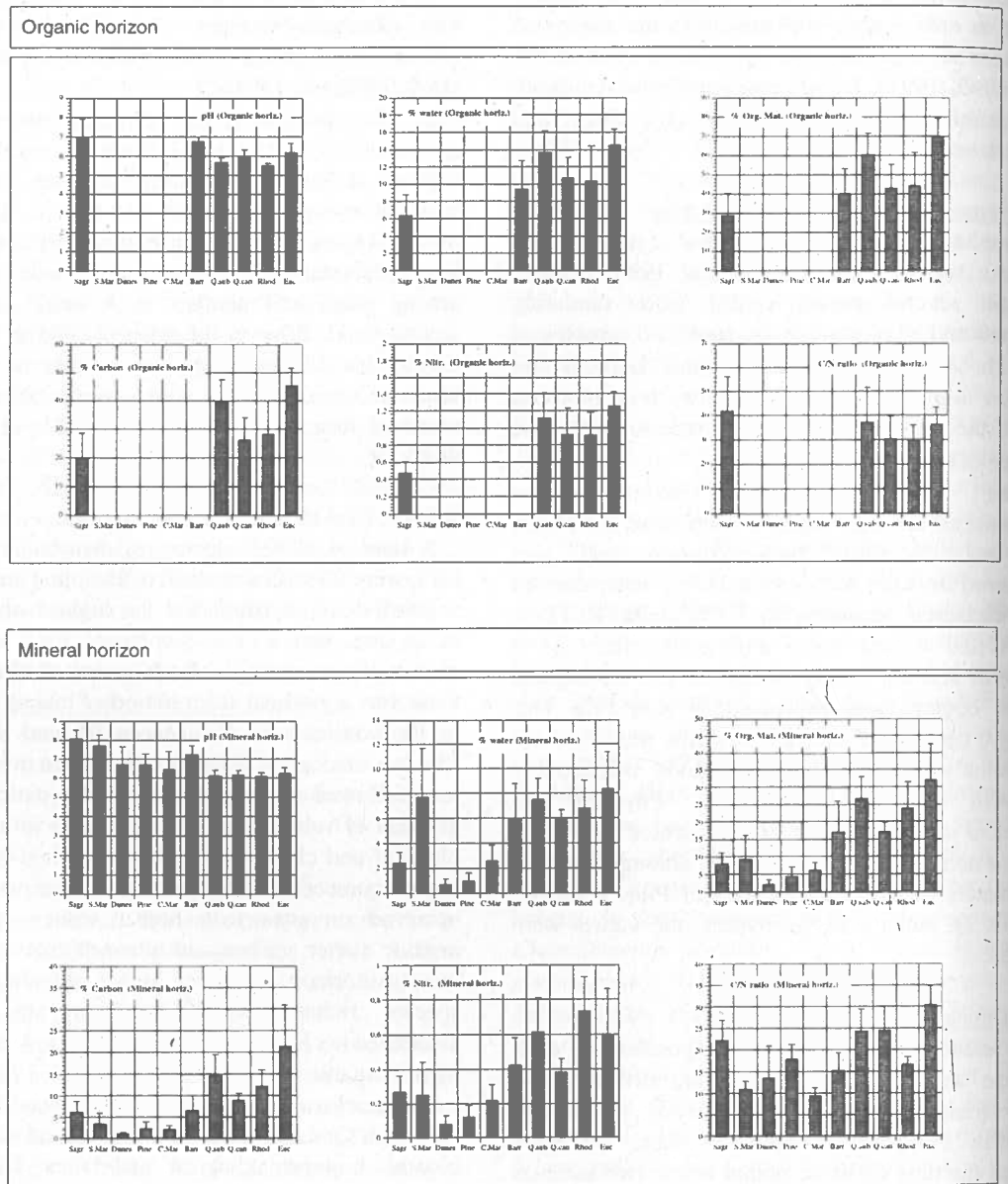


Fig. 2 - Physical and chemical parameters (average \pm SD) in sampling biotopes.

from C. Marim; the low diversity values obtained on both sampling periods are due either to the low number of taxa (in the case of C. Marim 95) or to the decrease in evenness (C. Marim 96). Inside Serra de Monchique, the diversity in Eucalyptus III seems to misfit the general pattern, e.g. higher diversity for the allochthonous biotopes. The reason for this is related to the increase in evenness (when compared to the other eucalyptus sites) and not to a difference in species number. In general terms, the diversity values in all sites seems to be more influenced by the distribution of individuals among the different taxa rather than species number.

A parallel between species diversity and species richness values is not so linear. Richness is strongly dependent on number of taxa identified at each site, therefore being related to the number of samples taken. Even so, we can denote that besides Sagres, the highest values of species richness occurred again in the inland biotopes (with the exception of eucalyptus sites in Serra de Monchique). This may be again related with the biotope characterization mentioned before.

The phenogram of Q mode analysis (Fig. 3) points out a clear separation of three groups. The first group is represented by Serra de Monchique where Eucalyptus I and Eucalyptus II are separated from Eucalyptus III, which is more closely related to the other biotopes, especially to Q. canariensis and Rhododendron. This fact may be explained by the relative abundance of *Ceratophysella gibbosa* and *Pseudachorudina bougisi* in the three sites and of *Proisotoma minuta* in Eucalyptus III and *Quercus canariensis*. The association between Eucalyptus I and Eucalyptus II may be related mainly to the high abundance of *Xenylla brevisimilis mediterranea* in these stands.

In the second group, composed of Pinewoods I and II, Sagres and Barrocal 94 and 96, there is an association between the Pinewood sites and among Sagres and Barrocal 94 and 96. The great abun-

dance of *X. brevisimilis mediterranea* in Sagres, Barrocal 94 and Barrocal 96 may explain the similarity among these sites. However, the degree of correlation between Sagres and Barrocal 94 is higher than between Sagres and Barrocal 96, which could be mainly due to the presence of *Cryptopygus debilis*, significantly abundant in the first two sites.

The third group includes the wet coastal habitats in which salt-marshes is more closely associated with C. Marim 95 than with C. Marim 96. This association may be related to the relative abundance of *Folsomia quadrioculata* in both biotopes. It is interesting to denote in dunes and in C. Marim 95 sites the exclusive presence of *Paraxenylla affiniformis*, *Archisotoma interstitialis* and *Axelsonia littoralis*, characteristic species of these habitats, and in dunes and salt-marshes the presence of *Friesea acuminata*, also characteristic of the maritime border.

The separation among the biotopes is much more evident in the phenogram of the R analysis (Fig. 4). The first group designed by salt-marshes comprehends nine taxa exclusive or dominating in this biotope, in spite of the fact that the first three species (*Ceratophysella armata*, *Folsomia quadrioculata*, and *Ceratophysella engadinensis*) appear in other biotopes (Tab. I). Among the species of this cluster we can highlight *Proisotoma ripicola* which occurs normally in sandy soils near water margins and *Mesaphorura hylophila*, also found in Sagres, which is cited for the first time to Portugal (Tab. III).

The second group corresponds to the sand dunes biotope and is composed of fourteen species occurring mainly in this site, most of them being characteristic of littoral and lagoon-side habitats: *Archisotoma interstitialis* (also found in C. Marim 95), *Friesea acuminata* (also found in salt-marshes), *Scaphaphorura arenaria* (also found in Sagres), *Paraxenylla affiniformis*, *Proisotoma schoetti* (also found in salt-marshes and C. Marim

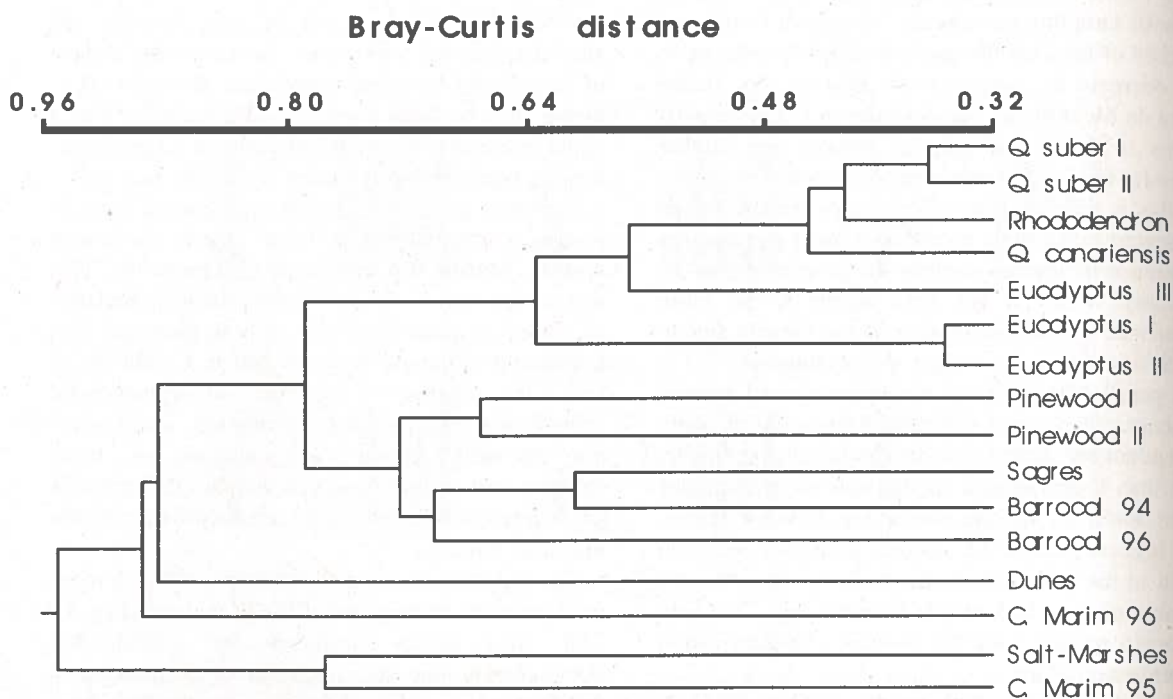


Fig. 3 - Diagram resulting from an agglomerative analysis (Q mode) on the overall data matrix. Similarities were calculated over average abundances, based on Bray-Curtis coefficient.

96), *Isotoma maritima meridionalis* and *Sminthurides malmgreni*. The first three species are for the first time cited to Portugal (Tab. III). The presence of *Paraxenylla affiniformis* here and in C. Marim 95 contributes to increase the area of this species distribution which some years ago was restricted to Balkans.

The next group of species, composed of *Anurida maritima*, *Bourletiella* sp., *Entomobrya* sp. and *Axelsonia littoralis* show character of exclusivity for C. Marim 95, only the last species appearing also in dunes, but with a poor abundance.

The fourth group (sixteen taxa) represents another cluster occurring almost exclusively in Sagres peninsula. Among the species found here

Entomobrya handschini (also found in Barrocal 96), *Mesaphorura florae*, an Iberian endemic, (also found in C. Marim 95) and *Arrhopalites microphthalmus* are, for the first time, recorded for the Portuguese fauna (Tab. III).

The large group appearing next (extending from *Ceratophysella gibbosa* - Cgi - to *Pseudosinella* sp. - Pse 6 - and divided into several sub-groups) represents those taxa associated with the biotopes from Serra de Monchique (Fig. 4).

The first sub-group (designated by General group) is composed mainly by those taxa that are also well represented in other biotopes, showing either: (1) higher abundance - *Pseudachorudina bougisi*, *Isotomiella minor*, *Parisotoma notabilis*

Tab. I - Abundance of Collembola species in the five areas studied. Also diversity indicators on all biotopes.

Taxa	Serra de Monchique										Ria Formosa					
	Sagres	Rhod.	Q.can.	Q.suber I	Q.suber II	Euc. I	Euc. II	Euc. III	Barr. 94	Barr. 96	Salt-marshes	Dunes	Pine I	Pine II	C.Mar. 95	C.Mar. 96
Car <i>Ceratophysella armata</i> (Nicolet, 1841)	9									15	24	10	4	1		
Cen <i>Ceratophysella engadinensis</i> Gisin, 1949	4										11				8	
Cgi <i>Ceratophysella gibbosa</i> (Bagnall, 1940)	23	71	90	62	57	2	2	70	62	31			94	1		
Cte <i>Ceratophysella tergilobata</i> Cassagnau, 1954											1					
Cte <i>Hypogastrura affinis</i> Cassagnau, 1954											12					11
Hve <i>Hypogastrura vernalis</i> (Carl, 1901)									4							
Mmi <i>Microgastrura minutissima</i> (Mills, 1934)	1	3								14						
Mse <i>Microgastrura sensiliata</i> (Jordana, 1981)				6	1			5				1				
Mic1 <i>Microgastrura</i> juv. (Salt-marshes)											4					
Mic2 <i>Microgastrura</i> juv. (Pinewood I)													5			
Paf <i>Paraxenylla affinisformis</i> (Stach, 1929)												96			16	
Win <i>Willemia intermedia</i> Mills, 1934		1						1								
Xbe <i>Xenylla brevisimilis mediterranea</i> Gama, 1964	339	1		58	1	249	496		430	463		350		1		
Xma <i>Xenylla maritima</i> Tullberg, 1869	8								137			130			4	2
Xsc <i>Xenylla schillei</i> Börner, 1903		4	2													
Xar <i>Xenyllodes armatus</i> Axelson, 1903														1		
Xoc <i>Xenyllogastrura octocolata</i> (Steiner, 1955)	3								162			38	411	70		7
Bcu <i>Brachystomella curvula</i> Gisin, 1948														10		
Bpa <i>Brachystomella parvula</i> (Schäffer, 1896)													5			6
Ama <i>Anurida maritima</i> (Guerin, 1838)																4
Bau <i>Bilobella aurantiaca</i> (Caroli, 1912)	1	2	2	8	3	3	5	4		123			6	5		
Dat <i>Deutonura atlantica</i> Deharveng, 1982		25	4	11	7	8	9	4								
Fac <i>Friesea acuminata</i> Denis, 1925											3	30				
Fde <i>Friesea decipiens</i> Steiner, 1958		80	6		59	1										
Fla <i>Friesea ladeiroi</i> Gama, 1959													16			
Fmi <i>Friesea mirabilis</i> (Tullberg, 1871)									17	1		1				31
Fst <i>Friesea stachi</i> Kseneman, 1936											15					101
Gve <i>Gamachorutes verrucosus</i> Cassagnau, 1978										13			1			
Micr1 <i>Micranurida</i> (2+2 eyes) sp.1	9	1		12	13		3	9		2	9	1				
Micr2 <i>Micranurida</i> (2+2 eyes) sp. 2											4					
Nea <i>Neanura</i> sp. (Q.suber I)				3												
Pbo <i>Pseudachorudina bougisi</i> Delamare, 1951	3	270	290	56	63	1	45	85	80	349			1	5		1
Ppal <i>Pseudachorutes palmiensis</i> Börner, 1903	1		1				1	2		24						
Ppar <i>Pseudachorutes parvulus</i> Börner, 1901	2	1						11								
Psu <i>Pseudachorutes subcrassus</i> Tullberg, 1871			1	5						35						
Pse1 <i>Pseudachorutes</i> sp. (Pinewood I)													36			
Pse2 <i>Pseudachorutes</i> sp. (Sagres)	19															
Pse3 <i>Pseudachorutes</i> sp. (Barrocal 96)										9						

Tab. I - Abundance of Collembola species in the five areas studied. Also diversity indicators on all biotopes (cont.)

Taxa	Serra de Monchique									Ria Formosa				C.Mar. 95	
	Sagres	Rhod.	Q.can.	Q.suber I	Q.suber II	Euc. I	Euc. II	Euc. III	Barr. 94	Barr. 96	Salt-marshes	Dunes	Pine I		Pine II
Fgi <i>Fissuraphorura gisini</i> (Selga, 1963)		7	1												
Mar <i>Mesaphorura arbei</i> Simón & Lucíañez, 1994			1	6	6		12					1			
Mco <i>Mesaphorura</i> sp. 1	5				1	1	1	1							
Mcr <i>Mesaphorura critica</i> Ellis, 1976					1		1	8							
Mfl <i>Mesaphorura florae</i> Simón & Lucíañez, 1994	2														1
Mhy <i>Mesaphorura hylophila</i> Rusek, 1982	2										4				
Mis <i>Mesaphorura</i> sp. 2	2		1	1	1	1	1	23							
Mkr <i>Mesaphorura krausbaueri</i> Börner, 1901	1														
Mma <i>Mesaphorura</i> sp. 3	8	1	1	4	4	2	8	11							
Mmac <i>Mesaphorura macrochaeta</i> Rusek, 1976	4	11	13	6	11	1		16				70			
Myo <i>Mesaphorura yosii</i> (Rusek, 1967)	1		2	2		7		11							
Mes1 <i>Mesaphorura</i> sp. (Dunes)												24			
Mes2 <i>Mesaphorura</i> sp. (Pinewood I)													40		
Mes3 <i>Mesaphorura</i> sp. (Pinewood II)														34	
Mes4 <i>Mesaphorura</i> sp. (C. Marim 96)															
Mes5 <i>Mesaphorura</i> sp. (Barrocal 94)									1						
Mes6 <i>Mesaphorura</i> sp. (Barrocal 96)										222					
Maf <i>Metaphorura affinis</i> (Börner, 1903)									9	53					1
Met <i>Metaphorura denisi</i> Simón, 1985										266					
Oci <i>Onychiurus circulans</i> Gisin, 1952					1										
Oin <i>Onychiurus insinuans</i> Gisin, 1952			52	11	8										
Ope <i>Onychiurus penetrans</i> Gisin, 1952								16							
Ops <i>Onychiurus pseudostachianus</i> Gisin, 1956			25												
Pca <i>Paratullbergia callipygos</i> (Börner, 1903)	1	2	3		3			2							
Par1 <i>Protaphorura armata</i> (Tullberg, 1869)						4	5		5	5					
Par2 <i>Protaphorura</i> gr. <i>armata</i>										19					
Pfi <i>Protaphorura fimata</i> (Gisin, 1952)												68			
Pgis <i>Protaphorura gisini</i> (Haybach, 1960)										44					1
Sar <i>Scaphaphorura arenaria</i> (Petersen, 1965)	13											22			
Squ <i>Stenaphorura quadrispina</i> Börner, 1901	2														
Ain <i>Archisotoma interstitialis</i> Delamare, 1954												54			31
Ali <i>Axelsonia littoralis</i> (Moniez, 1890)												1			4
Cde <i>Cryptopygus debilis</i> (Cassagnau, 1959)	745	23	1		63		2		215	2					167
Cpo <i>Cryptopygus ponticus</i> (Stach, 1947)														6	
Csc <i>Cryptopygus scapelliferus</i> (Gisin, 1955)	1	14	26	27	227	1		16			3		53		2
Csp <i>Cryptopygus sphagneticola</i> (Axelson, 1912)			3												
Cth <i>Cryptopygus thermophilus</i> (Axelson, 1900)	42	7	2		45	1	1		391	5321	3	1	133	16	
Fca <i>Folsomia candida</i> Willem, 1902			6	581											
Fqu <i>Folsomia quadrioculata</i> (Tullberg, 1871)	4									2	55		2	4	97
Fse <i>Folsomia sexoculata</i> (Tullberg, 1871)	33	416	134	1233	1131	502	1136	45					2		

Tab. I - Abundance of Collembola species in the five areas studied. Also diversity indicators on all biotopes (cont.)

Taxa	Serra de Monchique										Ria Formosa					
	Sagres	Rhod.	Q.can.	Q.suber I	Q.suber II	Euc. I	Euc. II	Euc. III	Barr. 94	Barr. 96	Salt-marshes	Dunes	Pine I	Pine II	C.Mar. 95	C.Mar. 96
Bou4 <i>Bourletiella</i> sp. (Pinewood II)															31	
Bou5 <i>Bourletiella</i> sp. (Sagres)	2															
Bou6 <i>Bourletiella</i> sp. (C. Marim 95)															5	
Bou7 <i>Bourletiella</i> sp. 1 (C. Marim 96)																2
Bou8 <i>Bourletiella</i> sp. 2 (C. Marim 96)																1
Cbr <i>Capraínea bremondi</i> (Delamare & Bassot, 1957)			3	2						1				1		
Dic <i>Dicyrtoma</i> sp.(Barrocal 94)									2							
Dmi <i>Dicyrtomina minuta</i> (Linnaeus, 1767)									31	3						
Dor <i>Dicyrtomina ornata</i> (Nicolet, 1841)										4						
Lub <i>Lipothrix lubbocki</i> (Tullberg, 1872)	1	19	3	2	14				11	1						
Sma <i>Sminthurides malmgreni</i> (Tullberg, 1876)												3				
Spa <i>Sminthurides parvulus</i> (Krausbauer, 1898)		13		7							2	1				
Sau <i>Sminthurinus cf. aureus</i> (Lubbock, 1862)													5			
Sbi <i>Sminthurinus bimaculatus</i> (Axelson, 1902)	6	46		10	1					12						
Sdo <i>Sminthurinus domesticus</i> Gisin, 1963										1						
Sel <i>Sminthurinus elegans</i> (Fitch, 1863)	1															
Snu <i>Sminthurus cf. multipunctatus</i> Schäffer, 1896		1														
Smi1 <i>Sminthurus</i> sp. (C. Marim 96)																2
Smi2 <i>Sminthurus</i> sp. (Barrocal 94)									3							
Spu <i>Sphaeridia pumilis</i> Krausbauer, 1898	45	9	34	127	39				184	19		12	6	8		4
Shy <i>Stenacidia hystrix</i> (Börner, 1903)									4							
Sde <i>Stenognathellus denisi</i> Cassagnau, 1953			4	1	5											
Sjuv <i>Symphyleona</i> juv.	45	36	9	2	11				5	11	3		4	13		
Number of samples	20	7	8	5	4	4	4	4	9	20	9	10	5	3	29	22
Total abundance	1763	3529	2056	2106	1997	865	1902	486	1799	8865	188	1499	966	522	218	1442
Number of Taxa	57	45	46	41	37	21	23	25	30	49	20	29	29	27	13	31
Average abundance	88,2	504,1	257,0	421,2	499,3	216,3	475,5	121,5	199,9	443,3	20,9	149,9	193,2	174,0	7,52	65,6
Average number of Taxa	9,5	22,1	16,3	21,0	21,5	9,5	10,8	14,8	9,4	15,0	4,6	5,1	11,8	13,7	1,3	4,5
Diversity (H')	3,27	2,56	3,48	2,66	2,68	1,73	1,69	3,45	3,22	2,57	3,25	3,25	3,03	3,46	2,58	2,65
Evenness	0,56	0,47	0,63	0,49	0,52	0,39	0,38	0,74	0,66	0,46	0,75	0,67	0,62	0,73	0,69	0,53
Richness (D)	7,49	5,39	5,89	5,23	4,74	2,96	2,91	3,88	3,87	5,28	3,63	3,83	4,07	4,16	2,23	4,12

Tab. II - Portuguese endemic species or Iberian endemic species (*) from High Endemism Areas (HEA) in Algarve

	Serra de Monchique					Ria Formosa			
	Sagres	Rhododendron	<i>Q. canariensis</i>	<i>Q. suber</i> sites	Eucalyptus sites	Barrocal 96	Sand dunes	Pinewood sites	C. Marim
<i>Microgastrura sensiliata</i> Jordana, 1981 (*)				7	5		1		
<i>Deutonura atlantica</i> Deharveng, 1982		25	4	18	21				
<i>Gamachorutes verrucosus</i> Cassagnau, 1978 (*)						13		1	
<i>Mesaphorura arbei</i> Simón & Lucianez, 1994 (*)			1	12	12		1		
<i>Mesaphorura florum</i> Simón & Lucianez, 1994 (*)	2								
<i>Mesaphorura</i> sp.1 (*)	5			1	3				
<i>Mesaphorura</i> sp.2	2		1	2	25				
<i>Mesaphorura</i> sp.3	8	1	1	8	21				
<i>Proisotoma coeca</i> Gama, 1961					2				
<i>Proisotoma gisini</i> Gama, 1964								8	
<i>Lepidocyrtus lusitanicus</i> Gama, 1964 (*)		1	29	17	1		1		
<i>Lepidocyrtus tellecheae</i> Arbea & Jordana, 1990 (*)		8							
<i>Pseudosinella</i> sp.									2
<i>Troglopedetes cavernicola</i> Delamare, 1944						13			
<i>Willowsia</i> sp.		2				3			

and *Heteromurus major* (in Barrocal 1996), *Cryptopygus debilis* (in Pinewood II, Sagres and Barrocal 1994)¹ and *Cryptopygus thermophilus* (in Pinewood I, Castro Marim 1996, Barrocal 1994 and Barrocal 1996; or (2) the same degree of abundance (*Ceratophysella gibbosa*, *Sphaeridia pumilis* and *Xenylla brevisimilis mediterranea*).

The second subgroup (designated by Quercus sites+Rhododendron) is represented by taxa that occur mainly on these biotopes, being very sporadic in a few biotopes out of Serra de Monchique. Only

¹ It is important to denote that the presence of this species, characteristic of mountain beech forest from Pyrenees, in several sites of Algarve, remains a puzzling question!

Bilobella aurantiaca is better represented in Barrocal 96 than in Serra de Monchique and *Mesaphorura macrochaeta* in dunes. Eight of these species show higher values of abundance in Rhododendron than in Quercus, being *Tetracanthella proxima* the best represented species with 2025 individuals. Also eight species are more densely represented in Quercus than in Rhododendron. Among these species five are more abundant in *Q. suber* (e.g. *Cryptopygus scapelliferus* - although this species is also well represented in Pinewood I) and three in *Q. canariensis* (mainly *Folsomia candida* with 5 individuals). *Onychiurus pseudostachianus* is exclusive of this oak site. Among the species of the subgroup we can denote *Deutonura atlantica* endemic to Portugal as well as *Mesaphorura* sp.

also probably endemic and two Iberian endemic species, *Mesaphorura arbei* and *Lepidocyrtus lusitanicus* (Tab. II). *Friesea decipiens* and *Folsomides navacerradensis* are recorded for the first time to our country (Tab. III).

The seven species which compose the third subgroup appear in Eucalyptus sites, but are also represented in Quercus and very rarely in other biotopes. Among these species, *Pseudachorutes parvulus*, *Mesaphorura critica*, *M. sp.2* and *M. yosii* are dominating

Tab. III - Species from High Endemism Areas (HEA) in Algarve referred to Portugal or to the Iberian Peninsula (*) for the first time

	Serra de Monchique						Ria Formosa				
	Sagres	Rhododendron	<i>Q. canariensis</i>	<i>Q. suber</i> sites	Eucalyptus sites	Barrocal 94	Barrocal 96	Salt-marshes	Dunes	Pinewood sites	C. Marim
<i>Friesea acuminata</i> Denis, 1925 (*)								3	30		
<i>Friesea decipiens</i> Steiner, 1958		80	6	59	1						
<i>Friesea stachi</i> Kseneman, 1936 (*)							15				
<i>Odontellina bisetosa</i> Selga, 1963											
<i>Microgastrura minutissima</i> (Mills, 1934)	1	3					14				
<i>Onychiurus penetrans</i> Gisin, 1952 (*)					16						
<i>Protaphorura fimata</i> (Gisin, 1952)									68		
<i>Fissuraphorura gisini</i> (Selga, 1963)		7	1								
<i>Mesaphorura critica</i> Ellis, 1976				1	9						
<i>Mesaphorura florae</i> Simón & Lucíañez, 1994	2										1
<i>Mesaphorura hylophila</i> Rusek, 1982	2							4			
<i>Metaphorura denisi</i> Simón, 1985							266				
<i>Scaphaphorura arenaria</i> Petersen, 1965	13								22		
<i>Archisotoma interstitialis</i> Delamare, 1954									54		31
<i>Cryptopygus debilis</i> (Cassagnau, 1959)	745	23	1	63	2	215	2			167	1
<i>Cryptopygus ponticus</i> (Stach, 1947)										6	
<i>Folsomides navacerradensis</i> Selga, 1962		19		3							
<i>Folsomides xerophilus</i> Fjellberg, 1993	97										
<i>Folsomides pocsensillatus</i> Fjellberg, 1993	39										
<i>Entomobrya handschini</i> Stach, 1922	5						1				
<i>Lepidocyrtus tellecheae</i> Arbea & Jordana, 1990		8									
<i>Arrhopalites microphthalmus</i> Cassagnau & Delamare, 1953	2										
<i>Stenognathellus denisi</i> (Cassagnau, 1953)			4	6							

in Eucalyptus III and *Onychiurus penetrans*, found for the first time in our country, as well as *M. critica*, is exclusive of this site. *Mesaphorura* sp.2 and *Mesaphorura* sp.1 are probably endemic, the first to Portugal and the second to the Iberian Peninsula as well as *Microgastrura sensiliata* (Tab. II). Another group, also designated by Eucalyptus and appearing below the Barrocal 94 group (composed of *Protaphorura armata*, *Proisotoma coeca* and *Tetracanthella hygropetrica*) comprises species only appearing in this biotope. Only *Proisotoma coeca*, an endemic to Portugal, is exclusive of Eucalyptus I and *Tetracanthella hygropetrica* is the dominant species represented also in Eucalyptus I by 57 individuals.

The fourth sub-group (composed of *Onychiurus circulans*, *Arrhopalites elegans*, *Paratullbergia callipygos* and *Stenognathellus denisi*) is also mainly represented in Quercus sites, with exclusive species of these biotopes. The most representative species of this group, *Stenognathellus denisi*, has not yet been referred for Portuguese fauna (Tab. III).

The twelve taxa of the following sub-cluster (the fifth) show a marked preference for Rhododendron. Only the first three species (*Microgastrura minutissima*, *Arrhopalites furcatus* and *Oncopodura crassicornis*) are also occurring in Sagres and Barrocal 96. *Lepidocyrtus paradoxus*, *Willowsia* sp., *Pogonognathellus flavescens*, *Sminthurus* cf. *multipunctatus* and the Iberian endemic, *Lepidocyrtus tellecheae*, are exclusive of this biotope and *Oncopodura crassicornis*, *Xenylla schillei*, *Fissuraphorura gisini* and *Tomocerus vulgaris* are equally represented in *Q. canariensis* but in low numbers. *Willemia intermedia* was also found in Eucalyptus III. *Fissuraphorura gisini*, *Microgastrura minutissima* and *Lepidocyrtus tellecheae* are reported for the first time to Portuguese fauna (Tab. III); this species, which was recently described, presents a distribution ranging from Navarra to Algarve.

The last subgroup of Serra de Monchique cluster includes nine taxa, from which four (*Cryptopygus*

sphagneticola, *Entomobrya albocincta*, *Lepidocyrtus lanuginosus* and *Pseudosinella* sp.) appear exclusively in *Q. canariensis*. Among the other taxa of this subgroup *Neelus murinus* also occurs in salt-marshes and *Capraínea bremondi* in Pinewood II and Barrocal 96.

The cluster designed by Barrocal 96 includes twenty one taxa that appeared exclusively or preferentially in this biotope located between Alte and Salir. Among the eight exclusive species we can emphasise *Metaphorura denisi*, the dominant species represented by 266 specimens, *Friesea stachi*, *Willowsia* sp., probably endemic, and *Troglopedetes* cf. *cavernicola*. This species has a special interest because it is an endemic species known, until now, exclusively from caves in the South of Portugal (Tab. II). According to DEHARVENG (personal communication) it must be considered as paleoendemic dated from hotter periods of the Tertiary. *Metaphorura denisi* is recorded for the first time to Portugal and *Friesea stachi* to Iberian Peninsula. *Gamachorutes verrucosus*, also found in Pinewood I, is a very interesting Iberian endemic species, which appears for the first time after its original description in 1978, based in individuals from Algarve, Malaga and Cordoba.²

Among the nine taxa forming the cluster named Barrocal 94, located in Carvoeiro, near Farol de Alfanzina, *Stenacidia hystrix* is, among the six exclusive species of this site, an interesting and rare mediterranean species.

All nine taxa belonging to the cluster Pinewood I are exclusive of this biotope. *Cryptopygus ponticus* is referred for the first time to our country (Tab. III) and *Proisotoma gisini* is an endemic species to Portugal (Tab. II). The following cluster includes

² It is interesting to report that on preliminary sampling done in this site during 1994 (not included in this study) we found the species *Odontellina bisetosa*, an Iberian species found for the first time in our fauna.

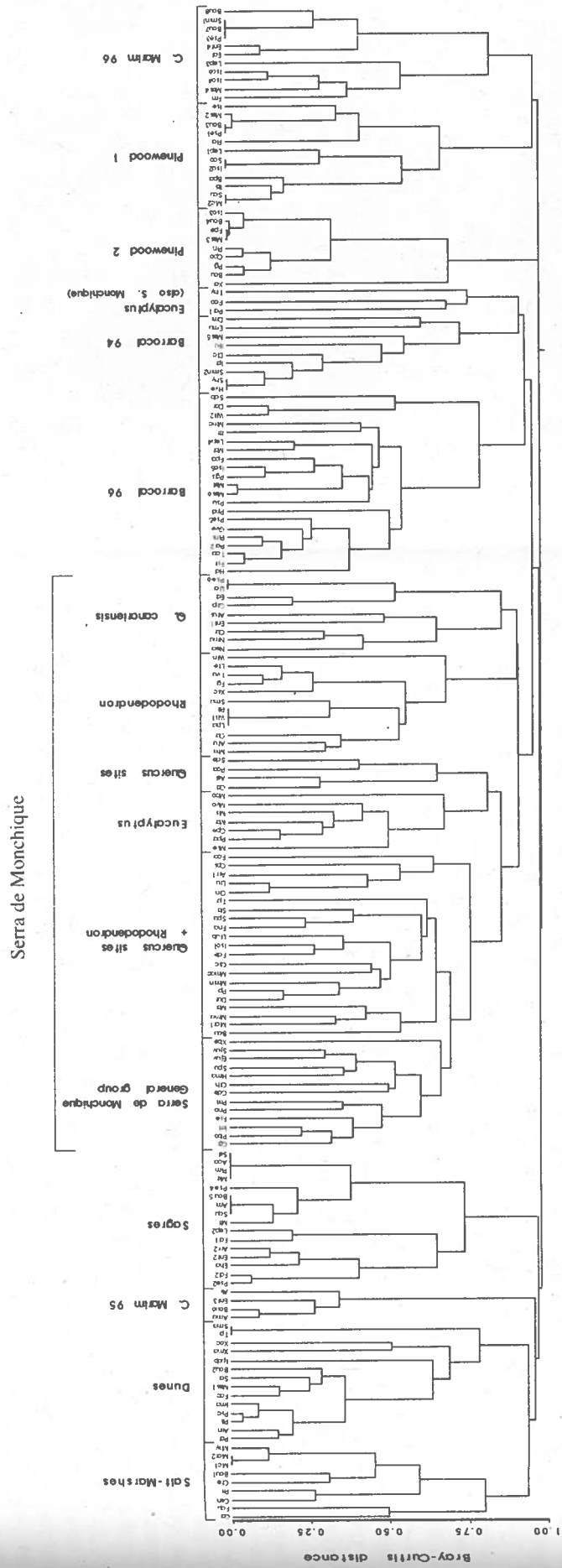


Fig. 4 – Diagram resulting from an agglomerative analysis (R mode) on the overall data matrix. Similarities were calculated over average abundances, based on Bray-Curtis coefficient

twelve taxa which appear in Pinewood I, the majority of them with exclusivity. Among these taxa, we can remark the presence of *Friesea ladeiroi*, known only from continental Portugal and Madeira island.

Most of the eleven taxa occurring in salt-marshes of C. Marim 1996 are not characteristic of this biotope. This fact may be explained by the rich and diverse vegetation cover in the Spring 1996, when we sampled (see study sites and sampling), leading to the appearance of species not characteristic of this biotope. Among these taxa we can denote a new species of *Pseudosinella* (Pse 3), probably endemic to Algarve (Tab. II).

CONCLUSIONS

The overall analysis of results reflects a distinguished separation of three groups of sites among the studied areas: the biotopes of Serra de Monchique, coastal "wet" biotopes (salt-marshes and dunes) and the other "dry" coastal or inland sites (Sagres, Pinewood and Barrocal sites).

This separation of different faunal spectra, well adapted to the different habitat types, enhances the importance of these areas in terms of biodiversity conservation; the number of new species referred for our fauna (Tab. III) and the number of rare or endemic species (Tab. II) helps in this goal.

It is difficult to grade the different areas in terms of conservation, since each one of them supports a great variety of Collembola species and also interesting species from other invertebrate groups and plants. Even so, we would like to highlight the Serra de Monchique area, specially those biotopes dominated by *Rhododendron ponticum baeticum*, a relictual endemic shrub, occurring in Portugal only in this mountain and in the mountain of Caramulo and also the biotope dominated by *Quercus canariensis*, which presents equally a very restricted occurrence both in Portugal and in Spain, being Serra de Monchique its exclusive area in our

country (ROCHA AFONSO, 1991). If we look at the presence of endemic species (Tab. II) we could see that they were concentrated in this mountain, reinforcing this position.

All these five areas are constantly being threatened by several stress factors such as reforestation with exotic species (here, Eucalyptus is a critical problem in Serra de Monchique), forest fires and by uncontrolled touristic development (a serious threat in coastal areas). In face of this situation, well established conservation plans are needed to avoid habitat degradation, which is the major threat to biological diversity (PRIMACK, 1993). It makes no sense to preserve habitats without looking and protecting those species living there. Seen most of the times as different perspectives, habitat and species conservation must be requirements acting mutually in a well balanced conservation plan.

Reinforcing the idea that endemic or rare biota represent, from a conservation perspective, the most valuable and vulnerable element of the fauna, implies that high endemism areas should therefore be considered a priority for conservation (DEHARVENG, 1996). It is our goal to make the data from this study available both to the scientific community and to the competent authorities dealing with nature conservation in Portugal; recommendations will be made to preserve or restore the biological richness of these areas, encouraging the adoption of protective measures and the creation of research plans, without neglecting the necessity to continue the systematic inventory of them. In fact, while certain conspicuous groups, such as phanerogames, mammals and birds, are reasonably well known to science, other groups, such as insects, have not been thoroughly studied. So, there is a vital need for more taxonomic scientists to study, classify, map and protect the great biological diversity of this group, which contains a considerable portion of all known animal species of a

certain area and also plays a major role in ecosystem function (PRIMACK, 1993).

ACKNOWLEDGEMENTS

This work was funded by the European Union as a part of the research project "High Endemism Areas, Endemic Biota and the Conservation of Biodiversity in Western Europe" integrated in the Environment and Climate programme.

REFERENCES

- BOULARD, M. 1982. Les cigales du Portugal, contribution à leur étude (Hom. Cicadidae). *Annls Soc. Ent. Fr.* (N.S.). **18**(2): 181-198.
- DEHARVENG, L. 1996. Soil Collembola diversity, endemism, and reforestation: a case study in the Pyrenees (France). *Conservation Biology*. **10**(1): 74-84.
- DEWIS, J. & FREITAS, F. 1984. Physical and chemical methods of soil and water analysis. *FAO Soils Bulletin* N° **10**, Rome.
- FJELLBERG A. 1993. Revision of European and North African *Folsomides* Stach with special emphasis on the Canarian fauna (Collembola: Isotomidae). *Ent. scand.* **23**: 453-473.
- HORN, W. 1937. Über eine neue rasse der *Cicindela hybrida* L. aus Portugal. *Natuur-historisch Maandblad*. **26**: 94-95.
- MAGURRAN, A.E. 1991. *Ecological diversity and its measurement*. London: Chapman and Hall. 179pp.
- MENDES, L. 1985. Nota preliminar sobre os Tisanuros *Microcoryphia* e *Zygentoma* do Algarve (Portugal). *Bolm Soc. Port.Ent.* supl. **1**: 239-262.
- MENDES, L. 1992. New data on the Thysanura (*Microcoryphia* and *Zygentoma*: Insecta) from the Guadiana River Valley in Algarve (Portugal). *Arqs. Mus. Bocage* N.S. **2**(13): 275-286.
- PRIMACK, A.B. 1993. *Essentials of conservation biology*: Sinauer Associates Inc. Sunderland Massachusetts. 564 pp.
- QUARTAU, J. A. 1995. Cigarras, esses insectos quase desconhecidos. *Correio da Natureza*. **19**: 33-38.
- ROCHA AFONSO, M. L. 1991. *Plantas do Algarve*. Serviço Nacional de Parques, Reservas e Conservação da Natureza. 395 pp.
- RUSEK, J. 1989. Ecology of Collembola. *3rd International Seminar on Apterygota*. University of Siena R. Dallai (ed.). 271-281.
- SERRANO, A. R. M. 1988. A synonymic note. *Bolm Soc. port. Ent.* **100**: 1 page.
- SERRANO, A. R. M. 1995. - Description and natural history of tiger beetles larvae (*Coleoptera*: Cicindelidae) from Castro Marim - Vila Real de Santo António region (Algarve, Portugal). *Arqs. Mus. Bocage* N. S. **2**(33): 555-606.

We are much indebted to several colleagues and friends who have helped us in diverse ways: Prof. Carlos Simón Benito (identification of *Mesaphysa* species); Profs. Luís Mendes, J. A. Quartau and Artur Serrano (information on endemic taxa from other groups); Dr. Jorge Paiva (identification of plants); Dr. Armando Moura and Prof. Luís Mendes (local guidance and selection of sampling sites).

BIOGEOGRAFIA DOS LEPIDÓPTEROS (INSECTA, LEPIDOPTERA) DOS AÇORES

Virgílio Vieira

Departamento de Biologia, Universidade dos Açores, 9500 Ponta Delgada (Açores, Portugal)

Vieira, V. (1998). Biogeografia dos Lepidópteros (Insecta, Lepidoptera) dos Açores. *Revista Biol. (Lisboa)* 16: 87-106.

A lista dos Lepidópteros dos Açores é constituída por 149 espécies e subespécies, sendo cerca de 22,8% endémicas. Estão distribuídas pelas diferentes ilhas do Arquipélago, encontrando-se 53 espécies e subespécies em Santa Maria, 94 em São Miguel, 18 no Ilhéu de Vila Franca do Campo, 106 na Terceira, 67 no Pico, 68 no Faial, 52 em São Jorge, 50 na Graciosa, 61 nas Flores e 28 no Corvo. Dá-se igualmente a ocorrência de cada espécie nos outros arquipélagos da Macaronésia, assim como a sua distribuição zoogeográfica. A diversidade de espécies é comparada com a dos Arquipélagos da Madeira, Canárias e Cabo Verde, sendo apresentadas algumas hipóteses explicativas da pobreza faunística dos Açores. Considerando a presente lista de lepidópteros, observa-se que há uma correlação significativa entre o número de espécies e subespécies (total, autóctones e endémicas) presentes nas ilhas açoreanas e a superfície destas, bem como entre o número de espécies endémicas e a altitude. A lepidopterofauna açoreana é constituída principalmente por espécies de vasta distribuição zoogeográfica (Cosmopolitas, Paleárticas), e grande parte dos pioneiros terão tido uma origem predominantemente Paleártico-Occidental.

Palavras-chave: Biogeografia, Lepidoptera, Açores, ilhas.

Vieira, V. (1998). Biogeography of Azorean Lepidoptera (Insecta, Lepidoptera). *Revista Biol. (Lisboa)* 16: 87-106.

The checklist of Azorean Lepidoptera includes 149 species and subspecies, of which 22.8% are endemic. They are found in different islands of the Archipelago, namely 53 taxa in Santa Maria, 94 in São Miguel, 18 in Vila Franca Islet, 106 in Terceira, 67 in Pico, 68 in Faial, 52 in São Jorge, 50 in Graciosa, 61 in Flores, and 28 in Corvo. The occurrence of each taxon in other Macaronesian archipelagos is given, as well as its general zoogeographic range. Species richness is compared with what is known for Madeira, Canary Islands and Cape Verde, and the causes for the relatively lower species richness found in the Azores is discussed. A correlation exists between number of taxa (total, autochthonous and endemic) and island area, and between the number of endemic taxa and island maximum altitude. The Azorean Lepidoptera includes mainly species with a wide zoogeographic distribution (Cosmopolitan, Palaearctic), and the majority of the pioneers would have been mostly Western-Palaearctic in their origin.

Key words: Biogeography, Lepidoptera, Azores, islands.

INTRODUÇÃO

A fauna lepidopterológica do arquipélago dos Açores, salvo raras referências generalistas a pragas nas centúrias de Seiscentos (FRUTUOSO,

1522-1591), Setecentos (CHAGAS, 1646) ou Oitocentos (comerciantes, cf. correspondência particular), tem merecido a atenção de vários investigadores desde meados do século XIX,

sobretudo em relação aos problemas ligados ao povoamento destas ilhas de origem vulcânica, situadas na zona média do Atlântico Norte e biogeograficamente incluídas na Macaronésia (e.g., DROUËT, 1861; GODMAN, 1870; WARREN, 1905; REBEL, 1940; CARTHU, 1957; PINKER, 1971; CARNEIRO, 1982; CARVALHO, 1982, 1992; SOUSA, 1985; VIEIRA & PINTUREAU, 1991, 1993; VIEIRA, 1997). Algumas ilhas são certamente melhor conhecidas do que outras, pois grande parte dos conhecimentos resultam de curtas visitas a uma ou algumas das 9 ilhas, particularmente às de maiores dimensões, implicando isto necessariamente esforços de amostragem diferentes.

As espécies actuais de lepidópteros dos Açores, arquipélago considerado "sistema modelar" para o estudo de processos de evolução insular sujeita ao isolamento oceânico (*sensu* BORGES, 1992, 1997), reflectem o sucesso de processos dinâmicos de dispersão, colonização, adaptação e evolução em isolamento, onde são importantes a "revolução genética" de Mayr, o carácter oportunístico da selecção natural e a estratégia ecológica dos colonizadores (BERRY, 1992; GILLESPIE, 1997).

A inexistência de um estudo completo da biogeografia dos lepidópteros açorianos levou-nos a elaborar uma lista o mais actualizada possível (VIEIRA, 1997), a analisar as características deste povoamento e as diferenças entre as ilhas, bem como a comparar a riqueza lepidopterológica deste arquipélago à dos outros da Macaronésia.

AS ILHAS DOS AÇORES

O Arquipélago dos Açores é formado por nove ilhas e 42 ilhéus de origem vulcânica, existindo muitos registos históricos sobre erupções vulcânicas (WESTON, 1964), mas limitando-se actualmente a sua actividade a fenómenos de vulcanismo activo secundário. Situa-se no meio do Oceano Atlântico entre as latitudes 36° 55' - 39° 43'N e as longitudes

25° 00' - 31° 30'W de Greenwich, distando cerca de 3 500 Km de Nova York, 1 584 Km de Lisboa e 860 Km da Madeira. Está dividido em três grupos de ilhas repartidas por uma distância ESE-WNW de aproximadamente 615 Km: grupo ocidental (Flores e Corvo), grupo central (Faial, Pico, São Jorge, Graciosa e Terceira) e grupo oriental (São Miguel e Santa Maria) (Tab. 1).

A idade geológica atribuída às ilhas açorianas difere de autor para autor (cf. BORGES, 1992). Porém, a zona oriental do arquipélago é a mais antiga, tendo Santa Maria e São Miguel, respectivamente, cerca de 8 e 4 milhões de anos (Tab. 1).

A altitude média dos Açores é baixa, situando-se cerca de 50% da sua superfície abaixo dos 300 m e apenas 5% acima dos 800 m. A Graciosa é a ilha de menor altitude máxima e a do Pico a mais elevada, atingindo máximos de 402 m e 2351 m de altitude, respectivamente. Os pontos mais altos das ilhas do Faial, Terceira, S. Jorge e S. Miguel medeiam os 900 m de altitude.

O Arquipélago possui clima temperado oceânico. A temperatura média anual ronda os 17 °C, isto em Ponta Delgada, tendo no mês mais quente (Agosto) e no mais frio (Fevereiro) valores médios de 18 - 23,2 °C e de 9,7 - 14,4 °C, respectivamente. A amplitude térmica média anual geralmente não excede os 12 °C. Só excepcionalmente ocorrem dias com temperatura inferior a 0 °C. A humidade relativa do ar (valores médios anuais de 73% a 87%) e a precipitação (média anual de cerca de 1341 mm) são muito importantes na caracterização do clima. A precipitação aumenta com a altitude e de Este para Oeste, sendo o grupo oriental o mais seco (Ponta Delgada, São Miguel: 710 mm/ano) e o ocidental o mais húmido (Santa Cruz, Flores: 1592 mm/ano).

A flora vascular dos Açores é constituída por cerca de 1000 taxa, sendo aproximadamente 300 autóctones (DIAS, 1989, *In* BORGES, 1992).

Tab. 1. Características físicas das ilhas dos Açores, dos Arquipélagos da Madeira, Canárias e Cabo Verde (Adaptado de BORGES, 1992), e respectivo índice de diversidade lepidopterológica de RIBEIRO (1993) (δ). # Idade geológica segundo diferentes autores: A, B e C (cf. BORGES, 1992). Extraído de BAEZ (*1982, [†]1993) e NYSTRÖM (1958[©]).

ILHAS	Distância continente (Km)	Super- fície (Km ²)	Altitude máxima (m)	Idade geológica (MA)#			Número total de espécies	Índice δ
				A	B	C		
AÇORES								
Corvo (C)	2148	17	718	?	?	?	28	9,34
Flores (FI)	2152	142	915	0,01	0,62(2,9)	1,8	61	12,09
Faial (F)	1908	172	1043	2,6	0,73	0,73	68	13,00
Pico (P)	1860	433	2351	1,1	0,037	0,037	67	10,87
Graciosa (G)	1844	62	402	0,62	0,62	2,5	50	11,83
São Jorge (J)	1832	246	1053	2	0,55	0,55	52	9,26
Terceira (T)	1764	402	1023	2	0,3	2	106	17,50
São Miguel (Mi)	1584	757	1103	4	4,01	4,01	94	14,03
Santa Maria (Ma)	1588	97	587	8	8,12	8,12	53	11,34
TOTAL	1584	2328	2351	0,010-8	0,037-8,12	0,037-8,12	149	19,09
MADEIRA	668	814	1860		60-70		286 [†]	42,52
CANÁRIAS	104	7542	3717		35-40		521*	58,24
CABO VERDE	540	4033	2829		>100		105 [©]	12,53

O modelo botânico proposto por DIAS (1991, 1996) para a classificação da vegetação dos Açores é o que, na prática, permite uma melhor abordagem da relação entre a vegetação e a diversidade dos lepidópteros. Segundo BORGES (1992), adoptando a classificação de DIAS (1991, 1996), são consideradas 8 zonas principais para a vegetação actual: vegetação arborecente climax (predominância de espécies arbóreas endémicas dos Açores ou da Macaronésia); vegetação espontânea seral (comunidade vegetal numa área sujeita a um processo natural de dinâmica de evolução para a comunidade potencial local; dominância de espécies endémicas); vegetação costeira (coberto correspondente à orla costeira, incluindo encostas escarpadas, derrames lávicos e

areais); zonas encharcadas, charcos e turfeiras (zonas frequentes nos Açores com importantes comunidades vegetais); florestas (constituídas sobretudo por eucaliptais, matas de *Criptoméria* e matas mistas); pastagens (coberto dominante de todas as ilhas; engloba as pastagens permanentes, as temporárias e, em altitude, as seminaturais); culturas permanentes (sobretudo à base de fruteiras); culturas múltiplas (explorações agrárias várias, nomeadamente, hortas familiares, estufas, forrageiras, etc.). Em São Miguel, por exemplo, o solo encontra-se ocupado com culturas anuais e permanentes 18%, pastagens 64%, floresta 14%, matos e outros 4% (CARNEIRO, 1982).

Tanto a ocupação do solo como o clima favorecem o desenvolvimento da fauna

lepidopterológica que, apesar da pouca diversidade específica (Tab. 1), geralmente apresenta populações com elevado número de indivíduos.

Finalmente, as superfícies, as distâncias aproximadas ao continente mais próximo (Europa ou África), as altitudes máximas, as idades geológicas segundo diferentes autores (cf. VIEIRA & PINTUREAU, 1991; BORGES, 1992) e as riquezas específicas dos Arquipélagos da Macaronésia, relevando-se particularmente as ilhas dos Açores, encontram-se resumidas na Tab. 1.

LEPIDÓPTEROS DOS AÇORES

Lista das Espécies

A lista dos lepidópteros dos Açores (Anexo 1), baseia-se no trabalho de VIEIRA (1997), sendo este atualizado e enriquecido com outras informações.

Com efeito, assinala-se a presença da "mineira dos citrinos", *Phyllocnistis citrella* Stainton (Phyllocnistidae), para as ilhas de São Miguel (Ponta Delgada e Rabo de Peixe, a partir de Maio de 1997, A. O. SOARES, com. pessoal) e Santa Maria (Almagreira e outros locais próximos de Vila do Porto, desde Novembro de 1996, segundo C. BASTOS, com. pessoal; Almagreira, Feteira, Ribeira do Engenho, 19-21.11.97, V. VIEIRA, obs. pessoal). São citadas pela primeira vez para Santa Maria: *Cosmopterix parietariae* M. Hering (Cosmopterigidae) (Vila do Porto, Novembro de 1996, larvas atacando *Parietaria judaica* L., V. VIEIRA, obs. pessoal) e a "traça oriental do pessegueiro" *Cydia molesta* (Busck) (Tortricidae) (C. BASTOS, com. pessoal). Por outro lado, não se confirma a presença de *Hellula undalis* (Fabricius) (Pyrilidae) para os Açores (J. P. CARVALHO, com. pessoal).

Assim, a análise biogeográfica incide sobre os lepidópteros das nove ilhas dos Açores, para as quais se consideram 149 espécies e subespécies confirmadas. O número conhecido de cada ilha é de 53 para Santa Maria, 94 para São Miguel, 18 no Ilhéu de Vila Franca do Campo (excluído desta análise), 106 para a Terceira, 67 para o Pico, 68 para o Faial, 52 para São Jorge, 50 para a Graciosa, 61 para as Flores e 28 para o Corvo

(atualização de VIEIRA, 1997) (Tab. 1).

Adaptando a classificação de BORGES (1992) para o caso dos lepidópteros, consideram-se como espécies introduzidas aquelas que o Homem trouxe intencional ou acidentalmente para os Açores. As espécies introduzidas acidentalmente correspondem certamente à maior percentagem em relação ao total de introduções. Foram classificados nesta categoria os *taxa* referidos como tal na bibliografia publicada, os antrópicos não endémicos (e.g., traças da roupa e dos produtos armazenados), ou aqueles cujas plantas hospedeiras foram também objecto de introdução.

São designadas de espécies nativas as que ocorrem naturalmente no Arquipélago, tendo aí chegado anterior ou posteriormente ao povoamento por meios naturais. São todas conhecidas doutras regiões. Incluem-se nesta categoria todas as espécies consideradas como exclusivas da Macaronésia, bem como as migradoras *s.l.*, mas estabelecidas no Arquipélago. Assim, excluem-se desta análise as migradoras excepcionais (e.g., *V. virginensis*; *H. misippus* e *D. plexippus*) que, à excepção da primeira, residem temporariamente neste Arquipélago.

As espécies endémicas são as que ocorrem exclusivamente no arquipélago açoriano. As espécies endémicas em conjunto com as nativas são designadas por "autóctones".

No que respeita à distribuição por grandes Regiões Biogeográficas, simplificando a apresentação dos dados, algumas espécies foram reunidas sob uma designação mais abrangente, a saber: Cosmopolita (*s.l.=sensu lato*) engloba as espécies Cosmopolitas, Subcosmopolitas e Quase-cosmopolitas; Paleártica (*s.l.*) inclui as Paleárticas, Paleárticas Ocidentais e Euroasiáticas; Mediterrânica (*s.l.*) designa as Mediterrânicas e Asiático-Mediterrânicas; Tropical-Subtropical (*s.l.*) considera as Tropicais, Tropicais-Subtropicais e Subtropicais.

Diversidade dos Lepidópteros

Generalidades

Historicamente, o esforço de prospecção dos lepidópteros nas ilhas dos Açores tem sido

diferente conforme se trate de ilhas grandes ou pequenas, sendo as primeiras geralmente possuidoras de maior variedade de habitats e de acesso mais fácil e, por isso, bastante mais visitadas do que as ilhas pequenas. Assim, embora tenha havido um grande incremento no número de espécies conhecidas para cada uma das ilhas, sobretudo nas duas últimas décadas, o conhecimento actual da fauna entomológica insular ainda não é certamente completo, particularmente nalgumas ilhas, por exemplo, Corvo (VIEIRA & TAVARES, 1995) e São Jorge. Tal implica alguma prudência na análise dos dados de diversidade através das correlações, especialmente nos casos em que não são conhecidos pelo menos 90% dos *taxa* da fauna em estudo (SIMBERLOFF, 1970).

Segundo a Teoria da Biogeografia Insular de MACARTUR & WILSON (1967), o número de espécies numa ilha é determinado por um equilíbrio entre a taxa de imigração e a de extinção, sendo a primeira influenciada pela distância à fonte e a segunda pela área da ilha. Mas este modelo é, por vezes, demasiado simplista (PLANTROU & BLANDIN, 1987) para explicar a existência de um equilíbrio dinâmico, pois, além da área ou isolamento (RIBEIRO, 1983; PLANTROU & BLANDIN, 1987; BORGES, 1992; VIEIRA & PINTUREAU, 1993), outros factores permitem predizê-lo ou demonstrá-lo, nomeadamente, a altitude máxima (BAEZ, 1982a; PECK & PECK, 1990), a idade geológica (PLANTROU & BLANDIN, 1987; BORGES, 1992).

O catálogo de lepidópteros dos Açores é actualmente constituído por 149 espécies e subespécies, distribuídas por 102 géneros e 25 famílias (Tab. 2). Confirmando-se as estimativas de SOUSA (1985) quanto ao número total espécies, torna-se uma das ordens mais importantes dos Artrópodes dos Açores, isto a seguir às ordens Coleoptera (524 espécies, BORGES, 1992) e Diptera (415 espécies, SOUSA, 1985). Não há famílias, subfamílias ou géneros endémicos dos Açores.

As famílias que apresentam maior diversidade específica (Tab. 2) são a Noctuidae (22 géneros e 31 espécies) e a Pyralidae (19 géneros e 28

espécies), o mesmo acontecendo para o caso dos *taxa* autóctones, isto é, Noctuidae (24 espécies) e a Pyralidae (16 espécies). Os 13 tortricídeos foram todos introduzidos. Tanto as famílias Nymphalidae como a Noctuidae apresentam o maior número de espécies endémicas (7), sendo logo seguidas pela Pyralidae (6).

Globalmente, a lepidoptero-fauna dos Açores inclui 44, 3% de espécies introduzidas, 30,9% nativas, 2% migrantes ocasionais e 22,8% endémicas (Tab. 2).

A percentagem de espécies autóctones varia num intervalo de 55,7% (Terceira) a 78,8% (São Jorge) (Tab. 3). As ilhas Terceira e São Miguel (58,5%), embora tendo valores próximos, apresentam a menor percentagem. Não há grande variação entre as restantes ilhas, oscilando entre 69,1% (Faial) e 78,6% (Corvo) (Tab. 3).

A percentagem de taxa endémicos exclusivos de cada ilha é baixo, variando entre zero (Santa Maria e São Jorge) e o máximo de 4,9% (Flores) (Tab. 3). Contudo, estas representam uma pequena parte do total de espécies e subespécies endémicas, as quais ocorrem em mais do que uma ilha ou, inclusivé, em todo o Arquipélago (e.g. *Pieris brassicae azorensis*; *Argyresthia atlanticella*).

A percentagem de lepidópteros autóctones dos Açores (53,7%) é superior à dos Coleópteros, que não ultrapassa os 43% (BORGES, 1992), e inferior aos cerca de 80% referidos para a Malaco-fauna (BACKHUYS, 1975). O número de espécies introduzidas atinge os 44,3%, valor este superior ao dos Moluscos (20%; BACKHUYS, 1975) e inferior ao dos Coleópteros (60%; BORGES, 1992).

Índice de diversidade

Os índices de diversidade faunística (∂) de RIBEIRO (1983), calculados para cada ilha e relacionando o número de lepidópteros com a área das ilhas (cf. VIEIRA & PINTUREAU, 1991), constam da Tab. 1. Os índices mais elevados foram obtidos para as ilhas Terceira, São Miguel, Faial e Flores, correspondendo às mesmas ilhas assinaladas por VIEIRA & PINTUREAU (1991).

Tab. 2. Número de géneros e espécies pertencentes às várias famílias de lepidópteros dos Açores. E.N.M.C.=Estimação do número mínimo de colonizadores; percentagem entre parentesis.

FAMÍLIAS	GÉNEROS	ESPÉCIES					
		TOTAL	INTRODUZIDAS	NATIVAS	MIGRABTES OCASIONAIS	ENDÉMICAS	E.N.M.C.
Tineidae Latreille	8	14	12	0	0	2	2
Gracillariidae Stainton	2	3	1	1	0	1	2
Phyllocnistidae Herrich-Schäffer	1	1	1	0	0	0	0
Yponomeutidae Stephens	2	4	2	1	0	1	2
Plutellidae Guenée	1	1	1	0	0	0	0
Glyphipterigidae Stainton	1	1	0	0	0	1	1
Bedelliidae Meyrick	1	1	1	0	0	0	0
Dépressariidae Meyrick	1	1	1	0	0	0	0
Coleophoridae Hübner	1	1	1	0	0	0	0
Blastobasidae Meyrick	2	9	2	5	0	2	7
Cosmopterigidae Hein. & Wocke	2	2	2	0	0	0	0
Gelechiidae Stainton	5	5	4	0	0	1	10
Symmocidae Gozmány	1	1	1	0	0	0	0
Tortricidae Latreille	9	13	13	0	0	0	0
Choreutidae Stainton	1	1	1	0	0	0	0
Epermennidae Spuler	1	1	1	0	0	0	0
Pyalidae Latreille	19	28	12	10	0	6	14
Pterophoridae Zeller	2	2	2	0	0	0	0
Pieridae Duponchel	2	2	0	1	0	1	2
Nymphalidae Swainson	4	12	0	2	3	7	3
Lycaenidae Leach	1	1	0	1	0	0	1
Geometridae Leach	8	9	1	3	0	5	8
Sphingidae Latreille	4	4	0	4	0	0	4
Aretiidae Leach	1	1	0	1	0	0	1
Noctuidae Latreille	22	31	7	17	0	7	24
Total	102	149	66 (44,3)	46 (30,9)	3 (2,0)	34 (22,8)	72 (48,3)

O Corvo (a ilha mais pequena em superfície) e São Jorge (a mais comprida dos Açores, mas estreita) apresentam os índices de diversidade mais baixos. Todavia, os índices do Corvo atingem o dobro dos estimados por VIEIRA & PINTUREAU (1991), mas mantêm-se idênticos aos calculados por VIEIRA & TAVARES (1995).

Comparando a diversidade lepidopterológica concernente aos arquipélagos da Macaronésia, os Açores são os que têm menor riqueza específica

($d=19,09$), observando-se o contrário em relação às Canárias ($d=58,24$), enquanto a Madeira tem valores intermédios ($d=42,52$) (Tab. 1). Note-se que o caso de Cabo Verde deve ser analisado com cautela, pois julga-se necessária uma actualização dos conhecimentos concernentes aos lepidópteros.

Observa-se ainda que quanto mais distante se situa um arquipélago macaronésico do continente europeu menor é o número de espécies que possui (Tab. 1). O mesmo notaram PLANTRON &

BLANDIN (1987) para o género *Charaxes* (Lep., Nymphalidae) das ilhas africanas.

Por outro lado, o arquipélago açoriano apresenta um índice superior ao observado para qualquer uma das ilhas, confirmando-se a opinião

de LAMOTE (1988) e VIEIRA & PINTUREAU (1991): a riqueza faunística global de um arquipélago é engrandecida em relação à de uma única ilha.

Tab. 3. Comparação da fauna lepidopterológica das ilhas dos Açores. Número e respectiva percentagem, entre parentesis.

ILHAS	ESPÉCIES						
	Total	Introduzidas	Migrantes ocasionais	Autóctones	Nativas	Endémicas da Ilha	Endémicas
Santa Maria	53	13 (24,5)	1 (1,9)	39 (73,6)	33 (62,3)	0	6 (11,3)
São Miguel	94	36 (38,3)	3 (3,2)	55 (58,5)	37 (39,4)	2 (2,1)	18 (19,1)
Terceira	106	46 (43,4)	1 (0,9)	59 (55,7)	38 (35,8)	2 (1,9)	21 (19,8)
Pico	67	18 (26,9)	1 (1,5)	48 (71,6)	30 (44,8)	1 (1,5)	18 (26,9)
Faial	68	20 (29,4)	1 (1,5)	47 (69,1)	28 (41,2)	2 (2,9)	19 (27,9)
São Jorge	52	11 (21,2)	0	41 (78,8)	26 (50,0)	1 (1,9)	15 (28,8)
Graciosa	50	15 (30,0)	0	35 (70,0)	27 (54,0)	0	8 (16,0)
Flores	61	14 (23,0)	1 (1,6)	46 (75,4)	32 (52,5)	3 (4,9)	14 (23,0)
Corvo	28	6 (21,4)	0	22 (78,6)	17 (60,7)	1 (3,6)	5 (17,9)

Índice de similitude

Trata-se do índice de similitude de Sorensen entre 2 ilhas em relação à diversidade específica, tendo sido já utilizado por vários autores (cf. VIEIRA & PINTUREAU, 1991). Este índice é designado por S e varia entre 0 (nenhuma similitude) e 1 (similitude total). Os resultados estão representados sob a forma de matriz na Tab. 4. A maior semelhança lepidopterológica existe entre São Miguel e as ilhas de Terceira e Faial, entre São Jorge, Pico e Santa Maria, entre o Pico e Faial; inversamente, a menor afinidade observa-se entre o Corvo e as ilhas de Terceira, S. Miguel, Pico, Graciosa, Faial e Santa Maria. Observa-se que o maior grau de similitude entre as ilhas nem sempre está em relação com a sua proximidade geográfica (VIEIRA & PINTUREAU, 1991), mas antes corresponde aos portos principais e tradicionalmente responsáveis pelo maior tráfego marítimo entre os diferentes grupos de ilhas do arquipélago. Tal pode contribuir para a compreensão dos fenómenos de dispersão de algumas espécies.

Número de espécies versus área, altitude máxima e idade geológica

ÁREA. Há uma relação entre o número total de espécies e subespécies, de espécies autóctones e de taxa endémicos presentes nas ilhas dos Açores e a superfície destas (r varia entre 0,875 e 0,931; $p < 0,001$) (Fig.s 1, 2 e 3), satisfazendo assim uma das previsões da relação clássica de MACARTUR & WILSON (1967). No entanto, tal como observou BORGES (1992) para os Coleópteros, a significância da correlação superfície/diversidade diminui à medida que se reduz o universo de espécies utilizado, traduzindo-se numa ausência de correlação no caso das espécies introduzidas ($r=0,66$; $p=0,075$), nativas ($r=0,52$; $p=0,23$) e endémicas exclusivas de cada ilha ($r=0,34$; $p=0,43$). Isto pode ser devido eventualmente a um maior esforço de amostragem realizado nas ilhas maiores, existindo conseqüentemente um melhor conhecimento do número de espécies autóctones.

Tab. 4 - Número de espécies de lepidópteros comuns às ilhas do Arquipélago dos Açores, tomadas 2 a 2 (parte inferior da matriz) e índices de Similitude de Sorënsen (parte superior da matriz).

ILHAS	Ma	Mi	T	P	F	J	G	Fl	C
Santa Maria (Ma)	—	0,676	<u>0,558</u>	0,673	0,717	0,776	0,759	0,716	0,568
São Miguel (Mi)	48	—	0,822	0,676	0,763	0,628	0,597	0,676	<u>0,433</u>
Terceira (T)	41	74	—	0,691	0,731	0,605	0,596	0,650	<u>0,406</u>
Pico (P)	34	48	56	—	0,752	0,759	0,686	0,712	<u>0,477</u>
Faial (F)	38	58	61	41	—	0,741	0,653	0,786	<u>0,505</u>
São Jorge (J)	33	43	46	41	40	—	0,732	0,780	0,613
Graciosa (G)	30	40	45	35	33	30	—	0,674	<u>0,551</u>
Flores (Fl)	34	48	51	37	44	39	31	—	0,565
Corvo (C)	21	26	27	21	23	23	19	24	—

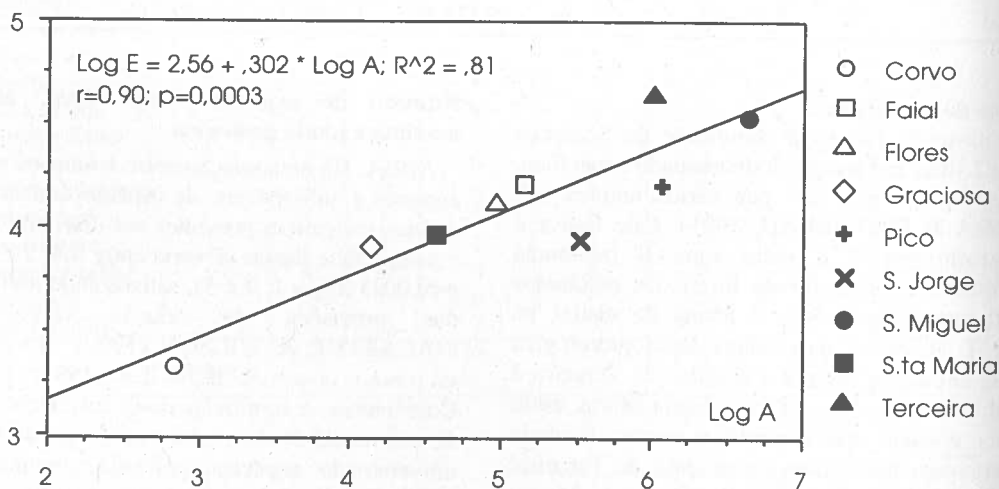


Fig. 1. Número total de espécies ou subespécies (E) presentes nas nove ilhas dos Açores em função das suas superfícies (A) (Log = logaritmo neperiano).

ALTITUDE. Apenas se encontrou uma correlação entre o número total de espécies e subespécies endémicas e a altitude máxima da ilha (Fig. 4). Com efeito, não há correlação estatisticamente significativa para todas as outras categorias de estratégia de colonização em relação à altitude:

total de espécies e subespécies ($r=0,43$; $p=0,31$); introduzidas ($r=0,253$; $p=0,56$); nativas ($r=0,13$; $p=0,77$); exclusivas de cada ilha ($r=0,19$; $p=0,66$).

Segundo BAEZ (1987), para as Canárias, a diversidade ecológica está mais estreitamente

ligada à altitude máxima de cada ilha do que à sua superfície ou distância ao continente. Exemplificando, verifica-se uma relação altitude máxima/número de espécies Muscoidea (Diptera) (BAEZ, 1982a). Contrariamente, BORGES (1992) não encontrou uma correlação para o caso

dos Coleópteros dos Açores. Por outro lado, segundo SJÖRGREN (1990), a diversidade da flora vascular açoriana está correlacionada com a altitude, promovendo esta uma maior diversidade de microclimas e biótopos.

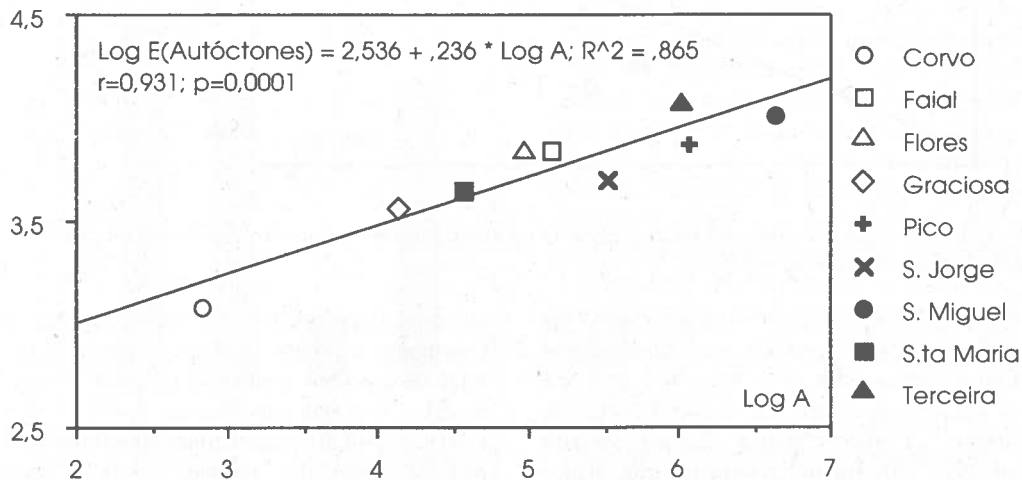


Fig. 2. Número de espécies autóctones (E) presentes nas nove ilhas dos Açores em função das suas superfícies (A) (Log = logaritmo neperiano).

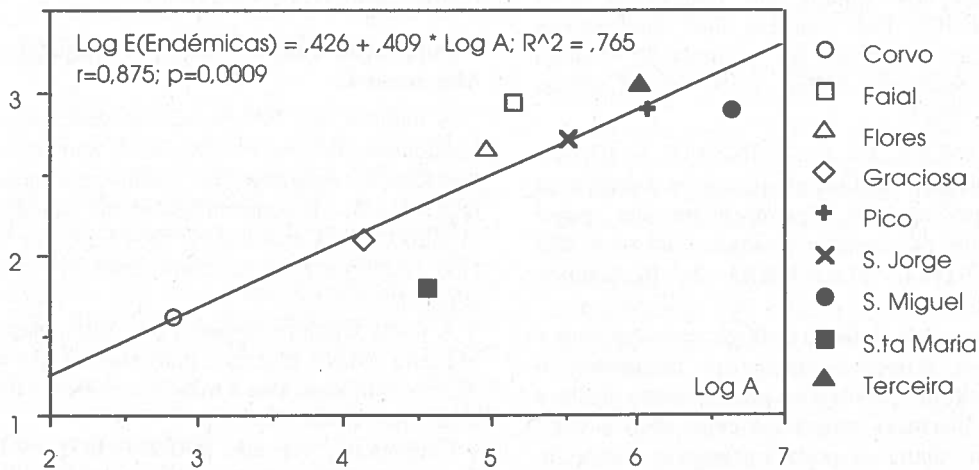


Fig. 3. Número de espécies e subespécies endémicas (E) presentes nas nove ilhas dos Açores em função das suas superfícies (A) (Log = logaritmo neperiano).

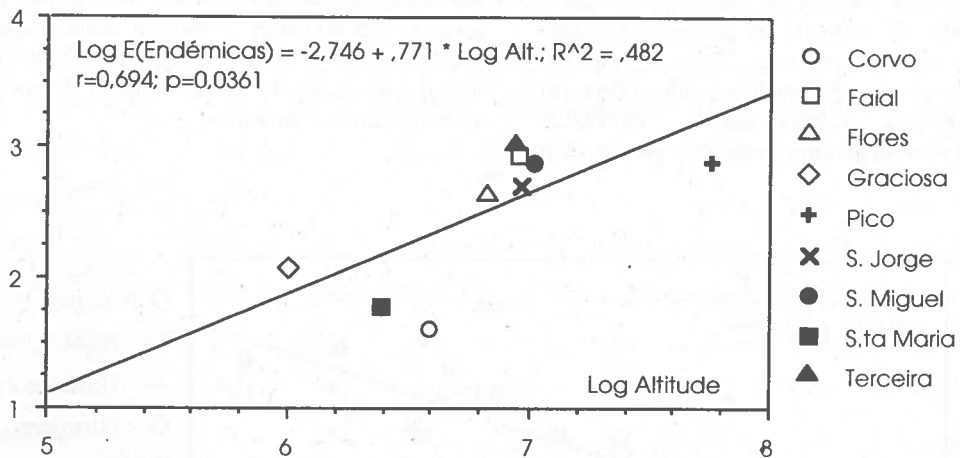


Fig. 4. Número de espécies e subespécies endémicas (E) presentes nas nove ilhas dos Açores em função das suas altitudes (A) (Log = logaritmo neperiano).

A regressão linear entre o número total de espécies e subespécies endémicas de lepidópteros e a altitude máxima das nove ilhas dos Açores é uma consequência directa da maior diversidade de habitats, já que a maior altitude existem habitats que geralmente possuem uma maior riqueza florística endémica sobrevivente à intervenção do Homem. Este fenómeno pode ser observado nos Açores em relação às aves (MONTEIRO, 1991) ou em ilhas montanhosas em relação a insectos, por exemplo na Madeira (e.g. Dermaptera; LANGE, 1991) e nas Canárias (BAEZ, 1987).

DISTÂNCIA AO CONTINENTE E IDADE GEOLÓGICA. A idade geológica e a distância ao continente também desempenham um papel importante na riqueza biológica de uma ilha (BAEZ, 1987; PLANTROU & BLANDIN, 1987).

Nas ilhas dos Açores, geologicamente jovens e sujeitas a erupções vulcânicas frequentes, o isolamento de populações por correntes de lava ou pela distância geográfica entre ilhas e entre estas e o continente podem promover a especiação, sobretudo nos casos de menor capacidade de voo ou dispersão. Porém, contrariamente ao caso dos Coleópteros (BORGES, 1992), não foi observada correlação significativa entre a diver-

sidade de lepidópteros e as variáveis distância ao continente e idade geológica, respectivamente: total de espécies e subespécies ($r=-0,24$, $p=0,58$; $r=-0,12$, $p=0,80$); introduzidas ($r=-0,32$, $p=0,46$; $r=-0,12$, $p=0,80$); autóctones ($r=-0,09$, $p=0,84$; $r=-0,17$, $p=0,70$); nativas ($r=-0,42$, $p=0,32$; $r=0,29$, $p=0,50$); endémicas da ilha ($r=0,50$, $p=0,22$; $r=-0,21$, $p=0,63$); total de endémicas ($r=0,27$, $p=0,54$; $r=-0,49$, $p=0,23$).

Comparação com os outros Arquipélagos da Macaronésia

A maioria das 149 espécies e subespécies de lepidópteros dos Açores (Anexo 1) tem uma vasta distribuição zoogeográfica insular e continental (Figs 5 e 6). E ocorrem igualmente na Madeira (103; 69,1%), Canárias (87; 58,4%), Cabo Verde (19; 12,8%) e Portugal continental (88; 59,1%) (Fig. 5).

A fauna lepidopterológica dos arquipélagos da Madeira e das Canárias é mais rica do que a dos Açores, enquanto esta é mais diversificada do que a de Cabo Verde (Tab. 1).

Com efeito, segundo BAEZ (1993), os Lepidoptera do arquipélago da Madeira incluem 16 espécies Rhopalocera (6% endémicas), 76 Macroheterocera (25% endémicas) e 194 Microheterocera (? 18% endémicas), totalizando

cerca de 286 espécies (Tab. 1), das quais 19,23% endémicas. Por outro lado, fazem parte dessa diversidade específica 194 Micro-lepidópteros da ilha da Madeira (43 destes *taxa* voam em Porto Santo e 6 na Selvagem Grande), estando 95 (49%) representados em Portugal continental (CARVALHO, 1995).

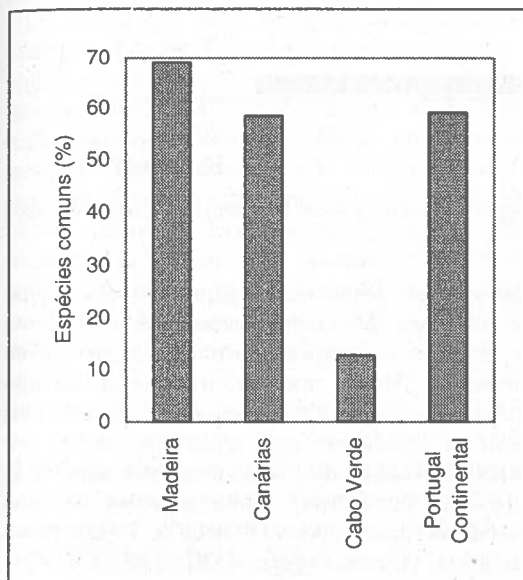


Fig. 5. Percentagem de lepidópteros presentes nos Açores comuns aos outros arquipélagos da Macaronésia e a Portugal Continental.

O arquipélago das Canárias, o mais próximo do continente africano, possui cerca de 521 espécies e subespécies, sendo cerca de 38% endémicas (cf. BAEZ, 1982b; BACALLADO & PINKER, 1982), representando a maior diversidade lepidopterológica de todos os arquipélagos da Macaronésia. Os 521 *taxa* estão distribuídos por 26 espécies Rhopalocera (23% endémicas), 177 (ou 175, BAEZ, 1982b) Macroheterocera (31,5% endémicas) e cerca de 318 Microheterocera (43,3% endémicas). Os lepidópteros diurnos canarinos apresentam uma boa percentagem de endemismos (23%), mas predominam os elementos mediterrânicos e norte africanos (44%), enquanto o resto das espécies conferem a esta fauna afinidades tropicais e neárticas (32%)

(BAEZ, 1982b). Os Macro e Microheteroceros reflectem uma grande afinidade com o Mediterrâneo, Norte de África e região Paleártica em geral (BAEZ, 1982b).

Em 1958, Cabo Verde tinha cerca de 105 lepidópteros identificados (estudos provavelmente incompletos), isto é, 9 Geométrídeos, 28 Microlepidópteros e 77 Macrolepidópteros (NYSTRÖM, 1958), desconhecendo-se o número real de *taxa* endémicos. NYSTRÖM (1958) considera que muitas das espécies deste arquipélago são migrantes e estão também distribuídas pelo continente africano. Além disso, não seria muito correcto incluir Cabo Verde na região Paleártica, mas antes ser referido como Etiópico. De facto, havendo uma baixa afinidade lepidopterológica com os restantes arquipélagos da Macaronésia (e.g., apenas 19 espécies são comuns aos Açores), o que geralmente também acontece para outros grupos faunísticos (e.g. ver BAEZ, 1982), isto contribui para que Cabo Verde seja visto um caso singular dentro da própria região da Macaronésia.

Os 149 *taxa* de lepidópteros dos Açores integram 89 (59,7%) Microlepidópteros e 60 (40,1%) Macrolepidópteros (Tab. 2). Estas duas categorias englobam, respectivamente, 58 e 8 espécies introduzidas, 17 e 29 espécies nativas, 0 e 3 espécies migrantes ocasionais, 14 e 20 espécies endémicas.

A maioria dos elementos não endémicos têm distribuição Cosmopolita *s. l.* (26,85%) e Paleártica *s. l.* (26,95%, incluindo a Mediterrânica *s. l.* com 11,41%), enquanto os outros elementos biogeográficos estão menos representados (e.g., Tropical/Subtropical 8,1%, Holártica 6,7%, Macaronésica 6,04%, Neártica 1,34%, Afrotropical e Etiópica 1,34%). Nota-se ainda que algumas das espécies consideradas como Cosmopolitas e Holárticas tiveram origem Paleártica Ocidental ou Mediterrânica.

A lepidopterofauna açoriana apresenta uma maior afinidade com a europeia do que com a americana (DROUËT, 1861; CARTHY, 1957; BERNARDI, 1962) e, salvo raras excepções (e.g. *Phlogophora* spp.), os ancestrais das espécies e subespécies endémicas tiveram origem predominantemente Paleártica (SOUSA, 1985).

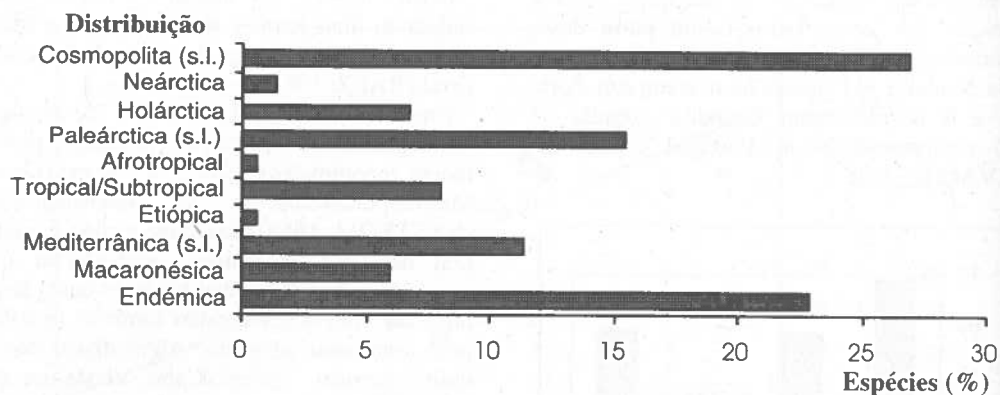


Fig. 6. Distribuição dos lepidópteros dos Açores (em percentagem) segundo as áreas biogeográficas mundiais mais importantes.

MECANISMOS DE COLONIZAÇÃO

O número mínimo de colonizadores ancestrais foi estimado em 72 (48, 3%) (Tab. 2), sendo 29 (19,5%) Microlepidópteros e 43 (13,1%) Macrolepidópteros. Os lepidópteros tiveram percentualmente mais colonizadores ancestrais do que os 524 Coleópteros (apenas 37% de pioneiros; BORGES, 1992) para haver sucesso na colonização. Vários factores e questões estarão na base de uma explicação plausível, mas complexa. Por exemplo, que influência terão tido na colonização e especiação dos lepidópteros a grande distância ao continente, o vulcanismo activo, a idade geológica recente das ilhas, a acção do Homem?... A fauna lepidopterológica açoriana, cujo grau máximo de diferenciação se limita ao nível específico, é mais pobre do que as da Madeira, Canárias e continentes europeu e africano, o que se deve certamente a estes e a outros factores.

Os lepidópteros actuais, ou seus ancestrais, chegaram ao arquipélago açoriano provavelmente por via de um dos seguintes meios: capacidade de voo (migração orientada ou casual); transporte através de um organismo vivo; flutuação em objectos, nomeadamente troncos de árvores; transporte pelo Homem, intencional ou acidentalmente.

Em certas estações do ano as espécies dotadas de grande capacidade de voo, migrantes, deslo-

cam-se para distâncias longínquas do seu habitat natural. Para isso, também contribuem certamente as fortes e esporádicas correntes de ar quente vindas de África, podendo transportar consigo areias finas e lepidópteros (ou outros insectos), os quais as aproveitam para migrarem, ou são por vezes desviados das suas rotas por elas (e.g. migrantes ocasionais). Trata-se assim de uma introdução anemocórica (BORGES, 1992). Nesta categoria, tal como sugere COCKERELL (1923) para a Madeira, podem ser incluídas espécies como *Vanessa cardui* L. (Nymphalidae), *Mythimna unipuncta* (Haworth) e *Autographa gamma* (L.) (Noctuidae). Deste modo, aceita-se que também exista um certo fluxo génico entre indivíduos isolados geograficamente e, conseqüentemente, haja a presença nos Açores de bastantes elementos continentais não diferenciados (e.g., Esfingídeos e Noctuídeos).

Uma introdução zoocórica, por exemplo, através de aves migradoras ou aves alcançando as ilhas açorianas acidentalmente é possível, mas pouco provável. O mesmo será aplicável em relação à flutuação em objectos, nomeadamente troncos de árvores, apesar de haver várias referências à chegada de sementes e plantas às costas das ilhas açorianas.

Por outro lado, o Homem terá sido responsável pela introdução intencional e sobretudo acidental de grande proporção da fauna lepidopterológica

presente nos Açores: através de plantas (e.g., *P. citrella* só muito recentemente, 1996-97, foi introduzida em Santa Maria através de plantio de laranjeiras oriundo de viveiros de Coimbra); através de mercadorias (e.g. Pyralidae que atacam os produtos armazenados); ou através do transporte acidental e passivo dos *taxa* por barco ou por avião.

Os biotas das ilhas açorianas constituem um excelente laboratório natural para o estudo e a compreensão da ecologia insular e evolução nas ilhas oceânicas. Nos últimos anos, a diversidade lepidopterológica tem concentrado sobre si muito interesse, mas a diferenciação das endémicas é indubitavelmente mais cativante. Com efeito, factores chave na evolução de formas nas ilhas incluem processos de complementariedade, nomeadamente, a "revolução genética" de Mayr (estrangulamento genético, sobretudo quando uma área previamente vazia é colonizada, e adaptação em isolamento), a natureza oportunística da selecção natural (imperfeita) e a estratégia ecológica dos colonizadores ilhéus (BERRY, 1992). A título de exemplo, merece especial atenção o caso do paleoendemismo e superespécie *Hipparchia azorina* (VIEIRA & PINTUREAU, 1991; VIEIRA, 1997) ou os endemismos macaronésicos da família Blastobasidae.

CONCLUSÕES

A lista dos lepidópteros dos Açores é constituída actualmente por 149 espécies e subespécies, sendo cerca de 22,8% endémicas. Estão distribuídas pelas diferentes ilhas do Arquipélago, encontrando-se 53 espécies e subespécies em Santa Maria, 94 em São Miguel, 18 no Ilhéu de Vila Franca do Campo, 106 na Terceira, 67 no Pico, 68 no Faial, 52 em São Jorge, 50 na Graciosa, 61 nas Flores e 28 no Corvo.

A maioria das 149 espécies e subespécies estão também assinaladas para Portugal continental

(88; 59,1%), Madeira (103; 69,1%), Canárias (87; 58,4%) e Cabo Verde (19; 12,8%).

Considerando a presente lista de lepidópteros, observa-se que há uma correlação significativa entre o número de espécies e subespécies (total, autóctones e endémicas) presentes nas ilhas açoreanas e a superfície destas, bem como entre o número de espécies endémicas e a altitude.

A lepidopterofauna açoreana apresenta um desenvolvimento evolutivo relativamente pobre em relação a dois outros arquipélagos da Macaronésia (Madeira e Canárias) e dá a impressão de ter sido composta bastante discordantemente. Isto parece dever-se à posição isolada deste arquipélago ou idade geológica recente e ao facto de que a colonização pode ter sido feita sobretudo por transporte acidental ou mais raramente por migração.

A percentagem de espécies introduzidas pelo Homem é relativamente alta. Muitas dessas espécies estabeleceram-se nos Açores e, em alguns casos, rapidamente estenderam a sua distribuição nestas ilhas. Isto pode ficar a dever-se ao facto dos Açores oferecerem amplas condições ecológicas para a vida lepidopterológica, as quais ainda não foram completamente exploradas.

A maioria da lepidopterofauna açoreana não endémica é constituída principalmente por espécies de vasta distribuição zoogeográfica (Cosmopolitas e Paleárcticas, *s.l.*). As espécies autóctones de origem neártica são muito raras. Grande parte dos pioneiros terão tido uma origem predominantemente Paleártico-Occidental.

AGRADECIMENTOS

O autor expressa os seus agradecimentos aos colegas PAULO BORGES e LUÍS SILVA (Universidade dos Açores) pela leitura crítica deste artigo.

Esta comunicação foi apresentada no "2º Encontro Nacional de Ecologia" (Coimbra, 3-5 Dezembro de 1997), contando com o financiamento da Universidade dos Açores e do PRODEP II (Medida 5 - Acção 5.2).

BIBLIOGRAFIA

- BACALLADO, J. J. & R. PINKER. 1982. Adiciones y correcciones al catalogo de los macrolepidópteros (Ropaloceros y Heteroceros) del Archipelago Canario, pp. 3-19. In: *Instituto de Estudos Canarios, 50 aniversário*. Instituto de Estudos Canarios (C.E.C.E.L.), Santa Cruz de Tenerife, Islas Canarias.
- BACKHUYS, W. 1975. *Zoogeography and taxonomy of the land and freshwater molluscs of the Azores*. Backhuys & Meesters, eds. Amstardam, 349 pp.
- BAEZ, M. 1982a. Estudio biogeografico de la superfamilia *Muscoidea* en la Macaronesia, con especial referencia a las islas Canarias (*Insecta, Diptera*). *Boletim Sociedade Portuguesa Entomologia*, 7 (Supl. A): 257-273.
- BAEZ, M. 1982b. Consideraciones sobre las características zoogeograficas de la fauna de Canarias, pp. 23-70. In: *Instituto de Estudos Canarios, 50 aniversário*. Instituto de Estudos Canarios (C.E.C.E.L.), Santa Cruz de Tenerife, Islas Canarias.
- BAEZ, M. 1987. Caractères liés à l'insularité de la faune de l'Archipel des Canaries. *Bulletin de la Société Zoologique de France*, 112 (1-2): 143-152.
- BAEZ, M. 1993. Origins and affinities of the fauna of Madeira. *Boletim do Museu Municipal do Funchal*, Supl. 2: 9-40.
- BERNARDI, G. 1961. Biogéographie et spéciation des Lépidoptères Rhopalocères des lles méditerranéennes. In: *Le peuplement des lles méditerranéennes et le problème de l'insularité*, Colloque du C.N.R.S. de 1959, Banyuls-sur-Mer.
- BERRY, R. J. 1992. The significance of island biotas. *Biological Journal of the Linnean Society*, 46: 3-12.
- BICKEL, D. J. & B. J. SINCLAIR, 1997. The Dolichopodidae (Diptera) of the Galápagos Islands, with notes on the New World fauna. *Entomologica Scandinavica*, 28: 241-270.
- BORGES, P. A. V. 1992. Biogeography of the Azorean Coleoptera. *Boletim do Museu Municipal do Funchal*, 44(237): 5-76.
- BORGES, P. A. V. 1997. *Pasture Arthropod community structure in Azorean Islands of different geological age*. PhD thesis. Imperial College of Sc., Tech. and Medicine; Inglaterra: 245 pp.
- CARNEIRO, M. 1982. Pragas das culturas na Ilha de S. Miguel. *Boletim Sociedade Portuguesa Entomologia*, 7 (Supl. A): 7-33.
- CARTHY, J. D. 1957. Aspects of the fauna and flora of the Azores. XI. Lepidoptera. *Annals and Magazine of Natural History* (ser.12), 10: 209-214.
- CARVALHO, J. P. 1982. Acerca da inventariação dos Lepidópteros dos Açores. *Boletim Sociedade Portuguesa de Entomologia*, 7 (Supl. A): 169-198.
- CARVALHO, J. P. 1992. Notas sobre os Microlepidópteros dos Açores. *Boletim Sociedade Portuguesa de Entomologia*, Supl. 3 (Vol. 1): 261-270.
- CARVALHO, J. P. 1995. Microlepidoptera of the Madeira and Selvagem archipelagos (Insecta, Lepidoptera). *Boletim do Museu Municipal do Funchal*, Supl. 4: 559-588.
- CHAGAS, D. das, 1646. *Espelho Cristalino em Jardim de Várias Flores*. Manuscrito em 1646, in Arquivo Distrital de Ponta Delgada. Editado por A. Teodoro de Matos et al. (1989). DRAC, Secretaria Regional da Educação e Cultura & Universidade dos Açores, Ponta Delgada. 751 pp.
- COCKERELL, T. D. A. 1923. The Lepidoptera of the Madeira islands. *The Entomologist*, 56 (726): 243-247.
- DIAS, E. 1991. Carta da vegetação da ilha Terceira. *Comunicações das 1^{as} Jornadas Atlânticas de Protecção do Meio Ambiente*: 169-185.
- DIAS, E. 1996. *Vegetação natural dos Açores. Ecologia e sintaxonomia das florestas naturais*. Tese de Doutoramento, DCA/Universidade dos Açores: 302 pp.
- DROUËT, H. 1861. *Eléments de la faune Açoréenne*. J. B. Baillièrre & Fils, Librairie de l'Académie de Médecine, Paris: 1-245.
- FRUTUOSO, G. 1522-91. *Saudades da Terra*. In 6 livros. São Miguel, acabado em 1589. Manuscrito original completo, um grande codex (14 x 9 in.) com 583 folhas, existente na Biblioteca Pública de Ponta Delgada.
- GILLESPIE, R. G. 1997. Range contraction and extinction vulnerability: what is natural? *Memoirs of the Museum of Victoria*, 56(2): 401-409.
- GODMAN, F. D. C. 1870. *Natural History of the Azores, Western Islands*. John Van Voorst & Paternoster Row; London, 358 pp.
- LAMOTE, M. 1988. Phénomènes fortuits et évolution. In: *L'Évolution dans sa réalité et ses diverses modalités*, pp. 241-268. Fondation Singer-Plignac, Masson, Paris.
- LANGE, C. 1991. On the taxonomy and biogeographical aspects of the Dermaptera of Madeira. *Boletim do Museu Municipal do Funchal*, 43(229): 121-148.
- MACARTUR, R. H. & E. O. WILSON, 1967. *The theory of Island Biogeography*. Princeton University Press. Princeton, USA: 203 pp.
- MONTEIRO, L. R. 1991. As ilhas, a fauna e o turismo. Comunicação apresentada no "2^o Encontro de Ambiente, Turismo e Cultura. Turismo cultural e ambiental na Europa". Angra do Heroísmo, 25-27 Janeiro 1991: 21 pp.

- NYSTRÖM, V. 1958. Macrolepidoptera from the Cape Verde Islands. *Societas Scientiarum Fennica, Communicationes Biologicae*, 17(7): 1-36.
- PECK, S. B. & J. K. PECK, 1990. Origin and biogeography of the beetles (Coleoptera) of the Galápagos Archipelago, Ecuador. *Canadian Journal of Zoology*, 68: 1617-1638.
- PINKER, R. 1971. Neue und interessante Lepidopteren aus Madeira und den Azoren mit faunistischen Hinweisen auf die Kanaren. *Zeitschrift der Wiener entomologischen Gesellschaft*, 54: 101-131.
- PLANTROU, J. & P. BLANDIN, 1987. Les peuplements de *Charaxes* (Lepidoptera, Nymphalidae) des îles africaines: composition, origine et évolution. *Bulletin de la Société Zoologique de France*, 112 (1-2): 127-142.
- REBEL, H. 1940. Die Lepidopterenfauna des Azorischen Archipels. Im Anhang: Eine Lepidopteren-Ausbeute von Madeira. *Societas Scientiarum Fennica, Communicationes Biologicae*, 8(1): 1-59.
- RIBEIRO, H. 1983. Sobre um novo índice de diversidade faunística. *Boletim Sociedade Portuguesa Entomologia*, 2(12): 129-135.
- SIMBERLOFF, D. 1970. Taxonomic diversity of islands biotas. *Evolution*, 24: 23-47.
- SIÖRGREN, E. 1990. Bryophyte flora and vegetation on the island of Graciosa (Azores), with remarks on floristic diversity of the Azores islands. *Arquipélago* (Life and Earth Sciences), 8: 63-96.
- SOUSA, A. B. 1985. Alguns dados sobre a fauna entomológica dos Açores e a origem da sua fauna endémica. *Boletim Sociedade Portuguesa Entomologia*, 3/4(74): 1-9.
- VIEIRA, V. & B. PINTUREAU, 1991. Diversité comparée des Lépidotères (Insecta) dans les îles des Açores. *Arquipélago* (Life and Earth Sciences), 9: 25-35.
- VIEIRA, V. & B. PINTUREAU, 1993. Diversité comparée des Lépidotères (Insecta) dans les îles des Açores: révision avec de nouvelles données. *Arquipélago*, 11A: 107-112.
- VIEIRA, V. & J. TAVARES, 1995. A checklist of the Lepidoptera from Corvo island (Azores). *Açoreana*, 8(1): 79-89.
- VIEIRA, V. 1987. Lepidoptera of the Azores islands. *Boletim do Museu Municipal do Funchal*, 48.
- WARREN, W. 1905. Lepidoptera collected by W. R. Ogilvie-Grant on the Azores and Madeira in 1903. *Novitates Zoologicae*, 12: 439-447.
- WESTON, F. S. 1964. List of recorded volcanic eruptions in the Azores with brief reports. *Boletim do Museu e Laboratório Mineralógico e Geológico da Faculdade de Ciências*, 10(1): 3-18.

LISTA DE ESPÉCIES	AÇORES									M	CN	PT	CV	DT	EC
	Ma	Mi	T	P	F	J	G	Fl	C						
Bedelliidae Meyrick															
<i>Bedellia somnulentella</i> (Zeller)	.	1	1	.	.	.	1	.	.	1	1	1	.	C	I
Depressariidae Meyrick															
<i>Agonopteryx conciliatella</i> (Rebel)	1	.	1	1	.	.	H	I
Coleophoridae Hübner															
<i>Coleophora versurella</i> Zeller	.	.	1	.	.	.	1	.	.	1	1	1	.	P	I
Blastobasidae Meyrick															
<i>Blastobasis lignea</i> Walsingham	.	1	1	1	.	.	.	WP	I
<i>Blastobasis acuta</i> Bradley	.	1	1	1	.	.	1	.	.	1	.	.	.	MC	N
<i>Blastobasis desertarum</i> (Wollaston)	.	.	1	1	.	.	1	.	.	1	.	.	.	MC	N
<i>Blastobasis rubiginosella</i> Rebel	.	.	1	1	1	1	.	.	H	I
<i>Blastobasis salebrosella</i> Rebel	.	.	1	1	1	.	.	.	MC	N
<i>Blastobasis xanthographela</i> Rebel	.	.	1	1	.	.	.	MC	N
<i>Megaceraea incertella</i> Rebel	1	E	E
<i>Megaceraea oecophorella</i> Rebel	.	1	1	1	1	.	.	1	E	E
<i>Megaceraea scriptella</i> Rebel	.	.	1	1	.	.	1	.	.	1	1	.	.	MC	N
Cosmopterigidae Hein. & Wocke															
<i>Cosmopterix parietariae</i> M. Hering	1	1	1	1	1	1	.	1	.	MT	I
<i>Pyroderces argyrogrammos</i> (Zeller)	.	.	.	1	1	1	.	.	MT	I
Gelechiidae Stainton															
<i>Phthorimaea operculella</i> (Zeller)	.	1	1	.	.	.	1	.	.	1	1	1	.	C	I
<i>Platyedra subcinerea</i> (Haworth)	.	.	1	1	1	1	1	.	P	I
<i>Sitotroga cerealella</i> (Olivier)	.	1	1	.	1	1	1	1	.	C	I
<i>Aproaerema anthyllidella</i> (Hübner)	.	.	1	1	.	.	1	.	.	1	1	1	.	MT	I
<i>Brachmia infuscatella</i> Rebel	.	.	1	1	1	1	E	E
Symmocidae Gozmány															
<i>Oegoconia quadripuncta</i> (Haworth)	.	.	.	1	.	1	.	.	.	1	.	1	.	MT	I
Tortricidae Latreille															
<i>Acleris schalleriana</i> (Linnaeus)	.	.	.	1	WP	I
<i>Acleris variegana</i> (Denis & Schiffer.)	.	1	1	1	.	.	1	.	.	1	.	1	.	C	I
<i>Pandemis heparana</i> (Denis & Schiffer.)	.	.	1	.	.	1	.	.	.	1	.	1	.	H	I
<i>Bactra lancealana</i> (Hübner)	.	1	1	1	.	1	1	1	.	AC	I
<i>Bactra venosana</i> (Zeller)	.	.	1	1	1	1	.	H	I
<i>Endothenia gentianaeanana</i> (Hübner)	.	.	1	.	.	.	1	1	.	WP	I
<i>Rhopobota naevana</i> (Hübner)	.	.	.	1	.	.	1	H	I
<i>Crociosema plebejana</i> Zeller	.	.	1	.	1	1	1	1	.	C	I
<i>Clavigesta sylvestrana</i> (Curtis)	.	.	1	1	.	.	.	P	I
<i>Cydia molesta</i> (Busck)	1	1	1	.	1	.	1	.	1	C	I
<i>Cydia pomonella</i> (Linnaeus)	.	1	1	1	1	1	.	C	I

LISTA DE ESPÉCIES	AÇORES										M	CN	PT	CV	DT	EC
	Ma	Mi	T	P	F	J	G	Fl	C							
<i>Colias crocea</i> (Geoffroy in Fourcroy)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	MT	N
<i>Pieris brassicae azorensis</i> Rebel	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	E	E
Nymphalidae Swainson																
<i>Vanessa atalanta</i> (Linnaeus)	1	1	1	1	1	1	.	1	1	1	1	1	1	1	AC	N
<i>Vanessa virginiensis</i> (Drury)	.	1	1	1	.	N	MO
<i>Vanessa cardui</i> (Linnaeus)	1	1	1	.	1	.	.	1	.	1	1	1	1	1	C	N
<i>Hypolimnas misippus</i> (Linnaeus)	.	1	1	1	1	1	1	C	MO
<i>Hipparchia miguelensis</i> (Le Cerf)	.	1	E	E
<i>Hipparchia azorina azorina</i> (Strecker)	.	.	.	1	E	E
<i>Hipparchia azorina ohshimai</i> (Esaki)	1	E	E
<i>Hipparchia azorina jorgense</i> Ohemig	1	E	E
<i>Hipparchia azorina barbara</i> Sousa	.	.	1	E	E
<i>Hipparchia occidentalis occidentalis</i> (S.)	1	E	E
<i>Hipparchia occidentalis minima</i> (Sousa)	1	E	E
<i>Danaus plexippus</i> (Linnaeus)	1	1	1	1	1	.	.	1	.	1	1	.	.	1	C	MO
Lycaenidae Leach																
<i>Lampides boeticus</i> (Linnaeus)	1	1	1	1	1	1	1	1	.	1	1	1	1	1	SC	N
Geometridae Leach																
<i>Cleora fortunata azorica</i> Pinker	1	1	1	1	1	1	1	1	E	E
<i>Cyclophora azorensis</i> (Prout)	1	1	1	1	1	1	1	1	E	E
<i>Cyclophora puppillaria granti</i> (Prout)	1	E	E
<i>Rhodometra saccharia</i> (Linnaeus)	1	1	1	1	1	.	.	T	N
<i>Orithonama obstipata</i> (Fabricius)	1	1	1	1	1	1	1	1	.	1	1	1	.	.	C	N
<i>Xanthorhoe inaequata</i> Warren	.	1	1	1	1	1	.	1	E	E
<i>Euphyia centrostrigaria</i> (Wollaston)	1	1	1	1	1	1	1	1	.	1	1	.	.	.	N	N
<i>Eupithecia ogilviata</i> (Warren)	1	E	E
<i>Gymnoscelis rufifasciata</i> (Haworth)	1	1	1	.	1	1	1	1	.	.	P	I
Sphingidae Latreille																
<i>Agrius convolvuli</i> (Linnaeus)	1	1	1	1	1	1	.	1	1	1	.	1	1	1	ST	N
<i>Acherontia atropos</i> (Linnaeus)	1	1	1	1	1	1	1	1	.	1	1	1	.	.	AT	N
<i>Macroglossum stellatarum</i> (Linnaeus)	1	1	.	1	1	.	1	1	.	1	1	1	.	.	P	N
<i>Hippotion celerio</i> (Linnaeus)	1	1	1	1	1	1	1	SC	N
Arctiidae Leach																
<i>Utetheisa pulchella</i> (Linnaeus)	1	1	1	1	1	1	T	N
Noctuidae Latreille																
<i>Schrankia costaestrigalis</i> (Stephens)	.	.	.	1	1	1	1	.	.	AM	I
<i>Hypena obsitalis</i> (Hübner)	1	1	1	1	1	.	1	1	1	1	1	1	.	.	AM	N
<i>Hypena lividalis</i> (Hübner)	.	1	1	1	1	.	.	ST	I
<i>Tathorhynchus exsiccata</i> (Lederer)	1	1	1	1	.	.	ST	I

LISTA DE ESPÉCIES	AÇORES									M	CN	PT	CV	DT	EC
	Ma	Mi	T	P	F	J	G	Fl	C						
<i>Thysanoplusia orichalcea</i> (Fabricius)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	T.ST	N
<i>Ctenoplusia limbirena</i> (Guenée)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	.	ET	N
<i>Chrysodeixis chalcites</i> (Esper)	1	1	1	1	1	1	1	1	.	1	1	1	1	T.ST	N
<i>Autographa gamma</i> (Linnaeus)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	.	P	N
<i>Heliothis armigera</i> (Hübner)	1	1	1	.	1	.	1	1	.	1	1	1	1	AC	N
<i>Galgula partia</i> Guenée	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	.	.	ST	N
<i>Spodoptera exigua</i> (Hübner)	.	1	1	1	1	.	C	N
<i>Spodoptera littoralis</i> (Boisduval)	1	1	1	1	1	1	T	N
<i>Sesamia nonagrioides</i> (Lefebvre)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	ST	I
<i>Euplexia lucipara</i> (Linnaeus)	1	1	.	H	I
<i>Phlogophora meticulosa</i> (Linnaeus)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	.	AM	N
<i>Phlogophora furnasi</i> Pinker	.	1	1	E	E
<i>Phlogophora interrupta</i> (Warren)	1	1	1	1	1	1	.	1	E	E
<i>Phlogophora cabrali</i> Pinker	.	1	.	1	1	1	E	E
<i>Mesapamea storai</i> (Rebel)	.	1	1	1	1	1	.	1	1	E	E
<i>Dicestra trifolii</i> (Hufnagel)	.	1	1	1	.	H	I
<i>Graphania granti</i> (Warren)	.	1	1	1	E	E
<i>Hadena bicruris</i> (Hufnagel)	1	EA	I
<i>Mythimna loreyi</i> (Duponchel)	1	1	1	.	.	1	1	1	.	C	N
<i>Mythimna unipuncta</i> (Haworth)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	.	C	N
<i>Noctua pronuba</i> (Linnaeus)	1	1	1	1	1	1	.	1	1	1	1	1	.	P	N
<i>Noctua atlantica</i> (Warren)	.	1	1	1	1	1	1	1	1	E	E
<i>Noctua carvalhoi</i> (Pinker)	.	.	1	1	1	1	E	E
<i>Xestia c.nigrum</i> (Linnaeus)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	.	1	.	H	N
<i>Peridroma saucia</i> (Hübner)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	H	N
<i>Agrotis ipsilon</i> (Hufnagel)	1	1	1	1	1	1	1	1	.	1	1	1	.	C	N
<i>Agrotis segetum</i> (Denis & Schiff.)	1	1	1	.	.	1	1	1	1	1	1	1	1	P	N
TOTAL	53	94	106	67	68	52	50	61	28	103	87	88	19	.	.

**ECOLOGIA DAS ESPÉCIES *LYCOPODIELLA CERNUA* (L.) PICHİ SERM.,
LYCOPODIELLA INUNDATA (L.) J. HOLUB (LYCOPODIACEAE) E *WOODWARDIA
RADICANS* (L.) SM. (BLECHNACEAE) EM PORTUGAL CONTINENTAL**

F. Barreto Caldas, J. J. Honrado & H. Nepomuceno Alves

Núcleo de Ecologia Vegetal, Departamento de Botânica da Universidade do Porto
Rua do Campo Alegre, 1191, 4150 Porto

Caldas, F.B., Honrado, J.J. & Alves, H.N. (1998). Ecologia das espécies *Lycopodiella cernua* (L.) Pichi Serm., *Lycopodiella inundata* (L.) J. Holub (Lycopodiaceae) e *Woodwardia radicans* (L.) Sm. (Blechnaceae) em Portugal Continental. *Revista Biol. (Lisboa)* **16**: 107-111.

Apresentam-se dados relativos à distribuição geográfica e ao estado de conservação das populações conhecidas das espécies *Lycopodiella cernua* (L.) Pichi Serm., *Lycopodiella inundata* (L.) J. Holub (Lycopodiaceae) e *Woodwardia radicans* (L.) Sm. (Blechnaceae) em Portugal Continental. Actualmente, e desde há cerca de trinta anos, *Lycopodiella cernua* parece estar confinada à beira e talude de um caminho, na Serra de Santa Justa (Valongo), numa extensão não superior a 200 metros. Observações recentes permitiram verificar que a população se encontra aparentemente em recuperação. As populações mais numerosas de *Lycopodiella inundata* ocorrem no Parque Nacional da Peneda-Gerês e no Parque Natural do Alvão; apresentam-se dados completos relativos à sua corologia, que incluem duas novas localizações. *Woodwardia radicans* é um feto com habitat ripícola, que ocorre sob coberto de matas caducifólias. Conhecida em Portugal unicamente em alguns locais da Serra do Gerês, esta espécie foi recentemente encontrada nas proximidades de Ponte de Lima.

Palavras-chave: Conservação, corologia, *Lycopodiella*, *Woodwardia*.

Caldas, F.B., Honrado, J.J. & Alves, H.N. (1998). Ecology of the species *Lycopodiella cernua* (L.) Pichi Serm., *Lycopodiella inundata* (L.) J. Holub (Lycopodiaceae) and *Woodwardia radicans* (L.) Sm. (Blechnaceae) in Continental Portugal. *Revista Biol. (Lisboa)* **16**: 107-111.

Data concerning the distribution and conservation status of the known populations of the species *Lycopodiella cernua* (L.) Pichi Serm., *Lycopodiella inundata* (L.) J. Holub (Lycopodiaceae) and *Woodwardia radicans* (L.) Sm. (Blechnaceae) in Continental Portugal are presented. At the present, and for the last thirty years, *Lycopodiella cernua* seems to be restricted to a 200 m long roadside in the Serra de Santa Justa (Valongo). Recent observations have shown that the population appears to be recovering. The largest populations of *Lycopodiella inundata* occur in the Peneda-Gerês National Park and in the Alvão Natural Park; complete data on its distribution are presented, including two new sites. *Woodwardia radicans* is a fern with riparian habitat, which occurs under the canopy of deciduous forests. Known in Portugal from only a few sites in the Serra do Gerês, this species has recently been found near Ponte de Lima.

Key-words: Chorology, conservation, *Lycopodiella*, *Woodwardia*.

A conservação das espécies da flora e da fauna e dos seus habitats naturais tem motivado a implementação de programas operacionais e instrumentos financeiros, nacionais e comunitários, que em muito têm contribuído para o conhecimento dos valores naturais do território europeu.

Os recentes projectos "Habitats Naturais e de Espécies da Flora de Portugal (Continente)" (baseado na Directiva 92/43/CEE, também conhecida como Directiva "Habitats") e "Distribuição Geográfica e Estatuto de Ameaça das Espécies da Flora a Proteger", co-financiados pelo Instituto da Conservação da Natureza e pelo Instrumento Financeiro comunitário "Life", permitiram compilar a informação dispersa existente e recolher grande quantidade de nova informação relativa à corologia e ao estado de conservação real das populações de algumas espécies da flora consideradas ameaçadas no território continental português.

Dessa lista de espécies vulneráveis faziam parte as três pteridófitas que foram alvo do presente estudo: *Lycopodiella cernua* (L.) Pichi Serm., *L. inundata* (L.) J. Holub (Lycopodiaceae) e *Woodwardia radicans* (L.) Sm. (Blechnaceae).

O significado da presença destas espécies no território de Portugal Continental parece ser distinto. Enquanto que *L. inundata* é uma planta de corologia eurossiberiana, com uma distribuição cosmopolita na Europa que apenas exclui a região Mediterrânica (JALAS & SUOMINEN, 1972; TUTIN *et al.*, 1993), o estatuto de "autóctone" atribuído a *L. cernua* e a *W. radicans*, espécies termófilas que, na Europa, apenas se encontram na parte mais meridional (JALAS & SUOMINEN, 1972; TUTIN *et al.*, 1993), tem sido por vezes questionado, principalmente no que toca ao lycopódio (ex., COUTINHO, 1939; FRANCO & ROCHA AFONSO, 1982; TUTIN *et al.*, 1993). No entanto, a possibilidade de poderem constituir relíquias indicadoras dos paleoclimas da Península Ibérica (RIVAS GODAY, 1950), e não neófitos introduzidos pelo Homem, faz delas espécies de grande valor informativo e torna-as

elementos integrantes da nossa flora, reconhecidas como tal nos trabalhos dos principais botânicos portugueses (COUTINHO, 1939; SAMPAIO, 1947; FRANCO, 1971).

O objectivo principal do presente estudo consistiu na obtenção de informação relativa à distribuição geográfica e estado de conservação das populações das três espécies referidas em Portugal Continental, por forma a avaliar de forma coerente o estatuto de ameaça a atribuir-lhes no âmbito do projecto "Distribuição Geográfica e Estatuto de Ameaça das Espécies da Flora a Proteger", anteriormente referido.

1. *Lycopodiella cernua* (L.) Pichi Serm.

Este lycopódio é uma caméfito herbácea perene, de caules estolhosos prostrados, radicantes nas extremidades apicais, revestidos de folhas esparsas, emitindo numerosos ramos até 40 cm, erectos e muito ramificados dando à planta um aspecto dendróide. Produz estróbilos com 5-10 mm, oblongos e amarelados, voltados para baixo quando maduros, nas extremidades de pequenos ramos recurvados (SAMPALIO, 1947; FRANCO & ROCHA AFONSO, 1982; TRYON & TRYON, 1982).

Com distribuição predominantemente tropical (JALAS & SUOMINEN, 1972), ocorre na Europa apenas em Portugal Continental (uma única população conhecida, nas proximidades do Porto; Fig. 1), em algumas ilhas dos Açores e na Sicília (TUTIN *et al.*, 1993). Este padrão de distribuição deixa adivinhar um carácter reliquial de paleoclimas mais quentes, representando os locais onde ocorrem as populações actuais autênticos refúgios onde esta planta se manteve até aos nossos dias.

No território continental português, esta planta foi colhida pela primeira vez em Fevereiro de 1915, na Serra de Santa Justa (Valongo), e, segundo SAMPAIO (1915), não era "nada rara naquela parte da Serra".

Actualmente, parece estar confinada à beira e talude de um caminho, numa extensão não superior a 200 metros, numa zona ameaçada pela invasão do eucalipto.

Inserida no piso colino do sector biogeográfico Galaico-Português (RIVAS-MARTÍNEZ, 1987), com um ombroclima húmido superior (clima Temperado Hiperocênico; PENAS, 1997), esta população (a única conhecida na Europa Continental) ocupa parte de um talude húmido (que, por razões topográficas, não é colonizado pelo urzal higrofilico de *Calluna vulgaris* (L.) Hull e *Erica ciliaris* L. envolvente), no domínio climático dos carvalhais colinos de *Quercus robur* L. (*Rusco aculeati-Quercetum roboris* Br.-Bl., P. Silva & Rozeira 1956). No entanto, o local encontra-se fortemente intervencionado, tendo implantada nos terrenos envolventes uma exploração de eucaliptos que impede a instalação da vegetação natural e põe em risco a viabilidade da população de *L. cernua*.

Dada a distribuição restrita desta planta em Portugal, torna-se urgente intervir no sentido de proteger esta população. No que diz respeito a medidas de conservação, a espécie consta do anexo V da Directiva 92/43/CEE, e a única população conhecida encontra-se inserida no Sítio da Rede "Natura 2000" PTCO00024 ("Valongo"). Foi recentemente proposto, no âmbito do projecto "Distribuição Geográfica e Estatuto de Ameaça das Espécies da Flora a Proteger", que lhe fosse atribuído o estatuto de "Espécie Crítica" para Portugal. Mais recentemente, foi submetido à União Europeia um projecto que visa a conservação desta população, no âmbito do Programa "Life".

2. *Lycopodiella inundata* (L.) J. Holub

O licopódio dos brejos é uma caméfito herbácea perene, de caules estolhosos prostrados, completamente revestidos de folhas, emitindo lateralmente ramos férteis erectos com até 20 cm. Produz estróbilos com 10-30 mm, cilindro-fusiformes, terminais e solitários (SAMPAIO, 1947; FRANCO & ROCHA AFONSO, 1982; TRYON & TRYON, 1982).

Distribui-se por toda a Europa eurossiberiana (JALAS & SUOMINEN, 1972), ocorrendo, de forma relativamente pouco frequente, em terrenos higroturfosos com água corrente ou em brejos,

nos pisos colino e montano. É característica de comunidades dominadas por pequenas juncáceas e ciperáceas da classe *Scheuchzerio-Caricetea fuscae* (Nordhagen 1936) Tüxen 1937, que ocorrem geralmente em mosaico com turfeiras de *Oxycocco-Sphagnetea* Br.-Bl. & Tüxen 1946 (BELLOT RODRIGUEZ, 1966).

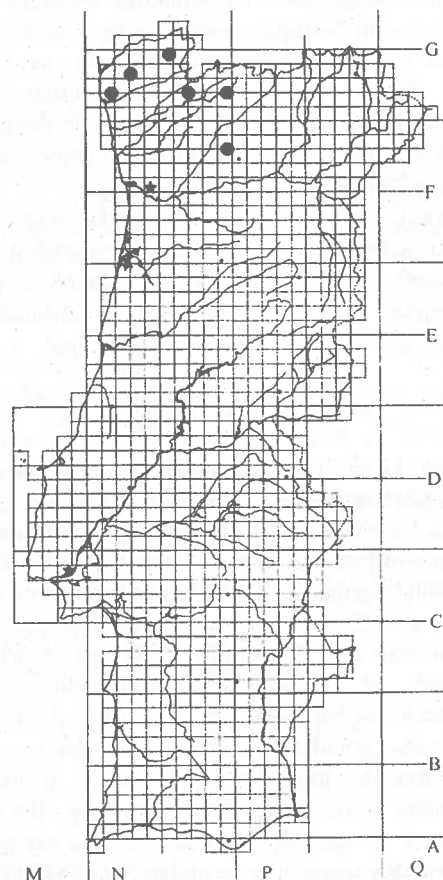


Fig. 1 - Distribuição geográfica de *Lycopodiella cernua* (★) e *L. inundata* (●) em Portugal Continental (base cartográfica: quadrícula UTM decaquilométrica).

Em Portugal Continental, esta espécie tem ocorrência localizada no Minho e em Trás-os-Montes (Fig. 1), encontrando-se as populações mais numerosas no Parque Nacional da Peneda-Gerês e no Parque Natural do Alvão.

A principal ameaça para esta espécie reside no rápido desaparecimento do seu habitat devido a intervenções antropogénicas, principalmente relacionadas com a drenagem das zonas húmidas de altitude para aproveitamento da água para consumo doméstico e com a plantação intensiva de eucaliptos.

Esta espécie não tem qualquer estatuto de protecção em Portugal, constando, no entanto, do Anexo V da Directiva 92/43/CEE (*Lycopodium* spp.). Revestiu-se de grande importância o reconhecimento do Parque Nacional da Peneda-Gerês e do Parque Natural do Alvão como Sítios da Rede "Natura 2000".

Devido à sua ocorrência localizada (área total de ocupação inferior a 1 Km²) e às características peculiares do seu habitat, foi sugerido, no âmbito do projecto já referido, que lhe fosse atribuído o estatuto de "Espécie Crítica" para Portugal.

3. *Woodwardia radicans* (L.) Sm.

O feto de botão (também conhecido como "feto do Gerês") é uma hemicriptófita herbácea vivaz, de rizoma curto, espesso e ascendente, que possui frondes com 150-250 cm, persistentes, arqueado-reflexas, de limbo ovado-lanceolado, produzindo gemas de renovo na parte superior do ráquis que dão origem a novas plantas quando em contacto com o solo. O pecíolo é de menor a subigual ao limbo, verde-amarelado, mas anegrando na parte inferior e revestido na base de escamas grandes e lanceolado-afiladas que se vão tornando gradualmente menores e mais espaçadas para cima. Os soros são linear-oblongos, unisseriados de cada lado da nervura primária dos segmentos secundários (SAMPAIO, 1947; FRANCO & ROCHA AFONSO, 1982; TRYON & TRYON, 1982).

A sua distribuição na Europa limita-se ao território meridional do continente (Açores, norte da Península Ibérica, sul de Itália, Sicília, Córsega e Creta), numa faixa latitudinal que segue de forma aproximada o paralelo dos 40°N (JALAS & SUOMINEN, 1972; TUTIN *et al.*, 1993).

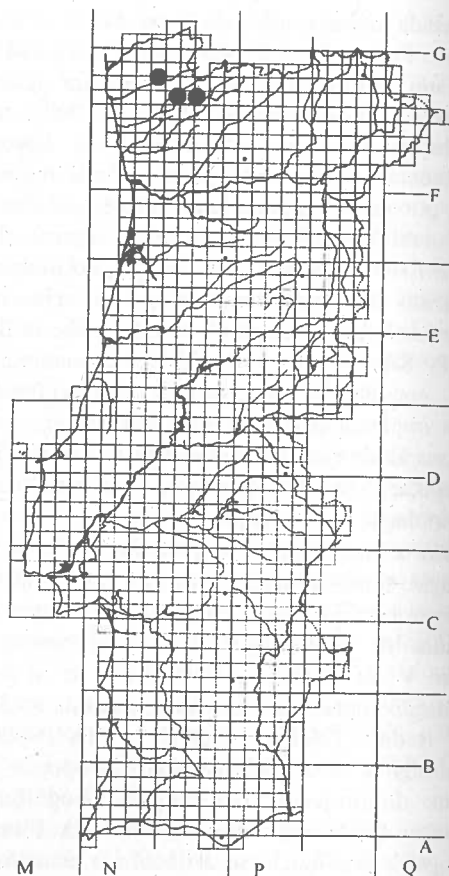


Fig. 2 – Distribuição geográfica de *Woodwardia radicans* em Portugal Continental (base cartográfica: quadricula UTM decaquilométrica).

Em Portugal, este feto vistoso ocorre em ravinas frescas nas margens dos regatos, sob coberto de matas caducifólias (carvalhais colinos e montanos dominados por *Quercus robur* L.), entre os 400 e os 900 m de altitude. Até agora apenas conhecida em alguns pontos da Serra do Gerês, esta planta foi recentemente (Setembro de 1996) encontrada nas proximidades de Ponte de Lima (Fig. 2). Também referida para a Serra de Sintra, a sua ocorrência actual neste local parece estar relacionada com a sua utilização como planta ornamental em parques e jardins.

A presença de *W. radicans* nos escassos pontos

onde é conhecida reveste-se de grande importância, dado o seu assinalável carácter informativo relativamente aos paleoclimas das áreas de ocorrência. Segundo BELLOT RODRIGUEZ (1966, referindo-se à Serra do Gerês), a ausência de oscilações térmicas significativas nos seus vales abrigados (relacionada com o carácter oceânico do clima) permitirá a ocorrência de velhas espécies relicticas de laurilignosa subtropical, como *W. radicans*, que fragmentariamente indicarão a presença finícola-relictica do grau de vegetação *Laurocerasus* de Schmid.

Dado o carácter pontual da sua ocorrência, torna-se importante a aplicação de medidas de protecção das populações conhecidas desta planta, nomeadamente impedindo a destruição do seu habitat.

BIBLIOGRAFIA

- BELLOT RODRIGUEZ, F. 1966. La vegetación de Galicia. *Anal. Inst. Bot. Cavanilles* 24: 5-306.
- COUTINHO, A.X.P. 1939. *Flora de Portugal (Plantas Vasculares)*. 2ª Edição. Bertrand (Irmãos), Lda., Lisboa.
- DIRECTIVA 92/43/CEE do Conselho. *Jornal Oficial das Comunidades Europeias* N° L : 206/7-206/49.
- FRANCO, J.A. & M.L. ROCHA AFONSO 1982. *Distribuição de Pteridófitos e Gimnospérmicas em Portugal*. Serviço Nacional de Parques, Reservas e Património Paisagístico, Lisboa.
- FRANCO, J.A. 1971. *Nova Flora de Portugal (Continente e Açores)*. Vol. I. Edição do Autor, Lisboa.
- JALAS, J. & J. SUOMINEN 1972. *Atlas Florae Europaea*. Vol. 1. The Committee for Mapping the Flora of Europa & Societas Biologica Fennica

Esta espécie consta dos Anexos II e IV da Directiva 92/43/CEE, e, devido à sua ocorrência localizada em Portugal, foi sugerido que lhe fosse atribuído o estatuto de "Espécie Ameaçada" para o nosso país. É de salientar que a maioria das populações conhecidas em Portugal se encontra dentro dos limites do Parque Nacional da Peneda-Gerês, que recentemente foi escolhido para Sítio da Rede "Natura 2000".

AGRADECIMENTOS

Este trabalho foi realizado no âmbito dos projectos "Distribuição Geográfica e Estatuto de Ameaça das Espécies da Flora a Proteger" e "Habitats Naturais e de Espécies da Flora de Portugal (Continente)" (1994-97), co-financiados pelo Instituto da Conservação da Natureza e pelo Programa Comunitário "Life".

Vanamo, Helsinki.

- PENAS, A. 1997. Mapa bioclimático de Portugal Continental. 1º Encontro de Fitossociologia ALFA. Bragança.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S. 1987. *Memoria del mapa de las series de vegetación de España 1:400.000. II - Biogeografía*. ICONA, Madrid.
- SAMPAIO, G. 1915. Plantas Novas para a Flora Portuguesa. *Ann. Scient. Acad. Polyt. do Porto* 10: 123.
- SAMPAIO, G. 1947. *Flora Portuguesa*. 3ª Edição (1988, *Fac-simile*). I.N.I.C.
- TRYON, R.M. & A.F. TRYON 1982. *Ferns and Allied Plants*. Springer-Verlag; New York.
- TUTIN, T.G. et al. 1993. *Flora Europaea*. Vol. 1 (2nd Edition). Cambridge University Press.

SOLOS SUPRESSIVOS: UM MEIO DE LUTA CULTURAL CONTRA A DOENÇA DA TINTA DO CASTANHEIRO

L. M. MARTINS & C. G. ABREU

Dep. Protecção de Plantas, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, 5000 Vila Real

Martins, L. M. & Abreu, C. G. (1998). Solos supressivos: um meio de luta cultural contra a doença da tinta do castanheiro. *Revista Biol. (Lisboa)* **16**: 113-117.

Neste trabalho foram estudados 8 pares de soutos que diferem entre si pela presença, ou ausência, de doença da tinta. Nas várias árvores fez-se a avaliação das classes de estrago e de parâmetros dendrométricos (altura, área basal, coberto de copas).

A supressividade dos diferentes solos foi comparada usando plantas-armadilha de *Lupinus angustifolius*. Analisaram-se ainda algumas propriedades físicas e químicas dos solos e relacionaram-se com a sanidade das árvores.

Foram observados vários factores nos solos supressivos que podem estar associados à menor expressão sintomatológica da doença. Destacam-se os teores mais elevados em matéria orgânica e em bases de troca que promovem maior actividade de microrganismos do solo e maior antagonismo a *Phytophthora cinnamomi*, o fungo mais associado à tinta. Também, a melhor drenagem desses solos, a sua maior profundidade e a exposição predominantemente a Norte, poderão estar envolvidos na supressividade.

Palavras chave: doença da tinta do castanheiro, solos supressivos, soutos.

Martins, L. M. & Abreu, C. G. (1998). Suppressive soils: a cultural method for chestnut ink disease decline. *Revista Biol. (Lisboa)* **16**: 113-117.

In this work, 8 pairs of orchards, in each case distinguished by the absence and occurrence of ink disease, were observed for classes of damage, height, basal area and canopy coverage.

The suppressiveness of soil was compared by using *Lupinus angustifolius* as a trap plant. We also analysed physical and chemical properties of soils, and their influence on tree health.

Different factors were associated with a lower expression of ink disease, mainly higher amounts of organic matter and exchangeable cations, which promote a higher soil population activity and antagonism to *Phytophthora cinnamomi*, the fungus most associated to ink disease. Also, it is likely that better drainage, greater soil depth and northern exposure is involved in suppressiveness.

Key words: chestnut ink disease, suppressive soils, orchards.

INTRODUÇÃO

A área de ocupação do castanheiro tem vindo a sofrer um decréscimo desde finais do século passado (FERNANDES, 1945) e, mais intensamente, ao longo dos últimos 50 anos (ABREU, 1996).

Estudos recentes, realizados com fotografia aé-

rea de falsa cor, comprovam o declínio da espécie. Na região de Padrela (distrito de Vila Real) observaram-se 15 % de árvores doentes ou mortas (ABREU *et al.*, 1993a). Este valor está próximo do encontrado para a serra da Nogueira (distrito de Bragança), cuja mortalidade atingia

19 % em 1994 (CASTRO *et al.*, 1994), valor significativamente semelhante ao obtido em 1997 por MARTINS *et al.* (1997).

Uma das principais causas deste decréscimo deve-se à doença da tinta, provocada pelo fungo *Phytophthora cinnamomi*, que ataca as raízes e colo das árvores.

O recurso à luta química no combate à doença, com produtos cúpricos ou com o fosetil de alumínio, revelou-se sempre insuficiente. Embora com alguns resultados no curto prazo, os fungicidas nunca demonstraram eficácia durável.

A utilização de solos supressivos como meio de protecção integrada poderá contribuir para a menor incidência de doença. Na verdade, há estudos que comprovam que nestes solos, *P. cinnamomi* não se consegue estabelecer, ou estabelecendo-se, dificilmente provoca doença com elevada severidade (ABREU *et al.*, 1993b; CAMPOS, 1994; MARTINS, 1997).

O trabalho que a seguir se apresenta, é mais uma contribuição sobre a potencialidade dos solos supressivos na limitação da doença da tinta do castanheiro.

MATERIAL E MÉTODOS

Pretendendo confrontar povoamentos com e sem doença da tinta, seleccionaram-se 8 pares de soutos através das diferenças de reflectância apresentadas em fotografias aéreas de infravermelho próximo (fiadas 22-B, 23-B e 12-D, efectuadas pela ACEL em 30 de Agosto de 1990, escala 1: 15000) e através de observações realizadas posteriormente no campo. Cada local possui dois povoamentos com árvores de idade e variedade semelhantes, diferindo entre si pela presença e ausência de doença da tinta. Sendo contíguos, os soutos têm clima, geologia, topografia e altitude idênticos.

Como hipótese de trabalho admitiram-se os soutos saudáveis instalados em solos supressivos [S] e os doentes em solos permissivos [P].

Os locais localizam-se nos concelhos de Valpaços (Argemil, Carrazedo, Padrela e Seixedo), Vinhais (Espinheiro) e Macedo de Cavaleiros (Podence) (Tab. 1).

Nas árvores de estudo determinou-se a área basal, altura e percentagem de coberto das copas. Fez-se ainda a avaliação da sanidade de acordo com o Regulamento (CEE) 1696/87.

Tab. 1 - Localização dos soutos em estudo ([S] - Supressivo; [P] - Permissivo)

Souto	Longitude	Latitude	Altitude(m)
	[S] / [P]	[S] / [P]	[S] / [P]
Argemil	1°42'45"/1°42'55"	41°35'05"/41°35'05"	800/815
Carrazedo	1°42'40"/1°42'40"	41°34'05"/41°34'10"	765/765
Espinheiro	2°01'25"/2°01'30"	41°49'25"/41°49'25"	780/800
Padrela	1°38'05"/1°38'00"	41°34'05"/41°34'05"	950/990
Seixedo	1°37'10"/1°38'55"	41°35'12"/41°35'18"	890/930
Podence1	2°11'45"/2°11'25"	41°35'45"/41°35'35"	755/730
Podence2	2°11'35"/2°11'40"	41°35'50"/41°35'35"	750/750
Podence3	2°11'25"/2°11'40"	41°35'50"/41°35'40"	740/755

Em todas as parcelas avaliou-se a espessura da camada arável, a pedregosidade, a compactação do solo, o declive e a exposição.

Nos solos de Argemil, Carrazedo, Espinheiro, Padrela e Seixedo determinou-se o Índice de Permissividade (CI) adaptando a metodologia de HENIS *et al.* (1978). De acordo com os autores, o índice poderá ser definido pela função linear:

Onde, A representa o número de plantas sem sintomas de doença em solo testemunha e X o número de plantas sem sintomas em solo inoculado com *P. cinnamomi*. Neste ensaio usou-se um tremoceiro (*Lupinus angustifolius*) muito susceptível a infecções por *P. cinnamomi* (MALAJCZUK, 1979).

Em cada souto colheram-se amostras de solo, procedendo às suas análises físico-químicas no Laboratório de Solos e Fertilidade da Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro.

DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

O valor mais elevado da classe de estrago obtido nos solos [P] (Fig. 1) deve-se sobretudo à doença da tinta. Esses solos, por apresentarem exposição predominante Sul, menor espessura e

fertilidade que os [S], também favorecem o aumento da rarefacção da copa e do *stress* hídrico das árvores e, por conseguinte, o aumento da classe de estrago.

As análises de solo permitiram constatar que os teores em fósforo são geralmente inferiores nos solos [P]. Nestes, há também tendência para a existência de menores quantitativos em bases de troca (Fig. 2).

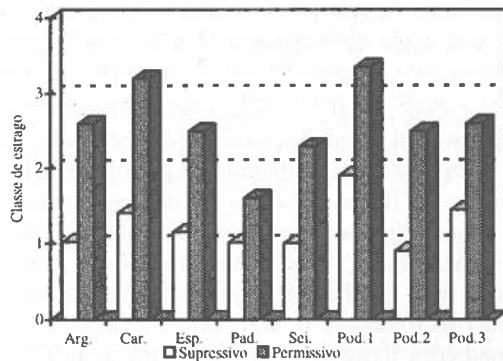


Fig. 1 - Classes de estrago nos solos supressivos e permissivos observadas em Julho de 1996

No estudo das análises de solo foram excluídos os souts de Podence devido a fertilizações efectuadas pelos agricultores.

Os quantitativos de matéria orgânica foram sempre superiores nos solos [S], relativamente aos [P] (Fig. 3). Confirma-se assim a melhor aptidão destes locais para o desenvolvimento dos castanheiros, pois a matéria orgânica melhora a estrutura, arejamento e retenção de água e estimula a actividade microbiana no solo.

Com excepção do par Espinhoso, o Índice de Permissividade (CI) foi sempre inferior nos solos [S], revelando uma menor mortalidade de *L. angustifolius* (Fig. 4).

Verificou-se que o valor de CI aumentava para todos os solos quando estes foram esterilizados pelo calor. Todavia, as diferenças não são significativas (Tab. 2). Deve-se, no entanto, salientar que a permissividade é altamente significativa, havendo por isso diferenças bem marcadas entre solos [P] e [S].

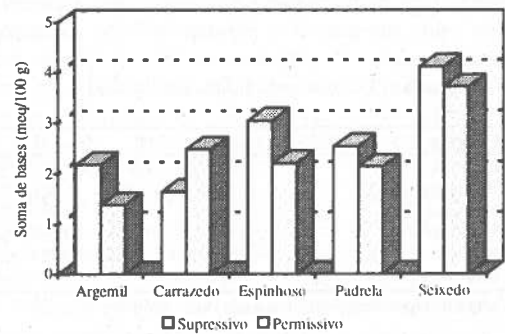


Fig. 2 - Soma das bases de troca (Ca^{++} , Mg^{++} , K^{+} , Na^{+}) nos solos supressivos e permissivos

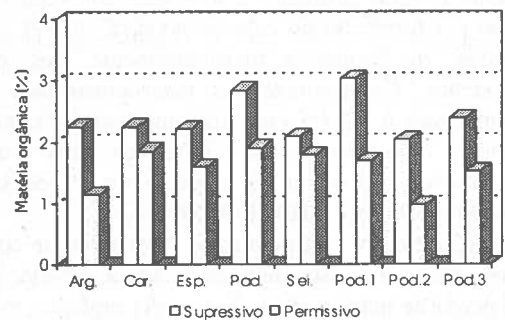


Fig. 3 - Teor de matéria orgânica (%) nos solos supressivos e permissivos

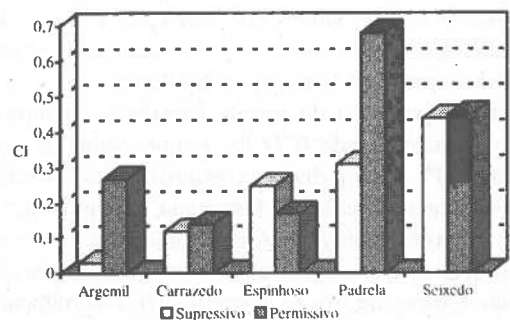


Fig. 4 - Índice de permissividade (CI) nos solos supressivos e permissivos

Tab. 2 - Comparação pela análise da variância da mortalidade de *L. angustifolius* entre cinco locais (L), com solos supressivos e permissivos (P), inoculados ou não com *P. cinnamomi* (I), com ou sem esterilização (T) (duas repetições por local).

Origem	GL	QM	F	P
Locais (L)	4	32,256	4,565	0,0025***
Permissividade (P)	1	281,250	39,680	0,0001***
Inoculação (I)	1	296,450	41,825	0,0001***
Tratamentos (T)	1	24,200	3,414	0,0690 ns
P x I x T	4	5,625	0,794	0,5334 ns
Erro	68	7,088		

Variável dependente: mortalidade de *L. angustifolius*.

CONCLUSÕES

Os soutos em estudo são sujeitos a mobilizações frequentes (até 4-5/ano), com maquinaria pesada. Estas originam a progressiva compactação e a formação do calo de lavoura, visível em todos os soutos e particularmente nos de Podence. Comprometem a macroporosidade e aumentam a asfixia radicular, tornando o castanheiro mais susceptível a infecções, pois estas condições propiciam os ataques por *P. cinnamomi* (ERWIN e RIBEIRO, 1996).

O progressivo artificialismo do sistema de cultivo dos soutos, está ainda associado à exportação e perda de nutrientes ou de matéria orgânica, por lavagem ou erosão (PIRES *et al.* 1997).

Este estudo permitiu relacionar a maior incidência de doença da tinta com algumas características dos solos [P]. Pode inferir-se que esses solos possuem teores em bases de troca e de matéria orgânica inferiores. Os quantitativos em fósforo parecem também ser limitantes.

Com excepção do par de Espinhoso, o Índice de Permissividade (CI) foi sempre superior nos solos [P]. Além disso, a esterilização permitiu constatar que parte do fenómeno de supressão é de natureza biológica. A confirmar esta hipótese, verifica-se que o solo com menos matéria orgânica e bases de troca (Argemil [P]), e certamente

aquele com menor actividade microbiana, foi onde, após esterilização ocorreu um CI mais elevado.

Nos soutos de exposição Sul e com textura grosseira (Podence [P2] e Argemil [P]), o aumento na incidência da doença pode estar relacionado com os défices hídricos e com a perda de nutrientes por lavagem. Por outro lado, a meteorização da matéria orgânica nestes solos é mais rápida, devido às mais elevadas temperaturas.

Nos solos de exposição Sul e com pequena espessura (Argemil [P], Espinhoso [P], Seixedo [P] e Podence [P1] e [P2]), as raízes desenvolvem-se mal e muito à superfície. A elevada incidência de doença da tinta pode estar associada às limitações físicas do solo e aos défices em água.

Nas áreas côncavas (Carrazedo [P] e Padrela [P]) a acumulação de pequenas partículas (limo e areia fina) facilitam a compactação, diminuindo a macroporosidade, o arejamento e a drenagem, condições bastante favoráveis para as infecções por *P. cinnamomi*.

Do exposto, pode considerar-se a doença da tinta como consequência e causa da morte dos castanheiros. É, afinal, o último factor da espiral de declínio limitando-se o fungo a acelerar a morte das árvores já debilitadas. Assim, a instalação dos castanheiros é uma fase fundamental para assegurar o seu bom estado sanitário no futuro, evitando-se solos de exposição predominante Sul, limosos ou mal drenados.

AGRADECIMENTOS

À NATO's Science Affairs Division, Science for Stability Programme, pelo financiamento deste trabalho.

Ao Laboratório de Solos e Fertilidade da Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, pelas análises físico-químicas realizadas.

BIBLIOGRAFIA

ABREU, C. G. 1996. Doença da tinta: causa e consequência do declínio do castanhal. *Estudos Transmontanos* 6: 269-289.

ABREU, C. G., MARQUES, C. P., VAREJÃO, E. S. & CARDOSO, A. O. 1993a. Aplicação da fotografia policromada de infravermelho na detecção da

- doença da tinta do castanheiro. In: II Encontro de Fitopatologistas Portugueses, Univ. Coimbra, 2-3 de Dezembro de 1995, Coimbra.
- ABREU, C. G., COUTINHO, J. F., CARDOSO, A. O. & GOUVEIA, E. M. 1993b. Solos supressivos e doença da tinta do castanheiro. *Anais da UTAD* 5 (1): 71-75.
- CAMPOS, J. M. A. 1994. Solos supressivos e a doença da tinta do castanheiro. Relatório Final de Estágio, UTAD, Vila Real, 83 p.
- CASTRO, J. P. M., L. S. RUAS, P. M. ARNALDO & S. M. COSTA 1994. Uso de fotografia aérea infravermelha na detecção da doença da tinta do castanheiro. UTAD, Vila Real. (policopiado).
- ERWIN, D. C. & RIBEIRO, O. K. 1996. *Phytophthora* diseases worldwide. APS Press, The American Phytopathological Society, St. Paul, Minnesota, 562 p.
- FERNANDES, C. T. 1945. O castanheiro no Distrito de Vila Real. *Direcção Geral dos Serviços Florestais e Aquícolas* 12 (1-2): 41-75.
- HENIS, Y., GHAFAR, A. & BAKER, R. 1978. Integrated control of *Rhizoctonia solani* damping-off of radish: effect of successive plantings, PCNB, and *Trichoderma harzianum* on pathogen and disease. *Phytopathology* 68: 900-907.
- MALAJCZUK, N. 1979. Biological suppression of *Phytophthora cinnamomi* in *Eucalyptus* and avocados in Australia. In: SHIPPERS & W. GAMS (Eds.). Soil - Borne Plant Pathogens Academic Press, London, 635-652.
- MARTINS, L. M. 1997. Influência dos solos supressivos sobre a doença da tinta do castanheiro. Mestrado em Engenharia do Recursos Florestais, UTAD, 130 p.
- MARTINS, L. M., ABREU, C. G. & MARQUES, C. P. 1997. Evolução do estado sanitário do castanheiro na zona limítrofe da Serra da Nogueira (Trás-os-Montes). In: IRATI - I Congreso Forestal Hispano Luso, II Congreso Forestal Español, 5: 265-270.
- PIRES, A. L., BARROSO, N. & PORTELA, E. 1997. Ink disease. Effect on chestnut grove litterfall and on litter nutrient budgets. In: Proc. 10th Cong. Mediterranean Phytopathological Union, 769-773.

SUMÁRIOS

BIODIVERSITY AND ECOSYSTEM PROCESSES IN EXPERIMENTAL GRASSLAND COMMUNITIES

M. C. Caldeira¹, A. Pereira¹, P. Paes¹, H. Freitas², M. D. Espírito-Santo¹ & J. S. Pereira¹

¹Instituto Superior de Agronomia, Tapada da Ajuda, 1399 Lisboa Codex

²Departamento de Botânica, Universidade de Coimbra, 3000 Coimbra

Biodepth is a new European network of field experiments that use a common methodology to study the relationship between plant diversity and ecosystem processes in grasslands. The same basic experiment is being performed simultaneously at eight different locations around Europe, two of which, Portugal and Greece, in Mediterranean-type climates. In every field site the response of a comprehensive suite of ecosystem processes is monitored in relation to the direct manipulation of plant diversity. The Biodepth project provides the opportunity to test several competing hypotheses that explain the relationship between diversity and ecosystem processes.

At the Portuguese field site, the composition of experimental grassland communities was directly

manipulated to vary species richness and the number and types of functional groups. Experimental plant communities with 1, 2, 4, 8 and 14 species were created. These species, belonging to three functional groups (grasses, legumes and herbs), were sown in October 1996. Several ecosystem properties were monitored, some of which are discussed here.

Species cover (%) and plant phenology were periodically observed during the experiment for all plots. Grasses showed the higher cover and herbs were the least successful group. Total aboveground biomass was harvested from each plot at the end of the growing season, in June/July 1997. A significant positive relationship was found between diversity and aboveground biomass.

PARQUE NATURAL DAS LAGOAS DE CUFADA (GUINÉ-BISSAU). FISIONOMIA DA VEGETAÇÃO

L. Catarino, E. Martins & M. A. Diniz

Centro de Botânica, Instituto de Investigação Científica Tropical (IICT), R. da Junqueira 86, 1300 Lisboa

Situado no Sul da Guiné-Bissau, o Parque Natural das Lagoas de Cufada ocupa uma área de cerca de 700 Km² cuja riqueza em fauna e flora justifica o seu estudo e protecção.

O clima da região é subguineense de influência costeira, com baixas amplitudes térmicas e

temperatura média anual é de 26 °C. A estação das chuvas decorre de Junho a Outubro e a estação seca de Novembro a Maio, sendo a precipitação média anual de 2200 mm.

À semelhança do resto do país o relevo na área do Parque é pouco acentuado, com um máximo

de 39 m de altitude e com uma área apreciável sujeita ao efeito das marés. Os solos mais comuns são Ferralíticos (Fracamente Ferrálicos) pardacentos, amarelos e vermelhos, podendo apresentar materiais lateríticos a profundidade superior a 1m. Nas zonas baixas há Solos Hidromórficos (cinzentos, gley e gley húmicos) e, bordejando estes, ocorrem Solos Delgados sobre materiais lateríticos a pequena profundidade, ocasionalmente com afloramentos de bancada laterítica (Solos de Boal). Nas zonas sob efeito das marés encontram-se Solos Halomórficos.

Os estudos em curso, tendo em vista a caracterização e cartografia da vegetação do Parque (Projecto 7ACP GUB 045 do Instituto da Cooperação Portuguesa, Instituto da Conservação da Natureza, IICT e União Europeia) permitem fazer uma primeira aproximação às formações vegetais da área.

De entre as formações arbóreas, a floresta aberta é a que maior área ocupa. Tem cobertura de árvores superior a 40% e de composição florística e altura bastante variáveis, mormente em função da profundidade do solo, mas em geral com predomínio de leguminosas. Os estratos de arbustos, herbáceas e trepadeiras estão em regra desenvolvidos. Em solos delgados, com cobertura de árvores inferior a 40% e desenvolvimento

luxuriante de gramíneas durante a estação das chuvas encontra-se savana arborizada. Em algumas vertentes desenvolvem-se manchas de floresta densa seca, apresentando dois estratos de árvores com copas parcialmente sobrepostas de altura até 35 m e com os restantes estratos pouco desenvolvidos. Igualmente com presença quase exclusiva de árvores altas, a floresta inundável é característica de algumas áreas alagadas na estação das chuvas. O mangal, formação de plantas halófitas da zona de influência das marés e o palmar misto, onde domina no estrato arbóreo a palmeira de óleo, *Elaeis guineensis* Jacq., são outras formações lenhosas frequentes.

Quanto a formações herbáceas é predominante a "lala", uma formação de tipo savana, característica de solos alagadiços dominada por gramíneas como *Anadelphia afzeliana* (Rendle) Stapf e frequentemente arroteada para cultura de arroz (bolanha). O leito das lagoas apresenta uma formação de plantas aquáticas dominada por *Nymphaea lotus* L. e *N. heudelotii* Planch. sendo as margens colonizadas por vegetação hidrófila onde são preponderantes as gramíneas e ciperáceas. Formações herbáceas menos importantes em termos de área ocupada são a vegetação hidrófila dos charcos temporários e a vegetação efémera das bancadas lateríticas.

PARASITOIDISMO DE LARVAS DE *MELASOMA POPULI* (COLEOPTERA, CHRYSOMELIDAE) NA REGIÃO NORDESTE DE PORTUGAL

P. S. Arnaldo, L. Torres & I. Espinha

Secção de Protecção de Plantas, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real.

O aumento da área ocupada por povoamentos estremes de choupo e a utilização de variedades mais exigentes, levaram a uma maior susceptibilidade desta espécie florestal, ao ataque de alguns insectos, nomeadamente da espécie *Melasoma populi* L., desfolhador vulgarmente conhecido por "joaninha do choupo, romã, barroso ou melasoma".

Os adultos desta espécie surgem em fins de Março, princípios de Abril e após o acasala-

mento, as fêmeas dirigem-se para a página inferior das folhas onde fazem as posturas. Seis a doze dias depois, eclodem as larvas que se comportam como esqueletizadoras nos primeiros instares, para devorarem completamente as folhas nos últimos instares. Quando se completa o desenvolvimento larvar, o insecto imobiliza-se, ficando preso à página inferior das folhas, pela ventosa anal e pupa. Oito a dez dias depois emerge o adulto.

Por vezes sucede que o desenvolvimento do adulto não se completa devido à acção de parasitóides das larvas. Em Mirandela foram identificados duas espécies de parasitóides: *Schizonotus sieboldi* Ratzeburg (Hymenoptera, Pteromalidae) e *Meigenia dorsalis* (Meigen) (Diptera, Tachinidae).

No presente trabalho analisam-se as taxas de mortalidade originadas por estes agentes, numa população de *Melasoma populi* L. Por outro lado, discutem-se as possibilidades de utilização destes auxiliares na protecção de plantações de choupo.

RECENSEAMENTO DA AVIFAUNA DA BARRINHA DE ESMORIZ

F. F. Lobo, P. C. Lopes & P. M. de Oliveira

R. da Rasa, 31, 5º esq., 4400 V. N. Gaia, R. Entreparêdes, 6, 4º F, 4000 Porto e R. D. Jerónimo de Azevedo, 470-42, 4200 Porto

O presente trabalho baseia-se nos dados recolhidos pelos autores entre Dezembro de 1995 e Abril de 1997, sendo seus objectivos: identificar as espécies de aves que ocorrem na Barrinha de Esmoriz, determinar os seus efectivos populacionais ou índices de abundância e estudar a variação sazonal do elenco de espécies recenseadas. Os métodos de censo usados foram: métodos absolutos de contagem directa/estimativa de bandos¹ (resultados em nº de inds.) ou o índice pontual de abundância², um método relativo (resultados em inds./hora). Classificaram-se as espécies observadas quanto ao padrão de ocorrência, possibilidade de terem nidificado (RUFINO, 1989) e abundância. Refere-se o estatuto de conservação das espécies detectadas, recorrendo-se à lista das espécies incluídas nos anexos I e II da Convenção de Berna (SNPRCN, 1990).

Foram detectadas 132 espécies, das quais 36 são residentes, 19 migradoras, 16 invernantes, 17 estivais e 44 têm ocorrência irregular. Quanto à nidificação, 25 são nidificantes confirmadas, 12 prováveis nidificantes e 7 possíveis nidificantes. A importância da avifauna deste local é bem patente no facto de 77 espécies estarem incluídas no anexo II da Convenção de Berna, 39 no anexo III e apenas 16 não são referidas em nenhum. As espécies mais abundantes foram: residentes – *Larus ridibundus* (750 inds., Jan96) e *Passer domesticus* (91,6 inds./h, Jul96); estivais – *Fulica*

atra (131 inds., Ago96) e *Apus apus* (53,6 inds./h, Mai96); invernantes – *Anas crecca* (200 inds., Fev96) e *Anthus pratensis* (44,8 inds./h, Out96); ocorrência irregular – *Calidris minuta* (84 inds., Set96) e *Parus caeruleus* (1,6 inds./h, Fev/Mar96). De particular interesse, foi a observação de 1 ind. de *Anthus novaeseelandiae* a 15/12/95, uma espécie Asiática de ocorrência accidental na Europa, mas que se julga poder invernar, em muito pequeno nº, no sul da Península Ibérica (SNOW & PERRINS, 1998). Além de *Estrilda astrild*, espécie já bem disseminada em Portugal foram detectadas 4 outras espécies exóticas (“aves de gaiola”): *Estrilda melpoda*, *Euplectes franciscanus*, *Euplectes afer* e *Lonchura malacca*. Até ao momento, não existem indícios de nidificação, apesar de para *E. franciscanus* e *E. afer*, se terem observado pares de indivíduos de ambos os sexos, envergando os machos a plumagem nupcial.

¹ Podicipediformes, Ciconiiformes, Anseriformes, Gruiformes e Charadriiformes.

² Accipitriformes, Falconiformes, Columbiformes, Apodiformes, Coraciiformes, Piciiformes e Passeriformes.

BIBLIOGRAFIA

RUFINO, R. (1989). *Atlas das Aves que nidificam em Portugal Continental*. CEMPA, Lisboa.
SNPRCN (1990). *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal*. SNPRCN, Lisboa.

SNOW & PERRINS (1998). *The Birds of the Western Palearctic-Concise Edition, Vol. 2 (Passerines)*. Oxford University Press, Oxford.

ESTUDOS FLORÍSTICOS NA SERRA DO AÇOR (NOTA PRÉVIA)

P. Silveira,^{1*} J. Paiva¹ & N. Marcos Samaniego²

¹ Dep. de Botânica da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra. 3049 Coimbra (Portugal).

² Dep. de Biologia Vegetal I, Facultad de Biologia, Universidad Complutense. 28040 Madrid (Espanha).

* Bolseiro da JNICT - PRAXIS XXI.

Em 1996 iniciou-se na "Serra do Açor" (*sensu lato*), o primeiro estudo florístico exaustivo, alguma vez realizado naquela área geográfica, que permitiu a identificação de mais de 500 espécies, pertencentes a cerca de uma centena de famílias, constituindo, algumas delas, novidades fitogeográficas. De entre estas novidades destacam-se: duas "novas" populações de *Jurinea humilis* (Desf.) DC, espécie que se julgava extinta em Portugal; três "novas" populações do endemismo ibérico *Narcissus asturiensis* (Jordan) Pugsley; e a ampliação, significativa, da área de

distribuição do endemismo lusitano *Murbeckiella sousae* Rothm.

Tecem-se, ainda, algumas considerações sobre a diversidade florística, corologia e formas biológicas observadas em várias comunidades desta serra, em particular a baixa diversidade das comunidades florísticas daquela região (ex: urzais e giestais), com excepção de zonas relativamente pequenas e sujeitas a menor intervenção antrópica (ex: Mata da Margaraça e Mata de Fajão).

Palavras Chave: flora, biodiversidade, corologia

Gestão e Conservação
da Natureza

RIA FORMOSA: DA GESTÃO E CONSERVAÇÃO DE UMA ÁREA PROTEGIDA

M. J. Marcelo & L. C. da Fonseca

Parque Natural da Ria Formosa, CEAM, Quelfes, 8700 Olhão

Marcelo, M. J. & Fonseca, L. C. (1998). Ria Formosa: da gestão e conservação de uma área protegida. *Revista Biol. (Lisboa)* 16: 125-133.

Área Protegida...

Porquê? De quem? Para quê?

- Área privilegiada, cujas venturas e desventuras, tragédias e glórias passam por zonas de um valor natural, cultural e paisagístico inestimável... e onde:
 - sapais
 - barras
 - locais de invernada de aves
 - salinas
 - laguna
 - locais de nidificação
 - zonas de vasa e areia
 - cursos de água doce
 - áreas agrícolas
 - cordão dunar
 - vegetação ripícola
 - viveiros de bivalves
 - ilhas-barreira
 - zonas ribeirinhas
 - aquiculturas
 - praias de areia
 - pinhais mansos
 - vestígios da nossa história
- se confrontam com (e/ou são violentados por) actividades praticadas (cada vez mais) de uma forma desordenada:
 - crescimento urbano sem regras (apesar de diplomas legais vigentes)
 - implantação de construções “clandestinas” nas ilhas-barreira e litoral
 - descarga de entulhos em áreas de sapal
 - descarga, no sistema lagunar, de efluentes domésticos e industriais
 - extracção incontrolada de areias
 - exploração excessiva dos recursos vivos aquáticos
 - utilização de artes de pesca de elevado impacto (apesar de proibidas)
 - introdução de espécies exóticas (florísticas e da fauna aquática) com repercussões imprevisíveis sobre os sistemas naturais
 - afluxo turístico desordenado e “em massa” com efeitos negativos sobretudo nas dunas
 - degradação e perda de biótopos
 - perda de identidade cultural, visível na degradação paisagística e arquitectónica
- e com a ausência de estudos vocacionados para a apresentação de soluções de gestão.
- Da falta quer de educação (cívica e para o ambiente) de largas faixas da população portuguesa (mas... não só!), quer de uma fiscalização actuante e eficaz no território, porquanto os meios humanos e de equipamentos são manifestamente insuficientes, quer ainda de um conhecimento actual das zonas a gerir (necessidade imperiosa de realização e actualização de estudos de forma programada).
- Para compatibilizar a humanização do território (porque nele vivem pessoas e a área protegida da Ria Formosa é um Parque Natural e não uma Reserva Integral) e as actividades económicas existentes (necessidade primeira de gerir) através de um ordenamento racional que permita a utilização dos recursos naturais sem destruir a sua perenidade.

. . . porque proteger e conservar a Natureza não significa (não pode significar) "não tocar", "não usar" e não usufruir deste complexo sistema lagunar que desde há milénios vem providenciando o sustento de inúmeras gerações de Homens, os quais o souberam utilizar e moldar sem pôr em risco, tanto a sua elevada produtividade, como a sua biodiversidade.

Palavras chave: Ria Formosa, Conservação da Natureza, gestão, lagunas.

Marcelo, M.J. & Fonseca, L.C. (1998). Ria Formosa: about management and conservation of a protected area. *Revista Biol. (Lisboa)* **16**: 125-133.

Protected area...

Why? From who? What for?

- Because it's a privileged area, whose fortune or misfortune, tragedy or glory, involves a zone with inestimable natural, cultural, and landscape values:

- | | | |
|------------------------|-----------------------|-------------------------|
| - salt marshes | - inlets | - nesting grounds |
| - salinas (salt ponds) | - lagoon | - wintering grounds |
| - tidal flats | - rivers and creeks | - agricultural farmland |
| - sand dunes | - riverain vegetation | - shellfish farms |
| - barrier-islands | - wetlands | - fish farms |
| - sand beaches | - pine woodlands | - remnants of our past |

These values are confronted with several uncontrolled activities, such as:

- unruly urban growth
- illegal housing on the barrier-islands
- dumping of debris over the salt marshes
- untreated sewage discharges from domestic and industrial origins
- uncontrolled dredging and sand mining
- overexploitation of marine resources
- use of illegal fishing crafts
- introduction of exotic species
- unruly mass tourism
- habitat loss and degradation
- loss and degradation of landscape beauty and cultural identity

And, with the lack of studies related to the research and proposal of management solutions.

- From the lack of education of a major part of the resident population and the visitors.

- In order to conciliate the human use of the territory (there is people living on the protected area - we are talking about a Natural Park, not an Integral Reserve) and the economic activities taking place there, throughout a rational land management that allows the sustainable use of natural resources.

. . . because preserving and protecting Nature doesn't mean (it cannot mean) "not touching", "not using". For millenniums this complex barrier-island system has provided livelihood for countless generations of Men, that knew how to use it and shape it without risking its productivity and biodiversity.

Key words: Ria Formosa, Nature Conservation, management, coastal lagoons.

INTRODUÇÃO

A paisagem algarvia é fruto de uma intensa humanização, onde a presença árabe é sem dúvida a que mais vestígios e influências deixou. No decurso deste século o Algarve sofreu grandes modificações nas suas paisagens; na serra as campanhas de plantação do trigo, e de povoamentos florestais de exóticas conduziram à desertificação física e humana do seu interior.

No litoral algarvio, a paisagem tem sofrido profundas alterações resultantes, quer da criação de infraestruturas e equipamentos turísticos frequentemente mal localizados e dimensionados, quer da forte evolução da agricultura intensiva.

Todas estas modificações da paisagem e dos ecossistemas devem-se: à existência simultânea de óptimos solos classificados e de excelentes praias (ou que o foram), que em muito contribuíram para a fixação de população permanente e sazonal; de uma via longitudinal (EN 125); do aeroporto internacional de Faro. São comuns as situações de conflito entre as diversas actividades praticadas no território, devido á inexistência de uma gestão global integrada. É frequente a ocupação e destruição dos solos agrícolas e do seu fundo de fertilidade pela invasão de estruturas industriais e turísticas, a destruição de zonas costeiras por construções e usos abusivos que em muito ultrapassam a capacidade de carga do meio, a descarga directa de esgotos urbanos e industriais não tratados nas águas lagunares e costeiras (SNPRCN, 1986).

O litoral é uma paisagem linear de contacto entre os sistemas marinhos e terrestres, abrangendo as faixas de influência mútua. Constituindo uma orla fisicamente limitada, os ecossistemas costeiros são altamente vulneráveis às pressões humanas que têm vindo a provocar a sua degradação ao longo dos últimos anos. A sua forma linear e a sua limitada amplitude conferem-lhe uma vulnerabilidade intrínseca elevada como se pode depreender, quer dos princípios geométricos da biogeografia insular para o desenho das reservas naturais (DIAMOND, 1975), quer das hipóteses relacionadas com a fragmentação dos

habitats e dinâmica metapopulacional (ÅS *et al.*, 1992).

As zonas costeiras têm sido, desde sempre, pólos de desenvolvimento da actividade humana. Entre estas, os estuários, as lagunas, os sapais, as vaseiras intertidais e outras zonas de águas litorais pouco profundas são, talvez, os ecossistemas mais complexos, diversificados e biologicamente produtivos de toda a Biosfera (LASSERRE, 1979; ODUM, 1993).

Desde a antiguidade que os meios lagunares e estuarinos são locais preferenciais para a fixação de pessoas, o que lhes confere um grande valor histórico-cultural (SEA, 1985). Infelizmente estas zonas húmidas têm sido utilizadas de forma incorrecta e abusiva, provocando a sua progressiva destruição. Facilmente se compreenderá que uma das quebras significativas da pesca está relacionado com as pressões e uso indevido dos principais estuários portugueses.

ÁREAS PROTEGIDAS

Criadas fundamentalmente com o fito da conservação da natureza, as Áreas Protegidas revestem-se de um significado, valor e utilidade difíceis de avaliar. Todavia, deve ter-se bem presente que tais áreas, à semelhança de todo o território, estão profundamente marcadas pela acção dos grupos humanos que, no decurso da História, moldaram o espaço de acordo com as suas ideias e necessidades. Em última análise aquilo que aí existe na actualidade é fruto de uma gestão do território pelo Homem, uma verdadeira criação e gestão de habitats levada a efeito ao longo de milénios, pelo que o valor, em termos de conservação da natureza, que se atribui a um dado local não pode, em termos europeus, ser desinserido deste contexto. Na realidade a conservação da natureza desenvolve-se em torno de três acções essenciais - investigação, protecção/conservação e educação - as quais, por si só, traduzem a complexidade das tarefas a executar.

As Áreas Protegidas deveriam, assim, constituir zonas privilegiadas cuja principal riqueza consistiria na justa combinação entre tudo o que os homens construíram e tudo aquilo que perma-

neceu um pouco mais próximo do estado natural, tendo como premissa que tudo o que aí existe hoje e de que somos herdeiros, traduz não só a nossa integração nesses sistemas, mas também a chave para a sua conservação e valorização de uma forma continuada.

O percurso a percorrer até à generalização de um clima de sensibilização relativamente aos problemas de conservação da natureza é longo e difícil, exigindo um esforço concertado no sentido de se superarem as hesitações e as barreiras institucionais e de se disciplinarem os múltiplos interesses em presença. As Áreas Protegidas portuguesas podem desempenhar um papel importante neste domínio se conseguirem adquirir um carácter exemplar em termos de ordenamento dos espaços por elas abrangidos; deverão ser utilizadas criteriosamente, mantendo uma relação cuidada com os elementos naturais, respeitando um quadro de vida decorrente do trabalho de gerações sucessivas e valorizando o conjunto das tradições culturais locais.

PARQUE NATURAL DA RIA FORMOSA

O decreto-lei nº 45/78 de 2 de Maio que criou a Reserva Natural da Ria Formosa, implicava a preponderância de objectivos conservacionistas, com fortes restrições à exploração dos recursos naturais e demais actividades humanas. Contudo a situação que se vivia, e se vive, na zona da Ria Formosa, é de exploração mais ou menos intensa dos recursos naturais, tornando, por este motivo, inadequado o estatuto de reserva natural. Assim na área da Ria Formosa, onde tanto a orla terrestre como vastas zonas de sapal e do cordão dunar litoral são objecto de actividades e utilização sistemática, há que racionalizar a exploração dos recursos afim de compatibilizar objectivos múltiplos (recreio, pesca e marisqueio, promoção das populações, protecção do litoral, conservação da natureza). Por este motivo foi proposta a atribuição do estatuto de Parque Natural a esta área classificada, o qual, segundo o decreto-lei nº 19/93 de 23 de Janeiro, se aplica a "uma área que se caracteriza por conter paisagens naturais, seminaturais e humanizadas, de interesse nacio-

nal, sendo exemplo da integração harmoniosa da actividade humana e da Natureza (...)" e cuja classificação "tem por efeito possibilitar a adopção de medidas que permitam a manutenção e valorização das características das paisagens naturais e seminaturais e a diversidade ecológica".

A Ria Formosa propriamente dita estende-se ao longo de cerca de 60Km desde a zona do Ancão (6,5Km a W de Faro) até à povoação da Manta Rôta (45km a E de Faro), compreende uma faixa terrestre estreita e um cordão litoral quase paralelo à orla continental que serve de protecção a uma vasta área de sapal, salinas, zonas intertidais (disputadas pelas aves, que aí encontram alimento e pelo Homem, que aí marisqueia ou instala os seus viveiros) canais e ilhotes (Fig.1). O sistema lagunar da Ria Formosa é, assim, delimitado por um sistema complexo de ilhas-barreira de características únicas no contexto europeu, constituindo em si e segundo J. Alveirinho Dias (com. pess.), um argumento suficiente para a delimitação e classificação de uma área protegida ("monumento geomorfológico"). Acresce o facto da laguna ser, também, um local privilegiado, tanto no que se refere aos processos ecológicos e biogeoquímicos, como no que respeita à ocorrência de espécies com elevado interesse conservacionista e/ou comercial, sendo ainda a maior e mais importante amostra de um ecossistema halófito de particular importância internacional e único no país.

O Parque Natural da Ria Formosa (PNRF), criado pelo decreto-lei nº 373/87 de 9 de Dezembro, abrange uma vasta e importante zona húmida do litoral Sul de Portugal continental, englobando uma área de 18400 ha, aproximadamente (Pré-Parque 3 400 ha e Parque 15 000 ha), entre as coordenadas 36° 58' a 37° 03' N e 7° 37' a 8° 00' W, abarca parte dos Concelhos de Loulé, Faro, Olhão, Tavira e Vila Real de Stº António. As condições naturais e a sua localização geográfica fazem com que esta área tenha, no respeitante à avifauna, uma importância nacional (como zona de nidificação) e internacional (no que respeita às rotas migratórias e de invernada).

reconhecida no "Wetlands Directory" como uma das zonas de interesse mundial. É abrangida pelas disposições das Convenções Internacionais de Ramsar (DL n° 101/80 de 9 de Outubro; data de designação como Sítio Ramsar: 24 de Novembro

de 1980) e Berna (DL n° 316/89 de 22 de Setembro) que Portugal ratificou, assumindo desta forma o compromisso internacional de assegurar a sua preservação.



Fig.1 - Aspecto do sistema lagunar da Ria Formosa, entre o Ancão e a barra da Fuzeta, salientando-se o sistema de Ilhas-barreira, as barras, os canais, as zonas de sapal e a orla terrestre.

ASPECTOS E AGENTES DE DEGRADAÇÃO

É com alguma dificuldade que as populações e até as várias entidades com jurisdição nesta área, aceitam o PNRF como entidade de decisão dentro dos seus limites. Paradoxalmente, essa dificuldade tornou-se maior quando o estatuto da Área Protegida passou de Reserva Natural a Parque Natural com a criação de uma zona tampão, a que se chamou Pré-Parque. Esta área de Pré-Parque tem na sua origem a intenção de proporcionar um correcto ordenamento da zona lagunar, tendo em atenção as actividades desenvolvidas na faixa terrestre adjacente. Pretende-se assegurar, nesta área, a manutenção de zonas rurais com média ou baixa densidade de ocupação edificada que impeçam a tendência do crescimento urbano ao longo da EN 125, o que a longo prazo iria bloquear a zona de enquadramento do sistema lagunar (SNPRCN, 1986). A

criação desta zona de Pré-Parque fez com que certas actividades passassem a ser condicionadas ou mesmo interditas.

A zona da Ria Formosa, inserindo-se no litoral do sotavento algarvio, foi a partir dos anos 60 e 70 palco de implantação de instalações de natureza turística e hoteleira, seguindo o modelo de desenvolvimento turístico dessa época; esta actividade procura activamente localizações tão próximas quanto possível dos aspectos costeiros de beleza e características singulares relevantes (DASMANN *et al.*, 1973; KEMP, 1976), sem se olhar à devastação que essas instalações provocavam no ambiente. Interessava construir para obter o maior lucro no mínimo espaço/tempo, muitas vezes em detrimento da qualidade da oferta (SEA, 1985). Dessa falta de qualidade e de atentados ambientais vêm mais tarde queixar-se os próprios industriais do

turismo, quando se apercebem da morte da "sua" galinha dos "ovos de ouro", ou seja, do voraz aniquilamento dos recursos-base da sua própria actividade: paisagem aprazível, qualidade ambiental, produtos do mar compatíveis com uma gastronomia de qualidade. A irracionalidade desta ocupação selvática dos espaços litorais, fruto de uma intensa especulação imobiliária ou de um oportunismo individualista, veio colocar essas construções em situação de risco permanente. Disso são exemplo Quarteira, Vale do Lobo, o Hotel da Praia da Altura (construído em cima de zona de duna primária) e as construções caóticas e desordenadas nas ilhas-barreira da Ria Formosa em zona dunar e de galgamentos (Fig.2).

Um pouco por toda a área da Ria Formosa devasta-se a vegetação natural das dunas e dos sapais para se construírem habitações de veraneio, aterram-se sapais para se construírem campos de futebol e estradas municipais, esgotos domésticos e industriais são vertidos, sem serem tratados, directamente na Ria sobre áreas de produção aquícola (peixes e bivalves); continua a pescar-se furtivamente com artes proibidas, devastando e provocando uma elevada mortalidade nos alevins. E, no entanto, algumas destas actividades são licenciadas por entidades públicas com jurisdição nesta área protegida, à revelia da legislação em vigor e do Parque Natural, que é forçado a accionar os mecanismos legais, que são bastante morosos e, não raro, ineficazes. Todas estas situações só prejudicam o ecossistema, a médio prazo a quem dele retira os rendimentos para sobreviver e a longo prazo toda a região, e até o país, uma vez que esta é a nossa zona mais produtiva para a moluscicultura.

Em parceria com todos estes problemas bem conhecidos e já de há muito referidos para a Ria Formosa (construção em locais de risco, poluição, sobrepesca, erosão, especulação, terciarização, abandono de terrenos de aptidão

agrícola e seu loteamento... — ROSA & GUERREIRO, 1991), outros, menos "mundanos" mas não menos graves, existem também na área do PNRF: extracção de incontrolada de areias, descarga (ainda) incontrolável de entulhos e lixos, manejo de viveiros com técnicas eventualmente pouco adequadas, introdução de espécies exóticas (florísticas e da fauna aquática) com repercussões desconhecidas sobre os sistemas naturais (eventuais doenças de espécies autóctones...), afluxo turístico massivo e desordenado com efeitos negativos ao nível dos sistemas dunares... Em suma, degradação e perda de biótopos com redução da biodiversidade decorrente de muitas das actividades aqui enumeradas.

Salienta-se, todavia, que estes impactos não são exclusivos do litoral português, ocorrendo a uma escala planetária, com idênticas repercussões sobre os ecossistemas litorais (VILES & SPENCER, 1995; STONE, *et al.*, 1997; WILLIAMS *et al.*, 1997).

GESTÃO E CONSERVAÇÃO

Talvez o principal problema da aceitação das Áreas Protegidas em geral, e do Parque Natural da Ria Formosa em particular, reside no desconhecimento do funcionamento do meio natural e das suas condições de sobrevivência. Por este motivo tem o PNRF desenvolvido um enorme esforço no campo da educação ambiental. É necessário criar uma nova mentalidade e provocar a sua evolução a qual, a par com medidas preventivas adequadas, será a "fórmula mágica" para se perpetuar e conservar a natureza. Para isso será fundamental estabelecer sinergias entre as populações, as entidades com jurisdição na zona da área protegida e o PNRF. Após esta compreensão serão as populações que zelarão pela sua laguna e não permitirão usos inadequados no território.

É bem verdade que "compreender é progredir".



Fig. 2 - Aspecto das construções sobre o cordão litoral na área do Parque Natural da Ria Formosa. Situação de elevado risco na zona poente da "ilha de Faro".

A Carta Europeia do Ordenamento do Território (1984) indica que as regiões costeiras e ilhas "... necessitam de uma política específica para estas que assegure um desenvolvimento equilibrado e uma urbanização coordenada que tenha em conta as condições exigidas pela protecção do meio ambiente e das características regionais". A Carta Europeia do Litoral (adoptada pela Conferência das Regiões Marítimas Periféricas da CEE 1981) reconhece como principais ameaças ao desenvolvimento sustentável das zonas costeiras, a poluição tanto marítima como telúrica, a par da excessiva urbanização, a qual está muitas vezes mal localizada e tende para a uniformização "... as características peculiares de modos de vida devem ser preservados em cada zona costeira. Não com uma mentalidade passadista mas como meio de combater a uniformização e a despersonalização que muitas vezes acompanha o desenvolvimento urbano moderno" (CONSEIL DE L'EUROPE, 1988).

Tal como já foi anteriormente referido (CANCELA DA FONSECA *et al.*, 1982) e passados tantos anos, a capacidade para impor

uma política eficaz de conservação continua dispersa por diversos sectores (agricultura, silvicultura, pescas, gestão da vida selvagem...) e carece de organização.

A IUCN (1980), consciente destes problemas, propôs uma Estratégia Mundial de Conservação, na qual definiu conservação como "o ordenamento da utilização da biosfera pelo Homem de tal modo que desta se possa retirar o máximo benefício continuado para as gerações actuais, mantendo entretanto o seu potencial de satisfazer as necessidades e aspirações das gerações futuras". Assumia-se, desta forma, pela primeira vez e claramente que conservação e ordenamento das actividades humanas eram indissociáveis. Foi todavia necessária mais uma década para que o conceito de Desenvolvimento Sustentável emergisse (ROSA & GUERREIRO, 1991; PRIMACK, 1995) de modo a entrar no vocabulário mundial com a conferência do Rio de Janeiro, em 1992, reconhecendo-se ainda que desenvolvimento e conservação são conceitos interdependentes (HIGGS, 1997).

Numa terra onde o "mundo civilizado" "descobre" e defende o património cultural dos

povos e em que as autonomias regionais são realçadas, há que recuperar, a par com os objetivos de conservação e sustentabilidade, a arquitectura, o folclore, o artesanato, a literatura (CORREIA, 1988), enfim o património cultural algarvio para se garantir a sua identidade cultural (NETO, 1988).

Como disse um dia Edith Piaf "só se é verdadeiramente internacional, quanto se é verdadeiramente genuíno".

Para que o PNRF continue a ser uma zona de destino turístico nacional/internacional, deverá manter as suas particularidades que o diferenciam do restante território. Os turistas que nos visitam procuram paisagens diferentes das da sua terra natal; ninguém está interessado em "passar férias" em locais similares ou idênticos àqueles onde habita (TELLES, 1979). Assim será de todo o interesse conservar o património natural e cultural genuíno da Ria Formosa. Neste sentido o regulamento desta Área Protegida limita os índices de ocupação edificada. Por exemplo, não é autorizada a implantação de novos núcleos urbanos, o que vai fazer com que a ocupação turístico-recreativa se faça com integração na estrutura rural da paisagem.

Os índices de construção edificada foram estabelecidos na mira de garantirem, por um lado, a manutenção de um carácter rural que cada vez mais é procurado por um turismo de qualidade, e por outro lado, a preservação de solos defendidos pela Reserva Agrícola Nacional (RAN) e que apenas deverão ser utilizados para fins agrícolas (SNPRCN, 1986). Contudo, a prática tem vindo a demonstrar que o ordenamento baseado apenas em índices de ocupação tem um cariz fundamentalmente paisagista, escamoteando os problemas de conservação de algumas espécies e habitats, para os quais a solução terá que passar, forçosamente, pelo estabelecimento de zonas *non aedificandi*. Não é sem apreensão que se verifica que muitos dos processos remetidos a parecer do PNRF propõem a ocupação de grandes faixas de solo agrícola e de áreas pertencentes à Reserva Ecológica Nacional.

Face a estes condicionalismos e às pressões que se "abatem" sobre quem tem que decidir, bem como da falta quer de educação (cívica e para o ambiente) de largas faixas da população portuguesa (mas... não só!), verifica-se a necessidade de recorrer a uma fiscalização actuante e eficaz no território! Todavia, os meios humanos e de equipamentos são manifestamente insuficientes...

Constata-se, também, a relevância de continuar a investir na aquisição de um conhecimento actualizado e programado das zonas a gerir.

É pois fundamental que se conheça e compreenda o território do PNRF por forma a que o mesmo seja gerido de forma eficaz, para se garantir a continuidade do sustento dos que dele vivem e a criação de melhores condições de vida bem como a sua perenidade...

... porque proteger e conservar a Natureza não significa (não pode significar) "não tocar", "não usar" e não usufruir deste complexo sistema lagunar que desde há milénios vem providenciando o sustento de inúmeras gerações de Homens, os quais o souberam utilizar e moldar sem pôr em risco, tanto a sua elevada produtividade, como a sua biodiversidade.

"No Algarve há mais e infinitamente melhor do que o corradinho, que as suas populações pela maior parte desconhecem. Há mais e infinitamente melhor dentro daquilo que ainda foi possível salvar do desgaste do tempo que aqui parece acusar-se mais do que em qualquer das outras províncias. (...)"

Lopes, F. Graça

in revista Algarve Ilustrado, NOV. 1970

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a José Carlos Fernandes pela versão inglesa do Resumo.

BIBLIOGRAFIA

- ÅS, S., BENGTSOON, J., & EBENHARD, T. 1992. Archipelagoes and Theories of Insularity. In: HANSSON, L. (ed.) *Ecological Principles of Nature Conservation*. Elsevier Applied Science: 201-251.
- CANCELA DA FONSECA, L., PALMA, L. & SILVA E COSTA, A. 1982. Contribuição para o estabelecimento das prioridades de conservação na faixa costeira do Conselho de Aljezur. *Actas do 2º Congresso sobre o Algarve*: 209-218.
- CONSEIL DE L' EUROPE, 1988. *Conclusions du colloque international sur " tourisme et loisirs en milieu rural "*.
- CORREIA, J. H. 1988. *A identidade do Algarve e o seu património cultural*. Actas do 5º Congresso do Algarve. 185-190.
- DASMANN, R.F., MILTON, J.P. & FREEMAN, P.H. 1973. *Ecological principles for economic development*. J. Wiley & Sons, VIII+252pp.
- DIAMOND, J.M. 1975. Assembly of species communities. in: CODY, M.L. & DIAMOND, J.M. (eds.) *Ecology and evolution of communities*. Harvard Univ. Press: 342-344.
- HIGGS, E.S. 1997. What is good ecological restoration? *Conservation Biology*, 11(2): 338-348.
- IUCN. 1980. *World Conservation Strategy*. WWF, ICBP in collab. with FAO and UNESCO.
- KEMP, P.H. 1976. Shoreline management. in: WARREN, A. & GOLDSMITH, F.B. (eds.) *Conservation in practice*. J. Wiley & Sons: 55-72.
- LASSERRE, P. 1979. Coastal lagoons: sanctuary systems, cradles of culture, targets for economic growth. *Nature & Resources*. 15(4):2-30.
- NETO, F.R. 1988. É preciso defender, com o maior empenho possível, a cultura tradicional do povo algarvio. *Actas do 5º Congresso do Algarve*. 41-45.
- ODUM, E.P. 1993. *Ecology and our endangered life-support systems*. Sinauer Associates, Inc., Publishers. 301pp.
- PRIMACK, R.B. 1995. *A primer of conservation biology*. Sinauer Associates, Inc., Publishers. 277pp.
- ROSA, H.D. & GUERREIRO, J.A. 1991. Ambiente e inovação tecnológica. in: *Portugal no Limiar do Século XXI*. Cadernos SEDES, nº5: 95-163.
- SEA. 1985. *Plano de Ordenamento da Reserva Natural da Ria Formosa*. Secretaria de Estado do Ambiente, Lisboa
- SNPRCN. 1986. *Plano de Ordenamento do Parque Natural da Ria Formosa*. Divisão de Ordenamento e Projectos, Serviço Nacional de Parques Reservas e Conservação da Natureza, Lisboa
- STONE, G.W., WILLIAMS, S.J. & BURRUSS, A.E. 1997. Louisiana's Barrier Islands: An evaluation of their geological evolution, morphodynamics and rapid deterioration. *Journal of Coastal Research*, 13(3): 591-592.
- TELLES, G. R. 1979. A Planificação do Recreio. V *Congresso Internacional A.I.T.*:1-4.
- VILES, H. & SPENCER, T. 1995. *Coastal problems: Geomorphology, ecology and society at the coast*. Edward Arnold, Pub. X+350pp.
- WILLIAMS, S.J., STONE, G.W. & BURRUSS, A.E. 1997. A perspective on the Louisiana Wetland loss and Coastal erosion problem. *Journal of Coastal Research*, 13(3): 593-594.

ESTUDOS GLOBAIS DO COBERTO VEGETAL

M. Teresa Calvão Rodrigues

Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa, Quinta da Torre, 2825 Monte da Caparica, Portugal

Rodrigues, M.T.C. (1998). Global studies of vegetation. *Revista Biol. (Lisboa)* 16: 135-144.

This paper aims to draw attention to the vital importance of vegetation in global studies and on the urgency of developing methodologies that utilise remote sensing images on classification and mapping of vegetation at planetary scales.

Key words - Global transformations, vegetation, remote detection.

Rodrigues, M.T.C. (1998). Estudos Globais do Coberto Vegetal. *Revista Biol. (Lisboa)* 16: 135-144.

O presente trabalho pretende, de uma forma sumária, chamar a atenção para a importância fulcral da vegetação em diversos estudos sobre mudanças globais e da importância da utilização de técnicas de detecção remota na cartografia do coberto vegetal à escala planetária.

Palavras chave - Transformações globais, vegetação, detecção remota.

INTRODUÇÃO

O coberto vegetal, além de detentor da maior parte da biomassa no meio terrestre, desempenha um papel fundamental em vários processos biofísicos relacionados com o clima global e com a biogeoquímica terrestre (MATTHEWS 1983, CHOUDHURY 1988, NEMANI *et al.* 1996).

A vegetação responde à grande variedade de combinações de factores climáticos, geológicos e fisiográficos bem como às perturbações naturais e à acção do homem, com uma elevada quantidade de espécies, de formas de vida e, consequentemente, de comunidades terrestres. Desde cedo se revelou indispensável desenvolver esquemas lógicos simplificados desta enorme complexidade do mundo vegetal, baseados num pequeno mas crítico número de atributos. Actualmente esta necessidade de singleza ainda se revela mais imperativa devido à urgência de estudos da vegetação a pequena escala, nomeadamente à escala

continental e global. Por outro lado, apesar de terem ocorrido mudanças dramáticas no uso do solo nos últimos séculos, não havia, até ao momento, nenhuma forma consistente de quantificar, a uma escala global e com precisão, essas mudanças (ALVES & SKOLE 1996).

No entanto, para numerosas áreas de pesquisa, fundamentalmente para aquelas relacionadas com as transformações globais, é necessário quantificar, numa perspectiva planetária, as mudanças que se vão verificando nas comunidades vegetais, ou seja, torna-se imprescindível dispor de um conhecimento permanentemente actualizado e preciso, a pequena escala, quer da estrutura e funcionamento quer da repartição geográfica das diversas fitocenoses, numa forma facilmente acessível e aplicável (DEFRIES & TOWNSHEND 1994, NEMANI *et al.* 1996).

É sabido, desde longa data, que há uma grande interligação entre a vegetação e o clima (WALTER & BOX 1976, BAILEY 1986). Esta interligação é tão evidente que, em alguns locais da superfície da

Terra, onde a rede de estações meteorológicas é pouco densa por forma a permitir uma boa caracterização das variáveis climáticas, a distribuição da vegetação é usada para inferir o tipo de clima.

Se, a escalas regionais ou mesmo continentais, outros factores naturais como por exemplo, factores edáficos, poderão sobrepor-se à acção do clima, numa perspectiva planetária as condições climáticas constituem o factor determinante da distribuição da vegetação à superfície da Terra. A vegetação responde às transformações globais, nomeadamente às mudanças climáticas, com modificações na composição e distribuição espacial das principais comunidades vegetais ou seja, dos biomas. Pelo contrário, estudos recentes indicam que alterações no coberto vegetal podem ter um efeito directo crucial no clima do planeta, através da alteração da temperatura da superfície e do regime de precipitação. Por outro lado, as mudanças no uso do solo afectam o clima indirectamente, devido a variações no albedo, na rugosidade, na transpiração, na capacidade de retenção hidrológica da superfície do solo e ainda devido a flutuações na quantidade de dióxido de carbono libertado para a atmosfera. Assim, por exemplo, a desflorestação faz aumentar a temperatura da superfície da Terra e diminuir a precipitação, o que poderia conduzir a um clima local mais quente e seco (CHASE *et al.* 1996, NEMANI *et al.* 1996).

Pelo que foi dito compreende-se que numeroso modelos desenvolvidos no âmbito de estudos globais necessitem directa, ou indirectamente de informação sobre a repartição geográfica global dos ecossistemas terrestres. De facto, por exemplo, os modelos desenvolvidos para prever as mudanças climáticas induzidas pelo aumento da concentração de dióxido de carbono requerem dados sobre a rugosidade da superfície, o albedo e os fluxos de calor latente e sensível, parâmetros que são função do tipo de uso do solo (DEFRIES & TOWNSHEND 1994,

ALVES & SKOLE 1996). Da mesma forma, a determinação dos efeitos das alterações globais na produtividade primária líquida, como prevêm os modelos sobre os ciclos biogeoquímicos, está também dependente da distribuição espacial dos diferentes tipos de coberto vegetal. Ainda, as previsões sobre possíveis modificações na fisiologia e estrutura dos ecossistemas como resposta às alterações globais também necessitam de um conhecimento actualizado sobre a distribuição espacial dos diversos biomas.

Alguns parâmetros de entrada nos modelos referidos, relacionados com a caracterização da superfície da Terra como por exemplo o albedo, podem ser determinados directamente com base na informação radiométrica recolhida por satélites. Contudo, há muitos parâmetros biofísicos, como a rugosidade da superfície, que actualmente apenas podem ser calculados de uma forma indirecta, a partir do tipo de coberto vegetal. É óbvio que uma estimativa directa é mais desejável pois pode captar variações dentro das diferentes classes de vegetação e eliminar passos intermédios nos quais são atribuídos valores aos parâmetros em causa para as diversas classes definidas. No entanto, num futuro próximo os modelos sobre mudanças globais ainda vão depender de informação acerca da repartição geográfica à escala planetária, dos diferentes tipos de fitocenoses (DEFRIES & TOWNSHEND 1994).

LIMITAÇÕES DOS MAPAS DE VEGETAÇÃO ACTUAIS

A análise da distribuição espacial das comunidades vegetais a pequenas escalas tem-se tradicionalmente apoiado em trabalhos realizados a escalas mais elevadas, nomeadamente em estudos a nível local que são posteriormente integrados em sínteses a escalas cada vez mais pequenas. O estudo da estrutura do mosaico vegetal à escala local baseia-se em trabalhos de campo traduzidos posteriormente na forma de mapas e de relatórios e ainda em fotografias aéreas ou imagens de satélite validadas com observações no terreno. No entanto, os levantamentos da vegetação foram muitas vezes efectuados em datas distintas, usando diferentes metodologias e esquemas classificativos. Assim, as

dificuldades que se encontram quando se intenta elaborar uma base de dados mais abrangente consistem essencialmente na existência de informação divergente, amiúde obsoleta, de diferente precisão, cartografada a escalas distintas e pouco flexível. Há ainda a contar, muitas vezes, com a falta de conhecimento sobre a exactidão dos dados e ainda a não acessibilidade de muitas das fontes de informação, retidas nos países de origem (MATTHEWS 1983; DOBSON *et al.* 1995).

Assim sendo, não é de estranhar a existência de discrepâncias entre as estimativas que têm sido feitas da área ocupada por diferentes tipos de comunidades vegetais, à escala global (MATTHEWS 1983; TOWNSHEND *et al.* 1991). Num estudo comparativo em que foram usadas três bases de dados diferentes, obtidas a partir de métodos tradicionais de levantamento no terreno, houve consenso quanto ao tipo de vegetação presente, em apenas 26% da superfície da Terra (DEFRIES & TOWNSHEND 1994). Uma outra limitação importante dos métodos tradicionais de levantamento do coberto vegetal consiste no facto de serem morosos, portanto dificilmente repetíveis num curto espaço de tempo, o que restringe severamente a sua utilidade para estudos de dinâmica ou de fenologia da vegetação.

Uma perspectiva diferente no estudo da vegetação à escala planetária baseia-se na bioclimatologia, ciência que desenvolve modelos de correlação entre variáveis climáticas e a distribuição espacial das comunidades vegetais. Esta tarefa encontra-se facilitada pelo facto de, actualmente, a informação climática já se encontrar disponível na forma de uma base de dados global, facilmente utilizável. Os dois sistemas de classificação bioclimáticos mais conhecidos são o de Holdridge e o de Köppen. Estes e outros esquemas classificativos semelhantes usam índices simples baseados na temperatura e na precipitação para definir as classes de vegetação potencial ou seja, a vegetação que surgiria se, mantendo-se o clima e as restantes

condições ambientais, cessasse a intervenção humana. No entanto, há modelos mais complexos que se baseiam não só na temperatura e precipitação como também em outras variáveis climáticas. A repartição geográfica das diferentes classes é então depreendida a partir dos modelos desenvolvidos e com base na informação climática (SOWELL 1985; BAILEY 1986).

Recentemente, têm sido implementadas classificações mais lógicas do ponto de vista ecológico, que inferem a distribuição espacial das comunidades vegetais com base nas respostas fisiológicas específicas de um determinado número de espécies de plantas a factores ambientais chave como as temperaturas mínimas durante a estação fria, a quantidade de energia calorífica disponível durante a estação de crescimento e carência hídrica (PRENTICE *et al.* 1992). Estes esquemas permitem uma melhoria significativa das bases ecológicas da distribuição global da vegetação, mas, tal como os métodos bioclimáticos, produzem apenas mapas da vegetação potencial (RUNNING *et al.* 1994, 1995).

No entanto, é necessário conhecer não só a vegetação potencial dos diferentes locais da superfície da Terra, mas também o coberto vegetal existente num determinado momento. Só através da comparação destas duas bases de dados será possível começar a avaliar com mais clareza as profundas mudanças que o homem tem operado no planeta (DOBSON *et al.* 1995; NEMANI *et al.* 1996). Dadas as limitações referidas dos métodos actuais de cartografia do coberto vegetal à escala planetária é pois evidente a necessidade de implementação de novas metodologias que permitam a criação e desenvolvimento de uma base de dados global, de qualidade, acessível e constantemente actualizada sobre o uso do solo bem como de determinadas características biofísicas das diferentes classes de uso.

De preferência a informação deverá ser obtida à melhor resolução espacial possível, mas com flexibilidade no que diz respeito à agregação para níveis mais abrangentes. Ou seja, os dados poderão estar disponíveis sob a forma de um grande número de configurações, apropriadas para diferentes áreas de pesquisa. Um formato digital da informação

permitirá uma mais fácil manipulação não só da base de dados em si mas também da sua conjugação com outras bases de dados com o mesmo formato, como por exemplo, bases de dados climáticas (MATTHEWS 1983).

NOVAS METODOLOGIAS

Por tudo o que foi dito chega-se à conclusão de que os novos sistemas de levantamento do coberto vegetal à escala planetária terão necessariamente de apoiar-se em informação espectral obtida por radiómetros a bordo de satélites (DEFRIES & TOWNSHEND 1994; NEMANI *et al.* 1996). De facto, os satélites em órbita facultam uma visão sinóptica da superfície do planeta e podem, assim, ajudar na elaboração de uma base de dados internamente coerente do ponto de vista temporal, característica impossível de atingir com os métodos tradicionais de levantamento do coberto vegetal. Por outro lado, as plataformas espaciais permitem uma elevada frequência de amostragem, ou seja, possibilitam o estudo da fenologia da vegetação bem como das rápidas mudanças operadas no coberto vegetal devido à acção humana. A informação radiométrica tem um formato digital o que possibilita uma grande flexibilidade na agregação dos dados para estudos a escalas mais abrangentes.

A radiação medida pelos radiómetros a bordo de satélites é essencialmente função dos padrões naturais da superfície da Terra resultantes de uma combinação de características bióticas e abióticas. A reflectância das rochas e solos, ou seja, do substrato da vegetação, é geralmente simples na região espectral do visível e do infravermelho próximo, crescendo monotonicamente com o comprimento de onda. Pelo contrário, os componentes fotossinteticamente activos das plantas, que basicamente são as folhas, caracterizam-se por um comportamento espectral complexo, apresentando uma baixa reflectância na região espectral do vermelho, devido à intensa absorção da radiação solar pelos pigmentos fotossintéticos e uma elevada reflectância na região do

infravermelho próximo, devido a fenómenos de difusão múltipla da radiação no mesófilo das folhas (CURRAN 1983; TUCKER & SELLERS 1986). Vários estudos demonstraram que a reflectância da vegetação no vermelho é inversamente proporcional à concentração de clorofila presente nas folhas, enquanto que a reflectância no infravermelho próximo se relaciona directamente com a área foliar e a biomassa (TUCKER *et al.* 1983; TUCKER & SELLERS 1986).

É esta a razão pela qual têm sido propostas várias combinações matemáticas da reflectância no vermelho e no infravermelho próximo, denominadas índices espectrais de vegetação, que fazem realçar a presença da vegetação em relação à do substrato. Um dos índices mais utilizados é o "Normalized Difference Vegetation Index" (NDVI), calculado pela fórmula

$$NDVI = (NIR-RED)/(NIR+RED)$$

em que NIR representa a reflectância na região espectral do infravermelho próximo e RED a reflectância na região do vermelho.

Numerosos estudos têm permitido verificar que os índices de vegetação se encontram fortemente correlacionados com características das plantas, nomeadamente com a biomassa das folhas verdes, o índice de área foliar, a concentração de clorofila, o grau de cobertura e, ainda, com a radiação fotossinteticamente activa absorvida. Estas relações variam em função dos diferentes tipos de fitocenoses (HAYES 1985; BARTLET *et al.* 1988, GOWARD & PRINCE 1995). Várias investigações possibilitaram ainda demonstrar que o valor da integração do NDVI ao longo do tempo se relaciona com a acumulação de fitomassa no mesmo intervalo de tempo, ou seja, basicamente com a Produtividade Primária Líquida.

Ao princípio os estudos que usavam imagens de satélite para classificar e cartografar o coberto vegetal tinham um cariz estático, isto é, baseavam-se numa imagem de um determinado momento do ano. No entanto, cedo se revelou vantajoso a utilização de abordagens multitemporais. Assim, por exemplo, em análises fenológicas da vegetação

são usadas imagens obtidas em diferentes estações. A combinação da informação espectral de vários anos permite acompanhar a evolução da vegetação como resposta às ações antropogênicas e a alterações ambientais e, como foi acabado de se referir, a integração dos índices ao longo do tempo permite calcular a produtividade das diversas fitocenoses. É o caso de trabalhos realizados no Sahel por TUCKER *et al.* (1983), JUSTICE & HIERNAX (1986) e PRINCE & TUCKER (1986), em que foi estabelecida uma boa correlação entre o NDVI integrado ao longo da estação de crescimento e a acumulação total de matéria no final da referida estação. Um estudo muito pormenorizado (BOX *et al.* 1989) sobre as várias formações vegetais do planeta revela a existência de uma forte relação entre o valor da integração anual do NDVI e a PPL dos diferentes biomas.

SATÉLITES

Actualmente há um grande número de satélites em órbita, com radiômetros que possuem diferente resolução espectral, espacial, radiométrica e temporal. As imagens obtidas já foram usadas em trabalhos sobre mudanças do uso do solo, a várias escalas. No entanto, como seria de esperar, nem todos os tipos de imagens se revelam adequados para estudos do meio terrestre à escala global, devido a razões que se prendem basicamente com a resolução espacial e temporal dos sensores que as adquirem (TOWNSHEND *et al.* 1991).

Por exemplo, o radiômetro "Thematic Mapper" (TM), a bordo dos satélites da série LANDSAT, o radiômetro "High Resolution Visible" (HRV), a bordo do satélite francês SPOT e ainda o radiômetro "Visible and Near-Infrared Radiometer" (VNIR) a bordo do satélite japonês JERS-1 têm uma elevada resolução espacial, respectivamente de 30 m, 20 m e de aproximadamente 20 m. Para obter uma cobertura de toda a superfície da Terra com estes radiômetros seria necessário um elevadíssimo número de imagens, o que

também traria problemas de armazenamanto e manipulação (RODRIGUES 1990).

Por outro lado, a resolução temporal dos satélites citados é muito baixa (de 16 dias para o LANDSAT, de 26 dias para o SPOT e finalmente de 44 dias para o caso do JERS) para estudos à escala global pois, por exemplo, dificulta severamente a obtenção de imagens sem nuvens. De facto, num único e qualquer dia do ano cerca de metade da superfície da Terra encontra-se oculta por nuvens (TARPLEY *et al.* 1984), o que pode conduzir a intervalos de várias semanas entre imagens obtidas sobre a mesma região, sem nebulosidade significativa. Este problema torna-se ainda mais elevado nas regiões equatoriais, caracterizadas por uma elevada nebulosidade (TOWNSHEND & TUCKER 1984; GOWARD *et al.* 1985, HAYES 1985). A baixa frequência de amostragem dos satélites citados impede-os ainda de serem operacionais em estudos de dinâmica de vegetação.

Contudo, as imagens obtidas por estes radiômetros podem ser usadas como fonte de informação complementar para aumentar a precisão dos resultados obtidos na produção de mapas a pequena escala utilizando informação espectral de sensores de menor resolução espacial (BAILEY 1986; DEFRIES & TOWNSHEND 1994).

A baixa resolução espacial do radiômetro "Advanced Very High Resolution Radiometer" (AVHRR), transportado a bordo dos satélites meteorológicos NOAA-6 e posteriores, associada a uma elevada frequência de amostragem (são obtidas diariamente duas imagens de todo o planeta) tornam este sensor ideal para estudos globais. De facto, a fraca resolução espacial constitui um benefício pois permite uma redução assinalável no volume de informação obtida, possibilitando assim um tratamento mais rápido e fácil das imagens, o que faz por sua vez diminuir os custos globais dos estudos (TOWNSHEND & TUCKER 1984; HAYES 1985). Por outro lado, a elevada resolução temporal do AVHRR permite análises muito finas de certos fenómenos de dinâmica do coberto vegetal, quer tenham causas naturais ou antropogênicas.

A informação espectral proveniente deste radiômetro está disponível em várias formas. O produto de melhor resolução espacial (1.1 Km) encontra-se acessível apenas para certas áreas do planeta. Pelo contrário, o produto "Global Area Coverage" (GAC), de aproximadamente 4 Km de resolução espacial, é obtido diariamente para todo o globo. No entanto, o produto mais utilizado em estudos globais é o "Global Vegetation Index" (GVI), disponível desde 1982 (TARPLEY *et al.* 1984). Para a obtenção deste produto são calculados diariamente os valores do NDVI, sendo esta informação projectada num sistema cujas células têm a dimensão de aproximadamente 15 Km no Equador e aumentam de tamanho com a latitude, atingindo cerca de 30 Km nos Pólos. O GVI é finalmente obtido escolhendo-se, célula a célula, o valor NDVI mais elevado dentre as imagens correspondentes a um período de sete dias contíguos (GOWARD *et al.* 1985; GOWARD *et al.* 1987).

Diversos autores têm demonstrado o potencial das imagens do AVHRR para estudos da vegetação à escala continental. Assim, foram produzidos, com base na integração anual do NDVI, mapas dos vários continentes em que se observa uma zonagem da vegetação muito semelhante à de mapas anteriores, elaborados através de métodos tradicionais. É o caso de GOWARD *et al.* (1985) com os biomas da América do Norte, TOWNSHEND *et al.* (1987) com a vegetação da América do Sul, GOWARD *et al.* (1987) com as formações vegetais do continente americano, MALINGREAU (1986) com os tipos de vegetação asiáticos, TUCKER *et al.* (1985) com as fitocenoses africanas e ainda JUSTICE *et al.* (1985) com a vegetação dos diferentes continentes. No entanto, poucas tentativas foram efectuadas, até ao momento, para uma classificação do coberto vegetal numa escala global.

Os estudos, à escala continental, referidos, baseiam-se essencialmente nas diferenças fenológicas entre os diversos tipos de

fitocenoses, demonstradas pela evolução do NDVI ao longo do ano. Assume-se que localidades às quais correspondam o mesmo perfil temporal deste índice espectral são ocupadas pelo mesmo tipo de vegetação e, por conseguinte, possuem características semelhantes, como a estrutura, a altura, o grau de cobertura, entre outras.

No entanto, surgem diversas questões quando se pretende extrapolar esta abordagem para estudos à escala planetária. Em primeiro lugar, cada tipo de coberto vegetal a ser incluído no esquema de classificação tem de ser caracterizado por uma variação anual do NDVI única. Em segundo lugar, deve ser possível detectar diferenças devidas ao desfazamento das estações nos dois hemisférios. Finalmente, terá de existir um processo sistemático para identificar locais de treino e de validação a uma escala global.

Em relação à primeira questão levantada, ou seja, de que cada tipo de vegetação tem de possuir uma assinatura espectral temporal única, verifica-se que, por vezes, o mesmo tipo de vegetação, mas situada em continentes distintos, tem um perfil do NDVI diferente. Por exemplo, as florestas tropicais africanas são caracterizadas por uma maior variação do NDVI ao longo do ano, o que parece corresponder a um grau de sazonalidade mais elevado do que as florestas tropicais da América do Sul e da Ásia, apesar de, nos mapas convencionais, se encontrarem todas incluídas na mesma classe. A questão verdadeiramente importante é a de saber se estas florestas são funcionalmente equivalentes em termos dos parâmetros críticos para os estudos globais, como a rugosidade e o fluxo energético (DEFRIES & TOWNSHEND 1994; MALINGREAU *et al.* 1996). Noutros casos, são aplicados termos distintos em relação a tipos de coberto vegetal que apresentam um perfil do NDVI similar. É o caso das savanas e das florestas caducifólias latifoliadas do Hemisfério Sul. Mais uma vez se põe o problema da semelhança funcional entre estas duas fitocenoses, e consequentemente, da sua junção ou não na mesma classe do esquema classificativo (DEFRIES & TOWNSHEND 1994).

DEFRIES & TOWNSHEND (1994) propuseram um novo sistema de classificação, também baseado

no NDVI, mas que toma em atenção os problemas referidos. Assim, escolheram onze classes de uso do solo, que basicamente correspondem aos biomas conhecidos, definidas em função das características funcionais da vegetação (altura, grau de cobertura, sazonalidade e tipo de folha). Compararam vários mapas reconhecidos resultantes de classificações convencionais e só concretizavam a ocupação do solo por uma determinada classe de vegetação, quando havia concordância total entre todos os mapas. Foram, em seguida, selecionadas áreas de treino para cada classe e elaborados os perfis temporais respectivos do NDVI. Na escolha das áreas de treino houve o cuidado de incluir zonas situadas nos vários continentes por forma a poder-se detectar diferenças devido ao desfazamento sazonal entre os dois hemisférios do planeta.

Como os novos esquemas classificativos deverão permitir detectar não só o desfazamento entre as estações nos dois hemisférios, mas também gradientes climáticos no mesmo continente, os autores, com base na informação espectral, georeferenciada, realizaram uma estratificação da superfície da Terra em função da latitude. Posteriormente foram efectuadas classificações em cada uma das faixas latitudinais usando os perfis temporais do NDVI.

No entanto, ao contrário dos autores anteriores que apenas se basearam nos valores do NDVI ao longo do ano, DEFRIES & TOWNSHEND (1994), apoiaram o seu sistema de classificação em algumas características dos perfis do referido índice espectral. Estas características incluem um parâmetro denominado "total greenness", calculado através da integração dos valores do NDVI ao longo de um ano, quando estes valores se situem acima de um determinado limiar. Uma segunda característica é a sazonalidade, dada pela amplitude da curva do NDVI, ou seja, pela diferença entre o valor máximo e mínimo do índice num ciclo anual. Finalmente, a

velocidade de senescência da vegetação pode ser estimada a partir do declive negativo máximo do perfil. Cada tipo de coberto vegetal possui uma combinação única destas três características, independentemente do faseamento das estações.

As imagens obtidas pelo radiómetro AVHRR, na forma do produto GVI, têm sido as mais usadas, quer em estudos à escala continental, quer em estudos à escala planetária, devido à sua disponibilidade na forma de uma base de dados global multitemporal. Por exemplo, NEMANI *et al.* (1996) realizaram um estudo sobre as mudanças no uso do solo com base na diferença entre o índice de área foliar actual e o potencial. A partir do NDVI (GVI) calcularam o índice de área foliar actual, através de equações já desenvolvidas para os diferentes tipos de vegetação. O índice de área foliar potencial foi determinado com base em modelos que tomam em consideração factores climáticos e edáficos. No entanto, as conclusões deste estudo indicam que serão necessárias imagens com melhor resolução espacial.

De facto, as imagens GVI do AVHRR possuem limitações importantes relacionadas com a calibração do radiómetro, erros de processamento e não correção dos efeitos atmosféricos. Devido a estes factos e ainda à baixa resolução espacial, outros produtos do mesmo radiómetro já foram usados em estudos globais do coberto vegetal (TOWNSHEND *et al.* 1991; DEFRIES & TOWNSHEND 1994; NEMANI *et al.* 1996). Assim, PRINCE & GOWARD (1996) usaram o produto GAC como ponto de partida para uma nova base de dados AVHRR, de elevada qualidade, denominada "Pathfinder". Esta base de dados, internamente coerente do ponto de vista espacial, inclui correção radiométrica e atmosférica da informação original e tem cerca de 8 Km de resolução espacial. No entanto, os autores reconhecem algumas limitações importantes que se prendem essencialmente com o processo de agregação da informação original.

Finalmente, a inclusão de outras regiões espectrais poderá ajudar no estudo do padrão temporal da distribuição de determinadas fitocenoses, importantes do ponto de vista de

deteccção de mudanças globais. Assim, PETZOLD & GOWARD (1988) verificaram que a radiação ultravioleta é absorvida, em elevada percentagem, pelos líquenes, ao contrário do que acontece com a vegetação vascular. Os líquenes, forma de vida que constitui a maior parte do coberto vegetal nas regiões boreais e sub-árticas, são muito sensíveis a variações climáticas. Como o maior aumento na temperatura, com o aquecimento do planeta, se verificará nas latitudes elevadas, a variação espacial das comunidades dominadas por líquenes, poderá ser um bom indicador das mudanças globais.

CHOUDHURY (1988) e CHOUDHURY & TUCKER (1987) usaram os valores da temperatura da superfície da Terra, calculados com base na informação radiométrica da região espectral das microondas para estudar a vegetação global. Mais concretamente, utilizaram a diferença entre a temperatura polarizada horizontalmente e verticalmente, determinadas a partir de medições do radiómetro "Scanning Multichannel Microwave Radiometer" (SMMR) a bordo do satélite Nimbus-7. Foi encontrada uma elevada correlação entre a variação temporal desta diferença e alguns indicadores da actividade e densidade da vegetação, nomeadamente a variação temporal da concentração de dióxido de carbono e o NDVI, determinado a partir dos dados do AVHRR.

Com algumas excepções, a informação da região espectral do infravermelho termal tem sido pouco usada. Contudo, a combinação dos índices espectrais de vegetação com o valor da temperatura pode ajudar numa melhor caracterização da superfície da Terra no que diz respeito a processos relacionados com trocas energéticas. Estudos recentes (MALINGREAU *et al.* 1996; NEMANI & RUNNING 1997) concluem que a conjugação, ao longo do ano, do NDVI com o valor da temperatura, obtida também a partir de radiómetros (canais do infravermelho termal), é um indicador muito mais robusto do tipo de vegetação presente do

que o NDVI considerado isoladamente. Este facto explica-se pela elevada correlação existente entre a temperatura da superfície e certas características estruturais do coberto vegetal, como por exemplo o índice de área foliar, o que confirma mais uma vez o papel crítico desempenhado pela vegetação na regulação do clima (GOWARD *et al.* 1985; NEMANI *et al.* 1996). Assim, a conjugação de valores muito baixos do NDVI e temperaturas elevadas caracterizam os desertos, zonas semi-áridas e as savanas. Pelo contrário, valores elevados do índice espectral de vegetação e baixas temperaturas indicam zonas com denso coberto vegetal, activas do ponto de vista evaporativo e fotosintético, como florestas densas (MALINGREAU *et al.* 1996). De facto, observação de imagens de satélite de zonas desflorestadas da Amazónia revelam uma redução drástica no índice de área foliar e um aumento na temperatura que pode atingir 14 °C (NEMANI *et al.* 1996). A utilização da radiação do infravermelho termal auxilia a discriminação entre florestas tropicais e savanas arborizadas, resultado por vezes difícil de conseguir apenas com a informação do visível e do infravermelho próximo.

CONCLUSÕES

Os sensores com uma resolução espacial e temporal semelhante à do AVHRR têm-se revelado adequados para estudos globais. De facto, a grande resolução temporal deste radiómetro permite obter imagens sem nuvens do planeta com uma frequência elevada. Por outro lado, a resolução espacial é um compromisso equilibrado entre o pormenor necessário em estudos à escala planetária e os requisitos a nível computacional, para o tratamento do volume de dados obtidos. No entanto, o produto mais usado, o GVI, apresenta graves deficiências no processo de agregação da informação, o que significa que novos produtos do AVHRR terão de ser desenvolvidos. No entanto, mesmo as imagens que são transmitidas para a Terra já constituem o resultado de um processo de composição, longe do ideal, da informação original, que entretanto é perdida. Daí que estejam a ser

implementados novos radiômetros e sistemas de aquisição com menos deficiências.

Assim, chega-se à conclusão de que, para se poder explorar plenamente a informação radiométrica fornecida por sensores instalados a bordo de satélites, cada canal e pixel têm de estar disponíveis individualmente na base de dados. Esta é uma perspectiva radicalmente diferente dos actuais processos de combinação da informação radiométrica original e significa que o volume de informação aumentará

substancialmente, o que trará problemas relacionados com o tratamento e armazenamento. No entanto, como já foi referido anteriormente, será necessário incluir nas novas metodologias de classificação processos sistemáticos para identificação não só locais de treino mas também de validação, por forma a determinar a precisão dos resultados obtidos. Nesta fase, satélites de maior resolução espacial poderão dar um grande contributo, bem como outras fontes complementares de informação. Estes esforços estão a ser desenvolvidos no âmbito de vários programas internacionais.

BIBLIOGRAFIA

- ALVES, D. S. & SKOLE, D. L. 1996. Characterizing land cover dynamics using multi-temporal imagery. *International Journal of Remote Sensing*, **17**: 835-839.
- BAILEY, R. G. 1986. A world ecoregions map for resource reporting. *Environmental Conservation*, **13**: 195-202.
- BARTLETT, D. S., HARDISKY, M. A., JOHNSON, R. W., GROSS, M. F., KLEMAS, V. & HARTMAN, J. M. 1988. Continental scale variability in vegetation reflectance and its relationship to canopy morphology. *Int. J. Remote Sensing*, **9**: 1223-1241.
- BOX, E. O., HOLBEN, B. N. & KALB, V. 1989. Accuracy of the AVHRR Vegetation Index as a predictor of biomass, primary productivity and net CO₂ flux. *Vegetatio*, **80**, 71-89.
- CHASE, T. N., PIELKE, R. A., KITTEL, T. G. F., NEMANI, R. & RUNNING, S. W. 1996. Sensitivity of a general circulation model to global changes in leaf area index. *Journal of Geophysical Research*, **101** (D3): 7393-7408.
- CHOUDHURY, B. J. 1988. Microwave vegetation index. A new long-term global data set for biospheric studies. *International Journal of Remote Sensing*, **9**: 185-186.
- CHOUDHURY, B. J. & TUCKER, C. J. 1987. Monitoring global vegetation using Nimbus-7 37 GHz data. Some empirical relations. *International Journal of Remote Sensing*, **8**: 1085-1090.
- CURRAN, P. J. 1983. Multispectral remote sensing for the estimation of green leaf area index. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. A*, **309**, 257-270.
- DEFRIES, R. S. & TOWNSHEND, J. R. G. 1994. NDVI-derived land cover classifications at a global scale. *International Journal of Remote Sensing*, **15**: 3567-3586.
- DOBSON, M. C., ULABY, F. T. & PIERCE, L. E. 1995. Land-cover classification and estimation of terrain attributes using synthetic aperture radar. *Remote Sensing of Environment*, **51**: 199-214.
- GOWARD, S. N. & PRINCE, S. D. 1995. Transient effects of climate on vegetation dynamics: satellite observations. *Journal of Biogeography*, **22**: 549-563.
- GOWARD, S. N., TUCKER, C. J. & DYE, D. G. 1985. North American vegetation patterns observed with the NOAA-7 advanced very high resolution radiometer. *Vegetatio*, **64**: 3-14.
- GOWARD, S. N., DYE, D., KERBER, A. & KALB, V. 1987. Comparison of North and South American biomes from AVHRR observations. *Geocarto International*, **1**: 27-39.
- HAYES, L. 1985. The current use of TIROS-N series of meteorological satellites for land-cover studies. *Int. J. Remote Sensing*, **6**: 35-45.
- JUSTICE, C. O. & HIERNAUX, P. H. Y. 1986. Monitoring the grasslands of the Sahel using NOAA AVHRR data: Niger 1983. *International Journal of Remote Sensing*, **7**: 1475-1497.
- JUSTICE, C. O., TOWNSHEND, J. R. G., HOLBEN, B. N. & TUCKER, C. J. 1985. Analysis of the phenology of global vegetation using meteorological satellite data. *International Journal of Remote Sensing*, **6**: 1271-1318.
- MALINGREAU, J. P. 1986. Global vegetation dynamics: satellite observations over Asia. *International Journal of Remote Sensing*, **7**: 1121-1146.

- MALINGREAU, J. P., EHRLICH, D. & LAMBIN, E. F. 1996. Are there detectable discrete boundaries between African biomes? *International Journal of Remote Sensing*, **17**: 841-844.
- MATTHEWS, E. 1983. Global vegetation and land use: new high-resolution data bases for climate studies. *Journal of Climate and Applied Meteorology*, **22**: 474-487.
- NEMANI, R. R., RUNNING, S. W., PIELKE, R. A. & CHASE, T. N. 1996. Global vegetation cover changes from coarse resolution satellite data. *Journal of Geophysical Research*, **101** (D3): 7157-7162.
- NEMANI, R. & RUNNING, S. 1997. Land cover characterization using multitemporal red, near-ir, and thermal-ir data from NOAA/AVHRR. *Ecological Applications*, **7**: 79-90.
- PETZOLD, D. & GOWARD, S. N. 1988. Reflectance spectra of subarctic lichens. *Remote Sensing of Environment*, **24**: 481-492.
- PRENTICE, C., CRAMER, W., HARRISON, S. P., LEEMANS, R., MONSERUD, R. A. & SOLOMON, A. M. 1992. A global biome model based on plant physiology and dominance, soil properties and climate. *Journal of Biogeography*, **19**: 117-134.
- PRINCE, S. D. & GOWARD, S. N. 1996. Evaluation of the NOAA/NASA Pathfinder AVHRR Land Data Set for global primary production modelling. *International Journal of Remote Sensing*, **17**: 217-221.
- PRINCE, S. D. & TUCKER, C. J. 1986. Satellite remote sensing of rangelands in Botswana. II. NOAA AVHRR and herbaceous vegetation. *International Journal of Remote Sensing*, **7**: 1555-1570.
- RODRIGUES, M. T. C. 1990. Detecção remota da fitomassa. Monografia realizada no âmbito das Provas de Aptidão Pedagógica e Capacidade Científica. Universidade Nova de Lisboa, Lisboa, 108 pp.
- RUNNING, S. W., LOVELAND, T. R. & PIERCE, L. L. 1994. A vegetation classification logic based on remote sensing for use in global biogeochemical models. *Ambio*, **23**: 77-81.
- RUNNING, S. W., LOVELAND, T. R., PIERCE, L. L., NEMANI, R. R. & HUNT, E. R. Jr. 1995. A remote sensing based vegetation classification logic for global land cover analysis. *Remote Sensing of Environment*, **51**: 39-41.
- SOWELL, J. B. 1985. A predictive model relating North American plant formations and climate. *Vegetatio*, **60**: 103-111.
- TARPLEY, J. D., SCHNEIDER, S. R. & MONEY, R. L. 1984. Global vegetation indices from the NOAA-7 meteorological satellite. *Journal of Climate and Applied Meteorology*, **23**: 491-494.
- TOWNSHEND, J. R. G. & TUCKER, C. J. 1984. Objective assessment of Advanced Very High Resolution Radiometer data for land cover mapping. *International Journal of Remote Sensing*, **5**: 497-504.
- TOWNSHEND, J. R. G., JUSTICE, C. O. & KALB, V. 1987. Characterization and classification of South American land cover types using satellite data. *International Journal of Remote Sensing*, **8**: 1189-1207.
- TOWNSHEND, J., JUSTICE, C., LI, W., GURNEY, C. & McMANUS, J. 1991. Global land cover classification by remote sensing: present capabilities and future possibilities. *Remote Sensing of Environment*, **35**: 243-255.
- TUCKER, C. J., VANPRAET, C., BOERWINKEL, E. & GASTON, A. 1983. Satellite remote sensing of total dry matter production in the Senegalese Sahel. *Remote Sensing Environment*, **13**: 461-474.
- TUCKER, C. J. & SELLERS, P. J. 1986. Remote sensing of primary production. *Int. J. Remote Sensing*, **7**: 1395-1416.
- TUCKER, C. J., TOWNSHEND, J. R. G. & GOFF, T. E. 1985. African land-cover classification using satellite data. *Science*, **227**: 369-75.
- TURNER II, B. L., MEYER, W. B. & SKOLE, D. L. 1994. Global land-use/land-cover change: towards an integrated study. *Ambio*, **23**: 91-95.
- WALTER, H. & BOX, E. 1976. Global classification of natural terrestrial ecosystems. *Vegetatio*, **32**: 75-81.

CONTRIBUTOS DA BIOTECNOLOGIA PARA A CONSERVAÇÃO DE RECURSOS GENÉTICOS VEGETAIS

A. Romano¹ & M. A. Martins-Loução²

¹Unidade de Ciências e Tecnologias Agrárias, Universidade do Algarve, Campus de Gambelas, 8000 Faro.

²Depart.de Biologia Vegetal, Faculdade de Ciências de Lisboa, Campo Grande, Bloco C2, Piso 4, 1700 Lisboa.

Romano, A. & Martins-Loução, M.A. (1998). The contribution of biotechnology to the conservation of plant genetic resources. *Revista de Biol. (Lisboa)* **16**: 145-155.

The storage of seeds is the usual way of germplasm conservation. Biotechnology, particularly *in vitro* culture, offers new possibilities for germplasm conservation and has been applied with success to various species. *In vitro* conservation is specially important for the conservation of sterile species, recalcitrant seed-producing species, and clones. The progresses observed in the last years permitted the development of *in vitro* conservation systems to various species. The choice of the conservation method depends on the duration of the conservation period. The most frequent method for medium term conservation is the conservation at reduced temperature. For long term storage, cryopreservation is the only current method. This method permits the conservation of cells, tissues and organs at ultra-low temperature (-196°C). At this temperature, all cellular divisions and metabolic events are stopped and plant material can be stored without modification, for a theoretically unlimited period of time. *In vitro* conserved material, independently of the method used, needs to be further evaluated for genetic and physiologic stability.

Key words: Criopreservação, germplasm storage, *in vitro* conservation, regenic resources.

Romano, A. & Martins-Loução, M.A. (1998). Contributos da biotecnologia para a conservação de recursos genéticos vegetais. *Revista de Biol. (Lisboa)* **16**: 145-155.

A manutenção de bancos de sementes é o método tradicional de conservar recursos genéticos. A biotecnologia vegetal, em particular a cultura de tecidos, oferece novos meios de conservação. A conservação *in vitro* tem especial interesse no caso de plantas que não produzem sementes, de espécies que produzem sementes recalcitrantes, e clones. Os progressos alcançados nos últimos anos permitiram o desenvolvimento de sistemas de conservação *in vitro* para diferentes espécies vegetais. As técnicas a aplicar são diferentes consoante a duração do período de conservação desejado. O método mais usado para a conservação em condições mínimas de crescimento por períodos curtos ou médios é a conservação a baixas temperaturas. Quando o objectivo é conservar material vegetal por períodos longos, o único método disponível é a criopreservação. Este método permite a conservação de células, tecidos e órgãos vegetais, a temperatura ultra-baixa (-196 °C). A essa temperatura cessam todos os processos metabólicos, não ocorrendo divisão celular e, teoricamente, o material pode ser conservado por períodos ilimitados. O material conservado *in vitro*, independentemente das metodologias usadas, deve ser avaliado quanto à sua estabilidade genética e integridade fisiológica.

Palavras chave: Conservação de germenplasma, conservação *in vitro*, criopreservação, recursos genéticos.

INTRODUÇÃO

Os recursos genéticos não são inesgotáveis. À medida que as pressões ambientais aumentam, as formas selvagens ancestrais desaparecem e os "reservatórios" de germeplasma diminuem. O sucesso da revolução verde criou uma ameaça à diversidade genética, à medida que os agricultores abandonavam as variedades tradicionais, enquanto seleccionavam e melhoravam variedades economicamente mais interessantes. Esta progressiva selecção originou erosão genética e, conseqüentemente, tem contribuído para a diminuição de diversidade genética tão vital para o desenvolvimento sustentável.

Embora os investigadores tenham desenvolvido esforços para alertar a opinião pública acerca do perigo da erosão genética, os interesses económicos prevaleceram concorrendo para o desaparecimento de germeplasma valiosíssimo. Foi o caso de cultivares ancestrais de tomateiro e batateira, como resultado da sua substituição por cultivares com características mais favoráveis para a indústria.

A preocupação com a erosão genética encontra expressão internacional no trabalho do "Consultative Group on International Agricultural Research" (CGIAR) fundado em 1971, e com treze centros espalhados pelo mundo. Estes centros têm como função a recolha de germeplasma ameaçado de erosão genética, a sua multiplicação, conservação, avaliação e distribuição. O "International Board for Plant Genetic Resources" (IBPGR) é um dos institutos do CGIAR que tem por função coordenar a nível mundial as actividades relacionadas com a conservação de espécies vegetais, e tem organizado, dirigido e financiado estudos relevantes neste campo (WITHERS *et al.*, 1990).

Este trabalho, sem pretender ser exaustivo, tenta abordar os problemas que hoje se enfrentam, e de que modo a biotecnologia pode ser um contributo relevante na manutenção dos recursos genéticos vegetais. Em particular, descrevem-se resumidamente as principais metodologias usadas para conservar material *in vitro*.

1. Métodos de conservação

Há poucas regras aplicáveis à elaboração de uma estratégia de conservação. As opções a tomar variam de espécie para espécie e passam por: bancos de sementes, bancos de genes no campo (ou campos de germeplasma), e bancos de genes *in vitro*. É necessário adoptar uma combinação de métodos de conservação tanto *in situ* como *ex situ*. Essa combinação deverá ser eficaz e adaptada à espécie em causa, e satisfazer as exigências de segurança, eficácia, acessibilidade, e duração, compensando os inconvenientes de um método com as vantagens do outro.

Bancos de sementes

A manutenção de bancos de sementes é o método tradicional de armazenamento e preservação de recursos genéticos. O procedimento normalmente adoptado para conservar sementes em bancos genéticos por longos períodos consiste em reduzir o seu conteúdo hídrico até cerca de 3-7%, mantê-las em ambiente seco e a baixa temperatura (entre 0 e -20°C). Durante o período de conservação é necessário avaliar a capacidade germinativa fazendo testes periódicos de germinação. Este é o método de conservação mais adequado, sempre que possível.

As sementes capazes de suportar desidratação e exposição a baixas temperaturas são denominadas sementes ortodoxas (ROBERTS, 1973), e incluem-se neste grupo a maior parte das espécies cultivadas e das espécies florestais. Um pequeno, mas importante, grupo de espécies produz sementes que não suportam a desidratação nem a baixa temperatura, perdendo rapidamente a sua capacidade de germinação; são sementes recalcitrantes (ROBERTS, 1973). Neste grupo incluem-se espécies com elevado interesse económico como é o caso do cacão (*Thebroma cacao*), da manga (*Mangifera indica*), do coco (*Cocos nucifera*) e de muitos outros frutos e árvores tropicais, dos carvalhos (*Quercus* spp.), entre outras (ROBERTS & KING, 1982).

A conservação de sementes não é considerada conveniente para as plantas cultivadas de reprodução clonal porque estas ou são fortemente heterozigóticas ou são estéreis. Estão incluídas neste grupo plantas com elevado interesse económico, como é o caso da batata, tomate, mandioca, banana, entre muitas outras.

Campos de germeplasma

As sementes recalcitrantes são normalmente grandes, não possuem um mecanismo de dormência e perdem viabilidade de germinação passados alguns dias ou meses após colheita. Como estas sementes não podem ser conservadas, logo que colhidas devem ser mantidas em campos de germeplasma. Esta solução apresenta numerosos inconvenientes, nomeadamente, (i) altos custos de manutenção; (ii) desenvolvimento de adaptações ou susceptibilidade a variações climáticas; (iii) riscos de doenças; e (iv) manutenção apenas por curtos períodos de tempo.

Bancos de genes in vitro

Para as espécies estéreis ou com sementes recalcitrantes, a conservação de recursos genéticos passa obrigatoriamente pela propagação vegetativa. Também os clones seleccionados têm que ser mantidos por propagação vegetativa.

A biotecnologia, em particular a cultura *in vitro*, oferece novos métodos de conservação que têm sido cada vez mais aplicados a uma vasta gama de espécies e sistemas de cultura (AITKEN-CHRISTIE & SINGH, 1987; ENGELMANN, 1991) (Tab.s 1 e 2). As vantagens destes métodos são especialmente evidentes quando se trata de resolver problemas ligados à conservação de génotipos de plantas utilizadas economicamente pelo homem.

A importância do banco de genes *in vitro* pode tornar-se crucial quando as restantes estratégias de conservação falham. O banco de genes *in vitro* pode separar-se em dois componentes, o banco de genes activo e o banco de genes base (Fig. 1). Uma característica essencial do banco de genes activo é que o material flui de modo cíclico, no qual as principais componentes são a

multiplicação e a avaliação de estabilidade. Neste banco a colecção é mantida por subculturas sucessivas que renovam automaticamente o material conservado e ao mesmo tempo fornecem material para distribuição (Fig. 1). O intervalo de subcultura depende da estratégia de conservação adoptada.

No banco de genes base o material é congelado e armazenado por longos períodos. Periódicamente, deverão fazer-se amostragens para avaliar a estabilidade genética e a viabilidade do material conservado. Este banco de genes pode ainda fornecer material para o banco de genes activo ou para multiplicação de material para restabelecer o próprio banco de genes base (Fig. 1).

A técnica de cultura de tecidos é a base para a conservação *in vitro*, desde que haja capacidade de regeneração de plantas geneticamente estáveis.

Os sistemas de conservação *in vitro* apresentam numerosas vantagens de que se destacam as seguintes:

- a) ausência de erosão genética;
- b) altas taxas de multiplicação;
- c) manutenção das condições fitossanitárias;
- d) reduzidas necessidades de espaço;
- e) reduzidos custos com mão-de-obra;
- f) facilidade na mobilidade do germeplasma.

Uma das vantagens mais importante da conservação *in vitro* é o facto do material vegetal estar livre de contaminações e poder ser assim multiplicado para distribuição em larga escala. Isto facilita as trocas internacionais de germeplasma sem necessidade dos tradicionais períodos de quarentena. O tamanho das amostras é relativamente pequeno e podem ser mantidas em condições assépticas.

No entanto, a conservação *in vitro* de grandes quantidades de material apresenta alguns problemas, nomeadamente: (i) gestão do laboratório no que diz respeito à necessidade de subcultivar as culturas regularmente para meio fresco; (ii) riscos de alterações genéticas, que aumentam com o aumento do período de

umentam com o aumento do período de conservação *in vitro*, e podem levar a perdas de fidelidade genotípica.

A conservação de rebentos tem sido usada com mais frequência do que a de meristemas, *calli*, células ou protoplastos, por garantir maior estabilidade genética e por ter maiores potenci-

alidades de multiplicação e enraizamento (AITKEN-CHRISTIE & SINGH, 1987). O genótipo, o estado fisiológico dos rebentos e as condições de cultura determinam em grande parte o sucesso ou fracasso do programa de conservação (AITKEN-CHRISTIE & SINGH, 1987; ORLIKOWSKA, 1992).

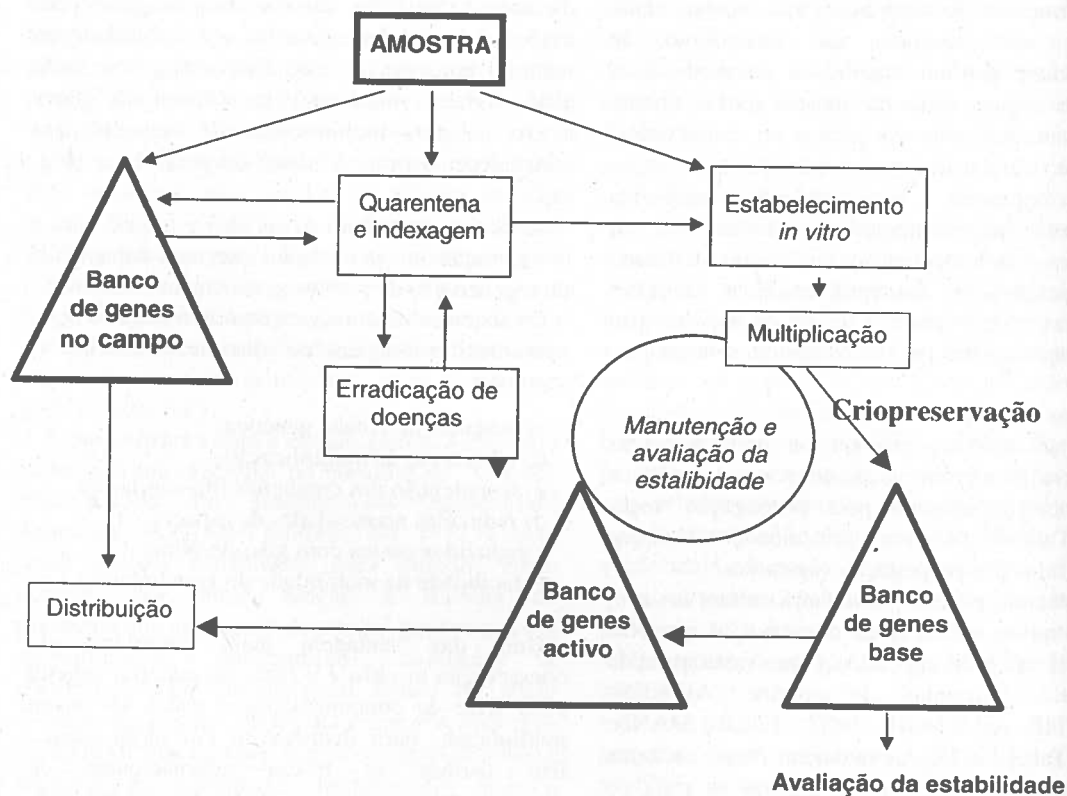


Fig. 1 - Diferentes tipos de bancos genéticos: banco de genes no campo, banco de genes *in vitro* activo e banco de genes *in vitro* base; e suas inter-relações. (Adaptado de: Design, Planning and Operation of *In vitro* Genebanks. Report of a Subcommittee. Advisory Committee on *In vitro* Storage - IBPGR)

A conservação *in vitro* pode fazer-se pela manutenção em crescimento contínuo de culturas a taxas de crescimento normais, envolvendo a transferência das culturas para meio fresco a intervalos regulares; pela sua conservação em condições mínimas de crescimento; ou pela

conservação a temperaturas ultra-baixas às quais param todos os processos metabólicos, não ocorrendo crescimento (WITHERS, 1986; ENGEMANN, 1991; GROUT, 1991). Os métodos empregues são diferentes e dependem da duração do período de conservação pretendido.

2. Métodos de conservação *in vitro*

2.1. Conservação *in vitro* em condições normais de crescimento

A simples introdução de material *in vitro* pode ser considerada uma estratégia de conservação. A conservação *in vitro* em condições normais de crescimento consiste em subcultivar periodicamente as culturas para meio fresco. Este é o método mais simples e proporciona material em crescimento activo em qualquer altura.

Esta metodologia tem, porém, alguns problemas de ordem prática e científica. As culturas têm que ser transferidas para meio fresco periodicamente (cada 4-8 semanas), de outro modo podem morrer. Tem custos elevados em materiais e mão-de-obra, e os riscos de contaminações e de alterações genéticas aumentam com a duração da cultura em condições assépticas. Para obviar a estas desvantagens duas estratégias de conservação foram desenvolvidas: a conservação em condições mínimas de crescimento e a criopreservação.

2.2. Conservação *in vitro* em condições mínimas de crescimento

Para períodos de conservação curtos ou médios (inferiores a três anos), o objectivo é reduzir o crescimento e aumentar o intervalo entre subculturas. Isto é conseguido modificando as condições de cultura.

A manutenção em condições mínimas de crescimento não pára a actividade celular, apenas a reduz, diminuindo assim a frequência da transferência das culturas para meio fresco. Este aspecto pode ser explorado como um modo de conservação baseado nas premissas de que: (i) a redução na divisão celular é um factor de estabilização e por isso reduz a variabilidade; e (ii) a redução na frequência de subculturas, reduz os custos e diminui os riscos de contaminações.

Os progressos alcançados nos últimos anos permitiram o desenvolvimento de sistemas de crescimento lento para diferentes espécies vegetais. As técnicas a aplicar são diferentes consoante a duração do período de conservação desejado, mas devem sempre assegurar a

preservação da integridade genética e fisiológica do material, requerendo manutenções mínimas.

São várias as alterações que se podem fazer no meio de cultura com o objectivo de reduzir o crescimento das culturas:

- i) diminuir a concentração de nutrientes ou de hidratos de carbono;
- ii) adicionar crioprotectores como o dimetilsulfoxido ou o polietilenoglicol;
- iii) adicionar substâncias com propriedades osmóticas, como o manitol, ou aumentar a concentração de sacarose;
- iv) adicionar retardadores de crescimento como o ácido abcísico ou o paclobutrazol.

Vários sucessos têm sido alcançados através da redução da temperatura de crescimento, da redução ou ausência de luz, adição de agentes osmóticos, aplicação de retardadores de crescimento, ou através da modificação da atmosfera de cultura limitando a quantidade de oxigénio disponível. Estes métodos podem ser aplicados individualmente ou combinados e, devido às vantagens imediatas e aos reduzidos investimentos necessários, são usados rotineiramente.

O sucesso dos programas de conservação, independentemente do factor limitante, é determinado com base no aumento do intervalo de subcultura, na duração da exposição ao factor limitante, na taxa de sobrevivência e na recuperação do crescimento após o retorno às condições normais (AITKEN-CHRISTIE & SINGH, 1987).

2.2.1. Redução da temperatura

O método mais usado para a conservação em condições de crescimento reduzido por períodos curtos ou médios é a conservação a baixas temperaturas e tem sido usado com sucesso na conservação de várias espécies (Tab. 1). Não é possível recomendar uma temperatura de conservação aplicável a todas as espécies. Todavia, espécies de climas temperados, mais resistentes ao frio, podem ser conservadas a temperaturas de 0-5°C, enquanto espécies subtropicais e tropicais devem ser conservadas a

temperaturas mais altas, 9-12°C (AITKEN-CHRISTIE & SINGH, 1987; ENGELMANN, 1991).

A temperatura de conservação depende da sensibilidade de cada espécie ao frio. Por exemplo, rebentos de Kiwi podem ser conservados a 8°C (MONETTE, 1986), enquanto que plantas de cassava têm que ser conservadas a uma temperatura superior a 20°C (ROCA *et al.*, 1984). Rebentos de sobreiro foram conservados a 5°C durante um ano (ROMANO & MARTINS-LOUÇÃO, 1994), e rebentos de castanheiro e carvalho foram conservados a 2°C durante vários meses (JANEIRO *et al.*, 1995).

As culturas de rebentos são normalmente conservadas no frio nos mesmos substratos e meios de cultura usados nas condições normais de crescimento. Por vezes, a adição de crioprotectores, como o dimetilsulfóxido, o polietilenoglicol ou de agentes osmóticos como o sorbitol e o manitol pode revelar-se vantajosa (AITKEN-CHRISTIE & SINGH, 1987).

A redução da intensidade luminosa ou a sua completa supressão é normalmente usada em combinação com a redução da temperatura (Tab.

1). As necessidades de luz variam de espécie para espécie. A conservação no frio por períodos curtos ou médios tem sido melhor sucedida em condições de escuridão, como foi demonstrado para diferentes espécies: *Pistacia vera* (BARGHCHI & ALDERSON, 1989), *Pyrus* (MORIGUCHI *et al.*, 1990), *Morus alba* (SHARMA & THORPE, 1990) e *Rosa* (DORION *et al.*, 1991). SON *et al.* (1991) armazenaram a 4°C e sem luz rebentos do híbrido *Populus alba* x *P. grandidentata* durante cinco anos, obtendo percentagens de sobrevivência após dois e cinco anos de conservação de 70 e 25%, respectivamente. Rebentos de *Prunus* e *Malus* foram igualmente conservados durante quatro anos a 2°C no escuro sem perda de viabilidade de crescimento (DRUART, 1985). BESSEMBINDER *et al.* (1993) obtiveram 93% de rebentos sobreviventes de *Colocasia esculenta* após conservação a 9°C durante oito anos com subcultura de três em três anos. Contrariamente, BAUBAULT *et al.* (1991) em *Rhododendron* verificaram que a conservação a 4°C e à luz (fotoperíodo de 14 h sob 60 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$) foi mais eficaz que a conservação no escuro.

Tab. 1. Exemplo de espécies conservadas em condições de crescimento reduzido a baixas temperaturas, por períodos curtos ou médios.

<i>Espécie</i>	<i>Temperatura e luminosidade</i>	<i>Referência</i>
<i>Castanea sativa</i> X <i>C. crenata</i>	2°C, 1.3 $\mu\text{E.m}^{-2}\text{s}^{-1}$	Janeiro <i>et al.</i> , 1995
<i>Coffea</i> spp.	20 e 27°C, redução da concentração de sacarose	Bertrand-Desbrunais <i>et al.</i> , 1992
<i>Colocasia esculenta</i>	9°C, escuridão	Bessembinder <i>et al.</i> , 1993
<i>Malus</i> apple rootstocks	4°C, escuridão	Orlikowska, 1992
<i>Musa</i> spp.	16°C, 25 $\mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$	Van de Houwe <i>et al.</i> , 1995
<i>Populus alba</i> x <i>P. grandidentata</i>	4°C, escuridão	Son <i>et al.</i> , 1991
<i>Populus tremula</i> x <i>P. tremuloides</i>	4°C, escuridão	Hausman <i>et al.</i> , 1994
<i>Prunus avium</i>	2°C, redução da luz	Janeiro <i>et al.</i> , 1995
<i>Prunus</i> spp.	-3 e 4°C, escuridão	Marino <i>et al.</i> , 1985
<i>Quercus petraea</i>	2°C, redução da luz	Janeiro <i>et al.</i> , 1995
<i>Quercus petraea</i>	2°C, redução da luz	Janeiro <i>et al.</i> , 1995
<i>Quercus suber</i>	5°C, escuridão	Romano & Martins-Loução, 1994
<i>Saccharum</i> spp.	18°C, luz difusa	Taylor & Dukic, 1993
<i>Xanthosoma</i> spp.	13°C, escuridão	Zandvoort <i>et al.</i> , 1994

A resposta à luz durante a conservação a baixas temperaturas depende da temperatura de conservação, como demonstraram MARINO *et al.* (1985) quando conservaram com sucesso culturas *in vitro* de três clones de *Prunus* a 8, 4 e -3°C, tendo verificado que a sobrevivência das culturas estava dependente da interacção entre luz e temperatura. A presença de luz foi considerada positiva durante a conservação a 4 °C e a 8°C e negativa para -3°C. Contrariamente, em culturas de sobreiro a presença da luz foi desfavorável durante a conservação a 5°C (ROMANO & MARTINS-LOUÇÃO, 1994).

2.3. Criopreservação

Para a conservação por períodos longos (superiores a três anos), a criopreservação, é o único método disponível. Este método permite a conservação de células, tecidos e órgãos vegetais a temperatura ultra-baixa, normalmente à temperatura do azoto líquido (-196°C). A essa temperatura cessam todos os processos metabólicos, não ocorrendo divisão celular e, teoricamente, o material pode ser conservado por períodos ilimitados. As culturas são armazenadas em pequenos volumes, em condições assépticas, e não necessitam de qualquer manutenção. Esta temperatura pode ser atingida por congelação rápida ou gradual. A primeira, também chamada vitrificação, envolve a imersão directa do espécimen a conservar em azoto líquido, atingindo-se a temperatura de -196 °C em poucos segundos. A segunda é efectuada em aparelhos de congelação controlada, nos quais a temperatura decresce gradualmente (0,1-1°C/min) até determinada temperatura (cerca de -40°C), após o que as amostras são rapidamente transferidas para azoto líquido.

As diferenças entre os dois métodos residem essencialmente na localização dos cristais de gelo formados. A criopreservação rápida resulta na formação de cristais de gelo quer no interior quer no exterior das células, enquanto a criopreservação gradual se baseia na formação de cristais de gelo extracelularmente e na consequente desidratação celular provocada pelo *deficit*

de pressão que se estabelece. Esta desidratação celular evita a formação de cristais de gelo quer no citoplasma quer no vacúolo (WITHERS, 1986). O sucesso da criopreservação de material vegetal pressupõe que os danos causados pelos cristais de gelo no interior das células sejam evitados ou minimizados.

Qualquer que seja o processo de criopreservação adoptado, o uso de crioprotectores é essencial para reduzir a formação de cristais de gelo no interior das células, por abaixamento do ponto de congelação dos conteúdos intracelulares ou por estabilização das macromoléculas e membranas (WITHERS, 1986; CHEN & KARTHA, 1987; GROUT, 1991).

A criopreservação envolve diferentes passos sucessivos: escolha e preparação dos explantados, pré-tratamentos, congelação, armazenamento, descongelação e pós-tratamentos. Para cada passo têm que ser definidas as condições óptimas para cada espécie e tipo de material (WITHERS, 1986; GROUT, 1991). Vários sucessos têm sido obtidos na conservação de diferentes espécies usando esta metodologia (Tab. 2).

Os meristemas são o material mais aconselhado para a conservação de germo-plasma e vários são os trabalhos que reportam a sua criopreservação (DEREUDDRE *et al.*, 1988; REED, 1990; TOWILL, 1990; NIINO *et al.*, 1992a; NIINO *et al.*, 1992b). Têm sido desenvolvidos protocolos com vista à criopreservação de materiais que são recalcitrantes às técnicas normais de criopreservação, nomeadamente o encapsulamento de meristemas em alginato, a desidratação prévia ao ar ou a pré-cultura em meio com alta concentração de sacarose antes de serem imersos em azoto líquido (DEREUDDRE *et al.*, 1990; FAVRE & DEREUDDRE, 1990; URAGAMI *et al.*, 1990; DEREUDDRE *et al.*, 1991; HARDIG *et al.*, 1991; NIINO *et al.*, 1992b).

3. Avaliação da estabilidade genética do material conservado

Os riscos de variação somaclonal inerentes à cultura *in vitro* tornam necessário avaliar a estabilidade genética do material conservado. A

expressão "variação somaclonal" é usada para descrever todas as variações induzidas pelas particularidades da cultura *in vitro*. A variabilidade originada, particularmente aquela que afecta a integridade genética do material conservado, tem a ver com o meio de cultura usado, o tipo de explantado, genótipo, tempo de cultura *in vitro*, entre outros factores. De entre o tipo de alterações frequentemente observadas destaca-se a variação no nível de ploidia, variação na estrutura dos cromossomas, alterações morfológicas e bioquímicas e alterações ao nível dos nucleótidos.

Os riscos de variação somaclonal devem ser minimizados pela escolha cuidadosa do explantado inicial e pela escolha da via de multiplicação. Os meristemas são as estruturas mais estáveis e devem ser utilizados na conser-

vação *in vitro*. Serão de evitar os sistemas de cultura que apresentam riscos de variação somaclonal como é o caso da cultura de *calli*, de protoplastos, ou suspensões celulares.

Estão disponíveis várias técnicas bioquímicas e moleculares que permitem determinar com segurança a identidade dos genótipos. As análises isoenzimáticas, apesar de serem uma avaliação fenotípica estão estritamente dependentes de produtos directos dos genes, e têm sido utilizadas na caracterização de germeplasma (SIMPSON & WITHERS, 1986). Análise das proteínas totais por electroforese, análises moleculares como RFLP (Restriction Fragment Length Polymorphism) e RAPD (Random Amplified Polymorphic DNA), e marcadores genéticos, são contributos importantes para avaliar a estabilidade após conservação.

Tab. 2. Exemplo de espécies para as quais foram desenvolvidos protocolos de criopreservação em diferentes tipos de explantados.

<i>Espécie</i>	<i>Explantado</i>	<i>Referência</i>
<i>Arachis hypogaea</i>	Meristemas, embriões polínicos	Bajaj, 1979; Bajaj, 1983
<i>Berberis dictyophilla</i>	Suspensões celulares	Withers, 1985
<i>Camellia sinensis</i>	Embriões zigóticos	Chaudury <i>et al.</i> , 1991
<i>Citrus sinensis</i>	Embriões somáticos	Marin & Duran-Vila, 1988
<i>Citrus spp.</i>	Embriões polínicos	Bajaj, 1984
<i>Cocos nucifera</i>	Embriões zigóticos	Bajaj, 1984
<i>Coffea arabica</i>	Embriões somáticos	Bertrand-Desbrunais <i>et al.</i> , 1988
<i>Gossypium arboreum</i>	<i>Callus</i>	Bajaj, 1982
<i>Lycopersicon esculentum</i>	Meristemas	Grout <i>et al.</i> , 1978
<i>Manihot esculenta</i>	Embriões somáticos	Sudarmonowati & Henshaw, 1990
<i>Musa</i>	Suspensões celulares	Panis <i>et al.</i> , 1990
<i>Nicotiana tabacum</i>	Suspensões celulares, protoplastos, embriões polínicos	Withers, 1985; Bajaj, 1982; Bajaj, 1988; Bajaj, 1978
<i>Oryza sativa</i>	<i>Callus</i>	Ulrich <i>et al.</i> 1984
<i>Saccharum spp.</i>	<i>Callus</i>	Ling <i>et al.</i> , 1987
<i>Solanum goniocalix</i>	Meristemas	Grout & Henshaw, 1978
<i>Zea mays</i>	Suspensões celulares, protoplastos, embriões zigóticos	Withers & King, 1980; Shillito <i>et al.</i> , 1989; Withers, 1980

4. Novas perspectivas para a conservação

Outras técnicas recentes, nomeadamente a engenharia genética, permitem novas formas de utilização dos recursos genéticos, e por isso novas

formas de conservação genética devem ser estudadas. As plantas geneticamente transformadas deverão tornar-se valiosas para a conservação genética.

O uso de linhas haplóides, a hibridização entre genótipos distantes mediante a fusão de protoplastos, e a transformação genética terão num futuro muito próximo aplicações práticas de grande relevância.

5. Conclusão

Disponemos, actualmente, de uma vasta gama de técnicas de conservação, mas nenhuma delas é em si mesma satisfatória.

O armazenamento de sementes é eficaz e relativamente seguro, e permite uma melhor conservação de germenplasma, para além de ser o método menos dispendioso. Porém, não é aplicável a todas as espécies.

A conservação *in situ* é especialmente indicada para os progenitores selvagens de plantas cultivadas e tem aplicações evidentes a espécies florestais. Os campos de germenplasma são relativamente acessíveis mas, para além de sua manutenção ser cara, comportam riscos inerentes à sua susceptibilidade a variações climáticas e/ou pragas.

São evidentes as vantagens da conservação *in vitro* no caso de plantas que não produzem sementes, de espécies que produzem sementes recalcitrantes, e dos clones, mas é necessário

conceber métodos aplicáveis a um maior número de genótipos.

Em conclusão, as técnicas de cultura de tecidos, juntamente com a criopreservação, têm grande interesse para a conservação de recursos genéticos a médio e a longo prazo. No entanto, antes destas técnicas serem rotineiramente empregues, vários problemas têm de ser resolvidos. O germenplasma tem que ser avaliado no sentido de se armazenar uma amostra representativa da variabilidade existente. Para além disso, é necessário um conhecimento mínimo da biologia da espécie. As condições para a cultura *in vitro* têm que ser estudadas e adaptadas à espécie em causa. Finalmente têm que se desenvolver ensaios para determinar com precisão as condições para crescimento em condições sub-óptimas e criopreservação.

As decisões relacionadas com a selecção das vias de conservação mais adequadas não devem ser apenas baseadas em estratégias genéticas mas devem igualmente ter em consideração os aspectos económicos como custos, benefícios e riscos. Felizmente que o problema da conservação tem recebido maior interesse e a sua magnitude tem alertado a opinião pública e os decisores políticos.

BIBLIOGRAFIA

- AITKEN-CHRISTIE, L. & SINGH, A. 1987. Cold storage of tissue cultures. In: *Cell and Tissue Culture in Forestry*, vol 2. J. Bonga & J. Durzan (eds), Martinus Nijhoff, Dordrecht. pp. 285-303.
- BAJAJ, Y.P.S. 1978. Effect of super-low temperatures on excised anthers and pollen embryos of *Atropa*, *Nicotiana* and *Petunia*. *Phytomorphol.*, **28**: 171-176.
- BAJAJ, Y.P.S. 1979. Freeze-preservation of meristems of *Arachis hypogaea* and *Cicer arietinum*. *Indian Journal of Experimental Biology*, **17**: 1405-1407.
- BAJAJ, Y.P.S. 1982. Survival of anther- and ovule-derived cotton callus frozen in liquid nitrogen. *Current Sci.*, **51**: 139-140.
- BAJAJ, Y.P.S. 1983. Regeneration of plants from pollen-embryos of *Arachis*, *Brassica* and *Triticum* spp. Cryopreserved for one year. *Curr. Sci.*, **52**: 484-486.
- BAJAJ, Y.P.S. 1984. Induction of growth in frozen embryos of coconut and ovules of *Citrus*. *Curr. Sci.*, **53**: 1215-1216.
- BAJAJ, Y.P.S. 1988. Regeneration of plants from frozen (-196°C) protoplasts of *Atropa belladonna* L., *Datura innoxia* Mill. And *Nicotiana tabacum* L. *Indian Journal of Experimental Biology*, **26**: 289-292.
- BARGHCHI, M. & ALDERSON, P. 1989. Pistachio (*Pistacia vera* L.). In: *Biotechnology in Agriculture and Forestry*, vol 5. Y. Bajaj (ed), Springer-Verlag, Berlin. pp. 49-64.
- BAUBAULT, C., LANOY, V., BAUDIER, F. & DUCOMMUM, C. 1991. *In vitro* preservation of *Rhododendron* during multiplication and rhizogenesis stages. *Acta Horticulturae*, **298**: 355-357.

- BERTRAND-DESBRUNAIS, A., FABRE, J., ENGELMANN, F., DEREUDDRE, J. & CHARRIER, A. 1988. Reprise de l'embryogenèse adventive d'embryons somatiques de caféier (*Coffea arabica*) après congélation dans l'azote liquide. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences de Paris*, 307, Sér. III: 795-801.
- BERTRAND-DESBRUNAIS, A., NOIROT, M. & CHARRIER, A. 1992. Slow growth *in vitro* conservation of coffee (*Coffea* spp.). *Plant Cell, Tissue and Organ Culture*, **31**: 105-110.
- BESSEMBINDER, J., STARITSKY, G. & ZANDVOORT, E. 1993. Long-term *in vitro* storage of *Colocasia esculenta* under minimal growth conditions. *Plant Cell, Tissue and Organ Culture*, **33**: 121-127.
- CHEN, T. & KARTHA, K. 1987. Cryopreservation of woody species. In: *Cell and Tissue Culture in Forestry*, vol 2. J. Bonga & J. Durzan (eds), Martinus Nijhoff, Dordrecht. pp. 305-319.
- CHAUDHURY, R., RADHAMANI, J. & CHANDEL, K.P.S. 1991. Preliminary observations on the cryopreservation of desiccated embryonic axes of tea (*Camellia sinensis* (L.) O. Kuntze) seeds for genetic conservation. *Cryo-Lett.*, **12**: 31-36.
- DEREUDDRE, J., FAVRE, J. & BASSAGLIA, C. 1988. Resistance to freezing in liquid nitrogen of carnation (*Dianthus caryophyllus* L. var. Eolo) apical and axillary shoot tips excised from different aged *in vitro* plantlets. *Plant Cell Reports*, **7**: 170-173.
- DEREUDDRE, J., SCOTTEZ, C., ARNAUD, Y. & DURON, M. 1990. Résistance d'apex caulinaire de vitroplants de Poirier (*Pyrus communis* L. vc Beurré Hardy), enrobés dans l'azote liquide: effect d'un durcissement préalable au froid. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences de Paris*, t. **310**, série III: 317-323.
- DEREUDDRE, J., BLANDIN, S. & HASSEN, N. 1991. Resistance of alginate-coated somatic embryos of carrot (*Daucus carota* L.) to dessication and freezing in liquid nitrogen: 1. Effects of preculture. *Cryo-Letters*, **12**: 125-134.
- DORION, N., KADRI, B. & BIGOT, C. 1991. *In vitro* preservation at low temperature of rose plantlets usable for direct acclimatization. *Acta Horticulturae*, **298**: 335-343.
- DRUART, P. 1985. *In vitro* germplasm preservation technique for fruit trees. In: *In vitro Techniques: Propagation and Long Term Storage*. A. Schäfer-Menuhr (ed), Martinus Nijhoff Publishers, Dordrecht. pp. 167-171.
- ENGELMANN, F. 1991. *In vitro* conservation of horticultural species. *Acta Horticulturae*, **289**: 327-334.
- FAVRE, J. & DEREUDDRE, J. 1990. Encapsulation-dehydration: a new approach to cryopreservation of *Solanum* shoot-tips. *Cryo-Letters*, **11**: 413-426.
- GROUT, B.W.W. 1991. Conservation *in vitro*. *Acta Horticulturae*, **289**: 173-178.
- GROUT, B.W.W. & HENSHAW, G.G. 1978. Freeze-preservation of potato shoot-tips cultures. *Annales of Botany*, **42**: 1227-1229.
- GROUT, B.W.W., WESTCOTT, R.J. & HENSHAW, G.G. 1978. Survival of shoot meristems of tomato seedlings frozen in liquid nitrogen. *Cryobiology*, **15**: 478-483.
- HARDIG, K., BENSON, E. & SMITH, H. 1991. The effects of pre-freeze *in vitro* culture period on the recovery of cryopreserved shoot-tips of *Solanum tuberosum*. *Cryo-Letters*, **12**: 17-22.
- HAUSMAN, J.F., NEYS, O., KEVERS, C. & GASPARD, TH. 1994. Effect of *in vitro* storage at 4°C on survival and proliferation of poplar shoots. *Plant Cell, Tissue and Organ Culture*, **38**: 65-67.
- JANEIRO, L.V., VIEITEZ, A.M. & BALLESTER, A. 1995. Cold storage of *in vitro* cultures of wild cherry, chestnut and oak. *Annales des Sciences Forestières*, **52**: 287-293.
- LING, C.J., DE, L.S. & LONG H.S. 1987. Sugarcane callus cryopreservation. In: P.H Li (ed). *Plant Biology, Vol.5, Plant Cold Hardiness*. Alan R. Liss Inc.: 323-337.
- MARIN, M.L. & DURAN-VILA, N. 1988. Survival of somatic embryos and recovery of plants of sweet orange (*Citrus sinensis* L. Osb.) after immersion in liquid nitrogen. *Plant Cell Tissue Organ Culture*, **14**: 51-57.
- MARINO, G., ROSATI, P. & SAGRATI, F. 1985. Storage of *in vitro* cultures of *Prunus* rootstocks. *Plant Cell, Tissue and Organ Culture*, **5**: 73-78.
- MONETTE, P. 1986. Cold storage of kiwifruit shoot tips *in vitro*. *HortScience*, **21**: 1203-1205.
- MORIGUCHI, T., KOZAKI, I., YAMAKI, I. & SANADA, T. 1990. Low temperature storage of pear shoots *in vitro*. *Bulletin of the Fruit Tree Research Station*, **17**: 11-18.
- NIINO, T., SAKAI, A., YAKUWA, H. & NOJIRI, K. 1992a. Cryopreservation of *in vitro*-grown shoot tips of apple and pear by vitrification. *Plant Cell, Tissue and Organ Culture*, **28**: 261-266.

- NIINO, T., SAKAI, A. & YAKUWA, H. 1992b. Cryopreservation of dried shoot tips of mulberry winter buds and subsequent plant regeneration. *Cryo-Letters*, **13**: 51-58.
- ORLIKOWSKA, T. 1992. Effect of *in vitro* storage at 4 °C on survival and proliferation of two apple rootstocks. *Plant Cell, Tissue and Organ Culture*, **31**: 1-7.
- PANIS, B.J., WITHERS L.A. & DE LANGHE, E.A.L. 1990. Cryopreservation of *Musa* suspension and regeneration of plants. *Cryo-Lett.*, **11**: 337-350.
- REED, B. 1990. Survival of *in vitro*-grown apical meristems of *Pyrus* following cryopreservation. *HortScience*, **25**: 111-113.
- ROBERTS, E.H. 1973. Predicting the viability of seeds. *Seed Science and Technology*, **1**: 499-514.
- ROBERTS, E.H. & KING, M.W. 1982. Storage of recalcitrant seeds. In: L.A. Withers & J.T. Williams (Eds). *Crop genetic resources – the conservation of difficult material*. IUBS Série B42. IUBS/IBPGR, pp. 39-48.
- ROCA, W.M., REYES, R. & BELTRAN, J. 1984. Effect of various factors on minimal growth in tissue culture storage of cassava germplasm. In: Proc. 6th Symp. Intl. Soc. For Tropical Root Crops: 441-446.
- ROMANO, A. & MARTINS-LOUÇÃO, M. A. 1994. Conservação *in vitro* de germeplasma de sobreiro (*Quercus suber* L.). *Revista de Biologia*. **15**: 29-42.
- SHARMA, K. & THORPE, T. 1990. *In vitro* propagation of mulberry (*Morus alba* L.) through nodal segments. *Scientia Horticulturae*, **42**: 307-320.
- SHILLITO, R.D., CARSWELL, G.K., JOHNSON, C.M., DIMAIO, J.J. & HARMS, C.T. 1989. Regeneration of fertile plants from protoplasts of elite inbred maize. *Biotechnology*, **7**: 581-587.
- SIMPSON, M.J.A. & WITHERS, L.A. 1986. Characterization of plant genetic resources using isozyme electrophoresis: a guide to literature. IBPGR, Rome, 102 p.
- SON, S., CHUN, Y. & HALL, R. 1991. Cold storage of *in vitro* cultures of hybrid poplar shoots (*Populus alba* L. x *P. grandidentata* Michx.). *Plant Cell, Tissue and Organ Culture*, **27**: 161-168.
- SUDARMONOWATI, E. & HENSHAW, G.G. 1990. Cryopreservation of cassava somatic embryos. In: Abstr. VIIIth Cong. Plant Tissue and Cell Culture, Amsterdam: 378.
- TAYLOR, P.W.J. & DUKIC, S. 1993. Development of an *in vitro* culture technique for conservation of *Saccharum* spp. Hybrid germplasm. *Plant Cell, Tissue and Organ Culture*, **34**: 217-222.
- TOWILL, L. 1990. Cryopreservation of isolated mint shoot tips by vitrification. *Plant Cell Reports*, **9**: 178-180.
- ULRICH, J.M., FINKLE, B.J., MACKEY, B.E., SHAEFFER, G.W. & SHARPE, JR. F. 1984. Responses of six rice callus cultures to deep-frozen temperatures. *Crop Science*, **24**: 84-85.
- URAGAMI, A., SAKAI, A. & MAGAI, M. 1990. Cryopreservation of dried axillary buds from plantlets of *Asparagus officinalis* L. grown *in vitro*. *Plant Cell Reports*, **9**: 328-331.
- VAN DE HOUWE, I., DE SMET, K., MONTEL, T. & SWENNEN, R. 1995. Variability in storage potential of banana shoot cultures under medium term storage conditions. *Plant Cell, Tissue and Organ Culture*, **42**: 269-274.
- WITHERS, L.A. 1980. Preservation of germplasm. *Int. Rev. Cytol., Suppl.* **II**B:101-136.
- WITHERS, L.A. 1985. Cryopreservation of cultured plant cells and protoplasts. In: K.K. Kartha (ed.). *Cryopreservation of Plant Cells and Organs*. Boca Raton, CRC Press: 243-267.
- WITHERS, L.A. 1986. *In vitro* approaches to the conservation of plant genetic resources. In: *Plant Tissue Culture and its Agricultural Applications*. L. Withers & P. Alderson (eds). S. Butterworths. London. pp. 261-276.
- WITHERS, L.A. & KING, P.J. 1980. A simple freezing unit and routine cryopreservation method for plant cell cultures. *Cryo-Letters*, **1**: 213-220.
- WITHERS, L.A., WHEELANS, S.K. & WILLIAMS, J.T. 1990. *In vitro* conservation of crop germoplasm and the IBPGR databases. *Euphytica*, **45**: 9-22.
- ZANDVOORT, E.A., HULSHOF, M.J.H. & STARITSKY, G. 1994. *In vitro* storage of *Xanthosoma* spp. Under minimal growth conditions. *Plant Cell, Tissue and Organ Culture*, **36**: 309-316.

O RIO NABÃO E AFLUENTES: SUA CONSERVAÇÃO E VALORIZAÇÃO

M. Lousã*, M. C. Lopes **, M. D. Espírito Santo* & J. C. Costa*

* Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa.

** Escola Superior Agrária de Coimbra, Bencanta, Coimbra.

Lousã, M., Lopes, M. C., Espírito Santo, M. D. & Costa, J. C. (1998). O Rio Nabão e afluentes: sua conservação e valorização. *Revista Biol. (Lisboa)* **16**: 157-161.

O Rio Nabão é um curso de água importante no Centro-Oeste Calcário. Nasce a NNE de Ansião, passa pelos arenitos a oeste da região anterior, atravessa mais a sul a zona calcária e entra depois na zona xistosa até desaguar no Rio Zêzere, num percurso de cerca de 65 km. Bioclimaticamente a sua bacia situa-se nos andares mesomediterrânico inferior, o troço médio e de montante, e termomediterrânico a jusante. Este trecho, sob o ponto de vista biogeográfico, pertence a sector Ribatagano-sadense e aquele ao Divisório Português.

A zona de montante do Rio Nabão, de regime lótico, possui uma vegetação lenhosa de fraca densidade constituída essencialmente por carvalhos-cerquinhos (*Quercus faginea* Lam. ssp. *broteroi* (Cout.) A. Camus) e silvas (*Rubus ulmifolius* Schott) com roseiras (*Rosa sempervirens* L.). Mais próximo do trecho médio podem ser observadas algumas tamargueiras (*Tamarix africana* Poiret), borrazeiras-negras (*Salix atrocineria* Brot.), freixos (*Fraxinus angustifolia* Vahl.), e raros choupos-negros (*Populus nigra* L.). O troço médio, de regime de transição, já apresenta uma vegetação ripária lenhosa mais desenvolvida e formando já galeria ribeirinha, constituída por salgueiros (*Salix alba* L. e *S x rubens* Schrank), borrazeira-negra, amieiros (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertner), freixos e choupos-negros especialmente nas zonas mais inacessíveis ou onde a pressão humana é menor. No entanto em muitos locais a vegetação lenhosa desapareceu ou está reduzida a exemplares isolados. O trecho final é o mais bem conservado até à confluência com a Ribeira da Bezelga com excepção da porção correspondente aos limites urbanos da cidade de Tomar. Além das espécies do troço médio podem ainda observar-se ulmeiros (*Ulex minor* Miller) formando um conjunto constituído por uma galeria ripícola com densidade irregular.

Quanto aos afluentes principais a fisionomia é semelhante.

Pela carta de vegetação apresentada podem localizar-se os locais melhor conservados, os susceptíveis de uma recuperação rápida e os de recuperação mais difícil.

Palavras-chave: Rio Nabão, vegetação ripícola, fitossociologia, conservação e valorização.

Lousã, M., Lopes, M. C., Espírito Santo, M. D. & Costa, J. C. (1998). Nabão river and tributaries: its conservation and valorization. *Revista Biol. (Lisboa)* **16**: 157-161.

The Nabão river is a very important watercourse in the calcareous westcenter. It is born at NNE of Ansião and in its course it passes through a sandstone zone at west of Ansião, it crosses the calcareous area more at south and then it runs into the schistose zone until it drains into Zêzere river. Along this way it completes a course of 65 Km. Bioclimatically the middle part and the upstream part of its basin is at the level of the low mesomediterranean, and the downstream part belongs to termomediterranean.

Under a biogeographical point of view this last part belongs to the *Ribatagano-Sadense* sector and that to the *Divisório Português*.

The Nabão river's upstream part of fast speed regime it's composed of a wood, vegetation generally almost inexistent essentially formed by oaks (*Quercus faginea* Lam. ssp. *broteroi* (Cout.) A. Camus) and bramble hedges (*Rubus ulmifolius* Schott) with rose-bushes (*Rosa sempervirens* L.). Closer to the middle part can also be observed several tamarisks (*Tamarix africana* Poiret), black willows (*Salix atrocinerea* Brot.), ashes (*Fraxinus angustifolia* Vahl.), and rare black poplars (*Populus nigra* L.). The middle part of the river is in a transition regime and it already presents a more developed wood riparian vegetation forming a water gallery. It is composed of willows (*Salix alba* L. e *S.x rubens* Schrank), black willows, alders (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertner), ashes and black poplars especially in the most inaccessible areas or where the human pressure is smaller. Nevertheless in many places the wood vegetation is disappeared or it's reduced to isolated specimens. The final part is the best preserved area until the confluence with the Bezelga stream with the exception of the part corresponding to the urban limits of Tomar city. In addition to the species of the middle part we can also examine elms (*Ulex minor* Miller) forming a group made of riparian gallery in some areas more dense than in others. It is the slow regime zone in which the river spreads away and runs more slowly helped by several little dams that spread along the inferior course.

The main afluent look similar. Looking over the vegetation map you can see the best conserved areas, the ones with a fast recovery and the ones with a more difficult recovery.

Keywords: Nabão River, riparian vegetation, phytosociology, conservation.

INTRODUÇÃO

Os cursos de água e suas zonas ribeirinhas constituem uma rede espacial baseada no fluxo de água e de materiais na qual se estabelecem ecossistemas de elevada produtividade e diversidade aos quais está associado um valor estético e cénico que contrasta com a paisagem envolvente (SARAIVA, 1995).

Os cursos de água proporcionam ao homem uma série de benefícios que representam distintos valores e mostram diversas funções. Os valores podem ser de dois tipos: os relativos à utilização e os referentes ao não aproveitamento (NIEUWKAMER, 1995). Os primeiros são aqueles que são usados com várias finalidades como: produção de energia, abastecimento de água, transportes, pesca, actividades lúdicas,... Entre os segundos destacam-se os paisagísticos, culturais, históricos, florísticos, fitossociológicos, faunísticos.

A vegetação ripícola tem sido sujeita ao longo dos tempos a um processo de alteração da sua

estrutura com o desaparecimento, muitas vezes, do seu cortejo florístico lenhoso. A agricultura realizada o mais próximo possível das margens, a remoção de inertes das margens e dos leitos, a poluição seja ela de que origem for, a regularização dos cursos de água com recurso à retirada da vegetação arbórea provocaram uma diminuição acentuada da fitodiversidade, da protecção das margens contra a erosão, da capacidade de retenção de sedimentos, do aumento da velocidade do escoamento das águas em época de cheias e da erosão dos leitos e margens destes corredores fluviais. Um curso de água equilibrado tem todo um cortejo florístico bem equilibrado tendo cada um dos estratos funções bem definidas sob o ponto de vista biocénico.

MATERIAL E MÉTODOS

O Rio Nabão é um curso de água que nasce a NNE de Ansião e vai desaguar no Rio Zêzere um pouco a norte de Constância depois de percorrer

cerca de 65 km. Durante o seu percurso recebe as águas de vários afluentes, entre os quais se destacam a ribeira da Sabacheira ou de Seiça e a da Bezelga, além das que provêm de vários olhos-de-água de que se destacam o que surge no Agroal e o de NE de Formigais.

A classificação climática fez-se recorrendo aos dados meteorológicos da Estação Meteorológica de Rego da Murta, já desactivada e que se situava junto a um dos afluentes do Rio Nabão: a Ribeira da Murta ou das Quebradas. A sua altitude era de 220m sendo a temperatura média anual de 15,6 °C; a média das máximas do mês mais frio é da ordem dos 13,7 °C e a das mínimas de 4,1°C. A precipitação média anual é de 1052 mm. Os ventos dominantes são do quadrante norte e ainda importantes os de SW. A neve é rara na região assim como o granizo. Há em média 18 dias de nevoeiro por ano. São muito numerosos os dias de orvalho (180) especialmente durante o verão. Estes dados podem ser generalizados à região central da bacia do Rio Nabão. Na zona a montante chove mais e temperatura é ligeiramente menor e na de jusante sucede o inverso.

Sob o aspecto bioclimático a zona de montante e a porção média estão situadas no andar meso-mediterrânico inferior e o troço de jusante no termomediterrânico.

Biogeograficamente a região a norte de Pedreira está situada no sector Divisório Português enquanto que a de sul se localiza no sector Ribatagano-Sadense. Quer um quer outro pertencem à Província Gaditano-Onubo-Algarviense, à Superprovíncia Mediterrâneo-Ibero-Atlântica, à Região Mediterrânica e ao Reino Holártico.

Para a dar cumprimento à Directiva 92/43/CE foi estudada toda a área da bacia hidrográfica do Rio Nabão tendo em atenção três vertentes: "Distribuição geográfica das espécies da flora a proteger", "Habitats naturais e de espécies da flora de Portugal Continental" e "Cartografia da vegetação natural e seminatural de Portugal Continental". Foram ainda realizados inventários de 1994 a 1997 tendo como base o método de fitossociologia paisagística e sigmatista desen-

volvido por BRAUN-BLANQUET (1965) e actualizado por RIVAS-MARTÍNEZ (1976) e GÉHU & RIVAS-MARTÍNEZ (1980). A vertente que permitiu melhor conhecimento no terreno da vegetação do Rio Nabão foi sem dúvida a da cartografia da vegetação natural e seminatural pois exigiu a fotointerpretação de fotografias aéreas na escala 1:15000, redução das manchas fotointerpretadas e sua transposição para as cartas à escala 1: 25 000 e verificação no terreno de cada uma delas.

RESULTADOS

No que se refere à vegetação da região onde se desenvolve a bacia do Rio Nabão há a considerar várias séries de vegetação conforme o tipo de substrato. Designa-se por série de vegetação a unidade sucessional elementar que é constituída pelas comunidades que compõem uma determinada sucessão ecológica e que se desenvolve numa unidade de paisagem uniforme (tessela) e portanto com um único clímax (AGUIAR *et al.*, 1995). Se o substrato é formado por calcários compactos ou margas calcárias então estamos em presença da série *Lonicero implexae-Querceto rotundifoliae*. Se por dolomias ou calcários dolomíticos então a série será *Arisaro elusii-Querceto broteroi*. Se os solos são siliciosos a série será *Sanguisorbo hybridae-Querceto suberis*.

Em relação à vegetação ribeirinha podem ser assinaladas duas geoséries consoante o andar bioclimático e a litologia. Uma geosérie é um conjunto de séries que se dispõem ao longo de um gradiente ambiental.

Através do projecto "Habitats Naturais e de Espécies da Flora de Portugal Continental" e no que se refere à vegetação ribeirinha foram detectadas as seguintes comunidades:

a) arbóreas:

Salgueirais - *Vitis sylvestris-Salicetum atrocinereae*

Salicetum neotrichae

Amiais - *Scrophulario scorodoniae-Alnetum glutinosae* com *Populus nigra*

Freixiais - *Ranunculo ficariae*- *Fraxinetum angustifoliae*

Ulmais - *Aro italicis*-*Ulmum minoris*

b) arbustivas:

Silvados - *Lonicero implexae*-*Rubetum ulmifolii*

Canaviais - *Arundini donacis*-*Convolvuletum sepium*

c) herbáceas:

Mentho suaveolentis-*Juncetum inflexi*
Glycerio declinatae-*Oenanthetum crocatae*

Holoschoeno-*Juncetum acuti*
 - de *Ranunculus peltatus*

que estão ligadas aos seguintes Habitats:

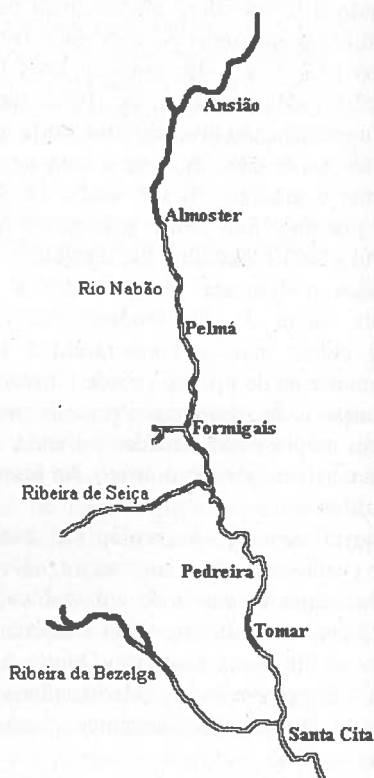
91B0 Freixiais de *Fraxinus angustifolia*; 91E0 Florestas aluviais residuais; 92A0 Florestas galeria com *Salix alba* e *Populus alba*; 6420 Prados mediterrânicos de ervas altas e juncos (*Molinio-Holoschoenion*); 3290 Cursos de água intermitentes; 3260 Vegetação flutuante de ranúnculos dos cursos de água submontanhosos e de planície; 3210 Troços de cursos de água com dinâmica natural e seminatural em que a qualidade da água não apresenta alterações significativas; 3170 Charcos temporários mediterrânicos; 3131 Águas oligo-mesotróficas da região medioeuropeia e perialpina com vegetação de *Littorella* ou *Isoetes*.

CONCLUSÕES

Entre as medidas, de carácter geral, para a protecção, recuperação e valorização dos cursos de água podem salientar-se as de carácter técnico como: a melhoria da qualidade da água pela retenção de nutrientes, a salvaguarda dos recursos florísticos e faunísticos, o uso das margens e leitos de cheias tendo em conta as situações de risco e permeabilidade, proibição de actividades com efeitos poluidores para jusante, remoção ou impedimento de obstáculos físicos ao escoamento das águas, estabilização das margens, melhoria da

diversidade ecológica e da qualidade visual e estética da paisagem, controlo de afluxo de sedimentos, favorecimento de implantação de sistemas agro-florestais que possibilitem um coberto vegetal permanente e a protecção contra a erosão.

Carta de vegetação ripícola lenhosa



LEGENDA

- Trechos melhor conservados
- Trechos facilmente recuperáveis
- Trechos s/ vegetação ripícola lenhosa

No Rio Nabão e afluentes principais pode ver-se na carta os locais em que a vegetação ainda conserva uma galeria ripícola arbórea mais ou menos densa. Nos outros locais a vegetação ripária é mais dispersa na parte média e de jusante ou não existe mesmo na zona de montante.

O Rio Nabão, pelo facto de atravessar um a zona pobre em cursos de água permanentes e devido à presença de vegetação lenhosa ribeirinha ostenta um grande valor panorâmico que se destaca da paisagem envolvente.

No leito do Rio Nabão existem várias barreiras físicas à livre passagem das águas como pequenas barragens e açudes que impedem a progressão para montante ou para jusante de várias espécies piscícolas que, para desovar, têm necessidade de

os ultrapassar. Também existem unidades fabris que não só estrangulam o leito do rio como o poluem estragando a qualidade das suas águas e degradando os ecossistemas para jusante.

Nas zonas do Rio Nabão e afluentes em que a galeria ribeirinha é menos densa poder-se-ia valorizá-las possibilitando a sua evolução para a geosérie madura. Bastava que se deixasse actuar a dinâmica natural.

Nos locais em que a vegetação ripária é mais dispersa a dinâmica natural será mais lenta. Para acelerar este processo tem que se saber para cada caso em que etapa está a geosérie. A partir deste conhecimento é possível "ajudar" na evolução destes ecossistemas, pela plantação de espécies autóctones.

BIBLIOGRAFIA

- AGUIAR, C., CAPELO, J. H., COSTA, J. C., ESPÍRITO SANTO, M. D. & LOUSÃ, M. (1995) - *Tipologia das geoséries ripícolas de Portugal*. Congresso Nacional de Conservação da Natureza.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1965) - *Plant Sociology: the study of plant communities*. Hafner. London
- GÉHU, J. M. & RIVAS-MARTÍNEZ, S. (1980) - *Notions fondamentales de Phytosociologie in Syntaxonomie*. J. Cramer. Vaduz.

NIEUWKRAMER, R. L. J., 1995 - *Decision Support for River Management*. Ph. D. Dissertation. University of Twente. Enschede.

RIVAS-MARTÍNEZ, S. (1976) - *Sinfitosociología, una nueva metodología para el estudio del paisaje vegetal*. *Anales Inst. Bot. Cavanilles* 30: 69-87.

SARAIVA, M.G.M.A.N.L., 1995 - *O Rio como Paisagem - Gestão de Corredores Fluviais no Quadro do Ordenamento do Território*. Dissertação de Doutoramento. Inst. Sup. Agronomia. Univ. Técn. Lisboa.

IS IT WORTH TO ESTIMATE THE VALUE OF ECOSYSTEM SERVICES?

J. A. Belmontes, A. López-Pintor, M. A. Rodríguez & A. Gómez-Sal
Área de Ecología, Universidad de Alcalá, 28871 Alcalá de Henares (Madrid), Spain.

The conservationist debate has been based on ethic questions (e.g., do we have the right to lead species to extinction?) and on the consequences of natural degradation for humanity subsistence. A paper by COSTANZA *et al* (1997, *Nature* 387: 253-260) have put the monetary costs associated to natural depauperation into the first line of this debate. COSTANZA *et al.* considered that ecosystems provide, through their functions and components, benefits for human populations (services). These services are, precisely, what they have valued, as ecosystems are irreplaceable and their total value infinite. They grouped ecosystem services into categories, and calculated their value per unit area using valuation techniques mostly based on 'willingness-to-pay'. The resulting values were then multiplied by the surface area occupied by each ecosystem to arrive at global totals, giving an average of US\$33 trillion yr⁻¹; i.e. much higher than the estimated global gross national product (GNP) of US\$16 trillion yr⁻¹. Last year, the International Society for Ecological Economics (ISEE) and the Communications for a Sustainable Future (CSF) co-exponsored an On-line Forum around this paper (<http://csf.colorado.edu>). Here, we summarise the contributions to this forum to provide a joint picture on the potential advantages and flaws of making such kinds of valuations.

The number of participants in the debate was 53, and that of contributions 83. All participants were in occidental countries, with USA being the country contributing most (35). Only 7 participants belonged to private companies; the rest were at universities,

institutions and governmental entities. Overall, 38% of the contributors supported the interest of making ecosystem services valuations. A central idea to defend them was that economy can provide a set of systematic information evaluating the ecological services on the same basis as the marketed goods and services are evaluated. Monetary valuation is an accounting methodology for estimating relative prices. Economical valuations of ecosystem services are interesting because they allow to compare "incomparables", thus facilitating the process of making choices, which is an important element of policy-making. Because our natural, historical and cultural capital/services/ stock currently have no explicit monetary value, there is a danger that far from being seen as invaluable they are seen free. Without the help of some kind of standard valuation criteria to natural systems, many may reach the conclusion that there is an unlimited supply of natural capital. A different conclusion may emerge if people can compare the costs of living with products that keep nature in acceptable conditions with those that lead to natural degradation. Another important idea supporting the valuation of ecosystem services has been that they may serve as caution calls against environmental degradation. In particular, because these valuations are formulated in terms that most people can understand (i.e., natural capital has a value and it plays an integral part of economy).

Criticisms (41%) to the work of COSTANZA *et al.* have to do, in the first place, with methodological issues, particularly with the difficulty of using such ecosystem services valuations as references for policy-making. For example, it is unclear how the researchers would get the prices right, having into account how an

actual market works, with budgetary constraints and consumers' willingness to pay limiting the number of dollars at which goods and services change hands. Prices represent bargains struck between willing buyers and sellers. But, if human welfare is measured in any other way than market exchange, prices cannot measure the contribution that a good or service makes to it. Another difficulty has to do with the fact that time scales of economic planning and large-scale biological evolution are not commensurate. If we try to measure biogeochemical events with the same ruler we use for business cycles, we will set ourselves up for catastrophic awakening. All these difficulties faced have led some to think that the valuations of ecosystem services may rapidly become useless as tools of generating debate, and may even damage the credibility of ecology. According to this view, it is unclear that the economical system that have put nature at risk, will be capable of contributing to the amelioration of such situation. Moreover, a number of contributors to the debate contend that ecosystem services cannot be meaningfully expressed in dollars because they are immeasurable as the basis of life support. Such views consider that most ecological attributes have an intrinsic absolute value (i. e., they should never be compromised), for which it is essentially wrong to try to give relative values to them. On the other hand, although many participants accepted the convenience of making some kind of valuation of ecosystem services, they criticise the way COSTANZA *et al.* did it, and proposed alternative methods. Interesting as they may be, these proposals seem no more than suggestions and ideas that,

to be correctly judged, need to be clarified and expressed in a more tangible way.

To conclude, despite the incipient stage of the exercises of valuation of ecosystem services, there is an extended opinion that they may have important didactic effects, for they are formulated in terms that are understandable for everyone. Having any idea as to what can be the monetary value of an ecosystem service may prevent actions against it which are made under the assumption that natural capital is for free. It is clear, on the other hand, that future valuation exercises similar to that by COSTANZA *et al.* will have to confront important technical and ethic problems. There is a strong susceptibility against establishing links between ecology and economics, most of which has to do with the (supposed) danger that a strong involvement of economics into conservation will lead to an increased depauperation of nature. From this view, it is unclear that monetary valuations of ecosystems services will be used just as a complement, not as a substitute, to the other kinds of arguments and tools that are commonly involved in ecosystem conservation.

Finally, it is important to note that all the contributions to the debate have come from highly developed occidental countries; which may explain why issues related to nature conservation in the Third World have not been addressed. However, poor countries possess a large part of the world's natural capital, for which they can benefit the most from accurate large-scale economical valuations of the services provided by their ecosystems. For instance, third world countries could claim and receive economical compensations according to the monetary value of the services their ecosystems provide, as long as they are committed to conserve them.

SUMÁRIOS

UMA ESTRATÉGIA DE CONSERVAÇÃO PARA O SARAMUGO (*ANAECYPRIS HISPANICA*), UM ENDEMISMO PISCÍCOLA EM EXTINÇÃO

M. J. Collares-Pereira¹, J. A. Rodrigues¹, L. Rogado², L. Moreira da Costa¹, M. J. Alves¹, I. G. Cowx³, J. Bochechas⁴, C. Almaça⁵ & M.M. Coelho Costa¹

¹ Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa / Centro de Biologia Ambiental; ² Instituto da Conservação da Natureza; ³ "International Fisheries Institute" da Universidade de Hull (UK); ⁴ Direcção Geral das Florestas; ⁵ Museu Bocage

A bacia hidrográfica do Rio Guadiana é, na sua componente ictiológica, o sistema mais rico e diversificado de Portugal, encontrando-se oito das espécies nativas listadas no Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal com um estatuto de ameaça. Destas, o saramugo (*Anaocypris hispanica*), endémico da Bacia do Guadiana e eventualmente também da do Guadalquivir, está incluído nos anexos II e IV da Directiva Habitats e os Livros Vermelhos português e espanhol classificam-no como "em perigo".

Com o objectivo de evitar a sua extinção, a FCL, o ICN e outras instituições estatais (DGF e MB), iniciaram em 1997 um projecto (previamente co-financiado pela EDIA e actualmente pelo Programa Europeu LIFE) para determinar a sua distribuição espacial e temporal, as preferências em termos de habitat, a sua biologia, a variabilidade genética e a análise das causas de regressão, com vista à elaboração de medidas de recuperação da espécie e do seu habitat. Assim, e sabendo que as suas populações se encontram hoje fraccionadas em vários núcleos com abundâncias muito reduzidas, foi elaborada uma estratégia de estudo ao longo de três anos, com a aplicação de metodologias que não colocarão em risco a sobrevivência dos exemplares estudados.

As causas até agora apontadas para o seu declínio são: a alteração dos fluxos naturais, a transformação de sistemas lóticos em lênticos e o isolamento das populações (todas elas devido à construção de barragens), e ainda a redução dos recursos hídricos, a poluição, a extracção de inertes do leito do rio e também a introdução de espécies exóticas.

O projecto prevê, para além da definição de uma estratégia específica de recuperação do saramugo, o levantamento da situação da restante ictiofauna residente, a qual inclui ainda, vários outros endemismos com estatutos de ameaça variáveis. Estes são o cumba (*Barbus comiza*), o barbo-de-cabeça-pequena (*Barbus microcephalus*), o barbo do Sul (*Barbus sclateri*), o barbo de Steindachner (*Barbus steindachneri*), a boga-de-boca-arqueada (*Chondrostoma lemmingii*), a boga do Guadiana (*Chondrostoma willkommii*) e o caboz-de-água doce (*Salaria fluviatilis*), os quais se espera que venham também a beneficiar das medidas de recuperação dos habitats a implementar. De facto, o saramugo funcionará como espécie bio-indicadora da boa qualidade dos ecossistemas ribeirinhos em que se encontra.

Palavras chave: *Anaocypris hispanica*, Bacia do Guadiana, comunidade piscícola, conservação.

VEGETAÇÃO DA BACIA DA RIBEIRA DAS ALCÁÇOVAS

A. Monteiro, I. Moreira, F. Aguiar, T. Vasconcelos & E. Sousa

Instituto Superior de Agronomia. Departamento de Protecção das Plantas e de Fitoecologia.
Tapada da Ajuda. P-1399 Lisboa Codex.

Apresentam-se as características da vegetação da ribeira das Alcáçovas e zonas envolventes a montante da barragem Pego do Altar, área proposta para Sítio ao abrigo da Directiva 92/43/CEE.

Na zona de estudo predominam montados de azinho, encontrando-se a associação *Trifolium-subterranei-Poetum bulbosae* Rivas Goday 1964. Nas encostas acentuadamente declivosas existem azinhais (*Myrta communis-Quercetum rotundifoliae* (Rivas Goday 1959) Rivas-Martínez 1987)) e medronhais (*Phyllereo angustifoliae-Arbutetum medonis* Rivas Goday & F. Galiano in RIVAS GODAY *et al.*, 1959).

Significativos troços das galerias ripícolas encontram-se em bom estado de conservação,

com freixiais da associação *Ficario ranunculoidis-Fraxinetum angustifoliae* Rivas-Martínez & Costa in RIVAS-MARTÍNEZ, COSTA, CASTROVIEJO & VALDÉS-BENNEJO (1980), amiais da *Scrophulario scorodoniae-Alnetum glutinosae* Br.-Bl., P. Silva & Rozeira 1956 e abundante vegetação flutuante de ranúnculos.

Contribui também para a valorização da zona, a presença dos táxones incluídos no Anexo II da Directiva acima mencionada além de outros táxones, pela sua limitada distribuição geográfica e boa representação nesta zona ou por estarem contemplados na Convenção sobre o Comércio Internacional de Espécies da Fauna e Flora Selvagens Ameaçadas de Extinção.

Palavras-chave: vegetação, Ribeira das Alcáçovas, ripícola, comunidade.

Biomonitorização e Avaliação dos Riscos Ambientais

AS DIATOMÁCEAS NA AVALIAÇÃO BIOLÓGICA DA QUALIDADE DAS ÁGUAS DOCES SUPERFICIAIS

S. F. P. Almeida & M. C. Gil

Departamento de Biologia, Universidade de Aveiro, 3800 AVEIRO

Almeida, S. F. P. & Gil, M. C. (1998). As diatomáceas na avaliação biológica da qualidade das águas doces superficiais. *Revista Biol. (Lisboa)* **16**: 169-175.

A qualidade das águas tem vindo a diminuir devido ao aumento crescente de poluição urbana e industrial.

A monitorização das águas efectuada somente por meio de análises físico-químicas, apesar de valiosa, nunca é completa e é pontual no espaço e no tempo.

A avaliação biológica da qualidade da água é, por isso, importante porque os organismos vivos em geral, e as diatomáceas em particular, são capazes de revelar situações de poluição intermitente ou contínua e de integrar as variações ambientais.

Com o intuito de verificar a adequação do índice diatomológico IPS (índice de poluossensibilidade específica) e do índice sapróbico ILM (índice de LECLERCQ e MAQUET), para Portugal, foi efectuado um estudo físico-químico e diatomológico, aproximadamente mensal, durante cerca de um ano e meio (1992-1993), na zona inferior do rio Cértima, em quatro estações de amostragem. O rio Cértima faz parte da bacia hidrográfica do rio Vouga e localiza-se na região norte-centro de Portugal.

Com os resultados provenientes das análises físico-químicas e com os valores indiciais obtiveram-se resultados aproximadamente concordantes, quanto à qualidade da água. Verificou-se que, de uma forma geral, a qualidade da água foi pior na estação mais a montante com uma poluição forte a muito forte. Em todas as estações foi possível observar que a poluição foi máxima durante o período estival de 1992.

Conclui-se que os índices diatomológicos, apesar de necessitarem de ajustamentos, nomeadamente o índice ILM por ser pouco diferenciador em situações de diferentes níveis de poluição, poderão ser um importante instrumento de trabalho em programas de monitorização das águas continentais portuguesas.

Palavras-chave: diatomáceas; água doce; poluição; índices bióticos.

Almeida, S. F. P. & Gil, M. C. (1998). Diatoms in the biological evaluation of freshwaters. *Revista Biol. (Lisboa)* **16**: 169-175.

The quality of the water has been decreasing due to the increase in urban and industrial pollution.

The monitorization of the waters only by physical and chemical analyses, although valuable is never complete and is always sporadic in space and in time.

The biological evaluation of water quality is therefore, important because living organisms in general, and diatoms in particular, are able to reveal intermitent or continuous pollution and to integrate environmental variations.

With the aim of verifying the performance of the diatom index SPI (specific pollution index) and that of the saprobic index LMI (LECLERCQ and MAQUET'S index) for Portugal, a physical and chemical as well as diatomological study took place, approximately monthly, during about one year and a half (1992-1993), in the inferior

area of river Cértima at four sampling sites. River Cértima belongs to the river Vouga basin in the Northern-Central region of the country.

The results from the physical and chemical analyses and those from the use of the biotic indices were similar. In general, the worst water quality was found in the upstream site with strong or very strong pollution. At the four sampling sites the pollution was greater during the Summer of 1992.

It can be concluded that the diatom indices can become very important in freshwater monitorization programs in Portugal, although some adjustments are still needed, namely the LMI index which does not differentiate situations with different degrees of pollution.

Key words: diatoms; freshwater; pollution; biotic indices.

INTRODUÇÃO

Em Portugal a qualidade da água tem vindo a diminuir devido ao aumento da poluição urbana e industrial.

A avaliação da qualidade da água por meio de parâmetros físico-químicos é muito importante para verificar se os níveis de nutrientes, metais, pesticidas, substâncias radioactivas, entre outras, estão abaixo dos níveis recomendados. Esta avaliação é, no entanto, sempre incompleta e pontual no espaço e no tempo.

Os métodos biológicos para avaliação da qualidade da água complementam os métodos físico-químicos porque os organismos vivos são capazes de revelarem situações de poluição contínua ou intermitente e de integrar as variações ambientais.

A utilização de algas e particularmente de diatomáceas (algas microscópicas revestidas por frústulas de natureza siliciosa) na avaliação da qualidade da água não está tão difundida como o uso dos macroinvertebrados. Contudo, a utilização de diatomáceas como indicadores biológicos na classificação de águas já é antiga (KOLKWITZ & MARSSON, 1908, 1909). Em Portugal as diatomáceas começaram a ser utilizadas como indicadores biológicos de poluição muito mais tarde (RINO & GIL, 1987; GIL, 1988). Ultimamente tem-se assistido a um sucessivo aperfeiçoamento dos diferentes métodos propostos, sobretudo na França, na Bélgica, na Inglaterra, na Alemanha e na Áustria. Outros países onde se inclui Portugal, tem

utilizado os diversos índices desenvolvidos por aqueles países para avaliar a qualidade das águas.

Pretende-se assim, verificar a adequação de dois índices bióticos (IPS - COSTE, 1986, 1992 e ILM - LECLERCQ & MAQUET, 1987) para Portugal.

MATERIAL E MÉTODOS

Foram efectuadas colheitas de água e de amostras biológicas durante cerca de um ano e meio em quatro estações de amostragem localizadas na zona inferior do rio Cértima. Estas estações foram designadas por um número e pelo nome da localidade mais próxima e de montante para jusante da seguinte forma: estação 1 - Vale de Estevão; estação 2 - São João de Azenha; 3 - ponte de Perrães; 4 - Requeixo (Fig. 1).

A partir das amostras de água foram determinados alguns parâmetros físico-químicos (Tab. 1). A condutividade foi convertida em condutividade a 20°C e a partir de oxigénio dissolvido calculou-se a percentagem de saturação de oxigénio dissolvido aplicando a fórmula de Truesdale (RODIER, 1971).

As diatomáceas foram colhidas com uma rede de 25µm de malha, identificadas e quantificadas.

A avaliação biológica das águas foi efectuada a partir dos dados diatomológicos quantitativos, pelo uso de dois índices bióticos (IPS e ILM) presentes no programa de computador "CO.CA.IN." desenvolvido no Cemagref (COSTE, 1992).

AS DIATOMÁCEAS NA AVALIAÇÃO BIOLÓGICA DAS ÁGUAS DOCES SUPERFICIAIS

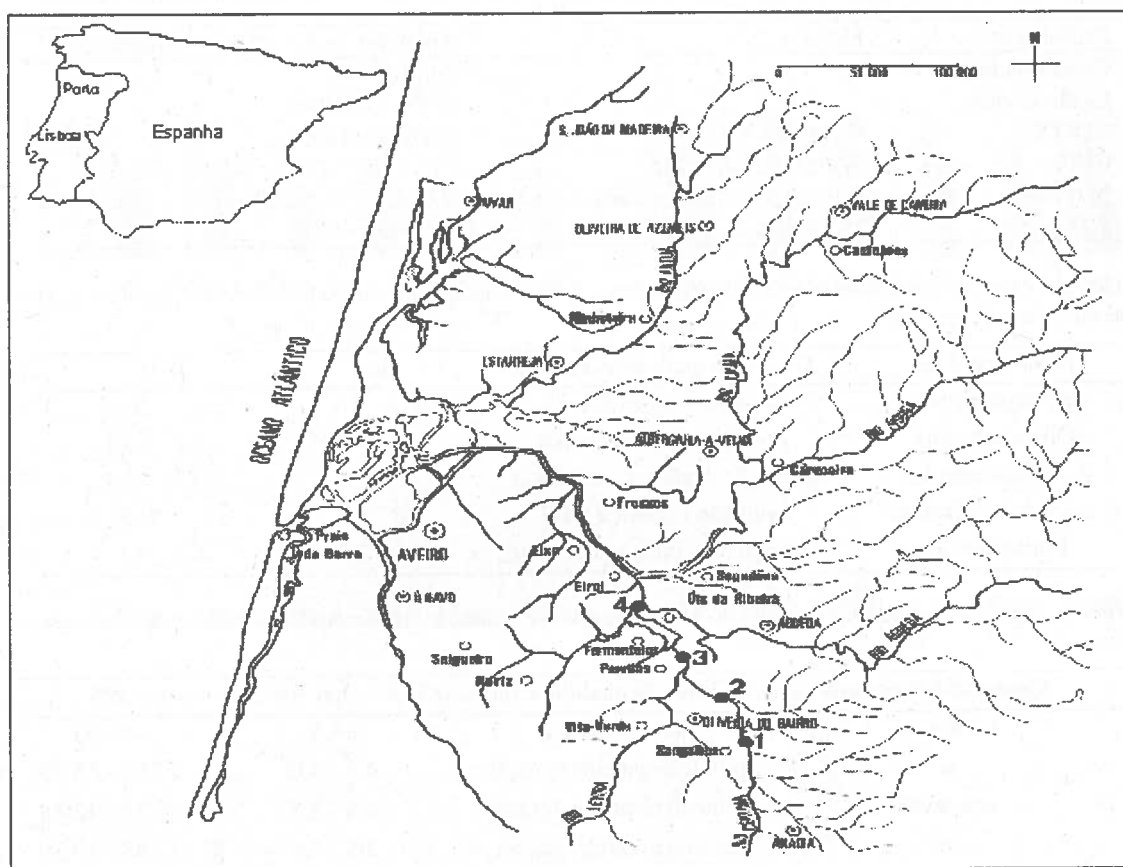


Fig. 1. - Representação da bacia hidrográfica do rio Vouga com indicação das principais linhas de água e das estações de amostragem no rio Cértima.

A fórmula que permite calcular os valores indiciais do índice ilm é a seguinte:

$$\text{ilm} = \frac{\sum_{x=1}^n A_x V_{s_x} V_{i_x}}{\sum_{x=1}^n A_x V_{i_x}}$$

- n - número de taxa presentes na amostra;
- A_x - abundância relativa do taxon x;
- V_{s_x} - valência sapróbica do taxon x que varia de 1 (diatomáceas com afinidade para a matéria orgânica) a 5 (diatomáceas sensíveis à matéria orgânica);
- V_{i_x} - valor indicador do taxon x que varia de 1 (espécies com larga distribuição geográfica) a 5 (espécies com distribuição geográfica restrita).

Tab. 1 - Alguns dos parâmetros físicos e químicos determinados com indicação do método/instrumentos utilizados

Parâmetros	Método	Aparelho ou referência bibliográfica
Condutividade		DSPH1
O ₂ dissolvido		WTW OXI 196
CQO(Cr)	Oxidação K ₂ Cr ₂ O ₇	DR2000 Hach
CBO ₅	Winkler modificado	STRICKLAND e PARSSONS, 1972
N(NH ₄ ⁺)	Azul de Indofenol modificado	HALL e LUCAS, 1981
P(PO ₄ ³⁻)	Molibdato de amônio	A.P.H.A. 1971

Tab. 2 - Variação dos valores indiciais do índice ilm e ILM e indicação da correspondente zona sapróbica e classe de qualidade da água

Zona sapróbica	Classe de qualidade da água	ilm	ILM
Xenossaprobria	poluição orgânica nula	4,3 - 5,0	16,7 - 20,0
Oligossaprobria	poluição orgânica fraca	3,6 - 4,2	13,4 - 16,2
β - mesossaprobria	poluição orgânica moderada	3,0 - 3,5	10,5 - 12,9
α - mesossaprobria	poluição orgânica forte	2,3 - 2,9	7,2 - 10,0
Polissaprobria	poluição orgânica muito forte	1,0 - 2,2	1,0 - 6,7

Tab. 3 - Variação dos valores indiciais do índice ips e IPS e indicação da correspondente classe de qualidade da água.

Qualidade da água	Classe de qualidade da	ips	IPS
boa	poluição nula	>4,5	>17,63
a	poluição ou eutrofização	4,5 - 4,0	17,63 - 15,25
aceitável	eutrofização moderada	4,0 - 3,5	15,25 - 12,88
má	poluição moderada ou	3,5 - 3,0	12,88 - 10,50
a	poluição forte	3,0 - 2,0	10,50 - 5,75
muito má	poluição muito forte	2,0 - 1,0	5,75 - 1,00

Os valores de ilm variam de acordo com a Tab. 2. DESCY e COSTE (1988) transformaram os valores de ilm para variarem de 1 a 20 pela seguinte fórmula: $ILM = ilm \times 4,75 - 3,75$.

A fórmula que permite calcular os valores indiciais do índice ips é a seguinte:

$$ips = \frac{\sum_{i=1}^n A_i i v_i}{\sum_{i=1}^n A_i v_i}$$

A_i - abundância relativa da espécie i;

i_i - "índice de sensibilidade" da espécie i (varia de 1 a 5);

v_i - "valor indicador" da espécie i (varia de 1 a 3).

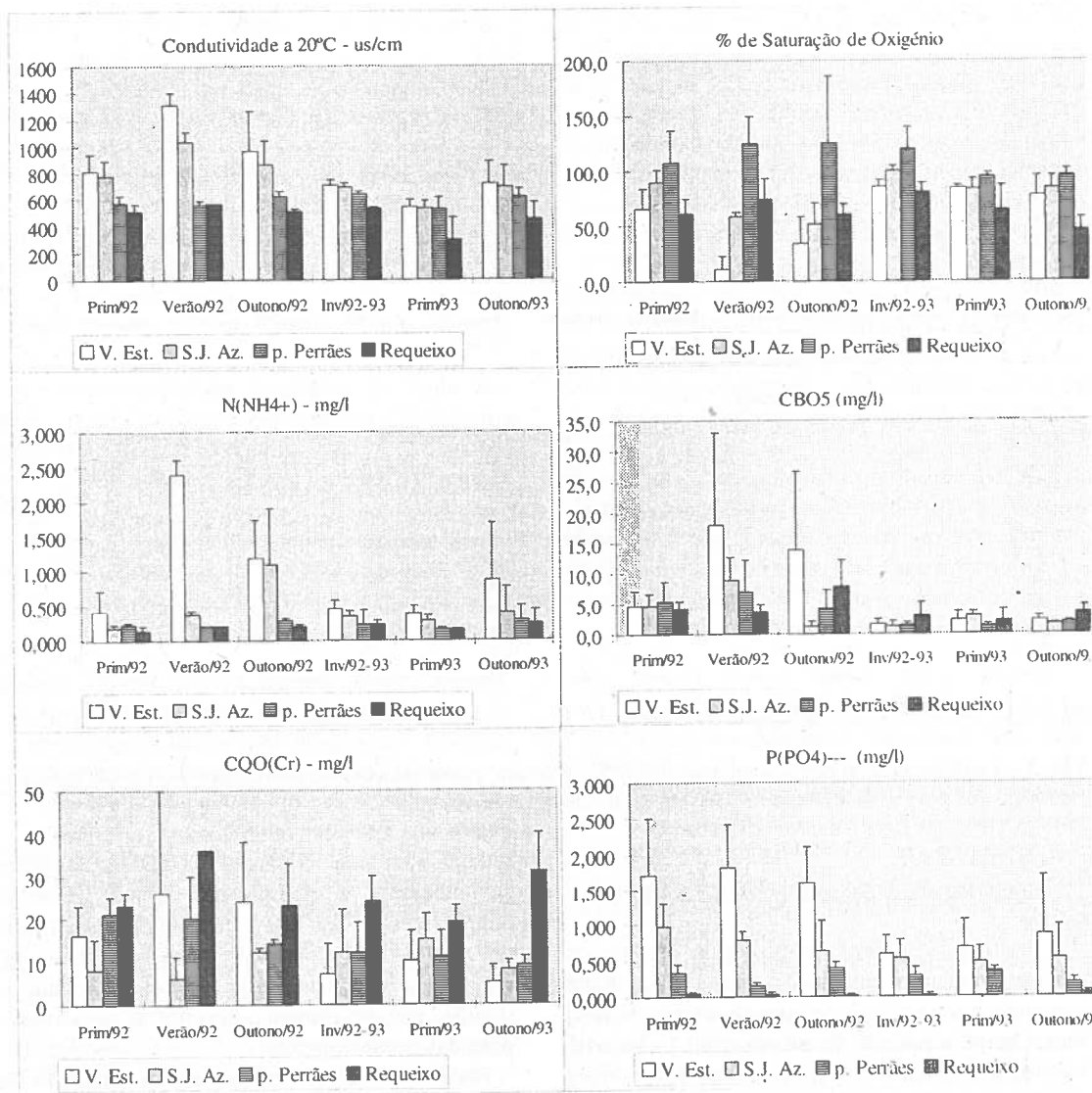


Fig. 2 - Valores sazonais para alguns parâmetros físico-químicos em quatro estações de amostragem da zona inferior do rio Cértima com indicação dos desvios padrão das médias dos valores sazonais.

Os valores obtidos para este índice (ips) variam de 1 a 5, tendo sido transformados por DESCY e COSTE (1988) de modo a variarem de 1 a 20

(IPS = 4,75 x ips - 3,75), como pode ser observado na Tab. 3.

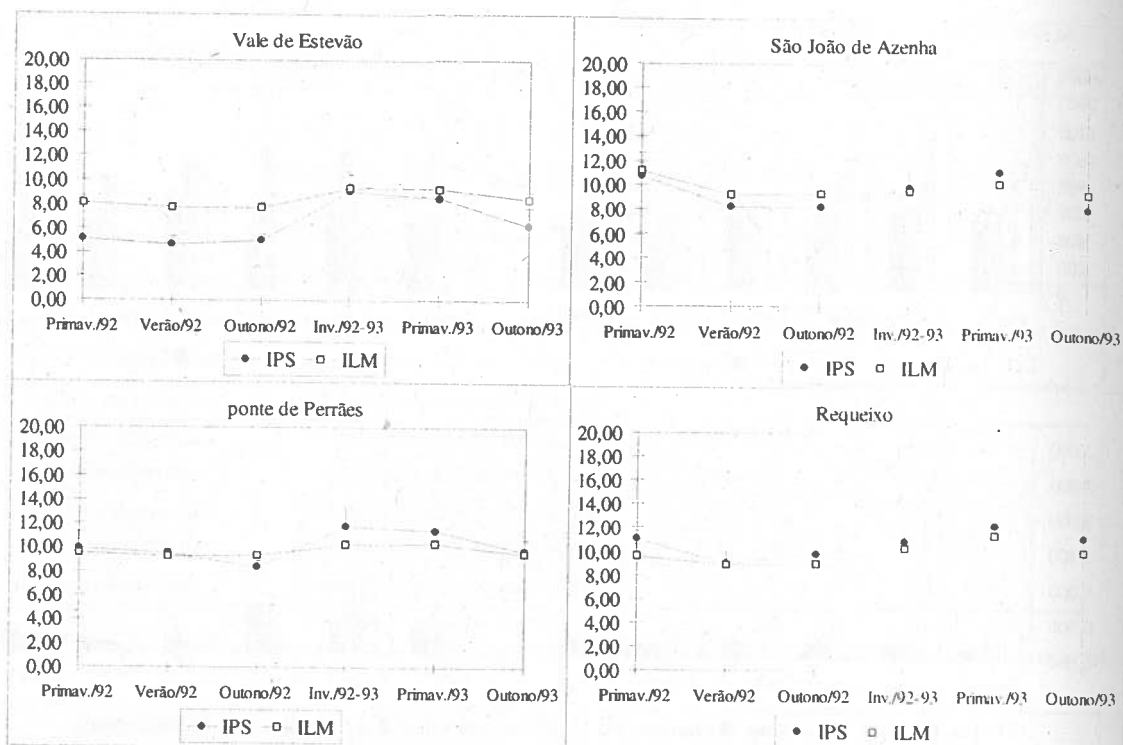


Fig. 3 - Variação sazonal dos valores indiciais IPS e ILM em quatro estações de amostragem no rio Cértima, com indicação dos desvios padrão das médias dos valores indiciais sazonais.

RESULTADOS

Caracterização físico-química dos locais em estudo

A partir dos valores mensais dos parâmetros físico-químicos foi calculada a média sazonal que se representa na Fig. 2. Verificou-se que, de uma forma geral, a estação de amostragem 1 (Vale de Estevão), situada mais a montante foi a mais poluída pois apresentou os valores mais elevados de condutividade, de NH_4^+ , CBO_5 , e $\text{P}(\text{PO}_4^{3-})$ e os menores valores de percentagem de saturação de oxigénio.

Outro aspecto visível na Fig. 2 é a geral diminuição da degradação da qualidade da água de montante para jusante, uma vez que a condutividade tende a diminuir bem como as concentrações de NH_4^+ , CBO_5 , e $\text{P}(\text{PO}_4^{3-})$, enquanto a percentagem de saturação de oxigénio

tende a aumentar. O parâmetro CQO_{C_1} não segue perfeitamente o padrão de variação descrito anteriormente visto que a estação de amostragem da ponte de Perrães (3) e de Requeixo (4) recebem a influência do rio Levira e da vala do Fontão, respectivamente, formações estas muito poluídas organicamente.

Pôde verificar-se ainda, que a poluição se revelou mais intensa no Verão de 1992.

Qualidade biológica da água

Os valores indiciais respeitantes aos índices ILM e IPS estão representados na Fig. 3.

É possível verificar que a pior qualidade da água se registou na estação 1 - Vale de Estevão, ao longo de todo o período de amostragem, indicando uma poluição forte a muito forte. As

restantes estações de amostragem apresentaram uma poluição moderada a forte.

Em todos os locais foi detectada uma diminuição da qualidade da água durante o Verão e o Outono de 1992.

Outro aspecto a salientar é o paralelismo de variação dos resultados indiciais dos dois índices, embora se possa ainda afirmar que o índice ILM variou menos do que o índice IPS ao longo do período de amostragem.

DISCUSSÃO

A caracterização da qualidade da água dos quatro pontos de amostragem no rio Cértima, foi semelhante quer se considerassem os parâmetros físico-químicos, quer se considerassem os índices bióticos.

Embora a determinação analítica dos parâmetros físico-químicos seja indispensável num estudo de avaliação da qualidade da água, a

utilização das diatomáceas nos índices bióticos como método complementar de avaliação de qualidade não é de menor importância. De uma forma geral, os valores indiciais dos índices bióticos calculados, permitiram obter uma imagem global, mais completa e mais rápida de interpretar do que a análise de um conjunto de parâmetros ambientais medidos.

O índice ILM mostrou ser menos diferenciador de diferentes situações de poluição relativamente ao índice IPS, pelo que a utilização do IPS para monitorização da qualidade das águas, parece mais realista e adequado. Esta diferença entre os dois índices pode explicar-se pelo facto do índice IPS estar em constante actualização pela inclusão de informação autoecológica à medida que ela vai surgindo, enquanto o índice sapróbico ILM, para além de não sofrer actualização constante, pressupõe a utilização de outros grupos de organismos para além das diatomáceas.

BIBLIOGRAFIA

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). 1971. (13th ed.). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association, New York. 874 pp.
- COSTE, M. 1986. *Les méthodes microfloristiques d'évaluation de la qualité des eaux*. Cemagref, Bordeaux. 25 pp + annexe.
- COSTE, M. 1992. *CO.CA.IN. Version 1.3. Comptages et calculs d'indices diatomiques*. Cemagref, Bordeaux. 15 pp + 46 anexos.
- DESCY, J. - P. & COSTE, M. 1988. *Utilisation des diatomées benthiques pour l'évaluation de la qualité des eaux courantes. Premier, Deuxième et Troisième Rapports D'Avancement. UNECED -CCE B-71-23*: 24 pp + anexes, 49 pp + anexes et 41 pp.
- GIL, M. C. 1988. *Estudo ecológico das Diatomáceas dos rios Águeda, Agadão e Alfusqueiro*. Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para obtenção do grau de doutor em Biologia. Departamento de Biologia, Universidade de Aveiro. 389 pp + anexo + 14 estampas.
- HALL, A. & LUCAS, M. 1981. *Analysis of ammonia in brackish waters by the indophenol blue technique: comparison of two alternative methods*. *Rev. Port. Quím.* **23**: 205 - 211.
- KOLKWITZ, R. & MARSSON, M. 1908. *Ökologie der pflanzlichen Saprobien*. *Ber. deutsch. Bot. Ges.* **26A**: 505 - 519.
- KOLKWITZ, R. & MARSSON, M. 1909. *Ökologie der tierischen Saprobien. Beiträge zur Lehre von der biologischen Gewässerbeurteilung*. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* **2**: 126 - 152.
- LECLERCQ, L. & MAQUET, B. 1987. *Deux nouveaux indices chimique et diatomique de qualité d'eau courante. Application au Samson et à ses affluents. Comparaison avec d'autres indices chimiques, biocénologiques et diatomiques*. *Inst. Roy. Sc. Natur. Belg., Documents de Travail* **38**: 113 pp.
- RINO, J. M. A. & GIL, M. C. P. 1987. *Diatomáceas do rio Cértima - Estudo preliminar*. *Rev. Biol. U. Aveiro* **1**: 53 - 103.
- RODIER, J. 1971. *L'analyse chimique et physico-chimique de l'eau*. Dunod. Paris. 700 pp.
- STRICKLAND, J. & PARSONS, T. 1972. (2nd ed.). *A Practical Handbook of Seawater Analysis*. Fisheries Research Board of Canada Bulletin n° 167. Ottawa.

VALOR INDICADOR DAS DIATOMÁCEAS BENTÓNICAS PARA A AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA

F. Barreto Caldas, C. I. Candeias & C. C. do Gago

Núcleo de Ecologia Vegetal, Departamento de Botânica da Universidade do Porto
Rua do Campo Alegre, 1191, 4150 Porto

Caldas, F.B., Candeias, C.I. & Gago, C.C. (1998). Valor indicador das diatomáceas bentónicas na avaliação da qualidade da água. *Revista Biol. (Lisboa)* **16**: 177-182.

Com o objectivo de determinar o valor indicador das diatomáceas bentónicas na avaliação da qualidade da água, foram realizadas colheitas de sedimento por dragagem em dezoito pontos de amostragem em onze rios do Norte de Portugal. Os dados foram analisados com vários métodos, concluindo-se que os resultados obtidos com o cálculo do baricentro eram os mais informativos. Assim, este método foi aplicado a todas as espécies e a todos os parâmetros físico-químicos disponíveis. Estes resultados confirmam que a distribuição das espécies de diatomáceas bentónicas pode contribuir para a adaptação, à zona Norte de Portugal, de métodos para a avaliação da qualidade da água com base na composição da comunidade de diatomáceas bentónicas.

Palavras-chave: Diatomáceas, indicadores biológicos, qualidade da água.

Caldas, F.B., Candeias, C.I. & Gago, C.C. (1998). Value of benthonic diatoms as indicators in evaluating water quality. *Revista Biol. (Lisboa)* **16**: 177-182.

With the purpose of determining the indicator value of benthonic diatoms in evaluating water quality, samples of sediments were taken by dredging in eighteen points of eleven rivers in northern Portugal. Data were analysed with several methods, indicating that the results obtained with the calculation of the baricenter were the most informative. Thus, this method was applied to all species and physico-chemical parameters available. These results confirm that the distribution of benthonic diatom species may contribute to the adaptation for northern Portugal of methods of evaluating water quality based on the composition of benthonic diatom communities.

Key-words: Diatoms, biological indicators, water quality.

INTRODUÇÃO

A limpidez da água para consumo, a aparência, o odor, a abundância de peixes e outros seres vivos nos locais de captação são características que fazem parte da avaliação subjectiva que designamos por "qualidade da água". Assim, a ideia de qualidade da água tem mais valor como instrumento de gestão do que como conceito com um significado objectivo e absoluto.

A ecologia pode ajudar os gestores de rios na tarefa importante de determinar a qualidade da água

do rio, ao prever as características ecológicas de sistemas não perturbados que seriam de esperar em ambientes particulares. Estas previsões devem ser baseadas num conhecimento profundo da ecologia do rio e devem ter em consideração quer os atributos estruturais (composição de espécies e abundância relativa), quer os funcionais (dinâmica energética e dos nutrientes) das comunidades dos rios (BRITISH ECOLOGICAL SOCIETY, 1990).

A qualidade da água afecta directamente a composição específica das comunidades de

diatomáceas. Já em 1908 Kolwitz & Marsson mostraram que as diatomáceas são ótimos indicadores em estudos de poluição, principalmente em bacias hidrográficas (ROUND, CRAWFORD & MANN, 1990).

O objectivo deste trabalho foi testar a aplicabilidade de métodos que utilizam espécies de diatomáceas bentónicas para a avaliação da qualidade da água no Norte de Portugal.

MATERIAL E MÉTODOS

Foram analisadas dezoito amostras de sedimentos do fundo de rios, colhidos em locais que fazem parte da rede de amostragem da Direcção Regional do Ambiente e Recursos Naturais-Norte (Fig. 1). Os dados relativos à data, local em que as amostragens foram efectuadas, e tipo de substrato de cada amostra (substratos naturais) estão apresentados no Quadro I.

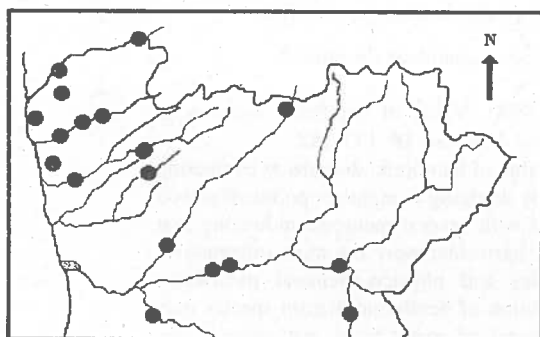


Fig. 1 - Localização dos pontos de amostragem no Norte de Portugal.

A recolha das amostras foi efectuada utilizando uma draga tipo Ekman. Os sedimentos de cada amostra foram lavados utilizando água e detergente. O volume total de água com diatomáceas em suspensão, foi reduzido por centrifugações sucessivas. Os sedimentos acumulados nos tubos de centrífuga foram hidrolisados com uma solução de ácido sulfúrico concentrado e seguidamente lavados com água.

Quadro I - Localização, data e substrato das amostras.

Rio	Local de amostragem	Data 1996	Tipo de substrato
Tâmega	Amarante	31-10	Folhas e areia
Douro	Moledo	31-10	Areia
Douro	Régua	31-10	Areia
Côa	Cidadelhe	31-10	Pedras
Douro	Pocinho	31-10	Pedras
Tâmega	Chaves	31-10	Folhas, cascalho e areia
Ave	Taipas	28-11	Areia
Cávado	Ponte do Porto	28-11	Areia e pedras
Lima	Ponte da Barca	28-11	Areia fina e folhas
Minho	Peso (Melgaço)	28-11	Ramos, folhas e areia fina
Minho	Valença	28-11	Areia fina
Coura	Outeiro	28-11	Pedras
Âncora	Aspra	28-11	Areia grossa
Lima	Lanheses	28-11	Areia fina
Lima	Ponte de Lima	28-11	Areia grossa
Neiva	Forjães	28-11	Areia
Cávado	Barcelos	28-11	Areia grossa e pedras
Paiva	Fragas da Torre	04-12	Areia e pedras

Posteriormente, procedeu-se à montagem dos sedimentos tratados em resina, depois de ajustada a concentração de diatomáceas. Para cada local de amostragem contaram-se cerca de 500 diatomáceas. A identificação das diatomáceas foi feita com base nas chaves dicotómicas de GERMAIN (1981) e nas publicações de KRAMMER *et al* (1986, 1988, 1991) e GIL (1988).

Os dados foram analisados utilizando vários índices e métodos numéricos. Neste trabalho apresentam-se parte dos resultados obtidos com o método dos perfis ecológicos, nomeadamente com a determinação dos baricentros das espécies para os factores físico-químicos disponíveis (LOUSA, 1986).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram identificadas 141 espécies de diatomáceas (Apêndice I), ocorrendo em média 32 espécies em cada amostra. No conjunto das amostras a percentagem de espécies com valor indicador variou de 12 % para o fósforo a 29 % para os nitratos.

Os resultados obtidos com o conjunto das dezoito amostras e dos catorze parâmetros disponíveis mostraram que em todas as amostras e para todos os parâmetros existem espécies que podem ser consideradas boas indicadoras. Considera-se como boa indicadora uma espécie que ocorre limitada a uma amplitude de variação muito menor que a observada, para o parâmetro em causa, no conjunto das amostras.

As espécies com os limites de tolerância mais estreitos para a carência bioquímica de oxigénio ($\text{mg O}_2/\text{l}$) por ordem crescente do valor desse limite são:

<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>rumpens</i>	<i>Navicula clementis</i>
<i>Fragilaria pulchella</i>	<i>Eunotia pectinalis</i>
<i>Frustulia rhomboides</i>	<i>Gomphonema acuminatum</i>
<i>Gomphoneis clevei</i>	<i>Aulacoseira distans</i>
<i>Pinnularia subcapitata</i>	<i>Navicula halophila</i>
<i>Fragilaria arcus</i> var. <i>arcus</i>	<i>Navicula capitata</i> var. <i>hungarica</i>
<i>Synedra ulna</i>	<i>Neidium affine</i>
<i>Anomoeoneis brachysira</i>	<i>Surirella linearis</i>
<i>Cymbella minuta</i>	<i>Tabellaria fenestrata</i>

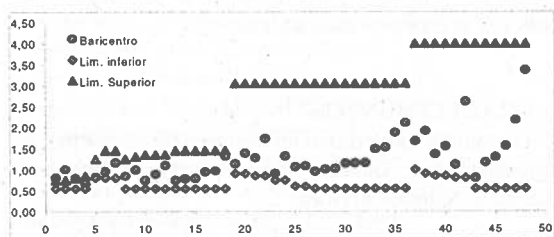


Fig. 2 - Amplitude ecológica de cada espécie para a carência bioquímica de oxigénio ($\text{mg O}_2/\text{l}$) (ver texto)

Alguns factores apresentaram amplitude de variação no meio natural muito restrita, não se podendo por isso considerar que a qualidade da amostragem, em relação a esses factores, seja boa. Estão neste caso, por exemplo, os nitritos ($0,05\text{-}0,08 \text{ mgNO}_2/\text{l}$) e o pH ($6,35\text{-}7,60$ unidades de pH).

Para os quatro parâmetros representados nas Fig.s 2, 3, 4 e 5 existem sete espécies que são boas indicadoras simultaneamente para três deles. Nas Fig.s o eixo dos xx representa as diferentes espécies ordenadas por ordem crescente de amplitude da sua tolerância e pelo valor do baricentro. O eixo dos yy representa os valores de cada parâmetro nas respectivas unidades.

As espécies de limites de tolerância mais estreitos para os nitratos ($\text{mg NO}_3/\text{l}$) por ordem crescente do valor desse limite são:

<i>Gomphonema acuminatum</i>	<i>Navicula digitoradiata</i>
<i>Pinnularia subcapitata</i>	<i>Achnanthes minutissima</i> var. <i>affinis</i>
<i>Cyclotella radiosa</i>	<i>Achnanthes exigua</i>
<i>Achnanthes delicatula</i>	<i>Navicula clementis</i>
<i>Achnanthes linearis</i>	<i>Navicula halophila</i>
<i>Amphora pediculus</i>	<i>Nitzschia fruticosa</i>
<i>Cyclotella glomerata</i>	<i>Nitzschia hantzschiana</i>
<i>Navicula capitata</i> var. <i>hungarica</i>	

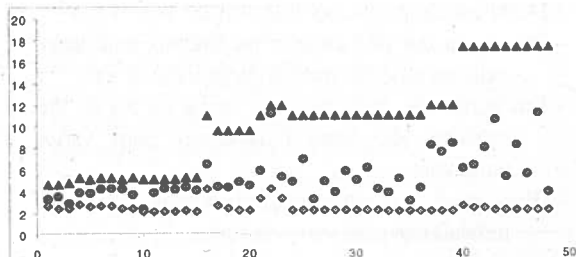


Fig. 3 - Amplitude ecológica de cada espécie para os nitratos ($\text{mg NO}_3/\text{l}$) (ver texto). (Símbolos como na Fig. 2)

As espécies com limites de tolerância mais estreitos para a condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$) por ordem crescente desse limite são:

<i>Anomoeoneis brachysira</i>	<i>Cocconeis pediculus</i>
<i>Cymbella minuta</i>	<i>Cyclotella glomerata</i>
<i>Frustulia rhomboides</i>	<i>Cyclotella ocellata</i>
<i>Navicula clementis</i>	<i>Fragilaria brevistriata</i>
<i>Pinnularia subcapitata</i>	<i>Aulacoseira granulata</i>
<i>Fragilaria arcus</i> var. <i>arcus</i>	<i>Navicula capitatoradiata</i>
<i>Gomphonema angustatum</i>	<i>Navicula digitoradiata</i>
<i>Synedra ulna</i>	<i>Nitzschia dissipata</i>
<i>Gomphoneis clevei</i>	<i>Nitzschia fruticosa</i>
<i>Neidium affine</i>	<i>Nitzschia hantzschiana</i>
<i>Achnanthes minutissima</i>	<i>Nitzschia palea</i>
var. <i>affinis</i>	<i>Stephanodiscus</i>
<i>Achnanthes delicatula</i>	<i>hantzschii</i>
<i>Amphora veneta</i>	

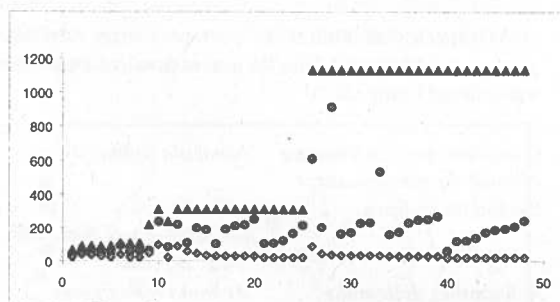


Fig. 4 - Amplitude ecológica de cada espécie para a condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$) (ver texto) (Símbolos como na Fig. 2).

CONCLUSÕES

Deste estudo pode concluir-se que:

- Para cada um dos catorze parâmetros analisados existem espécies que são boas indicadoras.
- Em geral, em cada amostra, cerca de 50 % das espécies são boas indicadoras para vários parâmetros.
- Em geral, as espécies indicadoras são boas indicadoras para vários factores.

As espécies de limites de tolerância mais estreitos para a amónia ($\text{mg NH}_4^+/\text{l}$) por ordem crescente desse limite são:

<i>Navicula capitata</i>	<i>Achnanthes delicatula</i>
var. <i>hungarica</i>	<i>Cyclotella radiosa</i>
<i>Navicula halophila</i>	<i>Fragilaria intermedia</i>
<i>Gomphonema acuminatum</i>	<i>Gomphonema parvulum</i>
<i>Fragilaria pulchella</i>	<i>Navicula capitatoradiata</i>
<i>Frustulia rhomboides</i>	<i>Nitzschia hantzschiana</i>
<i>Gomphoneis clevei</i>	

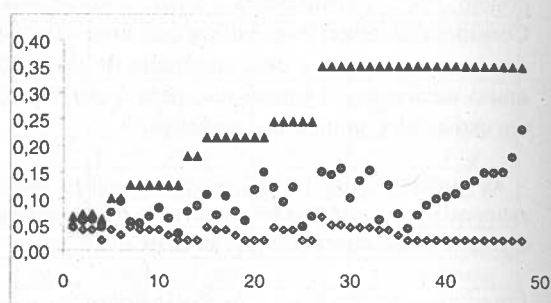


Fig. 5 - Amplitude ecológica de cada espécie para a amónia ($\text{mg NH}_4^+/\text{l}$) (ver texto) (Símbolos como na Fig. 2).

As conclusões apresentadas indicam uma boa linha de trabalho para permitir a atribuição de valores às espécies indicadoras.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o fornecimento de dados físico-químicos pela Direcção Regional do Ambiente e Recursos Naturais do Norte.

BIBLIOGRAFIA

- BRITISH ECOLOGICAL SOCIETY. 1990. River Water Quality. *Ecological Issues* n° 1. Field Studies council.
- GERMAIN, H. 1981. *Flore des diatomées: eaux douces et saumâtres*. Société Nouvelle des Éditions Boubée.
- GIL, M. C. P. 1988. *Estudo ecológico das diatomáceas dos rios Águeda, Agadão e Alfusqueiro*. Dissertação de doutoramento. Universidade de Aveiro.
- KRAMMER, K. & LANGE-BERTALOT H. 1986, 1988, 1991. *Subwasserflora von Mitteleuropa*. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart. New York.
- MINISTÉRIO DO AMBIENTE E RECURSOS NATURAIS. 1991. *Identificação e localização das estações de amostragem da R.Q.A. e R.E.N.Q.A.* Direcção Geral dos Recursos Naturais. Direcção dos Serviços Regionais de Hidráulica do Douro.
- ROUND, F. E., CRAWFORD, R. M., MANN, D. G. 1990. *The diatoms*. Cambridge University Press.

Apêndice I – Listagem dos nomes dos taxa identificados. Nomenclatura segundo KRAMMER *et al* (1986, 1988, 1991) e GERMAIN (1981)

- | | |
|--|---|
| <i>Achnanthes bioretii</i> Germain | <i>Cyclostephanos dubius</i> (Fricke) Round |
| <i>Achnanthes clevei</i> Grunow | <i>Cyclotella atomus</i> Hustedt |
| <i>Achnanthes delicatula</i> (Kützing) Grunow | <i>Cyclotella glomerata</i> Bachmann |
| <i>Achnanthes exigua</i> Grunow | <i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing |
| <i>Achnanthes exilis</i> Kützing | <i>Cyclotella ocellata</i> Pantocsek |
| <i>Achnanthes hungarica</i> (Grunow) Grunow | <i>Cyclotella radiosa</i> (Grunow) Lemmerman |
| <i>Achnanthes lanceolata</i> (Brébisson) Grunow | <i>Cyclotella stelligera</i> Cleve & Grunow |
| <i>Achnanthes laterostrata</i> Hustedt | <i>Cymatopleura solea</i> (Brébisson) W. Smith |
| <i>Achnanthes linearis</i> (W. Smith) Grunow | <i>Cymbella affinis</i> Kützing |
| <i>Achnanthes minutissima</i> Kützing | <i>Cymbella amphicephala</i> Naegeli |
| <i>Achnanthes minutissima</i> Kützing var. <i>affinis</i>
(Grunow) Lange-Bertalot | <i>Cymbella aspera</i> (Ehrenberg) Cleve |
| <i>Achnanthes pusilla</i> Grunow | <i>Cymbella gracilis</i> (Ehrenberg) Kützing |
| <i>Achnanthes subatomoides</i> (Hustedt) Lange-Bertalot | <i>Cymbella minuta</i> Hilse |
| <i>Amphora holsatica</i> Hustedt | <i>Cymbella naviculiformes</i> Auerswald |
| <i>Amphora inariensis</i> Krammer | <i>Cymbella parva</i> (W. Smith) Cleve |
| <i>Amphora libyca</i> Ehrenberg | <i>Cymbella sinuata</i> Gregory |
| <i>Amphora pediculus</i> (Kützing) Grunow | <i>Cymbella tumidula</i> Grunow |
| <i>Amphora veneta</i> Kützing | <i>Diatoma hyemalis</i> (Roth) Heiberg |
| <i>Anomoeoneis brachysira</i> (Brébisson) Grunow | <i>Diatoma vulgaris</i> Bory |
| <i>Anomoeoneis vitrea</i> (Grunow) Ross | <i>Diploneis interrupta</i> (Kützing) Cleve |
| <i>Asterionella formosa</i> Hassal | <i>Epithemia turgida</i> (Ehrenberg) Kützing |
| <i>Aulacoseira distans</i> (Ehrenberg) Simonsen | <i>Eunotia bilunaris</i> (Ehrenberg) Mills var. <i>bilunaris</i> |
| <i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen | <i>Eunotia diodon</i> Ehrenberg |
| <i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen var.
<i>angustissima</i> (O. Müller) Simonsen | <i>Eunotia pectinalis</i> (Dillwyn) Rabenhorst |
| <i>Aulacoseira italica</i> (Ehrenberg) Simonsen | <i>Eunotia pectinalis</i> (Dillwyn) Rabenhorst var.
<i>rostrata</i> Germain |
| <i>Caloneis bacillum</i> (Grunow) Cleve | <i>Eunotia pectinalis</i> (Dillwyn) Rabenhorst var.
<i>undulata</i> (Ralfs) Rabenhorst |
| <i>Caloneis silicula</i> (Ehrenberg) Cleve | <i>Eunotia praerupta</i> Ehrenberg |
| <i>Cocconeis neothumensis</i> Krammer | <i>Eunotia tenella</i> (Grunow) Hustedt |
| <i>Cocconeis pediculus</i> Ehrenberg | <i>Fragilaria arcus</i> (Ehrenberg) Cleve var. <i>arcus</i> |
| <i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg | <i>Fragilaria brevistriata</i> Grunow |

- Fragilaria capucina* Desmazières var. *rumpens*
 (Kützing) Lange-Bertalot
Fragilaria capucina Desmazières var. *vaucheriae*
 (Kützing) Lange-Bertalot
Fragilaria construens (Ehrenberg) Grunow
Fragilaria crotonensis Kitton
Fragilaria elliptica Schumann
Fragilaria intermedia Grunow
Fragilaria parasitica (W. Smith) Grunow
Fragilaria pinnata Ehrenberg
Fragilaria pulchella (Kützing) Lange-Bertalot
Fragilaria ulna (Nitzsch) Lange-Bertalot var. *acus*
 (Kützing) Lange-Bertalot
Fragilaria virescens Ralfs
Frustulia rhomboides (Ehrenberg) De Toni
Frustulia vulgaris (Thwaites) De Toni
Gomphonopsis clevei Fricke
Gomphonema acuminatum Ehrenberg
Gomphonema angustatum (Kützing) Rabenhorst
Gomphonema angustum Agardh
Gomphonema augur Ehrenberg
Gomphonema parvulum (Kützing) Kützing
Gomphonema truncatum Ehrenberg
Hantzschia amphioxys (Ehrenberg) Grunow
Melosira varians Agardh
Meridion circulare (Greville) Agardh var.
constrictum (Ralfs) Van Heurck
Meridion circulare (Greville) Agardh
Navicula agrestis Hustedt
Navicula bacillum Ehrenberg
Navicula bryophila Petersen
Navicula capitata Ehrenberg var. *capitata*
Navicula capitata Ehrenberg var. *hungarica*
 (Grunow) Ross
Navicula capitatoradiata Germain
Navicula clementis Grunow
Navicula contenta Grunow
Navicula cryptocephala Kützing
Navicula digitoradiata (Gregory) Ralfs
Navicula gallica (W. Smith) Lagerstedt
Navicula goeppertiana (Bleisch) H. L. Smith
Navicula halophila (Grunow) Cleve
Navicula laevis Kützing
Navicula lanceolata (Agardh) Ehrenberg
Navicula menisculus Schumann
Navicula mutica Kützing var. *mutica*
Navicula mutica Kützing var. *ventricosa* (Kützing)
 Cleve & Grunow
Navicula phyllota Kützing
Navicula pupula Kützing
Navicula rhynchocephala Kützing
Navicula subminuscula Manguin
Navicula tripunctata (O. F. Müller) Bory
Navicula viridula (Kützing) Ehrenberg
Neidium affine (Ehrenberg) Pfitzer
Neidium iridis (Ehrenberg) Cleve
Nitzschia dissipata (Kützing) Grunow
Nitzschia fonticula Grunow
Nitzschia fruticosa Hustedt
Nitzschia gracilis Hantzsch
Nitzschia hantzschiana Rabenhorst
Nitzschia inconspicua Grunow
Nitzschia nana Grunow
Nitzschia palea (Kützing) W. Smith
Nitzschia paleacea Grunow
Nitzschia parvula W. Smith
Nitzschia perminuta (Grunow) M. Peragallo
Nitzschia pusilla Grunow
Nitzschia recta Hantzsch
Peronia fibula (Brébisson) Ross
Pinnularia gentilis (Donkin) Cleve
Pinnularia gibba Ehrenberg
Pinnularia macilenta (Ehrenberg) Cleve
Pinnularia subcapitata Gregory
Pinnularia sudetica (Hilse) Peragallo
Pinnularia viridis (Nitzsch) Ehrenberg
Rhoicosphenia abbreviata (C. Agardh) Lange-
 Bertalot
Schizostauron crucicula (Grunow & Cleve) Ross
Stauroneis phoenicenteron (Nitzsch) Ehrenberg
Stephanodiscus hantzschii Grunow
Stephanodiscus tenuis Hustedt
Surirella brebissonii Krammer & Lange-Bertalot
 var. *kuetzingii* Krammer & Lange-Bertalot
Surirella linearis W. Smith
Surirella ovata Kützing var. *apiculata* W. Smith
Synedra ulna (Nitzsch) Lange-Bertalot
Tabellaria fenestrata (Lyngbye) Kützing
Tabellaria flocculosa (Roth) Kützing

Ecofisiologia

ACUMULAÇÃO DE COBRE EM *HALIMIONE PORTULACOIDES* (L.) AELLEN

L. M. Carvalho, I. Caçador, C. Cruz & M. A. Martins-Loução

Departamento de Biologia Vegetal. Faculdade de Ciências de Lisboa.
Campo Grande Bloco C2. Piso 4. 1700 Lisboa. Portugal. E-mail: luis.carvalho@fc.ul.pt

Carvalho, L. M., Caçador, I., Cruz, C. & Martins-Loução, M. A. (1998). *Halimione portulacoides* (L.) Aellen copper accumulation. *Revista Biol. (Lisboa)* **16**: 185-192.

Halimione portulacoides (L.) Aellen plants were grown for 4 weeks in a pH controlled nutrient solution with 4 mM N added either as NH_4^+ , NO_3^- or $\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$ (4:1) as nitrogen sources and with 0.5 μM (control) or 2 μM of copper. The nitrogen source did not affect considerably *Halimione portulacoides* biomass. When grown with 2 μM of copper and NO_3^- , root biomass and root length increased. The plants accumulated copper in their radicular system, as it happens in natural conditions, and the addition of NO_3^- , as nitrogen source, induced higher copper uptake and/or accumulation. Shoot copper concentration was neither affected by copper addition nor by nitrogen source. The results here presented emphasized the ability of this species to regulate root/shoot copper distribution.

Key words: accumulation, nitrogen, copper, *Halimione portulacoides*.

Carvalho, L. M., Caçador, I., Cruz, C. & Martins-Loução, M. A. (1998). Acumulação de cobre em *Halimione portulacoides* (L.) Aellen. *Revista Biol. (Lisboa)* **16**: 185-192.

Plantas de *Halimione portulacoides* cresceram durante 4 semanas em solução nutritiva, a pH constante com 4 mM de N, na forma NH_4^+ , NO_3^- ou $\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$ (4:1) e com 0.5 μM (controlo) ou 2 μM de cobre. A fonte de azoto fornecida não influenciou consideravelmente a biomassa de *Halimione portulacoides*. Na presença de 2 μM de cobre e quando a fonte de azoto fornecida foi o NO_3^- , houve aumento da biomassa radicular e do comprimento da raiz, relativamente ao tratamento com 0,5 μM de cobre. Estas plantas acumularam cobre no seu sistema radicular, à semelhança do que se observa em condições naturais, e, o NO_3^- , como fonte de azoto, induziu maior tomada e/ou acumulação de cobre. Independentemente da concentração de cobre e da fonte de azoto fornecidas na solução, a concentração deste metal na parte aérea das plantas não se alterou, evidenciando a capacidade desta espécie em regular o transporte do cobre da raiz para a parte aérea.

Palavras chave: acumulação, azoto, cobre, *Halimione portulacoides*.

INTRODUÇÃO

Nos ecossistemas estuarinos verifica-se considerável poluição por metais pesados, nomeadamente em estuários onde se desenvolvem pólos industriais e urbanos, como é o caso do estuário do Tejo. Os metais transportados pelas correntes das marés, depositam-se nos sedimentos dos sapais (BOURG, 1987). Os

sapais são ecossistemas referidos como "sinks" naturais para metais pesados (OENEMA *et al.*, 1988; ORSON *et al.*, 1992; CAÇADOR *et al.*, 1993), contribuindo a vegetação halófitas, para o aprisionamento das partículas em suspensão nas águas das marés e dos metais associados (LONG & MASON, 1983; ADAM, 1990). As plantas dos sapais podem ainda acumular metais pesados,

tendo deste modo papel relevante como "sink" temporário, uma vez que contribuem para a retenção dos metais nestes ecossistemas, limitando deste modo a sua circulação nas cadeias tróficas. O cobre, elemento essencial para as plantas, é um metal pesado muito tóxico, quando presente não só em concentrações elevadas mas também em concentrações diminutas (ALLOWAY, 1997). No entanto, a sua disponibilidade para as plantas, depende de vários factores, nomeadamente da presença de outros elementos.

Os sapais do estuário do Tejo possuem concentrações de cobre que podem atingir 4 vezes as concentrações consideradas pré-industriais (VALE, 1986; CAÇADOR, 1994). *Halimione portulacoides* (L.) Aellen, uma das espécies mais frequentes nestes sapais, é também uma das espécies halófitas que possui factores de acumulação (razão entre a concentração de metal na raiz e a concentração de metal no sedimento) mais elevados (CAÇADOR, 1994).

Tendo presente a situação do vale do Tejo, onde se concentram grandes quantidades de pequenas quintas de exploração agrícola intensiva, é de prever que as águas de escoamento destas áreas sejam ricas em nutrientes e matéria orgânica. Recentemente estas previsões foram confirmadas, verificando-se níveis elevados de azoto nos sedimentos (CAÇADOR *et al.*, 1997). A elevada concentração de azoto, poderá assim ter papel relevante na tomada e/ou acumulação dos metais pesados nas plantas. Também a forma em que o azoto se encontra desempenha papel importante na tomada de outros nutrientes (VAN BEUSICHEM *et al.*, 1988), podendo ter relevância na disponibilidade do cobre para as plantas.

O trabalho aqui apresentado insere-se num projecto mais amplo que visa compreender os mecanismos que estão subjacentes à capacidade de *Halimione portulacoides* colonizar solos ricos em metais pesados. O objectivo deste trabalho foi saber se em condições laboratoriais *Halimione portulacoides* acumula cobre e se a fonte de azoto influencia a tomada e acumulação desse metal.

MATERIAIS E MÉTODOS

No sapal de Pancas, situado na margem esquerda do estuário do Tejo (38°49'N 08°57'W), recolheram-se, em Março de 1997, plantas jovens de *Halimione portulacoides*. As plantas foram transportadas para o laboratório em sacos de plástico onde foram posteriormente lavadas com água desmineralizada e cortadas de modo a obterem-se estacas uniformes. As estacas foram colocadas, em hidroponia, em vasos de plástico de 1 dm³, 3 estacas por vaso, com solução de Hoagland (1/4). As plantas enraizaram e desenvolveram-se numa câmara de crescimento com as seguintes condições experimentais: temperatura de 26°C-20°C (dia-noite); fotoperíodo de 14h e densidade de fluxo fotónico fotossinteticamente activo de 200 µE m⁻² s⁻¹, fornecido por 7 lâmpadas Philips TLD 18W/84. Após 4 semanas de cultura, as plantas de *Halimione portulacoides* apresentavam sistema radicular bem desenvolvido. Seleccionaram-se, então, 72 plantas semelhantes entre si, quanto à morfologia e ao estado de desenvolvimento. Dividiram-se em 3 grupos, cada um com uma forma de azoto diferente embora todos com a mesma concentração final (4 mM) na solução nutritiva. Num dos grupos a solução nutritiva continha apenas NH₄⁺ e noutro apenas NO₃⁻. No terceiro grupo, a solução nutritiva continha uma mistura de NH₄⁺ e NO₃⁻ na proporção de 4:1. As plantas foram colocadas no mesmo tipo de vasos referidos anteriormente e nas mesmas condições de crescimento. A solução nutritiva utilizada continha: 1,5 mM K⁺; 1 mM Ca²⁺; 0,25 mM Mg²⁺; 0,45 mM H₂PO₄; 0,05 HPO₄²⁻ e micronutrientes de acordo com HOAGLAND & ARNON (1950). A solução do tratamento NH₄⁺+NO₃⁻ continha 3,2 mM NH₄⁺, 0,8 mM NO₃⁻ e 1,85 mM SO₄²⁻. No grupo com NH₄⁺, a solução possuía 4 mM NH₄⁺ e 2,25 mM SO₄²⁻, enquanto que a solução do grupo NO₃⁻, continha 4 mM NO₃⁻ e 0,25 mM SO₄²⁻. Cada grupo continha 8 vasos, cada um com 3 plantas. Após 1 semana de adaptação às soluções com diferentes fontes de azoto, iniciaram-se os tratamentos com

cobre. Metade dos vasos de cada grupo continuou a receber a mesma concentração de cobre (0,5 μM) na solução nutritiva (tratamentos controlo). À outra metade adicionou-se cobre na concentração de 2 μM (tratamentos com cobre), concentração ligeiramente superior ao índice de tolerância determinado em estudos anteriores. O ferro foi adicionado como FeSO_4 (20 μM). Durante todas as etapas da experiência, o pH das soluções nutritivas foi verificado diariamente e ajustado, se necessário, para 5,7 com H_2SO_4 (0,1 M) ou NaOH (0,1 M). Todas as soluções foram continuamente arejadas e renovadas 2 vezes por semana.

Após 4 semanas de cultura, recolheram-se as plantas e separou-se o sistema radicular e a parte aérea, que foram lavados com água desmineralizada. Determinou-se o comprimento máximo da raiz, a área foliar com um Area meter LI-COR 3000, o peso fresco e o peso seco, após secagem em estufa a 80°C durante 48 horas. As amostras foram depois moídas num moinho Glen Creston Lia MM 200. A concentração de azoto total nas amostras foi determinada num CHNS-O analyser (Fison Instruments EA 1108 CHNS-O). Para a determinação das concentrações de Cu^{2+} , K^+ , Mg^{2+} e Ca^{2+} , nas várias partes das plantas, as amostras foram sujeitas a digestão ácida, juntando-se a 100 mg de material vegetal seco e homogeneizado, 10 ml de $\text{HNO}_3/\text{HClO}_4$ (7:1, v/v), conforme referido por OTTE *et al.* (1989). Os extractos foram analisados por espectrometria de absorção atómica de chama, utilizando um espectrofotómetro PERKIN-ELMER 4000.

Os resultados foram sujeitos a análise estatística usando análise de variância (two-way ANOVA). Os resultados significativos ($p < 0,05$) foram analisados pelo teste "least significant difference" (LSD). De modo a avaliar a relação entre as concentrações de cobre nas partes aéreas e radiculares foram efectuadas correlações de Pearson.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A influência da fonte de azoto e do cobre na biomassa total e no sistema radicular em

Halimione portulacoides, está representada na Fig. 1. A biomassa total das plantas controlo (0,5 μM cobre) foi afectada pela fonte de azoto. A presença de NO_3^- reduziu significativamente a produção de biomassa relativamente ao tratamento com $\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$. Independentemente da fonte de azoto fornecida, o cobre (concentração de 2 μM) não afectou significativamente a biomassa total das plantas, reduzindo as diferenças entre tratamentos. A biomassa radicular também não apresentou variação significativa com a fonte de azoto. Pelo contrário, a presença de cobre e NO_3^- induziu aumento significativo de biomassa radicular. A não diminuição da biomassa radicular parece indicar que o cobre não inibiu o desenvolvimento das raízes, que é considerado um dos primeiros sintomas de toxicidade do cobre em muitas plantas (PAHLSSON, 1989).

Embora o cobre tenha reduzido o alongamento da raiz nos tratamentos $\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$ e NH_4^+ relativamente aos controlos, em presença de NO_3^- verificou-se aumento significativo (Tab. 1). Sendo a diminuição do alongamento da raiz um dos efeitos referidos da toxicidade do cobre (PAHLSSON, 1989; VERKLEIJ & SCHAT, 1990), parece que, tal como foi verificado na biomassa radicular, a concentração de 2 μM de cobre na presença de NO_3^- não foi tóxica para estas plantas. As plantas com cobre desenvolveram menor área foliar relativamente aos controlos (Tab. 1) e menor número de folhas nos 3 tratamentos (resultados não apresentados). Apesar da diminuição da área foliar nos tratamentos com cobre, não houve diferenças na biomassa aérea, relativamente aos controlos. Este resultado pode ser explicado pelo maior peso foliar específico (Tab. 1), evidenciando a esclerofilia das plantas na presença de cobre.

As concentrações de cobre no sistema radicular e na parte aérea em *Halimione portulacoides* apresentam-se na Tab. 2. Em qualquer dos tratamentos, a concentração de cobre foi superior no sistema radicular relativamente à parte aérea e foi idêntica na parte aérea independentemente dos

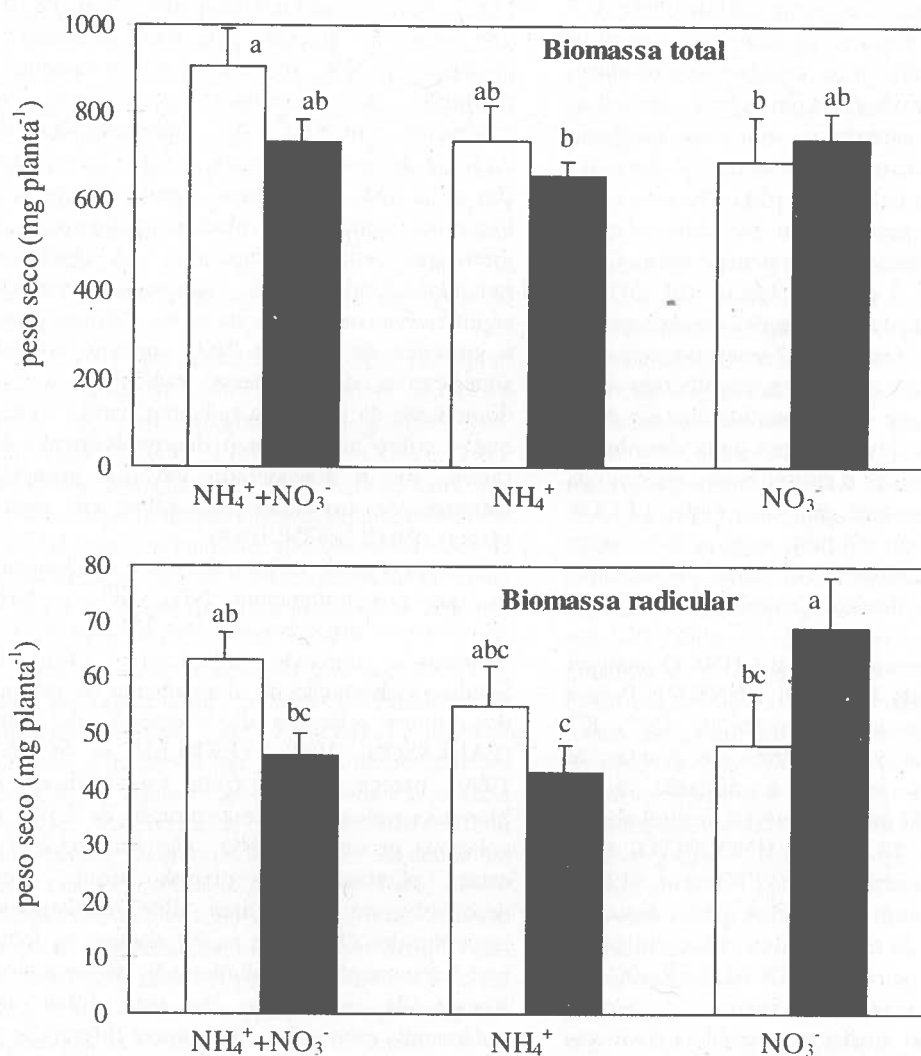


Fig. 1 - Biomassa total e radicular de *Halimione portulacoides* ao fim de 4 semanas de cultura na presença de diferentes fontes de azoto (NH₄⁺+NO₃⁻; NH₄⁺ e NO₃⁻) e concentrações de cobre de 0,5 μM (□) ou 2 μM (■). Valores (média ± erro padrão) seguidos pela mesma letra não são significativamente diferentes a p<0,05 de acordo com o teste LSD (n=8).

tratamentos. Isto evidencia a característica destas plantas de serem acumuladores de cobre no seu sistema radicular. REBOREDO (1993) e CAÇADOR (1994) também verificaram, em condições naturais, maior acumulação de cobre

no sistema radicular de *Halimione portulacoides*. As concentrações de cobre no sistema radicular das plantas tratadas com cobre são sempre superiores quando comparadas com as plantas controlo (Tab. 2). O aumento foi mais

evidente no tratamento em que a fonte de azoto era o NO_3^- , no qual a concentração de cobre no sistema radicular foi aproximadamente 3 vezes superior em relação ao controlo. Nos tratamentos NH_4^+ e $\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$, o aumento da concentração de cobre foi de cerca de 2 vezes. A menor concentração de cobre nas plantas que cresceram com NH_4^+ está de acordo com as menores concentrações de catiões encontradas em plantas

crescendo com NH_4^+ como fonte de azoto, quando comparadas com plantas crescendo com NO_3^- (ELIA *et al.*, 1996; VAN BEUSICHEM *et al.*, 1988). Contudo, FLORIJN *et al.* (1992) estudando variedades de *Lactuca sativa*, encontraram maiores concentrações de cádmio em plantas crescendo com NH_4^+ do que em plantas crescendo com NO_3^- .

Tab. 1 - Comprimento máximo da raiz, área foliar e peso foliar específico (SLW*) de *Halimione portulacoides* após 4 semanas de cultura na presença de diferentes fontes de azoto ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$; NH_4^+ e NO_3^-) e concentrações de cobre (0,5 μM e 2 μM). Valores (média \pm erro padrão) dentro de cada coluna seguidos pela mesma letra não são significativamente diferentes a $p < 0.05$ de acordo com o teste LSD (n=8).

Fonte de N	Cu^{2+} na solução (μM)	compr. máx. raiz (mm)	área foliar (cm^2)	SLW (g m^{-2})
$\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$	0,5	94 \pm 10 b	56,5 \pm 6,1 a	73,9 \pm 2,5 d
	2	63 \pm 7 bc	26,4 \pm 1,9 bc	103,2 \pm 3,7 bc
NH_4^+	0,5	75 \pm 13 b	31,2 \pm 3,7 bc	100,1 \pm 5,0 c
	2	44 \pm 3 c	19,5 \pm 1,7 c	114,1 \pm 4,0 ab
NO_3^-	0,5	94 \pm 8 b	38,2 \pm 6,4 b	79,2 \pm 2,4 d
	2	135 \pm 17 a	26,4 \pm 2,8 bc	108,8 \pm 4,5 ac

* Sigla internacionalmente aceite que significa Specific Leaf Weight.

Tab. 2 - Concentração de cobre no sistema radicular e na parte aérea de *Halimione portulacoides* após 4 semanas de cultura na presença de diferentes fontes de azoto ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$; NH_4^+ e NO_3^-) e concentrações de cobre (0,5 μM e 2 μM). Valores (média \pm erro padrão) seguidos pela mesma letra não são significativamente diferentes a $p < 0.05$ de acordo com o teste LSD (n=4).

Fonte de N	Cu^{2+} na solução (μM)	Cu^{2+} no sistema radicular ($\mu\text{g g}^{-1}$ peso seco)	Cu^{2+} na parte aérea ($\mu\text{g g}^{-1}$ peso seco)
$\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$	0,5	147 \pm 11 d	27 \pm 2 e
	2	277 \pm 15 bc	26 \pm 2 e
NH_4^+	0,5	119 \pm 12 d	25 \pm 1 e
	2	232 \pm 21 bc	23 \pm 1 e
NO_3^-	0,5	256 \pm 6 c	26 \pm 2 e
	2	737 \pm 60 a	26 \pm 2 e

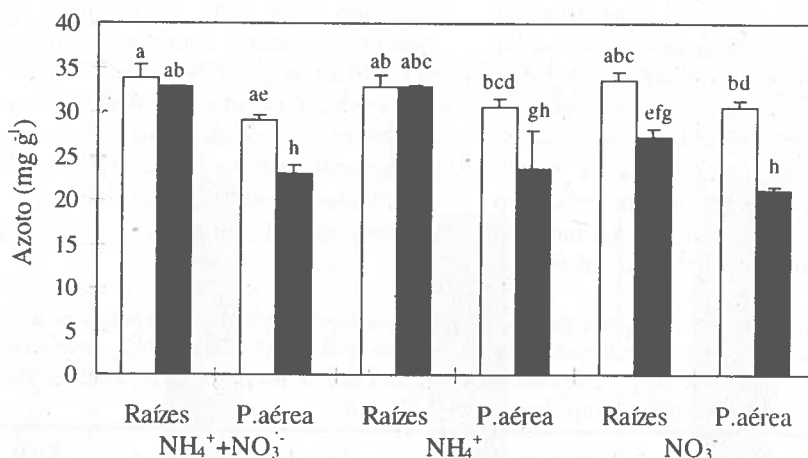


Fig. 2 - Concentração de azoto total na parte aérea e no sistema radicular em *Halimione portulacoides* após 4 semanas de cultura na presença de diferentes fontes de azoto ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$; NH_4^+ e NO_3^-) e concentrações de cobre de $0,5 \mu\text{M}$ (□) ou $2 \mu\text{M}$ (■). Valores (média \pm erro padrão) seguidos pela mesma letra não são significativamente diferentes a $p < 0,05$ de acordo com o teste LSD ($n=4$).

As concentrações de cobre nas partes aéreas das plantas cultivadas com as 3 fontes de azoto utilizadas na experiência, não estiveram correlacionadas com as concentrações medidas nos sistemas radiculares ($p < 0,05$). Em indivíduos de *Halimione portulacoides* recolhidos em sapais do estuário do Tejo também não se encontraram correlações entre as concentrações acumuladas nas partes aéreas e as concentrações verificadas nas partes radiculares (CAÇADOR, 1994). Esta falta de correlação e o facto de a concentração de cobre na parte aérea em qualquer dos tratamentos ter permanecido constante (Tab. 2), poderá indicar que *Halimione portulacoides*, quando presente em certos níveis de cobre, tem capacidade de regular o transporte de cobre para a parte aérea, evitando possíveis efeitos tóxicos nas folhas causados por este elemento essencial. A diminuição de cobre na parte aérea poderá ainda depender da capacidade das raízes em armazenar metais (LOLKEMA *et al.*, 1984). A maior concentração de cobre encontrada nas raízes das plantas tratadas com cobre não significa que todo o cobre esteja dentro das células das raízes, pois parte desse cobre poderá estar quelatado nas

paredes celulares ou ligado a substâncias excretadas pelas plantas. A exclusão de metais pesados (i.e., a redução ou o evitar da tomada) tem sido referida como estando envolvida na adaptação das plantas aos metais, embora só tenha sido demonstrada para um número limitado de espécies (BRUNE *et al.*, 1995).

As concentrações de azoto total no sistema radicular e na parte aérea em *Halimione portulacoides* apresentam-se na Fig. 2. A concentração de azoto total das plantas controlo foi semelhante para a parte aérea e radicular independentemente dos tratamentos. A adição de cobre induziu reduções significativas na parte aérea, em todos os tratamentos. Só no tratamento com NO_3^- se observou diminuição significativa da concentração de azoto na parte radicular. Esta redução no tratamento com NO_3^- estará possivelmente relacionada com diluição de azoto devido ao crescimento que se verificou (Fig. 1). Esta interpretação está de acordo com a observação do conteúdo em azoto nas raízes destas plantas que aumentou. Pelo contrário, nos restantes tratamentos, onde a concentração de azoto não apresentou diferenças significativas relativamente ao controlo, o con-

teúdo em azoto nas raízes diminuiu (resultados não apresentados). Isto parece indicar que o azoto não foi utilizado para o crescimento (Fig. 1), tendo havido por isso, acumulação. Uma vez que o cobre pode alterar a composição lípidica das células, pode, conseqüentemente, alterar as propriedades das membranas plasmáticas (OUARITI *et al.*, 1997). Poder-se-ia pensar que as alterações observadas na concentração de azoto pudessem estar relacionadas com diferenças nas taxas de tomada. No entanto, os resultados não parecem apontar reduções na tomada de azoto, uma vez que as concentrações se mantêm inalteráveis ao nível do sistema radicular (Fig. 2).

Tem sido igualmente sugerido que o cobre diminui a tomada e assimilação de NH_4^+ devido, provavelmente, não só às alterações das propriedades da membrana plasmática das células radiculares, mas também à acção do cobre em enzimas envolvidas na assimilação do NH_4^+ (BURZYNSKI & BUCZEK, 1997). De facto, nas plantas com NH_4^+ como forma de azoto, verificou-se diminuição significativa nas concentrações de azoto total, no entanto, isso também ocorreu nas plantas com as outras duas formas de azoto (Fig. 2).

O facto de se ter observado redução significativa da concentração de azoto na parte aérea (Fig. 2) parece indicar que a assimilação de azoto se faz essencialmente na parte radicular, independentemente da fonte de azoto fornecida à planta. Embora não se saiba qual o local de redução do NO_3^- nas plantas de *Halimione portulacoides*, o facto de em todos os tratamentos a redução da concentração de azoto na parte aérea ser semelhante, parece favorecer a hipótese duma assimilação preferencial na parte radicular. Nestas condições, o transporte dos compostos azotados para a parte aérea seria afectado, ou por haver inibição da assimilação do azoto ao nível da raiz (BURZYNSKI & BUCZEK, 1997) e, conseqüentemente, redução do transporte das formas inorgânicas para o xilema (LIPS, 1997), ou porque os compostos azotados presentes na raiz foram direccionados para complexar o

cobre, inibindo o seu transporte para a parte aérea (Tab. 2).

CONCLUSÕES

Os estudos efectuados mostraram que a fonte de azoto tem importância na tomada de cobre por *Halimione portulacoides*, e em presença de nitrato verifica-se uma maior tomada desse metal. Independentemente da fonte de azoto, a estratégia desta planta é acumular o cobre no sistema radicular, induzindo, quando em presença de nitrato, maior desenvolvimento do sistema radicular, portanto, maior superfície de ligação. *Halimione portulacoides* parece capaz de regular a distribuição de cobre, nas concentrações utilizadas nesta experiência, evitando a sua acumulação na parte aérea. São necessárias investigações adicionais para saber se o cobre se acumula externamente no sistema radicular ou é efectivamente tomado e acumulado nas células da raiz, e quais os mecanismos pelos quais o nitrato interfere na tolerância desta espécie ao cobre. Quando da aplicação de fertilizantes nos campos agrícolas confinados com os sapais do estuário do Tejo, pode ocorrer um aumento das concentrações de nitrato disponíveis para as plantas. Assim, nestas ocasiões, *Halimione portulacoides* poderá acumular maiores quantidades de cobre, reforçando o seu papel de "sink" temporário de cobre. No entanto o comportamento desta espécie *in vivo* poderá ser diferente, dado que o solo dos sapais condiciona a disponibilidade e tomada de metais pesados. Factores como o pH, a matéria orgânica, o estado de oxidação, a salinidade, entre outros, podem influenciar a especiação química dos metais pesados, de que depende a sua disponibilidade para as plantas.

AGRADECIMENTOS

L. Carvalho agradece ao PRAXIS XXI a bolsa (BD 1273/95) que lhe foi concedida, sem a qual este trabalho não poderia ter sido realizado. Esta investigação encontra-se integrada no âmbito do projecto PRAXIS/2/2.1/ MAR/27/94.

BIBLIOGRAFIA

- ADAM, P. 1990. *Salt marsh ecology*. Cambridge University Press, Cambridge.
- ALLOWAY, B.J. 1997. *Chemical principles of environmental pollution*. Alloway, B.J. & Ayres, T.C. (eds). Blackie Acad. Prof.
- BOURG, A. C. M. 1987. Metals in aquatic and terrestrial systems: sorption, speciation and mobilization. In *Chemistry and Biology of Solid Waste, Dredge Material and Mine Tailings*. Salomons, N. & Forstner, H. (eds). Springer Verlag, Amsterdam. pp. 3-32.
- BRUNE, A., URBACH, W. & DIETZ, K. J. 1995. Differential toxicity of heavy metals is partly related to a loss of preferential extraplasmic compartmentation: a comparison of Cd-, Mo-, Ni- and Zn-stress. *New Phytol.* 129: 403-409.
- BURZYNSKI, M. & BUCZEK, J. 1997. The effect of Cu^{2+} on uptake and assimilation of ammonium by cucumber seedlings. *Acta Physiologiae Plantarum* 19: 3-8.
- CAÇADOR, I., VALE, C. & CATARINO, F. 1993. Effects of plants on the accumulation of Zn, Pb, Cu and Cd in sediments of the Tagus estuary salt marshes, Portugal. In *Studies in Environment Science 55-Environment Contamination*. Verner, J.P. (ed). Elsevier, Amsterdam. pp. 355-364.
- CAÇADOR, I. 1994. *Acumulação e retenção de metais pesados nos sapais do estuário do Tejo*. Tese de Doutoramento, Universidade de Lisboa.
- CAÇADOR, I., MADUREIRA, M.J. & VALE, C. 1997. Effect of salt marsh plants on sediment geochemistry. In *Medicals Muddy Coasts'97*. Flemming, B.W., Delafontaine, M.T. & Liebezeit, G. (eds). pp. 28-30.
- ELIA, A., SANTAMARIA, P. & SERIO, F. 1996. Ammonium and nitrate influence on artichoke growth rate and uptake of inorganic ions. *J. Plant Nutrition* 19: 1029-1044.
- FLORIJN, P.J., NELEMANS, J.A. & VAN BEUSICHEM, M.L. 1992. The influence of the form of nitrogen nutrition on uptake and distribution of cadmium in lettuce varieties. *J. Plant Nutrition* 15: 2405-2416.
- HOAGLAND, D.R. & ARNON, D.I. 1950. The water culture method for growing plants without soil. *California Agric. Exp. Sta. Circ.* 357.
- LIPS, S.H. 1997. The role of inorganic nitrogen ions in plant adaptation processes. *Russian J. Plant Physiol.* 44: 421-431.
- LOLKEMA, P.C., DONKER, M.H., SCHOUTEN, A.J. & ERNST, W.H.O. 1984. The possible role of metallothioneins in copper tolerance of *Silene cucubalus*. *Planta* 162: 174-179.
- LONG, S.P. & MASON, C.F. 1983. *Saltmarsh Ecology*. Blackie & Son Ltd. London.
- OENEMA, O., STENEKER, R. & REYNDERS, J. 1988. The soils environment of the intertidal area in the Westerschelde. *Hydrobiological Bulletin* 22: 21-30.
- ORSON, R.A., SIMPSON, R.L. & GOOD, R.E. 1992. A mechanism for the accumulation and retention of heavy metals in tidal freshwater marshes of the upper Delaware River Estuary. *Est., Coastal Shelf Sci.* 34: 171-186.
- OTTE, M.L., ROZEMA, J., KOSTER, L., HAARSSMA, M.S. & BROEKMAN, R.A. 1989. Iron plaque on roots of *Aster tripolium* L.: interaction with zinc uptake. *New Phytol.* 111: 309-317.
- OUARITI, O., BOUSSAMA, N., ZARROUK, M., CHERIF, A. & GHORBAL, M.H. 1997. Cadmium- and copper-induced changes in tomato membrane lipids. *Phytochemistry*. 45: 1343-1350.
- PAHLSSON, A.M.B. 1989. Toxicity of heavy metals (Zn, Cu, Cd, Pb) to vascular plants. *Water, Air and Soil Pollution* 47: 287-319.
- REBOREDO, F. 1993. How differences in the field influence of Cu, Fe and Zn uptake by *Halimione portulacoides* and *Spartina maritima*. *Sci. Total Environ.* 133: 111-132.
- VALE, C. 1986. Distribuição de metais e matéria particulada em suspensão no sistema estuarino do Tejo. Dissert. Invest. Inst. Nacional Investigação Pescas, Lisboa.
- VAN BEUSICHEM, M.L., KIRKBY, E.A. & BAAS, R. 1988. Influence of nitrate and ammonium nutrition on the uptake, assimilation, and distribution of nutrients in *Ricinus communis*. *Plant Physiol.* 86: 914-921.
- VERKLEIJ, J.A.C. & SCHAT, H. 1990. Mechanisms of metal resistance in higher plants. In *Evolutionary Aspects of Heavy Metal Tolerance in Plants*. Shaw, J. (eds). CRC Press, New York. pp. 179-193.

RESPOSTAS ECOFISIOLÓGICAS DE ESPÉCIES MEDITERRÂNICAS APÓS O FOGO: EFEITO DO STRESS HÍDRICO

¹A. S. Clemente, ²M. A. López-Luengo & ¹O. A. Correia

¹Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Departamento de Biologia Vegetal. Campo Grande 1700 Lisboa. Portugal. Tel + 351 1 75753141. Fax + 351 1 7500048. ²Universidad de Valladolid. Escuela Universitaria de Magisterio. Plaza de Colmenares 1. 40001 Segovia. Espanha. Tel. + 34 921 463 197 fax + 34 921 463195

Clemente, A., López-Luengo, M. A. & Correia, O. A. (1998). Ecophysiology of Mediterranean species after fire: the role of water stress. *Revista Biol. (Lisboa)* **16**: 193-203.

Fires are a common event in Mediterranean-type ecosystems and plant regeneration after fire is generally rapid. However, the recovery of the previous community depends on the regeneration mechanisms of each species and post-fire conditions, influencing growth and survival. Summer drought is pointed out as the major cause of seedling mortality in obligate seeders.

In this study we investigated the physiological basis for seedling mortality in obligate seeders (*Cistus ladanifer*) by comparing seedling physiological characteristics in a recently burned area with those of adult unburned shrubs. Comparisons were also made with an obligate resprouter (*Myrtus communis*).

Plant water potential, transpiration, photosynthesis and nitrogen use efficiency were higher in burned plants as compared to unburned shrubs. *C. ladanifer* seedlings did not show any signs of severe water stress. The improved water status of seedlings seems to result from the reduction in total leaf area after fire, and the consequent increase in water availability as compared to the unburned area. The high rainfall received in late spring and summer also contributed to a less severe summer drought. The higher transpiration, photosynthetic rates and nitrogen use efficiency, associated with low water use efficiency might have favoured the rapid growth rates of burned shrubs, but could be a disadvantage for survival when water stress is more severe, specially for seedlings with small root systems.

Key words: fire, photosynthesis, water relations, water stress.

Clemente, A., López-Luengo, M. A. & Correia, O. A. (1998). Respostas ecofisiológicas de espécies mediterrânicas após o fogo: efeito do stress hídrico. *Revista Biol. (Lisboa)* **16**: 193-203.

O fogo é um factor de perturbação frequente nos ecossistemas mediterrânicos e a regeneração das comunidades vegetais depois do fogo, embora normalmente rápida, depende dos mecanismos de regeneração de cada espécie e dos factores ambientais que influenciam o seu crescimento. O stress hídrico é um dos factores que pode influenciar a regeneração da comunidade, sendo considerado responsável pela mortalidade elevada das espécies que regeneram por germinação de semente.

Neste trabalho foram investigadas as causas da mortalidade de uma espécie com regeneração por semente (*Cistus ladanifer*), comparando as características ecofisiológicas num local queimado e num local não queimado, durante o verão. Estas características foram ainda comparadas com as de uma espécie com regeneração por rebentação (*Myrtus communis*).

Os valores de potencial hídrico, taxa de transpiração e fotossíntese e a eficiência do uso do azoto foram superiores nas plantas do local queimado. As plantas de *C. ladanifer* do local queimado não apresentaram sinais de stress hídrico acentuado. Apesar do sistema radicular de reduzidas dimensões, a redução do índice de área foliar do local queimado e o conseqüente aumento da disponibilidade de água em relação ao local controlo, terão contribuído para melhorar o balanço hídrico desta espécie. Por outro lado, o stress hídrico durante o verão de 97 foi pouco acentuado devido à precipitação elevada, ocorrida no fim da primavera e início do verão. Os valores elevados de transpiração, fotossíntese e eficiência do uso do azoto, associados a valores baixos de eficiência do uso da água favorecem o crescimento das plantas após o fogo, mas em condições de stress hídrico mais intenso, as plantas não dispõem de mecanismos de protecção, e poderá ocorrer mortalidade, sobretudo nas espécies que regeneram por semente e apresentam um sistema radicular pouco desenvolvido.

Palavras chave: fogo, fotossíntese, relações hídricas, stress hídrico.

INTRODUÇÃO

Os fogos, naturais ou provocados pelo homem, são frequentes nos ecossistemas mediterrânicos dominados por espécies esclerófilas e constituem um factor de perturbação com papel importante na dinâmica das comunidades vegetais. A regeneração destas comunidades após o fogo é designada por auto-sucessão (HANES, 1971), uma vez que, na maior parte dos casos, não há alteração da composição de espécies relativamente à comunidade anterior ao fogo (CLEMENTE *et al.*, 1996). A capacidade de regeneração dos ecossistemas mediterrânicos após qualquer tipo de perturbação, que se denomina resiliência, depende da biologia das espécies vegetais que os compõem e, particularmente, dos seus mecanismos de regeneração.

Nas espécies mediterrânicas podem distinguir-se dois mecanismos de regeneração a seguir ao fogo: germinação de um banco de sementes armazenado no solo e rebentação de órgãos subterrâneos (KEELEY, 1986; KEELEY & ZEDLER, 1978). As condições criadas pelo fogo - maior disponibilidade de nutrientes no solo, resultante da combustão da vegetação, e ausência de competição - favorecem o rápido restabelecimento da comunidade. No entanto, o restabelecimento de cada uma das espécies varia de acordo com o mecanismo de regeneração e as plantas reagem de forma diferente a um dos principais factores limitantes do crescimento nos

ecossistemas mediterrânicos durante o verão - o stress hídrico.

Nas espécies que regeneram por germinação de sementes, a germinação ocorre depois das primeiras chuvas após o fogo e as plantas dispõem de apenas alguns meses de condições favoráveis para o crescimento e desenvolvimento de um sistema radicular que lhes permita sobreviver durante o verão. O stress hídrico é um dos principais factores apontados como causa da elevada mortalidade registada nestas espécies durante o primeiro ano após o fogo (KEELEY & ZEDLER, 1978; FRAZER & DAVIS, 1988; MORENO & OECHEL, 1992). Contrariamente às espécies que regeneram por semente, a mortalidade das espécies com rebentação é normalmente muito baixa (MORENO & OECHEL, 1993). A sobrevivência do sistema radicular e as reservas nele armazenadas permitem refazer rapidamente a parte aérea e melhorar o balanço hídrico da planta durante o verão (OECHEL & HASTINGS, 1983; DE SOUZA *et al.*, 1986; HASTINGS *et al.*, 1989).

Estudos demográficos realizados na Serra da Arrábida evidenciaram uma mortalidade muito elevada no primeiro verão após o fogo, nas espécies com regeneração por semente (dados não publicados). Neste trabalho foram investigadas as causas da mortalidade de uma espécie com regeneração por semente (*Cistus ladanifer*), comparando as características ecofisiológicas num local queimado e num local não queimado, durante o verão. Estas características foram ainda compara-

das com as de uma espécie com regeneração por rebentação (*Myrtus communis*).

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

Este trabalho foi realizado no Parque Natural da Arrábida, na zona do Alambre (38°29'N, 9°02'W, 125 m), caracterizado por um mato denso, com 1,5m de altura e aproximadamente 15 anos. As espécies dominantes são: *Calluna vulgaris*, *Cistus ladanifer*, *Erica scoparia* e *Ulex parviflorus*.

O estudo decorreu numa área com aproximadamente 0,25 ha, onde foi realizado um fogo controlado em Fevereiro de 1997. Devido às condições meteorológicas da época em que foi realizado o fogo, este não atingiu uma intensidade muito elevada, queimando a vegetação de forma heterogénea. Como controlo foi seleccionado um local não queimado, distando um máximo de 10 m do local queimado.

O trabalho teve início em Julho de 1997, 5 meses após o fogo. No local queimado, as plantas de *C. ladanifer* apresentavam no máximo, cerca de 7 cm de altura. Devido às pequenas dimensões das plantas e ao carácter destrutivo das medições, em cada data foram seleccionadas 6 plantas diferentes. As plantas foram seleccionadas de acordo com os seguintes critérios: proximidade, altura, ausência de ensombramento e combustão total da vegetação e da folhada no local.

As plantas de *M. communis* apresentavam uma rebentação intensa, com rebentos com cerca de 1 m, o que permitiu que as medições fossem efectuadas nas mesmas plantas em todas as datas. Devido à menor abundância desta espécie, as medições foram efectuadas apenas em 4 plantas, próximas entre si em grupos de 2. No local usado como controlo foram marcadas 6 plantas adultas de *C. ladanifer* e 5 plantas de *M. communis*, com alturas de 1,1 e 1,3 m, respectivamente.

ESTUDOS ECOFISIOLÓGICOS

Em cada uma das plantas seleccionadas foram efectuadas medições das taxas de transpiração e fotossíntese, fluorescência da clorofila a e potencial hídrico. Todas as medições foram efectuadas ao meio-dia solar, entre as 12.30h e as 14.30h, e em dias de céu limpo.

As medições da taxa fotossintética (NP) e transpiração (Tr) foram efectuadas com um porómetro portátil de CO₂/H₂O da Walz (Effeltrich, Alemanha) em 3 de Julho, 11 de Agosto e 19 de Setembro. As medições foram efectuadas em folhas no mesmo estágio fenológico (3°- 4° par de folhas abaixo do ápice). Posteriormente foi calculada a eficiência do uso da água (WUE) através da razão NP/Tr.

As medidas da eficiência fotoquímica máxima do PSII (Fv/Fm) foram efectuadas com um fluorímetro portátil PAM 2000 da Walz (Effeltrich, Alemanha), nos dias 10 e 28 de Julho e 18 de Setembro. As medições foram efectuadas na página superior de 10 folhas (em 5 plantas), depois de adaptadas às escuras durante 10 minutos.

O potencial hídrico foi medido com uma câmara de pressão do tipo Schölander (Manofrígido, Lisboa, Portugal). Foram medidos pequenos ramos com 3-4 pares de folhas em 3-6 plantas. As medições de potencial hídrico ao meio-dia (Ψ) foram efectuadas no mesmo dia em que se efectuaram as medidas de trocas gasosas, enquanto as medições de potencial hídrico de madrugada (Ψ_{pd}) foram efectuadas nos dias 17 de Julho, 30 de Agosto e 27 de Setembro.

As folhas onde foram efectuadas as medições de trocas gasosas e um grupo adicional de 10 folhas foram recolhidas após as medições, para determinação da área foliar, peso específico e azoto total. O azoto total foi determinado num CHN Analyser (Fison Instruments EA 1108 CHNS-O), em material seco em estufa durante 72h a 80°C. Foi calculada a eficiência do uso do azoto (PNUE) através da razão NP/N, sendo N o teor de azoto foliar.

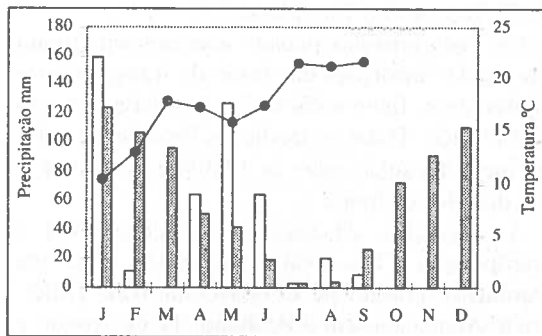


Fig. 1. Valores mensais de precipitação (barras brancas) e temperatura média mensal (linha) na Serra da Arrábida (valores recolhidos numa estação micrometeorológica montada próximo do local de estudo durante o ano de 1997). Barras escuras - precipitação mensal no período de 1951-1980, estação Setúbal/Setenave

As comparações entre plantas do local queimado e não queimado para cada espécie foram feitas com o teste t de Student para amostras independentes

RESULTADOS

O ano de 1997 registou uma precipitação acima da média nos meses de Abril, Maio, Junho e Agosto, com um valor excepcionalmente elevado em Maio - 126 mm (Fig. 1). Apenas o mês de Setembro registou uma precipitação abaixo da média, que ocorreu depois das últimas medições. Neste último mês, o deficit de pressão de vapor foi superior a 40 Pa.KPa^{-1} , enquanto nos meses de Julho e Agosto se registaram valores próximos de 20 Pa.KPa^{-1} . O potencial hídrico medido de madrugada (Ψ_{pd}) foi mais elevado nas plantas do local queimado do que nas plantas controlo, para ambas as espécies (Fig. 2).

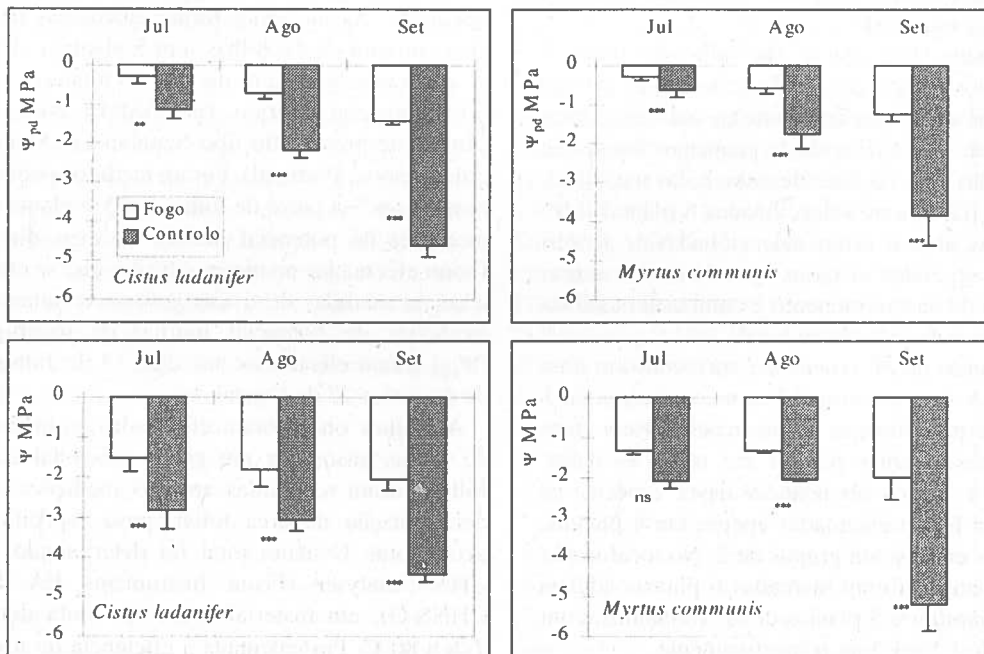


Fig. 2. Valores de potencial hídrico medidos ao meio-dia solar (Ψ) e de madrugada (Ψ_{pd}) nas plantas do local queimado e controlo durante o verão de 1997. (média±d.p., n=6 para Ψ_{pd} e n=3 para Ψ . * - p<0,05, ** - p<0,01, *** - p<0,001 e ns - não significativo)

Os valores decresceram ao longo do verão, sendo o decréscimo mais acentuado nas plantas controle. As plantas do local queimado registaram em Setembro valores de $-1,2$ e $-1,4$ MPa para *M. communis* e *C. ladanifer*, respectivamente, enquanto as plantas controle atingiram valores mais baixos de Ψ_{pd} : $-3,8$ e $-4,6$ MPa, respectivamente.

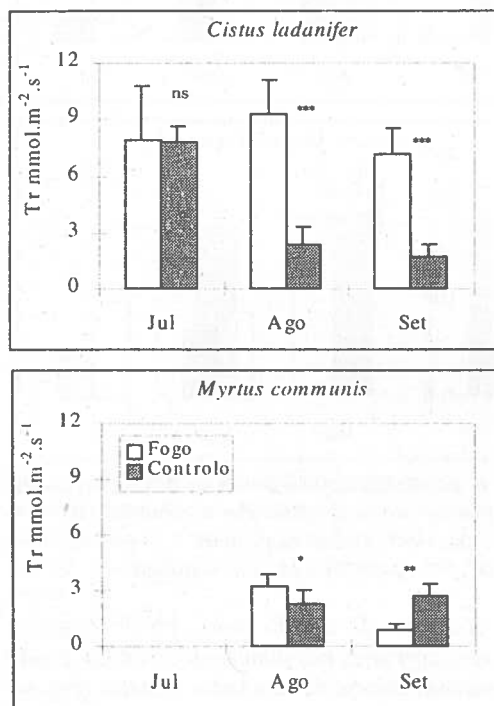


Fig. 3. Valores de transpiração (Tr) nas plantas do local queimado e controle durante o verão de 1997. (média±d.p., n=6, * - $p<0,05$, ** - $p<0,01$, *** - $p<0,001$ e ns - não significativo).

Os valores de potencial hídrico medidos ao meio-dia solar (Ψ) apresentaram um padrão semelhante (Fig. 2). Em Setembro, *C. ladanifer* registou um decréscimo mais acentuado de Ψ em relação a Ψ_{pd} nas plantas do local queimado. *C. ladanifer* registou valores de transpiração (Tr) mais elevados nas plantas do local queimado em Agosto e Setembro (Fig. 3). Em Setembro, quando o potencial hídrico registou valores mais baixos, as plantas de ambos os locais registaram

um decréscimo de cerca de 25% nos valores de transpiração.

Os valores da taxa de fotossíntese (NP) registaram um padrão de variação semelhante ao da transpiração, com valores superiores nas plantas do local queimado em Agosto e Setembro e um decréscimo acentuado neste último mês (Fig. 4). Este decréscimo foi de 57% nas plantas controle e consideravelmente inferior nas plantas do local queimado, ca. 10%.

M. communis registou valores de transpiração superiores nas plantas do local queimado apenas em Agosto (Fig. 3). Em Setembro os valores mais elevados registaram-se nas plantas controle.

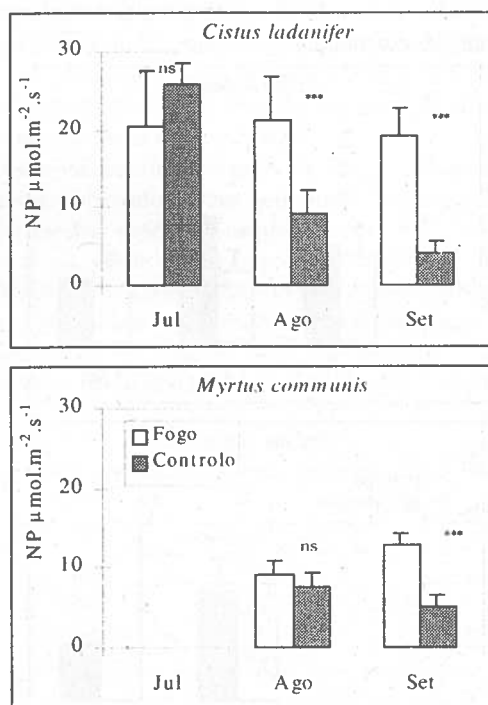


Fig. 4. Taxa de fotossíntese (NP) registada nas plantas do local queimado e controle durante o verão de 1997. (média±d.p., n=6, * - $p<0,05$, ** - $p<0,01$, *** - $p<0,001$ e ns - não significativo).

A taxa de fotossíntese registou igualmente valores superiores nas plantas do local queimado, com diferenças significativas apenas em Setembro (Fig. 4). Contudo, ao contrário do que

aconteceu com *C. ladanifer*, a taxa fotossintética das plantas deste local registou um aumento de 40% de Agosto para Setembro enquanto as plantas controlo registaram um decréscimo de 34%.

M. communis registou valores de transpiração e fotossíntese inferiores a *C. ladanifer*, com diferenças mais acentuadas no local queimado.

C. ladanifer e *M. communis* apresentaram uma eficiência do uso da água (WUE) superior nas plantas controlo, durante o mês de Agosto, com diferenças significativas apenas para a primeira espécie (Fig. 5). Em Setembro, este padrão inverteu-se para as duas espécies e os valores mais elevados registaram-se nas plantas do local queimado, com valores excepcionalmente elevados em *M. communis*.

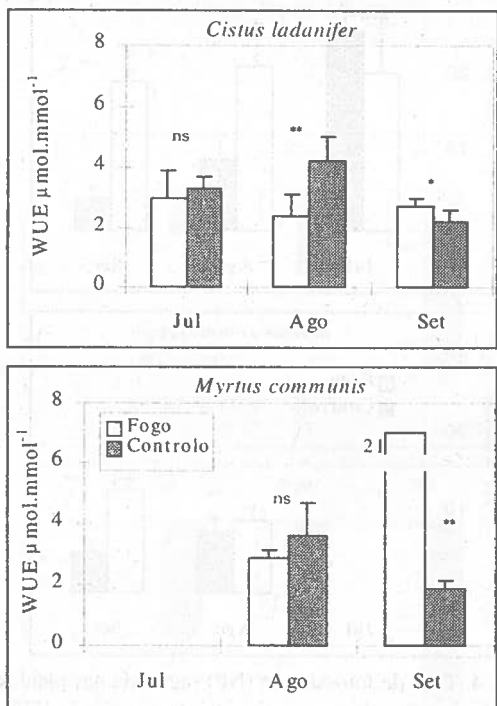


Fig. 5. Eficiência do uso da água (WUE) registada nas plantas do local queimado e controlo durante o verão de 1997. (média±d.p., n=6, * - p<0,05, ** - p<0,01, *** - p<0,001 e ns - não significativo).

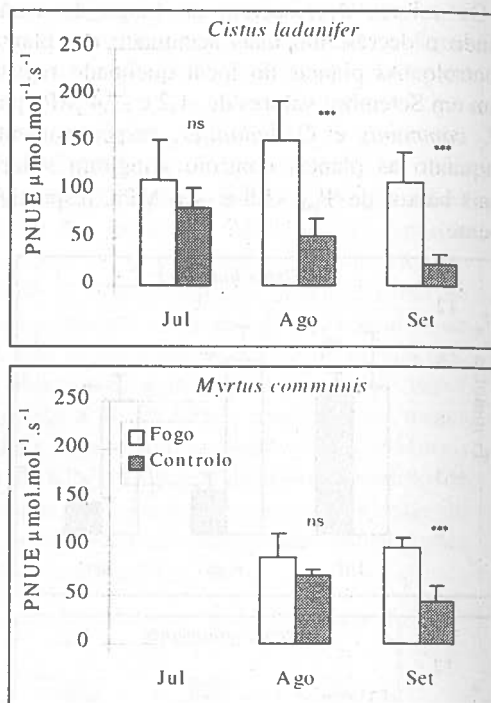


Fig. 6. Eficiência do uso do azoto (PNUE) registada nas plantas do local queimado e controlo durante o verão de 1997. (média±d.p., n=6, * - p<0,05, ** - p<0,01, *** - p<0,001 e ns - não significativo).

A eficiência do uso do azoto (PNUE) registou valores superiores nas plantas do local queimado para ambas as espécies em todas as datas (Fig. 6). Registou-se um decréscimo dos valores de PNUE de Agosto para Setembro.

A eficiência fotoquímica máxima do PSII (Fv/Fm) foi inferior nas plantas do local queimado em Agosto e Setembro para *C. ladanifer* e apenas em Agosto para *M. communis* (Fig. 7). As duas espécies registaram valores relativamente semelhantes em todas as medições efectuadas.

As folhas das plantas do local queimado de ambas as espécies registaram teores mais elevados de azoto total e menor peso específico relativamente às plantas controlo (Tab.s I e II).

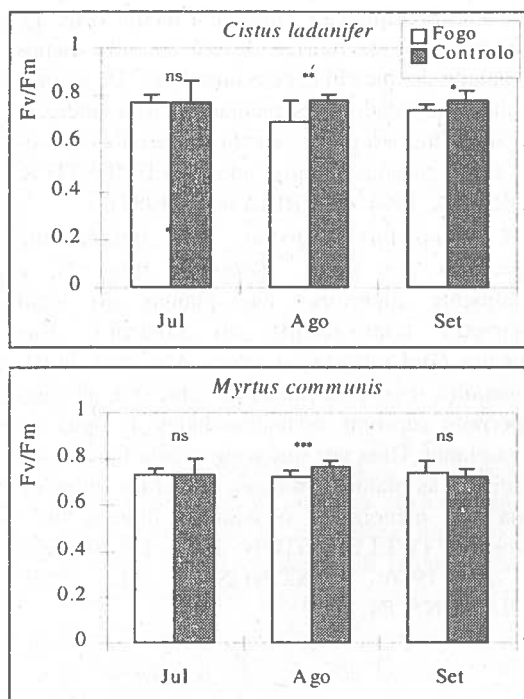


Fig. 7. Eficiência fotoquímica máxima do PSII (Fv/Fm) registrada nas plantas do local queimado e controle durante o verão de 1997. (média±d.p., n=6, * - p<0,05, ** - p<0,01, *** - p<0,001 e ns - não significativo).

Tab. I. Azoto (% peso seco) foliar em *C. ladanifer* e *M. communis* nas plantas do local queimado e nas plantas controle durante o verão de 1997. (média±d.p., n=6-9).

	<i>Cistus ladanifer</i>			<i>Myrtus communis</i>		
	Fogo	Controlo	P	Fogo	Controlo	p
Julho	1,94±0,37	1,32±0,13	0,000	1,88±0,17	1,31±0,07	0,006
Agosto	0,87±0,17	0,71±0,13	0,096	1,11±0,10	0,78±0,08	0,000
Setembro	1,10±0,28	0,84±0,23	0,041	1,23±0,22	0,94±0,19	0,009

Tab. II. Peso foliar específico (mg.cm⁻²) em *C. ladanifer* e *M. communis* nas plantas do local queimado e nas plantas controle durante o verão de 1997. (média±d.p., n=10-17, n=6 Agosto).

	<i>Cistus ladanifer</i>			<i>Myrtus communis</i>		
	Fogo	Controlo	P	Fogo	Controlo	p
Julho	11,95±2,19	28,55±3,57	0,000	11,92±5,12	15,52±1,45	0,045
Agosto	22,85±2,67	34,42±1,35	0,000	13,37±2,47	19,47±2,46	0,002
Setembro	25,54±4,14	37,79±3,23	0,000	16,88±1,35	21,29±2,40	0,000

DISCUSSÃO

As maiores diferenças entre plantas do local queimado e plantas controle para os parâmetros medidos verificaram-se em Agosto e Setembro, sobretudo neste último mês. A primavera de 1997 registou uma precipitação superior à média (Fig. 1), pelo que a disponibilidade de água para as plantas no início do verão era relativamente elevada, como é evidenciado nos valores de potencial hídrico elevados registados no mês de Julho (Fig. 2).

De um modo geral, as duas espécies estudadas registaram potencial hídrico, transpiração e fotossíntese mais elevadas no local queimado em Agosto e Setembro (Figs 2-4).

O valor de Ψ_{pd} mais baixo registado nas plantas de *C. ladanifer* no local queimado foi -1,4 MPa, no mês de Setembro (Fig. 2), enquanto as plantas controle registaram -4,6 MPa.

Os valores mais baixos de Ψ_{pd} registados no local queimado foram superiores aos registados na mesma espécie, em plantas com mais de um ano de idade (inferiores a -5,5 MPa) (CLEMENTE & CORREIA, 1994), e aos registados em plantas de outras espécies mediterrânicas, um ano após o fogo: -4 MPa (HASTINGS *et al.*, 1989; MORENO & OECHEL, 1992), -6 Mpa

(RICHARDS & LAMONT, 1996) e $-7,7$ MPa (FRAZER & DAVIS, 1988). E contudo, as espécies estudadas por FRAZER & DAVIS (1988) e MORENO & OECHEL (1992) apresentavam sistemas radiculares de 30-70 cm, enquanto as plantas de *C. ladanifer* estudadas apresentavam um sistema radicular com apenas 6 cm no início deste trabalho. Este sistema radicular deverá estar situado nas camadas superficiais do solo, onde a disponibilidade de água pode sofrer uma redução considerável durante o verão. HASTINGS *et al.* (1989) verificaram que o solo dos locais queimados está mais seco que o de locais não queimados nos 10 cm superficiais e FRAZER & DAVIS (1988) encontraram uma forte relação entre o potencial hídrico da planta e o potencial do solo até 50 cm de profundidade.

Face a estes resultados, e ao reduzido sistema radicular das plantas em estudo, seria de esperar a observação de potenciais hídricos muito baixos, possivelmente inferiores aos das plantas controlo. No entanto, embora o sistema radicular seja de pequenas dimensões, a área foliar total é muito pequena (cada planta apresenta apenas 4-5 pares de folhas) relativamente à das plantas controlo, o que poderá justificar menores perdas totais de água por transpiração. Estas diferenças de Ψ entre plantas após o fogo e plantas adultas foram igualmente observadas noutras espécies mediterrânicas com regeneração por semente (FRAZER & DAVIS, 1988; WELLINGTON, 1984; HASTINGS *et al.*, 1989).

Além das diferenças de área foliar entre as plantas dos dois locais, existem outros factores que poderão contribuir para os valores de potencial hídrico superiores nas plantas do local queimado: i) a redução da densidade de plantas resultante do fogo reduz a área transpirante e a competição, podendo aumentar a disponibilidade de água no solo do local queimado relativamente ao controlo, ii) os nevoeiros matinais, frequentes mesmo durante o verão no local de estudo, poderão ter humedecido as camadas superficiais do solo e constituir uma importante fonte de água e iii) a primavera e o início do verão de 97 registra-

ram uma precipitação superior à média (Fig. 1), pelo que o stress hídrico deverá ter sido menos acentuado do que em épocas anteriores. Os valores mínimos registados nas plantas controlo indicam um stress hídrico pouco acentuado, sendo superiores aos registados noutros anos (CLEMENTE & CORREIA, 1994; CORREIA *et al.*, 1987).

M. communis registou Ψ_{pd} ligeiramente superiores aos de *C. ladanifer* (Fig. 2), e igualmente superiores nas plantas do local queimado relativamente ao controlo. Nas espécies com rebentação, como é o caso de *M. communis*, o sistema radicular sobrevive ao fogo e permite suprimir as necessidades de água da nova planta. Uma vez que a superfície foliar total é inferior às plantas controlo, as perdas totais de água são menores e o balanço hídrico mais favorável (WELLINGTON, 1984; DE SOUZA *et al.*, 1986; HASTINGS *et al.*, 1989; HODGKINSON, 1992).

As duas espécies registaram valores de transpiração superiores após o fogo, igualmente observados para outras espécies com regeneração por rebentação em ecossistemas mediterrânicos (DE SOUZA *et al.*, 1986; HASTINGS *et al.*, 1989; HODGKINSON, 1992; FLECK *et al.*, 1992, 1995) e noutros ecossistemas (KNAPP, 1985; REICH *et al.*, 1990). Estes autores relacionam estes resultados com o aumento de potencial hídrico e a redução do índice de área foliar. Nas espécies com rebentação, como *M. communis* a sobrevivência do sistema radicular permite uma maior transpiração e uma estratégia de uso da água menos conservativa, evidenciada pela baixa eficiência do uso da água (Fig. 5).

Em *C. ladanifer*, o melhor balanço hídrico poderá também justificar as maiores taxas de transpiração observadas.

Os valores elevados de transpiração no local queimado poderão igualmente contribuir para a dissipação de energia recebida pela folha em condições de radiação elevada, uma vez que se registaram temperaturas das folhas significativamente inferiores nas plantas deste local em todos os meses (dados não apresentados).

O melhor balanço hídrico no local queimado e consequentemente, a possibilidade destas plantas manterem os estomas abertos, enquanto as plantas adultas reduzem consideravelmente a transpiração, poderá trazer vantagens para a fixação do CO₂ e justificar as elevadas taxas de fotossíntese observadas (Fig. 4). De facto, embora a taxa fotossintética tenha registado um decréscimo ao longo do verão, os valores mantiveram-se sempre mais elevados no local queimado. O aumento da taxa fotossintética a seguir ao fogo foi igualmente observado por outros autores (REICH *et al.*, 1990; KNAPP, 1985; DE SOUZA *et al.*, 1986; FLECK *et al.*, 1992, 1995).

OECHEL & HASTINGS (1983) atribuem as taxas de fotossíntese mais elevadas após o fogo à maior disponibilidade de nutrientes no solo e FLECK *et al.* (1992) observaram maior actividade da RUBISCO em *Quercus ilex* no primeiro verão após o fogo, que relacionam com a quantidade de azoto total presente nas folhas. As duas espécies estudadas registaram valores de azoto total superiores no local queimado (Tab. I), que poderão contribuir igualmente para a maior capacidade fotossintética das plantas observada neste local.

No início do verão as plantas do local queimado registaram menor WUE e maior PNUE relativamente às plantas controlo (Fig. 5 e 6). Nos meses em que o stress hídrico não é muito intenso (Julho e Agosto), valores elevados de PNUE estão associados a uma menor WUE, resultante de um compromisso entre o aumento da condutância estomática, que leva a um aumento da transpiração, mas também da fotossíntese. Esta relação inversa entre os dois parâmetros tem sido verificada noutras espécies mediterrânicas (FIELD *et al.*, 1983). A menor WUE, associada a valores elevados de PNUE e a uma estratégia de dispêndio de água permite um crescimento mais rápido nas primeiras fases da vida das plantas. No caso das plântulas, o crescimento do sistema radicular é particularmente importante para a sobrevivência durante o verão.

Em Setembro, com o aumento do stress hídrico, as plantas controlo apresentaram uma redução

acentuada da WUE, com valores inferiores às plantas do local queimado (Fig. 5). Esta redução está associada a um decréscimo na taxa de fotossíntese, que não se verificou nas plantas do local queimado (Fig. 4). Neste local, *C. ladanifer* não registou alterações na WUE em Setembro, enquanto *M. communis* registou um aumento muito acentuado, ca. de 10 vezes. Em condições extremas de stress hídrico, este aumento da WUE, juntamente com o sistema radicular já formado, poderá conferir vantagens na sobrevivência desta espécie em relação a *C. ladanifer*.

As diferenças na estratégia de uso da água entre as plantas do local queimado e as plantas controlo poderão estar relacionadas com as condições microclimáticas criadas pelo fogo, mas também com a ontogenia da planta, tal como foi verificado para outras espécies mediterrânicas (DONOVAN & EHLERINGER, 1991; RICHARDS *et al.*, 1995).

As diferenças observadas na PNUE entre as plantas dos dois locais podem reflectir formas diferentes de investimento do azoto. Assim, enquanto nas espécies com valores de PNUE elevados a maior parte do azoto se encontra nas células do mesófilo (EVANS, 1989), nas espécies com valores de PNUE baixos o azoto é investido sobretudo em paredes celulares, células especializadas, esclerênquima e outros compostos que não estão associados com o processo fotossintético (LAMBERS & POORTER, 1992). As plantas controlo encontram-se neste último grupo, apresentando em simultâneo valores baixos de PNUE e um peso específico superior às plantas do local queimado em todos os meses (Tab. II). As plantas do local queimado parecem situar-se no primeiro grupo, com um peso específico baixo e elevada PNUE. Estas plantas, além de apresentarem maiores teores de azoto foliar relativamente às plantas controlo (Tab. I), parecem investir sobretudo em estruturas ligadas ao processo fotossintético. Este tipo de investimento é vantajoso para a reconstrução da copa e formação do sistema radicular, no entanto, a produção de folhas com características mesófiticas não oferece protecção contra a herbivoria ou o stress hídrico.

No chaparral, a mortalidade das plantas com regeneração por semente no primeiro verão após o fogo é muito elevada (KEELEY & ZEDLER, 1978). MORENO & OECHEL (1992) referem uma forte relação entre a mortalidade de algumas espécies e a disponibilidade de água no solo nos primeiros meses após a germinação. A dimensão do sistema radicular, a competição, a diminuição da disponibilidade de água no solo (DAVIS, 1989) e a maior susceptibilidade das plântulas face à ocorrência de embolismo relativamente às plantas adultas (WILLIAMS *et al.*, 1997) são os principais factores apontados como responsáveis por essa mortalidade. Neste trabalho não se registou mortalidade de nenhuma das plantas estudadas no local queimado, quer durante o período de estudo, quer depois das primeiras chuvas (obs. pess.), possivelmente pelo facto de o stress hídrico ter sido pouco acentuado durante o verão de 1997. De facto, os valores de Ψ_{pd} elevados no final do verão e os valores de Fv/Fm próximos dos valores óptimos registados para várias espécies (DEMMIG & BJÖRKMAN, 1987) são indicadores de um bom balanço hídrico das plantas do local queimado durante o período de estudo.

As novas condições criadas pelo fogo, como o aumento da disponibilidade de nutrientes no solo

e a redução da competição, permitiram melhorar o balanço hídrico das duas espécies estudadas, bem como um aumento das taxas de transpiração e fotossíntese e o desenvolvimento de características foliares mais mesomórficas. Estas características permitem um crescimento muito rápido e aceleram o processo de restabelecimento da comunidade. No entanto, em condições de stress hídrico acentuado, esta estratégia de dispêndio de água associada às características mesomórficas das folhas poderão ser responsáveis pela mortalidade das plantas, especialmente no caso das espécies com regeneração por semente, que dispõem de poucos meses para o crescimento das raízes.

AGRADECIMENTOS

Ao Parque Natural da Arrábida pela cedência do local e pela realização do fogo controlado. À C. Werner por ter cedido os dados da estação micrometeorológica. Este trabalho foi realizado no âmbito de uma bolsa do Programa PRAXIS XXI (A.S. Clemente, BD/2936/94) e do programa ERASMUS (M.A. López-Luengo, ICP-B-2075/13).

BIBLIOGRAFIA

- CLEMENTE, A. & CORREIA, O.A. 1994. Comparative phenology and water relations of obligate seeders and obligate resprouters after wildfire. MEDECOS VII. Landscape degradation in Mediterranean Ecosystems. Outubro, Viña del Mar, Chile (livro de resumos). pp. 17.
- CLEMENTE, A., REGO, F. & CORREIA, O.A. 1996. Demographic patterns and productivity of post-fire regeneration in portuguese Mediterranean maquis. *Int. J. Wildland Fire* 6 (1): 5-12.
- CORREIA, O.A., CATARINO, F.M., TENHUNEN, J.D. & LANGE, O. 1987. Regulation of water use by four species of *Cistus* in the scrub vegetation of the Serra da Arrábida, Portugal. In: Tenhunen, J.D., Catarino, F.M., Lange, O. L. & Oechel, W.C. (eds.), *Plant response to stress. Functional analysis in Mediterranean ecosystems*. Springer-Verlag. pp. 247-258.
- DAVIS, S.D. 1989. Patterns in mixed chaparral stands: different water status and seedling survival during summer drought. In: Keeley, S.C. (ed.), *The California chaparral. Paradigms reexamined*. Allen Press, Los Angeles. pp. 97-105.
- DEMMIG-ADAMS, B. & BJÖRKMAN, O. 1987. Comparison of the effect of excessive light on chlorophyll fluorescence (77K) and photon yield of O₂ evolution in leaves of higher plants. *Planta* 171: 171-184.
- DE SOUZA, J., SILKA, P.A. & DAVIS, S.D. 1986. Comparative physiology of burned and unburned *Rhus laurina* after chaparral wildfire. *Oecologia* 71: 63-68.

- DONOVAN, L.A. & EHLERINGER, J.R. 1991. Ecophysiological differences among juvenile and reproductive plants of several woody species. *Oecologia* **86**: 594-597.
- EVANS, J.R. 1989. Photosynthesis and nitrogen relationships in leaves of C3 plants. *Oecologia* **78**: 9-19.
- FIELD, C., MERINO, J. & MOONEY, H.A. 1983. Compromises between water-use efficiency and nitrogen-use efficiency in five species of California evergreens. *Oecologia* **60**: 384-389.
- FLECK, I., SANJOSE, M., GRAU, D. & VIDAL, D. 1992. The effects of fire and tree-fell on photosynthesis in *Quercus ilex* resprouts. In: Murata, N. (ed.), *Research in photosynthesis*. Kluwer Academic Publishers. pp. 687-690.
- FLECK, I., DIAZ, C., PASCUAL, M. & IÑIGUEZ, F.J. 1995. Ecophysiological differences between first-year resprouts after wildfire and unburned vegetation of *Arbutus unedo* and *Coriaria myrtifolia*. *Acta Oecol.* **16**(1):55-69.
- FRAZER, J.M. & DAVIS, S.D. 1988. Differential survival of chaparral seedlings during first summer drought after wildfire. *Oecologia* **76**: 215-221.
- HANES, T.L. 1971. Succession after fire in the chaparral of southern California. *Ecological Monographs* **41** (1): 27-52.
- HASTINGS, S.J., OECHEL, W.C. & SIONIT, N. 1989. Water relations and photosynthesis of chaparral resprouts and seedlings following fire and hand clearing. In: Keeley, S.C. (ed.), *The California chaparral. Paradigms reexamined*. Allen Press, Los Angeles. pp. 107-113.
- HODGKINSON, K.C. 1992. Water relations and growth of shrubs before and after fire in a semi-arid woodland. *Oecologia* **90**: 467-473.
- KEELEY, J.E. 1986. Resilience of mediterranean shrub communities to fires. In: Dell, B., Hopkins, A.J.M., & Lamont, B.B. (eds.), *Resilience in Mediterranean-type ecosystems*. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht. pp. 95-112.
- KEELEY, J.E. & ZEDLER, P.H. 1978. Reproduction of chaparral shrubs after fire: a comparison of sprouting and seeding strategies. *Am. Nat.*: **99** (1): 142-161.
- KNAPP, A.K. 1985. Effect of fire and drought on the ecophysiology of *Andropogon gerardii* and *Panicum virgatum* in a tallgrass prairie. *Ecology* **66** (4): 1309-1320.
- LAMBERS, H. & POORTER, H. 1992. Inherent variation in growth rate between higher plants: a search for physiological causes and ecological consequences. In: *Advances in Ecological Research*. Academic Press. pp. 187-261.
- MORENO, J.M. & OECHEL, W.C. 1992. Factors controlling postfire seedling establishment in southern California chaparral. *Oecologia* **90**: 50-60.
- MORENO, J.M. & OECHEL, W.C. 1993. Demography of *Adenostoma fasciculatum* after fires of different intensities in southern California chaparral. *Oecologia* **96**: 95-101.
- OECHEL, W.C. & HASTINGS, S.J. 1983. The effects of fire on photosynthesis in chaparral resprouts. In: Kruger, F.J., Mitchell, D.T. & Jarvis, J.U.M. (eds.), *Mediterranean-type ecosystems - The role of nutrients*. Springer-Verlag, Berlin. pp. 274-285.
- REICH, P.B., ABRAMS, M.D., ELLSWORTH, D.S., KRUGER, E.L. & TABONE, T.J. 1990. Fire affects ecophysiology and community dynamics of central Wisconsin oak forest regeneration. *Ecology* **71** (6): 2179-2190.
- RICHARDS, M.B. & LAMONT, B.B. 1996. Post-fire mortality and water relations of three congeneric shrub species under extreme water stress - a trade-off with fecundity? *Oecologia* **107**: 53-60.
- RICHARDS, M.B., STOCK, W.D. & COWLING, R.M. 1995. Water relations of seedlings and adults of two fynbos *Protea* species in relation to their distribution patterns. *Functional Ecology* **9**: 575-583.
- WELLINGTON, A.B. 1984. Leaf water potentials, fire and the regeneration of mallee eucalypts in semi-arid, south-eastern Australia. *Oecologia* **64**: 360-362.
- WILLIAMS, J.E., DAVIS, S.D. & PORTWOOD, K. 1997. Xylem embolism in seedlings and resprouts of *Adenostoma fasciculatum* after fire. *Aust. J. Bot.* **45**: 291-300.

ECOFISIOLOGIA DA GERMINAÇÃO DA ESPÉCIE ENDÊMICA DOS AÇORES, *HYPERICUM FOLIOSUM* AITON

M. G. Belo Maciel¹ & M. L. Caixinhas²

¹ Assistente do Departamento de Biologia da Universidade dos Açores.

² Investigadora Coordenadora do Departamento de Protecção das Plantas e Fitocologia do Instituto Superior de Agronomia da Universidade Técnica de Lisboa.

Maciel, M. G. B. & Caixinhas, M. L. (1998). Ecofisiologia da germinação da espécie endêmica dos Açores, *Hypericum foliosum* Aiton. *Revista Biol. (Lisboa)* **16**: 205-210. Durante três anos foi avaliada a capacidade germinativa de sementes de *Hypericum foliosum* Aiton, espécie endêmica dos Açores. Foram efectuados ensaios de germinação em condições controladas de temperatura e luz; testou-se a temperatura contínua de 15 °C e a alterna de 10-20 °C, quer durante um período de 8 horas de luz (coincidindo com a temperatura mais elevada no caso da alternância de 10-20 °C) quer em condição de total obscuridade. A espécie apresentou fotossensibilidade positiva e uma taxa de germinação de 67% na temperatura contínua de 15 °C. Verificou-se que as sementes com 3 meses de conservação apresentaram uma dormência reduzida. Ao fim de 15 meses de armazenamento foram efectuados novos ensaios, tendo-se constatado que houve uma redução da aptidão germinativa, a qual se observou ser ainda mais reduzida para as sementes conservadas durante 25 meses.

Palavras Chave: ecofisiologia, germinação, dormência, espécie endêmica.

Maciel, M. G. B. & Caixinhas, M. L. (1998). Germination ecophysiology of *Hypericum foliosum* Aiton, an endemic species from Azores. *Revista Biol. (Lisboa)* **16**: 205-210. During 3 years the germination capacity of the seeds of *Hypericum foliosum* Aiton, an Azorean endemic species, was tested. The essays took place under controlled condition of temperature and light. Tests were conducted whether a continuous temperature of 15 °C and of alternate 10-20 °C, for a period of 8 hours of light as for a total darkness condition (the highest temperature was used in alternate 10-20 °C). This species showed positive photosensitivity and a germination percentage of 67% in a condition of continuous temperature of 15 °C. A short dormancy was detected in the seeds with 3 months of conservation. At the end of periods of 15 months and periods of 25 months of storage new essays were done and the results showed a progressive reduction of the germination capacity.

Key words: ecophysiology, germination, dormancy, endemic species.

INTRODUÇÃO

A água, o oxigénio e a temperatura são sem dúvida os principais factores ecológicos essenciais à germinação. Para cada espécie são necessárias condições mínimas de interacções favoráveis entre estes três factores ambientais e frequentemente um quarto, a luz. Todavia, mesmo que as condições ideais para que ocorra a

germinação estejam reunidas, uma semente morfológicamente madura pode não germinar. Mais importante que a maturidade morfológica, a semente deverá ter atingido a maturidade fisiológica (CÔME, 1970). Assim, quando uma semente viável é submetida às condições ideais para que se inicie a germinação, nomeadamente

em relação à luz, oxigênio, luz e temperatura, e não germina, diz-se que está a ocorrer o fenómeno da dormência. Um dos mais usuais sistemas de classificação das dormências é o que as agrupa em dormências embrionárias e dormências devidas a inibições tegumentares (CÔME, 1975).

As sementes são classificadas em três categorias de acordo com o seu comportamento à luz branca (CÔME, 1982). As sementes com fotossensibilidade positiva, germinam mais facilmente à luz que na obscuridade, enquanto que as sementes com fotossensibilidade negativa não germinam ou germinam dificilmente quando estão na presença da luz branca. Existem ainda as sementes não fotossensíveis, as quais são aparentemente insensíveis à luz, germinando de igual modo quer na presença desta quer na obscuridade. Esta classificação, apesar de ser utilizada por muitos autores, deve contudo ser encarada com alguma prudência, visto a resposta das sementes à luz poder ser consideravelmente modificada por numerosos factores (MAYER & POLJAKOFF-MAYBER, 1989).

Em muitas espécies, quando a planta-mãe dispersa as sementes, muitas delas não germinam. Estas sementes germinam sob condições naturais se forem guardadas durante um certo período de tempo. Diz-se que estas sementes precisam de um período de pós-maturação, o qual pode ser definido como um estado em que ocorrem várias mudanças na semente (sobretudo na sua fisiologia) durante o armazenamento e que pode levar a que a germinação seja possível ou melhorada (MAYER & POLJAKOFF-MAYBER, 1989).

MATERIAL E MÉTODOS

Para além do efeito da acção conjunta da temperatura e da luz sobre a germinação das sementes, foi apreciado também um outro parâmetro que é o tempo de conservação das sementes, designadamente logo após a colheita, ao fim de um e dois anos de conservação.

Os ensaios decorreram em câmaras climatizadas com controle automático de temperatura (precisão $\pm 1^\circ\text{C}$) e iluminação

fornecida por 6 lâmpadas fluorescentes "Philips" TL 8W/33 9H (intensidade luminosa média de 200 Lux). Para todas as espécies foram ensaiadas 4 modalidades: a temperatura constante de 15°C e alterna de $10-20^\circ\text{C}$, uma e outra durante um período de 8 h de luz em 24 horas e em condição de total obscuridade. Esta última condição foi obtida introduzindo as caixas de Petri dentro de caixas de plástico preto. No caso das temperaturas alternas, fez-se coincidir o fotoperíodo de 8 h com a temperatura mais elevada. As sementes ou os frutos foram colocados em caixas de Petri de 10 cm de diâmetro, sobre discos de papel de filtro "Whatman" nº 1 humedecidos com água destilada.

RESULTADOS

A capacidade germinativa das sementes de *Hypericum foliosum*, conservadas durante 3, 15 e 25 meses no laboratório, podem ser observadas nos quadros I, II e III.

DISCUSSÃO

Pelo estudo do quadro I e da figura 1, verifica-se que não ocorreram germinações nas modalidades sujeitas à obscuridade. A capacidade germinativa mais elevada foi atingida na temperatura de 15°C , sendo significativamente diferente da registada na alternância de $10-20^\circ\text{C}$. A influência do factor luz é evidente nesta espécie. As sementes ensaiadas, com 3 meses de armazenamento atingiram, no máximo, um valor da taxa de germinação de 67%, o que significa provavelmente que a espécie tem uma dormência reduzida. As primeiras radículas emergiram ao fim de 10 e 12 dias, respectivamente para as temperaturas de $10-20^\circ\text{C}$ e 15°C , ambas com fotoperíodo, sendo os valores do TMG de 19 dias para a primeira condição e de 37 para a segunda. Embora os valores do tempo de latência e do TMG não sejam os mais baixos, devido ao valor da capacidade germinativa, parece-nos que o regime de 15°C com fotoperíodo será o mais adequado para a espécie.

Quadro I. - Taxa de Germinação (%) de *Hypericum foliosum*. Ensaios com 4 repetições de 100 sementes por cada.

Tempo de Conservação (meses)	Condições de Germinação					
	Duração do Ensaio (dias)	10-20°C		Duração do Ensaio (dias)	15°C	
		obsc.	8h		obsc.	8h
3	102	0a	46b	209	0a	67c

Os valores afectados pela mesma letra não diferem significativamente ao nível de 5%.

Quadro II. - Taxa de Germinação (%) de *Hypericum foliosum*. Ensaios com 4 repetições de 100 sementes por cada.

Tempo de Conservação (meses)	Condições de Germinação					
	Duração do Ensaio (dias)	10-20°C		Duração do Ensaio (dias)	15°C	
		obsc.	8h		obsc.	8h
15	138	1a	42b	168	0a	42b

Os valores afectados pela mesma letra não diferem significativamente ao nível de 5%.

Quadro III. - Taxa de Germinação (%) de *Hypericum foliosum*. Ensaios com 4 repetições de 100 sementes por cada.

Tempo de Conservação (meses)	Condições de Germinação					
	Duração do Ensaio (dias)	10-20°C		Duração do Ensaio (dias)	15°C	
		obsc.	8h		obsc.	8h
25	84	1a	34b	66	0a	29b

Os valores afectados pela mesma letra não diferem significativamente ao nível de 5%.

As Figs 1, 2 e 3 representam a evolução do processo germinativo ao longo dos três anos em que se efectuaram os ensaios.

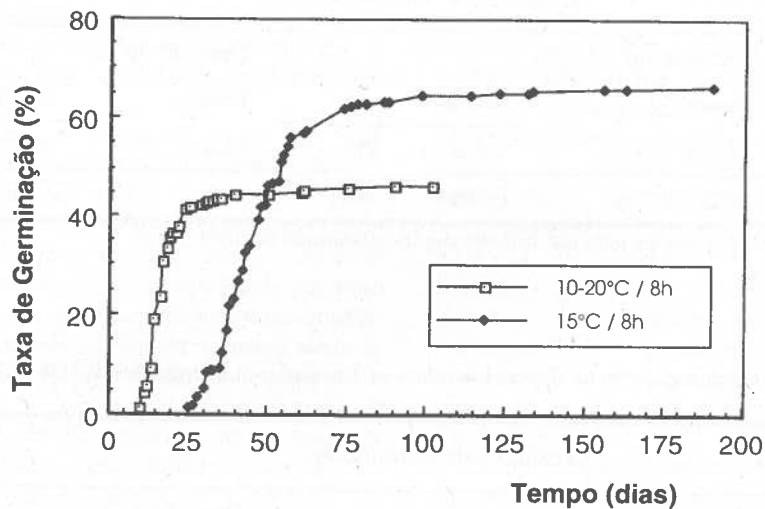


Fig. 1. - Curvas de Germinação de *Hypericum foliosum* após 3 meses de conservação das sementes.

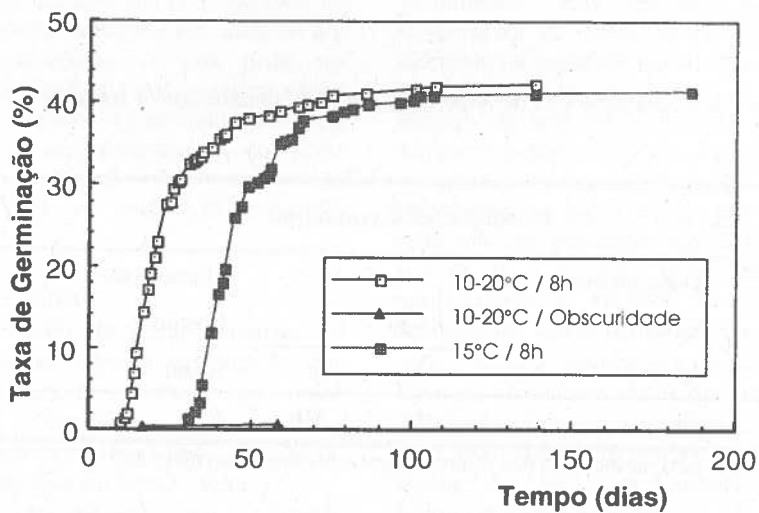


Fig. 2. - Curvas de Germinação de *Hypericum foliosum* após 15 meses de conservação das sementes.

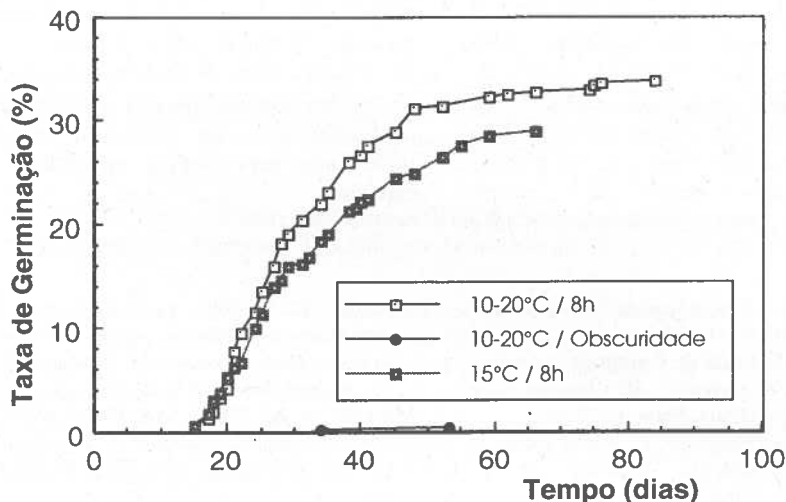


Fig. 3. - Curvas de Germinação de *Hypericum foliosum* após 25 meses de conservação das sementes.

Após 15 meses de armazenamento das sementes, e analisando o quadro II e a figura 2, verifica-se que nas modalidades sujeitas à obscuridade, ou não ocorreram germinações ou o seu valor foi muito baixo. A influência do factor luz continua a ser evidente nesta espécie. Assim, nos ensaios realizados com a presença de luz registaram-se os valores mais elevados da taxa de germinação, sendo iguais para as duas modalidades de temperaturas. As primeiras radículas emergiram ao fim de 10 e 11 dias, respectivamente para as temperaturas de 10-20°C e 15°C, ambas com fotoperíodo, sendo os valores de TMG de 27 dias para a primeira condição e de 30 para a segunda. Para o ensaio efectuado na temperatura alterna e na obscuridade, o tempo de latência foi de 17 dias e o TMG de 38 dias. Verifica-se que a velocidade de germinação das sementes submetidas ao fotoperíodo é maior que as sujeitas à obscuridade.

Ao fim de 25 meses de conservação das sementes, e pelo estudo do quadro III e da figura 3, observou-se o mesmo comportamento da espécie em relação à temperatura e à luz, após um

ano de armazenamento das sementes. Assim, nos ensaios realizados na presença de luz observaram-se os valores mais elevados da taxa de germinação, sendo significativamente iguais. As primeiras radículas emergiram ao fim de 15 dias para ambas as modalidades de temperaturas com fotoperíodo, sendo os valores do TMG de 32 dias para a alternância de 10-20°C e de 33 na temperatura contínua de 15°C. Nas condições de temperaturas alternas e obscuridade, o tempo de latência foi de 34 dias e o TMG de 44. Verifica-se que a velocidade de germinação das sementes submetidas ao fotoperíodo é maior do que as que permaneceram na obscuridade.

CONCLUSÕES

A espécie apresentou fotossensibilidade positiva e uma taxa de germinação de 67% na temperatura contínua de 15°C, para o lote de sementes conservado durante 3 meses. Embora os valores da latência e do TMG não sejam os mais baixos, devido ao valor da capacidade germinativa, parece-nos que o regime de 15°C

com fotoperíodo será o mais adequado para a espécie.

Verificou-se assim que as sementes com 3 meses de conservação apresentaram uma dormência reduzida. Ao fim de 15 meses de armazenamento e após os ensaios, constatou-se que houve uma redução da aptidão germinativa, a qual se observou ser ainda mais reduzida para as sementes conservadas durante 25 meses. Verificou-se também, para as sementes com 15 e

25 meses de conservação, nas modalidades efectuadas com fotoperíodo velocidades de germinação e capacidades germinativas mais elevadas. Todavia, uma vez que a capacidade germinativa mais elevada foi atingida ao fim de 3 meses de conservação com a temperatura de 15 °C e fotoperíodo, este tempo de armazenamento parece-nos ser o mais apropriado para esta espécie.

BIBLIOGRAFIA

- CÔME, D. 1970. *Les Obstacles à la Germination*. Masson & CIE ed., Paris, 162 pp.
- CÔME, D. 1975. Acquisition de l'aptitude à germer. In *La germination des semences*, R. Chaussat e Le Deunff, eds., Gauthier-villars, Paris, pp. 27-44.
- CÔME, D. 1982. Germination. In *Croissance et Développement, Physiologie Végétale II*, P. Mazliak, ed., Herman, Paris, 129-225 pp.
- MACIEL, G. B. 1994. *Ecofisiologia da Germinação de Sementes de Plantas Vasculares Endêmicas dos Açores*, Departamento de Biologia, Universidade dos Açores, Ponta Delgada, 193 pp.
- MAYER, A. M. & POLJAKOFF-MAYBER, A. 1989. *The Germination of Seeds*, 4ª ed., Pergamon Press, Oxford, Toronto; Sydney, Paris, Braunschweig, 270 pp.

MONITORIZAÇÃO DE *AMMOPHILA ARENARIA* EM ECOSISTEMAS DUNARES PORTUGUESES

Catarina Schreck Reis & Helena Freitas

Departamento de Botânica, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra, 3000 Coimbra

Reis, C. S. & Freitas, H. (1998) Monitorização de *Ammophila arenaria* em ecossistemas dunares portugueses. *Revista Biol. (Lisboa)* **16**: 211-215.

A pressão humana e as alterações climáticas globais são os factores que mais afectam as zonas costeiras, em particular os ecossistemas dunares. Estes, quando existentes, encontram-se na sua maioria, em avançado estado de degradação, permitindo uma aceleração dos processos de erosão. São por isso urgentes estudos que visem a sua gestão e preservação.

A gramínea *Ammophila arenaria* (L.) Link tem um importante papel nos sistemas dunares, estabilizando a duna primária e impedindo a movimentação das areias. Este trabalho visa o estudo e selecção de fisiótipos e génotipos desta espécie, que sejam mais eficazes na fixação das areias, tendo sido, para tal, escolhidos 7 sistemas dunares ao longo da costa portuguesa. Neste estudo, são apresentados dados relativos às taxas de crescimento, densidade populacional, floração e movimentação das areias.

Palavras chave: Ecossistemas dunares, estabilização, *Ammophila arenaria*.

Reis, C. S. & Freitas, H. (1998) Monitoring *Ammophila arenaria* in Portuguese coastal sand-dunes ecosystems. *Revista Biol. (Lisboa)* **16**: 211-215.

Coastal zones, and particularly sand-dunes ecosystems are mostly affected by human pressure and climatic global changes, causing acceleration of erosion processes. Therefore, it is urgent to develop studies on the management and protection of these ecosystems.

Ammophila arenaria (L.) Link, the marram grass, has an important role in dune systems, fixing the sand and stabilising the first dune. The aim of the present work is to study and select phenotypes and genotypes of this species, that are most efficient in sand fixation. Seven dune systems were chosen along the Portuguese coast. In this work, data of growth parameters, flowering, population density and sand mobilisation are presented.

Key words: Coastal sand-dunes ecosystems, stabilisation, *Ammophila arenaria*.

INTRODUÇÃO

Os ecossistemas dunares portugueses encontram-se, na sua maioria, muito degradados devido à forte pressão humana a que estão sujeitos, acelerando, deste modo, a erosão costeira (MARTINS, 1989). A protecção do litoral tem sido feita através da construção de

estruturas artificiais (diques e paredões) que se mostram eficazes apenas a curto prazo e a nível local (GRANJA & CARVALHO, 1995). Por outro lado, tem-se verificado que as zonas menos afectadas são as que estão protegidas pelos ecossistemas dunares.

É, pois, urgente desenvolver formas alternativas de protecção das zonas costeiras (CARTER, 1995), através da utilização de plantas que formem as dunas, nomeadamente *Ammophila arenaria* (L.) Link, planta dominante da duna primária e principal responsável pela fixação das areias (MAUN, 1984).

A gramínea *Ammophila arenaria* apresenta uma vasta distribuição geográfica não só em Portugal, como em grande parte da costa Europeia (HUISKES, 1979), o que leva a considerar a existência de génotipos distintos, resultantes de uma selecção climática.

A monitorização dos parâmetros de crescimento de *Ammophila arenaria*, do modo como são afectados pela mobilidade das areias, e da sua capacidade de estabilizar as dunas, constituem a primeira fase de um projecto, cujo objectivo é seleccionar génotipos desta espécie na costa portuguesa e aplicar os conhecimentos à gestão e protecção das zonas costeiras.

MATERIAIS E MÉTODOS

De forma a compreender o comportamento da espécie face ao gradiente climático que se faz sentir de Norte a Sul do país, escolheram-se 7 sistemas dunares ao longo da costa portuguesa (Fig. 1), colocando em cada um deles, na primeira duna, local onde *Ammophila arenaria* é dominante, 12 quadrados com 50 cm².

Em cada quadrado, marcaram-se 5 indivíduos, os quais foram medidos de 2 em 2 meses tendo em conta os seguinte parâmetros:

- comprimento total de cada planta;
- número de folhas de cada planta;
- número e comprimento de espigas das plantas;
- movimentação das areias em cada quadrado;
- existência de outras espécies em cada quadrado;
- número de indivíduos de *Ammophila arenaria* em cada quadrado (incluindo os 5 em estudo).

Os dados foram submetidos a diferentes tratamentos estatísticos, nomeadamente Anova e regressão simples.

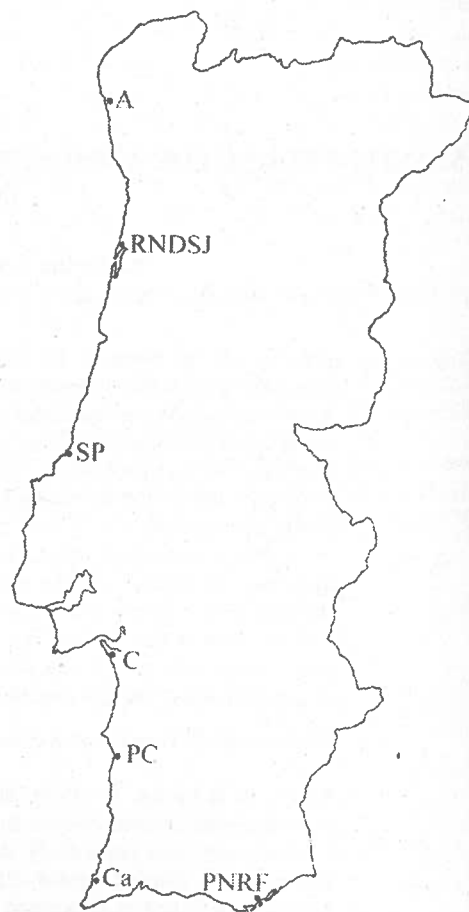


Fig. 1 - Localização geográfica dos sete sistemas dunares em estudo ao longo da costa portuguesa (A - Amorosa; RNDSJ - Reserva Natural das Dunas de São Jacinto; SP - Salir do Porto; C - Comporta; PC - Porto Côvo; Ca - Carrapateira; PNRF - Parque Natural da Ria Formosa).

RESULTADOS

Os resultados apresentados referem-se à monitorização de campo efectuada em Fevereiro e Agosto de 1997, sendo já possível observar diferenças estatisticamente significativas entre as várias populações de *Ammophila arenaria* em estudo, em praticamente todos os parâmetros analisados.

O comprimento total da planta, analisado através da taxa de crescimento (Fig. 2) revela uma elevada amplitude de valores, desde 8,33 no sistema dunar da Comporta, a -2.99 no Parque Natural da Ria Formosa. Diferenças também significativas são as que se referem ao número de folhas da cada planta nos sistemas dunares em estudo (Fig. 3). Durante o mês de Agosto, e em todos os locais, verifica-se uma diminuição do número de folhas devido provavelmente à elevada temperatura e baixa humidade.

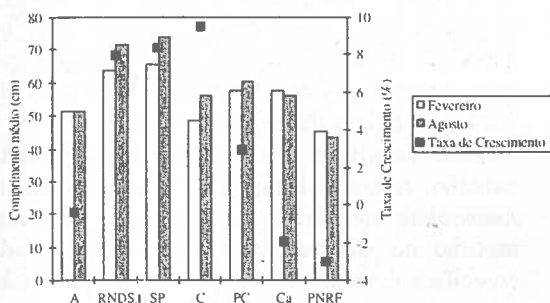


Fig. 2 - Comparação entre o comprimento médio de *Ammophila arenaria* nos sistemas dunares em estudo, nos meses de Fevereiro e Agosto (Anova, $p \leq 0,0001$), e respectivas taxas de crescimento.

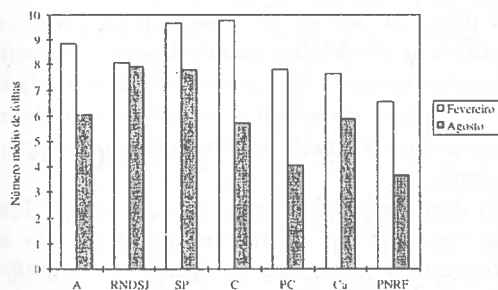


Fig. 3 - Comparação entre o número de folhas de *Ammophila arenaria* nos sistemas dunares em estudo (Anova, $p \leq 0,0001$).

A densidade populacional de *Ammophila arenaria*, ou seja, o número de indivíduos desta espécie presentes em cada quadrado de 50 cm², apresenta o valor máximo na Reserva Natural das

Dunas de São Jacinto e o mínimo no sistema dunar da Carrapateira (Fig. 4).

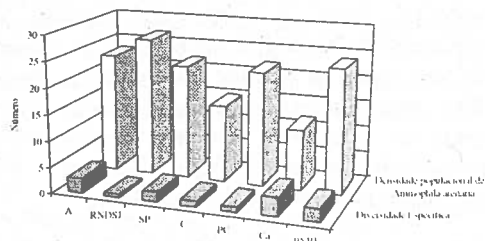


Fig. 4 - Comparação entre a densidade populacional de *Ammophila arenaria* (nº de indivíduos por quadrado) e a diversidade específica (nº outras espécies por quadrado) (Regressão simples, $p \leq 0,0002$, $r = 0,29$).

Em 3 das 7 populações estudadas em campo, a percentagem de floração no mês de Agosto foi superior a 50 % (Fig. 5), que consideramos um valor bastante elevado. Apenas no sistema dunar da Carrapateira nenhum dos 60 indivíduos monitorizados floriu.

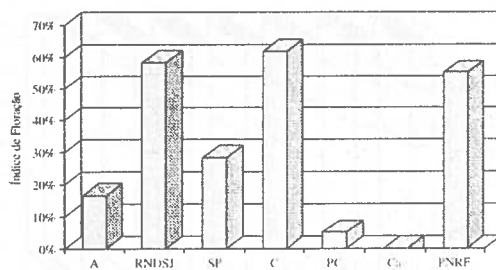


Fig. 5 - Comparação entre a percentagem de floração nos sistemas dunares em estudo (Anova, $p \leq 0,0001$).

A movimentação de areias é uma característica do sistema dunar que influencia directamente o desenvolvimento das espécies aí presentes e, em particular, de *Ammophila arenaria*. Entre Fevereiro e Agosto de 1997 a variação do nível

de areia que ocorreu nos sistemas dunares em estudo foi a representada na Fig. 6.

Os valores de biomassa da parte aérea de *A. arenaria* para o mês de Agosto estão representados na Fig. 7, sendo bastante semelhantes em todos as populações estudadas: mais de 50% do peso da parte aérea corresponde ao caule, cerca de 20 a 25 % às folhas secas, um pouco menor para as folhas verdes e apenas 1 a 2 % correspondem à estrutura reprodutora.

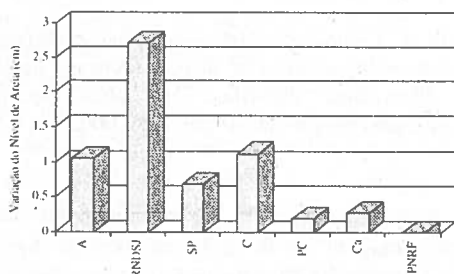


Fig. 6 - Comparação entre a movimentação de areias nos diferentes sistemas dunares em estudo (Anova, $p \leq 0,0014$).

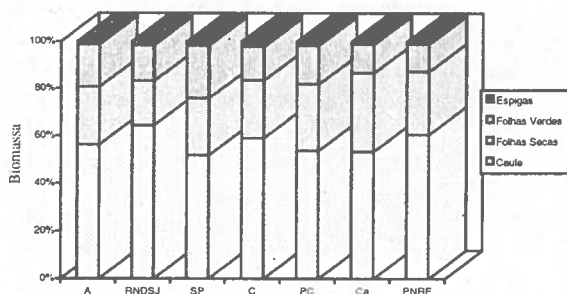


Fig. 7 - Valores médios de biomassa da parte aérea de *Ammophila arenaria* dos diferentes sistemas dunares em estudo.

DISCUSSÃO

A análise dos resultados obtidos, permite concluir que há realmente diferenças significati-

vas entre as populações de *Ammophila arenaria* em estudo, diferenças essas que ocorrem em praticamente todos os parâmetros analisados.

Destes, podemos referir que a taxa de crescimento é nitidamente menor na população do Parque Natural da Ria Formosa, local onde a variação do nível de areia foi nulo. Isto vem ao encontro de outros trabalhos já publicados (DISRAELI, 1984; LITTLE & MAUN, 1996; MARSHAL, 1965; SELISKAR, 1994) que revelaram o facto de ocorrer uma diminuição no crescimento vertical de *A. arenaria* e no número de folhas em cada indivíduo, quando não há deposição de areia. Por outro lado, é curioso que neste mesmo sistema dunar, a percentagem de floração seja uma das maiores (55 %).

Outra conclusão que é possível tirar deste trabalho, refere-se à densidade populacional de *Ammophila arenaria*, que apresenta o valor máximo no sistema dunar onde a diversidade específica é menor e vice-versa. A competição interespecífica, nomeadamente por água e nutrientes, pode justificar esta relação (ELDRED & MAUN, 1982). Relacionado com isto pode também estar a percentagem de floração, visto ser bastante elevada onde a diversidade específica é mínima, e nula no local onde a presença de outras espécies é máxima.

Apesar de serem bastante significativos os resultados obtidos na monitorização efectuada até ao momento, é necessário continuar o estudo desta espécie, de modo a poder explicar certas características ainda não totalmente compreendidas.

O projecto passará agora a uma segunda fase que consistirá em determinar, até que ponto as diferenças encontradas ao nível do feniótipo corresponderão a diferenças genotípicas. Poderão então efectuar-se plantações dos genótipos de *Ammophila arenaria* mais eficazes na fixação das areias, como uma forma económica, estética e de mínimo impacto ambiental, de gestão e protecção dos sistemas dunares, e consequentemente das zonas costeiras.

BIBLIOGRAFIA

- CARTER, R.W.G. 1995. *Coastal Environments*. Academic Press, London, 617 pp.
- DISRAELI, D.J. 1984. The effect of sand deposits on the growth and morphology of *Ammophila breviligulata*. *Journal of Ecology*, **72**: 145-154.
- ELDRED, R.A. & MAUN, M.A. 1982. A multivariate approach to the problem of decline in vigour of *Ammophila*. *Canadian Journal of Botany*, **60**: 1371-1380.
- GRANJA, H.M. & CARVALHO, G.S. 1995. Is the coastline "protection" of Portugal by hard engineering structures effective?. *Journal of Coastal Research*, **11**(4): 1229-1241.
- HUISKES, A.H.L. 1979. Biological flora of the British Isles. *Journal of Ecology*, **67**: 363-382.
- LITTLE, L.R. & MAUN, M.A. 1996. The "Ammophila problem" revisited: a role for mycorrhizal fungi. *Journal of Ecology*, **84**: 1-7.
- MARSHAL, J.K. 1965. *Corynephorous canescens* (L.) P. Beauv. as a model for the *Ammophila* problem. *Journal of Ecology*, **53**: 447-463.
- MARTINS, F.M.C.PF. 1989. *Abordagem aos problemas do planeamento e gestão das áreas dunares*. Universidade de Aveiro, 94pp.
- MAUN, M.A. 1984. Colonization ability of *Ammophila breviligulata* through vegetative regeneration. *Journal of Ecology*, **72**: 565-574.
- SELISKAR, D.M. 1994. The effect of accelerated sand accretion on growth, carbohydrate reserves, and ethylene production in *Ammophila breviligulata* (Poaceae). *American Journal of Botany*, **81** (5): 536-541.

REGULAÇÃO IÓNICA EM FOLHAS SENESCENTES DE *SPARTINA MARITIMA*

Paula Castro & Helena Freitas

Departamento de Botânica da Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade de Coimbra. 3000 Coimbra.

Castro, P. & Freitas, H. (1998). Regulação iónica em folhas senescentes de *Spartina maritima*. *Revista Biol. (Lisboa)* **16**: 217-220.

Spartina maritima é uma halófita abundante no sapal do rio Mondego onde, desempenha um papel importante na reciclagem e renovação da matéria orgânica deste sistema.

Durante o processo de amadurecimento e senescência das folhas as necessidades iónicas variam. Quando atingem a senescência, as folhas iniciam a remobilização de nutrientes como forma de melhorar a sua eficiência nutricional. Paralelamente, vão sendo colonizadas por uma grande variedade de fungos que contribuem para a sua decomposição.

Considerando que as condições de encharcamento são frequentes e periódicas no habitat de *S. maritima* e que, portanto, são pouco favoráveis à actividade dos fungos, é previsível que a degradação das folhas por acção fúngica aconteça em fases iniciais da senescência.

Neste trabalho foram quantificadas a biomassa fúngica e as clorofilas em folhas senescentes e folhas mortas de *S. maritima*, de modo a avaliar o processo de degradação das mesmas, em relação com regulação iónica, em particular com a nutrição azotada.

Palavras chave: Senescência, Nitrato, *Spartina maritima*, Sapal.

Castro, P. & Freitas, H. (1998). Ionic regulation in senescent leaves of *Spartina maritima*. *Revista Biol. (Lisboa)* **16**: 217-220.

Spartina maritima, the dominant plant species of the Mondego saltmarsh plays a significant role in estuarine productivity.

Nutrient metabolism in leaves changes profoundly during development. With ageing, leaves start nutrient remobilization, from older to younger leaves, as a process to ameliorate their nutritional efficiency. Senescent leaves become colonized by a great variety of fungi that contribute to the decomposition of this plant.

Considering that salt marsh soils are frequently waterlogged and anaerobic, it is expected that fungi predominate in the early stages of decomposition.

In this work, fungi biomass and chlorophyll contents were quantified in senescent and dead leaves of *S. maritima* in order to study leaf decay and its relation with ionic regulation namely with nitrogen nutrition.

Key words: Senescence: Nitrate, *Spartina maritima*, Saltmarsh

INTRODUÇÃO

Folhas senescentes de *Spartina maritima* proporcionam, no sapal do rio Mondego, uma importante fonte anual de material vegetal

recebido no solo. A decomposição deste material constitui um processo metabólico relevante para a dinâmica de nutrientes e energia deste ecossistema (WEBSTER & BENFIELD, 1986).

Admite-se geralmente que as bactérias são os principais agentes no decaimento em sapais (ADAM, 1993), mas são vários os estudos que se têm vindo a realizar sobre a biomassa fúngica e sua actividade de modo a avaliar a importância destes organismos nos processos de mineralização e decomposição (NEWELL, 1996).

Neste trabalho foram quantificadas a biomassa fúngica e as clorofilas em folhas senescentes e folhas mortas de *Spartina maritima*. Pretende-se avaliar o processo de degradação foliar, relacionando-o com a regulação iónica e em particular, com a nutrição azotada.

MATERIAIS E MÉTODOS

Folhas de *Spartina maritima* (Curtis) Fernald, foram colhidas, mensalmente, no sapal do rio Mondego de Fevereiro de 1996 a Janeiro de 1997. Dependendo do seu estado de maturação, em laboratório, as folhas foram divididas em 4 grupos: FV- folhas verdes (100% clorofilinas); F 1/3A- folhas 1/3 "amarelas" (perdas de clorofila até 40%); F 2/3A - folhas 2/3 "amarelas" (perdas de cerca de 70% de clorofila) e FA- folhas "amarelas" (praticamente sem clorofila). Utilizando sacos de rede, foram igualmente colhidas folhas mortas.

Quantificou-se o peso fresco e o peso seco das folhas, após secagem numa estufa a 60°C durante 48h e determinou-se o seu conteúdo em nitratos (método do ácido salicílico, CATALDO *et al.*, 1975) e o conteúdo em clorofilas (HENRY & PRICE, 1993). Em folhas "amarelas" e folhas mortas, foi ainda quantificado o teor em ergosterol. Neste caso, o método utilizado foi uma modificação dos descritos por NEWELL *et al.* (1988) e GESSNER *et al.* (1991).

Para verificar as diferenças nos teores de nitrato entre os cinco tipos de folhas e o teor em ergosterol entre folhas "amarelas" e folhas mortas utilizou-se uma análise de Variância Unifactorial (ANOVA) após transformação dos dados (\log_{10}) (ZAR, 1984).

RESULTADOS

O teor em ergosterol não varia significativamente entre os dois tipos de folha analisadas ($F_{1,47}=0,647$; $P=0,4339$). Consta-se contudo, uma variação sazonal na sua concentração quer para as folhas "amarelas" quer para as folhas mortas (FR) (figura 1). As folhas mortas atingiram valores mais elevados em Março e Dezembro (0,939 mg.g^{-1} e 1,077 mg.g^{-1} , respectivamente), enquanto que nos meses mais quentes se registaram menores concentrações. Para as FA, a concentração de ergosterol variou entre 0,614 mg.g^{-1} em Janeiro e 0,135 mg.g^{-1} em Agosto e Setembro.

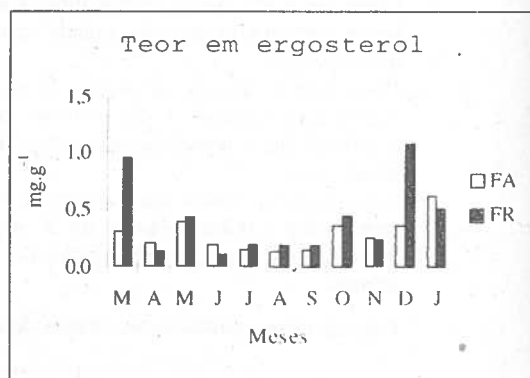


Fig. 1 - Variação mensal do teor em ergosterol (mg.g^{-1} peso seco) em folhas "amarelas" (FA) e folhas mortas (FR) de *Spartina maritima*, entre Março de 1996 e Janeiro de 1997.

Na tabela I estão representados os valores médios obtidos para nitrato. A análise estatística revelou diferenças significativas entre FV, folhas em fase mais avançada de senescência (F 2/3A e FA) e FR ($F_{4,370}=49,779$; $P<0,0001$). Não houve diferenças evidentes entre FR e F 1/3A e entre estas e F 2/3A.

Observa-se uma maior acumulação deste ião nos meses mais quentes. A concentração de NO_3^- nas folhas estão relacionadas positivamente com as concentrações de clorófilas (tabela II).

Tab. I - Concentração de NO_3^- (média \pm desvio padrão), em $\mu\text{mol.g}^{-1}$ de peso seco, em folhas verdes (FV), folhas 1/3 "amarelas" (F 1/3A), folhas 2/3 "amarelas" (F 2/3A) e folhas mortas (FR) de *Spartina maritima*, colhidas entre Fevereiro 1996 a Janeiro de 1997.

Meses	FV	F 1/3A	F 2/3A	FA	FR
F	21 \pm 8	12 \pm 7	5 \pm 6	12 \pm 3	8 \pm 2
M	66 \pm 10	63 \pm 11	52 \pm 7	31 \pm 8	8 \pm 5
A	55 \pm 14	35 \pm 37	44 \pm 13	26 \pm -	8 \pm 11
M	53 \pm 3	46 \pm 1	47 \pm 0	28 \pm 6	6 \pm 4
J	61 \pm 8	37 \pm 7	39 \pm 12	23 \pm 8	39 \pm 13
J	49 \pm 5	50 \pm 31	55 \pm 2	36 \pm 5	15 \pm 5
A	67 \pm 17	81 \pm 6	69 \pm 8	44 \pm 8	31 \pm 8
S	58 \pm 8	48 \pm 6	52 \pm 17	38 \pm 5	36 \pm 3
O	36 \pm 15	40 \pm 4	28 \pm 8	10 \pm 6	10 \pm 8
N	44 \pm 5	35 \pm 6	30 \pm 11	7 \pm 2	3 \pm 3
D	41 \pm 4	30 \pm 4	22 \pm 5	9 \pm 6	1 \pm 0
J	58 \pm 3	54 \pm 4	47 \pm 6	14 \pm 7	5 \pm 2

Tab. II - Concentração de clorofilas *a* e *b* (mg.L^{-1}) em folhas de *Spartina maritima* (FV- folhas verdes, F 1/3A- folhas 1/3 "amarelas", F 2/3A- folhas 2/3 "amarelas" e FR- folhas mortas), desde Fevereiro de 1996 até Janeiro de 1997.

MESES	Cl a				Cl b			
	FV	F 1/3 A	F 2/3 A	FA	FV	F 1/3 A	F 2/3 A	FA
F	13,8	9,9	7,4	3,2	9,1	9,7	6,7	5,4
M	12,6	10,1	7,7	5,0	11,7	9,0	7,0	5,1
A	12,6	9,2	4,5	3,3	10,9	7,0	8,6	7,0
M	15,0	12,6	5,9	3,9	9,9	10,0	7,7	6,9
J	16,2	16,0	7,9	4,7	11,3	11,1	8,3	7,5
J	13,1	11,3	8,1	3,6	12,3	9,6	7,4	6,1
A	15,2	13,1	8,9	4,0	11,7	8,4	7,3	5,4
S	11,2	9,1	6,5	3,9	9,9	8,8	7,9	7,0
O	12,5	9,0	7,4	4,7	10,2	7,0	8,4	7,3
N	13,0	11,8	8,1	4,2	11,6	9,7	9,0	7,2
D	14,5	12,6	7,0	3,1	11,9	10,5	8,0	6,1
J	12,7	10,8	7,1	3,1	10,8	9,1	6,3	5,8

É notório uma diminuição no teor em clorofilas (*a* e *b*) das folhas mais novas para as mais velhas. Essa diferença é evidente se compararmos FV com FA, no entanto, entre F 1/3A e F 2/3A a diferença não é muito significativa. Pode-se ainda observar uma ligeira subida destes valores entre Maio e Agosto, principalmente em folhas mais jovens.

DISCUSSÃO

A medição do conteúdo em ergosterol, tem sido um dos métodos indirectos mais utilizados para a quantificação da biomassa fúngica (ex. PEREIRA, 1995). Na maior parte do ano, a diferença entre as concentrações de ergosterol nos dois tipos de folhas é pouco significativa, sugerindo que a acção destes organismos seja bastante importante antes da queda das folhas. GESSNER & GOOS (1973) referem que nos sistemas de sapal, os fungos predominam nos estados iniciais de decomposição. Foi verificado que a folhada exposta ao ar é maioritariamente decomposta por fungos (FACELLI & PICKETT, 1991), enquanto que folhas encharcadas são principalmente decompostas por bactérias. XIONG & NILSSON (1997) sugerem que, em sistemas ribeirinhos, os fungos e as bactérias podem variar as suas abundâncias relativas consoante os períodos são de encharcamento ou de seca. As condições climáticas parecem influenciar grandemente a acção fúngica. TWILLEY *et al.* (1997) verificaram que as taxas de degradação de folhas de *Rhizophora* e *Ucides occidentalis* eram significativamente menores na estação seca. O conteúdo hídrico dos órgãos senescentes é um factor determinante para a actividade microbiana (NEWELL *et al.*, 1985).

O transporte de NO_3^- para a parte aérea (tabela I) pode ser explicado pela sua função na regulação osmótica dos tecidos (MARSHNER, 1990). O desenvolvimento de plantas de sapal depende em grande parte da capacidade de ajustamento dos seus tecidos em relação ao baixo potencial hídrico externo. A acumulação de NO_3^- e a redução do conteúdo em água nos meses de Verão constitui provavelmente, um mecanismo para permitir baixar o potencial hídrico nos tecidos e continuar a absorver água do solo, mesmo com o aumento da salinidade do meio (FLOWERS *et al.*, 1987).

Outro factor que influencia o seu transporte e acumulação nas partes aéreas reside no facto de ser energeticamente mais favorável do que a sua redução nas raízes (SALSAC *et al.*, 1987).

A remobilização de nitrato para as folhas mais

joventes relaciona-se intimamente com uma perda visível de clorofila nas diferentes fases da senescência. Provavelmente trata-se de uma estratégia adoptada pela planta de modo a melhorar a sua eficiência. A perda de clorofila é

assim um sinal visível da senescência foliar.

A remobilização de nutrientes é importante durante o desenvolvimento de uma planta, particularmente para os processos fisiológicos que antecedem a queda das folhas (HILL, 1980).

BIBLIOGRAFIA

- ADAM, P. 1993. *Saltmarsh Ecology*. University Press. Cambridge.
- CATALDÓ, D.A., HARON, M., SCHRADER, L.E. & YOUNGS, V.L. 1975. Rapid colorimetric determination of nitrate in plant tissue by nitrate salicylic acid. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* **6**(1): 71-80.
- FACELLI, J.M. & PICKETT, S.T.A. 1991. Plant litter: its dynamics and effects on plant community structure. *Bot. Rev.* **57**: 1-32.
- FLOWERS, T.J., HAJIBAGHERI, M.A. & CLIPSON, N.J.W. 1986. Halophytes. *The Quart. Rev. Biol.* **61**: 313-337.
- GESSNER, M.O., BAUCHROWITZ, M.A. & ESCAUTIER, M. 1991. Extraction and quantification of ergosterol as a measure of fungal biomass in leaf litter. *Microbial Ecology*. **22**: 285-291.
- GESSNER, R.V. & GOOS, R.D. 1973. Fungi from decomposing *Spartina alterniflora*. *Can. J. Bot.* **51**: 51-55.
- HENRY, G.A.F. & PRICE, A.H. 1993. Stress indicators: chlorophylls and carotenoids. In: *Methods in comparative ecology*. Henry, G.A.F. & Price, A.H. (eds.). Chapman & Hall.
- HILL, J.B. 1980. The remobilization of nutrients from leaves. *J. Plant Nutr.* **2**: 407-444.
- MARSCHNER, H. 1990. *Mineral nutrition of higher plants*. Acad. Press, London.
- NEWELL, S.Y. 1996. Established and potential impacts of eukaryotic mycelial decomposers in marine/terrestrial ecotones. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **200**: 187-206.
- NEWELL, S.Y., ARSUFFI, T.L. & FALLON, R.D. 1988. Fundamental procedures for determining ergosterol content of decaying plant material by liquid chromatography. *Applied Environm. Microb.* **54**(7): 1876-1879.
- NEWELL, S.Y., FALLON, R.D., CAL RODRIGUEZ, R.M. & GROENE, L.C. 1985. Influence of rain, tidal wetting and relative humidity on release of carbon dioxide by standing-dead saltmarsh plants. *Oecologia*. **68**: 73-79.
- PEREIRA, A.P.A. 1995. Estudo comparativo das taxas de decomposição de folhas senescentes de espécies autóctones e espécies introduzidas. Tese de Mestrado. Coimbra.
- SALSAC, L., CHAILLOU, S., MOROT-GAUDRY, J.F., LESAIN, C. & JOLIVET, E. 1987. Nitrate and ammonium nutrition in plants. *Plant Physiol. Biochem.* **25**: 805-812.
- TWILLEY, R.R., POZO, M., GARCIA, V.H., RIVERA-MONROY, V.H., ZAMBRANO, R. & BODERO, A. 1997. Litter dynamics in riverine mangrove forests in the Guayas river estuary, Ecuador. *Oecologia*. **111**: 109-122.
- WEBSTER, J.R. & BENFIELD, E.F. 1986. Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. *Annl Rev. Ecol. Syst.* **17**: 567-594.
- XIONG, S. & NILSSON, C. 1997. Dynamics of leaf litter accumulation and its effects on riparian vegetation: a review. *Bot. Rev.* **63**(3): 240-264.
- ZAR, J.H. 1984. *Biostatistical analysis*. 2^a Ed., Prentice-Hall, Englewood Cliffs, New Jersey, USA.

A INFLUÊNCIA DA PLUVIOSIDADE NAS COMUNIDADES VEGETAIS ESPONTÂNEAS DE SANTIAGO (CABO VERDE)

M. C. Duarte¹, I. Moreira² & F. Rego³

¹ Centro de Botânica do Instituto de Investigação Científica Tropical, Rua da Junqueira 86, 1300 LISBOA

² Departamento de Protecção das Plantas e Fitoecologia do Instituto Superior de Agronomia, Tapada da Ajuda, 1399 LISBOA CODEX

³ Estação Florestal Nacional, Rua do Borja 2, 1350 LISBOA CODEX

A elevada acção antrópica que na ilha de Santiago se faz sentir de há séculos conduziu a uma acentuada degradação do coberto vegetal, eliminando quase por completo as comunidades autóctones.

Por outro lado, a dominância de espécies introduzidas, amplamente disseminadas por toda a ilha, dificulta a identificação e interpretação das fitocenoses existentes.

A aplicação de métodos de análise numérica, nomeadamente de classificação ("Two-way Indicator Species Analysis" - TWINSPAN) e de ordenação (Análise de Correspondências Canónicas Modificada), no tratamento dos 311 levantamentos fitoecológicos realizados nesta ilha, revelou-se eficaz na definição dos tipos de comunidades e na identificação de alguns dos factores ecológicos que, de forma mais directa, condicionam a distribuição das espécies.

Altitude e exposição, traduzidas na diversificação climática que determinam, são, sem dúvida, as principais responsáveis pela diferenciação das comunidades vegetais, tendo-se ainda evidenciado o declive como um importante factor.

Face à frequente utilização de valores anuais médios da pluviosidade para a definição de zonas bioclimáticas, como o fez SCETAGRI, 1981

(árida - <300 mm, semiárida - 300 a 400 mm sub-húmida - 400 a 600 mm e húmida - > 600 mm) e outros (FERREIRA, 1987 com base em TEIXEIRA & BARBOSA, 1958) considerou-se de interesse confrontar estas classes com os resultados da classificação numérica.

Para tal, e com base nos valores pluviométricos atribuídos a cada levantamento, variáveis entre os 150 e os 850 mm anuais, analisaram-se os grupos obtidos na classificação numérica, tendo-se concluído da existência de diferenças significativas relativamente a este factor, para 5 grupos.

Os valores medianos apresentados foram 150, 250, 300, 450 e 550 mm anuais e a distribuição geográfica dos levantamentos incluídos nestes grupos segue um padrão sensivelmente anular desde as zonas áridas do litoral até ao interior da ilha, onde prevalecem as maiores altitudes e, conseqüentemente, as pluviosidades mais elevadas.

Os resultados obtidos indicam que, para a vegetação espontânea, pequenas diferenças pluviométricas são responsáveis por consideráveis variações florísticas nas comunidades vegetais espontâneas presentes em Santiago, não sendo portanto adequados, para a sua interpretação os valores acima apontados.

BIBLIOGRAFIA

FERREIRA, D. B. 1987. La crise climatique actuelle dans l'archipel du Cap Vert. Quelques aspects du

problème dans l'île de Santiago. *Finisterra* 43: 113-152.

SCETAGRI, 1981. *Esquisse de schema directeur de développement rural des îles du Cap Vert - Rapports Techniques*. Ministère de la Coopération et du Développement Français e Secretaria de Estado da Cooperação e Planeamento - Minist. Desenvol. Rural de Cabo Verde.

TEIXEIRA, A. J. S. & BARBOSA, L. A. G. 1958. A Agricultura do Arquipélago de Cabo Verde. Cartas agrícolas. Problemas agrários. *Memórias da Junta de Investigações do Ultramar*, 2^a Sér. 2: 1-178.

SUMÁRIOS

N-ALKANES AS MARKERS FOR DETERMINING THE DIET OF RED DEER GRAZING ON MEDITERRANEAN TYPE VEGETATION IN SOUTHERN PORTUGAL

M. N. Bugalho,¹ J. A. Milne, R. W. Mayes & F. C. Rego²

¹ Macaulay Land Use Research Institute; ² Estação Florestal Nacional, Portugal

N-alkanes - saturated single chain hydrocarbons - are a major component of plants cuticles. Plant species have different finger-prints of n-alkanes with different chain lengths. These compounds have been used as markers for determining the diet composition of herbivores from faeces samples. The n-alkane profiles of plants typical of Mediterranean vegetation were examined for a number of plant species known to be consumed by red deer (*Cervus elaphus*) on a study area in Southern Portugal. A cluster analysis was conducted in order to establish similarities and differences between species in patterns of alkane composition. A major cluster comprising evergreen shrubs and trees (Gum cistus, Holm oak and Cork oak) was found. Pasture species and *Triticale* (a cereal hybrid) could be grouped together. Rushes, Olive and Blackberry could be classified separately. The possibility of using the patterns of n-alkanes composition for determining the diet composition of red deer grazing on these particular vegetation types is discussed.

Os hidrocarbonetos de cadeia saturada - n-alcenos - encontram-se entre os componentes mais comuns da cutícula das plantas. Espécies vegetais diferentes tem combinações distintas de n-alcenos (tamanho da cadeia variável). Estes compostos têm sido utilizados como marcadores para determinação da dieta de herbívoros através da análise de n-alcenos nos dejectos dos animais. Neste estudo determinou-se a composição em n-alcenos de diferentes espécies vegetais que fazem parte da dieta do veado (*Cervus elaphus*) no Sul de Portugal. Efectuou-se uma análise de *clusters* para determinar semelhanças e diferenças na composição em n-alcenos para as diferentes espécies vegetais. O principal agrupamento incluiu a Azinheira (*Quercus rotundifolia*), o Sobreiro (*Quercus suber*) e a Esteva (*Cistus ladanifer*). As espécies herbáceas foram agrupadas juntamente com o *Triticale*. Espécies como a Silva (*Rubus ulmifolius*) e Oliveira (*Olea europaea*) foram classificadas isoladamente. É aqui discutida a possibilidade de utilização da técnica dos n-alcenos para a determinação da dieta de cervídeos no Sul de Portugal.

**Ecologia das Populações
e Ecossistemas**

ESTRATIFICAÇÃO DA PRODUTIVIDADE DE BIOMASSA BACTERIANA EM ÁGUAS ESTUARINAS (RIA DE AVEIRO)

A. Almeida, A. Cunha & F. Alcântara

Departamento de Biologia, Universidade de Aveiro, Campo Universitário de Santiago, 3810 AVEIRO

A análise da estratificação da produtividade de biomassa bacteriana na zona marinha da Ria de Aveiro insere-se na pergunta, de âmbito mais geral, sobre o sentido e a grandeza das transferências de biomassa e da actividade bacterianas entre a Ria e o mar, assim como entre diferentes segmentos da própria laguna. A Ria de Aveiro é um sistema estuarino complexo que engloba, para além da zona marinha próxima da embocadura, uma zona interior ramificada em canais pouco profundos, com gradientes de salinidade de declive variável não só geográfica mas também sazonalmente. A contribuição do bacterioplankton na dinâmica de produção de biomassa, por um lado, e do catabolismo de compostos orgânicos, por outro, foi determinada em função da distribuição espacial, prevendo-se forte impacte das condições prevalentes numa e noutra zona, em particular da salinidade, sobre a abundância e actividade das populações bacterianas. Para além da determinação de parâmetros hidrográficos, da clorofila a, e da abundância de seston e de carbono orgânico, foi estudado o número total de bactérias (NTB), a produtividade de biomassa bacteriana (pBB) e a dimensão relativa da respiração (R) em relação à incorporação total de glucose. NTB foi obtido por microscopia de epifluorescência após coloração com laranja de acridina (HOBBIE *et al.*, 1977). pBB foi determinada por incorporação de ^3H -leucina à concentração de saturação de 30 nM (SIMON e AZAM, 1989). O valor de R foi calculado após adição de ^{14}C -glucose em

concentração traçadora (40,9nM) seguida de incubação à temperatura *in situ* durante 2 horas (GOCKE, 1977). As amostras de água foram colhidas em três zonas da Ria de Aveiro: na zona marinha, estação N1 localizada no Canal de Navegação, no extremo interior do segmento 1 deste canal (SILVA, 1994); na zona salobra, em quatro estações distribuídas, uma no Canal de Navegação (I2) e três ao longo do Canal de Ílhavo (I4, I6 e I8); junto à foz do Rio Boco, na extremidade interior do Canal de Ílhavo. Foram realizadas duas campanhas de amostragem da água de superfície (colheitas a 0,2m de profundidade) acompanhando o avanço da maré nas seis estações. Na estação N1 foi feito, adicionalmente, um estudo de ciclo de maré em duas campanhas de fim de verão.

A comunidade microbiana da zona salobra apresentou densidades 2 a 4 vezes superior às da zona marinha, distribuindo-se na gama de $3\text{-}15 \times 10^6 \text{ cel.ml}^{-1}$ em comparação com 1,9 e $8,1 \times 10^6 \text{ cel.ml}^{-1}$ naquela última. A produtividade absoluta de biomassa na zona salobra variou de 0,3 a $16,0 \mu\text{gC.l}^{-1}.\text{h}^{-1}$ em comparação com 0,1 a $3,7 \mu\text{gC.l}^{-1}.\text{h}^{-1}$ na zona marinha. A produtividade específica (por célula) atingiu máximos de 0,9 (PM) e $2,2 \text{ fgC.cel}^{-1}.\text{h}^{-1}$ (BM) na zona salobra e de 0,6-0,8 $\text{fgC.cel}^{-1}.\text{h}^{-1}$ na zona marinha. Estes valores esclarecem que o aumento da produtividade na zona salobra deriva não só do aumento da densidade populacional mas também de uma maior taxa de crescimento celular.

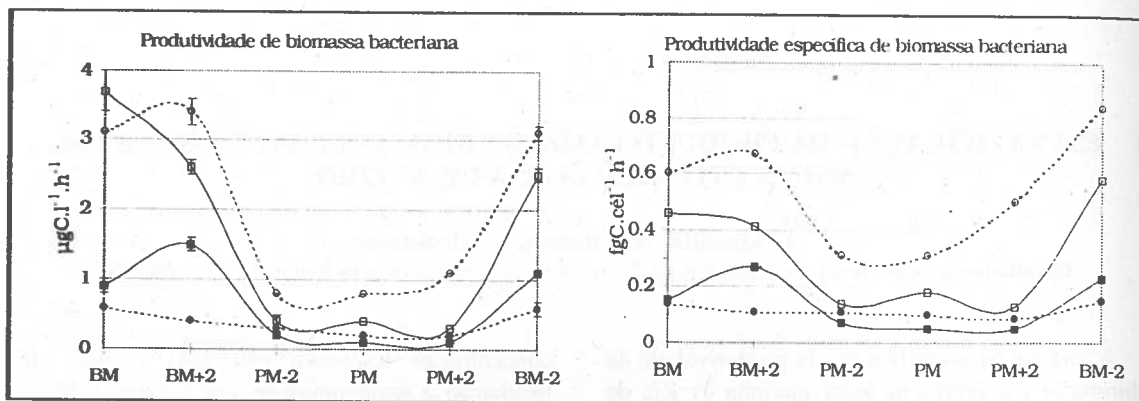


Fig. 1. Variação da produtividade bacteriana na coluna de água da estação N1 (zona marinha) em função das correntes de maré: (□) maré viva, amostra de superfície; (■) maré viva, amostra de fundo; (○) maré morta, amostra de superfície; (●) maré morta, amostra de fundo. As amostras de água foram colhidas junto à superfície (0,2m) e no fundo da coluna de água (0,5m acima do sedimento), em seis fases diferentes do ciclo: baixa mar (BM), 2 horas após a baixa mar (BM+2), 2 horas antes da preia mar (PM-2), preia mar (PM), 2 horas após a preia mar (PM+2) e 2 horas antes da baixa mar (BM-2).

O impacto das correntes de vazante e de marés vivas foi muito notório em todos os parâmetros biológicos. A produtividade bacteriana na zona marinha (Fig. 1) reagiu fortemente às correntes de maré exibindo factores de variação de 3,9 (MM) ou 9,3 (MV) na água de superfície e de 3,0 (MM) ou 9,0 (MV) na água de fundo. A produtividade específica na zona marinha (Figura 1), tomou valores de $0,1-0,6\text{ fgC.cel}^{-1}.\text{h}^{-1}$ (MV) e de $0,1-0,8\text{ fgC.cel}^{-1}.\text{h}^{-1}$ (MM). A produção de biomassa bacteriana por unidade de superfície mostrou ser, frequentemente e apesar da menor altura da coluna de água, cerca de 5 vezes superior na zona salobra, podendo exceder este valor em marés

vivas. O efeito estimulante das marés vivas sobre a actividade bacteriana é entendido como o resultado do afluxo de biomassa particularmente activa a partir da área adicional inundada na zona salobra. A evidente estratificação da produtividade de biomassa bacteriana observada na zona marinha não é acompanhada de forma clara por outros sinais de estratificação física ou química. Ela é tentativamente associada ao transporte de comunidades bacterianas com características distintas entre o mar e as zonas salobras da Ria estando ainda por esclarecer a razão da sua estratificação na zona mais profunda da Ria.

BIBLIOGRAFIA

- GOCKE, K. 1977. Comparison of methods for determining the turnover times of dissolved organic compounds. *Mar. Biol.*, **42**: 131-141.
- HOBBIE, J. E., DALEY, R. e JASPER, S. 1977. Use of Nuclepore filters for counting bacteria by fluorescence microscopy. *Appl. Environ. Microbiol.*, **33**: 1225-1228.
- SILVA, J. J. F. 1994. Circulação de água na Ria de Aveiro: contribuição para o estudo da qualidade da água. Tese de Doutoramento. Universidade de Aveiro.
- SIMON, M. e AZAM, F. 1989. Protein content and protein synthesis rates of planktonic bacteria. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **51**: 201-213.

ECOLOGIA DE DUAS POPULAÇÕES DE *HALIMIONE PORTULACOIDES* E DE *SARCOCORNIA PERENNIS* DA RIA DE AVEIRO

H. Silva,¹ H. Freitas,² & G. Caldeira¹

¹Departamento de Biologia da Universidade de Aveiro, 3810 Aveiro, Portugal

²Departamento de Botânica da Universidade de Coimbra, 3000 Coimbra, Portugal

Halimione portulacoides e *Sarcocornia perennis* são caméfitos lenhosos da família das *Chenopodiaceae* amplamente distribuídos no sapal da Ria de Aveiro. Estas halófitas, juntamente com *Salicornia ramosissima*, são as *Chenopodiaceae* que mais frequentemente povoam o sapal superior, formando grandes manchas uniformes, consequência da sua capacidade de reprodução vegetativa. São bastante tolerantes à salinidade, sendo, neste caso, a tolerância avaliada com base no crescimento e fenologia. O ambiente onde uma planta vegeta pode influenciar fortemente os parâmetros de crescimento e tolerância ao sal (UNGAR, 1991).

H. portulacoides tolera pequenas inundações frequentes mas não as inundações prolongadas, as quais parecem retardar o seu crescimento (JENSEN, 1985).

S. perennis sobrevive melhor em condições de elevada salinidade, com crescimento dos caules e produção de novos ramos, do que a longos períodos de encharcamento, apresentando redução no crescimento e inibição da floração e produção de sementes (O'CALLAGHAN, 1992; ADAMS & BATE, 1994).

Neste trabalho, efectuou-se a monitorização de duas populações de *H. portulacoides* e *S. perennis* em dois locais de amostragem, situados no sapal superior da Ria de Aveiro - Verdemilho pertencente ao Canal de Ílhavo e Varela ao Canal de Ovar. O sapal da Varela não sofre influência directa da maré.

Foram abordados alguns aspectos relacionados com o crescimento das duas espécies, nomeadamente parâmetros morfológicos e fenológicos tendo em conta a variação da salinidade e teor em água no solo dos dois locais.

Entre Janeiro de 96 e Julho de 97, alguns indivíduos de *S. perennis* e *H. portulacoides* (1º ano, n=6 ; 2º ano, n=12) foram marcados e registou-se mensalmente alguns aspectos da sua morfologia, como sejam a altura dos indivíduos, a cor das folhas ou dos artículos, assim como alguns dados relativos à sua fenologia.

Durante um ciclo anual (Dez 95 - Dez 96), colheram-se bimensalmente 3 amostras de sedimento em Verdemilho e Varela, tendo-se determinado a salinidade de um extracto aquoso do mesmo e o conteúdo em água (após secagem a 120°C).

O crescimento das duas espécies não registou diferenças significativas entre o 1º e 2º ano. Foram atingidos valores máximos em Abril/Maio, com um decréscimo gradual até aos meses de Agosto/Setembro, e um incremento pequeno ou nulo na altura dos indivíduos nos meses de Outono/Inverno, correspondendo o período de maior crescimento ao estado vegetativo. Entre Outubro e Novembro ocorreu, por vezes, um pequeno aumento na variação da altura, devendo-se, provavelmente, à pluviosidade verificada no mês de Outubro, e portanto, à maior disponibilidade de água no solo.

Verificaram-se salinidades mais altas na estação da Varela, com valores muito elevados no

Verão. Por outro lado, o teor em água do solo apresentou-se mais elevado na Varela, provavelmente como resultado da maior impermeabilidade do solo e à existência de restos de velhos rizomas em decomposição, permitindo uma maior retenção de água.

Na Varela, verificou-se um atraso de cerca de um mês, no período de floração de *Halimione*, talvez justificado pelos elevados teores de salinidade deste local. A fenologia apresentada por *Halimione*, permitiu relacionar o estado de floração prematuro na estação de Verdemilho e a diminuição no incremento da altura dos indivíduos, justificada pela mobilização dos recursos energéticos no processo de floração e frutificação (LARCHER, 1995). O comportamento de *Sarcocornia* foi semelhante ao de *Halimione* no que se refere à variação da altura, embora não possa ser justificado pelo padrão fenológico, pois a maioria dos indivíduos manteve-se no estado vegetativo, provavelmente devido à sua grande capacidade para a reprodução vegetativa.

A cor rosa-avermelhada apresentada pelas folhas de *Halimione* e artículos de *Sarcocornia* é típica das halófitas e reflecte a produção de glicinabetaína em resposta ao stress salino (ADAM, 1990; MARSCHNER, 1995), verificando-se que os artículos de *Sarcocornia* ficaram mais avermelhados na Varela no Verão, o que está de acordo com os valores de salinidade encontrados nesta estação de amostragem. A cor das folhas de *Halimione* não variou muito, apresentando-se quase sempre verde-rosada. No entanto, na Varela as folhas eram essencialmente acastanhadas (senescentes) nos finais do Verão, como consequência da elevada salinidade.

Neste estudo pôde-se constatar que a salinidade influenciou bastante o comportamento das quatro populações. A maior salinidade da Varela determinou:

- artículos de *Sarcocornia* mais avermelhados no Verão;
- atraso na fenologia de *Halimione*;
- diminuição no incremento da altura dos indivíduos de *Sarcocornia* e *Halimione* nos meses de Primavera.

BIBLIOGRAFIA

- ADAM, P. 1990. *Saltmarsh ecology*. Cambridge University Press, Cambridge.
- ADAMS, J.B. & BATE, G.C. 1994. The effect of salinity and inundation on the estuarine macrophyte *Sarcocornia perennis* (Mill.) A. J. Scoot. *Aquatic Botany*, **47**: 341-348.
- JENSEN, A. 1985. On the ecophysiology of *Halimione portulacoides*. In *proceedings of a Symposium on ecology of coastal vegetation*, 1983, Haamstede. Eds. Beeftink, W.G. et al.. Dr W.Junk Publishers. 231-240.
- LARCHER, W. 1995. *Physiological plant ecology*. 3^{ed}. Springer-Verlag, Berlin.
- MARSCHNER, H. 1995. *Mineral Nutrition of Higher Plants*. 2^o ed. Academic Press, London.
- O'CALLAGHAN, M. 1992. The ecology and identification of the southern African Salicorniaceae (Chenopodiaceae). *S. Afr. J. Bot.*, **58**: 430-439.
- UNGAR, I.A. 1991. *Ecophysiology of vascular halophytes*. CRC Press, Boca Raton.

ESTUDO DA MICORRIZAÇÃO DE *Q. SUBER* L. EM CONDIÇÕES NATURAIS (POPULAÇÕES DE GRÂNDOLA E SANTIAGO DO CACÉM)

A. M. Azul & H. Freitas

Departamento de Botânica. Faculdade de Ciências e Tecnologia. Universidade de Coimbra.
3049 Coimbra Codex. E-mail: amjrazul@gemini.ci.uc.pt

Azul, A. M. & Freitas, H. (1998). Estudo da micorrização de *Q. suber* L. em condições naturais (populações de Grândola e Santiago do Cacém). *Revista Biol. (Lisboa)* **16**: 231-234.

Q. suber L. é uma espécie de grande importância para a economia portuguesa, ocupando 21 % da área florestal total nacional. As áreas actuais são reduzidas quando comparadas com anos anteriores, em consequência de culturas sob coberto, pastoreio intensivo, exploração excessiva (descortiçamento precoce), envelhecimento das coimas. As consequências reflectem-se, entre outros, no equilíbrio do solo e todos os seus componentes, em especial nos microorganismos, mais concretamente os fungos micorrízicos, verificando-se uma maior susceptibilidade dos sobreiros aos ataques de insectos e fungos parasitas e oportunistas, o que constitui uma verdadeira ameaça para os ecossistemas. Este trabalho consistiu num levantamento das micorrizas associadas a *Q. suber*, em dois sobreirais da região sul de Portugal (Grândola e Santiago do Cacém), tendo-se averiguado a percentagem de micorrização e a diversidade dos fungos micorrízicos.

O conhecimento dos microorganismos simbióticos associados aos sobreiros é fundamental para a sua manutenção e recuperação.

Palavras chave: Ecossistemas fragilizados, ectomicorrizas, *Q. suber* L., sobreiro.

Azul, A. M. & Freitas, H. (1998). Estudo da micorrização de *Q. suber* L. em condições naturais (populações de Grândola e Santiago do Cacém). *Revista Biol. (Lisboa)* **16**: 231-234.

Cork forests occupy 21% of the total forest area of Portugal, being *Q. suber* L. a great importance in the portuguese economy. However this specie is declining and actual areas represent a small fraction compared with past years. Main factors to cork decline are related to agriculture policies (in particular cereal crops), excessive exploitation of the *montados*, herbivory and overgrazing, as well as the old age of the trees. As result, natural vegetation cover disappeared and soil equilibrium is disturbed. The loss of soil structure, loss of available nutrients and organic matter, and loss of microbial propagules can induce irreversible damage in nutrient-poor soil ecosystems, such as the Mediterranean ones. In a disturbed *montado* mycorrhizal fungi activity is strongly reduced, causing higher oak susceptibility to the insects and parasitic fungi.

The knowledge of symbiotic microorganisms associated to the cork trees is essential to their maintenance and recover. The present work consists on a survey of mycorrhizal fungi associated to *Q. suber* L. The aim of this investigation was to study the diversity of mycorrhiza on cork roots. Percentage of mycorrhization had been calculated and

mycorrhizal fungi had been characterized. There were considered two montados situated in the south of Portugal: Grândola and Santiago do Cacém.

Key Words: Cork oak, degraded ecosystems, ectomycorrhiza, *Q. suber* L.

INTRODUÇÃO

Q. suber L. ocupa actualmente em Portugal uma área aproximada de 664 mil hectares, o que representa 21% da área florestal total. Esta área tem vindo a diminuir devido a práticas de culturas de regadio (milho, tomate, girassol), monoculturas (eucalipto), pastoreio intensivo, exploração excessiva (descortiçamento precoce) e envelhecimento das coimas.

O declínio dos sobreirais compromete fortemente o equilíbrio dos ecossistemas a eles associados. No seu estado natural, o montado de sobreiro, apresenta massas irregulares, raramente puras, acompanhadas de arbustos e matorral alto, e ainda ervedos para o gado. Enquanto controlados apenas pelos seus predadores naturais (herbívoros selvagens), os sobreirais mantiveram-se estabilizados, dependentes apenas de incêndios de origem natural e pragas. A partir do momento em que o homem começou a intervir com o pastoreio (entre outras actividades) a pressão exercida pelo gado aumentou, e os ervedos naturais, pouco resistentes, desapareceram. Nestas áreas sucedem-se naturalmente matorrais de substituição constituídos por plantas perenes (cistáceas) que apesar de protegerem o solo contra a erosão, condicionam o crescimento de pastos. E para garantir a produção de gado o homem recorre ao fogo e a práticas agrícolas, modelando o montado aos seus interesses, o que permite a aceleração do processo de degradação (MONTTOYA, 1988).

O solo ocupado pelo sobreiro é geralmente pobre e bastante sensível a situações de stress (NATIVIDADE, 1950), desempenhando os microorganismos simbióticos um papel fundamental na manutenção do seu equilíbrio. Quando ocorre alteração do ecossistema a micoflora também altera; a actividade dos microorganismos em geral diminui, diminuindo

também a quantidade de matéria orgânica e dos nutrientes disponíveis no solo. A erosão aumenta. Existe informação detalhada que refere a importância das micorrizas na manutenção de ecossistemas fragilizados, como são os ecossistemas mediterrânicos. As micorrizas aumentam a capacidade de absorção de água e nutrientes (P, N), estimulam o crescimento da planta, aumentam a tolerância a condições ambientais desfavoráveis, e a resistência contra agentes patogénicos (SMITH e READ, 1997; VARMA, 1995).

Este trabalho consistiu no levantamento das micorrizas associadas a *Q. suber* L. em dois montados de sobreiro localizados na região sul de Portugal: Grândola e Santiago do Cacém; classificados, do ponto de vista da sua vitalidade, em razoável e em declínio, respectivamente. O montado situado em Grândola (na Herdade de Ribeira Abaixo) possui duas zonas distintas: a zona 1 com sobreiros e ervedos, e a zona 2 com sobreiros e matorral (*Cistus* sp., *Lavandula stoechas* L.). O montado situado em Santiago do Cacém é mais uniforme, sendo constituído por sobreiros e matorral.

Foram objectivos deste estudo caracterizar e quantificar os morfotipos dos fungos ectomicorrízicos mais abundantes nos dois montados, de modo a avaliar a diversidade das populações.

MATERIAIS E MÉTODOS

As colheitas efectuaram-se durante os meses de Maio, Junho, Agosto e Outubro, no montado de Grândola; e nos meses de Agosto e Outubro, no montado de Santiago do Cacém. Consideraram-se, em Grândola, cinco árvores na zona 1 e cinco árvores na zona 2, e na área de Santiago dez árvores. As árvores foram marcadas no início, de forma aleatória.

Colheram-se raízes de *Q. suber* L. e solo rizosférico a uma distância de 30 cm do tronco, em

todas as árvores marcadas, e a 1 m do tronco, nas cinco árvores da zona 1 de Grândola, e em cinco árvores da área de Santiago.

As raízes foram lavadas várias vezes com água corrente, até eliminar todos os resíduos de substrato. De seguida, foram seleccionados os segmentos não lenhificados e avaliou-se o seu estado de micorrização.

A abundância relativa de cada morfotipo foi avaliada utilizando a seguinte escala: --- (ausente), 0 (vestigial) + (presente), ++ (bem representada), +++ (abundante).

Os morfotipos mais abundantes caracterizaram-se de acordo com AGERER (1991, 1995) e INGLEBY (INGLEBY *et al.*, 1990). As estruturas não macroscópicas, em particular o

manto e cistídios, foram analisadas ao M. O., após a coloração com azul tripano, pelo método modificado de PHILLIPS e HAYMAN (1970).

RESULTADOS

Observou-se maior diversidade de fungos ectomicorrízicos associados a *Q. suber* L. na área de estudo do montado de Santiago do Cacém, e na zona 2 do montado de Grândola. Em relação à abundância relativa de cada morfotipo verificou-se que, na zona 1 existe um morfotipo nitidamente abundante (tipo 3), e dois a três morfotipos bem representados (Tab. I). Nas outras duas áreas a situação é ligeiramente diferente, coexistindo três, quatro, ou mesmo cinco, morfotipos bem representados, entre outros presentes e vestigiais.

Tab. I - Abundância relativa dos 17 morfotipos associados a *Q. suber* L. nos dois montados. Os símbolos --- (ausente), 0 (vestigial), + (presente), ++ (bem representada), +++ (abundante), indicam a abundância relativa de cada morfotipo obtida para as quatro colheitas. No caso do montado de Santiago do Cacém só estão indicadas as abundâncias relativas referentes aos meses de Agosto e Outubro pelo facto das colheitas do material de campo se terem iniciado a partir do mês de Agosto.

ECM	Grândola (zona 1)				Grândola (zona 2)				Santiago do Cacém	
	Maio	Junho	Agosto	Outubro	Maio	Junho	Agosto	Outubro	Agosto	Outubro
Tipo 1	+	+	++	+	+	+	++	+	++	+
Tipo 2	+++	+++	++	+++	++	++	+	++	+	++
Tipo 3	0	0	++	0	+	+	++	++	++	++
Tipo 4	---	---	---	+	---	---	---	++	---	+
Tipo 5	---	---	++	---	---	---	+	---	---	---
Tipo 6	0	0	0	0	+	+	+	+	+	+
Tipo 7	0	0	+	0	+	+	+	0	0	0
Tipo 8	+	+	+	++	+	+	0	0	+	+
Tipo 9	---	---	---	+	---	---	---	++	---	++
Tipo 10	0	0	+	0	+	+	+	+	+	+
Tipo 11	0	0	0	---	+	+	+	+	---	---
Tipo 12	0	0	0	0	+	+	+	0	---	---
Tipo 13	---	---	++	---	---	---	+	---	+	---
Tipo 14	---	0	0	0	0	+	+	+	+	+
Tipo 15	---	---	---	0	---	---	---	+	---	+
Tipo 16	+	+	+	+	0	0	0	0	0	0
Tipo 17	---	---	---	---	---	---	---	---	++	++

Os resultados evidenciam também diferenças sazonais. O morfotipo 2 destacou-se nos meses de Maio e Junho, o morfotipo 1 (*Cenococum geo-*

philum) e o morfotipo 4 (zona 1) destacaram-se no mês Agosto, o morfotipo 9 registou-se apenas no mês de Outubro, nas três áreas.

Dos morfotipos mencionados ainda só foi identificado o tipo 1, que corresponde ao fungo *Cenococum geophilum*. Os restantes continuam a ser estudados: **tipo 2** cor branco prateado, ramificação irregular-pinulada, manto pectenquimatoso; **tipo 3** cor negro, ramificação monopodial pinulada, manto pseudoparenquimatoso, com células angulosas e ausência de células especializadas; **tipo 4** cor amarelo prateado, ramificação monopodial pinulada, manto plectenquimatoso; **tipo 9** cor negro com estruturas cor amarelo vivo, ramificação dicotómica, manto plectenquimatoso, ausência de células especializadas. A identificação dos morfotipos registados baseia-se fundamentalmente na estrutura do manto. Para este processo de identificação foram, também, colhidos corpos frutíferos nas três áreas de estudo.

DISCUSSÃO

Neste estudo preliminar procurou-se conhecer a diversidade de fungos ectomicorrízicos associa-

dos a *Q. suber* L. de dois montados situados na região sul de Portugal. Foi objectivo caracterizar e quantificar os morfotipos mais abundantes. Como se pode observar na tabela I, evidenciaram-se diferenças na diversidade e abundância de espécies de fungos ectomicorrízicos nas três áreas, nas 4 colheitas (correspondentes a três épocas sazonais), o que leva a admitir que as condições do solo e a vegetação são determinantes para a micoflora destes ecossistemas.

O conhecimento das micorrizas associadas ao sobreiro é importante para estabelecer correlações fungo simbiótico / planta / estado fitossanitário, fundamentais para estratégias de recuperação e manutenção de montados fragilizados.

AGRADECIMENTOS

Ao projecto PRAXIS XXI (BD / 9724 / 96) pelo financiamento deste trabalho.

BIBLIOGRAFIA

- AGERER, R. 1991. Characterization of ectomycorrhiza. In: *Methods in Microbiology. Techniques for the Study of Mycorrhiza*, Vol. 23. Norris J., Read, D. e Varma, A. (eds.). Academic Press Limited. London. pp: 25-74.
- AGERER, R. 1995. Anatomical Characteristics of Identified Ectomycorrhizas: An Attempt Towards a Natural Classification. In: *Mycorrhiza: Structure, Function, Molecular Biology and Biotechnology*. A. Varma, B. Hock (eds.). Springer-Verlag Berlin. Heidelberg. pp: 685-734.
- INGLEBY, K., MASON, P.A., LAST, F.T. & FLEMING, L.V. 1990. *Identification of Mycorrhizas*. ITE research publication n° 5. London. HMSO.
- NATIVIDADE, J.V. 1950. *Subericultura*. Ministério da Agricultura, Pescas e Alimentação. Direcção-Geral das Florestas. Imprensa Nacional-Casa da Moeda, Lisboa.
- PHILLIPS, J.M. & HAYMAN D.S. 1970. Improved procedures for clearing and staining parasitic and vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi for rapid assessment of infection. *Trans. Br. Mycol. Soc.* 55: 158-161.
- SMITH, S.E. & READ, D.J. 1997. Section 2: Ectomycorrhizas. In: *Mycorrhizal Symbiosis* 2nd Edition. Smith, S.E. & Read, D.J. (eds.). Academic Press. London. Pp 161-298.
- VARMA, A. 1995. Ecophysiology and application of arbuscular mycorrhizal fungi in arid soils. In: *Mycorrhiza, Structure, Function, Molecular Biology and Biotechnology*. Varma, A & hock. B. (eds.). Springer-Verlag, Berlin. Heidelberg. Printed in Germany. Pp 561-591.

VARIABILIDADE ESPACIAL DE FUNGOS MICORRÍZICOS EM DOIS ECOSISTEMAS MEDITERRÂNICOS

P. M. Correia, L. M. Carvalho & M. A. Martins-Loução

Departamento de Biologia Vegetal. Faculdade de Ciências de Lisboa.

Campo Grande Bloco C2. Piso 4. 1700 Lisboa. Portugal. e-mail: patricia.correia@fc.ul.pt

Correia, P.M., Carvalho, L.M. & Martins-Loução, M.A. (1998). Spatial variability of mycorrhizal fungi in two Mediterranean ecosystems. *Revista Biol. (Lisboa)* **16**: 235-237.

Spatial distribution of spores from arbuscular mycorrhizal fungi were determined using quadrat grids of different sizes in two different Mediterranean ecosystems: Serra da Arrábida and Pancas salt marsh. Pancas salt marsh presented higher spores number and lower diversity than Serra da Arrábida. Although spores presented a patch distribution in both ecosystems patch distances were different, being 1 m in Serra da Arrábida and 2 m in Pancas salt marsh. Spatial distribution of spores in Serra da Arrábida were correlated to organic matter and soil moisture, while only correlated to plant distance at Pancas salt marsh.

Key words: arbuscular mycorrhizas; sampling; spores.

Correia, P.M., Carvalho, L.M. & Martins-Loução, M.A. (1998). Variabilidade espacial de fungos micorrízicos em dois ecossistemas mediterrânicos. *Revista Biol. (Lisboa)* **16**: 235-237.

A distribuição espacial de esporos de fungos micorrízicos arbusculares na Serra da Arrábida e no sapal de Pancas foi determinada utilizando uma malha de quadrados de diferentes tamanhos. Verificou-se maior número de esporos e menor diversidade no sapal de Pancas do que na Serra da Arrábida. Em ambos os ecossistemas o número de esporos distribuía-se em agrupamentos, mas a distância entre eles diferiu: aproximadamente de 1 m na Serra da Arrábida e de 2 m no sapal de Pancas. A distribuição espacial dos esporos na Serra da Arrábida relacionou-se com a matéria orgânica e o conteúdo hídrico, enquanto no sapal de Pancas se relacionou apenas com a distância às plantas.

Palavras chave: amostragem; esporos; micorrizas arbusculares.

INTRODUÇÃO

Nos ecossistemas Mediterrânicos a maior parte das espécies apresenta associações mutualistas entre determinadas espécies de fungos e as raízes das plantas, denominadas micorrizas. As micorrizas compõem grande parte da biomassa dos microrganismos do solo e os

fungos micorrízicos arbusculares (AMF*), salientam-se de entre os tipos mais frequentes. Os propágulos presentes no solo incluem esporos, micélio extra-radicular e fragmentos de raízes

* Sigla internacionalmente aceite que significa arbuscular mycorrhizal fungi.

colonizadas. Poucos estudos têm procurado avaliar, ao nível do ecossistema, o potencial de inóculo de AMF. Este trabalho propôs-se reponder às seguintes questões: 1) Qual o tipo de distribuição espacial dos esporos AMF? 2) Esta distribuição será comum em todos os ecossistemas? 3) Quais os factores edáficos e/ou biológicos que influenciam a distribuição?

Os estudos foram efectuados em dois ecossistemas de clima Mediterrânico, a sul do Tejo, com condições edáficas distintas: i) Serra da Arrábida, com vegetação esclerófila sempre verde (38°27'N 09°2'W); ii) Sapal de Pancas, localizado na margem esquerda do estuário do Tejo (38°49'N 08°57'W), com um ciclo de inundação 2 vezes diárias e salinidade entre 9‰ e 14‰. Nas duas áreas seleccionadas a recolha das amostras foi efectuada na última quinzena de Junho. O desenho experimental foi adaptado de RYEL *et al.* (1996) e aplicado aos dois locais. Estabeleceu-se ao acaso uma área de 5 x 5 m (macro grelha), subdividida em 25 quadrados com 1m de lado. Um destes foi subdividido em 25 quadrados de 0,2 m de lado (mini grelha). Por último dividiu-se este quadrado em 16 quadrados com 0,05 m de lado (micro grelha). Em cada quadrado da macro e mini grelha, registou-se a área de cobertura vegetal. A recolha de solo efectuou-se no centro de cada quadrado com um "core" de 0,05 m de diâmetro e de 0,15 m de comprimento. Determinou-se a distância do centro do "core" às plantas mais próximas. Isolaram-se os esporos de 30 g de cada amostra de solo que foram, posteriormente, quantificados e separados em morfotipos. A relação entre o número de esporos e o conteúdo hídrico e a matéria orgânica, foi efectuada utilizando as correlações de Pearson. A área mínima de amostragem foi calculada através do método estatístico da variância dos quadrados aos pares (PQV) (LUDWING & REYNOLDS, 1988).

No sapal de Pancas encontraram-se 1171 esporos por 100 g de peso seco, e apenas 3 morfotipos distintos. O mais comum apresentava maior percentagem de germinação (43%), provavelmente por estar mais adaptado aos

stresses presentes neste ecossistema. Os esporos poderão, aqui, desempenhar papel destacado como fonte de inóculo. Não se verificou qualquer correlação entre o n° de esporos e as características do solo, apenas com a distância às plantas.

Na Serra da Arrábida encontraram-se apenas 274 esporos por 100 g de peso seco pertencentes a 5 morfotipos distintos. Cada morfotipo apresentou diferentes densidades e a percentagem de germinação foi baixa em qualquer deles (<11%). O baixo n° de esporos encontrados associado à sua baixa viabilidade, parece sugerir o seu baixo contributo como fonte de inóculo de fungos AM neste ecossistema. A densidade de esporos relacionou-se apenas com o conteúdo hídrico e a matéria orgânica e não com a distância às plantas. Estes dados reforçam a hipótese da trama de micélio ser, aqui, mais importante como potencial de inóculo podendo estabelecer interligação entre espécies vegetais (NEWMAN *et al.*, 1994).

A análise da variância indica que nos dois ecossistemas, os esporos seguem uma distribuição em grupo e não uniforme. Na Serra da Arrábida o pico da variância máxima ocorreu aproximadamente a 1 m. Estes resultados permitem definir como área mínima de amostragem um quadrado de 2 m de lado, por encerrar a variabilidade referente ao número de esporos presente neste ecossistema. No Sapal de Pancas pode definir-se um agrupamento directamente relacionado com a proximidade de *Aster tripolium* distanciados 20 cm entre si, ou com manchas de *A. tripolium* distanciados 4 m entre si. Possivelmente, esta distribuição está associada à distribuição em manchas destas plantas. Neste ecossistema a área mínima de amostragem deve ser, assim, um quadrado de 4 m de lado para assegurar a máxima variabilidade presente no ecossistema.

CONCLUSÕES

1) O número de esporos AMF apresenta uma distribuição em grupo, em ambos os ecossistemas estudados, Serra da Arrábida e sapal de Pancas.

2) A dimensão dos grupos e a distância entre eles foi diferente. Na Arrábida, a área mínima de amostragem são 4 m² e no sapal de 16 m². 3) A distribuição espacial dos esporos pode ser influenciada por factores edáficos e/ou biológicos, dependendo do tipo de ecossistema.

BIBLIOGRAFIA

LUDWIG, J.A. & REYNOLDS, J.F., 1988. *Statistical Ecology. A Primer on Methods and Computing*. John Wiley & Sons. New York. pp. 41-54.

NEWMAN, E.F., DEVOY, C. L., EASEN, N.J. & FOWLES, K.J. 1994. Plant species that can be

AGRADECIMENTOS

P. Correia e L. Carvalho agradecem ao PRAXIS XXI as bolsas BTL 7412/96 e BD 1273/95, respectivamente.

linked by VA mycorrhizal fungi. *New Phytol.* **126**: 691-693.

RYEL, R.J., CALDWELL, M.M. & MANWARING, J.H. 1996. Temporal dynamics of soil spatial heterogeneity in sagebrush-wheatgrass steppe during a growing season. *Plant and Soil* **184**: 229-309.

SUMÁRIOS

ESPECTRO ALIMENTAR DO CARAPAU *TRACHURUS TRACHURUS* (LINNAEUS, 1758) NA COSTA NORTE DE PORTUGAL

S. Ramos

Instituto de Zoologia Doutor Augusto Nobre - Faculdade de Ciências da Universidade do Porto

Este trabalho pretende fazer uma caracterização da dieta alimentar do carapau (*Trachurus trachurus*, L. 1758) através do estudo do conteúdo estomacal e das dimensões das presas. Foram analisados 25 estômagos pertencentes a uma amostra de 90 indivíduos, recolhidos nas lotas de Matosinhos e Espinho nos meses de Março e Abril de 1997. As várias presas foram identificadas, contabilizadas e medidas, sempre que a sua integridade o permitiu. Calcularam-se 3 índices: índice de vacuidade - IV; índice de ocorrência - IO e índice numérico - IN, para fêmeas e machos, e para duas classes de tamanho.

Na análise do conteúdo estomacal de *T. trachurus* encontraram-se três grandes grupos de presas: *Sergestes*, *Munida* e *Teleostei*. Foram encontra-

das diferenças significativas entre sexos e classes de tamanho estudadas

A equação referente ao estudo da relação entre as dimensões das presas e as do predador é $I_{presa} = 0,6154 + 0,0363 * I_{predador}$, sendo $R^2 = 0,8207$. Conclui-se também que esta espécie é selectiva na escolha das presas.

Constatou-se que a dieta alimentar é pouco diversificada, sendo as presas do género *Sergestes* as mais preferidas e consumidas por *T. trachurus*. Conclui-se que esta espécie é selectiva na escolha das presas e fenómenos como a migração e a reprodução poderão ter influenciado os resultados visto que estes coincidiram com a altura em que as amostragens foram efectuadas.

ESTUDO DA FECUNDIDADE DE *MICROCHIRUS AZEVIA* (CAPELLO, 1868) NA COSTA OESTE DE PORTUGAL

A. S. Monteiro

Instituto de Zoologia Doutor Augusto Nobre - Faculdade de Ciências da Universidade do Porto

Foram analisadas 22 gónadas de fêmeas de *Microchirus azevia*, recolhidas na Lota de Matosinhos entre Março e Maio de 1997.

Uma análise da distribuição de frequências dos diâmetros oocitários permitiu estimar o diâmetro mínimo dos oócitos de pré-desova como sendo 200µm. A fecundidade absoluta obtida foi de

38935,29±21175,4 oócitos/fêmea adulta. A fecundidade relativa foi calculada em 580,42±165,6 oócitos/grama de peixe, 697,15±269,3 oócitos/grama de peixe desviscerado, 1822,57±682,8 oócitos/cm de peixe e 7851,767±1625,49 oócitos/grama de ovários. As relações entre a fecundidade absoluta e o peso

total do peixe, peso desviscerado do peixe, comprimento total e peso das gónadas podem ser descritas pelas relações: $F=648,83*Wt - 4373,9$ ($R^2=0,7954$); $F=742,09*Wd - 2581,1$ ($R^2=0,7806$); $F=6967,4*Lt - 105665$ ($R^2=0,7858$); $F=8641,1*Wg - 3584,2$ ($R^2=0,9152$) respectivamente.

Efectuou-se uma análise histológica que permiti-

tiu constatar que os ovários se encontravam em estado de pré-desova.

Comparou-se também a distribuição dos diâmetros oocitários com os obtidos em outros estudos da *M. azevia* realizados na costa Algarvia não se observando diferenças significativas.

RELAÇÕES ENTRE AS DIMENSÕES OU PESO DOS OTÓLITOS E DO CORPO, EM *TRACHURUS TRACHURUS* (LINNAEUS, 1758)

A. M. Figueiredo

Instituto de Zoologia Doutor Augusto Nobre - Faculdade de Ciências da Universidade do Porto

Este trabalho pretende estudar as relações entre as dimensões ou peso dos otólitos e o comprimento ou peso do corpo em *Trachurus trachurus*.

Para a realização deste trabalho foram recolhidos 81 indivíduos nas lotas de Espinho e Matosinhos, entre Março e Maio de 1997 aos quais foram extraídos os otólitos.

Fizeram-se determinações do comprimento furcal e peso total de cada indivíduo, peso e dimensões (comprimento e largura) de ambos os otólitos.

Determinaram-se as equações das relações lineares e exponenciais entre as dimensões e peso

dos otólitos e o comprimento e peso dos indivíduos.

Através dos resultados obtidos pode concluir-se que o crescimento dos otólitos *sagitta* de *T. trachurus* é alométrico. Existem relações altamente significativas entre o tamanho e o peso de *T. trachurus* e o comprimento e dimensões dos otólitos *sagitta*: $L=28,197LOE^{1,0402}$ $R^2=0,9558$; $W=11917 LAOE^{3,3702}$, $R^2=0,9532$.

Os ajustes exponenciais apresentam sempre o maior valor de coeficiente de determinação, sendo por isso aconselhável a sua escolha.

POPULATION DYNAMICS OF AMPHIPODS AND ISOPODS IN A RIA FORMOSA SALT MARSH

M. Sprung & M. M. Machado

CCMAR, UCTRA, Universidade do Algarve, Campus de Gambelas, P-8000 Faro, Portugal

Amphipods and isopods were monitored in pitfall traps during the course of 1 ½ years every 6 weeks at three sites in the intertidal zone of a Ria Formosa saltmarsh. In most samples amphipods and isopods contributed to more than 95% of the individuals caught. 4 amphipod species (*Orchestia gammarellus*, *Orchestia cavimana*, *Orchestia mediterranea*, *Talorchestia deshayesii*) and 3

isopod species (*Tylos ponticus*, *Halophiloscia couchi* and *Porcellio lamellatus*) were identified.

Animals were most active during spring, summer and autumn months, however, with species specific differences. The species preferred different heights on the shore with the following ordination (starting at the lowest level): *O. mediterranea* < *O. cavimana* < *O. gammarellus* < *H.*

couchi < *T. ponticus* < *T. deshayesii* < *P. lamellatus*.

Cohorts were analyzed by the Bhattacharya method. By this means growth rate, life expectation and the reproductive period could be characterized.

As a tendency, amphipods displayed most opportunistic characteristics, such as a high growth rate (10 mm body length or more after its first year), a reproductive period which extends

over most of the year and an early sexual maturity (after the 3rd to 9th month of life) and a short life expectation (10 to 19 months), which varies between species, but also between cohorts.

On contrary, the isopods were more persistent showing a slower growth rate (5 to 6 mm body length after their first year), a relative longer life expectation of 2 years (*H. couchi*, *P. lamellatus*) or even 4 years (*T. ponticus*) and a reproductive period restricted to a particular season.

Keywords: saltmarsh, amphipoda, isopoda

RELAÇÕES ENTRE AS DIMENSÕES OU PESO DOS OTÓLITOS E DO CORPO, EM *LIZA AURATA* (RISSO, 1980) DO ESTEIRO DE SALREU.

C. M. Alves

Instituto de Zoologia Doutor Augusto Nobre - Faculdade de Ciências da Universidade do Porto

Os otólitos são formações calcárias que se encontram no ouvido interno dos peixes (TEMPLEMAN & SQUIRES, 1956). Estão funcionalmente relacionadas com a transdução do som e exercem também um papel preponderante no posicionamento tridimensional dos indivíduos (SECOR & DEAN, 1989).

Neste trabalho pretende-se determinar as relações que permitam calcular o peso ou tamanho dos indivíduos a partir do peso e/ou tamanho dos seus otólitos.

Foram recolhidos 84 exemplares no esteiro de Salreu (Ria de Aveiro), entre Março e Abril de 1997.

Fizeram-se determinações do comprimento furcal (0,1 cm) e do peso total (0,1 g) de cada indivíduo. Depois de extraídos e limpos, os otólitos do par *sagittae* foram medidos com uma craveira (0,05 mm) e pesados numa balança de precisão (0,1 mg).

Determinaram-se as equações das relações lineares e exponenciais entre as dimensões e peso dos otólitos e o comprimento e peso corporal dos indivíduos. Para cada uma das relações obteve-se

um modelo estatístico pelo método dos mínimos quadrados. Entre estas relações as mais significativas são:

$$L=3,0684LOE^{0.9374}, R^2=0,9708$$

$$L=5,4099WOE^{0.4051}, R^2=0,9796$$

$$W=0,3044LOE^{2.7054}, R^2=0,9294$$

$$W=1,5662WOE^{1.1681}, R^2=0,9361$$

O crescimento dos otólitos *sagitta* de *Liza aurata* é alométrico. As relações descritas pela equação exponencial são as que melhor se ajustam aos dados observados, tanto no cálculo do comprimento corporal a partir do peso como a partir do comprimento do otólito.

Podemos assim concluir que o peso dos otólitos *sagitta*, à semelhança do que acontece com outras espécies, é o parâmetro mais indicado para a estimativa quer do peso quer do tamanho do respectivo indivíduo, uma vez que, quando considerado o modelo exponencial, as relações destes com o primeiro são as que apresentam um coeficiente de correlação mais elevado.

BIBLIOGRAFIA

- ECHVERRIA, T. 1987. Relationship of otolith length to total length in rockfishes from Northern and Central California. *Fishery Bulletin*, **85**(2): 383-387.
- GAMBOA, D.A. 1991. Otolith size versus weight and body length relationships for eleven fish species of Baja California, Mexico. *Fishery Bulletin*, U.S., **89**: 701-706.
- SANTOS, P. 1995. Biologia e pesca do areeiro-de-quatro-manchas, *Lepidorhombus boscii* Risso, na costa portuguesa. Dissertação de Doutoramento em Biologia apresentada à Faculdade de Ciências da Universidade do Porto. 232p.
- SECOR, D.H & DEAN, J.M. 1989. Somatic growth effects on the otolith-fish size relationship in young pond-reared striped bass, *Morone saxatilis*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **46**: 113-121.
- TEMPLEMAN, W. & SQUIRES, H.J. 1956. Relationship of otolith lengths and weights in the Haddock *Melanogrammus aeglefinus* (L.) to the rate of growth of the fish. *J. Fish. Res. Bd. Canada*, **13**(4): 467-487.

DINÂMICA DAS ULVALES (CHLOROPHYTA) NA RIA FORMOSA

J. Aníbal & M. Sprung

U.C.T.R.A., Campus de Gambelas, Universidade do Algarve. 8000 Faro

Este trabalho teve como objectivo estudar a distribuição espacial e temporal da Ulvales na Ria Formosa, bem como determinar possíveis factores bióticos e abióticos que podessem influenciar essa distribuição. A componente prática de campo do trabalho consistiu em amostragens mensais durante um ciclo anual, desde Fevereiro de 1996 a Fevereiro de 1997, realizadas na parte ocidental da Ria Formosa. Na área de estudo foram definidas 6 estações de amostragem, tendo em atenção os diferentes tipos de habitats onde ocorreram Ulvales. Em cada estação de amostragem, recolheram-se as Ulvales e determinaram-se as respectivas biomassas e produções primárias. A biomassa foi determinada a partir do teor de matéria orgânica, expresso no peso seco livre de cinzas. A produção primária foi determinada por diferença de biomassa entre as amostragens a dividir pelos dias que as separaram. Nas amostras

foram encontrados espécies dos géneros: *Ulva* e *Enteromorpha*. A biomassa das Ulvales teve valores máximos nos meses de Abril e Setembro (44.4 e 41.1 g/m² respectivamente), e valor mínimo em Agosto (4.4 g/m²). A produção primária teve os valores mais elevados nos meses de Outono, Inverno e princípio da Primavera, coincidindo as alturas de "bloom" macroalgal com o aumento da pluviosidade. A razão entre a produção anual e a biomassa média foi de 2.8 a⁻¹. Nas estações situadas na Praia de Faro as Ulvales persistiram mesmo durante o Verão. Isto pode dever-se ao facto de haver uma elevada introdução de nutrientes através dos efluentes de origem antropogénica. Pode-se concluir da dinâmica das macroalgas Ulvales, que estas são responsáveis por grande parte da produção primária do sistema lagunar da Ria Formosa (72.6 g/m²/a).

Palavras chave: Ulvales, produção primária, Ria Formosa.

COMPARAÇÃO DA COMPOSIÇÃO FITOSSOCIOLÓGICA E DAS COMUNIDADES DE FORMICIDAE EM POVOAMENTOS DE *PINUS PINASTER*E. B. Moura¹ & M. R. Paiva^{1,2}¹ Grupo de Ecologia, DCEA, FCT / UNL, Quinta da Torre, 2825 MONTE DÁ CAPARICA² Bolseira financiada pelo Sub-Programa Ciência e Tecnologia do 2º Quadro Comunitário de Apoio

O trabalho foi realizado em dois povoamentos de pinhal: Herdade da Ferraria e Herdade da Apostiça, situados na Península de Setúbal. Teve por objectivo comparar a biodiversidade de espécies de Formicidae existentes, bem como a sua relação com a composição fitossociológica dos dois povoamentos.

A caracterização da vegetação foi efectuada segundo o método da escola de fitossociologia de Zurique-Montpellier, proposta por Braun-Blanquet.

As espécies de formigas foram identificadas, e foi estimada a sua abundância relativa, com base na colocação de iscos, dispostos em transectos, de acordo com metodologia previamente estandardizada.

Constatou-se que no povoamento da Herdade da Ferraria se encontra presente, de forma dominante, uma espécie exótica, a formiga argentina

Linepithema humile (Mayr), sendo o coberto arbustivo dominado por cistáceas, em particular, por *Cistus salvifolius* e *Halimium* spp.

No povoamento da Herdade da Apostiça a vegetação é tipicamente dunar, com especial destaque para o *Juniperus naviculares*, arbusto arenícola endémico da Península de Setúbal e Costa Vicentina. Em paralelo, existe uma maior diversidade da fauna de Formicidae. As espécies mais abundantes são *Pheidole pallidula* (Nylander), *Crematogaster scutellaris* (Olivier) e *Aphaenogaster* spp.

Em virtude de nos dois povoamentos se registarem diferenças notórias em relação ao nível de ataque dos pinheiros por insectos fitófagos, investiga-se actualmente qual a importância dos Formicidae nas teias alimentares deste tipo de ecossistemas.

Modelação Ecológica

MODELLING WHOLE-PLANT PRIMARY PRODUCTION OF MACCHIA SPECIES: ASSESSING THE EFFECTS OF PHOTOINHIBITION AND FOLIAGE ORIENTATION

C. Werner¹, O. A. Correia², R. J. Ryel³ & W. Beyschlag¹

¹ Lehrstuhl für exp. Ökologie und Ökosystembiologie, Universitätsstr. 25, D-33615 Bielefeld, Germany

² Departamento de Biologia Vegetal, Faculdade Ciências, Campo Grande, C2, 4 Piso, P-1700 Lisboa, Portugal

³ Department of Rangeland Resources, Utah State University, Logan, UT, 84322-5230 USA

Werner, C., Correia, O. A., Ryel, R. J. & Beyschlag, W. (1998). Modelação da produção primária de espécies mediterrânicas: avaliação do efeito da fotoinibição e do ângulo foliar. *Revista Biol. (Lisboa)* **16**: 247-257.

Nos últimos anos a avaliação da produção primária das plantas superiores através de modelos matemáticos tornou-se muito importante nos estudos de índole ecológica; contudo, relativamente aos ecossistemas mediterrânicos, existe ainda pouca informação disponível. Neste trabalho, pretende-se usar um modelo tridimensional que nos permita avaliar o efeito das adaptações estruturais e fisiológicas na produção primária de duas espécies mediterrânicas com estratégias adaptativas distintas ao factor água: uma espécie semi-decídua de verão (*Cistus monspeliensis*) e uma espécie esclerófila (*Quercus coccifera*). São apresentados resultados preliminares da integração da fotoinibição no modelo, verificando-se que esta tem um efeito pronunciado na produção primária na espécie semi-decídua de verão, enquanto que a espécie esclerófila parece ser menos sensível à fotoinibição, não apresentando alteração significativa da produtividade primária. É discutida a aplicabilidade deste modelo às espécies estudadas e a necessidade de introdução de parâmetros como a fotoinibição, nestes modelos de produtividade.

Palavres chave: angulo foliar, fotoinibição, modelo de fotosíntese, produção primária

Werner, C., Correia, O. A., Ryel, R.J. & Beyschlag, W. (1998). Modelling whole-plant primary production of macchia species: assessing the effects of photoinhibition and foliage orientation. *Revista Biol. (Lisboa)* **16**: 247-257.

Measuring the primary production of whole-plant canopies has become an increasingly important aspect of ecological research, but still little information is available on Mediterranean macchia species. An example of the use of a three dimensional model for the evaluation of the combined effect of structural and physiological adaptation on whole-plant primary production of two macchia species differing in their strategies to persist under summer drought conditions will be presented. Furthermore, preliminary results of model simulations of the effects of photoinhibition on plant primary production are presented. Photoinhibition had a pronounced effect on whole-plant primary production of the drought-avoiding semi-deciduous shrub (*Cistus monspeliensis*) whereas the tolerant evergreen sclerophyll (*Quercus coccifera*) was less susceptible to photoinhibition. The model results are consistent with the observed structural and physiological adaptation of both species to summer drought.

Key-words: leaf orientation, photoinhibition, photosynthesis model, whole-plant primary production.

INTRODUCTION

Measuring the primary production of whole canopies has become an increasingly important aspect of ecological research (BEYSCHLAG & RYEL, 1997). Questions pertaining to plant structure and functioning under the aspect of competition for light and other resources at the single plant or community level can in part be addressed with measurements of whole-canopy photosynthesis. Furthermore, information can be derived on processes concerning changes in canopy flux rates resulting from global warming or increasing atmospheric CO₂. An important method for estimating these flux rates has involved the use of whole-canopy photosynthesis models (BEYSCHLAG & RYEL 1997).

Predicting whole-plant gas-exchange rates requires the simultaneous calculation of fluxes at multiple locations within the plant canopy. Since microclimatic differences in light intensity, temperature, humidity and CO₂ concentration result in variable rates of photosynthesis and transpiration throughout the foliage, describing the interaction between canopy structure and its environment is essential to provide realistic predictions.

Photosynthesis models have been used successfully to address all kinds of questions in various ecosystems, but still little information is available of Mediterranean macchia species (e.g. CALDWELL *et al.*, 1986; TENHUNEN *et al.*, 1987b, 1990).

During the Mediterranean summer, plants are exposed to a variety of stresses, such as high temperatures, excessive incident radiation and water stress (NAHAL, 1981; MOONEY, 1981). Under these climatic conditions two functional groups of species persist; evergreen sclerophylls and drought semi-deciduous (malacophyllous) species. Semi-deciduous species partially avoid the stress through a major reduction of their foliage area, thus restricting their growth to the more favourable seasons. In contrast, evergreen sclerophylls tolerate the stress conditions with intact green leaves, by exhibiting a variety of

morphological adaptations, such as small, highly sclerophyllous leaves, thick cuticles, deep root systems, and effective stomatal control of water loss (MOONEY & DUNN, 1970; MARGARIS, 1981; MOONEY, 1981).

Prolonged exposure of leaves to excessive levels of solar radiation may result in enhanced photoinhibition (POWLES, 1984; LONG *et al.*, 1994), especially during additional environmental stresses, as has been reported for several Mediterranean species (BJÖRKMAN & POWLES, 1984; DEMMIG-ADAMS *et al.*, 1988, 1989; ANGELOPOULOS *et al.*, 1996; WERNER & CORREIA, 1996). In spite of an increasing number of observations of photoinhibition under natural condition (see LONG *et al.*, 1994) still very little is known about the importance of photoinhibition for productivity and growth (ÖGREN & SJÖSTRÖM, 1990). A potential protection against photoinhibition can be achieved by regulation of light interception through changes of leaf orientation relative to the solar beam (BJÖRKMAN & DEMMIG-ADAMS, 1995; WERK & EHLERINGER, 1984; COMSTOCK & MAHALL, 1985).

Photoinhibition is in general not integrated in most of the photosynthesis models. To evaluate the effect on primary production, the degree of photoinhibition had to be linked to the model simulations. Several studies have shown that the efficiency of photochemical energy conversion (F_v/F_m) is linearly related with the light-use-efficiency (α = initial slope of the light curve) (BJÖRKMAN & DEMMIG, 1987) which was integrated in the model.

The following presentation gives an example of the use of a three dimensional model for the evaluation of the combined effect of structural and physiological adaptation on whole-plant primary production of two macchia species differing in their strategies to persist under summer drought conditions. Furthermore, preliminary results of model simulations of the effects of photoinhibition on plant primary production are presented.

MATERIALS AND METHODS

Study site and plant material

The study was performed in the *Parque Natural da Serra da Arrábida* ca. 50 km south of Lisbon (for detailed description of the site and plant communities see CATARINO *et al.*, 1982). The study site is a ca. 30 year old natural macchia, situated on a south-east facing slope at the coast (38° 27' 34" N, 9° 0' 20" W, elevation 270 m). The data of the present paper were collected from the evergreen sclerophyll *Quercus coccifera* L. and the semi-deciduous shrubs *Cistus monspeliensis* L. (see Tab.1). Five to ten plants per species were measured, but data are shown for one representative plant per species.

Tab. 1 - Characteristics of the studied species.

Species	height (m)	crown diameter (m)
<i>Q. coccifera</i>	1.70	2.50
<i>C. monspeliensis</i>	1.12	1.10

Model description

Model simulations were performed using a three-dimensional multispecies canopy model of RYEL *et al.* (1993) (see also BEYSCHLAG *et al.*, 1990). This kind of models consist in general of two components: a microclimate submodel and a photosynthesis submodel (see BEYSCHLAG *et al.*, 1994). The microclimate submodel is used to calculate microclimate conditions at any point within the canopy, which result from the interaction of the macroclimatic conditions above the canopy and the structural proportions of the canopy, and also of the physical properties of the canopy elements (e.g. reflectance, transmittance, heat capacity).

The model simulates in detail the canopy radiation environment, including penetration of the direct solar beam to different canopy layers, the behaviour of diffuse radiation from the sky and that reflected and transmitted through other leaves, and complete longwave radiation and leaf energy balance (CALDWELL *et al.*, 1986).

The photosynthesis submodel relates the response of leaf photosynthesis of a species to

changes in the microclimatic factors. In this approach, a mechanistical model, based on equations of FARQUHAR *et al.* (1980) as implemented by HARLEY *et al.* (1992), was used. Time steps for the model are arbitrary, but 1-h time-steps and summation of total daily rates were computed.

The plant canopy is divided into subregions of similar foliage characteristics. The plant structure is approximated as being cylindrical in shape, subdivided in concentric subcylinders and layers. Rates of photosynthesis are calculated for representative foliage elements within each subsection, weighted by the size of the subsection, the fraction of sunlit and shaded foliage and summed up to obtain whole-canopy photosynthesis.

Photoinhibition (F_v/F_m) was linked to the model via its effect on light-use-efficiency (α) (BJÖRKMAN & DEMMIG, 1987). ÖGREN and SJÖSTRÖM (1990) found only a small effect of photoinhibition on maximum photosynthetic capacity (P_{m1}) (21% of relative changes in F_v/F_m) but a strong relation for α (an approximately equal relative change). These relationships between changes in F_v/F_m and P_{m1} and α were assumed in the simulations and first, still preliminary results are shown.

Model parametrization

For the model parametrization detailed and numerous measurements of macro- and microclimate, plant structure, phenology, single leaf photosynthesis and water relations of each species are needed. Fig. 1 shows a scheme of the model and the input parameters.

Parameters of the photosynthesis submodel are derived from gas exchange measurements, describing the relation of light-, temperature- and CO₂-dependency of photosynthesis of each species under defined environmental conditions (e.g. summer drought), using non-linear regressions. Available information on photosynthesis and water relations of evergreen sclerophyllous species from the study site (TENHUNEN *et al.*, 1985; 1987a; BEYSCHLAG, unpublished data) was used for *Q. coccifera*. In lack of a sufficient

data base for *C. monspeliensis*, data of *Cistus salvifolius* (HARLEY *et al.*, 1987) were used for model parametrization which were consistent with punctual gas exchange measurements performed in *C. monspeliensis* during this study.

Climatic conditions of the study site were continuously recorded by a solar powered meteorological station (data-logger CR10, Campbell Scientific, Utah, USA). Air and soil temperatures, relative humidity, wind speed, solar radiation, photosynthetic photon flux density (PPFD) above

the plant canopy and precipitation were measured in 10 sec intervals and were automatically stored as half hourly and daily means.

Water potentials of small terminal shoots were measured before dawn and at noon using a Scholander-type pressure bomb (Manofrigido, Portugal). Measurements were performed within 1-2 min after collecting the samples. Due to the measuring range of the pressure bomb, water potentials below -5.5 MPa could not be determined.

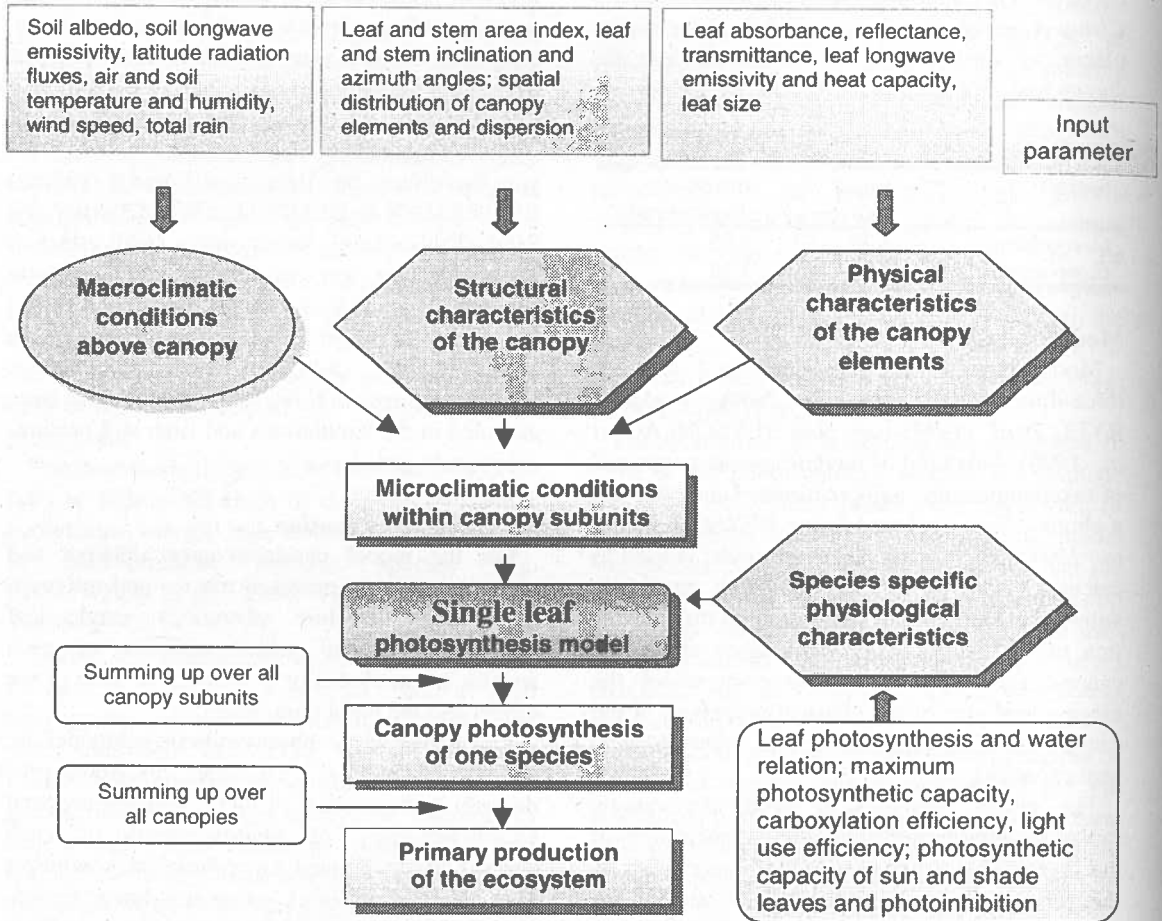


Fig. 1 - Generic flow chart of the canopy photosynthesis model. Parameters in rectangular boxes are input parameters, which have to be determined for every species separately.

Plants were subdivided into concentric cylinders and layers in agreement with their three-dimensional distribution of the canopy elements. All structural measurements were performed in each of the resulting subunits.

Leaf area index (LAI) was measured with a LAI-2000 Plant Canopy Analyzer (PCA, LiCor, Inc. Lincoln, Nebraska, USA). Measurements were conducted on sunny days with clear sky in the late afternoon when the sun was set behind the nearby mountains, shadowing the study area and, therefore, providing conditions of uniform sky brightness without direct sunlight interference in the measurements. The LAI-2000 has a fish-eye optical sensor comprising 5 concentric rings, but only readings of the inner 3 rings with a view angle of 0 to 38° were used for calculations in order to obtain the LAI of the target plant without interference of neighbouring plants or surrounding gaps. Verification of this indirect measurements was achieved in the lab by destructive estimates of leaf and stem area. Stem area index (SAI) was determined manually, by measuring stem length and diameter of a representative portion of each canopy subunit.

Leaf and stem angles were measured relative to the horizon (= 0°) using a compass-protractor similar to the one described by NORMAN and CAMPBELL (1989). All leaf angle data were tested for significant correlation with position in the canopy (height, depth and azimuth orientation, exposition) and time of the year by analyses of variance (ANOVA). Azimuth orientation was found to be arbitrary in both species.

The maximum efficiency of photosynthetic energy conversion of PSII (F_v/F_m) was determined *in situ* on attached leaves by chlorophyll fluorescence measurements using a portable, pulse-modulated fluorometer (PAM-2000, Walz, Effeltrich, Germany). Samples were dark-adapted with properly constructed leaf-clips for 15 min, which was found to be sufficient to allow complete reoxidation of the PSII reaction centres and to ensure that all energy dependent quenching was relaxed. Care was taken that the signal amplitude allowed maximum signal resolution,

especially when fluorescence signals were low in some species during summer. All measurements were conducted on 9-10 south facing leaves per plant on sunny days during maximum solar radiation (11:00-14:00 h solar time). Predawn fluorescence measurements were performed with the Leaf-Clip Holder 2030-B (Walz, Effeltrich, Germany) under complete darkness before sunrise.

RESULTS

Water potentials

Predawn water potentials were high in both species during spring, but decreased markedly with increasing summer drought. *Q. coccifera* maintained predawn water potentials of approximately -3 MPa during August, whereas water potentials of *C. monspeliensis* species declined markedly and even exceeded the measuring range of the pressure bomb (-5.5 MPa, Tab. 2).

Tab. 2 - Predawn water potential (n = 2-3) and leaf area index (n = 10) of both species in spring (March) and summer (August) in 1996.

Species	Spring	Summer
Predawn water potential (MPa) ± SD		
<i>Q. coccifera</i>	-0.18 ± 0.03	-3.05 ± 0.05
<i>C. monspeliensis</i>	-0.05 ± 0.02	<-5.5
Leaf area index (LAI) ± SE		
<i>Q. coccifera</i>	4.87 ± 0.18	3.73 ± 0.09
<i>C. monspeliensis</i>	1.36 ± 0.03	0.84 ± 0.01

Leaf area index (LAI)

Q. coccifera attained higher leaf area index compared to the semi-deciduous species and the different strategies between these two life forms became very evident in summer (Tab. 2). With increasing drought, the semi-deciduous *C. monspeliensis* strongly reduced the transpirational surface area by abscission of a large portion of the leaves, maintaining only the apical leaves.

Leaf angles

Due to the fact, that azimuth orientation was randomly distributed over the canopy, a potential change of foliage orientation towards the solar beam in order to reduce the radiation load of the

leaves could only be achieved through an adjustment of leaf angles. In fact, strong changes in leaf angle from mainly horizontal (32°) during the favourable season to an almost vertical leaf orientation (72°) during the summer drought were found for the semi-deciduous *Cistus* (Tab. 3). This was achieved by shedding most of the horizontal leaves with the onset of summer drought, maintaining only the apical, rather erect leaves (CORREIA *et al.*, 1992).

Tab. 3 - Mean leaf angles ($^\circ$ to horizon) and standard deviations (SD) during spring and summer 1996. Seasonal changes in mean leaf angle were all highly significant at $p < 0.01$ (ANOVA).

Species	Spring		Summer	
	mean \pm SD	n	mean \pm SD	n
<i>Q. coccifera</i>	51.4 \pm 17.2	845	53.8 \pm 19.9	1420
<i>C. monspeliensis</i>	31.6 \pm 13.6	550	71.7 \pm 12.0	497

The evergreen *Q. coccifera*, exhibited only small, though significant changes in mean leaf angle (Tab. 3). As in the semi-deciduous species, the respective changes were achieved by shedding of foliage fractions rather than by movements of the existing leaves. High standard deviations indicate that *Q. coccifera* maintained a broad range of leaf angle classes.

Chlorophyll Fluorescence

During summer drought, horizontally exposed leaves of the semi-deciduous *Cistus* species showed the strongest photoinhibition with F_v/F_m values as low as 0.24 (Tab. 4).

In many of these horizontal leaves the daily exposure to excessive radiation led to irreversible photodamage and leaf bleaching followed by leaf abscission. Vertical leaf orientation generally protected the leaf from severe photodamage through excessive light and the daily minimum of photochemical efficiency of PSII during the dry season remained much higher.

The sclerophyll *Q. coccifera* was generally less susceptible to photoinhibition during the dry season (Tab. 4) and F_v/F_m values remained higher during drought.

Tab. 4 - Seasonal progression of the maximum photochemical efficiency of PSII (F_v/F_m) of dark-adapted leaves measured at noon on sunny days, for vertically ($90^\circ \pm 10^\circ$) and horizontally ($0^\circ \pm 10^\circ$) exposed leaves. Data are means of 4-10 measurements per species and leaf orientation (\pm SD). *Spring measurements of *Q. coccifera* were not differentiated for leaf orientation.

Species exposition	Midday F_v/F_m		
	Spring	Summer	Autumn
<i>Q. coccifera</i>			
vertical	0.686 \pm 0.05	0.684 \pm 0.06	0.744 \pm 0.03
horizontal	*	0.493 \pm 0.03	0.757 \pm 0.35
<i>C. monspeliensis</i>			
vertical	0.72 \pm 0.04	0.641 \pm 0.08	0.751 \pm 0.03
horizontal	0.682 \pm 0.05	0.242 \pm 0.07	0.753 \pm 0.01

Predawn fluorescence measurements further confirmed this pattern of the two different species (Tab. 5). The diurnal photoinhibitory effects were nearly completely reversible over night in *Q. coccifera*, maintaining high predawn values even during summer. In contrast, the semi-deciduous *Cistus* species did only partially recover from the diurnal decrease in F_v/F_m , and the predawn values remained relatively low in summer as a result of the cumulative stress on the leaves. In late autumn predawn F_v/F_m was high in all species and reached typical values for unstressed leaves (e.g. BJÖRKMANN & DEMMIG, 1987), indicating complete recovery from summer stress.

Tab. 5 - Predawn measurements of photochemical efficiency of PSII (F_v/F_m) in summer and autumn. Data are means and standard deviations of 5-15 measured leaves per species.

Species	Summer	Autumn
	$F_v/F_m \pm$ SD	$F_v/F_m \pm$ SD
<i>Q. coccifera</i>	0.796 \pm 0.02	0.842 \pm 0.01
<i>C. monspeliensis</i>	0.563 \pm 0.09	0.853 \pm 0.02

Single leaf photosynthesis simulations

Model simulations were performed either integrating the effects of photoinhibition on plant photosynthesis or without consideration of these

effects (i.e. with the old model version). Simulations for single sun exposed leaves orientated at different leaf angles are shown in Fig. 2.

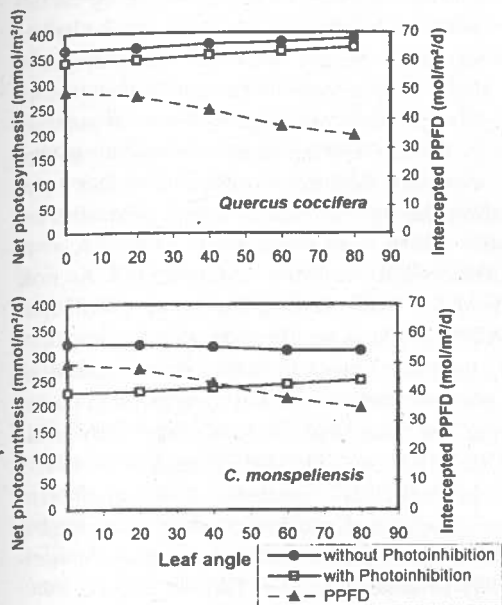


Fig. 2 - Model simulations of single leaf in July of each species. Net photosynthetic carbon gain per day and total intercepted photosynthetic photon flux density (PPFD) was calculated for single leaves at different leaf angles from horizontal (0°) to nearly vertical (80°). Model simulations were performed either including photoinhibition effects on photosynthesis, or without consideration of photoinhibition.

Photoinhibition resulted only in a small decline of the predicted carbon gain of *Q. coccifera* (compare simulations with and without photoinhibition, Fig. 2). As expected, a vertical leaf orientation reduces the amount of total intercepted photosynthetic photon flux density (PPFD). Highest photosynthesis rates occurred in the steepest inclined leaf, which indicates that the incident light intensities are saturating or even in excess in all leaves.

In contrast, photoinhibition had a strong effect on the predicted daily carbon gain of *C. monspeliensis* leaves. If photoinhibition was not

considered, net photosynthesis would be overestimated by 25-45%. This effect was more pronounced in horizontally compared to vertically orientated leaves, which reached higher photosynthetic rates.

Whole-plant photosynthesis simulations

Results of whole-plant photosynthesis simulations, which integrate the effects the 3-dimensional canopy structure, as for example self-shading, are shown in Fig. 3. To evaluate the

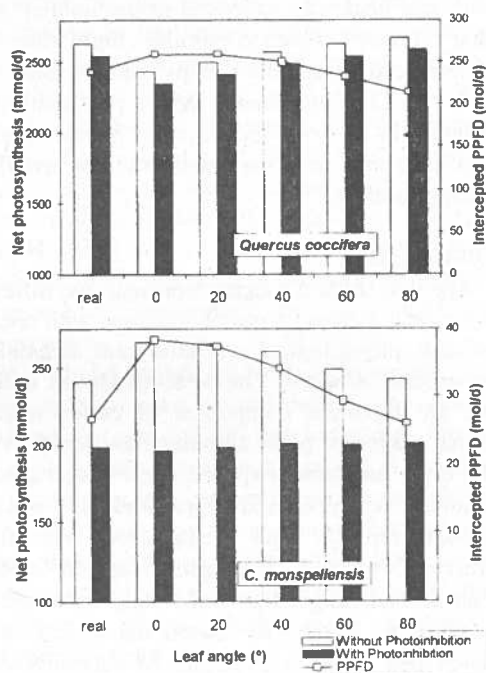


Fig. 3 - Model simulations of whole-plant net photosynthesis in July of each species. Net photosynthetic carbon gain per day and total intercepted photosynthetic photon flux density (PPFD) was calculated either assuming a theoretical homogeneous distributing of leaf angle over the canopy, with different inclination angles, or with the real 3-dimensional leaf angle distribution measured in the field (first column). Again, model simulations were performed either including photoinhibition effects on photosynthesis, or without consideration of photoinhibition. Note: different scales.

importance of leaf orientation on whole-plant primary production, model simulations were performed either assuming a homogeneous distribution of leaf angles over the canopy, at different inclination, or with the real 3-dimensional distribution of leaf angles, measured in the field (first column).

No large reduction of net photosynthesis through photoinhibition was found in *Q. coccifera*, and the highest rates were reached in simulated plants with steeply inclined leaves (Fig. 3). Photosynthesis rates for the simulated plant with leaf angles as measured in the field (Fig. 3, first column) reached similar high rates. A pronounced effect on canopy carbon gain was found in *C. monspeliensis* where photoinhibition resulted in a strong reduction of photosynthesis, and horizontal leaf orientation was not beneficial during summer.

DISCUSSION

The two studied species represent two different functional groups of macchia plants, with respect to their physiological and structural adaptations to summer drought. The semi-deciduous species are an important component of earlier successional stages of plant communities, which cover the dryer and more exposed sites. *Cistus* species colonize very poor and degraded soils and can appear rapidly after disturbance like fires, whereas evergreen sclerophylls appear at later successional stages that will finally dominate the ecosystem. These two functional groups have developed different strategies to maximize their carbon gain throughout the year and avoid damaging stresses during the Mediterranean summer drought.

Semi-deciduous *Cistus* experienced very high water stress, resulting in a strong reduction of their transpirational surface through leaf abscission (Tab. 2). These malacophyllous species are at least partially drought-evading by their summer semi-deciduous habit (MOONEY & DUNN, 1970; HARRISON *et al.*, 1971). The remaining summer leaves are subjected to very high incident radiation levels, which exceeded the capacity of

orderly dissipation in the photosynthetic reaction centres, resulting in a marked decline of maximum photochemical efficiency of PSII (Tab. 4). An important strategy to avoid damaging excessive radiation levels in *Cistus* spp. is the structural regulation of light interception by changes in leaf angle from a more horizontal orientation in spring (<35°) to a more vertical one in summer (>70°) (Tab. 3). During summer a steeply angled leaf obviously intercepts considerably less solar radiation during the midday hours when the radiation load is maximal (WERK & EHLERINGER, 1984; COMSTOCK & MAHALL, 1985; BJÖRKMAN & DEMMIG-ADAMS, 1995). A nearly vertical leaf orientation may, therefore, prevent both, overexcitation of the photosynthetic reaction centres and overheating of the leaf, which may be lethal (BJÖRKMAN & DEMMIG-ADAMS, 1995). This was particularly evident in *C. monspeliensis*, where steeply inclined leaves were considerably less affected by photoinhibition compared to horizontally orientated leaves (Tab. 4). Model simulations of single leaves confirm this results: the reduction of diurnal net photosynthesis through photoinhibition was less pronounced in vertical compare to horizontal orientated leaves (Fig. 2). However, these preliminary results indicate that photoinhibition led to a considerable reduction in plant primary production in *Cistus* species during summer (Fig. 3).

Q. coccifera exhibited a different strategy, maintaining higher predawn water potentials about -3.5 MPa (Tab. 2). Evergreen sclerophylls have a deep and well-developed root system (KUMMEROW, 1981; MARGARIS, 1981) which can reach water at depth, and can shorten or eliminate the duration of the drought stress (MOONEY & DUNN, 1970).

Structural regulation of light interception was not found to be an important adaptation in this species, where only small changes in leaf angle occurred during summer. Evergreen sclerophylls are early light saturated and have generally lower photosynthetic capacities than semi-deciduous shrubs (HARRISON *et al.*, 1971; TENHUNEN *et*

al., 1985; TENHUNEN *et al.*, 1987a). However, *Q. coccifera* was less susceptible to photoinhibition than *C. monspeliensis*. The diurnal decline of F_v/F_m was fully reversible over night even during drought stress (Tab. 5). Although photoinhibition measured in the fields was enhanced in horizontal leaves, it had minimal effect on total carbon gain of the plant. This might be related to the high light-use efficiency of this species which reaches maximum photosynthetic capacity and light saturation at relatively low light levels. Therefore, the lower efficiency of photochemical energy conversion of PSII through photoinhibition does not lower net primary production. Photoinhibition in this species may function as a photoprotective down-regulation whenever excitation energy is in excess (as was found in *Arbutus unedo*, see DEMMIG-ADAMS *et al.*, 1989). Such protective processes may be of major importance to survival in habitats where plants may be subjected to prolonged periods of environmental stress.

These specific strategies have to be seen in close context with the long-term maximization of carbon gain relative to the construction and maintaining costs of the leaves. Evergreen leaves are generally more costly to produce per unit leaf area than drought-deciduous leaves, since they have a higher specific leaf weight, but this greater cost can be repaid by increased longevity (MILLER, 1981; MOONEY, 1981). For a longer leaf duration it is of special importance to avoid irreversible damage through protective processes as non-photochemical energy dissipation on the excessive excitation energy, even at the expense of some loss in carbon gain (see also ÖGREN & SJÖSTRÖM, 1990). It is also possible, that the diurnal photoinhibition represents a smaller cost than the hypothetical cost of avoiding photoinhibition (ÖGREN, 1994).

Semi-deciduous leaves have lower construction costs, and a shorter leaf duration, but reach higher assimilation rates during the periods of favourable environmental conditions. Rapid leaf turnover allows flexible growth related adaptations towards environmental changes.

Although the model results should be consid-

ered preliminary, the photoinhibitory effects predicted by these simulations were consistent with the different strategies observed for *Q. coccifera* and *C. monspeliensis*. Model simulations can be used as a tool to evaluate whole-plant primary production related to changes in plant structure or physiology and might, therefore, contribute to our understanding of the different processes. The model is based on our knowledge of basic processes and arrives at canopy functions as a consequence of the interaction of the component parts. This approach is instructive in the investigation of mechanistic interactions of the model components, such as processes of light interception, energy balance, and diffusive conductance. In this particular case, these results indicate the importance of the integration of photoinhibitory effects into simulation models, which can otherwise lead to considerable overestimation of plant carbon gain in some species. However models of this complexity need numerous input parameters and are difficult to parameterise. Furthermore, they have numerous opportunities for error (CALDWELL *et al.*, 1986). Model validation with independent data which were not used for parametrization is one of the important and difficult tasks to address. One of the goals for the use of such a model is to calculate parameters that can not be measured directly, such as canopy or even ecosystem primary production. Scaling up from single plant to the plant community can be achieved by simulating neighbouring plants, which can be arranged at any distance from each other. Primary production of the plant community is calculated by summing up over all canopies, regarding side light effects and shading by neighbouring plants.

An estimation of primary production of the macchia may serve as a basis for monitoring the long-term development of the ecosystem, and evaluating flux changes that may result from climate changes as predicted for the Mediterranean region. Essential to this task is refining canopy photosynthesis models to adequately reflect structural and physiological changes within plants of these ecosystems.

ACKNOWLEDGEMENTS

This work is part of the PhD-dissertation of C. Werner and was supported by a fellowship of the DAAD (Deutscher Akademischer Austauschdienst)

REFERENCES

- ANGELOPOULOS, K., DICHIO, B. & XILOYANIS, C. 1996. Inhibition of photosynthesis in olive trees (*Olea europaea* L.) during water stress and rewatering. *Journal of Experimental Botany* **47**: 1093-1100.
- BEYSCHLAG W., RYEL R.J., CALDWELL M.M. 1994. Photosynthesis of vascular plants: Assessing canopy photosynthesis by means of simulation models. In: *Ecophysiology of Photosynthesis*. Ecological Studies Vol. 100. (eds.) E.-D. Schulze & M.M. Caldwell, Springer Verlag, pp. 409-430.
- BEYSCHLAG W., BARNES, P.W., RYEL, R., CALDWELL, M.M. & FLINT, S.D. 1990. Plant competition for light analyzed with a multispecies canopy model. II. Influence of photosynthetic characteristics in mixtures of wheat and wild oat. *Oecologia* **82**: 374-380.
- BEYSCHLAG W. & RYEL R.J. 1997. Leaf/canopy models. In: *Photosynthesis a comprehensive Treatise*. (ed.) A.S. Raghavendra, Cambridge University Press, pp. 305-319.
- BJÖRKMANN, O. & DEMMIG-ADAMS, B. 1995. Regulation of photosynthetic light energy capture, conversion, and dissipation in leaves of higher plants. In: *Ecophysiology of photosynthesis* (eds. E.-D. Schulze & M.M. Caldwell), pp. 17-47. Springer-Verlag, Heidelberg.
- BJÖRKMANN, O. & DEMMIG, B. 1987. Photon yield of O₂ evolution and chlorophyll fluorescence characteristics at 77K among vascular plants of diverse origins. *Planta* **170**: 489-504.
- BJÖRKMANN, O., POWLES, S.B. 1984. Inhibition of photosynthetic reactions under water stress: interaction with light level. *Planta* **161**: 490-504.
- CALDWELL M.M., MEISTER H.P., TENHUNEN J.D., LANGE O.L. 1986. Canopy structure, light microclimate and leaf gas exchange of *Quercus coccifera* L. in a Portuguese macchia: measurements in different canopy layers and simulations with a canopy model. *Trees, Structure and Function* **1**: 25-41.
- CATARINO, F.M., CORREIA, O.C.A. & CORREIA, A.I.V.D. 1982. Structure and dynamics of Serra da Arrábida Mediterranean vegetation. *Ecologia Mediterranea* **8**: 203-222.
- (D/95/09180). The help of Susanna Ferreira, Patricia Pinto da Silva, and Sonja Budde which contributed to the detailed analysis of plant structure is gratefully acknowledged.
- COMSTOCK, J.P. & MAHALL, B.E. 1985. Drought and changes in leaf orientation for two California chaparral shrubs: *Ceanothus megacarpus* and *Ceanothus crassifolius*. *Oecologia* **65**: 531-535.
- CORREIA, O.A., MARTINS, A.C. & CATARINO, F.M. 1992. Comparative phenology and seasonal foliar nitrogen variation in Mediterranean species of Portugal. *Ecologia Mediterranea* **18**: 7-18.
- DEMIG-ADAMS, B., ADAMS III, W.W., WINTER, K., MEYER, A., SCHREIBER, U., PEREIRA, J., KRÜGER, A., CZYGAN, F.C. & LANGE O.L. 1989. Photochemical efficiency of photosystem II, photon yield of O₂ evolution, photosynthetic capacity, and carotenoid composition during the midday depression of net CO₂ uptake in *Arbutus unedo* growing in Portugal. *Planta* **177**: 377-387.
- DEMIG-ADAMS, B., WINTER, K., KRÜGER, A. & CZYGAN, F.C. 1988. Zeaxanthin and the heat dissipation of excess light energy in *Nerium oleander* exposed to a combination of high light and water stress. *Plant Physiology* **87**: 17-24.
- FARQUHAR, G.D., VON CAEMMERER S. & BERRY, J.A. 1980. A biochemical model of photosynthetic CO₂ assimilation in leaves of C₃ species. *Planta* **149**: 78-90.
- HARLEY, P.C., TENHUNEN, J.D., BEYSCHLAG, W. & LANGE, O.L. 1987. Seasonal changes in net photosynthesis rates and photosynthetic capacity in leaves of *Cistus salvifolius*, a European Mediterranean semi-deciduous shrub. *Oecologia* **74**: 380-388.
- HARLEY, P.C., THOMAS, R.B., REYNOLDS, J.F. & STRAIN, B.R. 1992. Modelling photosynthesis of cotton grown in elevated CO₂. *Plant Cell Env.* **15**: 271-282.
- HARRISON, A.T., SMALL, E., & MOONEY, H.A. 1971. Drought relationship and distribution of two Mediterranean-climate California plant communities. *Ecology* **52**: 869-875.
- KUMMEROW, J. 1981. Structure of roots and root system. *Mediterranean-Type Shrublands*. In: *Ecosystems of the world 11* (eds F. Di Castri, D.W. Goodall & R.L. Specht), pp. 269-288. Elsevier Scientific Publishing, Amsterdam.
- LONG, S.P., HUMPHRIES, S. & FALKOWSKI, P.G. 1994. Photoinhibition of photosynthesis in nature.

- Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology* **45**: 633-662.
- MARGARIS, N.S. 1981. Adaptive strategies in plants dominating Mediterranean-type ecosystems. In: *Mediterranean-Type Shrublands. Ecosystems of the world 11* (eds F. Di Castri, D.W. Goodall & R.L. Specht), pp. 309-315. Elsevier Scientific Publishing, Amsterdam.
- MILLER, P.C. 1981. Similarities and limitation of resource utilization in Mediterranean type ecosystems. *Resource use by chaparral and matorral* - In: *Ecological Studies 39* (ed P.C. Miller), pp. 369-407, Springer-Verlag, Berlin.
- MOONEY, H.A. & DUNN, E.L. 1970. Convergent evolution of Mediterranean-climate evergreen sclerophyll shrubs. *Evolution* **24**: 292-303.
- MOONEY, H.A. 1981. Primary production in Mediterranean-climate regions. In: *Mediterranean-Type Shrublands. Ecosystems of the world 11* (eds F. Di Castri, D.W. Goodall & R.L. Specht), pp. 249-256. Elsevier Scientific Publishing, Amsterdam.
- NAHAL, I. 1981. The Mediterranean climate from a biological viewpoint. In: *Mediterranean-Type Shrublands. Ecosystems of the world 11* (eds F. Di Castri, D.W. Goodall & R.L. Specht), pp. 63-86. Elsevier Scientific Publishing, Amsterdam.
- NORMAN, J.M. & CAMPBELL, G.S. 1989. Canopy structure. In: *Plant physiological ecology. Field methods and instrumentation* (eds R.W. Pearcy, J. Ehleringer, H.A. Mooney & P.W. Rundel), pp. 301-325. Chapman and Hall.
- ÖGREN, E. 1994. The significance of photoinhibition for photosynthetic productivity. In: *Photoinhibition of photosynthesis from molecular mechanism to the field* (eds N.R. Baker & J.R. Bowyer), pp. 433-447. BIOS Scientific Publishers, Oxford.
- ÖGREN, E. & SJÖSTRÖM, M. 1990. Estimation of the effect of photoinhibition on the carbon gain of a willow canopy. *Planta* **181**: 560-567.
- POWLES, S.B. 1984. Photoinhibition of photosynthesis induced by visible light. *Annual Review of Plant Physiology* **35**: 15-44.
- RYEL R.J., BEYSCHLAG W. & CALDWELL M.M. 1993. Foliage orientation and carbon gain in two tussock grasses as assessed with a new whole-plant gas-exchange model. *Functional Ecology* **7**: 115-124.
- TENHUNEN, J.D., LANGE, O.L., HARLEY, P.C., BEYSCHLAG, W. & MEYER, A. 1985. Limitations due to water stress on leaf net photosynthesis of *Quercus coccifera* in the Portuguese evergreen shrub. *Oecologia* **67**: 23-30.
- TENHUNEN, J.D., BEYSCHLAG, W., LANGE, O.L. & HARLEY, P.C. 1987a. Changes during summer drought in leaf CO₂-uptake rates of macchia shrubs growing in Portugal: Limitations due to photosynthetic capacity, carboxylation efficiency, and stomatal conductance. In: *Plant response to stress* (eds J.D. Tenhunen, F. Catarino, O.L. Lange & W.C. Oechel), pp. 339-355. NATO ASI Series.
- TENHUNEN, J.D., HARLEY, P.C., BEYSCHLAG, W. & LANGE, O.L. 1987b. A model of net photosynthesis for leaves of the sclerophyll *Quercus coccifera*. In: *Plant response to stress* (eds J.D. Tenhunen, F. Catarino, O.L. Lange & W.C. Oechel), pp. 339-353. NATO ASI Series.
- TENHUNEN, J.D., SALA SERRA, A., HARLEY, P.C., DOUGHTERY, R.L. & REYNOLDS, J.F. 1990. Factors influencing carbon fixation and water use by Mediterranean sclerophyll shrubs during summer drought. *Oecologia* **82**: 381-393.
- WERK, K.S. & EHLERINGER, J. 1984. Non-random leaf orientation in *Lactuca serriola* L. *Plant Cell Env.* **7**: 1-87.
- WERNER, C. & CORREIA, O.A. 1996. Photoinhibition in cork-oak leaves under stress: influence of the bark-stripping on the chlorophyll fluorescence emission in *Quercus suber* L. *Trees* **10**: 288-292.

SIMPLE AND COMPLEX MODELS HAVE SIMILAR PROPERTIES: A TEST WITH A LAKE MODEL

N. Sarmiento¹, T. Sousa², A. Hansen³ & T. Domingos^{4,5}

¹Instituto Superior de Agronomia, Departamento de Matemática, Mestrado em Matemática Aplicada às Ciências Biológicas, Tapada da Ajuda, 1300 Lisboa. Telefone: (01) 3602066; e-mail: at0004@isa.utl.pt

²Licenciatura em Engenharia do Ambiente, Instituto Superior Técnico, 1096 Lisboa Codex

³Ministry of Environment, Copenhagen, Denmark

⁴Grupo de Dinâmica Não Linear, Instituto Superior Técnico, 1096 Lisboa Codex

⁵Secção de Termodinâmica Aplicada, Instituto Superior Técnico, 1096 Lisboa Codex

Sarmiento, N., Sousa, T., Hansen, A. & Domingos, T. (1998) - Propriedades semelhantes em modelos simples e detalhados: Um teste com um modelo para lagos. *Revista Biol. (Lisboa)* **16**: 259-265.

Foi efectuado um estudo de caso do efeito do grau de simplificação dos modelos nas suas previsões qualitativas. Este estudo consistiu na comparação das previsões de modelos predador-presa simples e de um modelo para lagos detalhado quanto à resposta das abundâncias dos níveis tróficos à eutrofização. Os gráficos das relações, no estado estacionário, entre as abundâncias dos dois primeiros níveis tróficos e o fósforo total previstas pelo modelo detalhado foram semelhantes às previsões dos modelos simples tendo em conta o período do ano. A resposta das médias de Verão das abundâncias (que neste período não revelaram atrasos significativos da reprodução de predadores em relação à reprodução de presas) foi similar às previsões dos modelos "prey dependent", e a resposta das médias anuais (incluindo o período de maior atraso entre a reprodução dos predadores e a das presas) foi similar à prevista pelos modelos "ratio dependent". Estes resultados estão de acordo com a base teórica dos dois modelos: os atrasos entre a reprodução dos predadores e a das presas são um dos pressupostos da abordagem "ratio dependent" que a distingue da abordagem "prey dependent". A similaridade dos padrões dinâmicos obtidos com muitos ecossistemas reais leva a uma aplicação mais geral destas conclusões.

Palavras-chave: modelos simples e detalhados, "prey dependence", "ratio dependence", comparação das dinâmicas.

Sarmiento, N., Sousa, T., Hansen, A. & Domingos, T. (1998) - Simple and complex models have similar properties: a test with a lake model. *Revista Biol. (Lisboa)* **16**: 259-265.

A case study of the effect of the simplification of models on their qualitative predictions was performed by comparing a detailed lake model's steady-state response to eutrophication with the predictions of simple exploiter-victim models. Plotting the relation between the abundance of the first two trophic levels and total phosphorus in steady-state shows that plots were similar to the predictions of simple models when the period of the year was taken into account. The response of the Summer averages of the two trophic levels (which include the period of absence of significant delays in the reproduction of exploiters related to the reproduction of victims) was similar to the prediction of prey dependent models and the response of annual averages (including the period of greater delay between predator and prey reproduction) was similar to the

prediction of ratio dependent models. This is in agreement with the theoretical basis of the two models: time delays are one the assumptions of the ratio dependent approach that separate it from the prey dependent approach. The similarity of the obtained dynamical patterns to many real ecosystems leads to a broader application of these conclusions.

Keywords: simple and detailed models, prey dependence, ratio dependence, comparison of dynamics.

INTRODUCTION

The applicability of general, simple models based on food chain theory (like prey dependent and ratio dependent models) to the description of real ecosystems is a central issue in food web studies (PIMM, 1991; POLIS & WINEMILLER, 1996). Some researchers assume the ability of these models to describe general, non-detailed properties and patterns of real ecosystems (ARDITI & GINZBURG, 1989; OKSANEN *et al.*, 1981).

Detailed models (with more state variables and parameters and spatially and temporally explicit) can provide a detailed description of ecosystem dynamics, but their flexibility, derived from a high number of parameters, makes them less consistent. Simple, general models, on the other hand, are less flexible but more consistent and allow theoretical problems to be solved. Can simple models describe the dynamics of real

ecosystems, even if their description is qualitative and concerns only general properties?

We discuss this problem applying it to the predictions of a detailed lake model concerning the response of trophic level abundances to eutrophication in steady-state. The predictions made by simple models depend on their description of predation: ratio dependent models assume a functional response dependent on predator abundance and predict a linear increase in the abundances of all trophic levels with eutrophication (ARDITI & GINZBURG, 1989); prey dependent models, on the other hand, assume a functional response independent of predator abundance and predict a stepwise response to eutrophication, dependent on the number of trophic levels in the ecosystem. This number depends on the potential productivity of the system (Fig. 1), which is not the case with ratio dependent models (OKSANEN *et al.*, 1981).

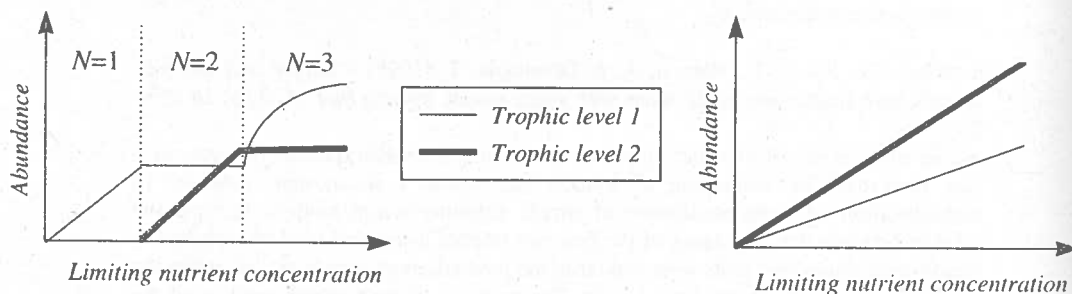


Fig. 1 - Predictions of general, simple models on the response of the abundance of trophic levels to eutrophication. Left, prey dependent models; right, ratio dependent models. N is the number of trophic levels in the system.

METHODS

The detailed model is based on a general lake model (NIELSEN, 1997, pp. 15-18). This model describes the flow of phosphorus in five state variables: sediments, detritus, phosphorus in solution, phytoplankton and zooplankton (Figure 2 presents a schematic description of the model). Model parameters (sedimentation rates, inflows and outflows, etc.) were taken from the STEPS software (JØRGENSEN, 1994) and are based on data from several studies of real lakes.

Some changes were made to the original model:

- zooplankton carrying capacity (*zook* in Box 1) and factors including it (boldface in Box 1) were not included in the grazing equation;
- the actual growth rate of phytoplankton was expressed not as a multiplicative function of the maximum growth rate (μ_{act}) and light and phosphorus dependencies (*limlight* and *limp*), but as a multiplicative function of μ_{act} and the

minimum of *limlight* and *limp*; the half-saturation constant for light growth (*kl*) was multiplied by a factor of 10.

Model equations are displayed in Box 1. The response to eutrophication in steady-state was investigated by making several replicates of the model and simulating these replicates numerically in the STELLA II 3.0 software. Model replicates differed only in the phosphorus loading of the lake (*ploading* in Box 1). Each simulation was performed until all state variables were in steady-state, defined as a period when simulating a further year does not alter the values of the state variables (for example, the steady-state values of all variables in the 1st of April is not different from their value one year later). The annual average and Summer average (the latter defined as the average of the period between 1st of July to August 31) of phytoplankton phosphorus, zooplankton phosphorus and total phosphorus

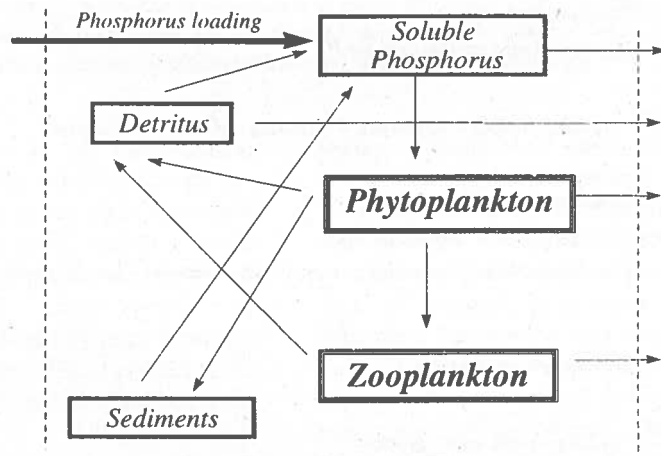


Fig. 2 - Schematic description of the detailed lake model (NIELSEN, 1997) whose predictions were compared to the predictions of general, simple models.

$$\frac{d(\text{Sediments})}{dt} = \text{det sedprm2} + \text{phytsedprm2} - \text{relprm2}$$

$$\text{det sedprm2} = \text{detSedprm3} \times \text{depth}$$

$$\text{phytsedprm2} = \text{phytsedprm3} \times \text{depth}$$

$$\text{relprm2} = \text{Sediments} \times \text{relfactSed}$$

$$\frac{d(\text{Detritus})}{dt} = \text{phytdeath} + \text{deathzoo} - \text{decomp} - \text{outflow det} - \text{detsedprm3}$$

$$\text{phytdeath} = \text{Phytoplankton} \times \text{mortPhyt}$$

$$\text{deathzoo} = \text{zoodeath} \times \text{Zooplankton} + \text{grazing} \times (1 - \text{assimfood})$$

$$\text{decomp} = \text{Detritus} \times \text{decompfact}$$

$$\text{outflow det} = \text{Detritus} \times Q / (\text{depth} \times \text{area})$$

$$\text{detsedprm3} = \text{Detritus} \times \text{sedfactDet}$$

$$\frac{d(\text{SolPhos})}{dt} = \text{inf low} + \text{release} + \text{decomp} + \text{sedrelprm3} - \text{outflow} - \text{uptake}$$

$$\text{inf low} = q \times \text{ploading} / (\text{area} \times \text{depth})$$

$$\text{release} = \text{relfactor} \times \text{Phytoplankton}$$

$$\text{sedrelprm3} = \text{relprm2} / \text{depth}$$

$$\text{outflow} = q \times \text{SolPhos} / (\text{area} \times \text{depth})$$

$$\text{uptake} = U_{\max} \times \text{Phytoplankton} \times \min(\text{lim light}, \text{lim P})$$

$$\frac{d(\text{Phytoplankton})}{dt} = \text{uptake} - \text{release} - \text{outflowphyt} - \text{phytdeath} - \text{grazing} - \text{phytsedprm3}$$

$$\text{outflowphyt} = \text{Phytoplankton} \times q / (\text{area} \times \text{depth})$$

If ($\text{Phytoplankton} > gzk$) and ($\text{zook} > \text{zooplankton}$) then

$$\text{grazing} = \text{Zooplankton} \times \text{graz max} \times (\text{Phytoplankton} - gzk) / (\text{Phytoplankton} + k_{\text{phyt}}) \times (\text{zook} - \text{Zooplankton}) / \text{zook}$$

else

$$\text{grazing} = 0$$

$$\text{phytsedprm3} = \text{Phytoplankton} \times \text{sedfactphyt}$$

$$\frac{d(\text{Zooplankton})}{dt} = \text{grazing} - \text{outflowzoo} - \text{deathzoo}$$

$$\text{outflowzoo} = q \times \text{Zooplankton} / (\text{area} \times \text{depth})$$

Box 1 - Equations of the lake model whose predictions concerning eutrophication were compared with simple general models. The five state variables (phosphorus in sediments, phosphorus in detritus, soluble phosphorus, phytoplankton phosphorus and zooplankton phosphorus) start with a capital letter.

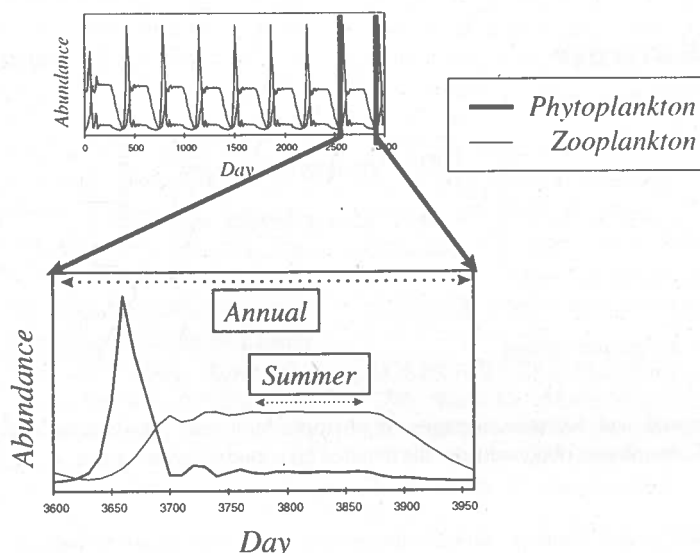


Fig. 3 - Typical annual cycle of phytoplankton and zooplankton abundances (expressed as phosphorus) simulated by the lake model. The top drawing represents the evolution of cycles across the years of simulation, and the bottom drawing depicts a cycle when the system has already reached steady-state. In this last year, annual and Summer averages (intervals represented by arrows) of phytoplankton and zooplankton abundances were calculated.

(the sum of phosphorus in all compartments except the sediments) were calculated in the last year for all replicates (Fig. 3) and plots were made of the relations of annual and Summer averages of phytoplankton and zooplankton phosphorus with total phosphorus. These plots were compared with plots predicted by prey dependent and ratio dependent models (Fig. 1) (OKSANEN *et al.*, 1981 and ARDITI & GINZBURG, 1989, respectively).

RESULTS

Fig. 3 represents a typical plot of the seasonal evolution of phytoplankton and zooplankton abundances. Abundances show little variation in the Summer period, which does not include the

Spring bloom of phytoplankton and the subsequent zooplankton peak.

Fig. 4 represents plots of the relations of annual and Summer averages of phytoplankton and zooplankton abundances with total phosphorus. Summer averages agree more closely with prey dependent predictions and annual averages are more close to ratio dependent predictions (Tab. 1). However, when total phosphorus concentration is greater than 0.4 gm^{-3} , the Summer average of zooplankton ceases to increase, which is not predicted by either of the models. This is due to zooplankton abundance being very high before Summer, making zooplankton recovery to falls in abundance very quick. Phytoplankton abundance is therefore not allowed to have another peak before Summer, so zooplankton abundance does

not increase after it. Nevertheless, a concentration of total phosphorus of 0.5 gm^{-3} is the upper limit of total phosphorus concentrations found in

undisturbed lakes (GINZBURG & AKÇAKAYA, 1992), which shows this result to be of little importance.

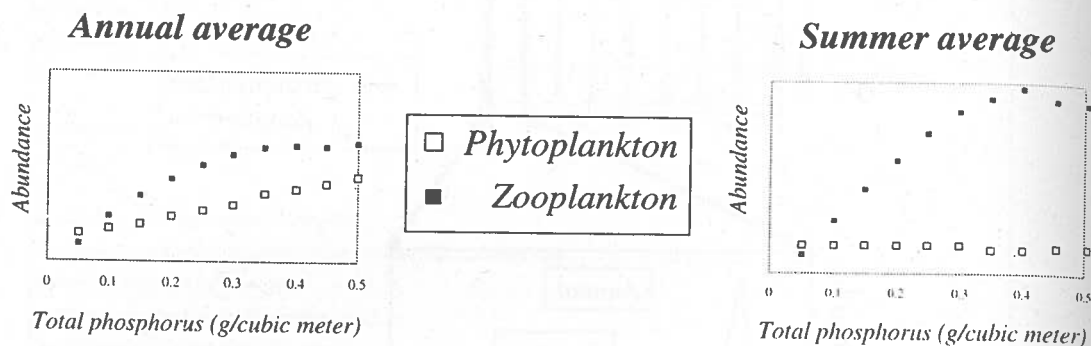


Fig. 4 - Plots of annual and Summer averages of phytoplankton and zooplankton abundances (expressed as phosphorus) vs. total phosphorus obtained from the detailed lake model's simulations.

Tab. 1 - Comparison of the detailed model's predictions with predictions of simple, general models (prey dependent and ratio dependent). Considering annual averages of phytoplankton and zooplankton abundances, the detailed model's predictions agree more closely with the predictions of ratio dependent models; Summer averages show a closer agreement with prey dependent models.

	<i>Phytoplankton</i>	<i>Zooplankton</i>	<i>Prey</i>	<i>Ratio</i>
<i>Annual average</i>	proportional to limiting nutrient	proportional to limiting nutrient		X
<i>Summer average</i>	constant	proportional to limiting nutrient	X	

DISCUSSION

Ratio dependent predator-prey theory is associated with the existence of interference between exploiters. Time delays between the reproduction of victims and exploiters are one of the causes of interference (ARDITI & GINZBURG, 1989).

This is the basis for understanding the results. In Summer, phytoplankton and zooplankton show no clear peaks of abundance, which would be the result of delays of zooplankton reproduction in

relation to phytoplankton reproduction. Therefore, a ratio dependent approach does not seem adequate in this period, and this is confirmed by the results, which are close to prey dependent predictions. Considering the whole year, however, the averages of abundances include the Spring bloom of phytoplankton, which is only later followed by an increase in zooplankton abundance. This situation is a time delay, and consequently the ratio dependent approach seems

now adequate. This is confirmed by the results, which approach ratio dependent predictions.

The yearly cycle depicted, with a peak in the production of victims followed by a peak in the production of exploiters and finally a more constant period, is a kind of seasonal cycle of abundances of victims and exploiters which is common in Nature. Therefore, the chosen example is representative of many real situations, and the obtained results have wider application.

In real lakes, the abundances of the first two trophic levels in Summer are more variable than the ones in our model, with peaks of abundance of phytoplankton and zooplankton after the Spring bloom peaks. This would lead us to expect results more consistent with ratio dependent predictions even when Summer averages of phytoplankton and zooplankton are made, which is exactly the case (reviewed in GINZBURG & AKÇAKAYA, 1992).

REFERENCES

- ARDITI, R. & GINZBURG, L. R. 1989. Coupling in predator-prey dynamics: ratio-dependence. *Journal of Theoretical Biology* **139**, 311-326.
- GINZBURG, L. R. & AKÇAKAYA, H. R. 1992. Consequences of ratio-dependent predation for steady-state properties of ecosystems. *Ecology* **73**(5), 1536-1543.
- JØRGENSEN, S.E. 1994. *Fundamentals of Ecological Modeling*, Elsevier, Amsterdam (2nd edition).
- NIELSEN, S. N. 1997. Development of simple models in the STELLA language. Advanced Course on En-

CONCLUSIONS

When time scale is taken into account, the predictions of the detailed model are qualitatively similar to predictions of simple prey dependent and ratio dependent models. Therefore, using models with less variables and no seasonality did not cause major changes in qualitative predictions.

Simple exploiter-victim models described, in the context of this problem, dynamical patterns similar to detailed models; it is nevertheless necessary to apply this kind of tests to other models in order to obtain an answer to the problem in a wider perspective.

ACKNOWLEDGEMENTS

We thank Dr. Maria José Boavida for the useful explanations about the phosphorus cycle in lakes.

This study was subsidized by Research Grant BM/8148/96 of the European Union Praxis XXI Program.

- Environmental Management and Modelling, Coimbra, Portugal, 1997.
- OKSANEN, L., FRETWELL, S. D., ARRUDA, J., NIEMELÄ, P. 1981. Exploitation ecosystems in gradients of primary productivity. *The American Naturalist* **118**(2), 240-261.
- PIMM, S. L. 1991. *The balance of Nature?*. The University of Chicago Press, Chicago.
- POLIS, G. A. & WINEMILLER, K. O. 1996. *Food webs: integration of patterns and dynamics*. Chapman & Hall, New York.

HETEROGENEIDADE ESPACIAL: UM MECANISMO PARA "RATIO DEPENDENCE"?

T. Domingos,^{1,2} M. Lopes,¹ T. Sousa¹ & P. Vieira¹

¹Secção de Termodinâmica Aplicada, Departamento de Eng. Mecânica; ²Grupo de Dinâmica Não Linear, Instituto Superior Técnico

Domingos T., Lopes M., Sousa T. & Vieira P. (1998). Heterogeneidade Espacial: Um Mecanismo para "Ratio Dependence"? *Revista Biol. (Lisboa)* **16**: 267-276.

Existem actualmente dois paradigmas em confronto na modelação da interacção predador-presa: a "ratio dependence" (RD) e a "prey dependence" (PD). A RD defende que a resposta funcional deve depender do quociente entre a densidade de presas e a densidade de predadores; a PD defende que a resposta funcional só depende da densidade de presas. A heterogeneidade espacial é um dos mecanismos habitualmente apresentados para defender a RD. Para testar esta hipótese, analisamos um modelo de predação com subdivisão espacial: um compartimento onde a presa sofre predação, e um refúgio onde não existem predadores e a presa se reproduz. Os compartimentos estão ligados por migração difusiva. Tomando o número total de presas, obtemos um dinâmica a duas variáveis, comparável com sistemas simples RD e PD, também a duas variáveis. A comparação foi feita analítica e numericamente a três níveis: isoclinas nulas; dependência paramétrica do equilíbrio; resposta funcional. A isoclina nula das presas é RD para difusão baixa e PD para difusão alta. A isoclina nula dos predadores é sempre PD. O número de presas no equilíbrio tem uma dependência paramétrica igual à PD. O número de predadores no equilíbrio tem uma dependência igual à PD para difusão alta e igual à RD para difusão baixa. A resposta funcional é sempre PD. Globalmente, o conjunto destas análises permite concluir que a heterogeneidade espacial não é um mecanismo causador de "ratio dependence".

Palavras Chave: Prey-Dependence (PD), Ratio-Dependence (RD), Resposta Funcional, Sistema heterogéneo.

Domingos T., Lopes M., Sousa T. & Vieira P. (1998). Spatial Heterogeneity: A Mechanism for a "Ratio Dependence"? *Revista Biol. (Lisboa)* **16**: 267-276.

There are two paradigms in predation modeling: ratio dependence (RD) and prey dependence (PD). With RD the functional response depends on the ratio between prey density and predator density; with PD the functional response depends only on prey density. A possible mechanism for RD is spatial heterogeneity. To test this, we analyzed a predation model with spatial structure, with a patch where prey are predated, and a patch where there are no predators and the prey reproduces. The patches are connected through diffusive migration. Taking the sum of prey density in both patches, we obtain a two variable dynamics, comparable to simple RD and PD two variables systems. Using analytic and numerical tools, we carry out the comparison with respect to null clines, parametric dependence of the equilibrium and functional response. The prey null cline is RD for low diffusion and PD for high diffusion. The predator null cline is always PD. The parametric dependence of the prey equilibrium is PD. The parametric dependence of the predator equilibrium is PD for high diffusion and RD for

low diffusion. The functional response is always PD. We conclude that spatial heterogeneity is not a mechanism for ratio-dependence.

Key words: Prey-Dependence (PD), Ratio-Dependence (RD), Funcional response, Heterogeneous system.

INTRODUÇÃO

Existem actualmente dois paradigmas em confronto na modelação da resposta funcional na interacção predador-presa: a Ratio Dependence (RD), defendida por ARDITI & GINZBURG, (1989), e a Prey Dependence (PD) defendida por ABRAMS (1994). A RD defende que a resposta funcional deve depender do quociente entre o número de presas e o número de predadores; a PD defende que a resposta funcional só depende do número de presas.

Em situações de homogeneidade espacial é aceite pelos defensores de ambas as teorias que a resposta funcional é PD. No que respeita aos casos de heterogeneidade espacial, os defensores da PD dizem que é necessário modelar a resposta funcional como sendo PD para cada compartimento homogéneo, verificando depois qual a resposta funcional do sistema agregado. Os defensores da RD afirmam ser possível modelar directamente a resposta funcional do sistema agregado como RD. Para testar esta hipótese analisámos o comportamento de um modelo HETEROGÉNEO, baseado no modelo desenvolvido por ABRAMS (1994).

O comportamento do modelo HETEROGÉNEO foi comparado com os modelos PD e RD no que respeita aos seguintes aspectos: isoclinas nulas, dependência dos pontos de equilíbrio nos parâmetros e resposta funcional.

Começa-se por apresentar as equações diferenciais para os modelos PD e RD e para o modelo HETEROGÉNEO. De seguida, é feito o estudo analítico das isoclinas nulas dos modelos. Para o modelo HETEROGÉNEO, foi também feita a integração numérica, que permite a determinação das isoclinas nulas e da resposta funcional do modelo agregado.

PREY DEPENDENCE VS RATIO DEPENDENCE

As equações gerais que representam a dinâmica das presas e dos predadores são

$$\frac{dN_T}{dt} = f(N_T) - g(N_T, P_T)P_T \quad (1)$$

$$\frac{dP_T}{dt} = eg(N_T, P_T)P_T - dP_T \quad (2)$$

onde N_T é o número total de presas e P_T o número total de predadores. O termo $f(N_T)$ representa o crescimento das presas e o segundo, $g(N_T, P_T)P_T$, representa a sua morte (produto da resposta funcional, definida como a quantidade de presas mortas por cada predador, pelo número total de predadores), na equação 2, o primeiro termo, $eg(N_T, P_T)P_T$, representa o crescimento dos predadores devido às presas ingeridas, e o segundo, dP_T , a sua morte.

Os modelos diferem na representação da resposta funcional, $g(N_T, P_T)$.

Nas equações apresentadas em seguida, usa-se o número 1 e o número 2 para as que são relativas respectivamente às presas e aos predadores.

O modelo PD, em que a resposta funcional é $g(N_T)$, é descrito pelas equações

$$\frac{dN_T}{dt} = \frac{r}{2} N_T \left(1 - \frac{N_T}{k/2} \right) - \frac{c}{2} N_T P_T \quad (1a)$$

$$\frac{dP_T}{dt} = e \frac{c}{2} N_T P_T - dP_T \quad (2a)$$

onde r é a taxa de crescimento das presas, k a capacidade de suporte do meio, c a taxa de ataque individual dos predadores, e a eficiência na

conversão de presas capturadas em predadores e d a taxa de morte dos predadores. O modelo PD está construído de forma a ser comparável com o HETEROGÊNIO, pelo que a taxa de crescimento das presas, a capacidade de suporte e a taxa de ataque dos predadores estão reduzidas a metade.

O modelo RD, em que a resposta funcional é $g(N_T/P_T)$, é descrito pelas equações

$$\frac{dN_T}{dt} = rN_T \left(1 - \frac{N_T}{k} \right) - P_T c^* \frac{N_T}{P_T} \quad (1b)$$

$$\begin{cases} \frac{dP_T}{dt} = -dP_T + P_T ec^* \frac{N_T}{P_T} & \text{se } P_T \neq 0 \\ \frac{dP_T}{dt} = 0 & \text{se } P_T = 0 \end{cases} \quad (2b)$$

onde c^* representa a taxa de ataque total dos predadores.

MODELO HETEROGÊNIO

O modelo HETEROGÊNIO usado baseia-se no modelo conceptual definido por ABRAMS (1994). Este apresenta uma subdivisão espacial em dois compartimentos homogêneos: um compartimento onde a presa sofre predação (compartimento 1), e um compartimento onde não existem predadores e a presa se reproduz (compartimento 2 - refúgio). Os compartimentos estão ligados por migração difusiva podendo as presas passar de um para outro. Este modelo é descrito pelas equações

$$\begin{aligned} \frac{dN_1}{dt} &= m(N_2 - N_1) - cN_1P_T \\ \frac{dN_2}{dt} &= rN_2 \left(1 - \frac{N_2}{0.5k} \right) - m(N_2 - N_1) \end{aligned}$$

$$\frac{dN_T}{dt} = rN_2 \left(1 - \frac{N_2}{0.5k} \right) - cN_1P_T \quad (1c)$$

$$\frac{dP_T}{dt} = ecN_1P_T - dP_T \quad (2c)$$

onde N_1 e N_2 são o número de presas nos compartimentos 1 e 2, respectivamente. O parâmetro m é a taxa de transição (migração) entre compartimentos, sendo representativo da heterogeneidade do sistema. Se m for elevado, as presas distribuem-se uniformemente entre os dois compartimentos, sendo o único efeito da compartimentação a redução (anteriormente referida) para metade da taxa de ataque do predador, da taxa de crescimento das presas e da capacidade de suporte.

ISOCLINAS NULAS: ESTUDO ANALÍTICO

Isoclinas nulas dos predadores são as linhas no espaço N_T - P_T onde $dP_T/dt=0$; analogamente, as isoclinas nulas das presas são as linhas no espaço N_T - P_T onde $dN_T/dt=0$. A partir desta definição de isoclinas nulas e das equações anteriores é possível obter as equações para as isoclinas nulas.

Para os modelos PD e RD as isoclinas são linhas no espaço bidimensional N_T - P_T .

Para o modelo PD as isoclinas nulas das presas são dadas pelas equações.

$$P_T = \frac{r}{c} - \frac{2r}{ck} N_T \quad (1d)$$

$$N_T = 0 \quad (1d)$$

A primeira equação 1d, no espaço N_T - P_T , é uma recta de declive negativo e origem positiva, a segunda é uma recta vertical coincidente com o eixo dos y 's.

As isoclinas nulas dos predadores são dadas pelas equações,

$$P_T = 0 \quad (2d)$$

$$N_T = 2 \frac{d}{ec} \quad (2d)$$

A primeira equação 2d é uma recta horizontal coincidente com o eixo dos xx's, a segunda é uma recta vertical com origem positiva.

Para o modelo RD as isoclinas nulas das presas são dadas pelas equações

$$N_T = k - \frac{c^* k}{r} \quad (1e)$$

$$N_T = 0 \quad (1e)$$

Estas duas equações são rectas verticais. A primeira tem abcissa na origem positiva pois a taxa total de ataque dos predadores, c^* , é, em principio, inferior à taxa de crescimento das presas, r . A segunda é coincidente com o eixo dos yy.

As isoclinas nulas dos predadores são dadas por

$$P_T = 0 \quad (2e)$$

$$P_T = \frac{ec^*}{d} N_T \quad (2e)$$

A primeira equação é uma recta horizontal coincidente com o eixo dos xx, a segunda é uma recta de declive positivo que passa na origem.

Para o modelo HETEROGÉNEO, as isoclinas nulas são superfícies no espaço tridimensional N_1 - N_2 - P_T , sendo obtidas a partir das equações $dN_1/dt=0$, $dN_2/dt=0$, $dP_T/dt=0$.

No que respeita ao modelo HETEROGÉNEO as isoclinas nulas de N_1 e N_2 são dadas respectivamente pelas equações,

$$N_1 = \frac{mN_2}{m + cP_T}$$

$$N_1 = \frac{N_2}{m} \left(\frac{2rN_2}{k} - r + m \right)$$

As isoclinas nulas do número total de presas são dadas por

$$P_T = \frac{rN_2}{cN_1} \left(1 - 2 \frac{N_2}{k} \right) \quad (1f)$$

Esta isoclina nula é uma parábola no plano N_2 - P_T para N_1 constante. À medida que N_1 aumenta, a parábola diminui.

As isoclinas nulas dos predadores são dadas pelas equações,

$$P_T = 0 \quad (2f)$$

$$N_1 = \frac{d}{ec} \quad (2f)$$

A primeira isoclina nula é um plano horizontal, que passa pela origem das coordenadas. A segunda isoclina é um plano vertical paralelo ao plano N_2 - P_T , com N_1 positivo.

Nos gráficos 1 a 5 (Fig. 1) representa-se graficamente as isoclinas nulas, de uma forma qualitativa, independente do valor dos parâmetros. No gráfico 1 podem observar-se as isoclinas nulas do modelo PD e no gráfico 2 as isoclinas nulas do modelo RD. O gráfico 3 representa as isoclinas nulas do modelo HETEROGÉNEO no espaço N_1, N_2, P_T (Fig. 1).

Com o objectivo de comparar as isoclinas nulas do modelo HETEROGÉNEO com as isoclinas nulas do PD e RD construíram-se gráficos bidimensionais a partir do gráfico 3 (Fig. 1). Estes gráficos, 4 e 5 (Fig. 1), delimitam a projecção sobre o espaço bidimensional (N_T, P_T) das isoclinas tridimensionais no espaço (N_1, N_2, P_T). Cada valor de N_T corresponde a um plano vertical no espaço (N_1, N_2, P_T), dado pela equação $N_1 + N_2 = N_T$. A intersecção entre este plano e a isoclina nula de N_T é uma linha. O mínimo e o máximo desta linha dão a delimitação que procuramos. O mínimo é sempre zero. O máximo é dado pelo ponto onde a derivada da linha de intersecção se anula. Os gráficos 4 e 5 apresentam as áreas delimitadas pelas linhas de máximo e mínimo.

Analisando os gráficos da figura 1, verifica-se que a delimitação das isoclinas nulas de N_T do modelo HETEROGÉNEO, (gráfico 5) é compatível com a isoclina do modelo PD, recta

com origem positiva e declive negativo, e com a isoclina do modelo RD, recta vertical. No que respeita à delimitação das isoclinas nulas de P_T do modelo HETERÓGENEO (gráfico 4), só a isoclina nula do modelo PD, recta vertical, é compatível.

O estudo analítico atrás efectuado só dá a delimitação das isoclinas nulas do modelo HETEROGÉNEO, não dando isoclinas bem definidas. Para obter isoclinas melhor definidas, fez-se a integração numérica do modelo HETEROGÉNEO, utilizando o método de Euler.

Obtém-se assim, para dados valores de parâmetros e condições iniciais, evoluções no tempo da dinâmica presa-predador.

ISOCLINAS NULAS: ESTUDO NUMÉRICO

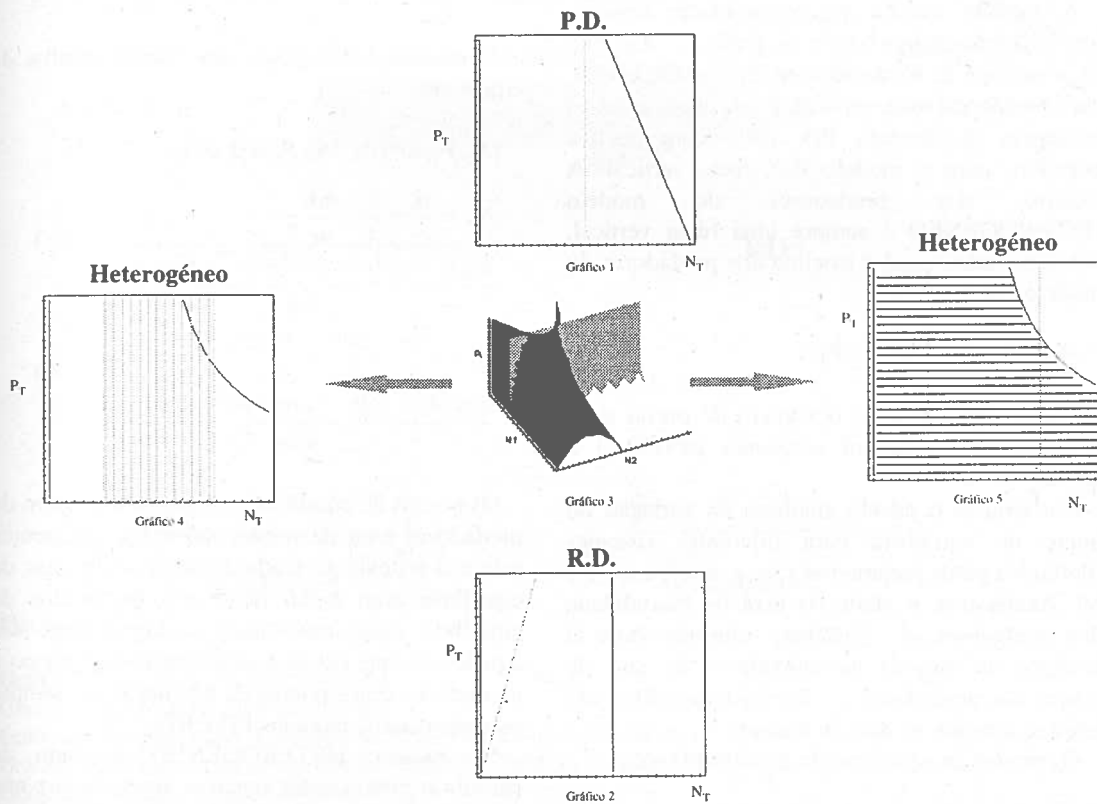


Fig. 1

- Gráfico 1: Isoclinas nulas do modelo PD
- Gráfico 2: Isoclinas nulas do modelo RD
- Gráfico 3: Isoclinas nulas do modelo HETEROGÉNEO
- Gráfico 4: Delimitação das isoclinas nulas dos predadores do modelo HETEROGÉNEO
- Gráfico 5: Delimitação das isoclinas nulas das presas do modelo HETEROGÉNEO

As isoclinas nulas das presas são representadas a preto e as isoclinas nulas dos predadores são representadas a cinzento.

Das integrações numéricas efectuadas para diferentes graus de heterogeneidade (diferentes m) obtiveram-se os gráficos 6 a 8 (Fig. 2). Nestes gráficos as linhas curvas mais ténues representam a evolução dos números de presas-predadores, a linha cinzenta a isoclina das presas e a linha preta a isoclina dos predadores. As isoclinas nulas foram desenhadas 'manualmente' sabendo que um ponto em que a dinâmica de presas/predadores muda de sentido.

À medida que a heterogeneidade aumenta (evolução do gráfico 6 para os gráficos 7 e 8, Fig. 2), a isoclina de N_T do modelo HETEROGÉNEO, vai-se tornando mais vertical, o que corresponde à passagem do modelo PD, recta com declive negativo, para o modelo RD, recta vertical. A isoclina dos predadores do modelo HETEROGÉNEO é sempre uma recta vertical, sendo portanto igual à isoclina dos predadores do modelo PD.

PONTOS DE EQUILÍBRIO

Pontos de equilíbrio são pontos da dinâmica predador-presa em que o número de presas e de predadores se mantém constante ($dN_T/dt=0$ e $dP_T/dt=0$).

Efectuou-se o estudo analítico da variação do ponto de equilíbrio para diferentes sistemas (definidos pelos parâmetros r, e, c, d, c^*, k, m, z e w). Analisou-se o efeito da taxa de mortalidade dos predadores, d , (sistemas diferindo entre si somente na taxa de mortalidade) e da taxa de ataque dos predadores, c e c^* , (sistemas diferindo entre si somente na taxa de ataque).

Os pontos de equilíbrio do modelo PD são:

$$(N_T, P_T) = (0, 0), (N_T, P_T) = (k/2, 0) \text{ e}$$

$$N_T = \frac{2d}{ec} \quad (3a)$$

$$P_T = \frac{r}{c} - \frac{4dr}{ec^2} \quad (4a)$$

No modelo RD os pontos de equilíbrio são:

$$(N_T, P_T) = (0, 0), (N_T, P_T) = (k, 0) \text{ e}$$

$$N_T = k - \frac{c^*k}{r} \quad (3b)$$

$$P_T = \frac{ec^*k}{d} - \frac{c^{*2}ek}{dr} \quad (4b)$$

O modelo heterogéneo tem quatro pontos de equilíbrio:

$$(N_T, P_T) = (0, 0), (N_T, P_T) = (k, 0) \text{ e}$$

$$N_T = \frac{\frac{d}{ec} + \frac{k}{4} - \frac{mk}{4r}}{\pm \frac{\sqrt{k^2 e^2 c^2 (r^2 - 2rm + m^2) + 8recmdk}}{4rec}} \quad (3c)$$

$$P_T = \frac{-\frac{dm}{dc} + \frac{kme}{4d} - \frac{m^2ke}{4rd}}{\pm \frac{\sqrt{k^2 e^2 c^2 (r^2 - 2rm + m^2) + 8recmdk}}{4rdc}} \quad (4c)$$

Os pontos de equilíbrio em que ou o número de predadores e/ou de presas são nulos são pontos sela e o sistema só tenderá para esses pontos de equilíbrio com $N_T=0$ ou $P_T=0$. Os pontos de equilíbrio mais importantes ecologicamente são aqueles em que existem simultaneamente presas e predadores. Estes pontos de equilíbrio são sempre estáveis para os modelos PD e RD.

No modelo HETEROGÉNEO o ponto de equilíbrio com o sinal negativo antes da raiz não tem significado ecológico e por isso não será considerado. O outro é sempre estável de acordo com as «Jury conditions».

Estas diferentes análises resultaram nos gráficos 9 a 16 (Fig. 3).

Heterogéneo

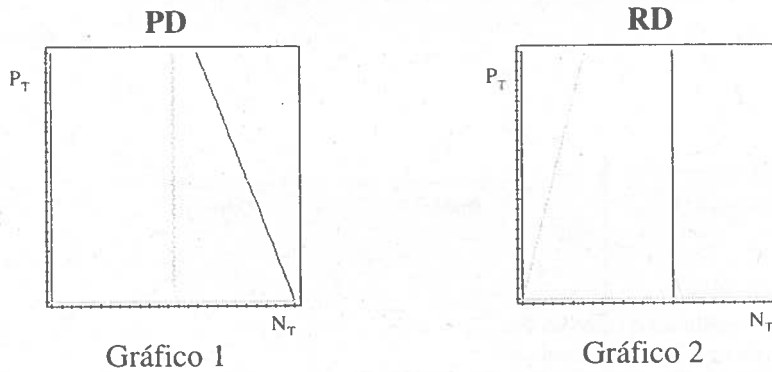
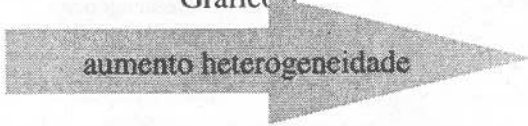
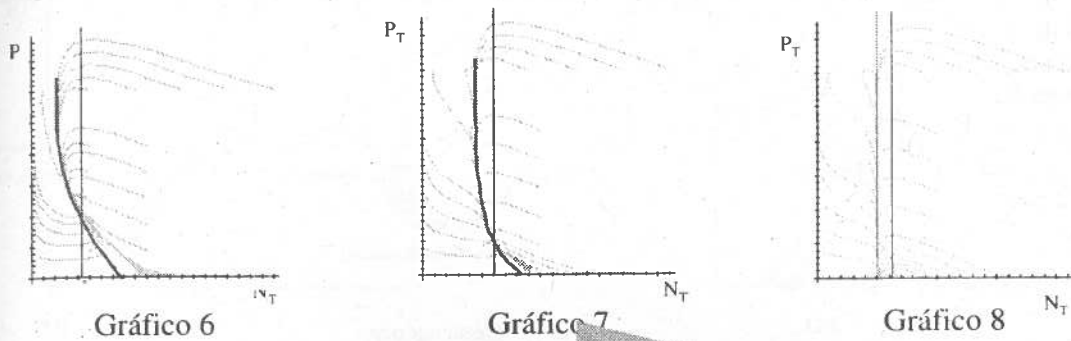


Fig. 2

- Gráfico 1: Isoclinas nulas do modelo PD;
- Gráfico 2: Isoclinas nulas do modelo RD.;
- Gráfico 6: Isoclinas nulas do modelo HETEROGÉNEO para elevado m .;
- Gráfico 7: Isoclinas nulas do modelo HETEROGÉNEO para médio m .;
- Gráfico 8: Isoclinas nulas do modelo HETEROGÉNEO para baixo m .

As isoclinas nulas das presas são representadas a cinzento e as isoclinas nulas dos predadores são representadas a preto (gráficos 6,7 e 8).

As isoclinas nulas das presas são representadas a preto e as isoclinas nulas dos predadores são representadas a cinzento (gráficos 1 e 2).

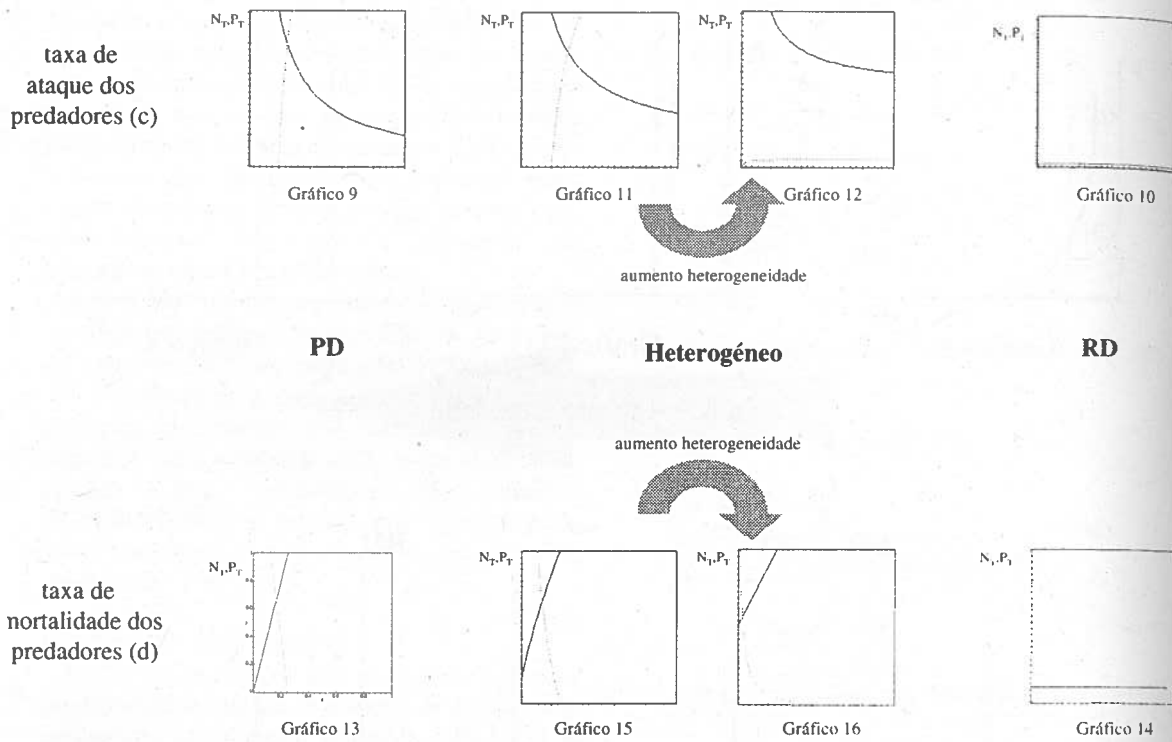
**Fig. 3**

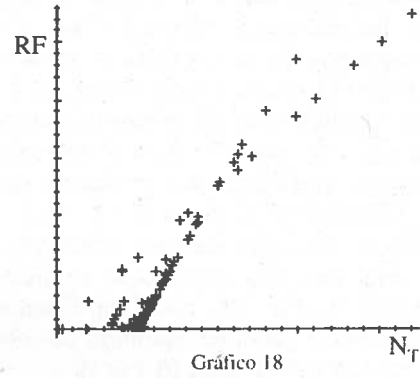
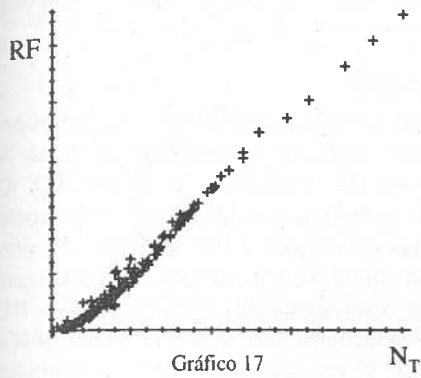
Gráfico 9 e 13: Pontos de equilíbrio do modelo PD.

Gráfico 10 e 14: Pontos de equilíbrio do modelo RD.

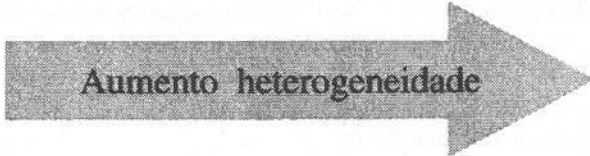
Gráfico 11 e 15: Pontos de equilíbrio do modelo HETEROGÉNEO para elevado m .

Gráfico 12 e 16: Pontos de equilíbrio do modelo HETEROGÉNEO para baixo m .

As isoclinas nulas das presas são representadas a preto e as isoclinas nulas dos predadores são representadas a cinzento.



$m=1$
 $w=1$
 $z=0.001$



$m=0.003$
 $w=1$
 $z=0.001$

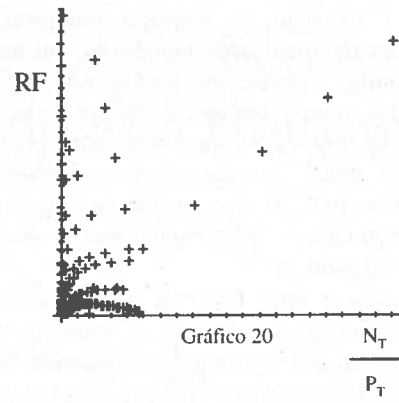
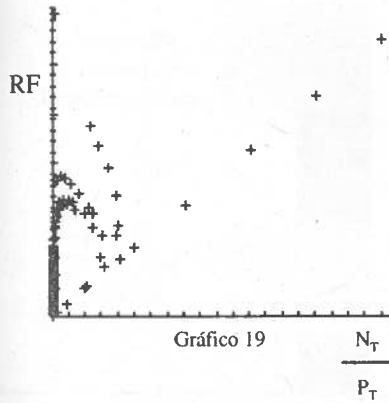


Fig. 4

Gráfico 17: Resposta funcional do modelo HETEROGÊNICO vs N_T para elevado m .

Gráfico 18: Resposta funcional do modelo HETEROGÊNICO vs N_T para baixo m .

Gráfico 19: Resposta funcional do modelo HETEROGÊNICO vs N_T/P_T para elevado m .

Gráfico 20: Resposta funcional do modelo HETEROGÊNICO vs N_T/P_T para baixo m .

As isoclinas nulas das presas são representadas a preto e as isoclinas nulas dos predadores são representadas a cinzento.

Primeiramente analise-se o efeito da taxa de ataque dos predadores. Verifica-se que a evolução do equilíbrio das presas totais do modelo HETEROGÉNEO, (gráficos 11 e 12, Fig. 3), é parecida com o equilíbrio de N_T do modelo PD (gráfico 9, Fig. 3). À medida que a heterogeneidade aumenta, o equilíbrio dos predadores do modelo HETEROGÉNEO, (gráficos 11 e 12, Fig. 3), passa de um comportamento semelhante à curva de equilíbrio dos predadores do modelo PD, (gráfico 9, Fig. 3), para um comportamento semelhante à curva de equilíbrio dos predadores do modelo RD, (gráfico 10, Fig. 3).

O efeito da taxa de mortalidade dos predadores é semelhante à anterior como se pode verificar nos gráficos 13, 14, 15 e 16 (Fig. 3).

RESPOSTA FUNCIONAL

Analisou-se a resposta funcional do modelo HETEROGÉNEO para verificar se é função do número de presas totais ou da razão entre o número de presas e predadores. Considera-se que uma função é uma relação unívoca. Representou-se a variação da resposta funcional, obtida através de simulações numéricas, em que foram atribuídos valores aos parâmetros e condições iniciais, com o número de presas total, gráficos 17 e 18 (Fig. 4), e com a razão entre o número de presas total e o número de predadores totais, gráficos 19 e 20 (Fig. 4). Foram feitas diferentes representações para diferentes valores de heterogeneidade.

Como se pode observar pelos gráficos a resposta funcional é função do número de presas total, enquanto que nunca é função da razão presas predadores. Pode-se ainda concluir dos gráficos 17 e 18 (Fig. 4) que a diminuição da hetero-

geneidade acentua a correlação entre a resposta funcional e o número de presas total.

CONCLUSÕES

A isoclina nula das presas é RD para heterogeneidade alta e PD para heterogeneidade baixa. A isoclina nula dos predadores é sempre PD. O número de presas no equilíbrio tem uma dependência paramétrica igual à PD. O número de predadores no equilíbrio tem uma dependência igual à PD para heterogeneidade baixa e igual à RD para heterogeneidade alta. A resposta funcional é sempre PD. Estes resultados são apresentados esquematicamente no Quadro 1.

Globalmente, o conjunto destas análises permite concluir que a heterogeneidade espacial não é um mecanismo causador de "ratio dependence".

Quadro 1

	P	R	Observação
	D	D	
Isoclina N_T			Passagem PD→RD com aumento da heterogeneidade
Isoclina P_T			
Equilíbrio N_T			Passagem PD→RD com aumento da heterogeneidade
Equilíbrio P_T			
Resposta Funcional			

Quadro 1 - Resumo das conclusões

BIBLIOGRAFIA

ABRAMS, P. A. 1994. The fallacies of "Ratio Dependent" predation. *Ecology* 6: 1842-1850.

ARDITI, R. & GINZBURG, L. R. 1989. Coupling in predator-prey dynamics: ratio dependence. *Journal of Theoretical Biology* 139: 311-326.

Ecologia e Geografia Humanas

CONTRIBUIÇÃO PARA O ESTUDO EVOLUTIVO DA PAISAGEM NO CONCELHO DE MONTEMOR-O-VELHO

F. Campelo, H. Marchante, M. J. Martins & H. Freitas

Departamento de Botânica, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade de Coimbra

Campelo, F., Marchante, H., Martins, M. J. & Freitas, H. (1998). Contribuição para o Estudo Evolutivo da Paisagem no Concelho de Montemor-o-Velho. *Revista Biol. (Lisboa)* 16: 279-283.

A cartografia da vegetação e o estudo da evolução da fisionomia da paisagem são importantes contributos para o planeamento, ordenamento e gestão do território. Selecionou-se como área de estudo o Concelho de Montemor-o-Velho (Baixo-Mondego), onde se localizam os Paúis do Taipal e Madriz. Estas áreas, de alto valor biológico devido à sua elevada biodiversidade, são alvo de enormes intervenções antropogénicas que conduziram a uma dramática mudança e impacte nos ecossistemas.

A evolução recente das unidades de vegetação que definem a fisionomia da paisagem em estudo, foi realizada com base em duas cartas de vegetação (1974/1997). Ocorreu substituição de algumas áreas de pinhal por eucaliptal. Zonas cartografadas em 1974 como arrozais e terrenos incultos evoluíram, respectivamente para os Paúis do Taipal e da Madriz.

Palavras chave: Cartografia da Vegetação, Paisagem, Evolução, Baixo-Mondego.

Campelo, F., Marchante, H., Martins, M. J. & Freitas, H. (1998). Contribution to the evolutive study Montemor-o-Velho landscape. *Revista Biol. (Lisboa)* 16: 279-283.

Vegetation mapping and landscape ecology are essencial for land plannig and management.

The study area - Montemor-o-Velho was selected because of the importance of the wedlands "Paúl da Madriz" and "Paúl do Taipal" located in this region. This areas have an extreme biological value due to their high biodiversity, but fragmentation is causing an impact on ecosystem and loss of biodiversity. Decreasing diversity may lead to decreased ecological stability and ecosystems functioning, in a short term.

In this paper we analyse the recent evolution of a highly fragmented agricultural landscape based in two vegetation maps (1974/1997). Throughout this period *Pinus pinaster* was replaced by *Eucalyptus globulus*, in some areas. Other areas, mapped, in 1974, as rice-fields and uncultivated land, developed, respectively, into "Paúl do Taipal" and "Paúl da Madriz".

Key words: Vegetation mapping, Landscape, Evolution, Baixo-Mondego.

INTRODUÇÃO

A paisagem deve ser entendida como um verdadeiro arquivo natural sendo um bom indicador da intervenção antropogénica sobre os ecossistemas (MASCARENHAS et al, 1992). O

estudo evolutivo da fisionomia da paisagem permite avaliar de que modo a pressão humana modificou e condicionou a estrutura actual da paisagem.

O troço final do rio Mondego, entre Coimbra e Figueira da Foz, é uma planície aluvial conhecida por "Baixo Mondego", na qual ainda permanecem lagoas, paúis e pequenos charcos com importância vital para a manutenção do equilíbrio biológico desta área. Esta planície constitui uma unidade paisagística de extrema complexidade e sensibilidade, tanto nos seus aspectos físicos e biológicos, como humanos. A grande diversidade de tipos de vegetação e comunidades vegetais existentes, depende de um conjunto de factores, tais como o clima, geologia, pedologia e práticas agrícolas utilizadas. A combinação destes factores resulta na fragmentação dos habitats, ocorrendo unidades de vegetação que variam muito em tamanho e composição.

De toda a região conhecida como Baixo Mondego, foi seleccionado o Concelho de Montemor-o-Velho (e uma pequena parte do Concelho de Soure) para se fazer o estudo evolutivo da fragmentação da paisagem.

A partir do século XII as encostas foram despidas do seu coberto vegetal em resposta ao aumento populacional. Estas encostas, despidas da sua vegetação original tornam-se mais vulneráveis ao poder erosivo do Rio Mondego e mais sensíveis às cheias.

A regularização do Rio Mondego tornou-o rectilíneo e com margens fixadas por materiais inertes, conduzindo ao empobrecimento qualitativo e quantitativo das espécies presentes. Consequentemente promoveu a invasão, com sucesso, por espécies exóticas (*Acacia* sp.), as quais se tornam uma ameaça para as espécies nativas, e até para o novo curso do rio. Como agravante as regularizações (nem sempre acompanhadas de estudos de impacto e monitorização ambiental), conduziram à descida de nível de alguns lençóis freáticos, o que prejudica as zonas húmidas e os terrenos agrícolas adjacentes.

É de facto interessante tentar perceber as mudanças que ocorreram na paisagem, ainda que limitadas a uma pequena área e a um curto espaço de tempo, e o porquê destas alterações. No entanto, são várias as dificuldades que surgem ao

tentar reunir a informação que possibilita a realização deste tipo de trabalho.

MATERIAIS E MÉTODOS

A carta de Vegetação Natural, Semi-natural e Introduzida de 1997, da região do Baixo Mondego (Carta Militar nº 240), foi realizada a partir de fotografias aéreas de infravermelhos (vão ACEL 1990). A metodologia seguida dividiu-se em três fases principais:

A primeira, consistiu na fotointerpretação dos dados aerofotográficos. A delimitação e identificação das unidades de vegetação foi realizada a partir da leitura estereoscópica e com o auxílio da textura (LOEDMAN, 1993), tonalidade da cor (LILLESAND & KIEFER, 1987), rede viária e hidrográfica e segundo o sistema de classificação proposto pelo ICN. O uso de estereoscópio revelou-se particularmente útil na detecção dos índices topográficos e distinção de diferentes manchas arbóreas, arbustivas e herbáceas (MASCARENHAS, 1992).

A segunda, constou da verificação em campo dos dados fotointerpretados. Este reconhecimento teve por finalidade corrigir as alterações, dos contornos das manchas fotointerpretadas, ocorridas devido à evolução da paisagem, após a cobertura aerofotográfica e a erros inerentes ao próprio processo de fotointerpretação.

Finalmente, com os dados obtidos nas etapas anteriores, elaborou-se uma carta de vegetação sobre o fundo topográfico fornecido pela Carta Militar utilizada.

Para este estudo, recorreu-se a bibliografia diversificada, sendo de referir o Atlas Agrícola do PDAR, a Carta Agrícola e Florestal de 1974, e a Carta de Vegetação Natural, Semi-natural e Introduzida de 1997, ambas correspondentes a uma parte da carta militar nº 240.

Montemor-o-Velho é um Concelho pobre, com localização mais ou menos central na região do Baixo Mondego (Fig. 1). Compreende 23500 ha, constituindo uma área eminentemente agrícola, e inclui zonas de grande valor biológico e de elevada biodiversidade, como o Paúl do Taipal.

A escolha desta área deveu-se ao grande valor biológico das reservas naturais que aí existem e ainda às profundas alterações de que tem sido alvo, na sequência das obras de engenharia realizada na região do Baixo Mondego.

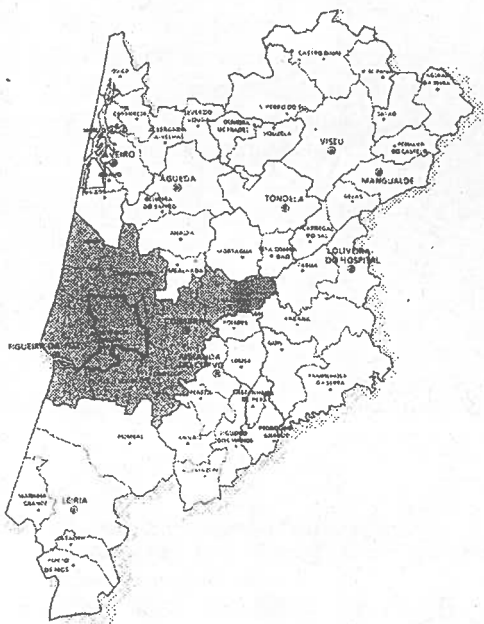


Fig. 1 - Localização do Concelho de Montemor-o-Velho, integrado na Região da Beira Litoral.

No contexto da Área do PDAR (Baixo Mondego e Gandâras, incluindo os Concelhos de Cantanhede, Coimbra, Condeixa-a-Nova, Figueira da Foz, Mira, Montemor-o-Velho, Penacova e Soure). Montemor-o-Velho é dos Concelhos mais representativos a nível agrícola sendo responsável por 19,3% da área agrícola total (53434 ha.) e por 6,9% da área florestal do PDAR.

De uma forma geral, a ocupação do solo do concelho é composta por sistemas culturais com dois componentes (EQUIPA TÉCNICA DO PDAR, 1991):

- **monte**, onde se encontram culturas de batata, hortícolas, milho, forragens e outras; pomares e olivais dispersos e florestas com dominância de pinheiros e eucaliptos

- **campo**, constituído pelas culturas arvenses de regadio e de arroz; alguns incultos nas zonas de muito má drenagem e choupal.

Para uma possível reconstituição da evolução da paisagem, seleccionou-se posteriormente a metade esquerda da carta militar nº 240 de Montemor-o-Velho. A Carta Agrícola e florestal de Portugal de 1974 e a Carta da Vegetação Natural, Semi-natural e Introduzida de 1997, foram depois comparadas, registando-se as alterações na fisionomia da paisagem, ocorridas nesse espaço de tempo.

RESULTADOS

Estudo comparativo da informação cartográfica

A área seleccionada foi a correspondente à metade esquerda da carta militar nº 240 de Portugal.

Em 1974 e com base na Carta Agrícola e Florestal de Portugal, (Fig. 2) verifica-se que a área agrícola era principalmente ocupada por arrozais e seguida por olivais e vinhas. Enquanto, a área florestal era constituída essencialmente por pinhal e eucaliptal em associação ou em mosaico. É de referir que nessa altura o Paúl do Taipal foi cartografado como arrozal, enquanto o Paúl da Madriz como terreno inculto.

A carta de 1997 apresenta apenas dados referentes à vegetação Natural, Semi-natural e Introduzida (Fig. 3). Assim não é possível delimitar a área agrícola e os seus tipos de culturas. A mancha florestal é constituída por pinhal e eucaliptal ocorrendo esporadicamente pequenos núcleos de carvalhos e salgueiros. Além destas formações vegetais são ainda mapeados os dois Paúis com vegetação característica destes ecossistemas.



Legenda.



Fig. 2 - Parte da Carta Agrícola e Florestal de Portugal, de 1974, correspondente à área estudada.

Atendendo ao tipo de cartografia usada para a elaboração da carta de 1997 não é possível delimitar a área agrícola e portanto estabelecer uma evolução da paisagem para essa área. Consegue-se apenas referenciar as áreas subtraídas à área cartografada em 1974 como agrícola. Também não é possível estabelecer a evolução da vegetação ripícola porque a carta de 1974 não apresenta esta informação.

Ao longo deste período, esta região esteve sujeita a grandes pressões antropogénicas que condicionaram a fragmentação da paisagem. Exemplo disso, é a alteração do curso do rio Mondego, o qual corre em canal artificial, desde Coimbra até à foz, obra concluída em 1995 (CU-



Legenda.

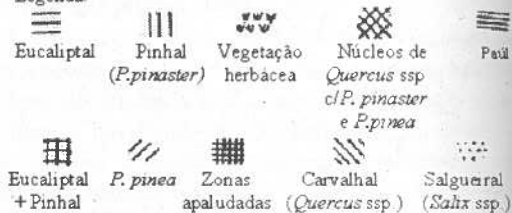


Fig. 3 - Parte (correspondente à área estudada) da Carta da Vegetação Natural, Semi-natural e Introduzida de 1997.

NHA, 1997) e o aumento da área urbana de Granja do Ulmeiro, Alfarelos e Casal do Redinho.

CONCLUSÃO

As modificações da fisionomia da paisagem na área em estudo foram ligeiras entre 1974 e 1997 e quase exclusivamente devido a acção antropogénica. Destacam-se as seguintes alterações:

- Recuperação do património natural e paisagístico de algumas áreas húmidas. O Paúl da Madriz recuperou devido a diminuição da pres-

são antropogénica, o mesmo aconteceu para a zona apaludada que presentemente existe na união da Vala da Várzea com a Vala do Monte. Curiosamente devido a uma construção humana (troço Coimbra - Figueira-da-Foz da estrada nacional nº111) foi possível recriar as condições necessárias à existência de uma área de vegetação semi-natural - Paúl do Taipal.

- Ligeira alteração quantitativa da área ocupada pela vegetação arbórea, apesar de qualitativamente as espécies que a formam terem sofrido uma alteração mais significativa.

- Progressivo aumento da mancha de eucaliptal, em parte conquistada aos terrenos incultos e

antigos pinhais. Esta evolução tem como principal consequência a artificialização da paisagem e diminuição da biodiversidade. Existe actualmente uma tendência para o aumento da área de eucaliptal devido a factores económicos.

- Alteração evidente do curso do rio devido às obras de regularização agravando a artificialização da paisagem.

- Pequeno aumento da área dos aglomerados habitacionais, como é facilmente notado nos povoamentos de Granja do Ulmeiro e Alfarelos e um claro desenvolvimento da rede de estradas e caminhos rurais.

BIBLIOGRAFIA

CUNHA, P. P., PINTO, J. & DINIS, J. 1997. Evolução da fisiografia e ocupação antrópica na área estuarina do Rio Mondego e região envolvente (Portugal centro-oeste), desde 1947. *Territorium, Revista de Geografia física aplicada no ordenamento do território e gestão de riscos naturais*. Coimbra, nº 4, 32pp.

EQUIPA TÉCNICA DO PDAR (Plano de desenvolvimento agrícola regional) do Baixo Mondego e Gândaras. 1991. Atlas Agrícola do PDAR-Baixo Mondego e Gândaras. Coimbra.

LILLESAND, T. M. & KIEFER, 1987. Remote sensing and image interpretation. 2nd edition. J. Wiley & Sons, Inc., New York, 721pp.

LOEDMAN, J. H. 1993. Aerial photography. In: Buiten, H. J. & Clevers J. G.P. W. Land observation by remote sensing : theory and applications. Amsterdam, p. 107-136.

MASCARENHAS, J. M., BARATA, F. I. 1992. Detecção remota e conservação do património. *Correio da Natureza*, nº 17. pp. 11-15.

MINISTÉRIO DO PLANO E DA ADMINISTRAÇÃO TERRITORIAL, Comissão Coordenadora de Região Centro. 1986. Programa de desenvolvimento da Região Centro-Baixo Mondego. vol. II, Coimbra.

SERVIÇOS DE RECONHECIMENTO DE ORDENAMENTO AGRÁRIO. 1974. Carta Agrícola e Florestal de Portugal (1: 25000). Ministério da Agricultura e Pescas.

TENDÊNCIA SECULAR PARA O AUMENTO DA ESTATURA NA POPULAÇÃO MASCULINA PORTUGUESA (1904-1996)

Cristina Padez

Departamento de Antropologia, Universidade de Coimbra, 3000 Coimbra, Portugal

Padez, C. (1998). Positive secular trend in height for the masculine portuguese population (1904-1996). *Revista Biol. (Lisboa)* **16**: 285-293.

The records of height of 864020 18-year-old Portuguese males were analysed as well as localities of subject's residence (Distritos). The sample includes all the Portuguese 18-year-old males born between 1966 and 1977 and examined between 1985 and 1996. Statistically significant differences ($p \leq 0.001$) among the districts were found: males from Setúbal (172.75) and Lisboa (172.64), the most developed districts, are the tallest, and those from Castelo Branco (170.79) and Coimbra (171.19) are the shortest. Comparing to published data from 1904, a positive secular trend in height was found. The average increase was 8.88 cm which yields a rate of 1.01 cm per decade. This positive trend must be related to the general improvement in the population's standard living conditions. The postneonatal mortality rate showed a striking drop from 31.86 in 1970s to 3.34 in 1990s, in the medical care, among many other improvements. The number of physicians per habitants increased three times and in the nutrition the consumption of eggs, meat and milk also increased. This results suggest that the secular trend in height will continue for the Portuguese population in the future decades.

Key words: Height, secular trend, Portugal, growing.

Padez, C. (1998). Tendência secular para o aumento da estatura na População Masculina Portuguesa (1904-1996). *Revista Biol. (Lisboa)* **16**: 285-293.

Na sequência da observação de 864020 indivíduos da população masculina portuguesa, nascidos entre 1966 e 1977 e presentes nas inspeções militares de 1985 e 1996, com a idade de 18 anos, foram analisados os valores da estatura e identificados os Distritos de residência. A análise destas variáveis permitiu constatar diferenças de estatura estatisticamente significativas, sendo mais altos os jovens residentes nos Distritos economicamente mais desenvolvidos, ou seja, de um lado Setúbal (172.75 cm) e Lisboa (172.64 cm) e, do outro, Castelo Branco (170.79 cm) e Coimbra (171.19 cm). Comparando os valores médios da estatura publicados para 1904 verificamos que ocorreu uma tendência secular positiva na estatura da população masculina portuguesa, com um aumento de 8.88 cm, e uma taxa de 1.01 cm por década. Finalmente, é apresentada como uma das hipóteses explicativas deste fenómeno, ou pelo menos com ela relacionado, a melhoria geral das condições de vida da sociedade portuguesa, sobretudo a partir da década de 70. Entre vários indicadores de saúde destacam-se a diminuição abrupta da taxa de mortalidade pós-neonatal, que passa de 31.86 em 1970 para 3.34 em 1990; a optimização dos cuidados de saúde; o aumento do número de médicos por habitante (a triplicar entre 1960 e 1990); a progressiva alteração das dietas alimentares que têm vindo a privilegiar o consumo de ovos, carne, leite e seus derivados. Os resultados sugerem que a tendência secular na estatura da população portuguesa irá continuar nas próximas décadas.

Palavras chave: Estatura, tendência secular, Portugal, crescimento.

INTRODUÇÃO

A estatura adulta representa o produto final de uma interacção contínua e, muitas vezes, não-aditiva entre os factores genéticos e ambientais (TANNER, 1992). Tem sido sugerido que os factores sócio-económicos, tais como, o estrato social, o rendimento, o grau de instrução dos pais, os cuidados de higiene e a ocorrência de doenças influenciam a estatura adulta (TANNER, 1992). Por tudo isto, nos últimos anos, os especialistas em história económica, liderados por ROBERT FOGEL (1982), têm utilizado os valores da estatura de várias populações para os últimos 150 anos para descrever o seu desenvolvimento económico e mesmo prever as tendências das suas taxas de morbilidade e mortalidade. Alguns trabalhos permitiram constatar que a estatura adulta é um predictor da mortalidade causada pela doença das artérias coronárias e, em menor percentagem, outras doenças (BARKER, OSMOND & GOLDING, 1990; WAALER, 1984).

O aumento da estatura adulta durante este século reflecte uma melhoria geral das condições de vida das populações (CARR-HILL, 1988; FLOUD, WACHTER & GREGORY, 1990; FLOUD, R. 1994; SANDBERG & STECKEL, 1987; VAN WIERINGER, 1986).

A estatura adulta atingiu um máximo durante a década de oitenta em alguns países Europeus desenvolvidos, o que sugere que estes possivelmente atingiram o seu potencial genético ou que a melhoria das suas condições sociais terminou, enquanto que noutros países menos desenvolvidos ainda está a ocorrer um aumento (BIELICKI, MALINA & WALISZKO, 1992; HUASPIE, VERCAUTEREN & SUSANNE, 1996; SCHMIDT, JORGENSEN & MICHAELSEN, 1995).

O objectivo deste trabalho é conhecer o aumento secular da estatura da população masculina portuguesa, entre 1904 e 1996, e a distribuição dos seus valores médios, em 1996, relativamente ao local de residência.

MATERIAL E MÉTODOS

Amostra

Os dados foram obtidos através dos registos das inspecções militares dos anos de 1985 a 1996 (N=864020) e compreendem todos os rapazes portugueses de 18 anos de idade nascidos entre 1966 e 1977. Durante a inspecção a cada indivíduo é efectuado um exame médico, são medidos o peso e a estatura e recolhidos dados sócio-económicos. Como em Portugal as inspecções militares são obrigatórias para todos os indivíduos do sexo masculino a amostra obtida é representativa de todos os Distritos de Portugal e de todos os estratos sociais.

Foram ainda considerados os valores médios da estatura em 1904, para todos os Distritos de Portugal e publicados por Lacerda (1904), e os valores médios da estatura de 1930 a 1980 nos Distritos de Lisboa, Setúbal, Évora e Beja publicados por Sobral (1990).

Dados sócio-demográficos

Foram obtidos o local de residência e de nascimento do observado tendo sido posteriormente agrupados nos 18 Distritos de Portugal Continental.

Dos dados publicados pelo Instituto Nacional de Estatística (INE) foram considerados os seguintes indicadores:

1. Demografia

- Taxa de natalidade
- Índice sintético de fecundidade
- Taxa de mortalidade pós-neonatal
- Esperança de vida à nascença
- População activa no sector primário
- Taxa de analfabetismo

2. Saúde

- Número de habitantes por médico
- Número de consultas em estabelecimentos de saúde
- Número de internamentos em estabelecimentos de saúde
- Número de urgências em estabelecimentos de saúde
- Partos assistidos em estabelecimentos de saúde

3. Alimentação

- Capitação diária dos alimentos em calorias
- Programa de "Leite escolar em Portugal"

Análise estatística

Foi efectuada uma análise de variância (oneway analysis of variance) para conhecer as diferenças dos valores médios da estatura entre os 18 Distritos.

RESULTADOS**Evolução de alguns indicadores sociais em Portugal**

A. População

Na Tabela 1 estão apresentados os valores dos principais indicadores sociais relativos às altera-

ções demográficas que ocorreram em Portugal de 1960 a 1990. A taxa de natalidade e o índice de fecundidade diminuíram consideravelmente passando, respectivamente, de 24.06 para 11.79 e de 3.2 para 1.5. A taxa de mortalidade pós-neonatal apresenta uma diminuição abrupta, sobretudo a partir de 1970, passando de 31.86 em 1970 para 3.34 em 1990. A esperança de vida de homens e de mulheres aumentou significativamente cerca de 10 anos no mesmo período de 1960-90. A taxa de analfabetismo diminuiu três vezes, passou de 33.1% para 11% e, simultaneamente a todas estas alterações, a população activa no sector primário passou de 44.4% em 1960 para 10.1% em 1990.

Tab. 1 - Evolução de alguns indicadores sociais em Portugal (1960-1990) *

	1960	1970	1980	1990
População				
Taxa de natalidade ₁	24.06	20.86	16.13	11.79
Índice sintético de fecundidade ₂	3.2	3	2.2	1.5
Taxa de mortalidade pós-neonatal ₃	46.77	31.86	10.46	3.34
Esperança de vida à nascença de homens ₄	60.7	64.2	69.1	70.2
Esperança de vida à nascença de mulheres	66.4	70.8	76.7	77.3
População activa no sector primário (%)	44.4	32.1	19.1	10.1
Taxa de analfabetismo (%)	33.1	25.6	18.6	11
Saúde				
Número de habitantes por médico	1256	1056	508	352
Número de consultas em estabelecimentos de saúde ₅	904.4	2044.1	2854.7	3041
Número de internamentos em estabelecimentos de saúde ₅	51.7	72	89.5	107.4
Número de urgências em estabelecimentos de saúde ₅	66.1	105.3	484.6	939
Partos assistidos em estabelecimentos de saúde (%)	18.4	37.5	73.8	98.9

1 - Taxa de natalidade - número de nados-vivos ocorrido durante o ano em causa por 1000 habitantes.

2 - Índice sintético de fecundidade - Número de crianças que, em média, cada mulher tem durante a sua vida fecunda (15 aos 49 anos).

3 - Taxa de mortalidade pós-neonatal - número de óbitos de crianças entre os 29 dias e 1 ano de idade ocorridos durante o ano em causa, por 1000 nados-vivos.

4 - Esperança de vida - número médio de anos que restam para viver a um indivíduo no momento do nascimento, no ano de referência, mantendo-se as condições de mortalidade observadas no momento.

5 - por mil habitantes.

* Adaptado de Barreto (1996)

B. Saúde

Desde 1960 que os principais indicadores da assistência à saúde apresentam mudanças consideráveis, Tabela 1. É notório o aumento do número de médicos por habitantes, passou-se de 12656 habitantes por médico para 352; e aumentaram significativamente o número de consultas - 904.4 para 3041 - o número de internamentos - 51.7 para 107.4 - e o número de urgências - 66.1 para 939 - em estabelecimentos de saúde. O número de partos assistidos em estabelecimentos de saúde passou de 18.4% em 1960 para 98.9% em 1990.

C. Alimentação

O consumo dos principais alimentos em Portugal apresenta também importantes alterações. Os valores da capitação diária dos alimentos em calorias, Tabela 2A, registam aumentos significativos no consumo de óleos e gorduras, leite e derivados, ovos e carne, açúcares e raízes e tubérculos. Verificam-se reduções nos consumos de cereais, leguminosas secas e produtos hortícolas.

Tab. 2A - Evolução do consumo de alguns alimentos em Portugal (1963-1992). Capitação diária dos alimentos em calorias *

	1963	1974	1985	1992
Cereais	1281	1277	1117	1052
Raízes e tubérculos	226	234	319	341
Açúcares	209	326	332	310
Produtos hortícolas	84	104	49	59
Frutos	156	146	96	144
Carne	78	154	192	282
Ovos	14	17	25	30
Pescado	73	77	71	86
Leite e derivados	76	130	172	213
Óleos e gorduras	407	581	687	815

* Adaptado de Barreto (1996).

De salientar que foi na década de 70, especificamente em 1973, que o programa de Leite Escolar em Portugal foi instituído, Tabela 2B. O número de alunos que beneficiaram deste programa aumentou consideravelmente sobretudo a partir do ano lectivo de 1975/76.

Tab. 2B - Programa de Leite Escolar em Portugal *

Ano lectivo	Alunos beneficiados
1972 / 73	22 000
1973 / 74	37 500
1974 / 75	73 000
1975 / 76	507 000
1976 / 77	603 000
1977 / 78	704 000
1978 / 79	759 000
1979 / 80 ^{a)}	687 800
1980 / 81	754 045
1981 / 82	770 787
1982 / 83	756 842
1983 / 84	686 114
1984 / 85	780 380
1985 / 86	765 239
1986 / 87	795 327

a) A partir deste ano, Madeira e Açores foram excluídos.

* Adaptado de Henriques e Henriques (1990).

Estatura e local de residência

Na Tabela 3 estão representados os valores médios da estatura da população masculina portuguesa em 1904, 1985 e 1996, em cada Distrito de Portugal.

A análise de variância efectuada, para comparação dos valores médios da estatura entre os 18 Distritos, apresentou diferenças estatisticamente significativas entre estes ($p \leq 0.001$) quer em 1985 quer em 1996. Em 1985 os jovens mais altos eram os do Distrito de Lisboa (171.5 cm) e os de Setúbal (171.35 cm) e os mais baixos os do Distrito da Guarda (167.1 cm) e de Viseu (167.52 cm). Em 1996 os jovens mais altos eram os do Distrito de Setúbal (172.7 cm) e de Lisboa (172.64 cm) e os mais baixos os do Distrito de Castelo Branco (170.8 cm) e de Coimbra (171.19 cm).

Uma análise da evolução da diferença entre a estatura mínima e máxima, em cada um dos períodos, Tabela 4, mostra que em 1904 esta diferença era de 4.7 cm, em 1985 de 4.4 cm e em 1996 baixou para 2.0 cm.

Tab. 3 - Valores médios da estatura de portugueses adultos em 1904, 1985 e 1996. Análise de variância (F) entre os vários Distritos em 1985 e 1996.

Distrito	Observados em 1904*		Ano de inspeção - 1985**		Ano de inspeção - 1996**	
	Estatura		Estatura		Estatura	
	N	Média	N	Média±DP	N	Média±DP
Aveiro	3509	164.06	5403	168.09± 6.23	3097	171.94 ± 6.3
Beja	1834	162.3	1597	169.76± 6.42	961	171.63 ± 6.38
Braga	555	163.95	7342	168.27±6.16	4665	172.12 ± 6.19
Bragança	210	160.3	1647	168.71 ± 6.06	976	172.18 ± 6.13
C. Branco	1671	160.4	1724	168.04 ± 6.1	992	170.79 ± 6.32
Coimbra	4983	162.58	3304	168.55 ± 6.39	2113	171.19 ± 6.32
Évora	995	164.04	1404	170.14 ± 6.24	945	171.78 ± 6.17
Faro	2625	165.0	1999	170.38 ± 6.4	1496	171.88 ± 6.4
Guarda	378	160.5	1630	167.13 ± 6.36	842	171.69 ± 5.94
Leiria	410	162.1	3248	168.0 ± 6.15	2142	171.42 ± 6.45
Lisboa	1319	164.2	12852	171.58 ± 6.52	9140	172.64 ± 6.39
Portalegre	410	162.3	1166	169.51 ± 6.28	667	171.61 ± 6.21
Porto	1213	163.8	14344	168.97 ± 6.4	7633	172.26 ± 6.26
Santarém	1050	164.7	3305	169.13 ± 6.16	2059	171.7 ± 6.23
Setúbal	-	-	2838	171.35 ± 6.23	2326	172.75 ± 6.39
V. Castelo	1972	163.88	2126	168.7 ± 6.22	1118	171.97 ± 6.08
Vila Real	2095	163.3	2663	168.11 ± 6.24	1450	171.64 ± 6.08
Viseu	2104	162.58	4135	167.52 ± 6.25	2394	171.45 ± 6.21
Total	25748	163.17	72727	169.23 ± 6.46	45016	172.05 ± 6.3
F				F=199.336***		F=15.717***

* Adaptado de Lacerda (1904).

** Dados fornecidos pelo Exército Português.

*** p # 0.001.

Tendência secular da estatura

Como se pode observar nas Figuras 1 e 2 e na Tabela 3 entre 1904 e 1996 ocorreu uma tendência secular positiva da estatura na população masculina portuguesa. O aumento médio foi de 8.88 cm o que representa uma taxa de aumento secular de 1.01 cm por década. Apesar da tendência secular positiva para todo o período

verifica-se que os aumentos mais acentuados ocorreram entre as décadas de 70 e 80, Figura 1.

Da Tabela 3 e da Figura 2 observamos que os incrementos que ocorreram entre 1904 e 1996 vão desde 6.88 cm (Faro) a 11.88 cm (Bragança). É evidente, da Figura 2, que os maiores incrementos, 10.39 cm, 11.19 cm e 11.88 cm, ocorreram nos Distritos que em 1904 apresentavam as

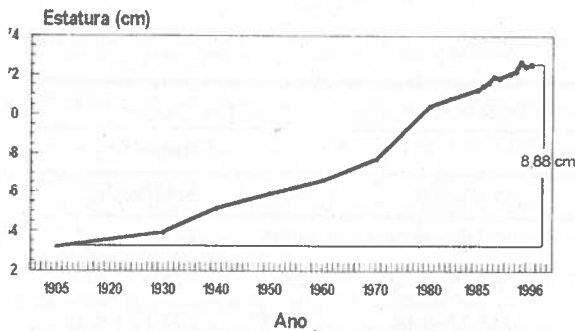


Fig. 1 - Aumento secular da estatura na população masculina portuguesa entre 1904 e 1996.

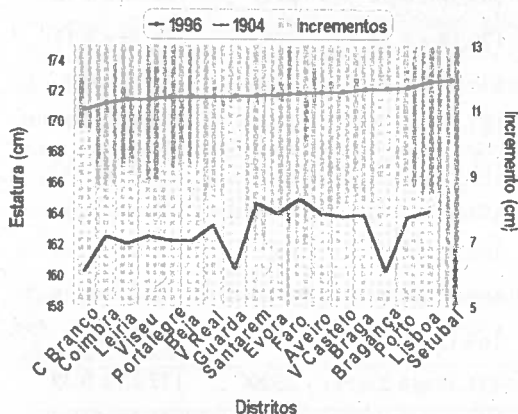


Fig. 2 - Valores médios da estatura, em 1904 e 1996, pelos vários Distritos de Portugal. Incrementos, para cada Distrito, entre os dois períodos.

estaturas médias mais baixas - Castelo Branco (160.4 cm), Guarda (160.5 cm) e Bragança (160.3 cm). Por outro lado, Faro e Santarém apresentam os menores incrementos, 6.88 cm e 7 cm respectivamente, e as estaturas mais elevadas em 1904, 165 cm e 164.7 cm respectivamente. Paralelamente, verificamos que ocorreu uma evolução positiva dos incrementos da estatura entre 1904 e 1996, Tabela 4. Ou seja, a diferença entre a estatura máxima e mínima, em cada Distrito, passa de 4.7 cm (1904) para 4.4 cm (1985) e para apenas 2 cm em 1996.

Tab. 4 - Evolução dos incrementos da estatura (cm) nos Distritos de Portugal entre 1904 e 1996

Ano	Estatura		
	Miníma	Máxima	Máxima-Miníma
1904	160.3	165.0	4.7
1985	Bragança	Faro	4.4
	Guarda	Lisboa	
1996	170.8	172.7	2.0
	C. Branco	Setúbal	

DISCUSSÃO

Tendência secular da estatura

Os resultados obtidos mostram que ocorreu uma tendência secular positiva da estatura na população masculina portuguesa, com 18 anos de idade, entre 1904 e 1996. O aumento durante este período foi de 8.88 cm o que se traduz numa taxa de 1.01 cm por década. Este valor é semelhante à média das taxas de aumento secular que têm ocorrido durante este século, 0.6-1 cm por década, apresentadas por EVELETH e TANNER numa análise de vários países (1990). Deve-se salientar que os maiores incrementos, entre 1904 e 1996, ocorreram nos Distritos que apresentavam as estaturas mais baixas em 1904. É ainda de relevar que as diferenças entre a estatura máxima e mínima diminuíram acentuadamente passando de 4.7 cm em 1904 para 2 cm em 1996.

Estes aumentos por década, tal como sucedeu em muitos outros países, não foram constantes durante o período estudado. Considerando os resultados para 1985 e 1996 e os valores publicados por SOBRAL (1990), para o período de 1930 a 1980, apenas para os Distritos que ambos analisamos (Lisboa, Setúbal, Évora e Beja), os valores obtidos são os seguintes: 1.21 cm para 1930-40, 0.74 cm para 1940-50, 0.7 cm para 1950-60, 1.11 cm para 1960-70, 2.7 cm para 1970-80 e 1.24 cm para 1985-96. É evidente destas taxas que foi entre 1970 e 1980 que se verificaram os maiores incrementos.

Esta variabilidade nos valores das taxas de incrementos da estatura por décadas foi também encontrada noutros países tais como a Polónia - 2.3 cm em 1965-76 e 2 cm em 1976-86 (BIELICKI *et al.*, 1981; BIELICKI & WALISZKO, 1991), em Zagreb - 3 cm em 1951-64, 0.6 cm em 1964-73, 2.5 cm em 1973-82 e 0.6 cm em 1982-91 - (PREBEG, JURESA & KUJUNDZIC, 1995) e na Áustria - 0.8 cm para os anos de nascimento de 1962-66 e 1.3 cm para 1972-75 - (WEBER *et al.*, 1995), comparando apenas os valores dos trabalhos mais recentes.

O aumento secular da estatura na população masculina portuguesa e o facto dos maiores incrementos terem ocorrido nos Distritos que em 1904 apresentavam as estaturas mais baixas, representa o resultado da melhoria geral das condições de vida, sobretudo da alimentação e nos cuidados médicos que tiveram lugar em Portugal, principalmente a partir da década de 60.

"A década de sessenta é o período durante o qual, ou a partir do qual, a mudança social, económica e política se acelerou consideravelmente" (BARRETO, 1996). Esta afirmação vem na sequência das alterações de valores de alguns indicadores demográficos, de saúde e de alimentação que ocorreram nas últimas décadas. A taxa de natalidade e o índice de fecundidade diminuíram, tal como sucedeu na maior parte dos países europeus; a esperança de vida à nascença aumentou; a população activa no sector primário diminuiu acentuadamente o que significa que os sectores secundário e terciário aumentaram como resultado do desenvolvimento económico do país. Como resultado destas melhorias sócio-económicas a taxa de mortalidade pós-neonatal também diminuiu acentuadamente. Esta taxa é utilizada como um indicador sensível da saúde infantil de uma população (KESSEL, 1990). O padrão nutricional durante a infância e a prevalência de infecções são considerados como os maiores determinantes da mortalidade pós-neonatal (STEMBERA, 1990). Muitos trabalhos sugerem que os factores ambientais adversos têm um maior efeito durante a infância (BRUNTLAND, LIESTOL & WALLOE, 1980; SCHMIDT,

JORGENSEN & MICHAENSEN, 1995; TANNER, 1992).

Na população portuguesa, se observarmos a evolução dos indicadores de saúde e as alterações na alimentação, constatamos que é precisamente na passagem das décadas de 60 para 70 e 70 para 80 que estas alterações são mais acentuadas. Entre 1970 e 1980 ocorreu uma acentuada diminuição dos valores da taxa de mortalidade pós-neonatal, e grandes implementos no sistema de saúde, sobretudo com o aumento do número de médicos por habitante que entre 1970 e 1980 aumentaram cerca de três vezes. Paralelamente, o funcionamento dos estabelecimentos de saúde apresentam grandes melhorias. A acompanhar estas melhorias verificamos que a balança alimentar também regista alterações acentuadas com aumentos significativos essencialmente no consumo de carnes e leite e seus derivados. Por último, é a partir do ano lectivo de 1975/76 que o "Programa de Leite Escolar" é largamente implantado. Ou seja, as décadas de 60-70 e 70-80 são os períodos das grandes alterações sociais, económicas e de saúde em Portugal, sendo precisamente o período em que os indivíduos estudados nasceram ou estavam na sua infância. Isto significa que eles foram os primeiros a beneficiar das grandes melhorias sócio-económicas e das vantagens da implementação dos cuidados de saúde que Portugal apresenta nas últimas décadas, uma vez que nasceram entre 1966 e 1977.

A associação entre a estatura adulta e as causas específicas de morte tem levado alguns autores a considerar uma estatura baixa como um possível sinal de uma susceptibilidade geral. As condições durante a infância podem conduzir a que os indivíduos estejam mais expostos a determinadas doenças ou, alternativamente, menos resistentes a factores que causam morbidade e mortalidade (BARKER *et al.*, 1990; WAALER, 1984).

Os aumentos observados são concordantes com os resultados obtidos por SCHMIDT, JORGENSEN & MICHAELSEN (1995). Estes autores verificaram que, entre vários países Europeus, a tendência geral é para um aumento da estatura em direcção a um máximo quando a taxa

de mortalidade pós-neonatal se aproxima de zero. Os autores especulam que a estatura adulta nos países do Sul da Europa continue a aumentar nas próximas duas décadas depois da taxa de mortalidade pós-neonatal ter atingido um nível baixo e estável de cerca de 3-5 mortes por 1000 nascimentos. Nesta perspectiva, e tendo em consideração os valores da taxa de mortalidade pós-neonatal nalguns Distritos em 1990, podemos esperar um aumento dos valores da estatura na população masculina portuguesa para as próximas décadas.

Estatura e local de residência

Apesar desta evolução positiva ainda se verificam diferenças nos valores médios da estatura entre os vários Distritos. Contudo, são muito inferiores aos valores encontrados em 1904 e em 1985. De facto podemos dizer que em 1996, apesar destas diferenças serem estatisticamente significativa ($p \leq 0.001$), a diferença entre a estatura máxima e mínima é de apenas 2 cm enquanto que em 1904 era de 4.7 cm e mesmo em 1985 era de 4.4 cm. Ou seja, numa década, de 1985 a 1996, as alterações positivas nos padrões de vida da população portuguesa, atrás referidas, tiveram realmente um efeito notório no desenvolvimento físico dos portugueses. Todavia, as

estaturas mais elevadas ocorrem em Setúbal, Lisboa, e Porto, as zonas litorais mais desenvolvidas economicamente. Por outro lado, a estatura mais baixa regista-se no Distrito de Castelo Branco, uma zona do interior de Portugal que tem sofrido uma forte desertificação humana em virtude da falta de desenvolvimento económico.

Diferenças regionais, tais como as observadas em Portugal, ainda ocorrem noutras populações europeias. Na Polónia, BIELICKI & WALISZKO (1991) e BIELICKI, MALINA & WALISZKO (1992) verificaram que a média da estatura decrescia com a diminuição do grau de urbanização. Em Itália, ULIZZI & TERRENATO (1985) verificaram a existência de um gradiente Norte-Sul. No Brasil, MONTEIRO, D'AQUINO BENICIO & CRUZ GOUVEIA (1995) encontraram também diferenças acentuadas entre as regiões do Norte e do Sul.

Considerando a grande evolução social que Portugal apresenta desde a década de sessenta, e que ainda está a ocorrer, nos sectores da economia, saúde e alimentação, é de esperar que a estatura da população adulta portuguesa continue a aumentar nas próximas décadas, em virtude da melhoria dos padrões de vida do país, e que as diferenças regionais diminuam.

BIBLIOGRAFIA

- BARKER, D.J.P., OSMOND, C. & GOLDING, J. 1990. Height and mortality in the counties of England and Wales. *Ann. H. Biol.*, **17**: 1-6.
- BARRETO, A. 1996. *A Situação Social em Portugal, 1960-1995*. Instituto de Ciências Sociais, Universidade de Lisboa
- BIELICKI, T. SZCZOTKA, H. & CHARZEWSKI, J. 1981. The influence of three socio-economic factors on body height in Polish military conscripts. *Hum. Biol.* **53**: 543-555.
- BIELICKI, T. & WALISZKO, H. 1991. Urbanization-dependent gradients in stature among Polish conscripts in 1976 and 1986. *Am. J. Hum. Biol.*, **3**: 419-424.
- BIELICKI, T., MALINA, R. M. & WALISZKO, H. 1992. Monitoring the Dynamics of Social Stratification: Statural Variation Among Polish Conscripts in 1876 and 1986. *Am. J. Hum. Biol.* **4**: 345-352.
- BRUNDTLAND, G. H., LIESTOL, K., & WALLOE, L. 1980. Height, Weight and Menarcheal Age of Oslo Schoolchildren During Last 60 Years. *Ann. Hum. Biol.* **7**: 307-322.
- CARR-HILL, R. A. 1988. Time trends in inequalities in health. *J. Biosoc. Sci.*, **20**: 265-273.
- EVELETH, P. B. & TANNER, J. M. 1990. *Worldwide variation in Human Growth* (Cambridge: Cambridge University Press), 2nd edition.
- FLOUDD, R. 1994. The Heights of Europeans since 1750: A New Source for European Economic History. In: *Stature, Living Standards, and Economic Development. Essays in Anthropometric History*. Edited by John Komlos. The University of Chicago Press. Chicago.

- FLOUDD, R. , WACHTER, K. & GREGORY, A. 1990. *Height, Health and History*. Cambridge: Cambridge University Press.
- FOGEL, R. W. , ENGERMAN, S. L. & TRUSSEL, J. 1982. Exploring the uses of data on height: the analysis of lon-Term trends in nutrition, labor welfare and labor productivity. *Soc. Sci. Hist.* , **6**: 401-581.
- HAUSPIE, R. C. , VERCAUTEREN, SUSANNE, C. 1996. Secular changes in growth. *Horm. Res.* , **45**(supp 2): 8-17.
- HENRIQUES, R. & HENRIQUES, T. 1990. *A Produção e a industrialização do leite em Portugal - Nova Agricultura - Edições Afrontamento*
- KESSEL, S. S. 1990. Postneonatal mortality: a performance indicator of the child health care system. *Pediatrics*, **86**: 1107-1111.
- KUH, D. L. , POWER, C. , & RODGERS, B. 1991. Secular Trends in Social Class and Sex Differences in Adult Height. *Int. J. Epidemiol.* **20**: 1001-1009.
- LACERSA, J. 1904. *Estatura do Português Adulto*. Dissertação para a cadeira de Antropologia. Universidade de Coimbra (Manuscrito).
- MONTEIRO, C. A. , BENICIO, M. H. A. , DA CRUZ GOUVEIA, N. 1994. Secular growth trends in Brazil over three decades. *Ann. Hum. Biol.* , **21**: 381-390.
- PREBEG, Z. , JURESA, V. & KUJUNDZIC, M. 1995. Secular growth changes in Zagreb schoolchildren over four decades, 1951-91. *Ann. Hum. Biol.* , **22**: 99-110.
- ROSENBAUM, S. , SKINNER, R. K. , KNIGHT, I. B. & GARROW, J. S. 1985. A survey of heights and weights of adults in Great Britain, 1980. *Ann. Hum. Biol.* , **12**: 115-127.
- SANDBERG, L. G. & STECKEL, R. H. 1987. Heights and economic history: the Swedish case. *Ann. Hum. Biol.* , **14**: 1010-110.
- SANNA, E. , FLORIS, G. & COSSEDDU, G. G. 1993. Secular trend in height in Sardinian conscripts drafted from 1879-1883 to 1983-1986. *Anthrop. Anz.* **51**: 225-232.
- SCHMIDT, I. M. , JORGENSEN, M. H. & MICHAELSEN, K. F. 1995. Height of conscripts in Europe: is postneonatal mortality a predictor? *Ann. Hum. Biol.* , **22**: 57-67.
- SOBRAL, F. 1990. Secular changes in stature in Southern Portugal between 1930 and 1980 according to conscript data. *Hum. Biol.* **62**: 491-505.
- STEMBERA, Z. 1990. Prospects for high infant survival *World Health Forum*, **11**: 78-84.
- TANNER, J. M. 1992. Growth as a Measure of the Nutritional and Hygienic Status of a Population. *Horm. Res.* **38**(suppl.):106-115.
- ULIZZI, L. & TERRENATO, L. 1982. A comparison between the secular trends of stature and some socio-economic factors in Italy. *J. Hum. Evolution*, **11**: 715-720.
- VAN WIERINGEN, J. C. 1986. Secular growth changes. In: *Human Growth*. Edited by F. Falkner and J. M. Tanner (New York: Plenum Press) Vol. **3**, pp. 307-331.
- WAALER, H. 1984. Height, weight and mortality. The Norwegian experience. *Acta Med. Scand.* , **679** (Suppl): 1-56.
- WEBER, G. , SEIDLER, H. WILFING, H. & HAUSER, G. 1995. Secular change in height in Austria: an effect of population stratification? *Ann. Hum. Biol.* , **22**: 277-288.

QUESTÕES NA PERCEPÇÃO DE CONFLITOS. INFRAESTRUTURA DE RESÍDUOS

Lia T. Vasconcelos & Graça Martinho

Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente, FCT / Universidade Nova de Lisboa
2825 Monte da Caparica / PORTUGAL
email: ltv@ mail.fct.unl.pt; mgm@ mail.fct.unl.pt

Vasconcelos, L.T. & Martinho, G. (1998). Issues out of the Perception of Conflicts. Waste Disposal Facilities. *Revista Biol. (Lisboa)* 16: 295-303.

Portugal faces in the short range the challenge to transform about 300 dumps in waste disposals and to implement more treatment infrastructures, namely incinerators.

This will generate various socio-technical issues. It is essential to take into account the *Nimby* (not in my backyard) syndrome of the populations when they are confronted with the possibility to have a waste disposal next door, a high probability in a country strongly humanised.

How is the country going to respond to this challenge and to maintain conflict situations within controlled parameters, assuring an effective participation of groups with the perception that they are the most directly impacted?

The answer is far from being easy, but there are processes to approach these problems at the initial phases of the process avoiding the emerging of insoluble conflicts, which can frequently lead to the obstruction of solutions essential to the country. Part of this process integrates the environmental education of the participants, including decisors, specialists and citizens.

This involves the setting up of group processes since initial phases of the process and the development of solutions constructed jointly. On one side a good interactive system among participants allows for a two way learning process specialists and stakeholders, integrating the technical restrictions and accounting for the expectations of the population in more innovative ways.

This paper raises several issues related to these new ways of dealing with these types of environmental problems, discusses the present situation of the participative processes and proposes suggestions to the coming future.

Key words: Nimby syndrome, participation, waste management, locational conflict.

Vasconcelos, L.T. & Martinho, G. (1998). Questões na percepção de conflitos. Infraestrutura de resíduos. *Revista Biol. (Lisboa)* 16: 295-303.

A curto prazo o país terá de enfrentar o desafio de transformar as cerca de 300 lixeiras em aterros sanitários e implementar mais infraestruturas de tratamento, nomeadamente incineradoras.

Isto levantará uma série de questões de ordem socio-técnica. É necessário contar com o síndrome "Nimby" (not in my backyard) das populações quando surgirem as possibilidades de terem um aterro demasiado próximo das suas áreas de residência, situações mais que prováveis num país extremamente humanizado como é o nosso.

Como responder a este desafio e mantermos situações de conflito dentro de parâmetros controláveis, assegurando uma participação efectiva dos grupos com a percepção de serem os mais directamente lesados?

A resposta não é fácil, mas há processos de enfrentar estes problemas a montante impedindo o aparecimento de conflitos irresolúveis que podem muitas vezes levar ao bloqueamento de soluções essenciais ao país. Parte disso passa por uma educação ambiental dos próprios participantes, incluindo decisores, técnicos e cidadãos.

Isso inclui a criação de processos de grupo desde fases iniciais do processo e desenvolvimento de soluções construídas conjuntamente. Por um lado o estabelecimento de um bom sistema interactivo entre as partes envolvidas permite um processo de aprendizagem biunívoco entre técnicos e partes interessadas, atendendo a condicionantes técnicas e enquadrando aspirações das populações de formas mais inovadoras.

Esta comunicação pretende levantar uma série de questões face a este problema ambiental, entendido na sua dimensão englobante, discutir a situação actual dos processos participativos e avançar com sugestões para um futuro que se aproxima.

Palavras-Chave: síndrome *Nimby*, participação, gestão de resíduos sólidos, conflito de localização.

INTRODUÇÃO

O grande crescimento demográfico verificado nas últimas décadas, a concentração da população em grandes centros urbanos e a modificação dos hábitos de consumo conduziram à produção de volumes de resíduos verdadeiramente exorbitantes. Para além da quantidade, a composição e toxicidade dos resíduos também se alterou. A componente orgânica, facilmente biodegradável, tem sido gradualmente substituída por resíduos de difícil biodegradabilidade como plásticos, têxteis sintéticos, materiais compósitos, verificando-se também um aumento significativo nas quantidades de substâncias químicas perigosas.

A capacidade de autodepuração dos ecossistemas para absorver esses resíduos há muito que atingiu o seu limite. A contaminação dos solos, das águas e do ar, resultante da acumulação desses resíduos, criou situações críticas de poluição e de saúde pública.

Chegados ao final do século XX, os casos de degradação ambiental, provocada pela quantidade e toxicidade dos resíduos, atingiram tais proporções que este tema passou a figurar nos primeiros lugares das grandes preocupações mundiais. Face a esta situação muitos países têm tentado encontrar as melhores soluções, políticas e técnicas, para o problema. Contudo, a solução não é fácil nem imediata. Apesar da existência de legislação, da maior consciencialização e pressão da opinião pública, do maior empenho por parte

dos poderes públicos e dos agentes económicos, existem ainda muitos obstáculos que retardam a necessária urgência de resolução do problema.

Na maioria dos países desenvolvidos um dos pontos mais críticos da actual política de gestão dos resíduos está a ser a forte oposição do público à localização de centrais de tratamento de resíduos. Os conhecidos síndromas NIMBY (*Not In My Back Yard*), NIMET (*Not In My Elected Term*) e BANANA (*Build Absolutely Nothing Anytime, Near Anybody*), têm sido os responsáveis pelos atrasos e mesmo o abandono de soluções tecnicamente mais correctas (WHITE *et al*, 1995).

Há uma evidente e forte divergência entre as prioridades da sociedade para atingir uma efectiva gestão dos resíduos e a *willingness* das comunidades individuais na aceitação de infra-estruturas nas suas proximidades. O conceito de auto-suficiência regional e nacional em relação à gestão dos resíduos é modificado pela ausência de consenso entre os *stakeholders* (PETTS, 1995).

As formas tradicionais de participação do público, nomeadamente as audiências públicas e as comissões de acompanhamento, não têm conseguido resolver o impasse. As técnicas de construção de consensos, defendidas e testadas, particularmente em decisões de localização ao nível local nos EUA, e mais recentemente também nalguns países da Europa, têm mostrado

resultados bastante satisfatórios comparativamente às técnicas tradicionais de resolução de conflitos.

O presente artigo pretende fornecer um contributo para a resolução deste tipo de problemas que se têm registados no nosso país nos últimos três anos em relação às decisões de localização de incineradoras e aterros, propondo a utilização de técnicas alternativas, como a construção de consensos, como metodologias de abordagem e gestão do problema.

O contexto nacional

Apesar da Directiva Quadro dos Resíduos 75/442/CEE de 15 de Julho de 1975 exigir aos Estados Membros a elaboração planos de gestão de resíduos, onde se definam as estratégias e metas para a prevenção, valorização, tratamento adequado dos mesmos bem como a proibição de descargas em lixeiras, só nos finais de 1996 foi publicado no nosso país o primeiro Plano Estratégico dos Resíduos Sólidos Urbanos (PERSU).

A situação de referência nesta matéria é bastante crítica. De acordo com o PERSU (MA, 1996), em 1995 a produção de RSU foi estimada em cerca de 3 400 mil toneladas ano, ou seja o equivalente a uma produção de aproximadamente 1kg/hab/dia, prevendo-se uma taxa de crescimento da capitação acima da média europeia. O levantamento da situação quanto ao destino destes quantitativos veio confirmar o terrível atraso de Portugal em relação aos restantes países europeus. Cerca de 73% dos resíduos estão a ser conduzidos para lixeiras e vazadouros, 4% para reciclagem (vidro e papel), 9% para unidades de compostagem e 14% para aterros sanitários. Repare-se que estamos a falar só dos resíduos urbanos já que em relação aos resíduos industriais o panorama ainda é mais negro.

O PERSU, acompanhando a política comunitária nesta matéria, defende como linhas estratégicas para a gestão dos resíduos a seguinte hierarquia de prioridades: a prevenção, a reciclagem material e valorização orgânica, o tratamento e confinamento adequado. Na tabela 1 apresentam-se as metas quantificadas definidas pelo Plano a curto, médio e longo prazo.

A vontade política de querer limpar o país até ao ano 2000, representa acabar com as actuais cerca de 311 lixeiras, não permitir o aparecimento de mais nenhuma, substituindo-as pela construção de duas incineradoras (uma na região do Porto e outra na de Lisboa), cerca de 40 aterros, mais estações de compostagem e mais sistemas de recolha selectiva.

Em relação aos resíduos industriais, e após o abandono da solução do chamado Sistema Integrado, o actual governo decidiu-se pela incineração de 16 mil toneladas nos fornos de 2 das 6 cimenteiras existentes no país, tendo elaborado para o efeito um memorando de entendimento em 9 de Maio de 1997 com as duas empresas cimenteiras (Secil e Cimpor).

Tab. 1 - Metas para a gestão dos RSU

(em % de peso)	1995	2000	2005
Redução	0	2,5	5
Reciclagem	4	15	25
Compostagem	9	15	25
Incineração	0	26	22
Confinamento	0	5	10
aterros sanitários	14	36,5	13
lixeiros	73	0	0

(Fonte: MA, 1996)

Há semelhança de outros países, também em Portugal os síndromas NIMBY, NIMET e BANANA começaram a ter expressão nos últimos três anos. Recorde-se as fortes contestações das populações de Sines e de Estarreja contra a eventual localização da Incineradora de Resíduos Perigosos (1995) e a contestação da população de S. João da Talha contra a incineradora dos RSU da Área Metropolitana Norte de Lisboa. As contestações das populações contra a localização de aterros sanitários foram significativas. Os órgãos da comunicação social deram conta dos protestos das populações de Sermonite e Serzedo (Gaia), de Porto de Lagos (Portimão), de Vila Verde (Braga), de Taveiro (Coimbra), de São Pedro da Torre (Valença) e mais recentemente os protestos das populações de Alhandra e de Souselas contra a hipótese da queima dos resíduos perigosos nas cimenteiras. De Norte a Sul do país registaram-se

em 1996 e 1997 várias manifestações, cortes de estradas, boicotes às eleições, suspensões das assembleias municipais - tudo contra a localização de infraestruturas para tratamento dos resíduos.

Políticos e técnicos têm atribuído frequentemente às reacções negativas da população a falta de informação e educação das mesmas. Na realidade é um pouco incompreensível que projectos e soluções já tecnicamente bem concebidos sob o ponto de vista das tecnologias utilizadas e medidas de minimização de impactes ambientais, sejam rejeitados pela população e que, inclusive, se prefiram as lixeiras existentes aos aterros. O problema é que apesar da crescente consciencialização da população sobre a necessidade urgente de se acabarem com as lixeiras, as soluções alternativas, aterros sanitários e incineradoras, não são vistas como isentas de riscos. A percepção sobre as eventuais consequências para a saúde pública, ambiente e economia da região, leva frequentemente as populações a considerarem-se as vítimas de um problema que é mais dos outros do que delas, já que por razões económicas e técnicas, estas unidades são concebidas para tratar também os resíduos de outras comunidades.

Os critérios de localização das infraestruturas de resíduos, nomeadamente as restrições hidrogeológicas, o tipo de solos, as condições climáticas, a proximidade de aglomerados urbanos, as acessibilidades, a distância aos maiores centros produtores de resíduos, a presença de terras de cobertura e outros, não deixam grande margem de manobra aos técnicos.

A informação e educação da população é sem dúvida uma estratégia prioritária. Um estudo recente realizado por MARTINHO & GANHO, 1997, sobre 3 420 famílias residentes em Lisboa, Oeiras e Loures, revelou que o nível de conhecimento da população em relação aos sistemas de gestão de resíduos da sua zona é muito baixo. Só 11% das famílias inquiridas sabe para onde estão a ser conduzidos os seus resíduos e só 32% sabe se paga ou não algum tarifário sobre resíduos. Evidentemente que com estes níveis de conhecimento a avaliação que os utentes possam fazer dos serviços e dos sistemas existentes ou é muito crítica/negativa ou é de

indiferença/alienamento. Este problema sente-se muito no caso das audiências públicas em que grande parte do tempo é consumido a explicar conceitos de base que já deviam fazer parte da cultura geral de qualquer cidadão.

O problema e o desafio que se coloca neste momento é o seguinte: como fazer a limpeza do país até ao ano 2000, ou seja como acabar com as 311 lixeiras existentes, se os potenciais espaços para a localização de novas e melhores infraestruturas são escassos e ainda por cima a população está a oferecer uma forte resistência à sua implementação.

A experiência de outros países, em que o nível de educação da população é superior ao nosso, coloca-nos de sobreaviso. Não basta melhorar o nível de informação e educação da população para que elas automaticamente aceitem as soluções que os técnicos e políticos desenharam como sendo as mais correctas para a gestão dos resíduos.

Decisões de localização não são meramente técnicas

Contrariamente ao que muitos técnicos pensam, as decisões de localização, sejam elas de grandes infraestruturas ou de equipamentos, não são um assunto exclusivamente técnico.

De facto, hoje em dia, os nossos técnicos operam em contextos complexos e têm de lidar com problemas de difícil definição, os chamados problemas *wicked*¹ (preversos) nas palavras de

¹ Em 1973, RITTEL & WEBBER comentam que praticamente todos os problemas de decisões públicas, tais com "a localização de uma auto-estrada, o ajustamento de uma taxa, uma modificação curricular, ou a confrontação com o crime", são problemas "wicked" comparados com os problemas que cientistas e engenheiros lidam no seu dia a dia. Algumas das características destes problemas são: (1) não há uma formulação definitiva do problema; (2) não tem um tempo limite; (3) não há nenhuma solução imediata, (4) não existe um conjunto enumerável (ou exaustivo) de conjuntos de soluções potenciais; (5) o problema é sintoma de outro problema; (6) a sua existência pode ser explicada de várias maneiras; (7) a escolha da explicação condiciona a natureza da solução (RITTEL & WEBBER, 1973).

RITTEL & WEBBER (1973), ou sejam problemas que não têm uma solução única. Isto verifica-se particularmente em decisões relativas à localização de determinados tipos de infraestruturas/equipamentos quando estes têm impactes sobre o ambiente:

"A natureza e intensidade do conflito transforma-se radicalmente quando o debate se desloca de assuntos de carácter fiscal e tecnológico para questões de localização geográfica" (LAKE, 1987)

O impedimento de reconhecer as várias dimensões e nível de complexidade, bem como os factores de incerteza quando se fala de localizações geográficas resultam em conflito. De acordo com Lake, estes conflitos de localização emergem devido ao "surgimento inevitável de debates não resolvidos abafados em fases preliminares da política de desenvolvimento e planeamento de equipamentos".

"Conflitos de localização emergem devido a duas dicotomias falsas que adulteram o processo de planeamento de equipamentos. Primeiro, o potencial de conflito de localização resulta da tendência de separar as decisões de planeamento e projecto de equipamentos, do processo de localização. Planeadores, construtores, e entidades públicas, envolvem-se frequentemente num processo elaborado de planeamento de equipamentos, e só depois se preocupam em acomodar a oposição local encarando-a como um objectivo externo"

"O processo de planeamento de equipamentos contém em si decisões múltiplas referentes a impactes locais, à distribuição espacial de risco, e a implicações espaciais inerentes que emergem e se tornam manifestas no contexto de conflito de localização. A tentativa de separar o planeamento de equipamentos da resolução de conflitos de localização ignora a decisão geográfica implícita no processo inicial"

"Isto não é apenas para argumentar o ponto óbvio de que equipamentos diversos têm requisitos de localização diferentes e impactes espaciais diversos. É para dizer que o processo de planeamento de equipamentos e o processo de resolver conflitos de localização não podem ser desagregados. As sementes dos conflitos de

localização são semeados nos primeiras fases do processo de decisão. Subsequentemente debates de localização apenas reavivam decisões que foram evitadas, ignoradas, ou simplesmente adoptadas sem escrutínio no decurso de planeamento de equipamentos. O conflito de localização é um processo político que exige que estas decisões sejam requeridas e tornadas explícitas"

"A segunda falsa dicotomia gerando conflitos de localização é a tentativa de separação da ciência 'objectiva' das políticas. Planeadores de equipamentos e construtores procuram frequentemente apresentar o planeamento e as decisões de localização como um processo objectivo e científico. O processo está longe de objectivo e isento de valores, bem pelo contrário contém decisões políticas e julgamentos de valor" (LAKE, 1987, pg. xvii, xviii).

Portanto, decisões de localização não são problemas exclusivamente técnicos mas integram vários outros aspectos, tais como valores, interesses e riscos. Decisões públicas de localização são portanto bastante mais complexas do que a visão técnica é capaz de revelar. A problemática de localização não pode ser encarada e resolvida de forma meramente objectiva e científica, mas tem de encontrar formas de integrar valores, interesses e riscos, elementos essenciais ao processo.

Abordagens alternativas

O reconhecimento de que o processo de decisão de localização contém mais do que elementos meramente técnicos levou vários autores a oferecer abordagens alternativas, numa tentativa de incluir outros factores, tais como, uma multitude de aspectos, a variedade de intervenientes e a informação gerada pelos vários elementos em presença. A procura de novas abordagens cresce em urgência à medida que os especialistas reconhecem mudanças substanciais nos nossos contextos (ex: novas formas de governar, novas formas de lidar com processos públicos, novas preocupações face à sustentabilidade).

As mudanças na nossa sociedade são óbvias e contribuíram para um aumentam de complexidade dos nossos contextos. As velhas formas de governar tornaram-se inadequadas face ao novo

pluralismo (DRUCKER, 1989). Este reconhecimento tem implicado o aparecimento de novas formas institucionais e o reestruturar dos processos públicos em novos formatos. É nesta linha que Drucker discute a contracultura do Sector Terciário como alternativa, e que BRYSON & CROSBY (1992) sugerem o desenvolvimento de forums, arenas e tribunais como estrutura base.

Por outro lado, Innes propõe o desenvolvimento de consenso como resposta para "lidar com problemas complexos, multipartidários, e de assuntos múltiplos". Nesta perspectiva isto difere das outras abordagens tais como: "pluralismo, liberdade política para todos, o sistema burocrático de cima para baixo utilizando conhecimento especializado para implementar objectivos, e o recurso ao elitismo para criar comissões políticas" (INNES, 1993).

Tudo isto revela uma necessidade crescente de dar atenção especial a estes processos integrando elementos frequentemente ignorados, e reformulando formas de actuação. Se é verdade, que os processos mereceram especial atenção, a reformulação dos conceitos ambientais acrescenta também novas dimensões.

Durante a última década, os conceitos ambientais sofreram um ajustamento ao longo das diversas eco-crisis, tornando-se objectivo primordial a procura da sustentabilidade (HARRISSON, 1993). Esta consciencialização dos limites do crescimento (MEADOWS, 1972) fez com que se compreendesse a necessidade de equilibrar o ambiente caso se pretenda assegurar um futuro (DRUCKER, 1989). Transpondo isto para o processo de decisão, preocupações de ordem ambiental deslocaram-se para o topo das prioridades influenciando ainda mais marcadamente a forma da tomada de decisão.

Tudo isto torna claro que:

- (1) as decisões de localização não são exclusivamente assuntos técnicos;
- (2) o modelo tradicional burocrático de cima para baixo é inadequado para lidar com todas as decisões públicas;
- (3) contextos mais interactivos são necessários para decisões melhores;

(4) a procura de sustentabilidade aumenta a urgência de melhorar processos de decisão quando o ambiente está em causa.

O nosso contexto de participação

A participação como forma mais institucionalizada de actuação tem vindo a desenvolver-se com a transformação da nossa sociedade dum democracia representativa para uma democracia participativa.

Se bem que vários processos, quer ao nível do planeamento quer ao nível do ambiente tenham enquadrado formas participativas (ex: PDM de Évora, PNPA), mesmo quando não exigidos por lei, o reconhecimento mais oficializado destas formas de actuação tem vindo a impor-se gradualmente, mesmo noutras áreas de decisão pública, frequentemente por pressão dos cidadãos (ex: portagens do Oeste).

É esta pressão cada vez maior da sociedade civil para ser ouvida por uma administração adaptada a formas mais tradicionalista de funcionamento, onde a participação não tinha grande expressão, que tem estado na base de grande parte dos conflitos gerados. A fusão de formas tradicionais de actuação com modelos mais interactivos, tem-se revelado difícil.

Mas será que é possível ultrapassar as situações de impasse frequentemente criadas ao longo dos processos de decisão pública? Pensamos que sim, particularmente se olharmos honestamente para o que fomenta as incompreensões acumuladas de parte a parte e tirarmos lições a adaptar ao nosso contexto de processos de participação noutros países que também enfrentaram problemas afins.

No nosso país, as áreas que recorrem à participação, quando falamos de ambiente e planeamento são as seguintes:

(1) Planos de Transformação do Uso do Solo: aqui inserem-se planos tais como Planos Directores Municipais (PDM), Planos de Ordenamento do Território (PROT), os Planos da Orla Costeira (POC), e tantos outros que incluem propostas de alteração do uso do solo;

(2) Estudos de Impacte Ambiental: projectos que exigem estudos de impacte ambiental e portanto parte dos procedimentos passa pela

chamada consulta pública, neste momento a cargo do IPAMB;

(3) Planos de Proposta de Políticas: como seja o Plano Nacional de Política de Ambiente (PNPA), onde são propostas estratégia a nível nacional;

(4) Planos de Avaliação de Risco para a Saúde Pública: área ainda pouco explorada no nosso país mas já assegurando o seu espaço a partir do caso da incineradora.

Enquanto as primeiras já conquistaram o seu espaço, a última só mais recentemente se começou a assumir, tendo, no entanto, noutros países papel de destaque (ex. caso dos EUA). Isto mostra quanto diverso é o contexto onde a participação tem um papel a desempenhar.

Mais, Portugal, salvo algumas excepções, a grande maioria dos processos de participação organizados pela administração pública, apoiam-se em procedimento específicos (com regras de inscrição, formas de intervenção), envolvem uma participação alargada (audiências públicas) e processam-se em fases adiantadas do processo (quando o plano/projecto se encontra finalizado ou em fase final).

Não é, pois, por acaso que um dos técnicos envolvido no processo de participação do PNPA comenta que este envolvimento tardio é feito quando "90% do documento já (está) consolidado"². A acreditar neste comentário fica claro, que mesmo com a maior abertura as modificações e ajustamentos, só se podem efectuar em 10% do plano.

Isto não é de estranhar se analisarmos a forma como certos dos nossos governantes encaram a participação, como é o caso de uma entidade pública que bem intencionada comenta: "que existem sempre algumas dezenas de pessoas que confundem o diálogo com a vitória no diálogo. Temos consciência de que existem pessoas que só ficarão convencidas mais tarde, quando o projecto começar a dar os seus frutos. A Câmara Municipal compete primeiro cumprir, depois convencer"³. Isto mostra uma forma bastante

generalizada de ver o papel da participação mais como uma forma de informação alargada, já nas fases finais do processo.

Este envolvimento em fases tardias, quando o plano se encontra praticamente finalizado, tem vindo a gerar grandes frustrações ao nível da sociedade civil. Esta considera que a sua intervenção é extremamente limitada e ignorada, servindo apenas para legitimar o que já está previamente acordado.

Mais, o mesmo técnico do PNPA referiu que durante o processo de participação "80% do tempo foi passado a discutir factos que deviam ser base comum". Ora, todos nós que já trabalhamos em equipas multidisciplinares sabemos que frequentemente a mesma palavra representa conceitos estruturados de forma diferente dependendo da área de especialização do técnico que a utiliza e durante as reuniões da equipa torna-se importante ajustar a linguagem para que os presentes se compreendam. A isto poderíamos chamar a necessidade de homogeneizar a linguagem.

Todas estas dificuldades poderiam ser ultrapassadas se o envolvimento da população civil fosse em fases iniciais do processo. Por um lado, isso daria a oportunidade aos cidadãos de desenvolver uma melhor compreensão do processo e intervir efectivamente no plano co-responsabilizando-se pelo mesmo o que traria mais valias para a fase da implementação. Por outro lado, seria possível desenvolver a linguagem comum desde fases iniciais, permitindo expedir as fases finais do processo.

Estas dificuldades sentidas ao nível das nossas decisões públicas, ocorreram noutros países que se debateram com a necessidade de melhorar mecanismos de participação. Olhemos, por exemplo, para o caso dos EUA. Em 1987, referindo-se às dificuldades enfrentadas ao nível das decisões públicas, SUSSKIND & CRUIKSHANK comentavam:

"Todos os esforços para construir prisões, auto-estradas, centrais de produção de energia, equipamentos de saúde mental, ou habitação para famílias de baixos rendimentos é impedido por residentes vizinhos. Não há uma única estação de tratamento de resíduos construída no país desde

² Técnico que acompanhou o processo de participação do PNPA

³ Correio da Manhã, 18.5.96

1975, embora todos concordem que estas infraestruturas são necessárias para evitar "despejos ilegais"⁴ de químicos perigosos. As entidades públicas consideram que mesmo vitórias eleitorais substanciais não se traduzem em poder necessário à construção de tais equipamentos".

Isto mostra bem as semelhanças das dificuldades encontradas noutros contextos, geradas pelo descrédito nos decisores, por parte do cidadão, devido à limitação de ser ouvido. É esta situação de impasse que força a uma reflexão sobre o modo de envolvimento dos vários grupos de interesse no processo. Foi pois necessário, face às exigências impostas pela alteração da sociedade, reformular o processo de decisão para permitir respostas adequadas.

Com isto criaram-se novas metodologias. As técnicas desenvolvidas nesta linha são as chamadas *WinWin* ou *Third Party* e podem ser agrupadas em dois grandes grupos dirigidas respectivamente ao:

(1) Conflito: Negociação/Mediação, técnicas destinadas a resolver conflitos específicos e que envolvem um negociador/mediador, o *Third Party* como mediador do conflito.

(2) Consenso: Formas colaborativas de resolução de problemas e facilitação, técnicas destinadas ao desenvolvimento de consenso e que incluem como *Third Party* um facilitador(a).

No terreno geralmente encontramos estas formas de actuação interligadas e não com uma divisão tão clara como nesta classificação.

Na nossa sociedade existem formas diversas de tomar decisões, baseando-se geralmente em processos de decisão *WinLose*. A democracia baseia-se na regra da maioria onde 51% determinam o resultado. No processo de decisão executivo e judicial, as decisões são tomadas pelas instâncias superiores, e nos processos de decisão pública há um vencedor e um vencido. O impasse em que estamos mostra o interesse crescente em desenvolvermos processos em alternativas a situações *WinLose*, através do desenvolvimento de metodologias *WinWin*.

Duma forma geral, o que se vai verificar é o desenvolvimento de formas mais flexíveis de interacção, uma deslocação da participação para fases mais iniciais do processo e uma forma mais selectiva de participação. Isto traduz-se na prática em três aspectos essenciais: as regras dos processos interactivos são estabelecidas ao longo do mesmo e podem ser reformuladas pela vontade expressa dos seus intervenientes; a participação passa para fases iniciais do desenvolvimento do plano/projecto, intervindo frequentemente na definição do problema; e as entidades que participam são os chamados *stakeholders*⁵ que representam os interesses em jogo.

CONCLUSÕES

A situação actual em matéria de resíduos sólidos urbanos e industriais exige uma intervenção urgente, com soluções tecnicamente bem concebidas e sustentáveis em termos ambientais económicos e sociais. Transformar as 311 lixeiras em incineradoras e aterros tem consigo o potencial de gerar conflitos de difícil resolução. Nos últimos três anos, de Norte a Sul do país, as contestações da população à localização destas infraestruturas, têm posto em evidência que o síndrome NIMBY também já atingiu Portugal.

Começa já a haver uma consciencialização ambiental forte para esta questão, i.e. as pessoas compreendem que o problema existe e que exige soluções. A dificuldade está em convencer uma comunidade em aceitar os resíduos de outros. Porque é que o mal de todos tem de ser resolvido à custa de uns tantos?

Se por um lado é extremamente importante a divulgação da informação e a educação ambiental da sociedade civil, por outro há que pensar no modo como conduzir o próprio processo de decisão para que não acabemos num impasse semelhante à recente localização da incineradora de resíduos perigosos. A experiência de outros países tem demonstrado que a solução não passa exclusivamente pelo aumento de informação e educação mas que está na essência do processo

⁴ "midnight dumping"

⁵ entidade com um interesse específico no assunto

Para tal, é necessário assegurar desde fases iniciais do processo formas colaborativas de resolução do problema, permitindo espaço para que interesses, valores e riscos tenham uma discussão séria e fundamentada.

Como é que se consegue resolver um problema tão complexo e exigente, num tempo tão diminuto para um processo desta natureza? Isto apresenta-se como um desafio, e temos de começar por algum lado! Não é demitindo-nos que teremos o problema dos resíduos resolvido.

BIBLIOGRAFIA

- BRYSON, J. M. & CROSBY, B. C. 1992. *Leadership for the Common Good. Tackling Public Problems in a Shared-Power World*. Jossey-Bass publishers, San Francisco, EUA
- DRUCKER, P. F. 1994. *The New Realities*. Butterworth-Heinemann
- INNES, J. 1993. *Planning Through Consensus Building. A New Perspective on the Comprehensive Planning Ideal*. Comunicação apresentada na Conferência Anual da ACSP, Agosto 16-19, Glasgow, Escócia.
- LAKE, R. W. (Ed.) 1987. *Resolving Locational Conflict*. Center for Urban Policy Research, Rutgers. The State University of New Jersey, EUA
- LAVINIA H. (Ed.) 1987. *Negotiation. Strategies for Mutual Gain*. Sage Publications, USA
- MA. 1996. *Plano Estratégico dos Resíduos Sólidos*. Lisboa.
- MARTINHO, M & GANHO, R. 1997. Avaliação dos sistemas de resíduos por parte dos utentes. *Workshop Participação do Público*, APEA, Novembro.
- PETTS, J. 1995. Waste Management Strategy Development: A Case Study of Community Involvement and Consensus-Building in Hampshire. *Journal of Environmental Planning and Management*, Vol. 38, N° 4.
- RITTEL, H. W. J. & WEBBER, M. M. 1973. Dilemmas in a General Theory of Planning. *Policy Sciences*, 4: 155-169
- SUSSKIND, L. & CRUIKSHANK, J. 1987. *Breaking the Impasse. Consensual Approaches to Resolving Public Disputes*. Basic Books, USA
- WHITE, P. R., FRANKE, M. & HINDLE, P. 1995. *Integrated Solid Waste Management. A Lifecycle Inventory*. Blackie Academic & Professional.

Educação Ambiental

A COMPONENTE DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL NO PROJECTO DE VALORIZAÇÃO DO CAMPUS UNIVERSITÁRIO - ESTEIRO DE S. PEDRO

I. Ferreira, F. Martins, C. Coelho & J. Cabral

Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro - Campus Universitário de Santiago,
3810 Aveiro

Ferreira, I., Martins, F., Coelho, C. & Cabral, J. (1998). A Componente de Educação Ambiental no Projecto de Valorização do Campus Universitário - Esteiro de S. Pedro. *Revista Biol. (Lisboa)* **16**: 307-314.

Actualmente as acções de Educação Ambiental desenvolvem-se fundamentalmente no âmbito de acções institucionalizadas através do ensino formal. Desta forma direccionam-se a um público muito específico (os jovens em idade escolar) deixando uma vasta camada da população sem possibilidade de aprendizagem de novos valores civilizacionais emergentes na sociedade contemporânea. Muitos desses valores ao serem incorporados nas políticas e acções do governo, nomeadamente através do ordenamento do território, exigem ao cidadão responsabilidades para as quais ele não foi preparado e que muitas vezes contrariam normas e padrões sob as quais se fundamentou toda a sua formação.

Por outro lado é já uma evidência a necessidade de o conceito de desenvolvimento sustentável estar cada vez mais presente na forma de pensar e de actuar de qualquer cidadão e não se restringir a um conceito ou filosofia de actuação de pessoas que desempenham actividades no domínio do ambiente.

Esta comunicação tem como principal objectivo a análise do papel que acções de educação ambiental não formal desempenham na valorização de áreas sensíveis e muito em particular de zonas húmidas. A discussão gerada em torno deste objectivo baseia-se num caso de estudo, o Esteiro de S. Pedro que se insere numa intensa rede de esteiros que constituem um elemento fundamental na paisagem da Ria de Aveiro.

O Esteiro de S. Pedro, cujos terrenos pertencem à Universidade de Aveiro, localiza-se na transição entre a actual área de expansão do Campus Universitário, praticamente consolidado e a área de expansão prevista a sul. Este espaço face à suas potencialidades enquanto zona húmida¹ revela grande aptidão para acções de educação ambiental, complementares às desenvolvidas no âmbito da função formativa da Universidade e abertas a toda a população urbana.

Nesta comunicação serão referenciadas algumas acções de educação ambiental projectadas pela equipa responsável pelo projecto de recuperação e valorização deste espaço. As acções enquadram-se nos diferentes cenários de ordenamento propostos, sendo no entanto denominador comum a relação entre educação ambiental e a componente lúdica de uso numa área inserida em meio urbano.

Palavras-Chave: Educação Ambiental, Valorização das Zonas Húmidas, Sensibilização dos Cidadãos, Desenvolvimento Sustentável e Ordenamento do Território.

¹ Devido à suas características o Esteiro de S. Pedro está inserido na REN (Reserva Ecológica Nacional).

Ferreira, I., Martins, F., Coelho, C. & Cabral, J. (1998). The Environmental Education Component of University Campus Valorisation Project – Esteiro de S. Pedro. *Revista Biol. (Lisboa)* 16: 307-314.

Nowadays the environmental education actions are developed, mainly, inside the process of formal learning at school. Because of that, they are structured to a very specific public (young people - students) and leave apart a great number of the population (adults). This general public don't have the possibility to learn this new civilizational values emerging in the contemporary society. On the other side, many of those values are integrated in the politics and governmental actions, for example the territorial planning process, and because of that demand to the citizen responsibilities for what they are not prepared. Some times even they demand new rules and behaviour patterns who are against their basic formation.

On the other side there is a need to make the sustainable development concept more present in the way of think and act of every citizen, instead of being a concept or philosophy of action of a very restricted group of people who has professional interest in the environmental field.

This paper aims to analyse the role developed by non-formal environmental education actions in the valorisation of environmental sensitive areas, and in particular the coastal wetlands. The analysis and discussion is based in the case-study – Esteiro de S. Pedro. This channel is part of Aveiro's lagoon net of channels a main feature of Ria de Aveiro landscape.

The Esteiro de S. Pedro, belongs to the University of Aveiro and it's located in a transition area between the actual campus and the expansion area of that campus. This space as a wetland reveals great aptitude to the development of environmental education actions integrated in a recreational area, open to the urban population. Those actions can perform a complementary function of the formal learning of the university curriculum.

The proposals here referred are integrated in the plan for the rehabilitation and valorisation of S. Pedro Esteiro. The different proposals of education actions are marked by the diversity of scenarios proposed. In spite of that they have a common feature, they are always related with a recreational use of the area in a urban context.

Key-Words: Environmental Education, Wetlands Valorisation, Citizen Sensibilisation, Sustainable Development, Territorial Planning.

INTRODUÇÃO

“A educação ambiental constitui uma das áreas prioritárias da política de Ambiente em Portugal, sendo apontada como a primeira linha de orientação estratégica no Plano Nacional de Política do Ambiente” (Relatório do Estado do Ambiente, Ministério do Ambiente 1995).

O papel da educação ambiental será reforçado se existir uma maior participação dos cidadãos, nesse sentido terá de haver um alargamento do público alvo. Actualmente as acções de educação ambiental dirigem-se fundamentalmente à população estudantil, ignorando um fragmento signifi-

cativo da população que pela sua capacidade de intervenção no território pode suscitar acções nocivas ao Ambiente.

Esta comunicação tem como principal objectivo a divulgação das propostas de acções de educação ambiental integradas no âmbito do Plano de Ordenamento e de Recuperação Ambiental e Valorização Paisagística do Esteiro de S. Pedro. Este plano, desenvolvido numa área sensível do ponto de vista biofísico, apresenta potencialidades relevantes para a formulação de acções de educação ambiental não formal associadas a actividades de recreio e lazer.

A EDUCAÇÃO AMBIENTAL

Segundo a definição adoptada pela UICN em 1970 "*a educação ambiental constitui um processo de reconhecimento dos valores e de clarificação dos conceitos graças aos quais a pessoa humana adquire as capacidades e os comportamentos que lhe permitem abarcar e apreciar as relações de interdependência entre o Homem, a sua cultura e o meio biofísico*".

Passados cinco anos, em 1975, na conferência da UNESCO, aquando da publicação da "Carta de Belgrado", foram definidos como objectivos da educação ambiental os seguintes:

- *tomada de consciência do ambiente e dos seus problemas*
- *adquirir os conhecimentos para a compreensão fundamental do ambiente*
- *a escolha da atitude, determinada pelos valores sociais, levando a uma motivação forte para participar activamente na melhoria do ambiente*
- *atingir competências necessárias para a solução dos problemas ambientais*
- *a capacidade de avaliação das medidas e dos programas de educação em função de factores ecológicos, políticos, económicos, sociais, estéticos e educativos, a participação, desenvolvendo o sentido de responsabilidade e o sentimento de urgência perante os problemas do ambiente.*

A educação ambiental constitui-se como um instrumento privilegiado de transmissão de informação (ao público em geral) sobre as componentes ambientais e naturais, surgindo como estratégia essencial à preservação do Ambiente, da Conservação da Natureza, bem como de apoio à formulação de soluções dos conflitos ambientais. No entanto, até ao momento, as acções desenvolvidas são fundamentalmente de carácter formal, ou seja, são acções institucionalizadas através dos programas e projectos das disciplinas e das actividades escolares. Deste modo abrangem uma camada específica da população (a população em idade escolar), mantendo à margem destas acções um

conjunto significativo de pessoas, a população adulta, ou melhor dizendo não-escolar.

Gera-se assim a oportunidade para outras instituições, nomeadamente as Associações de Defesa do Ambiente - ADA's, as Autarquias, as Empresas Públicas e Privadas desempenharem um papel mais activo no que concerne ao desenvolvimento de acções de Educação Ambiental, aumentando a sua eficácia por via do aumento de população abrangida.

O alargamento da população abrangida pelas acções de Educação Ambiental é tanto mais necessário quanto o facto de esta desempenhar um papel privilegiado na promoção do desenvolvimento sustentável.

Segundo o relatório de Bruntland. "*O desenvolvimento sustentável é o desenvolvimento que dá resposta às necessidades do presente, sem comprometer a possibilidade de as gerações futuras darem resposta às delas. Contém em si dois conceitos básicos:*

- *o conceito de 'necessidade', em especial as necessidades essenciais dos débeis económicos deste mundo, a que se deve dar atenção prioritária; e*
- *a ideia dos limites impostos pelo presente nível da tecnologia e da organização social à capacidade de o ambiente dar resposta às necessidades de hoje e de amanhã.*"

Decorre deste conceito o interesse de a população, no geral, tomar consciência dos problemas ambientais e da forma como estes poderão ser prejudiciais às gerações futuras.

Tendo em consideração o mesmo relatório "*o desenvolvimento sustentável só pode conseguir-se se a população e o crescimento dela estiverem em harmonia com as alterações do potencial produtivo do ecossistema.*" Com isto, subentende-se a necessidade de preservar os recursos, alertando para o facto de que alguns destes, dos quais as gerações futuras também necessitarão, não serem renováveis. Isto pressupõe um conhecimento e uma aceitação de formas de uso dos recursos mais racionais.

O PAPEL DA EDUCAÇÃO AMBIENTAL EM ZONAS HÚMIDAS

“As zonas húmidas constituem ecossistemas de importância capital, não só porque começaram a escassear e se encontram ameaçadas, mas igualmente porque desempenham funções de grande importância, proporcionam recursos para um grande número de interesses humanos e de agentes no apoio de actividades humanas e representam um valioso património cultural e natural.” (Comissão Europeia, 1995)

No contexto do ordenamento do território português, estas zonas estão sob regimes legais específicos, nomeadamente classificadas como Reserva Ecológica Nacional, cuja finalidade é “(...) possibilitar a exploração dos recursos e a utilização do território com salvaguarda de determinadas funções e potencialidades, de que dependem o equilíbrio ecológico e a estrutura biofísica das regiões, bem como a permanência de muitos dos seus valores económicos, sociais e culturais”² bem como ao abrigo de legislação comunitária, nomeadamente a REDE NATURA 2000, Directiva Habitats (92/43/CEE) e a Directiva Aves (79/409/CEE).

Actualmente verifica-se uma crescente preocupação de várias instituições e entidades relativamente à necessidade de preservar estas zonas, de salientar, que os problemas que estas áreas enfrentam só poderão ser resolvidos e/ou minorados, se houver uma estratégia integrada por parte de todas entidades ou instituições com jurisdição sobre as mesmas. Deve-se ter em atenção que a sustentabilidade das zonas húmidas deverá passar seguramente pela manutenção das actividades que fizeram destes ecossistemas locais privilegiados do ponto de vista da biodiversidade e das paisagens.

E neste sentido que a educação ambiental tem um papel primordial, através de acções de informação e sensibilização face às entidades quer nacionais, quer internacionais, bem como ao cidadão comum, assim como na promoção de actividades tradicionais.

CASO DE ESTUDO - ESTEIRO DE S. PEDRO Enquadramento do Esteiro de S. Pedro na Ria de Aveiro

A Ria é constituída por diversos canais, alguns deles artificiais, construídos com o objectivo, por exemplo, de permitir o acesso, às marinhas de sal que constituem, ainda hoje, um elemento marcante na paisagem da Ria. Dependendo das suas características (profundidade, largura e tipo de uso) os canais podem ser designados por ‘cales’, ‘esteiros’ e ‘folsas’.

O Esteiro de S. Pedro faz parte de uma pequena bacia hidrográfica (cerca de 800 ha) a sul da cidade de Aveiro que drena directamente para a Ria. Apresenta declives relativamente acentuados por onde correm duas linhas de água que confluem depois num canal ligado à Ria, de salientar que nesta área, embora reduzida, existe uma diversidade de habitats e usos de solo bastante representativa, a qual compreende bosque ripícola, caniçal, juncal, sapal, zonas intertidiais, salinas e arrozais (Fig. 1).

Face à degradação ambiental deste, destaca-se a necessidade de intervir no esteiro, de forma a minorar e/ou resolver os problemas que o mesmo enfrenta, nomeadamente, de má qualidade da água e de deposição de lixos a céu aberto. Esta necessidade de intervenção está também prevista no âmbito da gestão camarária. Neste sentido, o Plano Estratégico da Cidade de Aveiro, promovido pela Câmara Municipal, refere no “Sub-Objectivo 2.1.1. Ligar a Cidade à Ria e Revalorizar os Canais e a Água na Imagem da Cidade “ a necessidade de “definição de um conceito e dos princípios de ordenamento de uma frente ribeirinha urbana intermunicipal, na perspectiva da utilização lúdica, cultural e desportiva e da sua revalorização paisagística e ambiental “ na qual se integra o Esteiro de S. Pedro.

² DL N° 93/90, de 19 de Março



Fig. 1 – Enquadramento do Esteiro de S. Pedro na "Ria de Aveiro"

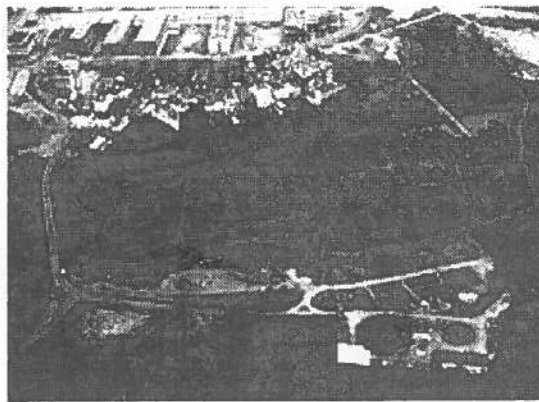


Fig. 2 – Enquadramento do Esteiro de S. Pedro no Campus Universitário

Enquadramento do Esteiro de S. Pedro no Campus Universitário

O Esteiro de S. Pedro, cujo terrenos pertencem à Universidade de Aveiro, localiza-se na transição entre a actual área de expansão do Campus Universitário, praticamente consolidado e a área de expansão prevista a sul (Fig. 2). No Plano de Pormenor da Universidade de Aveiro, aprovado a 17 de Abril de 1980 era previsto a sua transformação por forma a permitir a sua transformação num lago de água doce. O plano de água assim conseguido tinha como objectivos: a constituição de uma zona de observação da fauna e flora das zonas húmidas; a constituição duma zona de lazer com objectivos pedagógicos; a criação de percursos marginais de peões (DAO, 1995).

"Face à alteração ambiental que a constituição do lago provocaria, a Universidade mandou em 1995 elaborar um estudo com proposta alternativa" (DAO, 1995), desse estudo resultou o Programa de Recuperação Ambiental e Valorização Paisagística dos Terrenos do Campo Universitário, de 1995.

A circunstância de o Esteiro de S. Pedro fazer parte integrante do Campus Universitário poderá constituir-se como elemento de reforço das suas potencialidades quer como um ecossistema valioso do ponto de vista da conservação da natureza, quer como área de recreio inserida num espaço urbano.

PROGRAMA DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL PARA O ESTEIRO DE S. PEDRO

As propostas do Programa de Educação Ambiental inserem-se no Plano de Ordenamento e de Recuperação Ambiental e Valorização Paisagística do Esteiro de S. Pedro. Este plano surge no seguimento do Estudo/ Programa de Recuperação Ambiental e Valorização Paisagística dos Terrenos do Campo Universitário, elaborado em 1995 pelo Departamento de Ambiente e Ordenamento (Fig. 3).

No âmbito desse estudo foi realçada a necessidade de intervir no esteiro, face aos problemas de degradação ambiental aí existentes, bem como o importante papel que este poderá desempenhar como espaço de lazer, quer para a comunidade universitária, quer como espaço de lazer para toda a cidade de Aveiro.

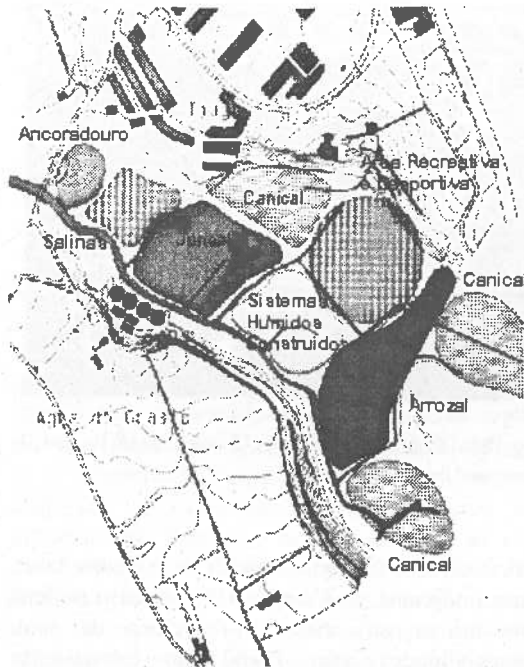


Fig. 3 – Proposta de Ordenamento do Estudo / Programa de 1995.

O Estudo/Programa de 1995 fundamentou as propostas do Plano actualmente em elaboração. Este Programa assentava no pressuposto de que o Esteiro deveria assumir três funções privilegiadas e interligadas: a investigação, a educação ambiental e o recreio e interactividade entre dois grupos de utilizadores diferenciados, os estudantes e os aveirenses. Considerava ainda pertinente a incongruência, actualmente existente, entre os objectivos específicos dos estatutos da REN e RAN (regimes que afectam os terrenos do esteiro) e a situação de degradação ambiental em que este se encontra.

Com base no zonamento proposto no Estudo/Programa de 1995 e que incluía as seguintes áreas:

- ancoradouro;
- área recreativa e desportiva;
- sistemas húmidos construídos;
- área de salinas;
- área de juncal;

- área de arrozal;
- área de canical;

foram consideradas para análise, na proposta do plano actualmente em elaboração, diferentes acções de educação ambiental e de recreio e lazer, nomeadamente:

- **Programas Exploratórios dos Ambientes Recreados** (naturais e/ou construídos) que visavam: o conhecimento das características naturais dos ambientes recreados; o conhecimento das transformações introduzidas pela sua utilização; bem como o conhecimento das técnicas e instrumentos usados nessa transformação.

- **Percursos de Exploração da Natureza**, constituídos por percursos temáticos com informação sobre os aspectos sujeitos a observação, com o aproveitamento, total e/ou parcial, das motas para a implantação dos percursos.

- **Observatórios de Aves** fazendo o aproveitamento das "casas" de madeira para guardar as alfaia e o aproveitamento total e/ou parcial, das motas para acesso aos observatórios.

- **Percursos de Recreio e Lazer** constituídos por percursos pedonais de passagem ou de passeio essencialmente aproveitando as motas e percursos para bicicletas de passagem ou de passeio fazendo também o aproveitamento das motas.

No processo de desenvolvimento do plano houve necessidade de reequacionar algumas das propostas iniciais, enquadrar alguns projectos recentes (Plano da Pista de Atletismo, Projecto para a Associação dos Alunos da Universidade de Aveiro, Plano de Pormenor da Agra do Crasto e o Projecto da Ponte sobre o Esteiro), bem como adequar a qualificação do esteiro às novas perspectivas de desenvolvimento do Campus. Consequentemente as ideias base de formalização do plano baseiam-se na concepção da área:

- como elo de ligação das duas partes da Universidade, desempenhando um papel fundamental no conjunto e no funcionamento do Campus Universitário;

- servindo simultaneamente a Universidade e a cidade;
- como frente ribeirinha urbana;
- como ecossistema potencialmente valioso em termos de conservação da natureza e do recreio inserido em espaço urbano (DAO, 1997).

Nesta perspectiva de reforço do papel funcional do esteiro, constituíram-se como objectivos do plano:

- habilitação do espaço do esteiro de qualidade ambiental e paisagística;
- potenciação das suas vertentes paisagística, lúdica e de recreio;
- criar uma situação de exemplaridade através da reconversão dum espaço ambiental e paisagístico subvalorizado;
- promoção da qualidade da água e do controle dos caudais.

Como produto final apresentou-se uma proposta preliminar de ocupação e uso do solo centrada na criação e desenvolvimento de um Parque Ecológico para o Esteiro de S. Pedro (Fig. 4).

A possibilidade de desenvolvimento de um parque desta natureza permitirá de uma forma inovadora e contemporânea a tão desejada ligação da Universidade à "Ria" através de criação de condições propícias ao desenvolvimento de acções de educação ambiental.

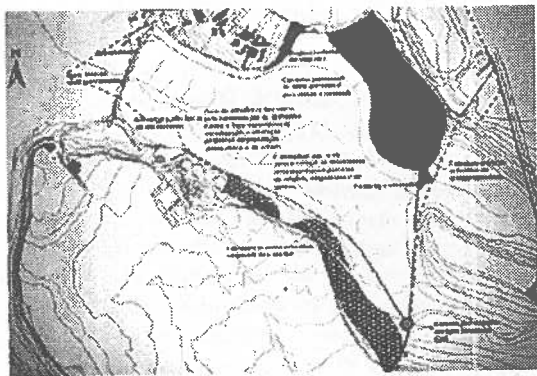


Fig. 4 – Proposta preliminar de ocupação e uso do solo do Esteiro de S. Pedro.

A função de ligação entre as duas partes do campus foi assumida como prioritária suscitando a opção por acções de educação ambiental centradas nos percursos de ligação deixando para uma fase posterior as actividades ligadas à exploração de ambientes recriados. Neste sentido têm particular importância os percursos de recreio e lazer reforçados através da acção complementar dos centros de recepção e abrigos temáticos.

Estes percursos apresentam uma disposição periférica às áreas de cota mais baixa, proporcionando a contemplação deste espaço central, bem como das espécies de fauna e flora aí predominantes (Fig. 4). A construção de centros de recepção e de abrigos temáticos permitirá fornecer aos utentes deste espaço informação sobre as características do local em que se encontram e se dispõem a visitar, como também propostas de actividades e/ou orientação para a observação da "vida selvagem".

A existência destes caminhos periféricos permite ainda a criação de percursos de exploração da Natureza (visitas guiadas, visitas de estudo) intensificando a componente educativa das actividades de recreio e lazer (passeios a pé e/ou de bicicleta).

A exequibilidade destas propostas está, no entanto, dependente da melhoria da qualidade da água e dos sedimentos do esteiro. Neste contexto têm particular relevância as intervenções a realizar no sentido de gerir os caudais, bem como o controlo das descargas de efluentes e a presença de sedimentos contaminados.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Constituindo o Esteiro de S. Pedro "uma unidade paisagística semi-naturalizada de baixa lagunar sujeita à acção das marés na qual se podem distinguir duas zonas típicas: a zona Húmida e as margens." (DAO, 1997) apresenta condições excepcionais para o desenvolvimento de acções de educação ambiental.

Os usos propostos para esta área devem ter em conta a excepcionalidade que faz deste local um lugar de referência no contexto do campus uni-

versitário. "*Neste sentido, a instituição universitária pode ter um papel marcante numa perspectiva de educação para o ambiente, criando condutas modelares, que têm um efeito multiplicador e irradiante, ao abranger um elevado número de alunos provenientes de diversos pontos do país.*" (DAO, 1997). Por outro lado, ao

criar um pólo educativo e de recreio utilizável pela comunidade estudantil e não estudantil, suscita o fortalecimento de laços entre a Universidade e comunidade aveirense gerando simultaneamente acções de educação ambiental dirigidas a uma população alargada.

BIBLIOGRAFIA

- MARTINS, F. & ALVES, F. 1996. "Voltar ao tempo do meu Avô: o sal, o moliço, os esteiros", *In: Seminário Sobre Lagunas Costeiras e Ilhas-Barreira da Zona Costeira de Portugal*, Aveiro.
- FERREIRA, J. A., REIS, M. J. & MARTINS, F. M. 1996. "O Salgado da Ria: Transformações Desejadas, Transformações Possíveis, Transformações Ambientalmente Aceitáveis", *In: Actas da 5ª Conferência Nacional da Qualidade do Ambiente*, vol.III, Aveiro.
- FILHO, G: S. 1989. "Apontamentos de Introdução à Educação Ambiental", INAMB, Lisboa.
- INAMB. 1990. "Educação Ambiental. Textos Básicos", Lisboa.
- FERREIRA, C. P. 1996. "Educação Ambiental", *In: Curso Intensivo sobre "Introdução ao Planeamento e à Gestão da Qualidade e Protecção do Ambiente"*, Coimbra, 21-22 Março.
- DAO/UA. 1995. Estudo/Programa de Recuperação Ambiental e Valorização Paisagística dos terrenos do Campo Universitário, Aveiro, Novembro.
- DAO/UA. 1997. Proposta de Elaboração do Plano de Ordenamento e de Recuperação Ambiental e Valorização Paisagística do esteiro de S. Pedro, Aveiro, Junho.
- DAO/UA. 1997. Plano de Ordenamento e de Recuperação Ambiental e Valorização Paisagística do Esteiro de S. Pedro – Proposta Preliminar, Aveiro, Novembro.

ECOCAMPUS. METODOLOGIA DE IMPLEMENTAÇÃO

G. Martinho & P. Sobral

Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente, Faculdade de Ciências e Tecnologia,
Universidade Nova de Lisboa, 2825 Monte de Caparica.
(E-mail: psobral@mail.fct.unl.pt; mgm@mail.fct.unl.pt)

Martinho, G. & Sobral, P. 1998. Implementation of the *Ecocampus* Concept. *Revista Biol. (Lisboa)* **16**: 315-323.

The University Charter for Sustainable Development promoted by the Conference of European Rectors under the scope of the COPERNICUS Program, recognized the importance of the *ecocampus* concept in contributing to sustainable development, promoting environmental education and stimulating environmental practices that can lead to a better quality of life and a more sustainable future

Several experiences, mainly recycling programs, have been reported from European and North American universities. In fact, university campus due to their structure and relative confinement are an adequate laboratory to develop sustainable development models for the community. Universities that offer degrees in Environmental Sciences, such as the New University of Lisbon, can put theory into practice, allowing the students to apply on campus much of the concepts they have learned.

In this work a general method for evaluation of environmental problems in the campus is proposed, together with the development and monitoring of actions leading to a rational management of campus resources. We report our experience concerning environmental awareness on campus, solid waste characterization and quantification and glass, paper and batteries selective disposal.

We emphasize the need for a national network with links to international organizations, gathering and channeling information and exchange of experiences.

Keywords: *Ecocampus*, environmental education, sustainable campus, Portugal

Martinho, G. & Sobral, P. 1998. *Ecocampus*: Metodologia de Implementação. *Revista Biol. (Lisboa)* **16**: 315-323.

A Carta das Universidades para o Desenvolvimento Sustentável, promovida pela Conferência dos Reitores Europeus, no âmbito do Programa Copernicus, veio reconhecer a importância do conceito de *ecocampus* na perspectiva do desenvolvimento sustentável.

As instituições de ensino têm assim vindo a assumir, de modo inequívoco, responsabilidades na promoção da educação ambiental no sentido de incentivar, nas novas gerações e na sociedade em geral, práticas ambientais que contribuam para uma melhoria da qualidade de vida e um futuro mais justo e racional.

Existem nesta área diversas experiências realizadas e em curso em universidades europeias e americanas, já que os *campus* universitários, pela sua estrutura e relativo confinamento, constituem um laboratório experimental adequado à promoção de

modelos de desenvolvimento sustentável para as comunidades em geral, permitindo a demonstração prática dos conhecimentos que se pretendem transmitir aos estudantes.

Neste trabalho propõe-se uma metodologia para avaliação de problemas ambientais na óptica do campus universitário, bem como o desenvolvimento e monitorização de acções que visem a sua gestão racional.

Evidencia-se a necessidade de uma estrutura nacional em rede com ligação ao exterior, que centralize o acesso à informação disponível e possibilite a troca de experiências. Assim, a ligação entre os estudos ambientais e a sua aplicação ao *campus* contribuirá de forma integrada para desenvolver o conhecimento, os valores e as atitudes necessárias para a prática de comportamentos pró-ambientais.

Palavras-chave: *Ecocampus*, educação ambiental, campus sustentáveis, Portugal

INTRODUÇÃO E ENQUADRAMENTO

As instituições de ensino têm recentemente vindo a assumir de modo inequívoco as suas responsabilidades na promoção da educação ambiental no sentido de incentivar nas novas gerações, e na sociedade em geral, práticas ecológicas e ambientais que contribuam para uma melhoria da qualidade de vida e um futuro mais justo e racional.

Apesar do ênfase dado ao melhoramento dos programas do ensino básico e secundário no sentido do cumprimento destes objectivos, as Universidades portuguesas, na sua maioria, têm-se mantido à margem deste processo. Com efeito, mesmo em Universidades que conferem graus em áreas cujo envolvimento nesta matéria é inegável, são escassos os programas que estejam ajustados às preocupações ambientais na perspectiva de formar profissionais conscientes, quer da extensão destas perturbações, quer da sua possível mitigação na perspectiva de um desenvolvimento sustentável.

O conceito de *Campus* sustentável

Em 1988, o Conselho Europeu de Reitores (CRE) movido pela crescente preocupação face à degradação ambiental ao nível mundial lança o Programa COPERNICUS. Este programa promove a cooperação inter-universitária no âmbito do ambiente numa perspectiva internacional. Visa igualmente o envolvimento de outros sectores da sociedade (a indústria, o governo, a comunidade científica, associações

profissionais, nacionais e internacionais) na actuação cada vez mais imperativa junto dos decisores ao nível global, dada a natureza transnacional das preocupações e políticas de ambiente.

Na sequência do Apelo Urgente apresentado pelo CRE na Conferência do Rio em 1992, surge em 1993, no âmbito das actividades do programa COPERNICUS, a Carta das Universidades para o Desenvolvimento Sustentável reunindo dez princípios de acção para a preservação do ambiente e a promoção de um desenvolvimento sustentável (ANEXO I). Esta Carta, assinada à data de Abril de 1994 por 196 universidades, entre as quais a Universidade Nova de Lisboa, sintetiza um conjunto de ideias necessariamente gerais que as universidades devem ponderar na modelação da sua própria estratégia de acção.

Em 1994, realizou-se na Universidade de Yale o *Campus* Earth Summit Meeting, reunindo 400 representantes de 50 Universidades dos EUA e 25 do resto do mundo. Deste Encontro resultou o documento "Blueprint para um Futuro Sustentável", definindo acções específicas que as Universidades devem levar a cabo nas áreas de:

- I. Educação Ambiental
- II. Melhoria e/ou desenvolvimento de práticas ambientais dentro do *campus*
- III. Promoção de sistemas sócio-económicos sustentáveis dentro do *campus*

Objectivos das acções

I. Educação Ambiental

Assegurar que todos os estudantes, funcionários e docentes possuam o conhecimento, as habilitações, os valores e as atitudes necessárias para a construção de um futuro mais justo e racional em termos ambientais. É recomendado:

- Integrar a componente ambiental nos currículos.
- Ligar os estudos ambientais às práticas do *campus*.
- Promover o desenvolvimento de investigação na área das ciências naturais, sociais e humanas que integrem a componente ambiental

II. Práticas ambientais no *campus*

Servir de exemplo de práticas e comportamentos ambientais desenvolvendo planos que visem:

- Utilização racional dos recursos.
- Diminuição das emissões.
- Realização de auditorias ambientais

III. Promoção de sistemas sócio-económicos sustentáveis.

Interação universidades, empresas e comunidades exteriores ao *campus*.

- Desenvolvimento de infra-estruturas para apoiar carreiras relacionadas com a área ambiental.
- Estabelecimento de protocolos de colaboração que envolvam todos os Departamentos do *campus*.
- Criação de Centro de Ambiente para Jovens.
- Melhoria das formas de comunicação.

Desenvolvimento de acções

Através de pesquisa na World Wide Web e pela consulta de literatura, obtivemos informações sobre experiências de universidades estrangeiras, sobretudo americanas, no âmbito da gestão ambiental com vista ao desenvolvimento

sustentável, constatando-se que esta é uma preocupação já com alguns anos. Assim, existem desde 1976 programas de recolha selectiva de materiais recicláveis na Universidade de Boulder (Colorado, E.U.A.); o Bowdoin College de Brunswick (Maine, E.U.A.) reformulou o programa de química em 1981 de modo a reduzir a quantidade de produtos químicos utilizados nas aulas práticas; desde 1983, o efluente proveniente da Estação de Tratamento de Águas Residuais da Universidade da Pennsylvania (E.U.A.) é utilizado para rega da área agrícola do próprio *campus*. Para além destas experiências pioneiras a maioria das acções referem-se à última década. Existem numerosos exemplos de intervenção quer na identificação das disfunções ambientais quer nas estratégias de resolução adoptadas, com graus de sucesso variáveis.

O livro "Campus Ecology", escrito por Smith em colaboração com o SEAC (Student Environmental Action Coalition) em 1993, inclui metodologias para avaliação do estado ambiental do *Campus*.

Na Europa foi sobretudo no Reino Unido, onde existe a "Environmental Association for Colleges and Universities" (EACU) envolvendo cerca de 20 Universidades britânicas, que encontramos uma maior estruturação das acções.

Muitas das experiências destas Universidades dizem respeito à implementação de sistemas simples de recolha selectiva de resíduos sólidos e campanhas de reciclagem.

Foi também no Reino Unido que se realizou, em Outubro de 1995, o Workshop europeu "Implementar o Desenvolvimento Sustentável ao Nível das Universidades" para discutir os princípios da Carta Europeia das Universidades (CRE-COPERNICUS) e do qual resultou um manual do qual constam acções em Universidades da Holanda, Alemanha, Suécia e Espanha, entre outras.

Em Dezembro deste ano realizou-se na Universidade de Granada o 2º Congresso Internacional de Universidades para o Desenvolvimento

Sustentável e o Meio Ambiente, sob a égide da organização do mesmo nome (OIUDSMA) que reúne 20 universidades iberoamericanas. Ao que sabemos a parte ibérica apenas inclui universidades espanholas. Um dos objectivos deste encontro é a consolidação da Rede OIUDSMA.

Ao nível nacional foram detectadas algumas experiências pontuais. Assim, sabemos que na Universidade de Coimbra se fez um inquérito aos estudantes sobre atitudes e comportamentos ambientais. Na Faculdade de Ciências e Tecnologia desta Universidade funciona um sistema de recolha de papel e embalagens de plástico a cargo de uma empresa local. Outras instituições envolvidas em acções deste tipo são o Instituto Superior de Ciências do Trabalho e da Empresa, a Universidade do Algarve, Universidade de Aveiro. Dada a fraca sistematização da informação relativa aos problemas ambientais das Universidades não foi possível em tempo útil obter informações detalhadas ou outras sobre as diferentes acções desenvolvidas nas instituições de ensino superior.

No ANEXO II, fornece-se uma lista de contactos onde se pode encontrar informação sobre campus ecológicos e acções relacionadas, bem como alguma da bibliografia mais comum, já que estas matérias são muitas vezes objecto de relatórios internos ou edições de pequena tiragem geralmente pouco acessíveis.

O PROJECTO ECOCAMPUS

Com base no conceito de *campus* sustentável, criou-se em 1996 um grupo informal designado *Ecocampus*, constituído por alunos e professores do Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa (DCEA/FCT/UNL).

Este grupo elaborou e desenvolveu um projecto global intitulado Projecto *ECOCAMPUS*, cujos objectivos visam implementar os princípios consignados na Carta das Universidades Sustentáveis.

O grupo *ECOCAMPUS* definiu como tarefas prioritárias da sua actuação, as seguintes :

- 1 - Elaboração de um Plano de Acção Ambiental para o *Campus*
- 2 - Execução e publicação de um Guia Prático para Avaliação da Qualidade Ambiental e Criação de Estratégias para a Mudança no *Campus*
- 3 - Criação de uma rede de informação nacional no âmbito das acções e experiências universitárias com ligação às universidades estrangeiras

Plano de acção ambiental para o campus

Relativamente ao Plano de Acção Ambiental para o *campus* foi discutida e proposta uma estrutura de Plano, cujas principais tópicos e objectivos se descrevem sumariamente na Tab. 1.

O Plano de Acção Ambiental para o *Campus* foi estruturado em módulos independentes de forma a não inviabilizar a realização de um qualquer destes módulos, sempre que os recursos humanos, logísticos ou financeiros permitissem avançar numa determinada área.

No ano lectivo 96/97 foi possível avançar em três áreas. O diagnóstico da "consciência ambiental dos utilizadores do *campus*", a situação relativa aos resíduos sólidos equiparados a urbanos, a caracterização dos espaços verdes e de lazer e a utilização da energia.

A consciência ambiental dos utilizadores do *campus*, onde se incluem os alunos, professores e funcionários, foi avaliada mediante a administração de um inquérito elaborado por um grupo de alunos sob orientação de alguns professores. Em anexo apresenta-se uma cópia do referido questionário. Este questionário permitiu avaliar as atitudes dos indivíduos face a algumas das questões ambientais, a sua percepção sobre o ambiente no *campus*, a sua motivação para colaborar em acções ambientais e a sua opinião sobre as áreas que gostariam ver abordadas nessas acções.

Tab. 1 - Estrutura do plano de acção ambiental para o *campus* da fct.

ACCÕES	COMPONENTES A CONSIDERAR
1. CARACTERIZAÇÃO DO CAMPUS	
1.1. Caracterização do local e da envolvente do <i>campus</i>	Características geográficas, históricas, sociais, económicas, culturais, ambientais
1.2. Caracterização específica e funcionamento do <i>campus</i>	Características específicas do local, área coberta e espaços verdes, número de alunos, funcionários e docentes, actividades e funções, relações com o exterior, etc.
2. INVENTARIO/SITUAÇÃO DE REFERÊNCIA	Inventariação da situação de referência: diagnóstico dos recursos, actividades e emissões para avaliar correctamente as disfunções ambientais existentes e propor estratégias preventivas e curativas que visem uma gestão ambiental integrada do <i>campus</i> .
2.1. Recursos e infraestruturas	<p>Água</p> <p>Energia</p> <p>Hidrogeologia e Solo</p> <p>Fauna e flora</p> <p>Espaços verdes e paisagem</p> <p>Alimentação</p> <p>Transportes</p> <p>Consumíveis e equipamentos</p> <p>Planeamento e ordenamento</p> <p>Consciência ecológica</p>
2.2. Emissões	<p>Resíduos equiparados a urbanos</p> <p>Resíduos e/ou substâncias perigosas</p> <p>Águas residuais</p> <p>Águas pluviais e de escorrência</p> <p>Qualidade do ar</p> <p>Ruído e vibrações</p> <p>Qualidade do ambiente nos locais de trabalho (incluindo saúde e segurança)</p>
2.3. Actividades/Funções	<p>Controlo de pragas</p> <p>Ensino (currículos)</p> <p>Actividades de investigação</p> <p>Prestação de serviços à comunidade</p> <p>Motivação e educação ambiental</p> <p>Emprego e carreiras ambientais</p> <p>Gestão da informação</p> <p>Finanças e políticas de investimento</p> <p>Direito</p> <p>Seguros</p> <p>Relações empresariais</p> <p>Relações públicas e marketing</p>
3. IDENTIFICAÇÃO DAS DISFUNÇÕES	<p>Ambientais</p> <p>Sociais</p> <p>Económicas</p>
4. ESTRATÉGIAS	<p>Opções estratégicas/ Escolha de prioridades</p> <p>Bases estratégicas e metas subjacentes:</p> <p>Estratégias Preventivas</p> <p>Estratégias Curativas</p> <p>Estratégia de Educação e Informação</p> <p>Estratégia de Monitorização</p>
5. IMPLEMENTAÇÃO DAS ESTRATÉGIAS	<p>Medidas a implementar a curto, médio e longo prazo</p> <p>Meios necessários e custos de implementação</p> <p>Medidas de incentivos e motivação</p> <p>Monitorização e avaliação das estratégias</p>

Curiosamente o simples facto de se ter administrado o questionário à população estudantil teve como consequência a criação de um Grupo Académico de Intervenção Ambiental (Grupo GAIA) da Associação de Estudantes da FCT.

Para a inventariação da situação relativa aos resíduos sólidos equiparados a domésticos formou-se uma equipa mista, professores e alunos, e efectuou-se uma campanha de quantificação e caracterização dos resíduos produzidos no Campus. Foram avaliadas estratégias para a redução, reciclagem e compostagem dos resíduos de jardim tendo sido publicado um relatório interno sobre esta matéria. De referir que esta inventariação e o respectivo relatório não representaram qualquer custo para a instituição.

Na sequência da elaboração do relatório, e sem sequer se ter feito qualquer campanha de educação e mobilização dos utentes, foram colocados em diferentes locais do *campus* recipientes para a deposição selectiva de vidro, papel e pilhas, encontrando-se em fase de implementação a compostagem dos resíduos de jardim.

A realização e implementação dum Plano, tal como o proposto, é uma tarefa que requer muitos recursos, humanos, financeiros e logísticos, e que não se faz de um dia para o outro. Por esse motivo, é essencial que se estabeleçam prioridades. Deve-se procurar começar pelas fases mais exequíveis e fáceis de implementar e ir gradualmente estudando as formas de implementar tarefas mais arrojadas. Acções simples mas com resultados práticos visíveis e não muito dispendiosos podem constituir um poderoso meio para motivar um maior número de indivíduos, incluindo a própria direcção. Os dois exemplos apresentados - o inquérito e a campanha de caracterização dos resíduos - assim o demonstram.

Guia prático para avaliação da qualidade ambiental e criação de estratégias para a mudança no *Campus*

O grupo *ECOCAMPUS* tem também em projecto a realização de um guia, dirigido à popula-

ção universitária, que sirva como ferramenta prática para a implementação de um Plano de Acção Ambiental. Pretende-se elaborar fichas técnicas, do tipo questionário, que sirvam como linhas orientadoras para um diagnóstico ambiental do *campus* e simultaneamente fornecer ideias sobre possíveis estratégias a implementar.

Criação de uma rede de informação nacional no âmbito das acções e experiências universitárias

Uma outra vertente de acção que o Grupo considera prioritária é a criação de uma rede de contactos entre universidades portuguesas. Os contactos visam a troca de experiências, o apoio técnico, a circulação da informação e a formação de um grupo para efeitos de representatividade nacional e ligação a outras universidades estrangeiras.

Como se referiu no início deste trabalho, existe já um número significativo de instituições universitárias a desenvolver acções no âmbito da gestão ambiental do *campus*. Começam também a ser frequentes realizações e encontros internacionais sobre estas matérias. A ligação a essas instituições e a participação de Portugal nos encontros internacionais é fundamental para o desenvolvimento de instituições universitárias mais ecológicas.

CONCLUSÕES

A educação ambiental, formal e informal, as práticas ambientais e os princípios de gestão ambiental, têm sido praticamente ignorados nas instituições de ensino superior. Começam já a ser visíveis algumas iniciativas neste âmbito embora de carácter pontual, pouco estruturadas e não articuladas numa política integrada de gestão ambiental.

Numa sociedade cada vez mais sensibilizada para as questões do ambiente as universidades não podem continuar a ignorar o papel e as responsabilidades que têm no esforço global com vista a um desenvolvimento mais sustentável.

Com efeito os *campus* universitários, pela sua estrutura e relativo confinamento, constituem um laboratório experimental adequado à promoção de modelos de desenvolvimento sustentável para as comunidades em geral, permitindo a demonstração prática dos conhecimentos que se pretendem transmitir aos estudantes.

Com a presente trabalho pretende-se alertar para o atraso em que se encontram as instituições de ensino superior nacionais em matéria de educação e gestão ambiental.

Perspectiva-se a gestão ambiental das Universidades como uma acção integradora de atitudes e comportamentos ecológicos e ambien-

tais, para os quais verificamos existir cada vez maior sensibilidade, e sem os quais não será possível construir um futuro sustentável.

Iniciativas de pequena dimensão e baixo custo podem ser núcleos de interacção e mobilização de pessoas, concentrando energias e criando condições para acções de maior dimensão e custo. A troca de experiências ao nível nacional e internacional é fundamental não só pela riqueza e diversidade de cenários que coloca, com todas as suas interacções, mas também na perspectiva da coesão das acções de grupo, que possam influenciar políticas a práticas de gestão ambiental das Universidades.

BIBLIOGRAFIA

LEAL FILHO, W., MACDERMOTT, F., PADGHAM, J. (eds.) 1995. *Implementing Sustainable Development at University Level. A manual of good Practice*. Association of European Universities - Copernicus.

SMITH, A., S.E.A.C., 1993. *Campus Ecology. A Guide to Assessing Environmental Quality and Creating Strategies for Change*. Living Planet Press, Los Angeles.

ANEXO I

**CARTA DAS UNIVERSIDADES PARA O DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL
PRINCÍPIOS DE ACÇÃO****1. COMPROMISSO INSTITUCIONAL**

As Universidades devem demonstrar um compromisso real com os princípios e práticas da protecção ambiental e do desenvolvimento sustentável dentro do meio académico.

2. ÉTICA AMBIENTAL

As Universidades devem promover entre os docentes, estudantes e público em geral padrões de consumo sustentável e um estilo de vida ecológico, fomentando programas que desenvolvam as capacidades do corpo académico para ensinar educação ambiental.

3. EDUCAÇÃO DOS FUNCIONÁRIOS DAS UNIVERSIDADES

As Universidades devem providenciar educação, treino e estímulo aos seus funcionários relativamente às questões ambientais para que estes possam realizar o seu trabalho de uma forma ambientalmente responsável.

4. PROGRAMAS DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL

As Universidades devem incorporar uma perspectiva ambiental na sua estratégia de desenvolvimento e instruir programas de educação ambiental que envolvam professores, investigadores e alunos, expondo-os aos desafios globais do ambiente e do desenvolvimento, qualquer que seja a sua área de estudo.

5. INTERDISCIPLINARIDADE

As Universidades devem encorajar a interdisciplinaridade e a colaboração em programas de educação e investigação relativa ao desenvolvimento sustentável, integrando-as no seus principais objectivos. As Universidades devem também procurar ultrapassar barreiras que resultem de instintos competitivos entre disciplinas e departamentos.

6. DISSEMINAÇÃO DO CONHECIMENTO

As Universidades devem providenciar no sentido de preencher as lacunas existentes na literatura disponível para os estudantes, profissionais, decisores e o público em geral, preparando material didáctico informativo, organizando palestras e programas de formação. Devem também estar preparadas para participar em auditorias ambientais.

7. REDES DE TRABALHO

As Universidades devem promover redes de trabalho interdisciplinares entre peritos ambientais ao nível local, nacional, regional e internacional, com o objectivo de colaborar em projectos comuns de investigação e educação ambiental. Para isso a mobilidade de estudantes e professores deve ser encorajada.

8. PARCERIAS

As Universidades devem tomar a iniciativa de estabelecer relações com outros sectores da sociedade de modo a desenhar e implementar abordagens, estratégias e planos de acção concertados.

9. PROGRAMAS DE EDUCAÇÃO CONTÍNUA

As Universidades devem desenvolver programas de educação ambiental para diferentes grupos-alvo: tais como empresas, organizações governamentais e não-governamentais e meios de comunicação social.

10. TRANSFERÊNCIA DE TECNOLOGIA

As Universidades devem contribuir para programas educacionais que visem a transferência de tecnologias inovadoras e métodos de gestão avançados.

ANEXO II

ECOCAMPUS - ENDEREÇOS ÚTEIS

GERAL

Cool it! Project
National Wildlife Federation
1400 16th Street, N.W.
Washington DC 20036

RECICLAGEM NO CAMPUS

The University of Colorado Recycling Program
UMC 331, Campus Box 7219
Silver Spring MD 20910
USA

REDUÇÃO DA UTILIZAÇÃO DE PRODUTOS QUÍMICOS NAS AULAS

Department of Chemistry
Bowdoin College
Brunswick, ME 04011
USA

STUDENTS FOR ENVIRONMENTAL ACTION COALITION (SEAC):

P.O.Box 1168
Chapel Hill, NC 27514
USA

ENVIRONMENTAL ACTION FOR COLLEGES AND UNIVERSITIES (EACU):

Liverpool John Moores University
Environmental Policy Unit
Peter Jost Enterprise center
Byrom Street
Liverpool L3 5UY
UK

INTERNATIONAL STUDENTS FOR ENVIRONMENTAL ACTION (ISEA)

Lista de discussão - listserv@nic.surfnet.nl

GRUPO GAIA (FCT/UNL)

<http://www.students.si.fct.unl.pt/gaia/>

ORGANIZAÇÃO INTERNACIONAL DAS UNIVERSIDADES PARA O DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL E O MEIO AMBIENTE (OUIDSMA):

<http://www.ugr.es/~jrosua>

EDUCAÇÃO AMBIENTAL NA EUROPA

Prof. Dr. Walter Leal Filho
European Research and Training Center on
Environmental Education (ERTCEE)
Institut für Umweltwissenschaften
Universität Lüneburg
Wilschenbrucher Weg 84
D-21335 Lüneburg
Deutschland
(E-mail: leal@uni-lueneburg.de)

Frances MacDermott

ERTCEE

University of Bradford

Bradford BD7 1DP

UK

(E-mail: ertcee@bradford.ac.uk)

PUBLICAÇÕES SOBRE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL E ENSINO:

<http://www.starfish.org>

ÍNDICE POR AUTORES

Almeida, A., Cunha, A. & Alcântara, F. - Estratificação da produtividade de biomassa bacteriana em águas estuarinas (Ria de Aveiro).	227
Almeida, S. F. P. & Gil, M. C. - As diatomáceas na avaliação da qualidade biológica das águas doces superficiais.	169
Alves, C. M. - Relações entre as dimensões ou peso dos otólitos e do corpo. em <i>Liza aurata</i> (Risso: 1980) do Esteiro de Salreu.	241
Anibal, J. & Sprung, M. - Dinâmica das Ulvales (Chlorophyta) na Ria Formosa.	242
Arnaldo, P. S., Torres, L. & Espinha, I. - Parasitoidismo de larvas de <i>Melasma populi</i> (Coleoptera, Chrysomelidae) na região nordeste de Portugal.	120
Azul, A. M. & Freitas, H. - Estudo da micorrização de <i>Q. suber</i> L. em condições naturais (populações de Grândola e Santiago do Cacém).	231
Belmontes, J. A., López-Pintor, A., Rodríguez, M. A. & Gómez-Sal, A. - Is it worth to estimate the value of Ecosystem Services?	163
Bugalho, M. N., Milne, J. A., Mayes, R. W. & Rego, F. C. - N-alkanes as markers for determining the diet of red deer grazing on mediterranean type vegetation in southern Portugal.	223
Caldas, F. B., Candeias, C. I. & Gago, C. C. - Valor indicador das diatomáceas bentónicas na avaliação da qualidade da água.	177
Caldas, F. B., Honrado, J. J. & Alves, H. N. - Ecologia das espécies <i>Lycopodiella cernua</i> (L.) Pichi Serm., <i>Lycopodiella inundata</i> (L.) J. Holub (Lycopodiaceae) e <i>Woodwardia radicans</i> (L.) Sm. (Blechnaceae) em Portugal Continental.	107
Caldeira, M. C., Pereira, A., Paes, P., Freitas, H., Espírito-Santo, M. D. & Pereira, J. S. - Biodiversity and ecosystem processes in experimental grassland communities.	119
Campelo, F., Marchante, H., Martins, M. J. & Freitas, H. - Contribuição para o estudo evolutivo da paisagem no concelho de Montemor-o-Velho.	279
Carvalho, L. M., Caçador, I., Cruz, C. & Martins-Loução, M. A. - Acumulação de cobre em <i>Halimione portulacoides</i> (L.) Aellen.	185
Carvalho, M. A. - Importância dos corredores naturais na implementação da diversidade ecológica da paisagem rural.	3
Castro, P. & Freitas, H. - Regulação iónica em folhas senescentes de <i>Spartina maritima</i> .	217
Catarino, L., Martins, E. & Diniz, M. A. - Parque Natural das Lagoas de Cufada (Guiné-Bissau). Fisionomia da vegetação.	119
Clemente, A., López-Luengo, M. A. & Correia, O. A. - Respostas ecofisiológicas de espécies mediterrânicas após o fogo: efeito do stress hídrico.	193
Collares-Pereira, M. J., Rodrigues, J. A., Rogado, L., Moreira da Costa, L., Alves, M. J., Cowx, I. G., Bochechas, J., Almaça, C. & Costa, M. M. - Uma estratégia de conservação para o Saramugo (<i>Anaecypris hispanica</i>). Um endemismo piscícola em extinção.	165
Correia, P. M., Carvalho, L.M. & Martins-Loução, M.A. - Variabilidade espacial de fungos micorrízicos em dois ecossistemas mediterrânicos.	235
Coutinho, M. T. Pereira - Diversidade do fitoplâncton e comportamento do índice de shannon numa lagoa costeira com cultivo de <i>Mytilus</i> .	17
Diniz, S. A., Gonçalves, A., Catarino, L., Martins, E. & Moreira, I. - A diversidade vegetal da Mata do Cantanhez (Guiné-Bissau).	59

Domingos, T., Lopes, M., Sousa, T. & Vieira, P. - Heterogeneidade Espacial: Um Mecanismo para "Ratio Dependence"?	267
Duarte, M. C., Moreira, I. & Rego, F. - A influência da pluviosidade nas comunidades vegetais espontâneas de Santiago (Cabo Verde).	221
Ferreira, I., Martins, F., Coelho, C. & Cabral, J. - A Componente de Educação Ambiental no Projecto de Valorização do Campus Universitário - Esteiro de S. Pedro.	307
Figueiredo, A. M. - Relações entre as dimensões ou peso dos otólitos e do corpo, em <i>Trachurus trachurus</i> (Linnaeus, 1758).	240
Gama, M., Sousa, J. P., Seabra, C. & Barrocas, H. - Analysis of collembolan communities in High Endemism Areas of Algarve with particular emphasis to endemic or rare species.	67
Gonçalves, M. T. & Martins-Loução, M. A. - Fungos Micorrízicos: Componentes Relevantes do Ecosistema.	31
Lobo, F. F., Lopes, P. C. & Oliveira, P. M. - Recenseamento da avifauna da Barrinha de Esmoriz.	121
Lousã, M., Lopes, M. C., Espírito Santo, M. D. & Costa, J. C. - O Rio Nabão e afluentes: Sua Conservação e Valorização.	157
Maciel, M. G. & Caixinhas, M. L. - Ecofisiologia da germinação da espécie endémica dos Açores, <i>Hypericum foliosum</i> Aiton.	205
Marcelo, M. J. & Fonseca, L. C. - Ria Formosa: da gestão e conservação de uma área protegida.	125
Martinho, G. & Sobral, P. (1998). Ecocampus. Metodologia de implementação.	315
Martins, L. M. & Abreu, C. G. - Solos supressivos: um meio de luta cultural contra a doença da tinta do castanheiro.	113
Monteiro, A., Moreira, I., Aguiar, F., Vasconcelos, T. & Sousa, E. - Vegetação da Bacia da Ribeira das Alcáçovas.	166
Monteiro, A. S. - Estudo da fecundidade de <i>Microchirus azevia</i> (Capello, 1868) na Costa Oeste de Portugal.	239
Moura, E. B. & Paiva, M. R. - Comparação da composição fitossociológica e das comunidades de Formicidae em povoamentos de <i>Pinus pinaster</i> .	243
Padez, C. - Tendência secular para o aumento da estatura na População Masculina Portuguesa (1904-1996).	285
Ramos, S. - Espectro alimentar do carapau <i>Trachurus trachurus</i> (Linnaeus, 1758) na Costa Norte de Portugal.	239
Reis, C. S. & Freitas, H. - Monitorização de <i>Ammophila arenaria</i> em ecossistemas dunares portugueses.	211
Rodrigues, M. T. C. - Estudos globais do coberto vegetal.	135
Romano, A. & Martins-Loução, M. A. - Contributos da biotecnologia para a conservação de recursos genéticos vegetais.	145
Sarmento, N., Sousa, T., Hansen, A. & Domingos, T. - Simple and complex models have similar properties: a test with a lake model.	259
Silva, H., Freitas, H. & Caldeira, G. - Ecologia de duas populações de <i>Halimione portulacoides</i> e de <i>Sarcocornia perennis</i> da Ria de Aveiro.	229
Silveira, P., Paiva, J. & Samaniego, N. M. - Estudos florísticos na Serra do Açor (nota prévia).	122
Sprung, M. & Machado, M. M. - Population dynamics of amphipods and isopods in a Ria Formosa saltmarsh.	240
Vasconcelos, L. T. & Martinho, G. - Questões na percepção de conflitos. Infraestruturas de resíduos.	295
Vieira, V. - Biogeografia dos Lepidópteros (Insecta, Lepidoptera) dos Açores.	87
Werner, C., Correia, O., Ryel, R. J. & Beyschlag, W. - Modelling whole-plant primary production of macchia species assessing the effects of photoinhibition and foliage orientation.	247

BACKFILE ISSUES
of this journal are available on
35 MM MICROFILM
University Microfilms

A Xerox Company Ann Arbor, Michigan 48106
Write for catalog and complete information.