



Hinc patriam sustinet

Instituto Superior de Agronomia
Universidade Técnica de Lisboa

Impactes Ambientais do Eucaliptal em Portugal

EDITORES:

António Monteiro Alves, João Santos Pereira & João M. Neves Silva

Instituto Superior de Agronomia, Lisboa, Portugal

PATROCINADOR:



CELPA

Associação da Indústria Papeleira

EDITORES:

António Monteiro Alves, João Santos Pereira e João M. Neves Silva*

Departamento de Engenharia Florestal, Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa
Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa, Portugal
E-mail: aamalves@isa.utl.pt; jspereira@isa.utl.pt

* Actualmente no Instituto de Investigação Científica Tropical. E-mail: joaonevessilva@gmail.com

EDIÇÃO:

ISAPress, 2007

Instituto Superior de Agronomia
Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa, Portugal
Tel.: 21 365 35 02; Fax.: 21 365 32 38; E-mail: isapress@isa.utl.pt

PROJECTO GRÁFICO, PAGINAÇÃO, INFOGRAFIA E FOTOGRAFIAS DE CAPA:

D'Alma e Coração, Lda
Portugal

IMPRESSÃO E ACABAMENTOS:

Xxxxxxxxx Xxxxx Xxxxxxxxx, Xx
Portugal

PAPEL:

Inaset de xx g/m², produzido em Portugal pelo Grupo Portucel Soporcel

DEPÓSITO LEGAL:

Nº xxxxxx/xx

ISBN:

978-972-8669-25-6

TIRAGEM:

XXXX exemplares

Prefácio	9
1 – A introdução e a expansão do eucalipto em Portugal	13
António Monteiro Alves, João Santos Pereira e João M. Neves Silva	
2 – A produtividade do eucaliptal	27
Paula Soares, Margarida Tomé e João Santos Pereira	
3 – O melhoramento do eucalipto em Portugal	61
Nuno M. G. Borralho, M. Helena Almeida e Brad M. Potts	
4 – O eucaliptal e os recursos hídricos	113
Jorge S. David, Teresa S. David e Fernanda Valente	
5 – As plantações de eucalipto e o solo	137
Manuel Madeira, Nuno Cortez, António Azevedo, Maria do Carmo Magalhães, Carlos Ribeiro e António Fabião	
6 – Os impactes do eucaliptal na biodiversidade da vegetação sob coberto	177
António Fabião, Marta Carneiro, Mário Lousã e Manuel Madeira	
7 – Os impactes do eucaliptal na fauna selvagem	209
Nuno Onofre	
8 – Agentes bióticos do eucalipto em Portugal	255
Manuela Branco	
9 – Exploração e silvicultura pós-fogo em eucaliptais	285
João M. Neves Silva, Henk Feith e José M. Cardoso Pereira	
10 – Impactes socioeconómicos da expansão do eucaliptal	315
José G. Borges e Genoveva C. Borges	
11 – A expansão do eucaliptal e as modificações das paisagens	329
Beatriz Fidalgo e Fernando Páscoa	
12 – Influência das alterações climáticas na cultura do eucalipto: cenários possíveis	357
Alexandra C. Correia, João Santos Pereira, João Mateus, Gabriel Pita, Abel Rodrigues, Pedro Miranda e Alexandre V. Correia	
Síntese	381
Lista de Autores	395

PREFÁCIO

A importância da cultura do eucalipto no panorama florestal português é inquestionável. O eucalipto ocupa hoje uma proporção importante do território com ocupação florestal, é fonte de rendimento para milhares de produtores florestais, a sua gestão, exploração e utilização dá emprego a milhares de pessoas de forma permanente e é a base de matéria-prima para uma indústria, de forte vertente exportadora que contribuiu de forma decisiva para economia nacional. Associado a estes aspectos, a arborização com eucalipto também obteve notoriedade através do movimento social de argumentação ambiental que contestava a expansão da espécie e cujo auge se verificou nos finais dos anos 80.

As questões que opunham ‘utilizadores’ e ‘detractores’ do eucalipto estavam ligadas à avaliação dos consumos de água e nutrientes do solo e ao efeito do eucaliptal sobre as comunidades vegetal e animal ‘tradicionais’ nos eucaliptais para aproveitamento industrial. A natureza claramente técnica dos temas em discussão levou a que se estabelecessem pontes entre as partes e se procurassem clarificações científicas para as ‘certezas’ que, tão acaloradamente, se esgrimiam.

A resposta da ciência florestal ao debate de então consistiu no lançamento de diversas linhas de investigação em torno da cultura do eucalipto com vista a encontrar resultados que ajudassem a clarificar os impactes da sua cultura. Desse esforço resultou, em 1990, a publicação do texto “Impactes Ambientais e Sócio-Económicos do Eucaliptal em Portugal” da responsabilidade do Departamento de Engenharia Florestal do Instituto Superior de Agronomia.

Passados quase 20 anos sobre a divulgação dos primeiros resultados da investigação efectuada e sob um clima francamente mais construtivo, tardava fazer um novo balanço dos conhecimentos adquiridos contribuindo para procurar compreender a lógica da intervenção humana na natureza, procurar melhorá-la e otimizar os benefícios da actividade florestal.

Enquanto técnico, entendo que a grande maioria das questões que se podem levantar relativas à gestão intensiva de povoamentos de eucalipto não são exclusivas do eucaliptal. De facto, são questões relacionadas com a gestão e as práticas utilizadas, comuns a todas as arborizações independentemente da espécie ou conjunto de espécies utilizadas. Desta forma, parece-me razoável que não se façam

juízos absolutos sobre espécies florestais, mas que se mantenha uma posição sistemática de reflexão acerca da forma como as florestas são geridas, da justeza das opções tomadas, do cuidado como são executadas as operações, assim como do cuidado posto na utilização dos bens e serviços que prestam.

Os novos desafios que se colocam à gestão florestal e à utilização dos produtos florestais num contexto de economia e ambiente globais, simultaneamente com oportunidades e adversidades, exigem um esforço acrescido na antecipação de problemas e na escolha adequada de opções de desenvolvimento.

Fazer um novo balanço dos resultados da investigação científica realizada em torno do eucaliptal, da sua gestão e das novas preocupações sociais parecia uma inevitabilidade face aos desafios que se aproximam e à urgência das medidas que, colectivamente, somos chamados a tomar. Alterações climáticas, perda de biodiversidade, aumento demográfico, assimetrias regionais, escassez de recursos e globalização crescente são os novos elementos na agenda nacional e internacional.

Faço votos para que este novo texto contribua para nos ajudar a encontrar um caminho com menos incertezas em direcção ao progresso económico, social e ambiental que todos desejamos... para todos.

Luís Leal

Director Geral, CELPA

A introdução e a expansão do eucalipto em Portugal

António Monteiro Alves,
João Santos Pereira e João M. Neves Silva*

Departamento de Engenharia Florestal,
Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa.
E-mail: aamalves@isa.utl.pt; jspereira@isa.utl.pt

* Actualmente no Instituto de Investigação Científica Tropical
E-mail: joaonevessilva@gmail.com

O eucalipto (*Eucalyptus globulus* Labill.) assume um papel relevante no quadro da actividade económica portuguesa, não só pela importância da área ocupada e da elevada rendibilidade da sua cultura, mas igualmente pelo significado macroeconómico da produção a que dá origem, constituindo a matéria-prima de um dos principais sectores industriais da economia do país, a indústria de pasta para papel, com participação proeminente na balança comercial externa. Trata-se de uma espécie introduzida pertencente ao género botânico *Eucalyptus*. Este género engloba um grande número de espécies adaptadas a uma larga variedade de condições no seu continente de origem – a Austrália – desde a floresta tropical húmida até aos habitats subalpinos (Whitehead & Beadle, 2004). A espécie *Eucalyptus globulus* Labill., o único eucalipto com interesse económico que se expandiu em Portugal, ocorre naturalmente na Tasmânia e em Vitória, no sudoeste do continente Australiano.

I – Os PRIMÓRDIOS

A cultura do eucalipto e a sua expansão, sendo uma espécie introduzida, têm dado origem em Portugal a amplos debates, essencialmente centrados nos potencialmente negativos impactes sobre o ambiente. Nem sempre assim foi. Quando o eucalipto foi introduzido no Sul da Europa e em algumas das colónias europeias, em meados do século XIX, foi tido em grande consideração (Radich, 1994). Em Portugal, onde a sua entrada se fez em 1854 (Coutinho, 1886) ou 1859 (Pimentel, 1884), e noutras regiões de clima mediterrânico ou sub-tropical havia uma crónica falta de madeira. O aparecimento de uma espécie de árvores de crescimento rápido, com troncos apurados e esguios, constituía um grande atractivo. Para os agricultores mais progressivos era um modo eficaz de fornecer madeira para uso nas explorações agrícolas e como combustível. O eucalipto constituía uma fonte fácil e acessível.

Mas mais que os destinos utilitários, não deixaram de ser determinantes para o interesse inicial, os próprios valores e ideias dominantes na época,

propícios à proliferação dos “amadores de plantas”, na sequência do século anterior dos “exploradores naturais” que descobriram para a Europa “as plantas do Mundo”. O eucalipto (os eucaliptos) entra nessa vaga, e tendo embora sido descoberto na Ilha de Van Diemen, Tasmânia, em 1792, por Labillardière, só cinquenta anos mais tarde, depois de se manter quase ignorado nos Jardins Botânicos da Europa, conhece a sua difusão. Em Portugal, a introdução e a expansão, durante muitos anos, devem-se, não a qualquer acção promotora das instâncias públicas florestais, mas a particulares, movidos pela curiosidade pela “coisa exótica” no embelezamento dos seus parques, jardins e algumas terras, mas também por outras qualidades, incluindo medicinais, que foram propagandeadas por um conjunto qualificado de entusiastas, publicistas, como Duarte de Oliveira Júnior, e importadores-viveiristas, como Marques Loureiro, Guilherme Tait e Rodrigues Batalha, comerciantes do Porto. Registe-se, pois, como nesta fase introdutória da espécie foram de facto os proprietários privados os pioneiros. Num inventário directo realizado nos anos 80 do século XIX por Pimentel (1884) refere-se a presença de eucalipto nas “mais extensas plantações do país”, mostrando bem a predominância do interesse dos particulares. Da lista de propriedades arroladas, em número de 12, envolvendo no total umas 300 000 árvores, apenas figuram o Pinhal de Leiria, onde existiriam umas 40 000, e a Mata do Valverde (Alcácer), onde se encontravam não mais de 1000 árvores.

Para além das utilizações agrícolas e domésticos da madeira, o primeiro destino claramente de produção comercial do eucalipto, foi para travessas de caminho de ferro. As primeiras plantações com essa finalidade foram efectuadas em 1870 (Pimentel, 1884) pela Companhia Real dos Caminhos de Ferro Portugueses, a partir de viveiros e da instalação definitiva nas áreas reservadas das estações, casas de guarda e ao longo das linhas. Entretanto, reconhece-se um longo período em que o recurso ao eucalipto não tem aumentos importantes, e verdadeiramente só a partir da década de 1940, se torna numa óbvia e importante fonte de matéria-prima para a produção de pasta para papel (Radich, 1994).

2 – A EXPANSÃO E AS OPÇÕES PÚBLICAS

A questão dos impactes ambientais do eucalipto que tem acompanhado, por vezes como se se tratasse apenas de uma luta entre entusiastas e detractores da espécie, todo o longo processo de introdução e expansão do eucalipto, corre em paralelo com uma outra questão menos evidenciada que é a do papel das opções públicas nessa evolução. Quando no último quartel do século XIX se consolida uma verdadeira Administração Pública Florestal, resultante do afluxo dos conhecimentos técnicos e organizativos colhidos por um conjunto de destacáveis florestais formados no estrangeiro (e, alguns, já formados em Portugal depois de 1872), é assumida com força a ideia de levar por diante a obra de arborização do país para combater o secular recuo das áreas florestais (que deu origem aos celebrados incultos, matéria de abundante discussão política, durante algumas décadas). A Administração Geral das Matas investe o melhor das suas vontades e capacidades nesse objectivo, culminando com os planos de arborização das serras, iniciados em Manteigas e Gerês (1888-1889).

Não se encontra, nos planos de trabalho deste período, por muitos anos, qualquer interesse especial na utilização do eucalipto, como espécie produtiva. Quando aparece na obra feita é a título precário, como espécie ornamental, sendo a sua madeira considerada como quase um aproveitamento secundário, embora elogiada a árvore pelo seu rápido crescimento. Explica-se em grande parte esta ausência de interesse no último quartel do século e também, no seguinte do século XX, pelo facto de a acção dominante se dirigir para a arborização das serras e dunas no Norte do país, e em consequência da adaptação às circunstâncias ecológicas, ser satisfeita melhor pelo pinheiro bravo, com as suas características de pioneira na ocupação de solos degradados. Talvez por isso e por parecer estar resolvido o problema da escolha das espécies, não tenha havido estímulo ou necessidade para a busca de outras soluções que, além do mais, não se coadunavam com o ritmo que queria impor-se à realização da obra.

Também no meio académico, assim como no da investigação nascente, até aos anos 20 do século XX, não se vislumbram igualmente grandes manifestações

de interesse no estudo e na divulgação do eucalipto. Um índice de referência, seria o dos trabalhos publicados sobre a espécie. Além do texto, pioneiro e entusiasta de Pimentel (1884), encontramos apenas, no “Curso de Silvicultura” de António Xavier Pereira Coutinho (1886), o registo do eucalipto glóbulo, ainda assim em exclusiva descrição botânica, e sem especial destaque entre cinco outras espécies de eucalipto referenciadas. Compulsada, por outro lado, a lista de relatórios finais de curso em Silvicultura de 1872 a 1920, apenas encontramos uma dissertação sobre “essências florestais exóticas a cultivar em Portugal” (Belo, 1914), na qual, de facto, é feita a descrição botânico-cultural da espécie.

Mesmo depois deste período e até aos anos 40 o número de publicações é escasso. Estranhamente até, num livro com as características de manual de Silvicultura, largamente utilizado, as “Noções de Silvicultura” de Horácio Eliseu (1926 e 1942), ao ser apresentada a listagem, com informação dendrológica e cultural das espécies recomendadas para a utilização na arborização do Continente, nem sequer há registo da *Eucalyptus globulus*, entre as três dezenas de espécies descritas.

Mas, a partir das décadas de 20-30, potenciam-se situações que irão conduzir a alterações de contexto para o que virá a ser a grande expansão do eucalipto. Um caso fica reflectido nos primeiros passos dados, nesta altura, e por parte da Administração Pública, na organização da investigação florestal, com a criação de duas instituições, a Estação de Experimentação do Pinheiro Bravo, na Marinha Grande, e a Estação de Experimentação do Sobreiro e Eucalipto (mais tarde apenas Estação de Experimentação do Sobreiro), em Alcobaça. Aqui, têm início os trabalhos ligados à tecnologia dos produtos florestais que conduzem à instalação, no início dos anos 40, dum Laboratório da Celulose (Seabra, 1943) no qual foram estudadas de modo sistemático as nossas diferentes espécies na perspectiva da sua industrialização. Em 1925, a empresa Caima, já instalada em Portugal desde 1888, recorrendo até aí a outras matérias-primas, e em particular ao pinheiro bravo, começa a comercializar a pasta obtida a partir do eucalipto, ao mesmo tempo que desenvolve plantações próprias desta espécie. Pelo lado do Estado, o alargamento da obra de arborização continua a fazer-se, com preferência pela arborização das serras, tendo começado a executar-se o Plano de Povoamento

Florestal de 1938 (Baldios), mas não se verificando alteração de rumo quanto às características dessa mesma arborização e dos seus produtos.

Entretanto, na década de 40, assiste-se ao agudizar da discussão e do lançamento duma política de industrialização do país, o que é feito em polémica permanente entre industrialistas e ruralistas, tendo sido aprovado o projecto de “Fomento e Reorganização Industrial” que constitui a Lei n.º 2005, de 14 de Março de 1945, a qual previa importante intervenção e apoios do Estado na criação de indústrias. Em relação à indústria de celulose, já antes, em 1942, tinha sido proferido o despacho, de 12 de Março, que concedeu a licença “para a instalação duma fábrica de celulose, pasta mecânica, papel de jornal e outros papeis” à Companhia Portuguesa de Celulose (Cacia), que veio a funcionar a partir dos primeiros anos de 50, depois da conjugação de interesses entre industriais e banqueiros portugueses, com intermediação do Estado, tendo sido aliás o primeiro projecto português sob apoio do célebre Plano Marshall (CPC, 1958). A matéria-prima utilizada foi desde início o pinheiro bravo, só mais tarde o recurso ao eucalipto se tornou importante. Estava lançada a grande expansão da indústria de celulose que viria a verificar-se.

Tratou-se, pois, duma opção forte de política pública industrial que viria naturalmente a produzir efeitos marcantes no domínio florestal, nomeadamente o do arrastamento da política florestal, isto é, do sector da agricultura, sempre resistente a essa evolução. Em 1959, aquando da definição pelo respectivo Ministério da Economia das linhas essenciais para uma acção política de industrialização agrícola, que especificamente enunciava também o caso dos eucaliptos para fabrico de pasta para papel, era necessário apelar para a cooperação necessária, que se entrevia difícil, entre os três sectores da governação económica: a indústria, o comércio e a agricultura (Caldas, 1991). Justificavam-se, então, as reticências à expansão do eucalipto, em razões de natureza ecológica, dos seus efeitos negativos, embora na altura mal elucidados, e nalguns equívocos do alastramento das plantações a localizações contra-indicadas, mas com certeza também muito mais fundadas na tradição de defesa do “país essencialmente agrícola” que vinha do século XIX e, portanto, do receio de perda de áreas julgadas, na época, de mais interesse para a agricultura. Este contexto explica não só as resistências à expan-

são do eucalipto, mas dum modo mais geral à própria florestação e, daí, o pouco sucesso de algumas iniciativas públicas, desde a Lei n.º 2069, de 1954, destinada a criar condições para a arborização da propriedade privada, que se ficou pela realização de planos de arborização de algumas bacias hidrográficas do Sul do país, muito pouco concretizados, e à criação de um organismo próprio para realização desse objectivo, o Fundo de Fomento Florestal (1965), a curto prazo limitado na acção principalmente pelos problemas do seu financiamento no âmbito do sector da Administração Pública responsável pelo sector da Agricultura.

Em contrapartida, no que diz respeito ao eucalipto, devem situar-se precisamente nos trabalhos preparatórios realizados para a aplicação da Lei 2069, acima referida, as raízes da inovação em termos de técnicas de silvicultura, nomeadamente de preparação do solo e de produção de plantas para as arborizações, que se devem principalmente a Ernesto Goes e às equipas de campo constituídas na altura, o que permitiu não só alargar as áreas geográficas de expansão mas também aumentar as condições de produtividade (Goes, 1977).

É a partir desta época que, sob influência do interesse dos proprietários e a pressão da indústria em expansão, carente de matéria-prima, se vai estender a área de eucaliptal, incluindo a área de exploração das próprias empresas industriais, com o apoio de diversas origens, do Banco Mundial aos fundos europeus, e passar-se dos 100 000 hectares para mais de seis vezes no presente (ver Quadro 1).

3 – A EXPANSÃO, A PRODUÇÃO DE MATÉRIAS-PRIMAS E A CONSERVAÇÃO DO AMBIENTE

A área de cultivo do eucalipto alargou-se, portanto, lentamente até aos anos 50 do século XX. A partir desta época, a área cresceu continuamente até aos anos 90 do século passado, registando um ligeiro decréscimo no último Inventário Florestal Nacional (2005-06), como se pode observar no Quadro 1. O inventário refere, no entanto, a existência de 295 500 ha de povoamentos jovens, devendo uma parte considerável desta área corresponder a plantações

de eucalipto. Excluindo a área destes povoamentos jovens, a área de eucaliptal (647 000 ha,) representa cerca de 19% da área florestal do país (3 412 300 ha). Na segunda metade do século XX a expansão foi *grossa modo* paralela ao crescimento da indústria da pasta para papel. Actualmente a totalidade da madeira de eucalipto utilizada na indústria nacional provém da floresta nacional e a exportação representa 90% e 77% das vendas de pasta e de papel, respectivamente (dados referentes a 2005; CELPA¹, 2005).

Quadro I – Evolução da área de eucalipto em Portugal Continental.

Ano	1928	1956	1963/66	1968/80	1980/89	1990/92	1995/98	2005/06
Área (10 ³ ha)	8	58	99	214	386	529	672	647

Fonte: 1928, Mendes de Almeida, Portugal – a sua riqueza silvícola; 1956, Serviço de Reconhecimento e Ordenamento Agrário; a partir de 1963/66, Inventário Florestal Nacional (DGRF).

A distribuição do eucalipto no território fez-se claramente de acordo com as preferências ecofisiológicas da espécie. A Figura I mostra a proporção da área de eucalipto em cada região NUT III. Na actualidade, as plantações ocorrem predominantemente no Litoral do país, com maior incidência na faixa litoral da região Centro. As regiões NUT III com maior proporção de ocupação de eucalipto (superior a 15%) são as de: Grande Porto, Entre Douro e Vouga, Baixo Vouga, Baixo Mondego, Pinhal Interior Norte, Médio Tejo e Oeste. Estas unidades geográficas perfazem 40% da área total de eucalipto e localizam-se predominantemente no eixo Porto-Aveiro-Coimbra. Em oposição a estas regiões estão as que têm uma proporção de eucalipto inferior a 5%, localizadas no Interior Norte do país, no Alentejo interior, em Lisboa e no Algarve, e que representam 46% da área de Portugal Continental.

¹ As empresas associadas da CELPA representam 100% da produção de pasta para papel e cerca de 90% da produção de papel.

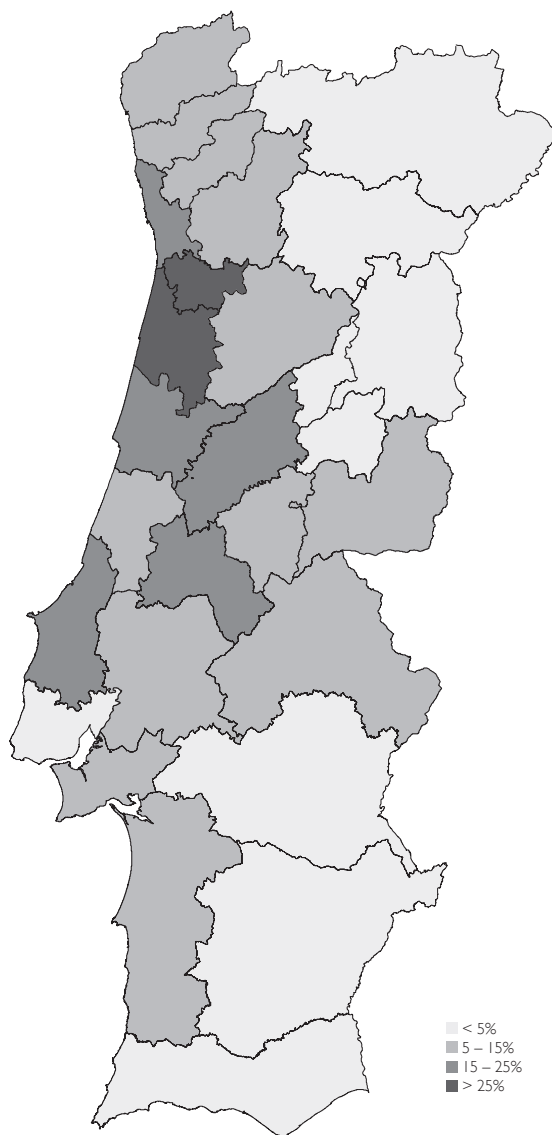


Figura 1 – Distribuição do eucaliptal em Portugal: proporção da área ocupada em cada NUT III (Fonte: Inventário Florestal Nacional, 2005-06).

Esta expansão de uma árvore exótica, que no jargão dos ecólogos e dos técnicos florestais, quer dizer, originária de um país ou clima diferente daquele em que vive, deveu-se pois, a razões tecnológicas e económico-sociais, nomeadamente, 1) à elevada qualidade do material lenhoso da *E. globulus* como matéria-prima para pasta para papel e à instalação e expansão da respectiva indústria em Portugal; 2) às características produtivas da espécie e às potencialidades climáticas e de solos para uma elevada produtividade em muitas regiões do país; mas também 3) às possibilidades de intensificação do cultivo, quer através das técnicas de silvicultura, quer do recurso, verificado mais tarde, ao melhoramento genético. A intensificação da cultura, permitindo obter produções em períodos incomparavelmente mais curtos do que a generalidade das espécies florestais, foi um grande atractivo económico especialmente no contexto de despovoamento rural emergente nos meados do século XX.

Como escrevemos acima, as preocupações com o ambiente, embora sob formas embrionárias e não globais, não são de hoje. Cedo, por exemplo, os agricultores depararam com decréscimos na produção agrícola nas áreas adjacentes a plantações ou quebra-ventos de eucaliptos. Embora seja fácil de explicar e não possa ser generalizado, este efeito de bordadura que resulta de um intenso consumo de água pelas linhas de árvores de fronteira, tornou os eucaliptais num alvo de controvérsia. Foram efectuadas algumas intervenções legislativas, nomeadamente a de 1937, quando foi publicada a Lei n.º 1951 de 9 de Março que proibia a plantação de eucaliptos a menos de 20 metros de distância de terrenos cultivados e a menos de 40 de nascentes e terras de cultura de regadio.

Mas verdadeiramente, a discussão ambiental verificou-se com mais força nas décadas de 70 e 80 do século XX, fruto da visibilidade da expansão das plantações e da oportunidade de politização de temas ambientais. A polémica não esteve de modo nenhum circunscrita a Portugal pois cobria a maioria dos países onde se utilizavam os eucaliptos em plantações de cultivo intensivo para a produção de madeira, pasta para papel ou combustível – Índia, Etiópia, Brasil, África do Sul. Entre nós, porém, os argumentos eram incipientes e combinavam aspectos distintos. Por exemplo, as questões socioeconómicas da conversão de terrenos agrícolas e agro-florestais

em plantações de eucalipto eram misturadas com efeitos ecológicos, muitas vezes imaginários. Surgiu então em Portugal legislação a limitar a expansão do eucaliptal, da qual se destaca o Decreto-Lei n.º 175/88 de 17 de Maio de 1988, que visou impedir a proliferação de grandes áreas contínuas de eucaliptal, assim como impossibilitar a conversão de montados de sobre e azinho em eucaliptal.

A expansão do cultivo do eucalipto em Portugal desenvolveu-se numa época em que na sociedade portuguesa, crescentemente urbanizada, tinham cada vez maior eco as atitudes e as filosofias de defesa ambiental e conservação da biodiversidade. Foi neste contexto, em que os valores do produtivismo agrário se foram confrontando com um imaginário de defesa do ambiente (Mather, 2001), que se desenvolveu a moderna contestação ambiental ao cultivo desta espécie. Assistiu-se a uma mudança da percepção da floresta e dos paradigmas da sua gestão, em que os benefícios ambientais são cada vez mais valorizados em comparação com os bens materiais como a madeira. Ou seja, a imagem foi mudando da floresta “industrial” para a floresta “pós-industrial” ou “pós-produtivista” (Mather & Pereira, 2006). Os benefícios ambientais tendem, no entanto, a reverter a favor da população em geral, sendo difícil aos proprietários da floresta fazer a sua conversão em valor económico. Assim, a mudança de paradigma da gestão florestal origina conflitos de interesses entre diferentes partes da sociedade. Só um cada vez maior esclarecimento e o mais possível quantificado, digamos cientificamente fundado, poderá ir elevando os níveis das decisões que compatibilizem os interesses justos na perspectiva do económico-privado e no contexto macro do interesse económico-social e sustentável das comunidades.

Foi pois neste contexto que surgiu a necessidade de dar resposta às preocupações ambientais com um cultivo que está na base de uma indústria de grande importância nacional. Este livro é o resultado do conhecimento e da experimentação das últimas décadas sobre o ecossistema do eucaliptal. Nele são abordados os impactos ambientais das plantações de eucalipto (nos recursos hídricos, no solo, na biodiversidade), assim como a produtividade e o melhoramento do eucalipto. São ainda tratados outros aspectos como os agentes bióticos, o fogo, os impactos socioeconómicos, as modificações das paisagens e o papel dos eucaliptais no sequestro de carbono.

REFERÊNCIAS

- Belo, F. A. (1914). *As Essências Florestais Exóticas a Cultivar em Portugal*. Lisboa: Typografia Correa & Raposo.
- Caldas, E. C. (1991). *A Agricultura Portuguesa Através dos Tempos*. Lisboa: Instituto Nacional de Investigação Científica.
- CELPA (2005). *Boletim Estatístico 2005*. Lisboa: CELPA – Associação da Indústria Papeleira.
- Coutinho, A. X. P. (1886). *Curso de Silvicultura*. Lisboa: Typografia da Academia Real das Ciências.
- CPC (1958). *Companhia Portuguesa de Celulose*. Lisboa.
- Eliseu, H. (1926/1942). *Noções de Silvicultura*. Vol. I e II. Leiria.
- Goes, Ernesto (1977). *Os Eucaliptos: Ecologia, Cultura, Produções e Rentabilidade*. Lisboa: Portucel.
- Mather, A. S. & Pereira, J. M. C. (2006). Transição florestal e fogo em Portugal. In *Incêndios Florestais em Portugal: Caracterização, Impactes e Prevenção*, ed. J. S. Pereira, J. M. C. Pereira, F. C. Rego, J. M. N. Silva & T. P. Silva, pp. 257-282. Lisboa: ISAPress.
- Mather, A. S. (2001). Forests of consumption: postproductivism, postmaterialism, and the postindustrial forest. *Environment and Planning C: Government and Policy*, **19**(2), 249-268.
- Pimentel, C. S. (1884). *Eucalipto Globulus. Descrição, Cultura e Aproveitamento D'Esta Árvore*. Lisboa: Typografia Universal.
- Radich, M. C. (1994). Uma exótica em Portugal. *Ler História*, **25**, 11-26.
- Seabra, L. S. V. (1943). *O Problema Nacional da Celulose: Utopias e Realidades*. Lisboa: Direcção-Geral dos Serviços Florestais e Aquícolas.
- Whitehead, D. & Beadle, C. L. (2004). Physiological regulation of productivity and water use in *Eucalyptus*: a review. *Forest Ecology and Management*, **193**, 113-140.

A produtividade do eucaliptal

Paula Soares, Margarida Tomé
e João Santos Pereira

Departamento de Engenharia Florestal,
Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa.
E-mail: paulasoares@isa.utl.pt; magatome@isa.utl.pt; jspereira@isa.utl.pt

I – O QUE DETERMINA A ELEVADA PRODUTIVIDADE DO EUCALIPTO

Uma das razões que tornaram o eucalipto (*Eucalyptus globulus* Labill.) atraente como espécie cultivada foi a sua elevada produtividade. Na verdade, a generalidade das espécies de eucaliptos cultivadas atingem valores de produtividade muito elevados, quando comparados com outras espécies de árvores: por exemplo, na área de produção lenhosa definida na Estratégia Nacional para as Florestas (DGRF, 2006), a produtividade potencial para o eucalipto é aproximadamente o dobro da do pinheiro bravo ($16 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ aos 12 anos contra $7 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ aos 40-45 anos, respectivamente). Outra característica do eucalipto é a precocidade. Atinge produtividades elevadas em poucos anos. A combinação de produtividade elevada e precocidade, tornam a *E. globulus* muito atraente para os produtores florestais que, de outro modo têm que esperar longo tempo pelo retorno do seu investimento. Neste capítulo vamos procurar saber qual é de facto a produtividade da *E. globulus* e as razões que tornam esta espécie especial.

2 – A PRODUTIVIDADE DAS PLANTAS

Por uma questão de clareza, comecemos por definir produtividade: é a produção de biomassa¹ por unidade de área e por unidade de tempo, por exemplo, em $\text{Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ou $\text{kg m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$. Em ecologia designa-se por produtividade primária líquida² (PPL) do ecossistema. Numa plantação de árvores, a PPL varia ao longo tempo pelo que a produtividade de uma espécie num determinado local costuma ser referida a uma determinada idade. A componente da biomassa com utilidade comercial da produção primária líquida corresponde à produção florestal.

¹ Biomassa é material vegetal seco. Cerca de 95% da massa deste material resulta da fotossíntese.

² Produtividade primária líquida: produção total anual de biomassa vegetal. Consiste na diferença entre a fotossíntese bruta (todo o CO_2 fixado pela folhagem) e a respiração das plantas, em igual período de tempo.

A ciência florestal, ancestralmente preocupada com a produção de madeira, também quantifica a produtividade em unidades de volume de madeira por unidade de área e por unidade de tempo, por exemplo em $\text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$, designando-se esta medida da produtividade por acréscimo corrente em volume (ac). A produtividade também pode ser expressa em função do acréscimo médio anual (ama). Na prática, tratando-se de povoamentos florestais de uma só espécie, a produtividade é avaliada indirectamente através do crescimento em altura das maiores árvores, utilizando-se a altura dominante (altura média das 100 árvores mais grossas por hectare) a uma idade padrão como um índice da qualidade do local (Iqe).

Basicamente, o crescimento das árvores ou a sua produtividade, depende do balanço de carbono da planta, ou seja, da diferença entre o que é assimilado pelas plantas (fotossíntese ou produtividade bruta) e o carbono gasto na respiração. Esta última é necessária para a síntese de tecidos e órgãos e para a manutenção das células dos organismos (plantas). Porém para termos uma ideia do balanço anual de carbono de uma plantação, isto é, da retenção líquida de carbono no ecossistema, temos que subtrair à produtividade bruta a respiração total do ecossistema (R_{eco}). Esta é igual à soma da respiração das plantas com a respiração dos organismos não fotossintéticos (heterotróficos) que fazem funcionar o ecossistema (por exemplo, organismos do solo). À taxa de retenção líquida de carbono no ecossistema chamamos produção líquida do ecossistema (PLE).

Admitindo que o ganho em biomassa depende da fotossíntese que ocorre nas folhas iluminadas, a produtividade bruta de um povoamento florestal deverá estar positivamente relacionada com a quantidade de luz, isto é, a energia da radiação solar fotossinteticamente activa³ (PAR – *photosynthetically active radiation*) interceptada pelo conjunto das folhas do coberto vegetal. A luz interceptada é

3 Radiação fotossinteticamente activa: radiação entre os comprimentos de onda 400-700 nm utilizada pelos pigmentos fotossintéticos para accionar a “maquinaria” fotossintética e permitir a assimilação do dióxido de carbono do ar.

função da quantidade de folhas por hectare (índice de área foliar⁴, L) e da radiação solar incidente (Q_0). Na maior parte dos casos a relação é linear:

$$\text{Produção} = \varepsilon Q_i = \varepsilon Q_0(1 - e^{-kL}), \quad [\text{eq. 1}]$$

em que ε é a eficiência de uso da radiação solar e Q_i é a energia da radiação solar interceptada (Jarvis & Leverenz, 1983).

Com base na análise da equação anterior, as produtividades elevadas só podem resultar de valores suficientes de L e/ou de valores razoavelmente elevados de ε . Como veremos adiante, para uma dada espécie e para uma zona geográfica definida, os factores ambientais e a silvicultura influenciam a produtividade, principalmente através da alteração na quantidade de folhas (variação em L) e, secundariamente, através da variação na eficiência de uso da radiação (ε).

3 – PRODUTIVIDADE DO EUCALIPTO EM PORTUGAL

A Figura 1 exemplifica o rápido crescimento inicial em L apresentando a evolução temporal do índice de área foliar em três parcelas de um ensaio em que foram testadas diversas densidades de plantas por hectare (Carvalho, 1999) e em quatro parcelas de um ensaio de fertilização e rega (Pereira et al., 1989). Um índice de área foliar acima de 2,5 ou 3 garante a intercepção pelas folhas da maior parte da luz incidente no coberto vegetal. Nestas circunstâncias, diferenças na produtividade média serão explicadas pela rapidez com que se atinge o L máximo, isto é o L acima do qual não há aumentos de produtividade. A rápida reconstituição do coberto vegetal do eucaliptal é também visível na rapidez com que, após um corte, se atinge a máxima taxa de transpiração (ver o capítulo de David et al. neste volume).

⁴ Índice de área foliar: área projectada de folhas por unidade de área de terreno.

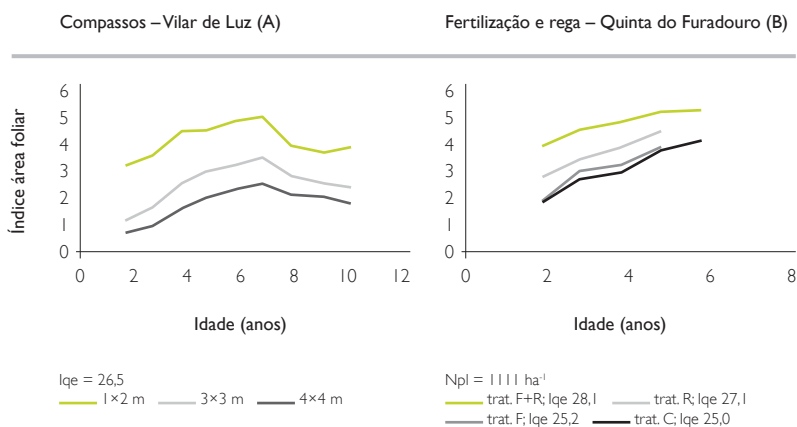


Figura 1 – Evolução do índice de área foliar no ensaio de compassos de Vilar de Luz (a) e no ensaio de fertilização e rega da Quinta do Furadouro, Óbidos (b). lqe, índice de qualidade do local (m) definido pelo valor da altura dominante aos 10 anos; 1x2, 3x3 e 4x4 representam o compasso à plantação (mxm); Npl, número de árvores à plantação (ha); tratamentos: F+R, fertilização e rega; R, rega; F, fertilização; C, parcela testemunha.

O valor de ϵ num ensaio de fertilização e rega com *E. globulus* (Pereira et al., 1994a; Chaves et al., 2004) foi superior ao valor de $0,5 \text{ g MJ}^{-1}$ sugerido por Linder (1985) a partir de resultados com *E. globulus* na Austrália. De qualquer modo, os valores de ϵ do Quadro 1, quando expressos em gramas de biomassa da parte aérea por MJ de radiação interceptada ($0,68$ a $0,8 \text{ g MJ}^{-1}$ aos 3 anos – parte aérea) estão dentro do conjunto de valores coligidos para povoamentos de *E. globulus* por Whitehead & Beadle (2004): $0,6$ e $0,8 \text{ g (biomassa) MJ}^{-1}$ (radiação fotossinteticamente activa interceptada) em condições de clima favorável. Estes valores são muito semelhantes aos estimados para clones de choupo de alto rendimento nos Estados Unidos da América ($0,7 \text{ g MJ}^{-1}$) (Landsberg & Wright, 1989). Valores de ϵ mais elevados do que os referidos para a *E. globulus* têm sido apresentados para eucaliptos em climas tropicais com boas condições hídricas (Whitehead & Beadle, 2004) sem limitações sazonais ao crescimento. Por exemplo, os

melhores povoamentos de híbridos *E. grandis* x *urophylla* no Nordeste do Brasil atingiram 1,14 g MJ⁻¹ (Stape et al., 2004). Por outro lado, ϵ tende a diminuir com a idade das árvores devido ao peso crescente da respiração no balanço de carbono.

É necessário algum cuidado na comparação de valores de ϵ em consequência do modo de cálculo. Por exemplo, os valores elevados de ϵ estimados para choupos e salgueiros na Escócia (1,5 g MJ⁻¹) (Cannel, 1989) referem-se à radiação interceptada durante o período de crescimento (menos de quatro meses), enquanto que no caso do eucalipto em Portugal, a radiação contabilizada refere-se a todo o ano, incluindo períodos com óbvias limitações ao crescimento (Inverno, Verão). Na verdade, o valor de ϵ varia ao longo do ano em função das condições ambientais.

As variações na produtividade ao longo do ano ilustram os efeitos das condições e recursos do meio. Por exemplo, as médias mensais da eficiência de uso fotossintético da radiação de um povoamento (ϵ_f) medida em 2003 na Herdade da Espirra (Alcácer do Sal) com um sistema de *eddy-covariance* mostraram uma variação desde 4 no Inverno até cerca de 1 g MJ⁻¹ PAR no Verão (Pereira et al., 2006) (Figura 2). O valor de ϵ_f é elevado no Inverno apesar das baixas temperaturas porque não há défices hídricos e há muitos dias de céu nublado. A luz difusa é fotossinteticamente mais eficiente que a luz directa e pode aumentar o valor diário de ϵ_f até 42% (Rosati & Dejong, 2003). No Verão, o declínio de ϵ_f resulta do excesso de luz e do stress hídrico (Pereira et al., 2006). Uma das vantagens do eucalipto ser uma espécie perenifólia é poder tirar eficientemente partido dos dias de temperatura amena no Inverno, como os que ocorrem em Portugal.

O rápido crescimento da *E. globulus* nas idades jovens está patente na cinética do crescimento (Figura 3). O valor máximo do acréscimo corrente (ac) em biomassa total acima do solo por hectare, no ensaio de compassos de Vilar de Luz, ocorre entre os 4 e os 6,5 anos. Os valores de ac são função da densidade (N_{pl}) e do índice de qualidade do local, sendo mais elevados e ocorrendo mais cedo, para as densidades mais elevadas e para os melhores locais. A interpretação da evolução de ac e nomeadamente do ponto máximo é dificultada pela influência do clima que se traduz numa forma irregular da curva do ac . Os pontos de acréscimo médio anual (ama) máximos são identificáveis no ensaio de compassos de Vilar de Luz atingindo-se mais cedo nos compassos mais apertados.

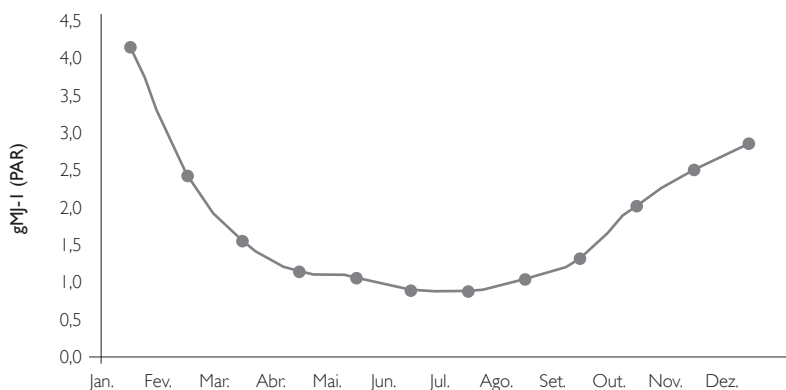


Figura 2 – Variação mensal na eficiência de uso fotossintético da radiação de um povoamento de 13 anos na Herdade de Espirra, em Alcácer do Sal, medida com um sistema de eddy-covariance (Pereira et al., 2006). PAR é a radiação fotossinteticamente activa.

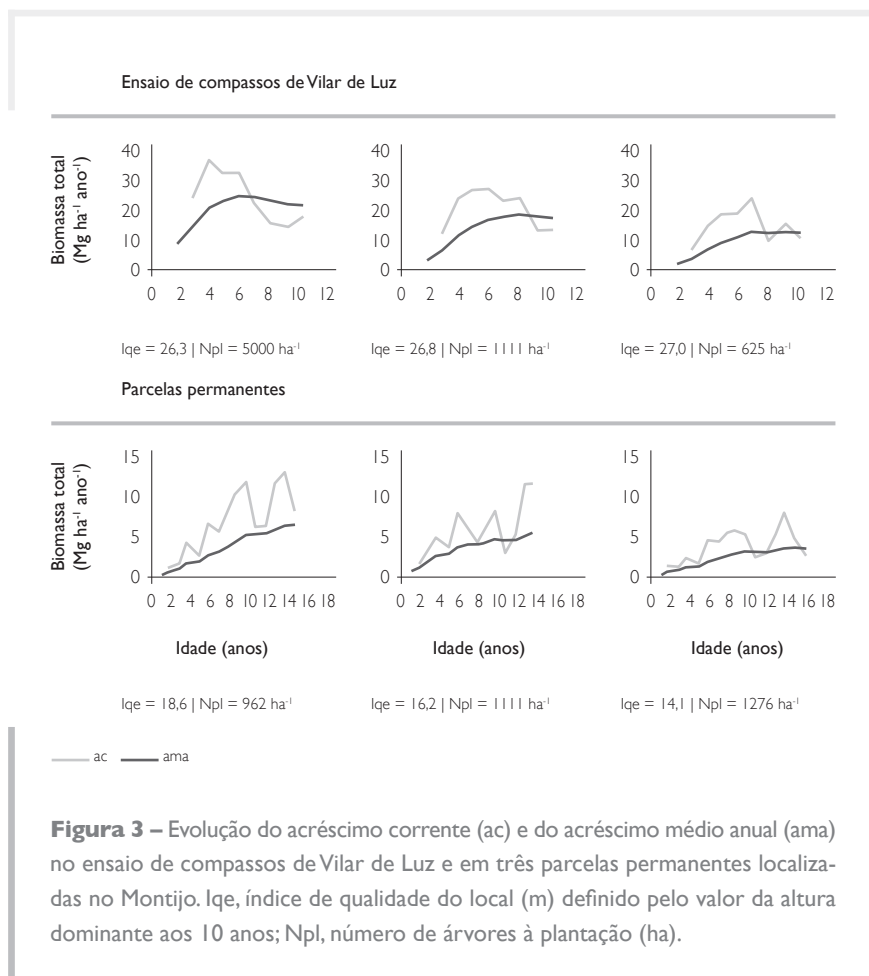
Quadro 1 – Ensaio de fertilização e rega de *E. globulus* aos dois (Fevereiro 1988) e três (Fevereiro 1989) anos. Produção primária líquida (PPL) incluindo raízes; fracção da radiação solar interceptada pela folhagem (f, com $Q_0 = 4880 \text{ MJ m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$); água disponível (e.g., 712 mm de precipitação total mais rega) no período de Junho 1988 a Junho 1989; índice de área foliar (L); eficiência do uso da radiação (ϵ) para a produção de biomassa total no ano em estudo; estimativas da eficiência do uso da água (EUA) e da eficiência do uso do azoto (EUN, PPL/azoto absorvido pela parte aérea) (Pereira et al., 1994a; Chaves et al., 2004).

Tratamentos	PPL total ($\text{kg m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$)	f	Água disponível (l m^{-2})	L 1988	L 1989	ϵ (g MJ^{-1})	EUA (g l^{-1})	EUN ($\text{g mg}^{-1} \text{N}$)
F+R	4,6	0,91	1624	3,4	3,8	1,04	3,7	3,0
R	3,6	0,78	1506	2,2	3,0	0,96	3,8	3,7
F	3,3	0,77	712	2,2	2,8	0,88	5,3	2,6
C	3,2	0,71	712	1,6	2,3	0,91	5,1	2,8

Tratamentos: F+R, fertilização e rega; R, rega; F, fertilização; C, parcela testemunha

Ao contrário do que se verificou no ensaio de compassos do Alto do Vilão (Figura 8), em Vilar de Luz, a idade em que o ama foi máximo foi função da densidade.

Para além da elevada produtividade em biomassa total, a *E. globulus* apresenta uma característica que a torna de valor inestimável como árvore de interesse comercial: uma grande proporção do carbono ganho na fotossíntese é armazenada no tronco desde as primeiras idades. Na idade de corte (12 anos) atinge valores da ordem dos 87% da biomassa da parte aérea concentrada no tronco. Destes, 77% correspondem ao lenho e 10% à casca (Figura 4).



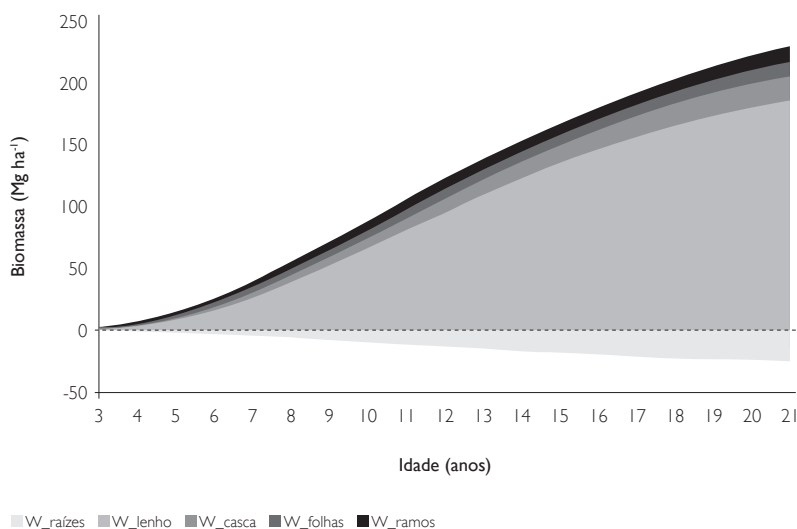


Figura 4 – Distribuição da biomassa total por componentes num povoamento localizado na região Centro Litoral em 1ª rotação com 1 100 árvores ha⁻¹ à plantação e um lqe de 19 (modelo Globulus 2.1) (Tomé et al., 2001).

3.1 – A TÉCNICA CULTURAL

A *E. globulus*, considerada uma espécie de crescimento rápido, é conduzida segundo um sistema de produção relativamente simples, baseado na precocidade do crescimento rápido e na capacidade de criar, após o corte, novos caules a partir da base do tronco. Esta facilidade de propagação vegetativa por rebentação (ou brote) da touça⁵ permite a condução em talhadia⁶. Os povoamentos são normalmente explorados em rotações de 12 anos, permitindo três a quatro cortes. Após o primeiro corte o eucalipto é explorado em regime de talhadia.

5 Touça: porção do caule e raiz de uma árvore que fica no terreno após o abate da árvore; pode produzir rebentos a partir de gomos dormentes ou adventícios.

6 Talhadia: povoamento florestal proveniente de rebentos, brotes ou pôlas de origem caulinar (exemplo, eucalipto) ou radical (exemplo, castanheiro).

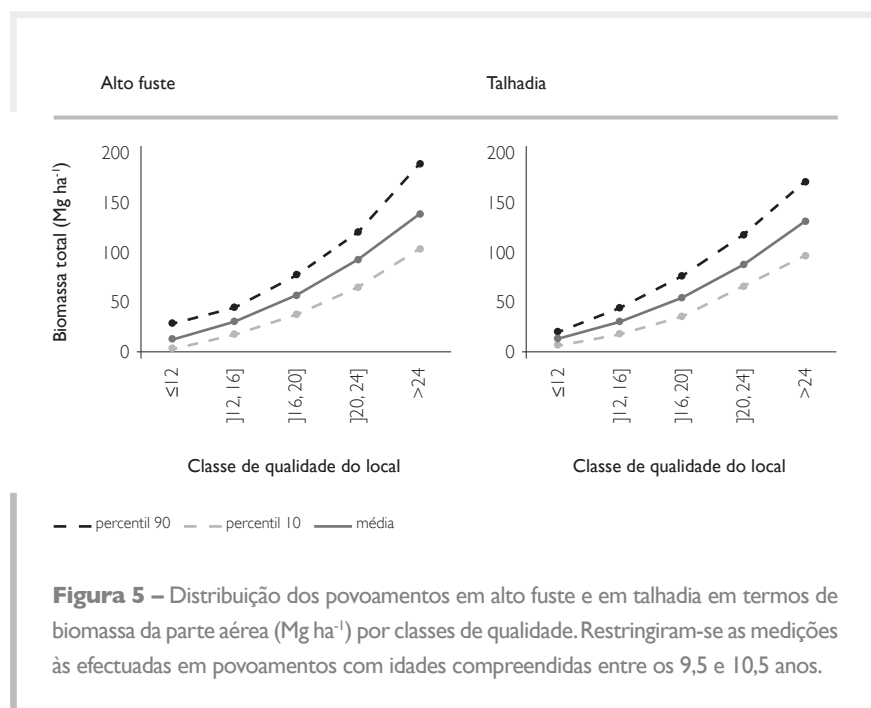
A rebentação, isto a emergência de novos caules, a partir das touças ocorre quando o corte do tronco liberta os gomos dormentes do tronco da inibição correlativa (fito-hormonal) que a copa viva causava (Ceulemans et al., 1996). Dos inúmeros rebentos assim formados, emergem algumas varas ou pôlas que se individualizam em novos troncos, por um processo de auto-desbaste. No entanto recorre-se com frequência à técnica de selecção de varas para reduzir ainda mais o número de caules por touça, que evita o auto-ensombramento prolongando a fase de crescimento do povoamento (ver a secção 3.4). Antes da selecção, é comum encontrarem-se 6-7 ou mais varas por touça. A selecção de varas é normalmente feita 1,5 a 3 anos após o corte, de Outubro a Março. O número de varas por touça é escolhido de modo a manter um grau de coberto vegetal elevado em função da mortalidade de touças na rotação antecedente.

A maior parte dos povoamentos são monoespecíficos, plantados com densidades definitivas. A densidade à plantação está regulamentada pelo Estado pela Portaria n.º 528/89, a qual define áreas de macrozonagem para o eucalipto limitando a densidade à plantação entre as 1 100 e as 1 600 plantas/ha. A instalação é antecedida pela limpeza do terreno, a mobilização do solo e a armação do terreno. Existem duas épocas de plantação – a Primavera e o Outono. À plantação faz-se uma adubação localizada com adubo de libertação lenta e em formulações do tipo N-P-K (Emporsil, 1995). São efectuadas adubações de manutenção ao longo da rotação. A susceptibilidade do eucalipto à competição com o sub-bosque e o risco de incêndio aconselham o combate periódico às plantas infestantes nomeadamente através de mobilizações superficiais do solo com grades de discos e de limpezas manuais de mato. A periodicidade destas é função do número de plantas à plantação, da dominância da vegetação concorrente e das características de solo e clima. O capítulo de Fabião et al., neste volume, descreve os impactes destas operações na biodiversidade da vegetação sob coberto.

3.2 – VARIAÇÃO NA PRODUTIVIDADE

A produtividade em biomassa dos eucaliptais em Portugal apresenta uma grande variação em consequência da variação na fertilidade do solo e no clima. Tendo por base a informação existente na base de dados de eucalipto do Grupo

de Inventariação e Modelação de Recursos Florestais (GIMREF) do Instituto Superior de Agronomia, analisou-se a distribuição em biomassa da parte aérea (Mg ha^{-1}) de povoamentos em alto fuste⁷ e talhadia por classes de índice de qualidade do local (Figura 5). Restringiram-se as observações às medições efectuadas entre os 9,5 e 10,5 anos. As classes de índice de qualidade do local consideradas foram: ≤ 12 ,]12, 16],]16, 20],]20, 24] e >24 m. Os valores de produtividade média, em alto fuste e talhadia, variam, respectivamente, entre 1,3 e 13,8 $\text{Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e 1,4 e 13,1 $\text{Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. A análise da distribuição dos povoamentos em termos de biomassa da parte aérea (Mg ha^{-1}) por região do modelo Globulus 2.1 (Tomé et al., 2001) associa zonas de maior produtividade a valores mais elevados de precipitação total (Figura 6).



7 Alto fuste: povoamento florestal originado por sementeira (exemplo, pinheiro) ou plantação (exemplo, eucalipto).

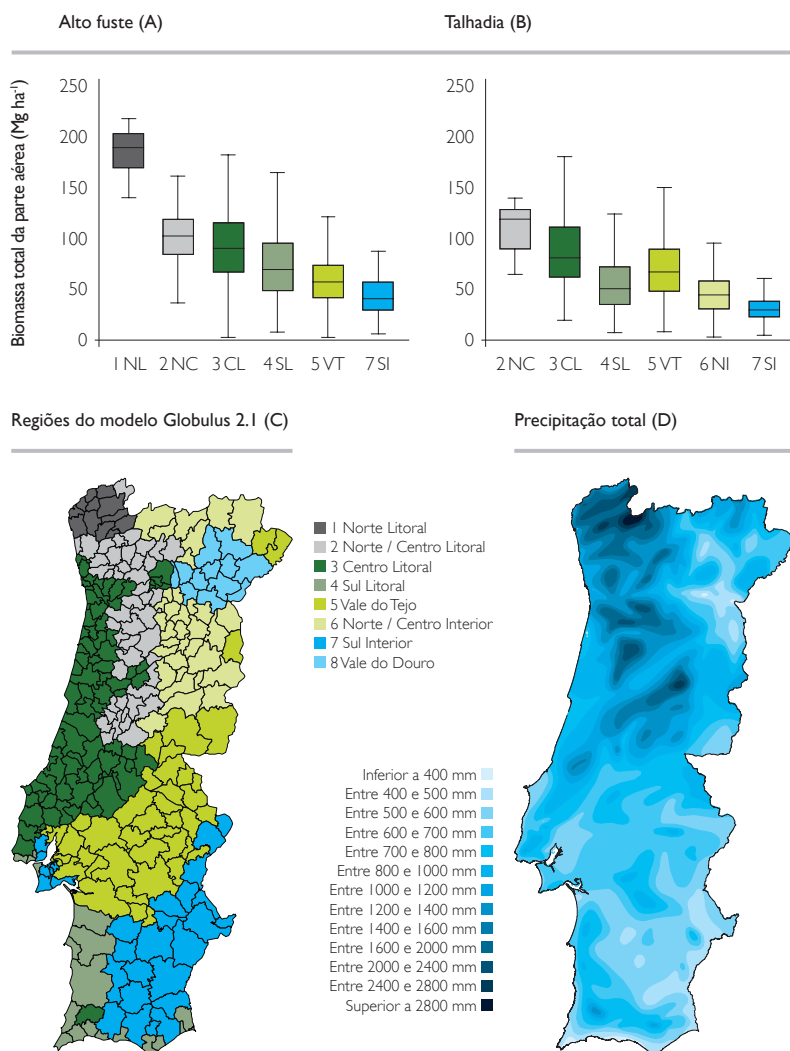


Figura 6 – Distribuição das existências em biomassa da parte aérea (Mg ha^{-1}) em povoamentos em alto fuste (a) e em talhada (b) por regiões do modelo Globulus 2.1 (c). Apresentam-se exclusivamente povoamentos com medições efectuadas entre os 9,5 e os 10,5 anos. Distribuição da precipitação total em Portugal Continental (d) (fonte: Atlas do Ambiente Digital – IA).

A variação local na produtividade é ilustrada pelos dados de quatro parcelas permanentes contíguas localizadas na Quinta do Furadouro ao longo de um declive suave: a parcela A003 localizada no topo, as parcelas A002 e A001 a meia encosta e a parcela A004 localizada na base (Figura 7). Estas parcelas foram instaladas a compasso 3×3 (1111 árvores ha⁻¹) em 1966 e apresentam valores de lqe entre 15,6 e 24,4 com o valor mais alto para a parcela da base e o mais baixo para a parcela do topo. A parcela A004 foi abatida em 1989 (2ª rotação). Para a calibração do modelo 3PG (*Physiological Principles Predicting Growth*) para plantações de eucalipto em Portugal (Fontes et al., 2007) houve a necessidade de abrir perfis de solo em vários locais do país. Na encosta referida, actualmente ocupada por um pomar de sementes de eucalipto, abriram-se dois perfis, um localizado no topo e outro perto da base o que permitiu comprovar que as diferenças no crescimento nas parcelas referidas se deviam essencialmente a variações locais de solo, em particular às diferenças na capacidade

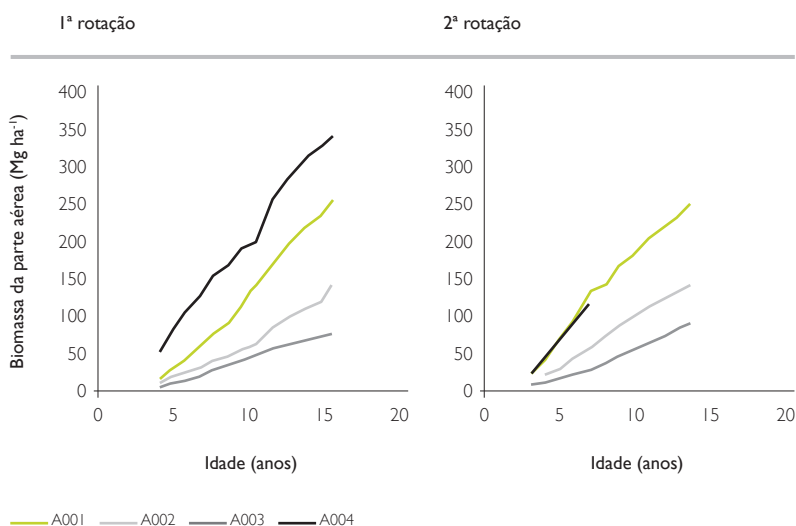


Figura 7 – Evolução da biomassa da parte aérea (folhas+ramos+casca+lenho) em quatro parcelas permanentes contíguas localizadas numa encosta e plantadas a compasso 3×3.

para armazenamento de água. Aos 15 anos, na 1ª rotação, a biomassa total estimada para a parte aérea variava entre 72 Mg ha⁻¹ no topo da encosta e 325 Mg ha⁻¹ no vale. Idêntica variação foi observada na 2ª rotação. Esta margem de variação é comparável à encontrada em determinações de biomassa aérea total feitas em parcelas situadas em diferentes locais do país (Figura 6). Como se explicam estas diferenças? Na floresta, a produção resulta da acumulação de biomassa ao longo de vários anos. Nos povoamentos em que o coberto vegetal fecha mais precocemente, o valor acumulado de radicação interceptada pela copa e, por conseguinte, de biomassa (cf. eq. 1) será superior ao que se verifica em povoamentos que fecham o coberto mais tardiamente.

3.3 – A PRODUTIVIDADE E O CLIMA

As principais diferenças geográficas na produtividade resultam das diferenças na precipitação e na temperatura, embora as características do solo (nutrientes e capacidade de armazenamento de água) apareçam como factor limitante (Whitehead & Beadle, 2004). Como se pode deduzir da análise do quadro 1, a produtividade dos eucaliptais é muito sensível às disponibilidades hídricas. Isto não acontece apenas com o eucalipto globulus pois, num gradiente geográfico no Nordeste do Brasil, a produtividade da parte aérea de plantações fertilizadas de clones de *E. grandis* x *urophylla* aumentou 2,3 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ por cada 100 milímetros de aumento na pluviosidade anual (Stape et al., 2004). No território do continente português, observam-se, em povoamentos de *E. globulus*, valores de produtividade da biomassa aérea de 17,6 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ na região Norte Litoral com valores médios de pluviosidade anual de 1929 mm, de 9,5 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ na região Centro Litoral com 958 mm de pluviosidade anual e 6,1 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ na região do Vale do Tejo com 690 mm de pluviosidade anual (Figura 6). De modo geral, a produtividade aumenta 0,9 por Mg ha⁻¹ ano⁻¹ para cada 100 milímetros de aumento na pluviosidade anual.

Esta susceptibilidade à seca é ilustrada também pela variação interanual da produção líquida do ecossistema (PLE) medida e da produção primária bruta (PPB) estimada para um eucaliptal na Herdade da Espirra, Pegões (Alcácer do Sal), com um sistema de *eddy-covariance* (ver o capítulo de Correia et al. neste volume). Numa sequência de três anos, de 2003 a 2005, se a precipitação foi igual à média de

longo prazo (1961-90) em 2003, totalizou apenas 56% e 54% da média para a região em 2004 e 2005, respectivamente. A eficiência de uso da radiação da PPB (ϵ) desceu ligeiramente (cerca de 13%) em 2004 em relação ao valor de 2003, mas a estimativa do decréscimo em ϵ para 2005 foi de 45%. Nesse ano a PLE foi apenas 36% do valor de 2003 (Mateus, Pita & Rodrigues, não publicado; ver o capítulo de Correia et al. neste volume). Este efeito desproporcionado da seca em 2005 (com precipitação quase igual a 2004) teve duas razões aparentes: 1) o eucalipto só sofreu stress hídrico severo no segundo ano consecutivo de seca, dado que não houve recarga da água dos horizontes mais fundos solo, e 2) em 2005 as árvores sofreram défice hídrico no período normalmente chuvoso – a chuva no Inverno de 2004-2005 foi cerca de 12% da média de longo-termo – tendo ficado naturalmente limitada a assimilação fotossintética. A PPB no Inverno de 2004-2005 sofreu um decréscimo de 30% em relação ao mesmo período de 2002-2003. Na verdade, o eucalipto, tal como a maior parte das árvores em climas mediterrânicos, tem que sobreviver recorrendo à reserva de água do solo e se esta não é recarregada a produtividade e quiçá a sobrevivência são negativamente afectadas (Pereira et al., 2006).

3.4 – ALTO FUSTE EM COMPARAÇÃO COM TALHADIA

O sistema de exploração em talhadia era o modo ancestral de conduzir as matas para a produção de lenha, ao qual o eucalipto (*E. globulus*) se ajustou com facilidade devido à capacidade da rebentação das touças após o corte (ver secção 3.1). Como já referimos, a 2ª rotação tem normalmente mais caules por hectare do que a primeira – alto-fuste. O número de touças vai decrescendo nas rotações seguintes devido à mortalidade acumulada (Ceulemans et al., 1996). No que concerne a produtividade, têm sido reportadas produções semelhantes nas 1ª e 3ª rotações, ligeiramente superiores na 2ª rotação e decrescentes a partir da 4ª rotação (Goes et al., 1967).

Analizou-se a produtividade de um eucalipto em dois ciclos de crescimento sucessivos tendo por base o ensaio de compassos do Alto do Vilão (Soares et al., 2004). Os compassos ensaiados, isto é, o espaço entre plantas, foram 3×2, 3×3, 4×3, 4×4 e 5×4 m. Estes compassos conduziram às seguintes densidades (número de plantas por hectare), 1667, 1111, 833, 625 e 500 plantas por ha, respectivamente. Este ensaio foi medido 12

vezes antes do primeiro corte aos 18 anos, e 13 vezes durante a 2ª rotação – talhadia. Na 2ª rotação decidiu-se dividir cada parcela de medida (1 parcela=1 compasso) ao meio – numa das metades foi feita a selecção de varas aos 2,6 anos (metade seleccionada) e na outra essa selecção não foi efectuada (metade não seleccionada). A selecção de varas foi feita segundo o procedimento normal da empresa Celbi, tendo resultado num número de caules por hectare mais elevado nas parcelas em talhadia do que nas do povoamento original (alto fuste), para um mesmo compasso (Figura 8).

O padrão de crescimento da altura dominante, para o mesmo compasso, é semelhante no alto fuste e na talhadia (Figura 9). Tomé & Soares (1998) analisaram o desenvolvimento da altura dominante entre rotações sucessivas em grupos de parcelas permanentes representativas das regiões Litoral e Interior de país e observaram que o crescimento na região Litoral era semelhante nas 2 rotações, mas no Interior o padrão era ligeiramente diferente. De facto, observaram uma taxa de crescimento inicial mais elevada na 2ª rotação, tornando-se mais lenta por volta dos quatro anos atingindo-se valores de altura dominante inferiores aos da 1ª rotação.

Nas parcelas não seleccionadas⁸, em 2ª rotação, observa-se um decréscimo de densidade durante os primeiros anos, em todos os compassos, como consequência da morte das varas mais finas de cada touça, provavelmente como resultado do “auto-desbaste” ao nível da touça (Figura 8). Na 2ª rotação, as parcelas apresentaram volumes totais por hectare mais elevados do que os da 1ª rotação, confirmando a ideia de que o volume total é mais elevado na 2ª rotação quando comparado com o da 1ª (Goes et al., 1967). No entanto, esta diferença não é necessariamente o resultado da maior produtividade por unidade de área foliar na 2ª rotação, mas sim do maior número de caules por hectare que lhe está associado. Isto é, na 2ª rotação atingem-se valores de índice de área foliar quase óptimos mais cedo do que na 1ª, mercê do maior número de caules por hectare. Isto é possível quer pela fácil rebentação das touças quer pela disponibilidade de reservas “alimentares” existentes na touça e raízes lenhosas.

⁸ Isto é, em que não se fez a selecção e corte de varas com a consequente diminuição da densidade (número de varas por ha)

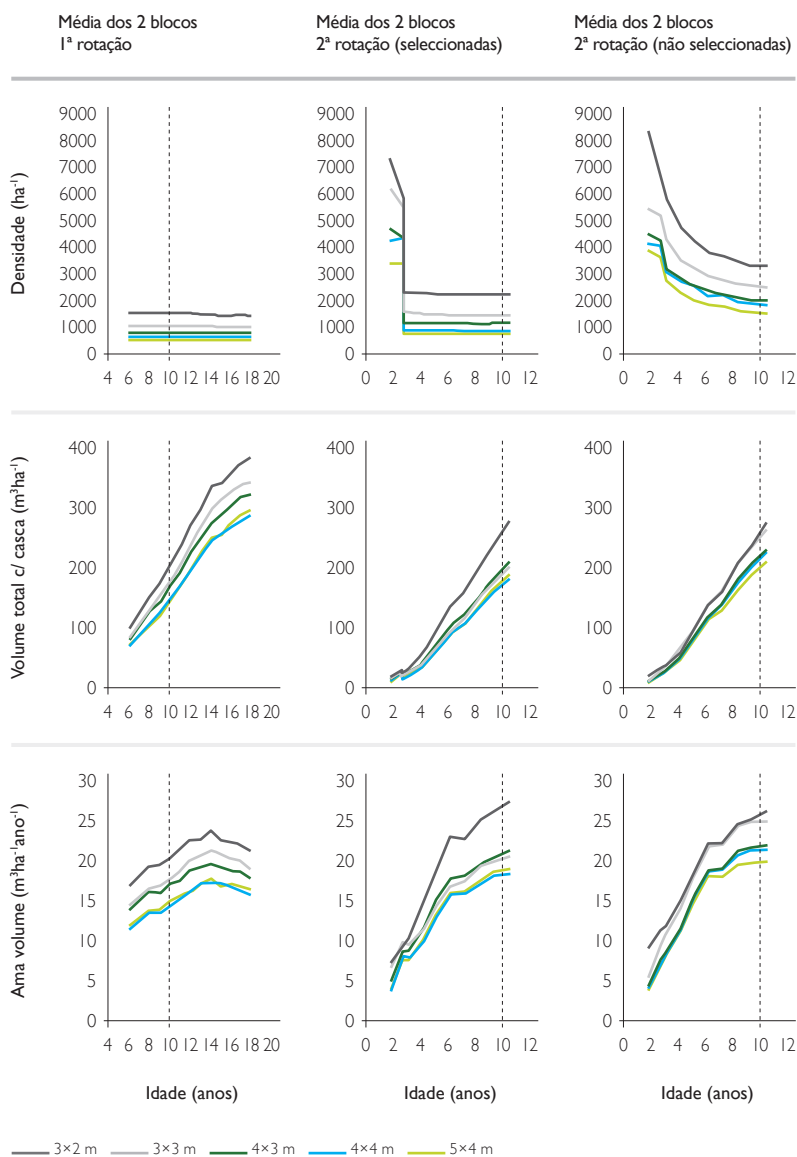
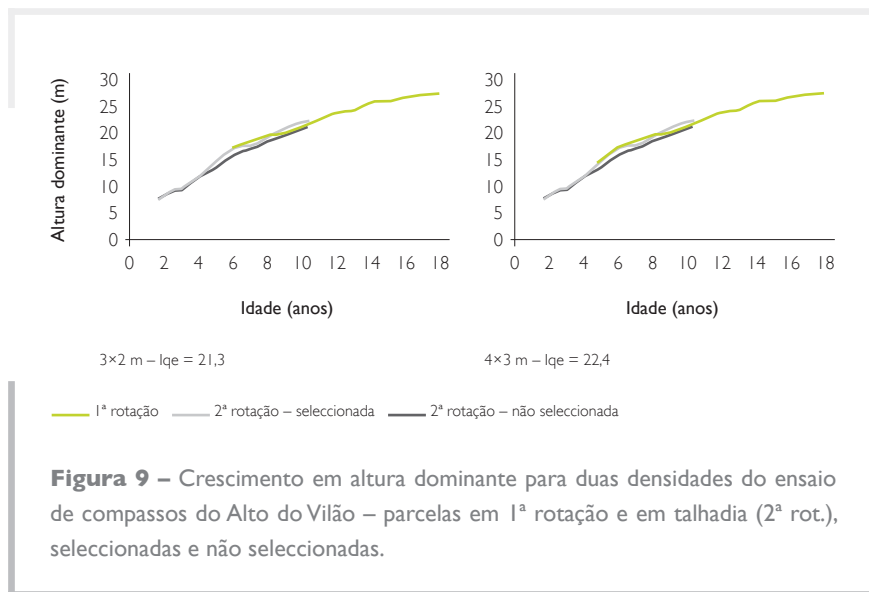


Figura 8 – Evolução temporal de parâmetros do povoamento para a 1ª e 2ª rotação do ensaio de compassos do Alto do Vilão.



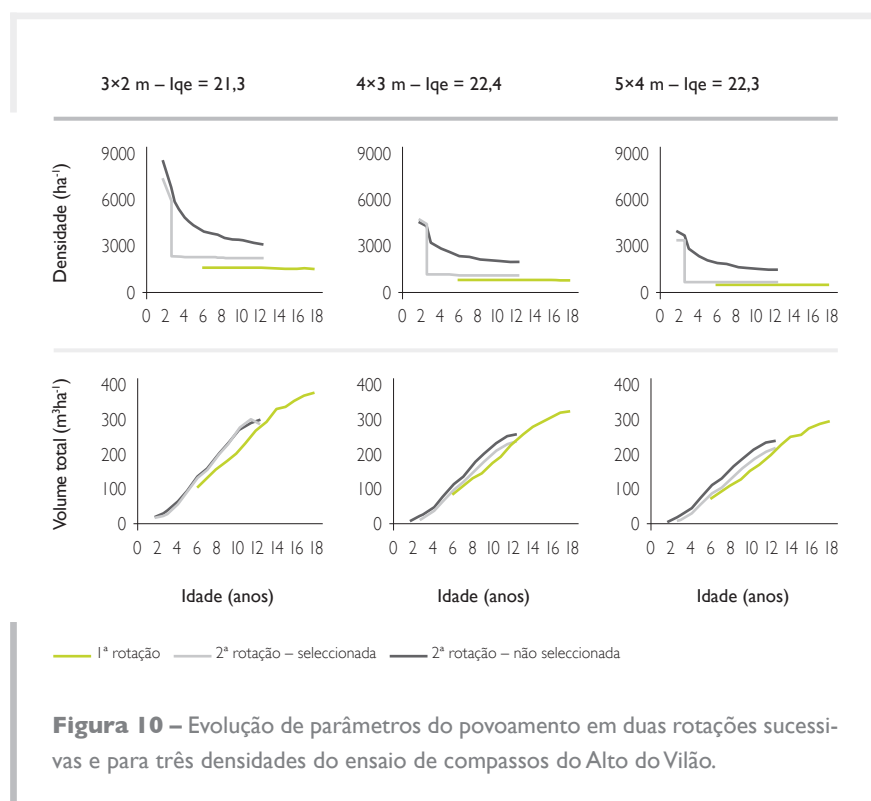
4 – MANIPULAÇÃO DA PRODUTIVIDADE

Muito embora a *E. globulus* seja caracterizada por uma elevada produtividade, existem várias possibilidades para o gestor florestal intervir no ecossistema de modo a modificar a produtividade local. Esta manipulação pode resultar de técnicas culturais (por exemplo, alteração do número de plantas na plantação ou intervenção no ciclo dos nutrientes através da fertilização e/ou rega) e da gestão dos resíduos de abate e preparação do terreno (ver o capítulo de Madeira et al. neste volume). O uso de plantas melhoradas por selecção e/ou manipulação da constituição genética oferece outro poderoso utensílio para alterar a produtividade dos eucaliptais, o qual será abordado no capítulo de Borralho et al. deste volume.

4.1 – DENSIDADE À PLANTAÇÃO

O compasso de plantação, ou seja o espaço entre plantas, é um factor importante para a optimização da produção dos povoamentos florestais plantados. Apesar da variação na largura entre as linhas de plantação ser frequentemente limitada pelas restrições

impostas pelas máquinas utilizadas na preparação de terreno e nas operações de limpeza, já o espaçamento entre plantas dentro da linha de plantação pode variar de modo a definir a alternativa que conduza a melhores resultados dos pontos de vista económico e biológico. A relação entre o compasso de plantação e o desenvolvimento dos povoamentos florestais pode ser estudada a partir de ensaios de compassos (exemplo, Soares et al., 2004; Tomé et al., 1995). No ensaio de compassos do Alto do Vilão anteriormente descrito (ver a secção 3.4) observou-se um efeito nítido do compasso na evolução do número de árvores, na área basal e no volume total do povoamento com valores mais elevados associados a compassos mais apertados independentemente da rotação (Figura 10). O volume do povoamento e a área foliar média foram fortemente influenciados pelo número de árvores por hectare; a percentagem de casca e o índice de área foliar não se mostraram significativamente correlacionados com a densidade (Tomé et al., 1995).



4.2 – FERTILIZAÇÃO E REGA

Uma das características importantes do eucalipto, como espécie cultivada, é a elevada intensidade da resposta à melhoria das condições ambientais, em particular quanto à fertilidade e à disponibilidade de água no solo (Beadle et al., 1995). Uma maneira de estudar os efeitos da fertilidade do solo e da variação no clima na produtividade é através da manipulação das disponibilidades em nutrientes e em água. O ensaio da Quinta do Furadouro, Óbidos, é mais uma vez utilizado como exemplo (Quadro 1 e Figura 11). A produtividade primária líquida atingida nas condições experimentais de fertilização e rega, no sexto ano após a plantação, foi de $41,1 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ contra $28,0 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ na testemunha. A biomassa nas parcelas fertilizadas e regadas representava, aos seis anos, um avanço de dois a três anos em relação às produções usuais na mesma região. No entanto, mais significativa foi a resposta aos tratamentos nas idades muito jovens. Com fertilização e rega, o crescimento entre os 0,9 e 1,9 anos foi de $20,7 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ o qual representa um aumento de 2,5 vezes em relação à produtividade na parcela testemunha ($8,3 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$). Estes valores de produtividade primária líquida na parcela com fertilização e rega são superiores ao observado para um povoamento de quatro anos na mesma região em que o ensaio estava instalado (Pereira et al., 1994b).

O aumento da produtividade com a fertilização e rega (Quadro 1) resultou, em larga medida, do aumento em L (Figura 1) e, consequentemente, da quantidade de radiação solar interceptada pelo copado. Isto verifica-se quando se considera cada um dos tratamentos experimentais ao longo do tempo (Pereira et al., 1989). O valor da eficiência de uso da radiação solar interceptada pouco variou ao longo do gradiente de fertilidade do solo criado pelos tratamentos. Esta tendência para uma variação reduzida em ϵ tem sido encontrada em estudos com outras espécies (Jarvis & Leverenz, 1983). Todavia, o valor de ϵ é tendencialmente maior nos tratamentos regados do que nos não regados. Este fenómeno é particularmente notório em climas com Verão seco, pois a rega atenua o défice hídrico estival e prolonga a assimilação de carbono por vários meses. No caso das plantações fertilizadas, antes do encerramento do copado, qualquer azoto extra

disponível é usado pela planta para a expansão da copa aumentando a captação de luz pelo coberto. O enriquecimento das folhas em N, que levaria ao aumento da capacidade fotossintética das folhas individuais e, eventualmente em ϵ , não é prioritário (Pereira et al., 1994a).

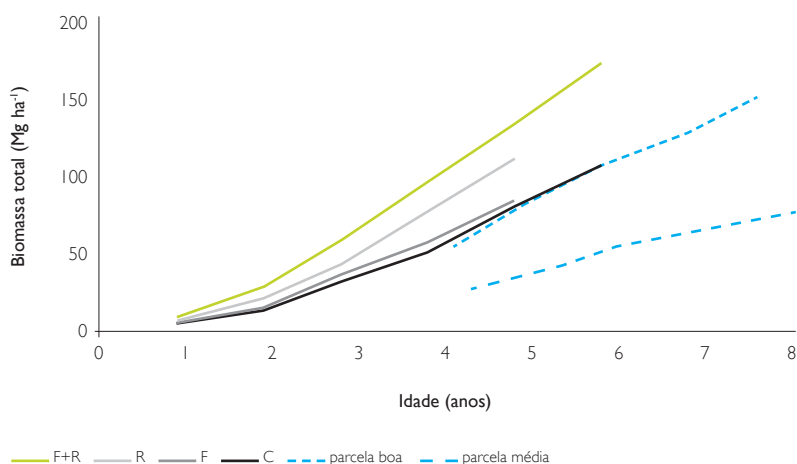


Figura 11 – Biomassa aérea total nos diferentes tratamentos do ensaio de fertilização e rega da Quinta do Furadouro, Óbidos. A tracejado apresenta-se a evolução temporal em biomassa de duas parcelas permanentes na mesma região do ensaio e instaladas a compasso 3×3. A parcela “boa” representa as melhores produtividades da região ($I_{qe}=24,4$) e a parcela “média” está próxima da produtividade média da região ($I_{qe}=20,7$). Tratamentos: F+R, fertilização e rega; R, rega; F, fertilização; C, parcela testemunha.

Os resultados destes trabalhos, bem como os de outros ensaios mostram, por um lado, a possibilidade de aumentar substancialmente a produtividade através das práticas culturais e, por outro lado, ilustram a grande plasticidade da *E. globulus* face às diferenças na qualidade do solo. A possibilidade de manipular a produtividade pode permitir, a par do melhoramento genético, aumentar a produção de matéria-prima sem aumentar a área plantada.

5 – PORQUE CRESCEM OS EUCALIPTOS MAIS DO QUE OUTRAS ESPÉCIES DE ÁRVORES?

5.1 – FOTOSÍNTESE

Como o crescimento depende da assimilação fotossintética do carbono pode perguntar-se se o eucalipto tem taxas de fotossíntese foliar muito superiores às das outras árvores? A resposta é negativa (Pereira et al., 1992). As taxas de assimilação de carbono por unidade de área de folha são elevadas, mas não são muito superiores às do sobreiro, por exemplo (Faria et al., 1998).

Numa folha os limites para a fotossíntese vêm ou das restrições à chegada do dióxido de carbono ao interior das células do mesófilo (Figura 12) – estomas fechados – ou da fraca capacidade dos tecidos (défice em azoto, i.e. em proteínas e pigmentos). As folhas adultas da *E. globulus* são espessas (Figura 12), eficientes a capturar a luz. A posição pendente permite-lhes “evitar” a iluminação intensa a meio do dia e, por consequência o stress causado por essa luz excessiva (Pereira et al., 1992). Por serem pendentes oscilam com qualquer movimento do ar e este constante movimento permite-lhes arrefecer com a transpiração, o que é uma vantagem no Verão. Estas características, conjugadas com uma boa defesa bioquímica contra as temperaturas elevadas de Verão e a luz intensa do meio-dia, possibilitam a fotossíntese durante mais tempo no ano do que muitas outras plantas. Já o frio é fortemente limitante não tanto da fotossíntese mas do crescimento, limitando a expansão da área foliar (L).

Mas para fotossintetizar, as folhas também gastam carbono na respiração. Os dados experimentais mostram não haver diferenças substanciais na respiração por unidade de área de folha, entre alguns eucaliptos e outras espécies de árvores (Pereira et al., 1987; Atkin & Tjoelker, 2003). Assim, o equilíbrio do balanço de carbono por unidade de área de folha é semelhante ao de muitas outras árvores. Onde reside então a diferença entre espécies?

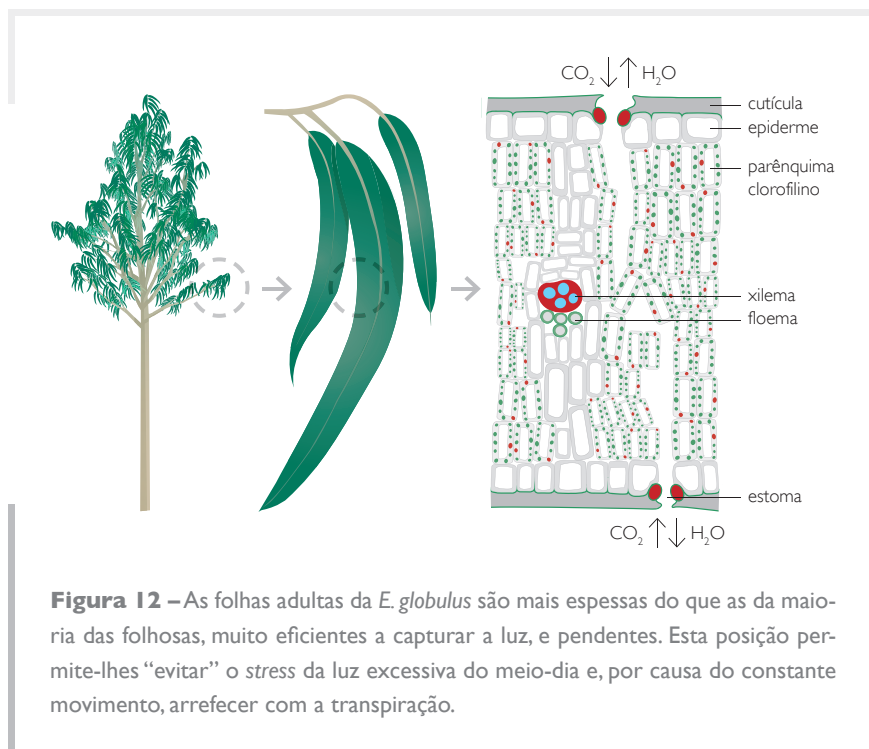
A produtividade não depende exclusivamente do balanço de carbono em cada folha. Os ganhos de carbono pela fotossíntese da planta inteira são proporcionais à radiação solar interceptada pelas folhas da copa. Parte do êxito do eucalipto como

planta exótica, fora do seu local de origem – a Austrália do Sul – tem sido a capacidade de manter a folhagem sem grandes perdas durante o ano. Em contrapartida, na sua região de origem, a produtividade da *E. globulus* é limitada pela grande quantidade de insectos herbívoros que consomem uma parte substancial das folhas produzidas. Estes insectos especializados, que raramente existem fora do seu país natal, têm todavia começado a aparecer em regiões onde o eucalipto é plantado, ameaçando a sua produtividade (ver o capítulo de M. Branco neste volume).

O balanço de carbono de toda a planta depende dos “gastos” respiratórios da planta inteira, que podem representar 30 a 80% do ganho diário em fotossíntese (Atkin & Tjoelker, 2003) e são proporcionais à massa de todos os tecidos vivos da planta. Aqui o eucalipto começa a ganhar porque produz uma quantidade razoável de folhas num curto espaço de tempo e a proporção entre a massa de folhas (produtoras) e a massa da planta inteira é favorável a um crescimento rápido. Por exemplo, um eucalipto jovem tem cerca de 60% da sua biomassa na parte aérea, enquanto um sobreiro (espécie de crescimento lento) tem apenas 40%. Isto significa que a maior parte da biomassa do sobreiro consome o carbono ganho pela actividade fotossintética enquanto o balanço de carbono é mais favorável no caso do eucalipto. Sublinhe-se, no entanto, que a elevada taxa de imputação da biomassa às raízes constitui uma espécie de “seguro de vida” do sobreiro em locais secos, onde o eucalipto não conseguiria desenvolver-se. Porém, mesmo dentro da espécie *E. globulus*, os genótipos mais resistentes aos défices hídricos têm maiores capacidades de produção e expansão das raízes (Costa-e-Silva et al., 2004). Na verdade, a deficiência hídrica das árvores pode agravar-se durante um período de seca se as plantas não possuírem raízes fundas que lhes permitam aceder à água disponível nos horizontes profundos do solo ou no sub-solo.

A existência de demasiadas folhas em relação à capacidade de aquisição de água pelas raízes pode pôr em perigo a sobrevivência da planta em ambientes limitados por défices de água. Um dos principais efeitos dos défices hídricos é limitar o crescimento e a expansão foliar (Osório et al., 1998). É através do equilíbrio entre as taxas de produção e de perda de folhas que o eucalipto mantém uma área

de foliar adequada ao clima e à fertilidade do solo: uma folhagem mais densa, isto é, mais folhas por unidade de volume da copa, em locais melhores e copas menos espessas em solos pobres e climas secos (Gazarini et al., 1990; Chaves et al., 2004). Tendo capacidade para produzir folhas todo o ano, o eucalipto pode reagir com rapidez aos caprichos do clima. Existem outras características que ajudam o eucalipto a atingir altas taxas de produtividade. Por exemplo, as folhas espessas e pendentes (Figura 12) permitem que a fotossíntese dure mais tempo durante o dia, num clima com luz solar intensa, do que as folhas horizontais.



5.2 – EFICIÊNCIA DO USO DOS RECURSOS E FACTORES DE PRODUÇÃO

A produtividade é fortemente influenciada pelas condições ambientais (temperatura, por exemplo) e pelos recursos disponíveis (nutrientes minerais, água). Uma planta pode crescer muito porque usa muitos recursos ou porque usa esses

recursos eficazmente. Uma das características da *E. globulus* é a elevada eficiência da produção de biomassa em termos de utilização de recursos (radiação, água e nutrientes). Um recurso essencial são os nutrientes minerais: azoto, fósforo, potássio, cálcio, etc. O uso dos nutrientes minerais pelas árvores, depende da forma como se faz a circulação dos nutrientes no sistema solo-planta das florestas, isto é dos ciclos biogeoquímicos discutidos no capítulo de Madeira et al. neste volume.

A quantidade de biomassa produzida por cada unidade de massa de nutriente absorvido, isto é, a eficiência de uso dos nutrientes, depende: a) dos nutrientes armazenados na planta à medida que esta cresce; b) da distribuição dos nutrientes pelas diferentes componentes da planta e c) da proporção de nutrientes reciclados internamente na própria planta. Este ciclo interno, isto é, a translocação de nutrientes de um órgão para outro dentro da planta, é uma maneira eficientemente de usar os nutrientes, que assim não passam pela etapa de decomposição/mineralização da folhada, onde há maior risco de perdas por erosão, lavagem, etc. A reciclagem interna dos nutrientes é particularmente importante na economia dos nutrientes “móveis” como é o caso do azoto (N). Por exemplo, o N retranslocado das folhas velhas, em senescência, permite a produção de novas folhas, sem recorrer a N absorvido do solo. A importância deste processo aumenta quando o meio é pobre em azoto, em relação aos solos em que há abundância deste nutriente (Wendler et al., 1995). Cortez (1996) detectou, em eucaliptais adultos (sete e oito anos), a existência de processos de retranslocação interna do N e do P.

No Quadro I estão listados os valores da eficiência do uso do azoto (EUN) aos 2,3 anos calculada como a fracção da PPL da parte aérea pela massa de azoto absorvido pela parte aérea da planta durante o ano. Este nutriente é frequentemente o principal factor limitante para a produtividade. A adição de nutrientes conduziu a maiores valores de PPL mas a ganhos muito pequenos em termos de EUN. No entanto, a rega aumentou a EUN relativamente às parcelas não regadas resultado da diminuição do tempo em que a fotossíntese foi limitada pelos défices hídricos. O aumento em EUN foi mais acentuado em situação de abundância de água e baixo fornecimento de N (parcela R). Provavelmente, o declínio observado

na EUN do tratamento F+R foi o resultado de algum consumo “desregrado” que pode ocorrer quando o N é abundante.

Como a produtividade primária é uma função da quantidade de folhas produzidas, Agren (1983) calculou para diversas espécies de coníferas a “produtividade do azoto para a folhagem” como $E_{N(f)} = \text{massa de folhas} \times (\text{massa de N})^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Em eucaliptais com dois anos, na região de Óbidos, sem fertilização, a $E_{N(f)}$ era de 49 kg kgN⁻¹ano⁻¹. Para comparar este valor com os que se encontram noutras espécies é necessário considerar que a $E_{N(f)}$ decresce sempre com o aumento da biomassa de folhas. Os valores de $E_{N(f)}$ para o eucalipto estão no limite superior dos valores estimados por Agren (1983) para povoamentos de coníferas com índices de área foliar equivalentes ($E_{N(f)}$ entre 17 e 52 kg kgN⁻¹ano⁻¹).

5.3 – EFICIÊNCIA DO USO DA ÁGUA

Como já salientado, as disponibilidades hídricas são o principal factor limitante da produtividade do eucalipto (Pereira et al., 1994b; Stape et al., 2004). A produção de biomassa por unidade de massa de água evapotranspirada, ou seja, o declive da linha de resposta da PPL à evapotranspiração, é a eficiência do uso da água (EUA). As elevadas eficiências de uso da água expressa no Quadro I são corroborados pelos valores de 3,2 g L⁻¹ de água transpirada, obtidos para híbridos de *E. grandis* X *urophylla* no Brasil (Stape et al., 2004). Estes valores elevados associados ao eucalipto globulus são conseguidos através de mecanismos morfológicos, anatómicos e fisiológicos dos quais podemos destacar as folhas espessas com grande massa de tecido fotossintético por unidade de superfície exterior e a elevada sensibilidade dos estomas aos défices hídricos do solo e do ar (Chaves et al., 2004; Whitehead & Beadle, 2004).

Os estomas das folhas desempenham um papel fundamental na determinação da EUA instantânea pois controlam a difusão do vapor de água das plantas para a atmosfera e, simultaneamente, a aquisição do CO₂ da atmosfera para a assimilação fotossintética pela planta. Os estomas da *E. globulus* apresentam um comportamento idêntico ao de outras espécies de folhas pouco esclerofíticas de regiões de clima mediterrâneo ou de clima mediterrâneo de influência atlântica

(exemplo, medronheiro, *Arbutus unedo*): ampla abertura durante a maior parte do período sem seca e encerramento a meio do dia, no Verão, com tendência para manter o encerramento durante períodos maiores à medida que a seca se acentua (Pereira, 1983), ou seja, uma regulação da abertura dos estomas eficaz em função da humidade do ar e da água disponível no solo.

Os resultados do já referido ensaio de fertilização e rega, mostraram que uma boa disponibilidade de água durante todo o ano se traduz por um decréscimo na EUA (Quadro 1). De facto, nas parcelas sujeitas a rega (F+R e R), a EUA foi cerca de 25% inferior à observada na parcela testemunha (C) o que pode ser explicado pelo facto de, nas árvores regadas, os estomas estarem abertos por mais tempo, inclusive nos períodos caracterizados por elevadas perdas por evaporação no Verão mediterrânico (Chaves et al., 2004). Por outro lado, nas parcelas não regadas, apesar de maior disponibilidade de N se poder traduzir em aumentos do índice de área foliar (L) e, por consequência em maiores consumos de água (ver o capítulo de David et al. neste volume), a EUA foi idêntica nas parcelas fertilizada (F) e na testemunha (C). Aparentemente algum aumento da taxa máxima de fotossíntese devido à maior concentração de azoto nas folhas pode compensar o acréscimo no consumo de água e não alterar a EUA.

A resposta pode ser diferente quando a água não é limitante. Estudos em povoamentos de *E. saligna* no Havai, em que a água não era factor limitante (precipitação de 4000 mm regularmente distribuídos ao longo do ano), mostraram que, nas parcelas fertilizadas, o uso total da água aumentou 83% nos cinco meses após fertilização consequência do rápido aumento em área foliar (Hubbard et al., 2004). Porém, as árvores fertilizadas tiveram valores de EUA⁹ de 2,8 gC kgH₂O⁻¹ e as não fertilizadas (parcelas testemunha) de 1,3 gC kgH₂O⁻¹. Comparativamente, a fertilização das árvores F+R no ensaio de fertilização e rega não alterou a quantidade de carbono assimilado por unidade de água usada em comparação com as árvores R, possivelmente pela importância que a secura do ar tem na determinação da EUA em climas do tipo mediterrânico.

9 Em unidades de g de carbono por kg de água (1g de biomassa = 0,5g carbono).

6 – SÍNTESE

A expansão do eucalipto (*Eucalyptus globulus* Labill.) em Portugal é relativamente recente (meados do século XX) e coincide com a instalação e crescimento da indústria papelreira no país. Actualmente esta indústria é responsável pela gestão de cerca de 30% da área de eucalipto (CELPA, 2004). A *E. globulus* é uma espécie de crescimento rápido e de elevada produtividade, explorada em plantações monoespecíficas em regime de talhadia, com ciclos de crescimento de cerca de 12 anos. As plantações são normalmente replantadas ou convertidas para outros usos após 3-4 cortes. As técnicas silvícolas são facilitadas porque cerca de 77% da biomassa produzida em povoamentos adultos está armazenada no lenho.

Nos locais mais produtivos (exemplo, índice de qualidade do local superior a 24 m), pode atingir valores de produtividade de biomassa da parte aérea entre 10 e 18 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, aos 10 anos, quer no alto fuste quer na talhadia. Todavia a produtividade está altamente correlacionada com a pluviosidade e com as características dos solos. A ideia de que após o primeiro corte, a talhadia alcança produtividades superiores às da primeira rotação, está ligada ao maior número de caules por hectare que caracteriza tradicionalmente a talhadia.

Embora o eucalipto possua um metabolismo semelhante ao das outras árvores, as plantações podem atingir um elevado ganho anual de biomassa porque as árvores têm folhas todo o ano, utilizam eficazmente a radiação solar para a produção e têm uma elevada eficiência de uso dos nutrientes. Esta última parece ligada à importância do ciclo interno dos nutrientes, que permite empregar para o crescimento nutrientes já absorvidos pela planta sem que tenham que passar pela etapa da decomposição/mineralização de detritos e absorção radicular.

Do ponto de vista da aquisição de carbono pela fotossíntese, a produção de grande quantidade de folhas num curto espaço de tempo, permite ao eucalipto atingir rapidamente, a seguir à plantação (ou à rebentação das touças), uma elevada proporção de luz interceptada pelo coberto vegetal (ver o capítulo de David et al. neste volume). Como atribui à parte aérea uma grande proporção daquilo que assimila, o eucalipto tem vantagens do ponto de vista do balanço interno do

carbono (menos perdas de carbono do que outras espécies de crescimento mais lento) e, conseqüentemente, maior taxa de crescimento. O eucalipto é também caracterizado por uma alta eficiência do uso da água. Em condições de boa produtividade, a apurada sensibilidade dos estomas aos défices hídricos do solo e do ar consegue justificar esta eficiência. Os genótipos podem diferir quanto à tolerância aos défices hídricos. Esta depende, em larga medida, da produção e expansão das raízes que permitem aceder à água disponível nos horizontes profundos do solo ou no sub-solo.

Embora em Portugal exista um vasto conhecimento acumulado sobre a fisiologia da espécie há ainda espaço para o traduzir na melhoria das técnicas culturais, no melhoramento genético e na selecção dos locais mais apropriados de modo a aumentar a produtividade actualmente conseguida.

REFERÊNCIAS

- Agren, G. I. (1983). Nitrogen productivity of some conifers. *Canadian Journal of Forest Research*, **13** (3), 494-500.
- Atkin, O. K. & Tjoelker, M. G. (2003). Thermal acclimation and the dynamic response of plant respiration to temperature. *Trends in Plant Science*, **7**, 343-351.
- Beadle, C. L., Honeysett, J. L., Turnbull, C. R. A. & White, D. A. (1995). Site limits to achieving genetic potencial. In *Eucalypt Plantations: Improving Fibre, Yield and Quality*, ed. B. M. Potts, N. M. G. Borralho, J. B. Reid, R. N. Cromer, W. N. Tibbits & C. A. Raymond, pp. 325-330. Hobart: CRC For Temperate Hardwood Forestry.
- Cannell, M. G. R. (1989). Light interception, light use efficiency and assimilate partitioning in poplar and willow stands. In *Biomass Production by Fast Growing Trees*, ed. J. S. Pereira & J. J. Landsberg, pp. 1-12. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- Carvalho, A. P. S. (1999). *Modelação do Crescimento da Árvore em Eucaliptais em 1ª Rotação Localizados nas Regiões Norte e Centro Litoral*. Tese de Doutoramento. Lisboa: Instituto Superior de Agronomia.
- CELPA (2004). Ciclo Produtivo – Caracterização da Floresta. Disponível online no endereço www.celpta.pt/images/articles/199/ciclo_floresta.pdf; última consulta: 5 de Janeiro 2007.
- Ceulemans, R., McDonald, A. J. S. & Pereira, J. S. (1996). A comparison among eucalypt, poplar and willow characteristics with particular reference to coppice, growth-modelling approach. *Biomass and Bioenergy*, **11**, 215-231.
- Chaves, M. M., Pereira, J. S. & Osório, J. (2004). Water use efficiency and photosynthesis. In *Water Use Efficiency in Plant Biology*, ed. M. Bacon, pp. 42-74. London: Blackwell Publishing.
- Cortez, N. R. S. (1996). *Compartimentos e Ciclos de Nutrientes em Plantações de Eucalyptus globulus Labill. ssp. globulus e Pinus pinaster Aiton*. Tese de Doutoramento. Lisboa: Instituto Superior de Agronomia.
- Costa-e-Silva, F., Shvaleva, A., Maroco, J. P., Almeida, M. H., Chaves, M. M. & Pereira, J. S. (2004). Responses to water stress in two *Eucalyptus globulus* clones differing in drought tolerance. *Tree Physiology*, **24**, 1165-1172.
- DGRF (2006). *Estratégia Nacional para as Florestas – Versão Preliminar Para Discussão Pública – 21 de Março de 2006*. Lisboa: Direcção-Geral dos Recursos Florestais.

- Emporsil (1995). *Manual Técnico. Instalação e Condução de Povoamentos Florestais com Eucalipto (1ª rotação)*. Emporsil.
- Faria, T., Silvério, D., Breia, E., Cabral, R., Abadia, A., Abadia, J., Pereira, J. S. & Chaves, M. M. (1998). Differences in the response of carbon assimilation to summer stress (water deficits, high light and temperature) in four Mediterranean tree species. *Physiol. Plantarum*, **102**, 419-428.
- Fontes, L., Landsberg, J., Tomé, J., Tomé, M., Pacheco, C.A., Soares, P. & Araújo, C. (2007). Calibration and testing of a generalized process-based model for use in Portuguese eucalyptus plantations. *Canadian Journal of Forest Research* (no prelo).
- Gazarini, L. C., Araujo, M. C., Borralho, N. & Pereira, J. S. (1990). Plant area index in *Eucalyptus globulus* plantations determined indirectly by a light interception method. *Tree Physiology*, **7**, 107-113.
- Goes, E., Ferreirinha, M. P., Gravato, A. & Carneiro, A. E. (1967). *Cultura do Eucalipto Como Espécie Industrial*. Lisboa: Associação Industrial Portuguesa.
- Hubbard, R., Ryan, M., Giardina, C. & Barnard, H. (2004). The effect of fertilization on sap flux and canopy conductance in a *Eucalyptus saligna* experiment forest. *Global Change Biology*, **10** (4), 427 – 436.
- Jarvis, P. G. & Leverenz, J. W. (1983). Productivity of temperate deciduous and evergreen forests. In *Ecosystem Processes: Mineral Cycling, Productivity and Man's Influence, Encyclopedia of Plant Physiology 12D*, ed. O. L. Lange, P. S. Nobel, C. B. Osmond & H. Ziegler, pp. (IV) 233-280. Berlin: Springer-Verlag.
- Landsberg, J. J. & Wright, L. L. (1989). Comparisons among populus clones and intensive culture conditions, using an energy-conversion model. *Forest Ecology and Management*, **27** (2), 129-147.
- Linder, S. (1985). Potential and actual production in Australian forest stands. In *Research for Forest Management*, ed. J. J. Landsberg & W. Parsons, pp. 11-35. Australia: CSIRO.
- Osório, J., Osório, M. L., Chaves, M. M. & Pereira, J. S. (1998). Effects of water deficits on $\delta^{13}C$ discrimination and transpiration efficiency of *Eucalyptus globulus* clones. *Australian Journal of Plant Physiology*, **25**, 645-653.
- Pereira, J. S. (1983). Árvores e floresta. I. A dominância ecológica das árvores. *Naturalia*, **5** (nova série), 5-11.
- Pereira, J. S., Chaves, M. M., Caldeira, M. C. & Correia, A. V. (2006). Water availability and productivity. In *Plant growth and climate change*, ed. J. I. L. Morison & M. D. Morecroft, pp. 118-145. London: Blackwells.

- Pereira, J. S., Chaves, M. M., Carvalho, P. O., Caldeira, M. C. & Tomé, J. (1994a). Carbon assimilation, growth and nitrogen supply in *Eucalyptus globulus* plants. In *Whole-Plant Perspectives of Carbon-Nitrogen Interactions*, ed. J. Roy & E. Granier, pp. 79-89. The Netherlands: SPB Publish.
- Pereira, J. S., Chaves, M. M., Fonseca, F., Araújo, M. C. & Torres, F. (1992). Photosynthetic capacity of leaves of *Eucalyptus globulus* (Labill.) growing in the field with different nutrient and water availabilities. *Tree physiology*, **11**, 381-389.
- Pereira, J. S., Linder, S., Araújo, M. C., Pereira, H., Ericsson, T., Borralho, N. & Leal, L. C. (1989). Optimization of biomass production in *Eucalyptus globulus* plantation. A case study. In *Biomass Production by Fast-Growing Trees*, ed. J. S. Pereira & J. J. Landsberg, pp. 101-121. The Netherlands: Kluwer.
- Pereira, J. S., Madeira, M. V., Linder, S., Ericsson, T., Tomé, M. & Araújo, M. C. (1994b). Biomass production with optimized nutrition in *Eucalyptus globulus* plantations. In *Eucalyptus for Biomass Production – The State-of-the-Art*, ed. J. S. Pereira & H. Pereira, pp. 13-30. Lisboa: Instituto Superior de Agronomia.
- Pereira, J. S., Tenhunen, J. D. & Lange, O. L. (1987). Stomatal control of photosynthesis of *Eucalyptus globulus* trees under field conditions in Portugal. *Journal of Experimental Botany*, **38**, 1678-1689.
- Rosati, A. & Dejong, T. M. (2003) Estimating photosynthetic radiation use efficiency using incident light and photosynthesis of individual leaves. *Annals of Botany*, **91**, 869-877.
- Soares, P., Aires, N., Tomé, M., Araújo, C. & Pina, J. P. (2004). Analysis of the two first cutting cycles of an *Eucalyptus globulus* spacing trial. In *Eucalyptus in a Changing World*, ed. N. M. G. Borralho, J. S. Pereira, C. Marques, J. Coutinho, M. Madeira & M. Tomé, pp: 283-289. Aveiro, Portugal: RAIZ, Instituto Investigação da Floresta e Papel.
- Stape, J. L., Binkley, D. & Ryan, M. G. (2004). *Eucalyptus* production and the supply, use and efficiency of use of water, light and nitrogen across a geographic gradient in Brazil. *Forest Ecology and Management*, **193**, 17-31.
- Tomé, M. & Soares, P. (1998). Transition between the 1st and 2nd cutting cycles in *Eucalyptus globulus* plantations in Portugal. In *Modelling Growth of Fast-Grown Tree Species*, ed. A. Ortega & S. Gezan, pp. 99-109. Valdivia: Universidade Austral do Chile.
- Tomé, M., Ribeiro, F. & Soares, P. (2001). *O Modelo Globulus 2.1*. Relatórios Técnico-científicos do GIMREF, n° 1. Lisboa: Departamento Engenharia Florestal, Instituto Superior Agronomia.

- Tomé, M., Ribeiro, F., Soares, P., Pereira, H., Miranda, I. & Pina, J. P. (1995). Effect of spacing on *Eucalyptus globulus* fibre yield and quality. In *Eucalypt Plantations: Improving Fibre Yield and Quality*, ed. B. M. Potts, N. Borralho, J. B. Reid, R. N. Cromer, W. N. Tibbits, & C. A. Raymond, pp. 60-63. Hobart, Australia: CRC for Temperate Hardwood Forestry.
- Wendler, R., Carvalho, P. O., Pereira, J. S. & Millard, P. (1995). Role of nitrogen remobilization from old leaves for new leaf growth of *Eucalyptus globulus* seedlings. *Tree physiology*, **15**, 679-683.
- Whitehead, D. & Beadle, C. L. (2004). Physiological regulation of productivity and water use in *Eucalyptus*: a review. *Forest Ecology and Management*, **193**, 113-140.

O melhoramento do eucalipto em Portugal

Nuno M. G. Borralho¹, M. Helena Almeida¹
e Brad M. Potts²

¹ Centro de Estudos Florestais, Instituto Superior de Agronomia,
Universidade Técnica de Lisboa.

E-mail: nunoborralho@sapo.pt; nica@isa.utl.pt

² School of Plant Science and CRC for Forestry,
University of Tasmania, Hobart, Tasmania, Austrália.

E-mail: b.m.potts@utas.edu.au

I – A INTRODUÇÃO DO EUCALIPTO EM PORTUGAL E A SUA LÓGICA DE EXPANSÃO E MELHORAMENTO

Embora a comunidade científica europeia já tivesse conhecimento do género *Eucalyptus*, pelo menos desde as notas e espécimes colectados pelo botânico Joseph Banks (1743-1820) e seu assistente Daniel Solander (1733-1782) na expedição de Cook em 1771, foi na viagem de D'Entrecasteaux à Austrália (de 1792 a 1793), em busca do desaparecido explorador e herói francês La Perousse, que o botânico da expedição, Labillardière, descobriu, colheu e baptizou pela primeira vez para a ciência a *Eucalyptus globulus* (a espécie inclui ainda hoje as suas iniciais). Fê-lo a partir das florestas próximo do seu ponto de ancoragem, a actual Baía de Recherche, no sudeste da Tasmânia, extremo sul da distribuição natural da espécie (Figura 1). As enormes *E. globulus* impressionaram o botânico a ponto de inclui-lo nas poucas ilustrações que constam do seu Atlas Botânico de 1799. De acordo com registos da época, seria apenas com a subsequente e também ela histórica expedição de Baudin (de 1804) que as primeiras sementes de *E. globulus* e outras espécies chegariam a França, e através dela aos vários países do Sul da Europa incluindo Portugal. Para além destas notas gerais, não existem detalhes da introdução do eucalipto e em particular da *Eucalyptus globulus* em Portugal. Possivelmente os primeiros exemplares terão sido plantados entre 1820 e 1830 (Doughty, 2000, Goes, 1962) em Vila Nova de Gaia. Em 1850 já era frequente como ornamental, sobretudo em Lisboa e no Sul do país. Os primeiros dados relativos à adaptação de várias espécies de eucalipto resultaram de plantações efectuadas a partir de finais do século XIX, por particulares entusiásticos com a nova espécie e pelo Estado Português. O Estado criou em 1920 a Estação de Experimentação do Sobreiro e do Eucalipto (Radich & Alves, 2000), mais tarde restrita apenas ao sobreiro e instalou vários arboretos com destaque para o da Mata do Choupal (1868) e Vale de Canas (1873) em Coimbra, da Quinta da Formiga em Espinho (cerca de 1873), da Mata das Virtudes na Azambuja, (cerca de 1908), da Mata do Urso perto de Figueira da Foz (cerca de 1910) e do Escaroupim (desde 1909 até 1956). Igualmente significativas pela sua riqueza são as introduções

de espécies feitas na Quinta de S. Francisco, por Jaime Magalhães Lima, cerca de 1910 (Lima, 1920) no local onde actualmente o instituto RAIZ tem o seu centro de investigação. Em 1985, (Goes, 1985) reporta cerca de 120 espécies em Portugal. Destas, a *E. globulus* tem sido a que apresenta maior produtividade e vigor e pese embora alguma susceptibilidade à geada, onde espécies alternativas como a *E. nitens* e *E. viminalis* ganharam alguma expressão, e à secura extrema, onde a *E. camaldulensis* é frequentemente preferido, é a espécie de referencia, ocupando hoje mais de 95% da área plantada. Esforços sistemáticos de melhorar geneticamente o eucalipto, ocorridos como iremos ver a partir da segunda metade do século XX, incidiram portanto quase exclusivamente sobre esta espécie.

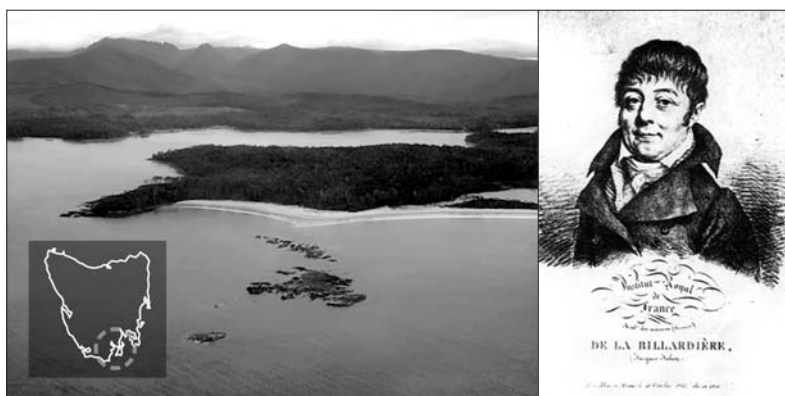


Figura 1 – Labillardière, o botânico da expedição de 1793 em busca de La Perousse, descobriu e classificou pela primeira vez a *Eucalyptus globulus*. Foi na Baía de Recherche, no sudeste da Tasmânia, no extremo sul da distribuição natural da espécie. A primeira introdução da espécie em Portugal ocorreu em 1829. (Foto: I. & S. Hall)

A expansão da área florestada com eucalipto, que ocorreu sobretudo entre os anos 60 e 90, explica-se pela sua particular adaptação ecológica, mas foi significativamente acentuada pela sua aptidão como espécie industrial para pasta para papel. Portugal procedeu às primeiras experiências de utilização da madeira

de eucalipto para fabricação de pasta para papel na unidade industrial da Caima (em Cacia) em 1907, tendo sido a primeira unidade industrial do mundo a produzir pasta a partir de eucalipto. Actualmente o país dispõe de uma capacidade instalada de 672 000 hectares (DGF, 2001), um consumo anual de 5,3 milhões de m³ de madeira de eucalipto por ano associado a uma produção global de 2 milhões de toneladas de pasta branqueada (CELPA, 2004).

1.1 – PORQUÊ MELHORAR GENETICAMENTE A *EUCALYPTUS*?

No mundo de hoje, as questões ambientais têm ganho protagonismo crescente e a gestão das matas implica uma íntima ligação entre aspectos produtivos e ambientais. Um dos desafios colocados à silvicultura actual é assegurar a conservação das florestas naturais e permitir uma gestão com objectivos de recreio e de protecção contra os agentes físicos, e ao mesmo tempo garantir a satisfação crescente das necessidades em matérias-primas industriais de origem florestal. Este desafio surge num contexto em que se pretende um balanço entre a qualidade dos produtos e benefícios serviços prestados pela floresta e o respectivo valor avaliado em termos monetários e custo ambiental.

Um modelo de silvicultura mais próximo da Natureza é uma opção que colide frequentemente com a necessidade de produção intensiva imposta pela procura e consumo crescentes de produtos florestais e redução dos seus custos unitários de produção e em alguns casos, redução de áreas disponíveis devido à competição com a agricultura, a expansão urbana e a afectação de áreas para parques e áreas de lazer. Neste contexto, o melhoramento genético cria a oportunidade de dispor de florestas mais eficientes em termos produtivos, ou mais robustas, de modo a prevalecerem em condições edafoclimáticas menos favoráveis para a produção de material lenhoso. Também pode contribuir para a obtenção de matérias-primas qualitativamente superiores no que respeita às características tecnológicas. Desta forma, tornou-se uma componente chave de uma silvicultura moderna, favorecendo a concentração da produção lenhosa em plantações de alta produtividade (a lenho-cultura). Este é o caso da cultura de *Eucalyptus globulus* no nosso país. A concretização dos objectivos do melhoramento genético exige um

investimento inicial global mas, em contrapartida, não requer investimentos anuais sucessivos, à semelhança do que acontece com a implementação de práticas culturais sofisticadas.

A *Eucalyptus globulus*, mercê da sua importância económica, da variabilidade disponível, do rápido crescimento, da floração relativamente precoce, das características do lenho que permitem a obtenção da pasta celulósica de alta qualidade, tem beneficiado há cerca de 40 anos de uma continuidade no financiamento das actividades conducentes ao seu melhoramento genético. Este tem resultado maioritariamente da iniciativa das empresas de celulose, que isoladamente ou em colaboração com as universidades, o têm levado a cabo, embora seja de destacar o carácter pioneiro das actividades desenvolvidas na década de 60 pela então Direcção-Geral dos Serviços Florestais e Aquícolas, com vista ao estabelecimento de pomares de semente (Machado, 1966), num período em que no mundo ocidental o melhoramento genético começava a ser reconhecido como uma ferramenta da silvicultura moderna.

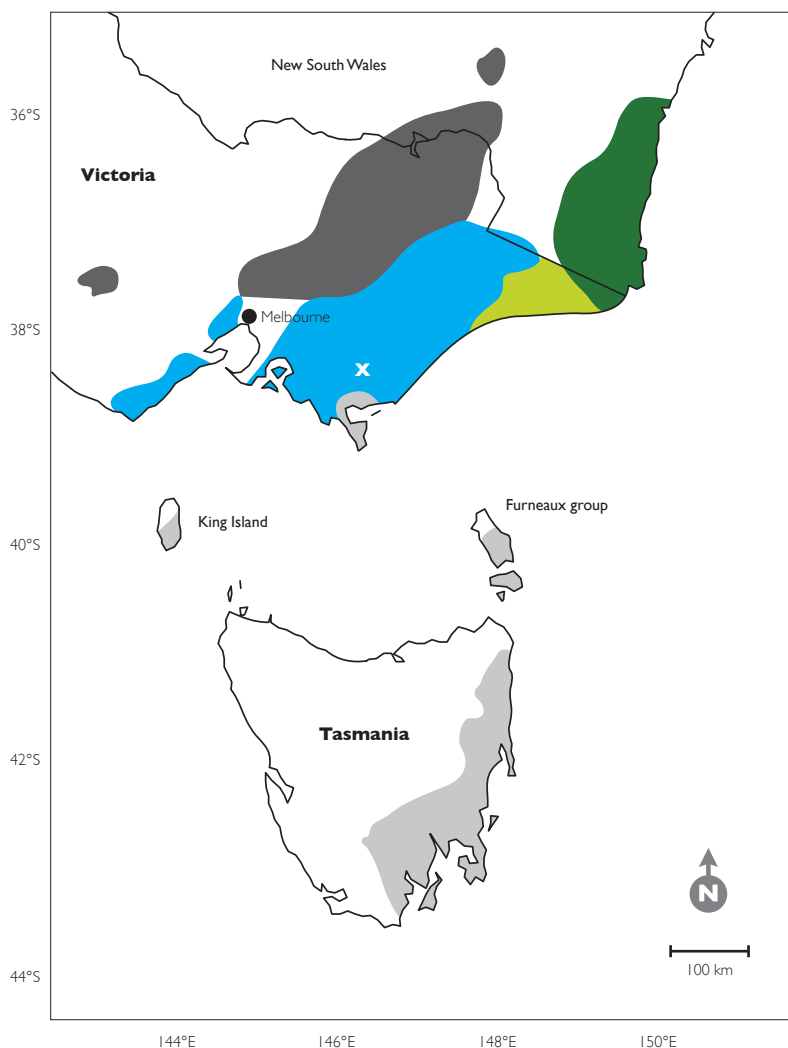
Ao longo deste capítulo, caracterizaremos esta espécie enquanto recurso genético, descreveremos o percurso histórico das actividades desenvolvidas para o seu melhoramento em Portugal, avaliaremos o contributo destas actividades na cultura do eucalipto assim como as potencialidades que o género reserva.

2 – OS RECURSOS GENÉTICOS DA *EUCALYPTUS GLOBULUS*

Compreender a estrutura genética das populações naturais da *E. globulus* é importante porque permite entender quais os recursos genéticos disponíveis na natureza, numa fase inicial de constituição de um programa de melhoramento. No longo prazo, o conhecimento da estrutura espacial da variabilidade genética permite ainda que se constitua uma população com uma base genética suficientemente ampla e bem adaptada, evitando-se uma consanguinidade excessiva que comprometa o ganho obtenível nas gerações futuras.

A *Eucalyptus globulus* provém, como a maioria dos eucaliptos, da Austrália. A sua área de dispersão natural inclui populações relativamente contínuas ao longo da costa sul e oeste da ilha da Tasmânia, ilhas do estreito de Bass (ilhas King, Flinders e Cape Barren) e duas regiões do estado de Vitória (na Austrália Continental), designadamente em Otways a oeste e South Gippsland a sudeste do estado. A espécie pertence, no entanto, a um grupo de quatro *taxa* muito aparentados entre si: a *globulus*, a *maidenii*, a *pseudoglobulus* e a *bicostata*. Estes *taxa* estendem a sua área de distribuição natural para o interior norte e nordeste de Vitória e chegam a entrar a sul da Nova Gales do Sul (ver Figura 2). Estes *taxa* estão de tal modo aparentados que ao longo dos anos, a sua classificação tem oscilado entre agrupar os quatro numa única espécie, mantendo o estatuto de subespécie para cada um deles (e.g., Kirkpatrick, 1975; Pryor & Johnson, 1971) ou colocá-los em espécies distintas (e.g., Brooker, 2000). As quatro (sub) espécies são morfologicamente distintas, sobretudo ao nível do tamanho e forma das cápsulas e número de flores por umbela. A *Eucalyptus maidenii* tem até sete cápsulas por umbela e são pequenas. A *E. globulus* tem uma cápsula solitária e é a maior. Quer a *E. bicostata* ou a *E. pseudoglobulus* têm umbelas de três flores, mas as cápsulas da *E. pseudoglobulus* são mais pequenas e os pedicelos mais longos que os da *E. bicostata*.

Populações de *E. globulus* consideradas típicas ocorrem a este e sul da Tasmânia, nas ilhas Cape Barren e South Flinders e em algumas manchas no sul de Gippsland (em Vitória). No entanto, em vários pontos da distribuição das quatro espécies ocorrem áreas de contacto onde as populações mostram características intermédias (ou *intergrades* na expressão original de Jordan et al., 1993; ver Figura 2). Esta situação torna difícil estabelecer uma separação óbvia entre os quatro *taxa* e complica consideravelmente a decisão sobre qual a população base de *E. globulus* que deve ser considerada em programas de melhoramento. Apesar da aparente complexidade, tem-se hoje uma ideia relativamente bem consolidada da filogenia da espécie *E. globulus* e seus *intergrades* e da sua relação com as espécies *E. maidenii*, *E. bicostata* e *E. pseudoglobulus* e, mais relevante ainda, dentro da espécie.



■ *Bicostata* ■ *Globulus* ■ *Maidenii* ■ *Pseudoglobulus* ■ *Intergrades* X Jeeralang

Figura 2 – Distribuição das populações puras e *intergrades* de *E. globulus*, *E. bicostata*, *E. pseudoglobulus* e *E. maidenii*, classificadas de acordo com morfologia da cápsula (Jordan et al., 1993). A localização da proveniência Jeeralang está marcada com X.

Sendo a distribuição natural da espécie *E. globulus* predominantemente contínua, a definição de sub-populações é necessariamente assunto algo arbitrário. É certo que a hibridação não é homogênea (panmítica) em toda a área de distribuição da espécie. Por outras palavras, a contribuição dos progenitores para a geração seguinte ocorre num raio espacial relativamente restrito e é por isso desigual quando consideramos toda a população. Isto tem sido demonstrado pelos valores positivos de Índice de Fixação de Wright (F entre 0,05 e 0,50) em sementes colhidas em diferentes povoamentos naturais (e.g., Potts & Wiltshire, 1997). O excesso sistemático de homozigóticos observado em populações naturais, em relação ao que seria de esperar, sugere pois a acumulação de consanguinidade (*inbreeding*), relativamente a árvores mais afastadas. Esta provém da auto-polinização e de cruzamentos entre árvores vizinhas e aparentadas. É fácil de aceitar este resultado. A maioria dos eucaliptos e especificamente a *E. globulus* produzem com frequência semente de auto-polinização (Moran, 1992). Por outro lado, o pólen de *E. globulus*, como aliás da maioria dos eucaliptos, difunde-se preferencialmente por insectos ou eventualmente por aves mas não pelo vento, donde a difusão do pólen ou semente é restrita. Uma estrutura espacial em mosaicos de árvores aparentadas com raios que podem ter apenas 25 a 50 metros foi evidenciada para a *E. globulus* recorrendo a marcadores moleculares (Hardner et al., 1998; Skabo et al., 1998). Assim, povoamentos que distem algumas dezenas de quilómetros entre si, mesmo que em mancha contínua, podem considerar-se geneticamente isolados. Uma classificação em raças para a *E. globulus* foi inicialmente esboçada por Jordan et al. (1993) e posteriormente completada por Dutkowski & Potts (1999) e Lopez et al. (2001) a partir de diferenças morfológicas, de crescimento e de vários outros atributos fenotípicos. A distribuição da *E. globulus* e seus *intergrades* inclui actualmente 13 raças e 20 sub-raças (ver Figura 3 e Quadro 1).

As afinidades entre estas raças têm sido objecto de estudos quantitativos e moleculares (ver revisão em Potts et al., 2004). Embora as duas metodologias não dêem resultados totalmente idênticos, é aparente em ambos os casos que raças de Vitória (Eastern e Western Otways e Strzelecki) são filogeneticamente mais próximas entre si relativamente às populações do sul da Tasmânia e das

ilhas a este do estreito de Bass. Por seu turno, as ilhas do grupo Furneaux são intermédias entre as da Tasmânia e de Vitória. Estas populações da costa este e sul da Tasmânia formam por sua vez, um cluster muito homogêneo. Finalmente, as populações de King Island e Western Australia encontram-se destacadas das restantes e próximas entre si.

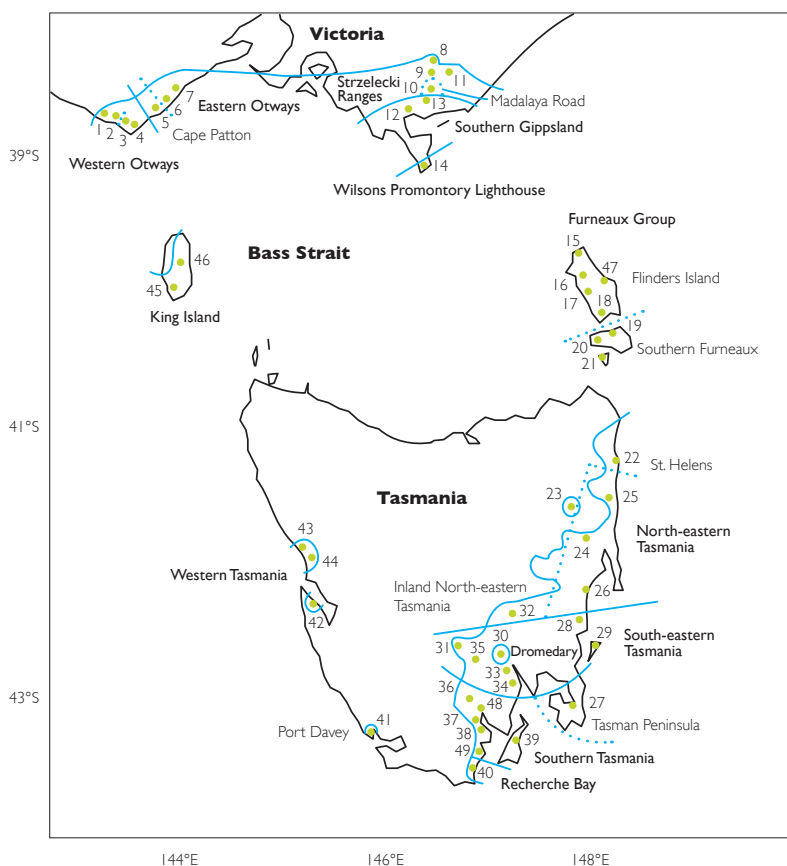


Figura 3 – Principais raças de *Eucalyptus globulus* baseado em diferenças genéticas quantitativas. Esta figura foi derivada a partir dos trabalhos de Dutkowski & Potts (1999) com algumas correcções posteriores por Lopez et al. (2001).

Quadro 1 – Classificação das raças e sub-raças naturais de *E. globulus* e localidades mais típicas, de acordo com características quantitativas de morfologia e crescimento (Dutkowski & Potts, 1999).

Raça	Sub-raça	Localidades típicas
1. Western Otways	1. Western Otways	SW Lavers Hill, Otways State Forest, Cannan Spur, Parker Spur
2. Easter Otways	2. Cape Patton	Cape Patton
	3. Easter Otways	Jamieson Creek, Lorne
3. Strzelecki Ranges	4. Strzelecki Ranges	Jeeralang North, Jeeralang, Bowden Road
	5. Madalya Road	Madalya Road
4. Southern Gippsland	6. Southern Gippsland	Port Franklin, Hedley
5. Wilsons Promontory Lighthouse	7. Wilsons Promontory Lighthouse	Wilsons Promontory Lighthouse
6. Furneaux	8. Flinders Island	North Flinder Island, Central North Flinder Island, Central East Flinder Island, Central Flinder Island South Flinder Island
	9. Southern Furneaux	North Cape Barren Island, West Cape Barren Island, Clarke Island
	10. St Helens	St Helens, Scamander
7. NE Tasmania	11. NE Tasmania	Royal George, German Town, Mayfield, Seymour, Swansea
	12. Inland NE Tasmania	Pepper Hill, Jericho
8. Dromedary	13. Dromedary	Mt Dromedary, The Barnback
9. SE Tasmania	14. SE Tasmania	Rheban, Triabunna, North Maria Island, Ellendale, Collinsvale, Hobart South, Moogara, Pelverata
10. Southern Tasmania	15. Southern Tasmania	Blue Gum Hill, South Geeveston, Dover, South Bruny Island, North Geeveston, Strahblane, Channel, Leprena
	16. Tasman Peninsula	Taranna
11. Recherche Bay	17. Recherche Bay	Recherche Bay
12. Western Tasmania	18. Port Davey	Port Davey
	19. Western Tasmania	Macquary Harbour, Little Henty River, Badgers Creek, Double Cove
13. King Island	20. King Island	South King Island, Central King Island

2.1 – A ORIGEM DA *EUCALYPTUS GLOBULUS* EXISTENTE EM PORTUGAL

A *E. globulus* existente em Portugal tem origem em introduções feitas desde há quase 200 anos, possivelmente em múltiplas ocasiões e oriundas de vários locais, directamente da Austrália ou de países terceiros. Qual a sua origem ou origens é assunto relevante, tanto mais que os actuais programas assentam fortemente em selecções sobre este material. Primeiro, porque é fundamental saber se a diversidade genética existente na raça portuguesa é ou não suficiente para suportar várias gerações de melhoramento. Em segundo, porque se deve assegurar que as melhores raças do ponto de vista das suas características biológicas (de crescimento, qualidade da madeira, resistência a doenças, etc.) estão suficientemente representadas nas selecções feitas a partir de populações de melhoramento em Portugal. O conhecimento da origem da raça portuguesa teve evolução recente graças à descoberta de haplótipos de marcadores moleculares do DNA, nucleares e em especial do cloroplasto, com capacidade de discriminar a origem dos lotes. Freeman et al. (2007) ao estudar a diversidade molecular em 47 árvores da raça portuguesa, constatou que a maioria tinha elevada afinidade com as raças do sul ou do sudeste da Tasmânia e em menor grau com a do sudeste de Vitória (Southern Gippsland) (ver Figura 4). Estes resultados são consistentes com os de Lopez et al. (2001), que recorrendo à análise quantitativa de crescimento, densidade, folhas e forma encontrou afinidade entre a raça portuguesa e as populações do sul ou do sudeste da Tasmânia.

O sudeste da Tasmânia e o sul de Gippsland são ambos pontos verosímeis para a colheita de semente nos inícios do século XIX. O primeiro certamente a partir de povoamentos junto à cidade de Hobart (capital da Tasmânia, centro baleeiro e porto comercial de e para a Europa com alguma importância durante essa época) e o segundo pela proximidade com Melbourne. Os resultados parecem igualmente indicar que origens como King Island, Otways, Flinders ou Strzelecki não estarão representadas na raça portuguesa ou se o estão ocorrem com uma frequência muito baixa.

Outra questão importante prende-se com a diversidade genética existente na raça portuguesa, confinada que parece ser maioritariamente a duas raças austra-

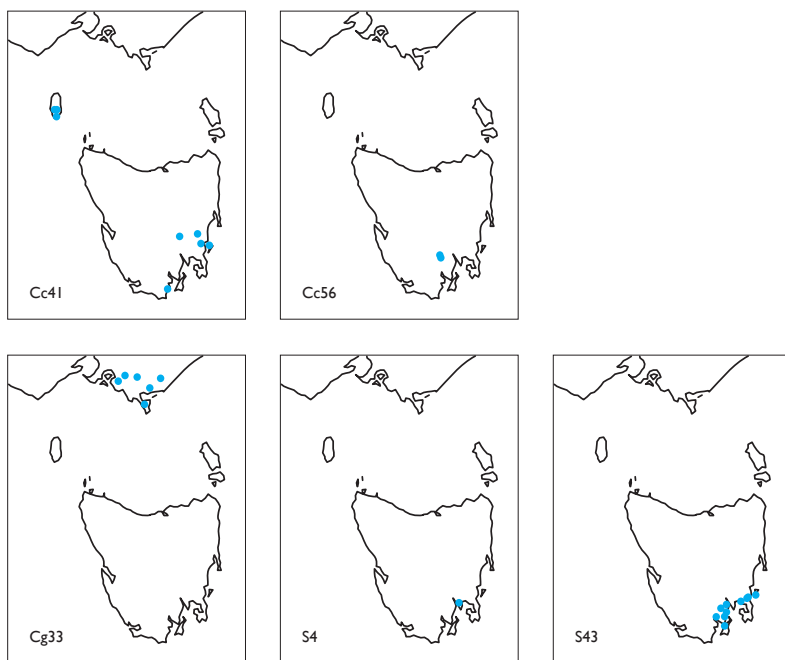


Figura 4 – Cinco dos haplótipos (do DNA do cloroplasto) encontrados em 43 árvores da raça portuguesa, sugerem que a sua origem provenha do sudeste da Tasmânia, em especial das proximidades de Hobart e de Southern Gippsland, em Vitória (Freeman et al., 2007).

lianas e potencialmente a dois pontos de recolha. A diversidade entre indivíduos da raça local portuguesa foi feita por Freeman et al. (2007) e em estudo independente por Gemas et al. (2004). Os resultados apontam em ambos os casos para uma menor variabilidade genética da raça local, comparada com o conjunto de todas as raças de *E. globulus* na Austrália. No entanto, ao nível de uma dada raça, a diversidade foi semelhante. Por outras palavras, os resultados sugerem que embora a origem seja relativamente restrita a poucas raças, os valores de diversidade são comparáveis às de populações naturais australianas, sendo por isso de supor que

tenham tido origem num número elevado de indivíduos. Estes resultados refutam suspeitas antigas de que a raça local seja pouco diversa, mas sustentam a afirmação de que provém de apenas uma ou duas raças originais, não necessariamente as melhores. Curiosamente, um estudo semelhante (Astorga et al., 2004), mas baseado em marcadores nucleares SSR (*Single Sequence Repeats*), encontrou muito baixa variabilidade entre indivíduos da raça local espanhola (de amostras do norte e sudoeste de Espanha) mas consistentemente sugere uma forte proximidade destes com as raças do sul ou sudeste da Tasmânia.

3 – MELHORAMENTO E VARIABILIDADE GENÉTICA

3.1 – OBJECTIVOS E VARIÁVEIS CHAVE

As primeiras actividades de melhoramento da *Eucalyptus globulus* em Portugal tiveram data relativamente precoce, pelo menos em relação aos principais programas mundiais então a emergir. Foram iniciados em 1966 pela empresa de celulose Billerud, mais tarde Celbi (Dillner et al., 1969) e actualmente parte do grupo Caima. Os programas de melhoramento das restantes empresas, Portucel, Soporcel e Caima, teriam início a partir dos anos 80 e 90 com esquemas de selecção, instalação de pomares, clonagem e ensaios de campo semelhantes aos da empresa sueca. Sendo conduzidos pelo sector da celulose, não surpreende que o esforço de melhoramento de todos estes programas tenha sido canalizado para o objectivo industrial bem definido de produção de pasta para papel. Uma definição clara dos objectivos, recursos humanos e financeiros apropriados e um apoio continuado ao desenvolvimento dos programas por mais de quatro décadas permitiu que Portugal disponha hoje de material genético de *Eucalyptus globulus* do mais avançado do mundo.

Embora cedo (viz Dillner et al., 1971) se tenha identificado a necessidade de seleccionar simultaneamente para crescimento e qualidade da madeira, o peso relativo das variáveis só foi consolidado com os trabalhos de Borralho et al. (1993) e Greaves et al. (1997), pelo menos para o objectivo de produção de pasta. Neste

caso as variáveis chave encontradas foram o rendimento em pasta, a densidade da madeira e o volume por hectare. Outras características como a forma do tronco e a resistência a agentes bióticos ou abióticos tiveram até à data uma importância secundária. De facto, o tronco de eucalipto apresenta já excelente forma, com boa desrama e baixa frequência de troncos bifurcados e rectidão de fuste adequada para o seu corte e destroçamento, pelo que o seu melhoramento teria pouco impacto económico. Em termos de pragas e doenças, até inícios dos anos 80, altura em que apareceu a *Phoracantha semipunctata*, não havia problemas sanitários de importância (Baeta-Neves & Cabral, 1982). Mesmo hoje, eles não são incluídos como critério primário de selecção, embora esta situação tenha vindo gradualmente a alterar-se. A tolerância à secura ou resistência à *Phoracantha* (dados como a sobrevivência) está de facto já a ser incorporado como critério de selecção em certas regiões de Portugal e Espanha (e.g., Soria & Borralho, 1997; Toro et al., 1998). Chambers & Borralho (1997) identificaram, de facto, a sobrevivência como uma variável relevante. Ela constitui a variável mais importante no melhoramento para produtividade sempre que a mortalidade seja superior a 50%. Outras pragas e doenças têm vindo a adquirir estatuto de alguma importância económica (designadamente a *Gonypterus scutellatus*, a *Mycosphaerella* sp. e *Botryosphaera* sp.) e resultados de estudos recentes quanto à sua heritabilidade e melhoramento em Portugal e Espanha deverão surgir em breve.

Uma das principais variáveis do ponto de vista industrial é o rendimento em pasta. Representa a percentagem (peso em peso) da madeira que termina em pasta. Esta medida refere-se a uma dada especificação tecnológica de fabrico, designadamente um teor pré-definido de lenhina residual na pasta, antes do branqueamento. O seu valor depende de parâmetros e processos industriais e pode por isso variar de fábrica para fábrica. É no entanto uma medida universal da qualidade da madeira para produção de pasta. Biologicamente, o rendimento é determinado pelo teor em celulose e em menor grau pelo teor de hemiceluloses e complementarmente pelo teor e qualidade da lenhina a ser removida. Uma madeira com elevado rendimento em pasta tem dois grandes méritos industriais. Primeiro, passa a ser necessário adquirir, transportar e processar menos metros

cúbicos de madeira para produzir a mesma quantidade de pasta (com óbvias reduções nos custos da matéria-prima) e em seguida, consomem-se e consequentemente têm que se recuperar menos químicos por unidade de tempo o que leva a um aumento da capacidade de produção da fábrica. Produzir mais pasta com menor consumo de madeira e de químicos é obviamente importante. Contudo, elevados rendimentos provocam uma menor quantidade de resíduos da madeira (licor negro) que actualmente são queimados e portanto originam uma diminuição na produção de energia eléctrica, um *output* cada vez mais importante na economia das fábricas de pasta.

A outra variável tecnológica importante é a densidade da madeira. A densidade é uma medida da quantidade de matéria sólida existente num metro cúbico de madeira e reflecte portanto a “porosidade” da madeira. É uma variável que, como matéria-prima para a pasta para papel, afecta os custos de corte e transporte da madeira (dado o mesmo volume transportado conter mais ou menos fibra) e isso permitirá igualmente afectar a capacidade do digestor na fábrica – com madeira mais densa o mesmo volume de digestor passa a processar maior quantidade de fibra por unidade de tempo.

Finalmente, a produtividade florestal. O volume por hectare não tem impacte directo nos custos de transporte e processamento na fábrica. Apenas tem impacte nos custos de produção da matéria-prima, mas esse é por si só um efeito muito importante já que os custos de produção da madeira representam entre 15 a 30% dos custos de produção da pasta em Portugal. A importância relativa para o melhoramento das três variáveis na cadeia floresta-fábrica de produção de pasta varia com a estrutura de custos considerada. Greaves et al. (1997) reporta a densidade como a mais importante, seguida de volume e rendimento, enquanto que para os pesos relativos atribuídos no programa do RAIZ, por exemplo, o rendimento é a variável mais importante, seguido da densidade e do volume por hectare. Em qualquer caso, é fundamental incluir as três variáveis de modo a maximizar os benefícios económicos para produtores e utilizadores finais.

Para além do impacte directo nos custos de produção da pasta, existem outros impactes na qualidade da pasta que importa considerar. Inúmeros trabalhos

têm sido publicados relacionando as características da madeira com a qualidade da pasta. Nelas, têm particular destaque as propriedades morfométricas da fibra, em especial a de estas apresentarem uma relação baixa entre a espessura da parede da fibra e o seu diâmetro, o que permite que a fibra colapse com facilidade, e em segundo lugar, que tenha um elevado número de fibras por grama de pasta. Estas duas propriedades permitem aumentar consideravelmente a opacidade, qualidade da superfície e rigidez das folhas de papel, características importantes para o segmento de papéis de escritório. Apesar destas relações estarem bem definidas, não tem sido possível quantificar o seu peso económico e mais importante para o melhoramento, dispor de métodos expeditos de avaliação das fibras. Por isso, nenhum dos programas em Portugal e no mundo inclui as características morfológicas da fibra como critério extensivo de selecção.

3.2 – CONTROLO GENÉTICO

De todas as variáveis chave, a variabilidade e o grau de controlo genético relativos ao crescimento (diâmetro, altura ou volume) têm sido as mais estudadas em Portugal. A produtividade é um parâmetro complexo, condicionado por acontecimentos acumulados ao longo da vida da árvore e função quer de eficiência de produção em períodos de abundância de recursos, quer de tolerância (e sobrevivência) a períodos de stress. Altura, diâmetro ou volume individual têm por isso elevada variabilidade mesmo num dado ensaio (valores de coeficiente de variação – CV – de 20 a 40% são comuns). Esta enorme variabilidade depende das condições locais, designadamente a qualidade do delineamento experimental, qualidade da instalação e condução do povoamento e competição entre árvores. Sendo uma variável cumulativa, é de esperar que dependa igualmente da idade de medição. Estimativas a partir de famílias de polinização aberta para a raça portuguesa indicam heritabilidades para altura, diâmetro ou volume da árvore individual entre 0,12 a 0,28 (Borrinho et al., 1992b,c). As estimativas baseadas em material clonal não aparentado – árvores plus – (Borrinho et al., 1992a), em cruzamentos controlados (Araújo et al., 1996; Costa-e-Silva et al., 2004) ou a partir da regressão entre progenitores e descendência (Gaspar & Borrinho, 2004), estimativas

mais fiáveis que as provenientes de polinização aberta, deram valores um pouco menores mas da mesma ordem de grandeza (entre 0,06 e 0,21). Finalmente, estimativas obtidas a partir de famílias de polinização aberta de origem australiana (em Portugal) variaram entre 0,06 e 0,13 (Costa-e-Silva et al., 2005), portanto no limite inferior da gama obtida para a raça local. São resultados consistentes com a ideia, referida atrás, de que a variabilidade genética da raça local é igual ou neste caso até eventualmente superior à existente numa dada raça australiana. Estimativas reportadas fora de Portugal (Potts & Wiltshire, 1997; Potts et al., 2004; Eldridge et al., 1993), com destaque para a Austrália, apresentam valores semelhantes. O grau de controlo genético para o crescimento é portanto baixo. No entanto, dada a elevada variabilidade fenotípica encontrada, os ganhos esperados (um produto entre a heritabilidade, a intensidade de selecção e a variação observada) podem ser interessantes. Borralho & Cotterill (1994) previram taxas anuais teóricas de melhoria para crescimento na ordem dos 2,3 a 2,5% em programas de melhoramento em Portugal, uma estimativa que encaixa bem nos ganhos reportados pelo programa RAIZ desde 1995 (de 2,5% ao ano em volume) e pela Celbi (60% após duas gerações de melhoramento).

Como foi comentado antes, a produtividade por hectare depende frequentemente da sobrevivência das árvores, um aspecto que tem sido estudado essencialmente sob o ponto de vista da tolerância à secura. A heritabilidade (h^2) desta sobrevivência foi estudada em Portugal por Chambers (1994) e Chambers et al. (1996) e em Espanha por Soria & Borralho (1997) e Toro et al. (1998), tendo estes autores encontrado valores moderados (h^2 entre 0,13 e 0,25, na escala contínua) e uma correlação relativamente forte (entre 0,17 e 0,57) com o crescimento dos sobreviventes.

O grau de controlo genético das características tecnológicas apresenta aspectos bastantes distintos do crescimento. Do ponto de vista fenotípico, a densidade da madeira varia com a idade desde valores médios de 450 kg/m³ aos 2 anos (e.g., Pereira & Araujo, 1990), até valores superiores a 600 kg/m³ para árvores com mais de 15 anos (e.g., Borralho, 1989; Melo & Sardinha, 2001), um aumento que ronda pois os 8 a 10 kg/m³/ano. O efeito da idade deve portanto ser tomada em conta quando comparamos material de diferentes locais, um problema crítico

durante a primeira fase de selecção massal. Em condições comparáveis (mesma idade, mesmo local) a variabilidade da densidade é baixa (CV de 10%), mas a sua heritabilidade é muito elevada. A primeira estimativa em Portugal, medida a partir de discos, foi reportada por Borralho (1989) e Borralho et al. (1992b) com valores entre 0,44 a 0,80 para três ensaios de polinização aberta e árvores com mais de 10 anos. Esta estimativa é consistente com valores obtidos na Austrália por Dean et al. (1990) com $h^2=0,80$ e mais recentemente por Muneri & Raymond (2000) com $h^2=0,63$.

Finalmente, o rendimento em pasta tem sido consideravelmente menos estudado. O rendimento varia igualmente com a idade, desde valores relativamente baixos nos primeiros anos (abaixo de 48%) até valores próximos de 53% aos 10 anos (e.g., Melo & Sardinha, 2001) e para índices de IK (teor residual de lenhina na pasta) próximos de 16. A variação é igualmente baixa, com CV típicos para rendimento de apenas 4 a 6%. A primeira estimativa de heritabilidade do rendimento em pasta em Portugal foi de $h^2=0,09$ aos 4 anos e de 0,28 aos 12 anos por Borralho (1989), valores baseados na regressão entre os discos colhidos em 8 árvores plus e verrumadas retiradas na sua descendência, num único local. Trata-se de um valor mais baixo que estimativas mais rigorosas reportadas anteriormente por Dean et al. (1990), Raymond & Schimleck (2002) e especialmente Apiolaza et al. (2005), com heritabilidades entre 0,41 e 0,56 (veja-se também a revisão feita por Raymond, 2002). Já a estimativa da heritabilidade (clonal) do rendimento em pasta, avaliada em 11 clones representados por 12 rametos aos 8 anos e meio, foi de 0,83 (Gominho et al., 1997).

Qual a relação genética entre estas variáveis? Do ponto de vista fenotípico, sabe-se que maiores taxas de crescimento levam geralmente a uma melhoria do rendimento em pasta e a uma diminuição da densidade (Borralho et al., 2003) e correlações genéticas ligeiramente desfavoráveis entre crescimento e densidade têm sido por vezes reportadas (e.g., Borralho et al., 1992b) mas as estimativas são próximas e não significativamente diferentes de zero (Muneri & Raymond, 2000). Relações entre rendimento e crescimento e rendimento e densidade são menos comuns na literatura e apontam para correlações genéticas ligeiramente desfavo-

ráveis mas próximas de zero (e.g., Dean et al., 1990; Raymond et al., 2001; Apiolaza et al., 2005). Embora o rigor das estimativas de correlação genética entre crescimento, densidade e rendimento em pasta seja baixo, dada a dificuldade em medir muitas árvores simultaneamente, podemos afirmar que o crescimento, a densidade e o rendimento em pasta são variáveis geneticamente independentes (ou quase).

3.3 – INTERACÇÃO GENÓTIPO — AMBIENTE

Um elemento chave na estrutura dos programas de melhoramento é a importância da interacção genótipo – ambiente, ou por outras palavras de que modo o comportamento de um genótipo (relativamente aos restantes) se altera em função das condições ambientais em que está a ser testado, com especial destaque para o solo e o clima, mas também relativamente à silvicultura e à competição. Em Portugal o assunto tem relevância uma vez que a área de ocupação do eucalipto cobre uma variação ambiental considerável. Dos vários modos de quantificar esta interacção, escolhemos o proposto por Burdon (1977), de definir a interacção como uma correlação genética entre genótipos testados e medidos para a mesma variável, em diferentes locais. Para o crescimento em Portugal, Borralho et al. (1992a) observou, numa série de 5 locais e cerca de 15 clones, valores de correlação entre pares de locais de cerca de 0,68. Costa-e-Silva et al. (2005), com base em famílias de origem australiana, reporta valores de correlação semelhantes (entre 0,37 e 0,87 e média de 0,6). Os resultados noutros países para a mesma espécie (e.g., Borralho et al., 1995; MacDonald et al., 1997; Costa-e-Silva et al., 2006), mostraram que para crescimento (altura, diâmetro), a correlação apesar de significativamente diferente de um, apresentava valores acima de 0,6. A utilidade deste resultado é questionável (ver Matheson & Cotterill, 1990, para uma discussão completa). Uma vez que não é claro que aspectos ambientais contribuem para a interacção, para além de outros como erros de delineamento e de etiquetagem, ela não constitui um factor repetível da análise. Representa por isso um erro experimental, a ter em conta na decisão de instalar ensaios, mas que não permite ser interpretado e posto ao serviço do programa de melhoramento. Ao revés, para as características da madeira, os valores de interacção têm sido pequenos

ou nulos. Por exemplo, para a densidade da madeira Muneri & Raymond (2000) reportam correlações entre pares de ensaios de 0,46 e 0,91 e para o rendimento Raymond et al. (2001) encontraram valores médios entre 0,8 e 0,99.

Um tipo especial de interacção é a que ocorre entre genótipo e idade de medição. Este aspecto é relevante pois condiciona a decisão de qual a melhor idade para seleccionar e evitar riscos de se proceder a selecções demasiado precoces. Para as principais variáveis, os estudos disponíveis apontam para uma elevada consistência de ranking com a idade pelo menos a partir dos 2 anos para crescimento (Borralho et al., 1992d) e à falta de dados anteriores, a partir dos 4 anos para densidade (Borralho, 1989). Não existem dados relativos à selecção para rendimento. A selecção precoce parece ser portanto uma estratégia eficaz em *E. globulus*.

4 – MÉTODOS EXPEDITOS DE ANÁLISE DA MADEIRA

A constatação de que o rendimento e a densidade da madeira são, a par com o crescimento, variáveis chave no melhoramento do eucalipto, contrasta com a relativa pobreza de dados disponíveis para a sua selecção. A principal razão para este facto tem sido a dificuldade em medir a qualidade da madeira de modo expedito e não destrutivo. O uso de Pilodyn, reportado em eucalipto pelo menos desde 1987 (Moura et al., 1987) e em *E. globulus* em 1990 (Dean et al., 1990), constituiu um ponto de viragem nesta limitação. O Pilodyn (ver Figura 5) é um instrumento que dispara uma agulha metálica com uma força constante, medindo-se depois a profundidade com que esta penetrou no tronco. Hoje dispomos de ampla evidência de que há uma boa relação entre o Pilodyn e densidade em *E. globulus* (e.g., Dean et al., 1990; Greaves et al., 1995; Raymond & MacDonald, 1998), embora para outras espécies de eucalipto, inclusive em Portugal, os resultados sejam por vezes contraditórios (viz Louzada et al., 2005).

Embora seja correlacionado com a densidade, o Pilodyn e a densidade não são equivalentes. A heritabilidade do Pilodyn é tendencialmente inferior à da densidade, embora, para a *E. globulus* a correlação genética entre as duas variáveis seja



Figura 5 – O Pilodyn (A) e recolha de serrim para leitura em infravermelho próximo (B) permitiram a avaliação extensiva e a baixo custo de duas variáveis chave no melhoramento do eucalipto: a densidade e o rendimento em pasta.

geralmente elevada. Os valores de heritabilidade variam entre 0,11 e 0,48 para Portugal (Costa-e-Silva et al., 2004; Costa-e-Silva, comunicação pessoal) e entre 0,19 e 0,41 na Austrália (MacDonald et al., 1997; Muneri & Raymond, 2000). Em alguns estudos, tem-se encontrado correlações fortemente desfavoráveis entre Pilodyn e diâmetro, um resultado que não é consistente com a independência genericamente observada entre a densidade e o crescimento e que merece investigação.

Avaliar características químicas da madeira e em especial o rendimento em pasta, com recurso a métodos expeditos e não destrutivos foi possível graças ao desenvolvimento de técnicas de espectroscopia de infravermelho próximo ou NIR (*Near Infrared Reflectance*) (e.g., Schimleck & Michell, 1998; Raymond & Schimleck, 2002). Estas utilizam a leitura a partir de pó de madeira. Outros métodos como o FTIR (*Fourier Transform Infrared Spectroscopy*), a espectroscopia raman ou processos de análise química expeditos como o teor de celulose a partir da digestão de verrumadas com ácido fraco (Wallis et al., 1997) foram igualmente desenvolvidas com sucesso.

No entanto, a análise dos espectros de NIR é a mais promissora. Ela permite construir vários modelos de predição para rendimento em pasta, teores de celulose e lenhina com elevadíssimo rigor de predição. A extensão a outros elementos da química da madeira como hemiceluloses ou relação de lenhinas tipo Siringil/Guaiacil têm sido igualmente desenvolvidas com sucesso. Sendo já utilizado extensivamente em Portugal, certamente este será um dos principais procedimentos de selecção de qualidade da madeira de eucalipto no futuro. Ao contrário do Pilodyn, a relação entre NIR e rendimento medido por cozimento das amostras é praticamente perfeita, excepto a causada por erros ou enviosamentos na amostragem do serrim (veja-se Downes et al., 1997 para um tratamento exaustivo do assunto).

5 – A GENÓMICA

O esforço de melhoramento do eucalipto em Portugal não ficaria completo sem uma referência aos trabalhos de genética molecular e genómica desenvolvidos entre nós. Embora a utilização directa destas tecnologias tenha sido ainda escassa, a biotecnologia aplicada ao eucalipto tem tido alguma expressão em Portugal. Como já referimos, as primeiras áreas de pesquisa em biotecnologia incluíram regeneração de material por micropropagação, embriogénese e organogénese. Estes trabalhos foram motivados pelo desejo de desenvolver processos de propagação vegetativa que ultrapassassem as limitações de fraco enraizamento e os custos elevados de clonagem da *E. globulus*.

Com o advento da genética molecular (sobretudo durante a década de 90) procurou-se desenvolver protocolos para selecção assistida por marcadores moleculares, dentro de famílias de pedigree conhecido e, com a genómica, identificar genes de interesse de modo a proceder à selecção de haplótipos desejáveis ou eventualmente à sua transformação. Embora não se tenham produzido eucaliptos transgénicos em Portugal, excepto em ensaios confinados, vários estudos internacionais têm reportado protocolos de transformação de *Eucalyptus globulus* (e.g., Moralejo et al., 1998; Rochange et al., 1995) e esta continuará a ser uma via

privilegiada para beneficiar dos avanços da genómica. Um dos primeiros resultados de genética molecular foi o desenvolvimento de marcadores moleculares. Esta ferramenta permite (como aliás discutimos anteriormente) determinar o grau de diversidade genética ou grau de parentesco entre indivíduos (e.g., Gemas et al., 2004; Ribeiro et al., 2004) ou a determinação da identidade ou “impressão digital” de um clone (Sánchez et al., 2004). O mapeamento destes marcadores em grupos de ligação (i.e. os II cromossomas que constituem o genoma do eucalipto) e a sua posterior correlação com características fenotípicas medidas nos mesmos indivíduos genotipados, permite confirmar a existência de regiões do genoma responsáveis por efeitos significativos nas árvores, designados por QTL (*Quantitative Trait Loci*). Uma das primeiras análises deste tipo foi feita em Portugal, para uma família de *E. globulus* x *E. tereticornis* e para o enraizamento, por Marques et al. (1997, 1998, 1999) e posteriormente validado em famílias de *E. globulus* (Marques et al, 2005). Mais recentemente, têm vindo a ser estudados e mapeados vários genes nestes mapas (e.g., Carocha et al., 2004) e analisada a sua expressão na madeira, folhas e outros tecidos (Paux et al., 2005). Embora a aplicação imediata destas ferramentas nos programas de selecção ainda esteja a alguns anos de distância, estes desenvolvimentos permitirão certamente melhorar o rigor de selecção de variáveis chave, antecipar as idades de selecção e eventualmente, informar sobre futuras estratégias de transformação genética do eucalipto.

6 – A SELECÇÃO GENÉTICA E SEU MÉRITO

6.1 – SELECÇÃO MASSAL

Como foi referido antes, as primeiras acções de melhoramento em Portugal centraram-se na selecção de árvores plus para volume e forma do tronco, frequentemente comparadas em relação às árvores imediatamente vizinhas. Em alguns casos e numa segunda fase de selecção, a densidade e o rendimento foram ponderadas, geralmente rejeitando árvores cujo valor de densidade ou de rendimento caísse abaixo de um valor mínimo de referência. No conjunto dos quatro progra-

mas lançados em Portugal, entre 1970 e 1990 foram identificadas e trabalhadas mais de 2000 árvores plus, sendo hoje uma parte significativa dos progenitores utilizados nos programas de melhoramento. Infelizmente, sabemos hoje que a eficácia destes primeiros esforços de selecção foi reduzida. Para crescimento (diâmetro, altura e volume), estima-se que o rigor de selecção massal de árvores adultas tenha sido em média inferior a 5% (Cornelius, 1994). Para densidade da madeira, onde a heritabilidade é muito alta, a selecção fenotípica poderia ter sido relativamente eficaz, mas pelo menos para o caso dos programas em Portugal, a intensidade de selecção foi baixa ou nula e não foi possível corrigir convenientemente os efeitos do local e da idade dos povoamentos quando se compararam as várias árvores plus. Estudos de validação destes ganhos foram reportados por Almeida (1993) e Cotterill & Brindbergs (1997) para produtividade. Estes autores compararam árvores plus (clonadas ou a sua descendência) com material seminal não melhorado. Em ambos os estudos não foram detectadas diferenças significativas no crescimento entre os dois materiais. Aos 2 anos de idade, eucaliptos provenientes de lotes de pomar de semente (de árvores plus) foram algo inferior a outros lotes comerciais ocupando a 12ª posição entre as 26 proveniências naturais da Austrália. No actual programa de melhoramento do RAIZ, que incorpora os programas da Portucel e da Soporcel, o mérito genético médio das árvores plus foi também equivalente ao da semente comercial para o crescimento (altura e diâmetro) embora tenha sido significativamente superior para a sobrevivência.

Em relação à qualidade da madeira a informação é escassa. No programa de selecção massal da Celbi (então Billerud) (Dillner et al., 1969), houve uma comparação fenotípica directa entre as árvores plus (com média de 602 kg/m³) e quatro das árvores vizinhas, que serviram de referência (apresentando um valor médio de 584 kg/m³), sendo de esperar por isso que o material de base do programa da Celbi tenha, apesar da modesta intensidade de selecção de 1:5, uma densidade de madeira superior à média. O mesmo não deverá ter ocorrido nos programas da Soporcel e Portucel, onde a selecção inicial foi condicionada apenas pelo crescimento. De facto, numa comparação recente em ensaios instalados na Argentina, incluindo descendência proveniente de árvores plus portuguesas (Soporcel) e alguns

lotes australianos, espanhóis e chilenos, Lopez et al. (2001) reportam que o lote da Soporcel exibiu uma densidade inferior a algumas das proveniências australianas e tendencialmente pior que a média da *E. globulus* no ensaio. Em conclusão, os ganhos provenientes da selecção massal realizados entre 1965 e 1995 foram certamente modestos para crescimento e neutros ou possivelmente algo desfavoráveis para qualidade da madeira. Embora esta primeira selecção tenha sido pouco eficaz, ela permitiu às empresas, no entanto, passarem a dispor de uma rede de ensaios e de informação relativa a centenas de clones propagados por estacas e dezenas de milhares de descendências de árvores plus. Por seu turno, os pomares de semente instalados no início dos programas de melhoramento e o desenvolvimento de técnicas para a polinização controlada (Almeida & Leal, 1989), permitiram, a partir de finais dos anos 80, a realização de cruzamentos controlados intra e interespecíficos em Portugal. Em consequência, foram instalados ensaios de descendência de irmãos completos e ensaios de híbridos. A reunião destas condições viabilizou as primeiras estimativas de parâmetros genéticos, reunindo a informação necessária ao desenvolvimento de estratégias de melhoramento apropriadas (e.g., determinação do nível de controlo genético ao longo do tempo, quais as correlações entre as variáveis, e a importância da interacção genótipo x ambiente), e constituíram a matéria-prima de todas as selecções entretanto efectuadas. Esta conjuntura facilitou, no final da década de 80, o lançamento de programas avançados de selecção recorrente e a introdução de colecções australianas, e consequentemente à obtenção de ganhos genéticos substanciais.

6.2 – A INTRODUÇÃO DE COLECÇÕES AUSTRALIANOS E A SUA COMPARAÇÃO COM A RAÇA LOCAL

Diversos especialistas que visitaram Portugal sugeriram que a selecção de árvores plus a partir de material local não era suficiente e que deveriam ser estabelecidos ensaios de proveniências da *E. globulus* em várias regiões do país (e.g., Burley & Hughes, 1977; Kellison et al., 1983). Os argumentos, como vimos substanciados recentemente com evidencia molecular, eram que a introdução da *Eucalyptus globulus* no nosso país, à semelhança de outras realizadas na mes-

ma época noutros pontos do globo (Eldridge, 1978), não foi programada e foi realizada à margem de quaisquer normas técnico-científicas, podendo originar populações com uma base genética reduzida. De facto, logo após uma primeira selecção massal em povoamentos provenientes da chamada raça local, foram feitas importações de semente de povoamentos naturais da Austrália. As primeiras colecções foram testadas nos anos 70 pela Celbi com material proveniente da Tasmânia, disponibilizado pela então *Tasmanian Forestry Commission* (TFC). Esta colecção ficou conhecida com a designação genérica de *Orme Collection* por ter sido colhida e divulgada por Keith Orme, então investigador principal da TFC. A introdução sistemática de material genético de origem australiana ficou no entanto marcada a partir de duas expedições organizadas pela *Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation* (CSIRO) e patrocinadas pelas empresas portuguesas de celulose, entre 1986 e 1988. Posteriormente efectuaram-se novas recolhas de menor ambição, a partir de colectores privados. No seu conjunto foram trazidos para Portugal mais de 1000 lotes de semente de famílias de polinização aberta, abrangendo praticamente toda a gama de distribuição natural da espécie *E. globulus* e de populações intermédias. Ensaio com este material foram igualmente instalados na Austrália, Espanha, Chile, Colômbia, Argentina e Uruguai e colectivamente constituem um recurso fundamental para se compreender a estrutura e mérito relativo das diferentes populações naturais de *E. globulus* e o seu comportamento em diferentes ambientes. O mérito relativo destas várias raças australianas depende necessariamente do critério escolhido. Como vimos, para madeira com destino a pasta e papel, o rendimento em pasta, a densidade e o crescimento são todas elas importantes e será sob este prisma que iremos apreciar o seu valor relativo. No entanto, antes de o fazermos, é importante referir que existem algumas limitações na comparação directa deste material. O assunto foi originalmente discutido por Potts et al. (1995) e será aqui apresentado de uma forma resumida. As sementes recolhidas, como referimos, foram obtidas por polinização aberta em povoamentos naturais. Os pontos de colheita variaram desde árvores isoladas até árvores em povoamentos relativamente densos. Ora, sabe-se que esta estrutura dos povoamentos vai condicionar significativamente a perfor-

mance dos lotes. Borralho & Potts (1996) mostraram que lotes colhidos em árvores isoladas cresciam em média 13% menos que lotes colhidos em povoamentos fechados, independentemente da raça a que pertenciam. Hardner et al. (1996) mostrou que este efeito está associado a diferentes taxas de auto-fecundação, embora este efeito possa ser alterado por diferenças nas expressões de depressão endogâmica. Em conclusão, algumas famílias podem apresentar níveis elevados de consanguinidade e consequentemente terão o seu crescimento afectado. Do mesmo modo, a comparação entre os lotes de origem australiana e de plantações exóticas, cruzamentos controlados ou pomares de semente diferirá necessariamente nas taxas de consanguinidade. A comparação directa entre proveniências e entre elas e as raças locais deve ser interpretada, pois, com alguma cautela.

Comecemos pelo crescimento. Ensaio comparativos entre proveniências australianas incluem os descritos por Almeida (1993), relativos à colecção Orme (sobretudo da Tasmânia) e os de Chambers (1994) e Dean et al. (1993), relativos à colecção CSIRO. Ambos incluem também lotes de *E. globulus* comerciais colhidos em povoamentos em Portugal. Genericamente, não ocorreram diferenças de produtividade marcantes entre as várias raças australianas, uma conclusão aliás já referida por Eldridge et al. (1993). As raças de Otways, em especial as provenientes de Glenaire, Parker Road e Cape Patton e as do sul da Tasmânia (Geeveston, mas também Channel) foram tendencialmente melhores, enquanto o material do norte da Tasmânia e sul de Gippsland (em especial Lower Toora Road e Madalya Road) foram tendencialmente piores. No entanto as diferenças são pequenas e os resultados são por vezes contraditórios entre ensaios. Os lotes de raça local portuguesa encontraram-se tendencialmente acima da média das proveniências australianas, mas abaixo das melhores proveniências. A raça local portuguesa foi igualmente comparada com lotes australianos em ensaios em Espanha (Mata, 1991) e Argentina (Lopez et al., 2001) e os resultados sugerem de novo que a raça portuguesa tem crescimentos superiores à maioria das raças da Tasmânia embora tendencialmente piores que as melhores raças de Vitória (Otways, Strzelecki e Gippsland). Parte da inconsistência entre resultados pode atribuir-se às diferentes condições ambientais em que foram avaliados, em particular no caso português,

a tolerância à secura. O estudo de Almeida (1993), apenas com lotes da Tasmânia, reporta a sobrevivência aos 4 anos em locais de secura extrema (interior do Distrito de Castelo Branco e Abrantes). Obtiveram-se mortalidades entre os 29 e 37%. Nestas condições, o material de Pepper Hill e Jericho (duas populações isoladas no nordeste da Tasmânia) mostraram melhor adaptação, embora não houvesse tendência clara entre as raças de *E. globulus*. Chambers (1994), com uma colecção mais vasta de raças, encontrou para três locais em Portugal (Redondo/Ameixoeira, Castelo Branco e Alcoentre), tendencialmente melhor sobrevivência para a raça Strzelecki (de Vitória) e pior para South Gippsland (também em Vitória), embora esta última reconhecidamente a partir de semente colhida em árvores isoladas. O material proveniente da Tasmânia teve resultados variáveis mas globalmente medianos a fracos. Estudos de resistência à secura na Austrália (Dutkowski, 1995) e em Espanha (Soria & Borralho, 1997) confirmam que as raças de Vitória e das ilhas de Flinders são tendencialmente as mais robustas, comparativamente às raças da Tasmânia. Em especial, King Island e o sudeste, sul e oeste da Tasmânia mostraram ser raças particularmente susceptíveis à secura ou ao ataque secundário da *Phoracantha*. Igualmente significativo nestes estudos foi o facto dos lotes de raça portuguesa se mostrarem intermédios na susceptibilidade à secura relativamente às colecções australianas. Em todo o caso, a magnitude das diferenças entre raças foi sempre muito inferior à encontrada entre famílias da mesma raça (e.g., Potts et al., 2004).

No que respeita a qualidade da madeira, os estudos feitos em Portugal e no estrangeiro têm vindo a encontrar diferenças bem mais significativas entre raças do que foi o caso com a produtividade. O estudo de Miranda et al. (2001), referente a material com 7 anos (mas que inclui apenas lotes provenientes da Tasmânia) identificou Bruny Island (sudeste da Tasmânia) e The Barnback como de maior densidade e King Island de menor. Os lotes pertencentes à raça local não foram significativamente distintos da média dos lotes tasmanianos. No ensaio argentino já referido atrás (Lopez et al., 2001), a raça local situou-se, em termos de densidade, junto com as restantes raças da Tasmânia e claramente inferior a Jeeralang e South Geeveston. Finalmente o estudo comparativo para densidade

de Apiolaza et al. (2005), para vários locais da Austrália e com material pertencente à mesma colecção CSIRO, confirmou que a raça Strzelecki (onde se inclui Jeeralang) tem densidades significativamente superiores à média da *E. Globulus*, enquanto King Island foi claramente inferior. As raças provenientes da Tasmânia foram intermédias. Esta conclusão é consistente com os resultados apresentados por Dutkowski & Potts (1999). Finalmente, não foram encontradas diferenças entre raças para rendimento em pasta, embora Western Otways e a do sul da Tasmânia tivessem maiores teores de celulose que as restantes e a pior tenha sido a do nordeste da Tasmânia. A existência de diferenças claras no mérito das diferentes raças, sobretudo para a densidade, e o aparente facto da raça portuguesa não parecer incluir germoplasma das raças mais interessantes justificam plenamente o esforço de incorporar nos programas de melhoramento novos lotes de material australiano, alargando assim a base genética de melhoramento de modo a incluir lotes australianos com elevado mérito genético.

6.3 – ÍNDICES DE SELECÇÃO E BLUP

No conjunto dos programas de melhoramento de *E. globulus* em Portugal, deverão ter sido instalados ao longo dos últimos 20 anos, mais de 150 ensaios clonais e de descendência, com mais de 1500 famílias de geração avançada. A existência destes ensaios, estabelecidos com delineamento experimental adequado e informação de parentesco, permitiu uma melhoria significativa no rigor de selecção e consequentemente maiores respostas. A partir de 1990 começaram a ser usados índices de selecção combinando a informação da árvore individual e da média da sua família (irmãos) para volume e densidade da madeira. O primeiro caso reportado de selecção por índice está descrito em Cotterill et al. (1989), Borralho et al. (1992b) e Borralho & Cotterill (1994) para o programa da Celbi. A análise *Best Linear Unbiased Prediction* (BLUP), um procedimento estatístico ainda mais eficaz que os índices de selecção (viz Borralho, 1995), começou a ser aplicada a partir de 1996 pelo RAIZ (Araújo et al., 1997) tendo as primeiras selecções sido realizadas a partir de 1998 (Araujo et al., 2004). Este conjunto de recursos e métodos permitiram colocar Portugal na primeira linha do melhoramento avançado da espécie.

7 – ESTRUTURA DOS PROGRAMAS DE MELHORAMENTO: NUCLEUS E ROLLING-FRONT

A existência de ganhos sustentados no programa de melhoramento ao longo do tempo implica, após uma selecção inicial de progenitores, a sua recombinação e a produção e teste da sua descendência, de modo a gerar um novo ciclo de melhoramento. A selecção inicial de árvores plus permitiu, como vimos, lançar as bases de programas avançados de melhoramento em Portugal. De início, algumas árvores plus seleccionadas foram enxertadas e instaladas em pomares com o objectivo da produção de sementes. Sempre que disponível, sementes foram colhidas directamente nas árvores plus e posteriormente instaladas em ensaios de descendência. Nalguns casos, árvores plus foram clonadas por estacaria a partir de colheita de rebentos de touça, dando origem a vários ensaios clonais. Pouco depois, foi feita a incorporação de novo material australiano a partir de famílias de polinização aberta. Os pomares de semente e os vários ensaios de descendência permitiram a realização dos passos subsequentes de recombinação, teste e selecção em gerações avançadas de melhoramento. Os primeiros pomares de semente em Portugal foram criados pela Celbi na década de 70 (Dillner et al., 1971) tendo nos anos seguintes outros pomares sido instalados pela Portucel, Soporcel e Caima (Araujo et al., 2004). Na década de 90 a Celbi instalou os primeiros pomares de segunda geração. A sequência e principais datas destes desenvolvimentos, para o caso dos programas da Celbi e do grupo Portucel/Soporcel estão resumidas no Quadro 2.

O desenvolvimento ao longo do tempo destas actividades de melhoramento requer uma estratégia a prazo bem definida, que permita estabelecer prioridades, canalizar esforços e justificar decisões. Portugal esteve associado a desenvolvimentos importantes neste domínio, com a implementação de estratégias de melhoramento florestal inovadoras. A Celbi em 1987, já com um conjunto de ensaios de campo e pomares instalados, lança o programa D95 (Cotterill et al., 1989). Trata-se de uma novidade por duas razões principais: estabelece objectivos de selecção bem claros e um horizonte temporal para os realizar (o de duplicar a produtividade até 1995, i.e. 10 anos) e estrutura a população de melhoramento

Quadro 2 – Principais marcos de melhoramento do eucalipto em Portugal, pelas empresas Celbi e grupo Portucel/Soporcel (gPS). As datas são aproximadas.

	Celbi	gPS
Seleccção de árvores plus	1964-1974	1987-1993
Ensaio clonais de árvores plus	1987	1990
Polinização entre árvores plus	1987	1992
Seleccção de 2ª geração	1989	1995
Pomares de 2ª geração	1992	1995
Polinização entre 2ª geração	1995	2000
Ensaio clonais de 2ª geração	1990	1998
Seleccção de 3ª geração	2000	2001

em duas categorias hierárquicas, com uma população de elite onde se concentram os esforços de selecção, cruzamentos e teste, e uma segunda população, mais alargada e que avança a ritmo mais lento. Esta estratégia em dois patamares designada por Melhoramento de Núcleo (ou *Nucleus Breeding*) foi adaptada a partir do esquema de melhoramento de ovinos na Austrália. No programa da Celbi, o núcleo da primeira geração de melhoramento, foi constituído em 1988 por cerca de 40 progenitores e a população base com cerca de 300, ambos seleccionados a partir dos ensaios de descendência então existentes e de acordo com o mesmo critério de selecção para crescimento e densidade da madeira. Os progenitores do núcleo foram enxertados e instalados em pomares e a seu tempo cruzados entre si. Ao contrário da população de elite, a descendência da população base foi prevista ser gerada por polinização aberta directamente nos ensaios embora também ela tenha sido parcialmente enxertada. O núcleo da próxima geração de melhoramento será composto por um grupo de 40 novas selecções, incluindo 30 provenientes de selecções em ensaios de polinização controlada do primeiro núcleo e cerca de 10 provenientes de selecções feitas nos ensaios da população base. Deste modo o segundo núcleo receberá material dos dois níveis, reduzindo

risco de estreitamento genético ao incorporar algumas selecções excepcionais da base. Em 1995, quando o D95 foi oficialmente encerrado, os ganhos reportados foram de 50 a 60% em termos de pasta por hectare (Cotterill, 1997; Araujo et al., 2004), valores próximos do antecipado teoricamente por Borralho et al. (1992b) para duas gerações de melhoramento (selecção massal e selecção por índices na sua descendência). Após 1995, foi anunciada uma nova estratégia de melhoramento para a Celbi, designada 3D. Esta nova proposta segue a mesma estrutura hierárquica de melhoramento, embora coloque maior ênfase nas variáveis tecnológicas e na diversidade (Araujo et al., 2004). O programa D95 foi dos primeiros a desenhar e implementar um modelo hierárquico em espécies florestais tendo sido posteriormente reproduzido por outros países e para outras espécies.

Por seu turno, o RAIZ, que a partir de 1995 integrou os programas até então separados da Portucel e da Soporcel, estruturou o seu programa de modo bastante distinto e igualmente inovador. Em vez de programar as actividades em gerações de melhoramento discretas (cada geração com o seu núcleo o população base) e em níveis hierárquicos bem separados, agregou o processo de análise, selecção, recombinação e escolha de clones em actividades anuais que incidem sobre uma população única. As decisões relacionadas com as actividades de melhoramento ficam dependentes de regras dinâmicas (veja-se neste contexto Kinghorn, 1994, e Borralho, 1995). Estas determinam a natureza dos trabalhos de resgate, cruzamento e clonagem em cada ano. O esquema, designado *Rolling Front* foi proposto inicialmente por Borralho & Dutkowski (1998) e permite, pelo menos teoricamente, acelerar o progresso genético do programa, sem prejuízo da diversidade. O programa do RAIZ, com descrição detalhada em Araújo et al. (1997), utiliza exclusivamente a polinização controlada (ver Figura 6) como modo de gerar novas famílias, tendo a particularidade destas serem parcialmente clonadas, isto é, de cada família, entre 20 a 40 genótipos são propagados por estacaria tradicional, gerando entre 2 a 50 cópias (ao longo de dois anos) que serão subsequentemente instaladas em ensaios de campo. Esta clonagem permite, como sugerido inicialmente por Shelbourne (1991) e avaliado no contexto do melhoramento de eucalipto por Snedden & Verry (2004), uma melhoria significativa do rigor

de selecção, um aspecto muito importante para variáveis de baixa heritabilidade como o crescimento ou a sobrevivência. A selecção de progenitores no programa do RAIZ, actualmente na terceira geração de clones, é feita com base numa análise BLUP para volume, sobrevivência, densidade e rendimento, ponderando a idade das medições (viz Wei & Borralho, 1996)). Ignora, por outro lado, os efeitos decorrentes da heterogeneidade das variâncias entre ensaios (embora inclua uma normalização dos dados anterior à análise) e considera que não há interacção genótipo – ambiente, simplificações que permitem integrar toda a informação numa única análise BLUP nacional. As medições incluem Pilodyn como indicador de densidade, NIR de serrim como indicador de rendimento e altura e diâmetro, a partir dos 2 anos, como indicadores de crescimento. A ponderação final entre valores reprodutivos de crescimento, densidade e rendimento é feita a partir de um modelo económico que integra a cadeia de produção da floresta à fábrica. O programa tem vindo a gerar ganhos sustentados de cerca de 2,5 a 3% ao ano, com os melhores genótipos do programa actualmente a gerarem até 60% de ganhos em produtividade.



Figura 6 – Recolha de pólen de *E. globulus*, depois de ter sido seco e extraído das anteras (A) e polinização controlada (B).

8 – PRODUÇÃO DE PLANTA MELHORADA

Graças a uma versatilidade biológica notável, a exploração dos benefícios provenientes do melhoramento genético do eucalipto pode utilizar várias estratégias. A mais tradicional, inclusive em Portugal, tem sido o uso de pomares de semente (e.g., Eldridge et al., 1993; House, 1997), mas polinização controlada em larga escala e clonagem têm sido igualmente aplicadas com sucesso no nosso país e constituem opções válidas.

Sendo a *E. globulus* uma espécie com sistema de polinização misto, um dos aspectos críticos a controlar num pomar de sementes é a sua taxa média de auto-polinização. Para isso é importante garantir que os vários genótipos presentes tenham uma floração abundante e síncrona. Este aspecto é crítico no caso português, visto os programas integrarem material de diferentes proveniências e esta ser uma característica fortemente condicionada pela região de origem (Dutkowski & Potts, 1999; McGowen et al., 2004). Outro aspecto fundamental é a existência de polinizadores (sobretudo insectos voadores) em abundância, numa altura do ano (Outono e Inverno) onde eles não são frequentes. Mesmo em condições favoráveis, as taxas de auto-polinização reportadas (embora nenhuma referente a Portugal) são infelizmente relativamente elevadas, cerca de 30%. A localização dos pomares em especial no que se refere aos riscos de geada, é outro aspecto importante a considerar. Em Portugal, dos quatro pomares instalados pela Celbi na década de 70, três foram abandonados por não produzirem quantidades significativas de semente (Eldridge et al., 1993). Apesar destas dificuldades, os pomares constituem uma opção interessante e fácil de produzir planta melhorada de eucalipto. Na Austrália, Nova Zelândia e Chile esta tem sido a principal estratégia. Uma maneira de contornar os problemas de consanguinidade associados à polinização livre é o uso de polinização controlada em larga escala. Isso só foi possível com o desenvolvimento de técnicas expeditas de emasculação e isolamento, um trabalho iniciado por Assis et al. (1997) para eucaliptos tropicais e posteriormente adaptado para *E. globulus* por Harbert et al. (1999) e Trindade et al. (2001). A partir de

1996 a Celbi iniciou um programa extensivo de polinização controlada (Leal & Cotterill, 1997), produzindo cerca de 700 000 plantas deste modo e podendo eventualmente expandir até 1,5 milhões. Apesar de operacionalmente possível, a produção de semente melhorada por esta via tem no entanto limitações no caso de taxas de reflorestação elevadas. É também passível de sofrer perdas muito significativas de flor devido à ocorrência de geadas, uma consequência da época de floração coincidir com os meses mais frios do ano. Em Portugal, apenas a Celbi desenvolveu um programa continuado de produção de semente controlada em larga escala, embora esquemas semelhantes existam na Austrália e no Chile.

Finalmente a clonagem, quer por via de estacaria de rebentos ou por via de tecidos multiplicados e manipulados *in vitro*, constitui um processo viável de produção em larga escala de material melhorado. Como vimos atrás, a clonagem foi testada pela primeira vez em Portugal na propagação de árvores plus desde finais da década de 70. O interesse nesta técnica foi certamente estimulado pelo enorme sucesso obtido no Congo, África do Sul e especialmente no Brasil, com eucaliptos tropicais. Tal desenvolvimento levou a que em 1984 o prémio Marcus Wallenberg fosse atribuído a L. Brandão, E. Campinhos, I. Ikemori e (postumamente) a N. dos Santos, investigadores da Aracruz. A sua adaptação aos programas de *E. globulus* em Portugal foi no entanto mais demorada e atribulada do que se antecipava. A sobrevivência inicial das estacas e o sucesso subsequente de enraizamento foram muito reduzidas. A percentagem de árvores com aptidão para ser clonada rondaria apenas os 10 a 15%, inviabilizando assim muitas das selecções. Sabe-se hoje que estas diferenças são determinadas fortemente pelos genes (Borrallho & Wilson, 1994; Lemos et al., 1997). Recentemente, Canas et al. (2004) encontrou igualmente diferenças significativas entre as raças de *E. globulus*, com as populações provenientes de Strzelecki (incluindo Jeeralang) com menos de 10% de sucesso e as do grupo de ilhas Furneaux com mais de 20%. Apesar destas dificuldades, a clonagem acabou por ser desenvolvida com sucesso em Portugal pela Soporcel, sendo um dos aspectos mais diferenciadores do

programa de melhoramento do RAIZ. De facto, até recentemente, Portugal era o único país a utilizar extensivamente plantas clonais de *E. globulus* para florestação. A clonagem começou por utilizar estacas colhidas a partir de rebentos de touça na floresta ou de parques de pés-mãe no campo. Desde cedo se concluiu que a aplicação de hormona de enraizamento é importante embora o seu uso não seja universal. A técnica de enraizamento mais comum obriga a estaca a ser mantida em ambiente controlado, tipicamente de estufa ou rede de sombra durante os primeiros 30 dias, em condições de temperaturas e humidade elevadas. Posteriormente, são instaladas em condições de viveiro normais, estando prontas para plantação entre 90 a 120 dias após a estacaria. Por necessidade de temperaturas elevadas para o enraizamento, a produção de estacas é apenas óptima durante os meses de Verão (a não ser que as estufas tenham aquecimento), pelo que a clonagem de eucalipto é uma actividade fortemente sazonal. A este processo designa-se macroestacaria ou macropropagação (Figura 7).

Mais recentemente, têm vindo a ser desenvolvidas na América do Sul e África do Sul técnicas de produção de estacas onde os pés-mãe são criados em sistemas hidropónicos, um sistema que se designa de miniestacaria. As estacas colhidas neste sistema são de menor dimensão e supostamente de maior juvenilidade. A miniestacaria tem vindo a ser testada e operacionalizada em Portugal apenas nos últimos 3 anos (Figura 8). As dificuldades de enraizamento e os custos relativamente elevados de produção de estacas levaram a que se investigassem métodos alternativos de clonagem. Incluem-se aqui a designada cultura *in vitro*, em que se produzem clones a partir de gomos, cotilédones, folhas ou pequenas estacas, a embriogénese, que pretende desenvolver embriões a partir de tecidos meristemáticos (e.g. Pinto et al., 2002) ou a organogénese, a partir de tecidos diferenciados (e.g., Trindade & Pais, 2003). Infelizmente, até ao momento estas alternativas não permitiram melhorias significativas no enraizamento ou taxa de multiplicação relativamente ao método de estacaria convencional, embora o assunto ainda não esteja obviamente encerrado.



Figura 7 – Produção de estacas de *E. globulus* pelo método tradicional (macro-propagação).



Figura 8 – Estacas de *E. globulus* (neste caso, miniestacas) pouco depois de serem colocadas em tabuleiros e instaladas em condições próprias para o seu enraizamento.

A comparação entre ganhos obtidos por pomares de semente e por clones tem vindo a ser debatida ao longo do tempo, com resultados que dependem frequentemente dos pressupostos e do historial das empresas. Teoricamente, a clonagem permite a exploração de uma maior variabilidade genética e desenvolvimento de soluções específicas para os vários ambientes. Porém, o fraco enraizamento obriga ao abandono de muitos clones interessantes e a maiores custos por planta. Têm sido igualmente referidos problemas associados com o deficiente sistema radicular das estacas, embora Gaspar et al. (2005) não tenham encontrado diferenças significativas entre material seminal e clonal. Borralho (1997) conclui que embora os clones levem a maiores ganhos, o benefício económico da clonagem depende em larga medida dos custos por planta e do tempo de retorno do investimento. Retorno rápido do investimento e a presença de efeitos não aditivos ou interacção genótipo – ambiente dão vantagem aos clones, embora, como valor de referência, estes não devam custar mais do que cerca de 0,5 €/planta relativamente à planta seminal melhorada.

9 – OS BENEFÍCIOS DO MELHORAMENTO EM PORTUGAL

O contributo dos programas de melhoramento na cultura do eucalipto está dependente do valor genético das plantas utilizadas, da proporção destas no total das plantações realizadas e do seu comportamento nas condições de campo. Estas condições dependem, por sua vez, do aperfeiçoamento das técnicas silvícolas e de um esforço continuado de gestão relativamente à distribuição das plantas melhoradas, à técnica de instalação e ao modo de condução e exploração dos povoamentos de eucalipto. O desenvolvimento de técnicas de propagação do material melhorado em larga escala, de forma a viabilizar arborizações com esta espécie a um preço competitivo, é ainda um ponto fulcral do sucesso de um programa de melhoramento genético da *E. globulus*. Libby (1973), apontou como elementos essenciais do melhoramento florestal I) a existência de variabilidade genética, II) a selecção eficaz e III) a captura do benefício. Vimos até aqui como se

foram construindo e desenvolvendo os programas de melhoramento e criado as técnicas necessárias à sua exploração comercial em larga escala. Vimos também que o esforço de melhoramento foi iniciado ainda na década de 70, alguns anos antes da expansão do eucalipto dos anos 80 e princípios de 90, onde mais de 30 000 hectares de plantações estavam a ser instaladas anualmente. Apesar deste enquadramento favorável, a florestação com planta melhorada teve escala reduzida, mesmo nas empresas que desenvolveram os programas. A utilização extensiva de semente melhorada ou planta clonal só teve início em finais da década de 90, mais de 15 anos após os primeiros trabalhos de selecção massal e mesmo essa foi em pequena quantidade. Nos últimos anos, a taxa de reflorestação caiu significativamente, possivelmente para menos de 10 000 hectares por ano. Destes, apenas cerca de 2 a 3000 hectares têm utilizado planta melhorada. A área florestal com material seleccionado estimada em cerca de 50 000 hectares corresponde então a menos de 10% da floresta de eucalipto plantada (Almeida et al., 2005). Com os actuais programas de melhoramento a disponibilizarem material com capacidade para aumentar a produtividade florestal entre 25 a 50% seria incompreensível que esta oportunidade não se possa materializar na conversão da maioria do eucaliptal português. Sem essa utilização extensiva, perde-se a melhor oportunidade de que dispomos de aumentar a produtividade das plantações e de viabilizar sustentavelmente um recurso fundamental para o sector florestal em Portugal.

A disponibilidade no mercado de plantas melhoradas e o investimento de marketing associado a este produto serão, no entanto, os principais factores limitantes a uma maior utilização por parte dos proprietários privados. Mesmo considerando que o uso de material melhorado leve a um acréscimo no custo das plantas de até 100%, especialmente no caso das plantas obtidas por via vegetativa, este acréscimo dos encargos totais da arborização por hectare corresponde apenas a entre 2 e 4% (planta seminal) e entre 8 e 16% (planta clonal) relativamente à utilização de plantas não melhoradas. Demasiadas vezes os agentes económicos valorizam o lucro imediato inviabilizando a utilização do material melhorado, apesar da planta condicionar a produção final que o proprietário irá obter. Daí que, uma tarefa prioritária a ser implementada e desenvolvida, seja a divulgação, à

sociedade em geral e aos agentes económicos em particular, dos benefícios da utilização de material melhorado nas arborizações, enfatizando a necessidade de este estar sempre associado a uma silvicultura adequada, uma vez que o fenótipo está dependente não só do genótipo mas também do ambiente em que se encontra. Neste contexto, o ganho genético poderá ser evidenciado através do estabelecimento de parcelas de demonstração, em que seja colocado em confronto o material melhorado e o material utilizado nas plantações correntes.

A economia do sector florestal beneficiará seguramente de um maior investimento na utilização de material melhorado ao aumentar a produtividade e a qualidade dos produtos. A maior rentabilidade industrial conduzirá também a uma maior qualidade ambiental, através do menor consumo de reagentes químicos e redução de áreas da floresta de produção. No entanto, a viabilidade desse investimento dependerá de as estratégias das empresas que desenvolvem os programas de melhoramento, incluírem nos seus objectivos uma maior produção de material melhorado para o mercado. Essa opção justifica-se, uma vez que estão dependentes da matéria-prima a adquirir no mercado, contudo exigirá uma cuidada análise de custos-benefícios atendendo à imponderabilidade do sector florestal e aos encargos implicados.

REFERÊNCIAS

- Almeida, M. (1993). *Estudo da Variabilidade Geográfica em Eucalyptus globulus Labill.* Tese Doutorado. Lisboa: Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa.
- Almeida, M. H. & Leal, A. M. C. (1989). Hybridization techniques and frost tolerance studies in intraespecific hybrids of *Eucalyptus globulus* Labill. *Annales des Sciences Forestières*, **46** (suppl), 548-558.
- Almeida, M. H., Araújo, C., Araújo, J. A., Costa e Silva, F., Neves, I., Paiva, V., Santiago, A. & Ribeiro, D. (2005) Melhoramento genético do eucalipto: que impacto na realidade? In *A Floresta e as Gentes. 5º Congresso Florestal Nacional*, ed. R. Silva & F. Páscoa, pp. 145-146. Lisboa: Sociedade Portuguesa Ciências Florestais.
- Apiolaza, L. A., Raymond, C. A. & Yeo, B. J. (2005). Genetic variation of physical and chemical wood properties of *Eucalyptus globulus*. *Silvae genética*, **54**, 160-166.
- Araujo, C., Lencart-e-Silva, P. & Cotterill, P. P. (2004). Celbi's advanced-generation *Eucalyptus globulus* projects D95 and 3D: Objectives, strategy and achievements. In *IUFRO Conference Eucalyptus in a changing world*, ed. N. M. G. Borralho, J. S. Pereira, C. Marques, J. Coutinho, M. Madeira & M. Tomé, pp. 153-154. Aveiro: RAIZ.
- Araújo, J. A., Lemos, L., Sousa, R. A., Ferreira, J. G. & Borralho, N. M. G. (1997). The RAIZ *Eucalyptus globulus* breeding program: a BLUP rolling-front strategy with a mixed clonal and seedling deployment scheme. In *IUFRO Conference on Silviculture and Improvement of Eucalypts*, pp. 371-376. Salvador, Brazil: EMBRAPA.
- Araújo, J. A., Sousa, R., Lemos, L. & Borralho, N. M. G. (1996). Estimates of genetic parameters and prediction of breeding values for growth in *Eucalyptus globulus* combining clonal and full-sib information. *Silvae genética*, **45**, 223-226.
- Assis, T. F., Jardim, N. S. & Bauer, J. F. S. (1997). Métodos alternativos de cruzamentos controlados em *Eucalyptus*. In *IUFRO Conference on Silviculture and Improvement of Eucalypts*, pp. 265-269. Salvador, Brazil: EMBRAPA.
- Astorga, R., Soria, F., Basurco, F. & Toval, G. (2004). Diversity analysis and genetic structure of *Eucalyptus globulus* Labill. In *IUFRO Conference Eucalyptus in a changing world*, ed. N. M. G. Borralho, J. S. Pereira, C. Marques, J. Coutinho, M. Madeira & M. Tomé, pp. 351-358. Aveiro: RAIZ.

- Baeta-Neves, C. M. L. & Cabral, M. T. (1982). Contribuição para o inventário da entomofauna de *Eucalyptus globulus* Labill. em Portugal. *Anais do Instituto Superior de Agronomia*, 258-263.
- Borralho, N. M. G. (1989). *Wood density and cellulose content in a progeny trial of Eucalyptus globulus*. Quinta do Furadouro, Portugal: Celulose Beira Industrial.
- Borralho, N. M. G. (1995). The impact of individual tree mixed models (BLUP) in tree breeding strategies. In *Eucalyptus plantations: Improving Fibre Yield and Quality*, ed. N. M. G. Borralho, B. M. Potts, J. B. Reid, R. N. Cromer, W. N. Tibbits & C. A. Raymond, pp. 141-145. Hobart, Austrália: CRC-IUFRO.
- Borralho, N. M. G. (1997). Seed orchards or cuttings: which is the best? In *IUFRO Conference on Silviculture and Improvement of Eucalypts*, pp. 330-336. Salvador, Brazil: EMBRAPA.
- Borralho, N. M. G. & Potts, B. M. (1996). Accounting for native stand characteristics in genetic evaluations of open-pollinated progeny from a *Eucalyptus globulus* base population. *New Forests (Historical Archive)*, **11**, 53-64.
- Borralho, N. M. G. & Dutkowski, G. W. (1998). Comparison of rolling front and discrete generation breeding strategies for trees. *Canadian Journal of Forest Research*, **28**, 987-993.
- Borralho, N. M. G. & Wilson, P. J. (1994). Inheritance of initial survival and rooting of *Eucalyptus globulus* Labill. stem cuttings. *Silvae genetica*, **43**, 238-242.
- Borralho, N. M. G. & Cotterill, P. P. (1994). Genetic Improvement of *Eucalyptus globulus*. In *Eucalyptus for Biomass Production*, ed. J. S. Pereira & H. Pereira, pp. 85-99. CEC.
- Borralho, N. M. G., Almeida, I. M. & Cotterill, P. P. (1992a). Genetic control of growth of young *Eucalyptus globulus* clones in Portugal. *Silvae genética*, **41**, 100-105.
- Borralho, N. M. G., Araújo, J. A., Rafael, J. & Sousa, A. P. M. (2003). Importance of site characteristics, forest management and genetics on the quality of *Eucalyptus* wood for pulp and paper production. In *28th EUCEPA Conference on Sustainable Development for the pulp and paper industry*, pp. 214-218. Lisbon, Portugal: Tecnicepa.
- Borralho, N. M. G., Kanowski, P. J. & Cotterill, P. P. (1992c). Genetic control of growth of *Eucalyptus globulus* in Portugal. I. Genetic and Phenotypic Parameters. *Silvae genetica*, **41**, 39-45.
- Borralho, N. M. G., Kanowski, P. J. & Cotterill, P. P. (1992d). Genetic control of growth of *Eucalyptus globulus* in Portugal. II. Efficiencies of early selection. *Silvae genética*, **41**, 70-77.
- Borralho, N. M. G., Cotterill, P. P. & Kanowski, P. J. (1992b). Genetic parameters and gains

- expected from selection for dry weight in *Eucalyptus globulus* ssp. *globulus* in Portugal. *Forest Science*, **38**, 80-94.
- Borralho, N. M. G., Cotterill, P. P. & Kanowski, P. J. (1993). Breeding objectives for pulp production of *Eucalyptus globulus* under different industrial cost structures. *Canadian Journal of Forest Research*, **23**, 648-656.
- Borralho, N. M. G., Jarvis, S. F. & Potts, B. M. (1995). Multivariate restricted maximum likelihood estimation of genetic parameters for diameter at 3 to 5 years in the *Eucalyptus globulus* base population in Australia. In *Eucalyptus plantations: Improving Fibre Yield and Quality*, ed. N. M. G. Borralho, B. M. Potts, J. B. Reid, R. N. Cromer, W. N. Tibbits & C. A. Raymond, pp. 230-232. Hobart, Austrália: CRC-IUFRO.
- Brooker, M. I. H. (2000). A new classification of the genus *Eucalyptus* L'Her. (*Murtaceae*). *Australian Systematics Botany*, **13**, 79-148.
- Burdon, R. D. (1977). Genetic correlation as a concept for studying genotype-environment interaction in forest tree breeding. *Silvae genética*, **26**, 168-175.
- Burley, J. & Hughes, J. F. (1977). *Proposals for cooperative research in forestry and wood products between Commonwealth Forestry Institute (Oxford) and Instituto Superior de Agronomia (Lisbon)*. Lisboa: Instituto Superior de Agronomia. Relatório não publicado.
- Canas, I., Soria, F., Lopez, G., Astorga, R. & Toval, G. (2004). Genetic parameters for rooting trait in *Eucalyptus globulus* (labill). In *IUFRO Conference Eucalyptus in a changing world*, ed. N. M. G. Borralho, J. S. Pereira, C. Marques, J. Coutinho, M. Madeira & M. Tomé, pp. 159-160. Aveiro: RAIZ.
- Carocha, V., Melo, M., Araujo, J. A., Borralho, N. M. G. & Marques, C. M. (2004). Candidate gene mapping in *E. globulus*. In *IUFRO Conference Eucalyptus in a changing world*, ed. N. M. G. Borralho, J. S. Pereira, C. Marques, J. Coutinho, M. Madeira & M. Tomé, pp. 359-363. Aveiro: RAIZ.
- CELPA (2004). *Boletim Estatístico 2004*. Lisboa: CELPA – Associação da Indústria Papeleira.
- Chambers, P. (1994). *An Examination of the Natural Variation and Genetic Control of Survival in Eucalyptus globulus ssp. globulus, and the Implications of Incorporating Survival into Selection*. Hobart: Department Plant Science, University of Tasmania.
- Chambers, P. G. S. & Borralho, N. M. G. (1997). Importance of survival in short-rotation tree breeding programs. *Canadian Journal of Forest Research*, **27**, 911-917.
- Chambers, P. G. S., Borralho, N. M. G. & Potts, B. M. (1996). Genetic analysis of survival in *Eucalyptus globulus* ssp. *globulus*. *Silvae genética*, **45**, 107-112.

- Cornelius, J. (1994). Heritabilities and additive genetic coefficients of variation in forest trees. *Canadian Journal of Forest Research*, **24**, 372-379.
- Costa-e-Silva, J., Potts, B. M. & Dutkowski, G. W. (2005). *Genotype by environment interaction for growth of Eucalyptus globulus within and across Australia, Chile, Portugal and Spain*. Cooperative Research Centre for Sustainable Production Forestry, Australia. Relatório não publicado.
- Costa-e-Silva, J., Borralho, N. M. G. & Potts, B. M. (2004). Additive and non-additive genetic parameters from clonally replicated and seedling progenies of *Eucalyptus globulus*. *TAG Theoretical and Applied Genetics*, **108**, 1113-1119.
- Costa-e-Silva, J., Potts, B. M. & Dutkowski, G. (2006). Genotype by environment interaction for growth of *Eucalyptus globulus* in Australia. *Tree Genetics & Genomes*, **2**, 61-75.
- Cotterill, P. P. (1997). Nucleus breeding: is it OK for *Pinus* and *Eucalyptus*? In *IUFRO Conference on Silviculture and Improvement of Eucalypts*, pp. 277-284. Salvador, Brazil: EMBRAPA.
- Cotterill, P. P. & Brindbergs, M. L. (1997). Growth of first and second generation *Eucalyptus globulus* clonal cuttings and seedlings. In *IUFRO Conference on Silviculture and Improvement of Eucalypts*, pp. 233-238. Salvador, Brazil: EMBRAPA.
- Cotterill, P. P., Dean, C. A., Cameron, J. & Brindbergs, M. (1989). Nucleus breeding: A new strategy for rapid improvement under clonal forestry. In *IUFRO Conference on Breeding Tropical Trees: Population Structure and genetic Improvement Strategies in Clonal and Seedling Forestry*, ed. G. I. Gibson, A. R. Griffin & A. C. Matheson, pp. 39-51. Pattaya, Thailand: Oxford Forestry Institute.
- Dean, C. A., Cotterill, P. P., Borralho, N. M. G. & Brindbergs, M. L. (1993). *First-generation open-pollinated testing of Eucalyptus globulus: Trials 7 and 8*. Technical Report. CELBI.
- Dean, G. H., French, J. & Tibbits, W. N. (1990). Variation in pulp and papermaking characteristics in a field trial of *Eucalyptus globulus*. In *44th ANNUAL Appita General Conference*, pp. 14-21. Rotorua, New Zealand.
- Dillner, B., Ljunger, A., Herub, O. A. & Thune-Larsen, E. (1969). *The breeding of Eucalyptus globulus on the basis of wood density, chemical composition and growth rate*. Technical Report. Billerud.
- Dillner, B., Ljunger, A., Herub, O. A. & Thune-Larsen, E. (1971). The breeding of *Eucalyptus globulus* on the basis of wood density, chemical composition and growth rate. In *Symposium on the Production and Industrial Utilization of Eucalyptus*, pp. 120-153. Genève: United Nations.
- Doughty, R. W. (2000). *The Eucalyptus. A Natural and Commercial History of the Gum Tree*. Center Books in Natural History. Baltimore and London: The John Hopkins University Press.

- Downes, G. M., Hudson, I. L., Raymond, C. A., Dean, G. H., Michell, A. J., Schimleck, L. R., Evans, R. & Muneri, A. (1997). *Sampling Plantation Eucalypts for Wood and Fibre Properties*. Collingwood, Austrália: CSIRO Publishing.
- DGF (2001). *Inventário Florestal Nacional, Portugal Continental (3ª Revisão 1995-1998)*. Lisboa: Direcção-Geral das Florestas.
- Dutkowski, G. W. (1995). Genetic variation in drought susceptibility of *Eucalyptus globulus* ssp *globulus* in plantations in Western Australia. In *Eucalyptus plantations: Improving Fibre Yield and Quality*, ed. N. M. G. Borralho, B. M. Potts, J. B. Reid, R. N. Cromer, W. N. Tibbits & C. A. Raymond, pp. 199-203. Hobart, Austrália: CRC-IUFRO.
- Dutkowski, G. W. & Potts, B. M. (1999). Geographic patterns of genetic variation in *Eucalyptus globulus* ssp *globulus* and a revised racial classification. *Australian Journal of Botany*, **47**, 237-262.
- Eldridge, K., Davidson, J., Harwood, C. & van Wyk, G. (1993). *Eucalypt Domestication and Breeding*. Oxford: Clarendon Press.
- Eldridge, K. G. (1978). Genetic improvement of eucalypts. *Silvae genetica*, **27**, 205-209.
- Freeman, J., Marques, C. M. P., Carocha, V., Borralho, N. M. G., Potts, B. M. & Vaillancourt, R. E. (2007). Origins and diversity of the Portuguese Landrace of *Eucalyptus globulus*. *Annals of Forest Science*, no prelo.
- Gaspar, M. J. & Borralho, N. M. G. (2004). Comparing estimates of heritability based on clones, parent-offspring and open pollinated progenies of *E. globulus*. In *IUFRO Conference Eucalyptus in a changing world*, ed. N. M. G. Borralho, J. S. Pereira, C. Marques, J. Coutinho, M. Madeira & M. Tomé, pp. 173-174. Aveiro: RAIZ.
- Gaspar, M. J., Borralho, N. M. G. & Gomes, A. L. (2005). Comparison between field performance of cuttings and seedlings of *Eucalyptus globulus*. *Annals of Forest Science*, **62**, 837-841.
- Gemas, V. J. V., Neves, L. O., Araújo, C. & Fevereiro, P. (2004). How can ISSR markers be useful in the management of genetic resources in a *Eucalyptus globulus* ssp *globulus* baseline collection. In *IUFRO Conference Eucalyptus in a changing world*, ed. N. M. G. Borralho, J. S. Pereira, C. Marques, J. Coutinho, M. Madeira & M. Tomé, pp. 373-379. Aveiro: RAIZ.
- Goes, E. (1962). *Os Eucaliptos em Portugal. Ecologia, Cultura e Produção*. Lisboa: DGSA, Ministerio da Economia.
- Goes, E. (1985). *Os Eucaliptos. Identificação e Monografia de 121 espécies existentes em Portugal*. Portucel.

- Gominho, J., Rodrigues, J., Almeida, M. H. A., Leal, A. M. C., Cotterill, P. P. & Pereira, H. (1997). Assessment of pulp yield and lignin content in a first generation clonal testing of *Eucalyptus globulus* in Portugal. In *IUFRO Conference on Silviculture and Improvement of Eucalypts*, pp. 84-89. Salvador, Brazil: EMBRAPA.
- Greaves, B. L., Borralho, N. M. G. & Raymond, C. A. (1997). Breeding objective for plantation eucalypts grown for production of kraft pulp. *Forest Science*, **43**, 465-472.
- Greaves, B. L., Borralho, N. M. G., Raymond, C. A. & Farrington, A. (1995). Use of a pilodyn for the indirect selection of basic density in *Eucalyptus nitens*. In *Eucalyptus plantations: Improving Fibre Yield and Quality*, ed. N. M. G. Borralho, B. M. Potts, J. B. Reid, R. N. Cromer, W. N. Tibbits & C. A. Raymond, pp. 106-109. Hobart, Austrália: CRC-IUFRO.
- Harbert, J. L., Griffin, A. R. & Espejo, J. (1999). Mass controlled pollination of *Eucalyptus globulus*: a practical reality. *Canadian Journal of Forest Research*, **29**, 1457-1463.
- Hardner, C. M., Potts, B. M. & Gore, P. L. (1998). The relationship between cross success and spatial proximity of *Eucalyptus globulus* ssp *globulus* parents. *Evolution*, **52**, 614-618.
- Hardner, C. M., Vaillancourt, R. E. & Potts, B. M. (1996). Stand Density Influences Outcrossing Rate and Growth of Open-Pollinated Families of *Eucalyptus globulus*. *Silvae genetica*, **45**, 226-228.
- House, S. M. (1997). Reproductive Biology of *Eucalyptus*. In *Eucalypt Ecology*, ed. J. Williams & J. Woinarski, pp. 30-55. Cambridge: Cambridge University Press.
- Jordan, G. J., Potts, B. M., Kirkpatrick, J. B. & Gardiner, C. (1993). Variation in the *Eucalyptus globulus* complex revisited. *Australian Journal of Botany*, **43**, 763-785.
- Kellison, R. C., Koch, P., Kossuth, S., Pope, P. & Smith, H. D. (1983). *Trip Report. Future expectations of Portuguese forestry*. Lisboa: Instituto Superior de Agronomia. Relatório não publicado.
- Kinghorn, B. P. (1994). A tactical approach to breeding for information-rich designs. In *5th World Congress on Genetics Applied to Livestock Production*, ed. C. Smith et al., Vol. 18, pp. 255-261. 5th WCGALP, Guelph, Canada.
- Kirkpatrick, J. B. (1975). *Geographical Variation in Eucalyptus globulus*. Canberra: Australian Government Publishing Service.
- Leal, A. M. C. & Cotterill, P. P. (1997). Mass control-pollination of *Eucalyptus globulus*. In *IUFRO Conference on Silviculture and Improvement of Eucalypts*, pp. 256-258. Salvador, Brazil: EMBRAPA.

- Lemos, L., Carvalho, R., Araujo, J. A. & Borralho, N. M. G. (1997). Importance of additive genetic and specific combining ability effects for rooting ability of stem cuttings in *Eucalyptus globulus*. *Silvae genetica*, **46**, 307-309.
- Libby, W. J. (1973). Domestication strategies for forest trees. *Canadian Journal of Forest Research*, **3**, 265-276.
- Lima, J. M. (1920). *Eucalipto e Acácias*. Porto: Livraria do Lavrador.
- Lopez, G. A., Potts, B. M., Dutkowski, G. W. & Rodriguez-Traverso, J. M. (2001). Quantitative genetics of *Eucalyptus globulus*: affinities of land race and native stand localities. *Silvae genetica*, **50**, 244-252.
- Louzada, J. L., Gaspar, M. J. & Bento, E. M. (2005). Uso do Pilodyn para a estimativa da densidade da madeira de *Eucalyptus nitens*. In *A Floresta e as Gentes. 5º Congresso Florestal Nacional*, ed. R. Silva & F. Páscoa, pp. 145-146. Lisboa: Sociedade Portuguesa Ciências Florestais.
- MacDonald, A. C., Borralho, N. M. G. & Potts, B. M. (1997). Genetic variation for growth and wood density in *Eucalyptus globulus* ssp. *globulus* in Tasmania (Australia). *Silvae genetica*, **46**, 236-241.
- Machado, D. P. (1966). *Pomares Produtores de Semente seleccionada de Eucalyptus globulus L. A selecção de plantios plus no viveiro*. Estudos e Informação. Lisboa: DGSFA, Secretaria de Estado da Agricultura.
- Marques, C. M., Vasquez-Kool, J., Carocha, V. J., Ferreira, J. G., O'Malley, D. M., Liu, B.-H. & Sederoff, R. (1999). Genetic dissection of vegetative propagation traits in *Eucalyptus tereticornis* and *E. globulus*. *TAG Theoretical and Applied Genetics*, **99**, 936-946.
- Marques, C. M., Araujo, J. A., Ferreira, J. G., Whetten, R., O'Malley, D. M., Liu, B.-H. & Sederoff, R. (1998). AFLP genetic maps of *Eucalyptus globulus* and *E. tereticornis*. *TAG Theoretical and Applied Genetics*, **96**, 727-737.
- Marques, C. M., Carocha, V., Araujo, J. A., Ferreira, J. G., O'Malley, D. M., Liu, B.-H. & Sederoff, R. (1997). Mapping in *Eucalyptus* for tree improvement – a comparison of the PGRI and MapMaker software. In *IUFRO Conference on Silviculture and Improvement of Eucalypts*, pp. 116-122. Salvador, Brazil: EMBRAPA.
- Marques, C. M., Carocha, V. J., Pereira de Sá, A. R., Oliveira, M. R., Pires, A. M., Sederoff, R. & Borralho, N. M. G. (2005). Verification of QTL linked markers for propagation traits in *Eucalyptus*. *Tree Genetics & Genomes*, **1**, 103-108.
- Mata, A. (1991). Ensaio de Procedencia de *Eucalyptus globulus* Labill en Galicia (España). In *2º Congresso Florestal Nacional*. Lisboa: Sociedade Portuguesa Ciências Florestais.

- Matheson, A. C. & Cotterill, P. P. (1990). Utility of Genotype x Environment interactions. *Forest Ecology and Management*, **30**, 159-174.
- McGowen, M., Potts, B. M., Vaillancourt, R. E., Gore, P. L., Williams, D. R. & Pilbeam, D. J. (2004). The genetic control of sexual reproduction in *Eucalyptus globulus*. In *IUFRO Conference Eucalyptus in a changing world*, ed. N. M. G. Borralho, J. S. Pereira, C. Marques, J. Coutinho, M. Madeira & M. Tomé, pp. 104-108. Aveiro: RAIZ.
- Melo, J. R. & Sardinha, R. M. A. (2001). O eucaliptal da região de Odemira. Sua importancia para a produção de pastas kraft. *Silva Lusitana*, **9**, 109-122.
- Miranda, I., Almeida, M. H. & Pereira, H. (2001). Influence of provenance, subspecies, and site on wood density in *Eucalyptus globulus* Labill. *Wood and Fibre Science*, **33**, 9-15.
- Moralejo, M., Rochange, F., Boudet, A. & Teulières, C. (1998). Generation of transgenic *Eucalyptus globulus* plantlets through *Agrobacterium tumefaciens* mediated transformation. *Australian Journal of Plant Physiology*, **25**, 207-212.
- Moran, G. F. (1992). Patterns of genetic diversity in Australian tree species. *New Forests (Historical Archive)*, **6**, 49-66.
- Moura, V. P. G., Barnes, R. D. & Birks, J. S. (1987). A comparison of three methods of assessing wood density in provenances of *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh, and other *Eucalyptus* species in Brazil. *Australian Forest Research*, **17**, 83-90.
- Muneri, A. & Raymond, C. A. (2000). Genetic parameters and genotype-by-environment intractions for basic density, pilodyn penetration and stem diameter in *Eucalyptus globulus*. *Forest Genetics*, **7**, 317-328.
- Paux, E., Carocha, V., Marques, C., Mendes de Sousa, A., Borralho, N. M. G., Sivadon, P. & Grima-Pettenati, J. (2005). Transcript profiling of *Eucalyptus* xylem genes during tension wood formation. *New Phytologist*, **167**, 89-100.
- Pereira, H. & Araujo, C. (1990). Raw-material quality of fast grown *Eucalyptus globulus* during the first year. *IAWA Bulletin*, **11**, 421-427.
- Pinto, G., Neves, L., Santos, C. & Araujo, C. (2002). Somatic embryogenesis and plant regeneration in *Eucalyptus globulus* Labill. *Plant Cell Reports*, **21**, 208-213.
- Potts, B. M. & Wiltshire, R. J. E. (1997). Genetics and Genecology. In *Eucalyptus Ecology*, ed. J. Williams & J. Woinarski, pp. 56-91. Cambridge: Cambridge University Press.
- Potts, B. M., Volker, P. W., Hodge, G. R., Borralhas, N. M. G., Hardner, C. M. & Owen, J. V. (1995).

- Genetic limitations in the exploitation of base populations of *Eucalyptus globulus* ssp *globulus*. In *Eucalyptus plantations: Improving Fibre Yield and Quality*, ed. N. M. G. Borralho, B. M. Potts, J. B. Reid, R. N. Cromer, W. N. Tibbits & C. A. Raymond, pp. 217-221. Hobart, Austrália: CRC-IUFRO.
- Potts, B. M., Vaillancourt, R. E., Jordan, G., Dutkowski, G., Silva, J. C., McKinnon, G., Steane, D., Volker, P., Lopez, G., Apiolaza, L., Li, Y., Marques, C. & Borralho, N. M. G. (2004). Exploration of the *Eucalyptus globulus* gene pool. In *IUFRO Conference Eucalyptus in a changing world*, ed. N. M. G. Borralho, J. S. Pereira, C. Marques, J. Coutinho, M. Madeira & M. Tomé, pp. 46-61. Aveiro: RAIZ.
- Pryor, L. D. & Johnson, L. A. S. (1971). *A classification of the Eucalyptus*. Canberra: Australian National University Press.
- Radich, M. C. & Alves, A. A. M. (2000). *Dois séculos da floresta em Portugal*. Lisboa: CELPA.
- Raymond, C. A. (2002). Genetics of *Eucalyptus* wood properties. *Annals of Forest Science*, **59**, 525-531.
- Raymond, C. A. & MacDonald, A. C. (1998). Where to shoot your pilodyn: within tree variation in basic density in plantation *Eucalyptus globulus* and *E. nitens* in Tasmania. *New Forests*, **15**, 205-221.
- Raymond, C. A. & Schimleck, L. R. (2002). Development of near infrared reflectance analysis calibrations for estimating genetic parameters for cellulose content in *Eucalyptus globulus*. *Canadian Journal of Forest Research*, **32**, 1-7.
- Raymond, C. A., Schimleck, L. R., Muneri, A. & Michell, A. J. (2001). Genetic parameters and genotype-by-environment interactions for pulp yield predicted using near infrared reflectance analysis and pulp productivity in *Eucalyptus globulus*. *Forest Genetics*, **8**, 213-224.
- Ribeiro, M. M., Sánchez, L., Ribeiro, V., Carocha, V., Araujo, J. A., Borralho, N. M. G. & Marques, C. M. (2004). Molecular estimates of similarity in *Eucalyptus globulus*. In *IUFRO Conference Eucalyptus in a changing world*, ed. N. M. G. Borralho, J. S. Pereira, C. Marques, J. Coutinho, M. Madeira & M. Tomé, pp. 418. Aveiro: RAIZ.
- Rochange, F., Serrano, L., Marque, C., Teulieres C. & Boudet, A.-M. (1995). DNA delivery into *Eucalyptus globulus* zygotic embryos through biolistics: optimization of the biological and physical parameters of bombardment for two different particle guns. *Plant Cell Reports*, **14**, 674-678.
- Sánchez, L., Ribeiro, M. M., Ribeiro, C., Araujo, J. A., Borralho, N. M. G. & Marques, C. M. (2004). Optimizing the choice of microsatellite markers for fingerprinting *Eucalyptus*. In *IUFRO Conference Eucalyptus in a changing world*, ed. N. M. G. Borralho, J. S. Pereira, C. Marques, J. Coutinho, M. Madeira & M. Tomé, pp. 421-422. Aveiro: RAIZ.

- Schimleck, L. R. & Michell, A. J. (1998). Determination of within tree variation in kraft pulp yield using near-infrared spectroscopy. *Tappi Journal*, **81**, 229-236.
- Shelbourne, C. J. A. (1991). Genetic gains from different kinds of breeding populations and seed or plant production population. In *IUFRO Symposium, Intensive Forestry: The Role of Eucalypts*, ed. A. P. G. Schonau, pp. 300-317. Durban: South African Institute of Forestry.
- Skabo, S., Vaillancourt, R. E. & Potts, B. M. (1998). Fine-scale genetic structure of *Eucalyptus globulus* ssp *globulus* forest revealed by RAPDs. *Australian Journal of Botany*, **46**, 583-594.
- Snedden, C. L. & Verry, S. D. (2004). A comparative study of predicted gains from a cloned breeding population and the implications for deployment. In *IUFRO Conference Eucalyptus in a changing world*, ed. N. M. G. Borralho, J. S. Pereira, C. Marques, J. Coutinho, M. Madeira & M. Tomé, pp. 137-144. Aveiro: RAIZ.
- Soria, F. & Borralho, N. M. G. (1997). The genetics of resistance to *Phoracantha semipunctata* attack in *Eucalyptus globulus* in Spain. *Silvae genetica*, **46**, 365-369.
- Toro, M. A., Silio, L., Rodriguez, M. C., Soria, F. & Toval, G. (1998). Genetic analysis of survival to drought in *Eucalyptus globulus* in Spain. In *6th World Congress of Genetics Applied to Livestock Production*, Vol. 27, pp. 499-502. 6WCGALP, Armidale, Australia.
- Trindade, H. & Pais, M. S. (2003). Meristematic nodule culture: a new pathway for in vitro propagation of *Eucalyptus globulus*. *Trees – Structure and Function*, **17**, 308-315.
- Trindade, H., Boavida, L. C., Borralho, N. M. G. & Feijó, J. A. (2001). Successful Fertilization and Seed Set from Pollination on Immature Non-dehiscent Flowers of *Eucalyptus globulus*. *Annals of Botany*, **87**, 469-475.
- Wallis, A. F. A., Wearne, R. H. & Wright, P. J. (1997). New approaches to rapid analysis of cellulose in wood. In *International Symposium on Wood and Pulping Chemistry*, pp. 1-4. Montreal, Canada: Canadian Pulp and Paper Association.
- Wei, X. & Borralho, N. M. G. (1996). A simple model to describe age trends in heritability in short rotation tree species. In *IUFRO Conference on Tree Improvement for Sustainable Tropical Forestry*, ed. M. J. Dieters, A. C. Matheson, D. G. Nikles, C. E. Harwood & S. M. Walker, pp. 178-181. Caloundra, Australia: QFRI.

O eucaliptal e os recursos hídricos

Jorge S. David¹, Teresa S. David²
e Fernanda Valente³

¹ Departamento de Engenharia Florestal,
Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa.
E-mail: soaresdavid@isa.utl.pt

² Estação Florestal Nacional,
Instituto Nacional de Recursos Biológicos.
E-mail: teresa.david@efn.com.pt

³ Departamento de Matemática,
Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa.
E-mail: fvalente@isa.utl.pt

I – INTRODUÇÃO

O principal dilema na gestão dos recursos naturais é a necessidade de opção entre ganhos económicos imediatos e o uso sustentado dos recursos, visando uma eficácia económica de médio ou longo prazo conjugada com a ausência de rupturas na relação do homem com o meio físico-biológico. Entre os recursos naturais, a água requer particular atenção pelo seu papel relevante em quase todos os domínios da actividade humana. Com efeito, os recursos hídricos são partilhados praticamente por todos os sectores da actividade económica, constituindo um factor de desenvolvimento quando disponíveis em quantidade e qualidade. A água é essencial à produção florestal e agrícola, à produção industrial, à produção de energia, ao abastecimento de populações, a actividades de lazer e recreio, etc. Face a esta diversidade de solicitações a que os recursos hídricos podem estar sujeitos e que, em certos casos, não é possível satisfazer totalmente, é premente a sua gestão racional, quer a nível local, quer nacional.

A gestão dos recursos hídricos deve fazer-se preferencialmente ao nível das bacias hidrográficas, que constituem unidades em que a análise dos problemas hidrológicos é mais fácil de equacionar. Dado que as florestas ocupam normalmente a parte de montante das bacias e condicionam os recursos hídricos a jusante, é fundamental o conhecimento das suas influências no comportamento hidrológico global. Poderão ser suscitadas dúvidas quanto ao impacte positivo ou negativo das florestas no recurso “água” e na actividade humana dele dependente.

No caso particular do eucalipto, os primeiros conflitos com impacto social e político surgiram por volta dos anos 30 do século XX, quando os agricultores de diversos países (por exemplo África do Sul, Índia e Portugal) se começaram a queixar de decréscimos na produção das culturas situadas perto de plantações ou quebra-ventos de eucalipto (Pereira, 1973; Calder, 1994). A preocupação suscitada por estes efeitos secundários generalizou-se e os eucaliptais tornaram-se rapidamente alvo de uma controvérsia ambiental

que atingiu o seu auge nas décadas de 70 e 80 do século XX. No entanto, os argumentos envolvidos na discussão mantiveram-se incipientes durante muito tempo, combinando intepretações empíricas e meras convicções subjectivas. Após esta fase de alguma confusão argumentativa, muita investigação científica sólida foi desenvolvida sobre o tema, permitindo uma análise sustentada em bases mais fundamentadas. É neste contexto que nos propomos re-equacionar o problema, enquadrando os efeitos particulares das plantações de eucalipto na temática mais abrangente das influências hidrológicas das florestas.

2 – AS FLORESTAS E OS RECURSOS HÍDRICOS

2.1 – CICLO HIDROLÓGICO E BALANÇO HIDROLÓGICO

Ao nível do globo terrestre, a água move-se num sistema fechado, i.e. sem entradas nem saídas significativas através das suas fronteiras, numa sequência contínua de processos de movimento, armazenamento e mudanças de estado, a que se chama ciclo hidrológico. Quando se reduz a unidade de análise, do globo para uma parcela da fase continental, passa-se naturalmente do conceito de sistema fechado para o conceito de sistema aberto, havendo agora a necessidade de ter em conta as entradas e saídas de água através das fronteiras da zona considerada. O equacionamento do movimento e armazenamento de água numa bacia hidrográfica é caracterizado pelo princípio de conservação da massa, que se concretiza na equação do balanço hidrológico:

$$P = Q + ET \pm \Delta A, \quad [\text{eq. 1}]$$

onde P é a precipitação, Q o escoamento, ET a evapotranspiração e ΔA a variação no armazenamento de água no interior da bacia. P representa a entrada de água no sistema e Q e ET correspondem às saídas.

A nível anual, a variação no armazenamento (ΔA) é frequentemente desprezável, podendo a equação (1) ser reescrita como:

$$P = Q + ET. \quad [\text{eq. 2}]$$

Os impactes hidrológicos globais das florestas dependerão da combinação dos seus efeitos particulares em cada um dos elementos da equação do balanço, que passaremos a analisar.

2.2 – INFLUÊNCIAS DAS FLORESTAS NA PRECIPITAÇÃO

A precipitação (P) é condicionada por fenómenos meteorológicos locais e globais, dependendo essencialmente da circulação geral da atmosfera. Como essa circulação é fundamentalmente determinada pela distribuição da radiação no espaço e no tempo, a precipitação e as características climáticas serão alteradas quando existirem modificações significativas nos balanços locais e globais da energia. É neste contexto que são explicadas as influências dos gases com efeito de estufa, da actividade vulcânica e das características térmicas das correntes marinhas.

O papel que as florestas têm, ou não, a este nível tem sido objecto de grande controvérsia ao longo do tempo (Lee, 1980). Após uma fase em que se admitia que as florestas “faziam chover” (início do século XX) seguiu-se uma outra (anos 60 a 80 do século XX) em que se considerava que o tipo de vegetação era irrelevante para o valor da precipitação. Em anos mais recentes, acabou por reconhecer-se que as influências climáticas globais das florestas podem, de facto, ser significativas (Shuttleworth et al., 1991; Ward & Robinson, 2000). Esta última posição da comunidade científica internacional baseia-se em resultados de simulação com modelos climatológicos globais (GCMs), que identificaram como principais causas para esses efeitos os valores do albedo, da resistência aerodinâmica e do sequestro do CO_2 atmosférico pelas florestas. No entanto, estas influências das florestas só se farão sentir quando as alterações do tipo de vegetação forem de grande escala, podendo continuar a considerar-se que, em termos práticos e ao nível das pequenas/médias bacias, o valor da precipitação não é significativamente alterado pela vegetação.

2.3 – INFLUÊNCIAS DAS FLORESTAS NA EVAPOTRANSPIRAÇÃO E NA INFILTRAÇÃO

É hoje genericamente reconhecido que as florestas estão normalmente associadas a valores particularmente elevados, quer da evapotranspiração, quer da infiltração dos solos (Lee, 1980; Calder, 1990; Ward & Robinson, 2000). Em relação à evapotranspiração de florestas, convém recordar que há dois processos fundamentais que contribuem para o seu valor global:

- a perda por intercepção: quantidade de água da precipitação temporariamente retida pela vegetação e directamente evaporada das folhas e tecidos lenhosos húmidos;
- a transpiração: quantidade de água absorvida pelas raízes e libertada principalmente através dos estomas das folhas.

Enquanto que a perda por intercepção é condicionada apenas por aspectos físicos, a transpiração envolve também mecanismos de controlo fisiológico exercidos pelas plantas. Ambos os processos são determinados pelo poder evaporativo da atmosfera (radiação e secura do ar) e pela disponibilidade de água. O valor total da perda por intercepção depende das características e do regime da precipitação, da capacidade de armazenamento da vegetação e da taxa de evaporação da água interceptada (David et al., 2005). Esta taxa de evaporação é condicionada essencialmente pela resistência aerodinâmica da camada limite, que controla a transferência de vapor entre a superfície das folhas húmidas e a atmosfera, e que depende da rugosidade aerodinâmica do copado e da velocidade do vento (David et al., 2005). A transpiração é predominantemente condicionada pela resistência do copado, que representa a influência combinada dos estomas de todas as folhas. No essencial, o controlo estomático tende a balancear o poder evaporativo da atmosfera junto às folhas com as disponibilidades hídricas na zona das raízes, evitando o dessecamento das plantas e o embolismo xilémico (Buckley, 2005).

Os pesos relativos da perda por intercepção e da transpiração na evapotranspiração total são muito variáveis, dependendo do tipo de clima. Gash & Stewart (1977) e McNaughton & Jarvis (1983) referem valores relativos de 75% de perda por intercepção e 25% de transpiração em climas temperados

húmidos e valores de 25% de perda por intercepção e 75% de transpiração em climas tropicais. No caso do clima Mediterrânico, prevalecente em Portugal, as proporções relativas dos dois processos estão mais próximas das do regime tropical do que das do temperado húmido. David et al. (2006) referem valores típicos para cobertos florestais do Sul de Portugal de 28% para a perda por intercepção e 72% para a transpiração. Os valores relativamente baixos da perda por intercepção no nosso clima reflectem as características do regime pluviométrico dominante: um número total de chuvadas relativamente baixo mas de elevada intensidade.

O facto de as florestas evapotranspirem normalmente mais água do que qualquer outro tipo de ocupação do solo deve-se, por um lado, à grande rugosidade aerodinâmica dos copados das florestas, o que facilita grandemente a transferência turbulenta de vapor de água (Calder, 1990; Ward & Robinson, 2000; David et al., 2005) e, por outro, à profundidade e densidade das raízes que conseguem captar a água armazenada no solo até profundidades inacessíveis a outros tipos de vegetação (Lee, 1980; Canadell et al., 1996). O primeiro aspecto afecta essencialmente o valor da perda por intercepção da precipitação, e o segundo, o da transpiração. A evapotranspiração, que é a soma destas duas componentes, é assim incrementada em florestas através dos dois processos.

Os elevados valores da infiltração de água em solos florestais são usualmente atribuídos à acção conjugada de diversos factores, nomeadamente ao teor de matéria orgânica do solo, à presença de numerosas raízes e vestígios de animais criando canalículos por onde a água se infiltra com facilidade e às taxas adicionais da infiltração provocadas pelo maior estado de secura dos solos decorrente das mais elevadas taxas de evapotranspiração (Hewlett, 1982).

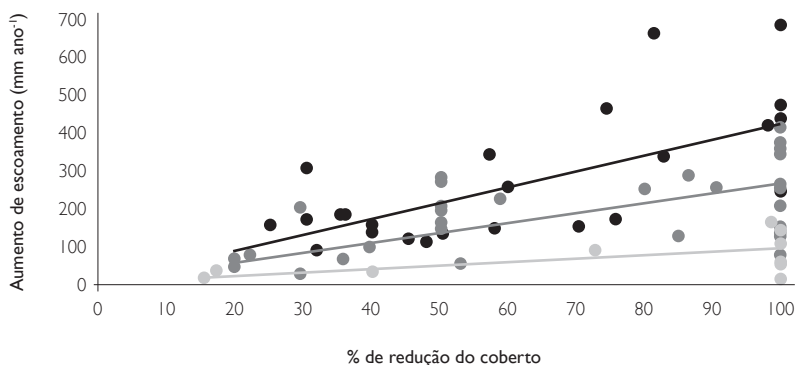
Os aspectos quantitativos das influências das florestas nos parâmetros acima referidos são porém muito diversos, variando com as características inerentes a cada tipo de floresta. A título de exemplo refere-se o facto de as espécies de folha persistente evapotranspirem mais do que as espécies de folha caduca (Lee, 1980; Bosch & Hewlett, 1982) e de as taxas de infiltração dos solos dependerem da espessura e do tipo de matéria orgânica restituída ao solo.

2.4 – AS FLORESTAS E A PRODUÇÃO DE ÁGUA

A produção de água de uma bacia, num certo intervalo de tempo, corresponde ao escoamento total Q (somatório das componentes de resposta rápida e de resposta lenta à precipitação) que é originado nesse intervalo de tempo, ou seja, à parte da precipitação que não é utilizada localmente nem na evapotranspiração, nem na recarga do armazenamento de água do solo/subsolo.

O estudo experimental da influência da percentagem de coberto florestal, do tipo de espécie, de cortes e desbastes, de fogos florestais, etc. na produção de água, faz-se normalmente recorrendo ao método dos pares de bacias (Hewlett, 1982). O método consiste em seleccionar duas bacias, o mais semelhantes possível, e nelas monitorizar pelos menos a entrada (precipitação) e a saída hidrológica (escoamento fluvial). Durante um período inicial (período de calibração), ainda sem haver alterações no coberto vegetal, os escoamentos das duas bacias são relacionados entre si até se conseguir definir um bom ajustamento estatístico (equação de calibração). Procede-se então, numa das bacias, à alteração que se pretende estudar (mudança de espécie, corte, florestação, fogo, etc.). A outra bacia mantém-se sempre inalterada funcionando como padrão de comparação (bacia de controlo). O impacto da modificação do coberto vegetal no escoamento avalia-se pela diferença entre o escoamento observado na bacia após a alteração e a estimativa do escoamento que a bacia teria na sua ausência (obtido através da equação de calibração e do escoamento da bacia de controlo).

Admitindo que a precipitação não é afectada pelo tipo de vegetação, e tendo presente a equação (2), parece óbvio que os valores particularmente elevados da evapotranspiração das florestas se irão necessariamente reflectir em baixos valores de produção de água. Tal é de facto confirmado pela quase totalidade dos trabalhos realizados em pares de bacias experimentais, cujos resultados revelam que as florestas produzem, em geral, menos água que outros tipos de cobertura vegetal (Figura 1), com os valores mais baixos a ocorrerem no caso das espécies de folha persistente (Bosch & Hewlett, 1982; Hewlett, 1982; Sahin & Hall, 1996). Estes aspectos são também evidenciados pelos aumentos de escoamento que normalmente ocorrem após cortes rasos, fogos e desbastes (Swift & Swank, 1981; Swank et al., 1988; David et al., 1994; Stednick, 1996) (Figura 2).



■ Coníferas e eucaliptos ■ Folhosas de folha caduca ■ Arbustos e herbáceas

Figura 1 – Influência de diversos tipos de coberto vegetal, e de percentagem de coberto, na produção de água de bacias experimentais. A dispersão de valores deve-se à origem diversificada dos dados (bacias de todas as regiões do globo). (Adaptado de Bosch & Hewlett, 1982).

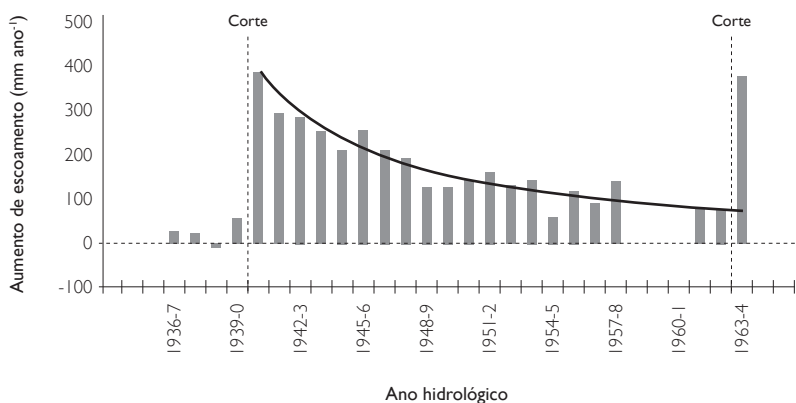


Figura 2 – Influência de um corte raso de uma floresta de folhosas no escoamento, numa bacia da Carolina do Norte. (Adaptado de Swift & Swank, 1981).

As espécies que mais evapotranspiram, e que menores escoamentos produzem, são as cultivadas intensivamente, com elevados níveis de densidade arbórea, de índice de área foliar e de preparação do terreno. As florestas mais próximas do “estado natural” têm usualmente menores densidades e são frequentemente constituídas por espécies de folha caduca sendo, por isso, menores consumidoras de água.

2.5 – AS FLORESTAS E O REGIME DO ESCOAMENTO

No regime de escoamento procura-se caracterizar a variação temporal do escoamento através da definição de períodos de cheia (caudais máximos) e períodos de seca (caudais mínimos). A interpretação das influências das florestas no regime do escoamento foi classicamente feita no âmbito do enquadramento teórico de Horton (teoria da infiltração) (Horton, 1933, 1945). Segundo este autor, a capacidade de infiltração da superfície do solo condiciona a formação de escoamento superficial (parte da precipitação que não se infiltra e origina a formação das cheias) e de escoamento subterrâneo (precipitação que se infiltra em profundidade e é responsável pelas respostas lentas das bacias à precipitação). De acordo com estes princípios era inevitável que se admitisse que as florestas, face ao seu impacto no aumento da infiltração, tendessem a regularizar o escoamento: diminuindo as pontas de cheia e aumentando e prolongando os escoamentos de resposta lenta. No entanto, esta inferência interpretativa das influências hidrológicas das florestas veio a revelar-se desajustada em certos casos, por duas razões fundamentais. Em primeiro lugar, era então ignorado que as florestas, para além de aumentarem a capacidade de infiltração do solo, aumentam também a evapotranspiração de forma muito significativa. Em segundo lugar, veio a verificar-se que o modelo interpretativo de Horton não tinha validade universal, dado que podem existir outros processos de formação de escoamento de resposta rápida alternativos ao escoamento superficial hortoniano (Hewlett, 1982; Ward & Robinson, 2000).

Quanto às influências nas cheias, a grande maioria dos trabalhos realizados ao nível de bacias veio confirmar que as florestas tendem de facto a diminuir a sua amplitude (Pereira, 1973; Plamondon, 1981). No entanto, a redução dos caudais de ponta de cheia pelas florestas parece só ser eficaz nas pequenas e médias

cheias (Hewlett, 1982; Jewitt, 2005). Nas grandes cheias, e face aos elevadíssimos valores de precipitação envolvidos, o impacto do tipo de vegetação é praticamente irrelevante (Hewlett, 1982; Jewitt, 2005).

A outra inferência da teoria de Horton, segundo a qual as florestas tenderiam a aumentar o escoamento subterrâneo, revelou-se inadequada face à realidade dos factos. Na verdade, tem-se verificado que, em numerosos casos, as florestas diminuem de forma significativa os valores das respostas lentas das bacias à precipitação (Lee, 1980; Plamondon, 1981; Jewitt, 2005). Esta situação decorre do facto de as florestas poderem aumentar, quer a infiltração, quer a evapotranspiração e, portanto, o seu efeito na recarga subterrânea dependerá do balanço relativo dos aumentos induzidos nestes dois parâmetros.

Os tipos de florestas que mais se poderão aproximar das classicamente inferidas influências regularizadoras do regime do escoamento, serão certamente os constituídos por folhosas de folha caduca que, em geral, maximizam as influências na infiltração e minimizam as influências na evapotranspiração.

2.6 – AS FLORESTAS E A EROSÃO HÍDRICA

Uma análise mais completa das influências hidrológicas imputáveis ao coberto florestal pressupõe não só o estudo das alterações provocadas no valor e distribuição dos parâmetros hidrológicos, como também o de outro tipo de influências indirectas daí decorrentes. Neste contexto assume particular relevo o estudo das influências do coberto florestal na erosão hídrica. Os resultados de numerosos trabalhos têm demonstrado que é fundamentalmente através do impacto da precipitação no solo e do escoamento superficial, que se desencadeiam as principais acções erosivas da água (Holy, 1980).

Quanto às influências das florestas na erosividade da chuva, seria de esperar que os elevados índices de área foliar tendessem a reduzir a agressividade erosiva do impacto da precipitação no solo florestal. Devido ao efeito da altura da vegetação na velocidade de impacto das gotas, o papel de contenção da erosividade da precipitação é, no entanto, mais eficazmente exercido pelo sub-bosque do que pelas copas das árvores (Hudson, 1971).

Para analisar as influências das florestas na acção erosiva do escoamento, convém recordar que as florestas reduzem, quer a produção total de escoamento, quer as respostas rápidas das bacias (cheias). Estas duas características justificam só por si o facto real de as florestas diminuírem substancialmente, quer o destacamento, quer o transporte de partículas de solo pelo escoamento (Holy, 1980; Hewlett, 1982). Para além disso, as florestas tendem também a reduzir a erodibilidade do solo, por incorporação de matéria orgânica e pela presença de raízes profundas, e a aumentar a rugosidade da superfície, reduzindo a velocidade de eventuais escoamentos superficiais. Em termos gerais, as florestas estão associadas a um conjunto de acções favoráveis que se concretizam na redução efectiva da erosão hídrica.

3 – O CASO PARTICULAR DO EUCALIPTAL: ESTADO ACTUAL DO CONHECIMENTO

3.1 – A EVAPOTRANSPIRAÇÃO DOS EUCALIPTAIS

Para analisar de forma adequada as influências dos eucaliptais na evapotranspiração, teremos de considerar os impactes nas respectivas componentes parcelares: a perda por intercepção e a transpiração. Em Portugal, a perda por intercepção foi medida em duas plantações florestais, uma de *Eucalyptus globulus* e outra de *Pinus pinaster*, na região do Ribatejo durante um período de cerca de dois anos e meio (1992-1994) (Valente et al., 1997). Os povoamentos estudados tinham índices de cobertura do solo e de área foliar relativamente semelhantes: 0,64 e 2,7 no eucaliptal e 0,6 e 3,2 no pinhal, respectivamente (Valente et al., 1997). O valor da perda por intercepção foi ligeiramente superior no pinhal (17% da precipitação) em relação ao eucaliptal (11% da precipitação). Dada a semelhança das condições meteorológicas e das características aerodinâmicas nos dois povoamentos, a maior perda por intercepção do pinhal deveu-se essencialmente à sua maior capacidade de armazenamento de água no copado (0,41 mm) relativamente

ao eucaliptal (0,21 mm) (Valente et al., 1997). Estes resultados estão de acordo com a usual maior capacidade de retenção de água das folhas aciculares e rígidas das resinosas, comparativamente às folhas largas, lisas e frequentemente pendentes das folhosas (David et al., 2005).

A transpiração foi também medida nestes mesmos dois povoamentos (pinhal e eucaliptal), pelo método de fluxo de seiva de Granier, durante a Primavera-Verão de 1994 (Loustau et al., 1996; David et al., 1997). Os valores absolutos e padrões de evolução temporal da transpiração foram muito semelhantes nos dois povoamentos. Aliás, a transpiração de cobertos florestais é normalmente um parâmetro muito conservativo para dada região climática, independentemente da espécie (Roberts, 1983, 2005). De Abril a Agosto de 1994, a transpiração foi progressivamente diminuindo em ambos os povoamentos desde valores iniciais de 3,6 e 3,0 mm dia⁻¹, na Primavera, até valores finais de Verão de 0,5 e 0,8 mm dia⁻¹ no eucaliptal e pinhal, respectivamente (Loustau et al., 1996; David et al., 1997).

Em termos gerais, a evapotranspiração (soma da perda por intercepção com a transpiração) não foi substancialmente diferente nos dois povoamentos, apesar de se tratar de espécies florestais diferentes (*E. globulus* e *P. pinaster*). Estes resultados, obtidos em Portugal, concordam no essencial com as estimativas de evapotranspiração obtidas em bacias experimentais de eucalipto (*E. grandis*) e de pinheiro (*P. patula* e *P. radiata*) na África do Sul (Dye & Bosch, 2000). Estas estimativas resultam da monitorização da evolução temporal da evapotranspiração desde a plantação até ao fecho das copas, e foram obtidas pela resolução da equação do balanço hidrológico das bacias. Os resultados mostraram que, independentemente da espécie, a evapotranspiração tende a atingir patamares máximos muito semelhantes após o fecho das copas (quando o índice de área foliar é máximo), embora os povoamentos de eucalipto alcancem esse patamar num período de tempo mais curto (Dye & Bosch, 2000).

Resumindo, os eucaliptais parecem ter consumos de água semelhantes aos de povoamentos de pinhal, para índices de área foliar equivalentes. Os particularmente elevados consumos de água por vezes atribuídos às plantações de eucalipto dever-se-ão provavelmente mais às consequências das técnicas de cul-

tivo intensivo, que promovem valores elevados de densidade arbórea e de índice de área foliar nos povoamentos, do que à espécie em si. De qualquer forma, e pelas razões atrás referidas, os eucaliptais tenderão, como qualquer outro tipo de floresta, a evapotranspirar sempre mais do que qualquer tipo alternativo de vegetação rasteira.

3.2 – Os EUCALIPTAIS E A PRODUÇÃO DE ÁGUA

O estudo mais completo até hoje realizado sobre o impacto de plantações de *Eucalyptus globulus* no volume total de escoamento (produção de água) foi realizado no Sul da Índia, recorrendo ao método dos pares de bacias (Samraj et al., 1988; Sharda et al., 1998). A experimentação incidiu sobre o comportamento hidrológico de duas bacias de cerca de 32 ha, com cobertura inicialmente constituída por vegetação herbácea. Após um período de calibração de cerca de 3 anos, uma das bacias foi florestada com *E. globulus*. A monitorização do impacte hidrológico da plantação de eucalipto prolongou-se por duas rotações: desde a plantação inicial até ao primeiro corte (1ª rotação) e por mais dez anos a seguir ao corte (2ª rotação). A precipitação média anual da região era de cerca de 1380 mm. A redução do escoamento anual induzida pela plantação ao longo do tempo, relativamente à cobertura herbácea, está representada na Figura 3. Verificou-se que os efeitos iniciais de redução do escoamento (por aumento da evapotranspiração) só se fizeram sentir quatro anos após a plantação. Na 2ª rotação, o escoamento readquire o valor pré-plantação no ano imediatamente a seguir ao corte mas a rápida regeneração por rebentação das touças faz o escoamento diminuir novamente logo no segundo ano pós-corte.

Efeitos semelhantes, de curta duração, de cortes rasos no escoamento (1-3 anos) foram também observados em bacias de *E. globulus* da Estremadura – Portugal (David et al., 1994) e da Galiza – Espanha (Fernández et al., 2006). A seguir ao corte, o escoamento observado aumenta (i.e. a redução provocada pela plantação desaparece) dado que a evapotranspiração diminuiu, mas a regeneração do povoamento é muito rápida porque o sistema radicular instalado se mantém

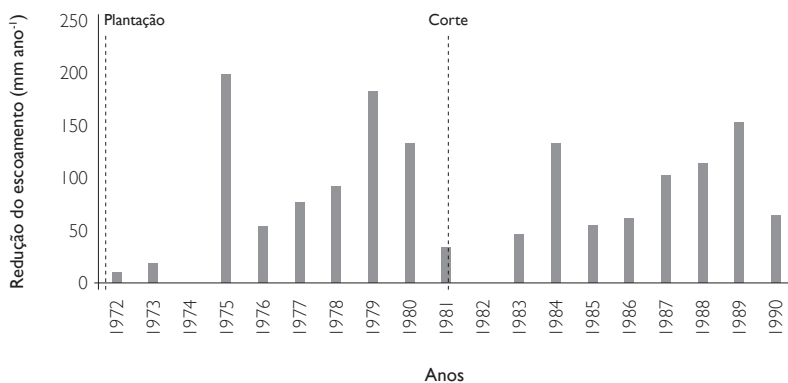


Figura 3 – Redução no escoamento total causada por uma plantação de *Eucalyptus globulus* na Índia, relativamente à situação padrão de vegetação herbácea. (Adaptado de Sharda et al., 1998).

viável durante e após o corte (David et al., 1994). No caso de estudo português, a precipitação média anual era mais baixa (800 mm) e o efeito do corte de plantações de eucalipto no escoamento foi de menor magnitude (no máximo 40 mm ano⁻¹), ou mesmo inexistente quando os anos imediatamente a seguir ao corte foram secos (baixa precipitação anual) (David et al., 1994). Estes efeitos, quer da plantação inicial, quer de cortes em povoamentos de *E. globulus* são, no essencial, consistentes com o expectável e semelhantes aos que ocorrem noutros tipos de florestas (ver secção As florestas e a produção de água). No entanto, quer o período que decorre desde a plantação inicial até à ocorrência de diminuição de escoamento, quer o período de influência dos cortes, são mais curtos do que o usual. O rápido aumento da transpiração após a plantação está ligado à rápida expansão do índice de área foliar, resultado do intenso crescimento que se verifica nas jovens plantações de eucalipto (veja-se o capítulo de Soares et al. deste volume). A intensidade de cultivo (normalmente com fertilização e preparação de terreno visando a retenção do escoamento superficial) e a elevada eficiência de uso da água (quociente entre a produção primária líquida e a transpiração)

nos primeiros anos (Pereira et al., 1989; Binkley et al., 2004; Chaves et al., 2004), contribuem para a celeridade do crescimento inicial. O efêmero efeito de cortes rasos em eucaliptais deve-se certamente à rápida regeneração dos povoamentos por talhadia.

3.3 – OS EUCALIPTAIS E O REGIME DO ESCOAMENTO

No já referido estudo de pares de bacias realizado no Sul da Índia, Sikka et al. (2003) analisaram o efeito da plantação de *E. globulus* (na 1ª e 2ª rotações) nos caudais de máxima cheia e nos caudais mínimos do mês mais seco (Figura 4). Os dados mostraram que, numa região de precipitação elevada ($\sim 1380 \text{ mm ano}^{-1}$), o valor total do escoamento é diminuído após a plantação de *E. globulus* (Samraj et al., 1988; Sharda et al., 1998) (Figura 3) e que essa redução se faz à custa de diminuições significativas, quer das componentes rápidas (caudais de ponta de cheia), quer das componentes lentas (caudais mínimos do mês mais seco) do escoamento (Sikka et al., 2003) (Figura 4). Após cortes rasos em povoamentos adultos de *E. globulus*, o escoamento total readquire o valor inicial pré-plantação, i.e. aumenta relativamente à situação de povoamento adulto, embora este efeito seja de curta duração (1-3 anos) (David et al., 1994; Sharda et al., 1998; Fernández et al., 2006). Nos casos de estudo da Índia e de Portugal, verificou-se que esse aumento se faz normalmente à custa do incremento, quer da componente rápida, quer da componente lenta do escoamento (David et al., 1994; Sikka et al., 2003). A Figura 5 mostra, para o caso português, o impacte de um corte raso num povoamento de *E. globulus* nos caudais de ponta de cheia, no ano imediatamente a seguir ao corte (Robinson et al., 2003). Como já referido, este tipo de efeito não é detectável se os anos a seguir ao corte forem particularmente secos.

Os efeitos, quer da plantação, quer de cortes de povoamentos de *E. globulus* nas componentes do escoamento, devem-se essencialmente às variações na evapotranspiração, conforme aumenta ou diminui o índice de coberto florestal. No caso dos cortes, não é também de descuar o efeito de compactação do solo durante o processo de corte e extração da madeira, que diminui a capacidade de infiltração e aumenta o escoamento superficial (David et al., 1994).

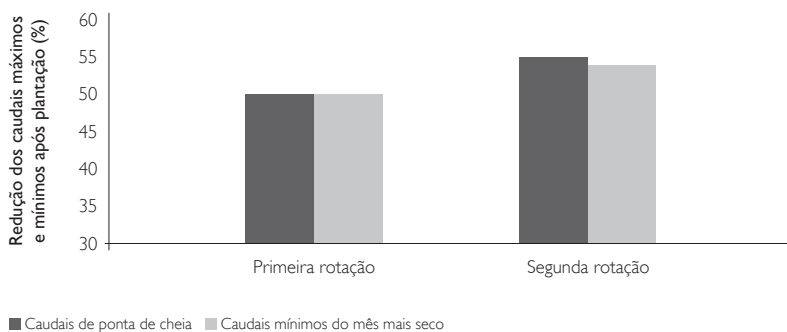


Figura 4 – Redução nos caudais médios de ponta de cheia e mínimos do mês mais seco causada por uma plantação de *Eucalyptus globulus* na Índia, relativamente à situação padrão de vegetação herbácea. (Adaptado de Sikka et al., 2003).

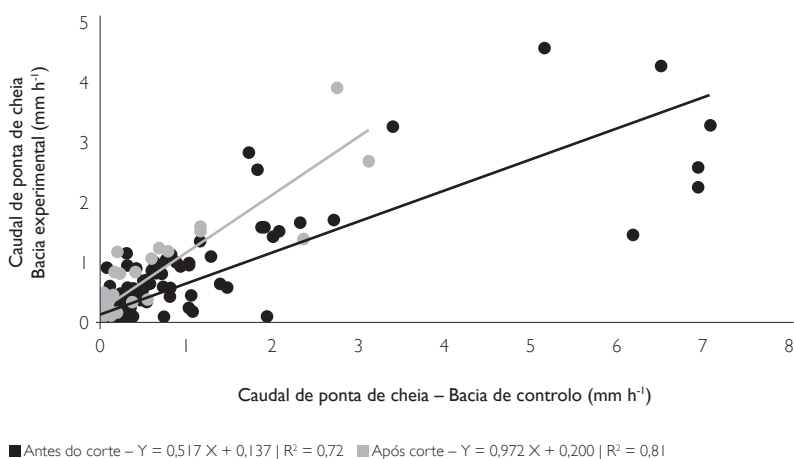


Figura 5 – Aumento dos caudais de ponta de cheia numa bacia de Portugal no ano imediatamente a seguir ao corte raso de um povoamento de *Eucalyptus globulus*, relativamente à situação padrão de povoamento adulto. (Adaptado de Robinson et al., 2003).

3.4 – OS EUCALIPTAIS E A EROSÃO HÍDRICA

Muito pouca experimentação tem sido feita sobre as influências dos povoamentos de eucalipto na erosão (Poore & Fries, 1985). No entanto, a informação disponível mostra que em povoamentos adultos de eucalipto, em zonas relativamente pluviosas, os impactes a esperar na erosão serão insignificantes (Poore & Fries, 1985; Samraj et al., 1988). Infere-se da literatura existente (Poore & Fries, 1985) que em zonas semi-áridas, e quando não há armação do terreno, poderão existir problemas de erosão laminar e por sulcos, dada a pouca abundância de estratos arbustivos, herbáceos e de folhada nos eucaliptais. Não há, no entanto, evidência experimental sobre o assunto. À semelhança do que acontece com outras espécies, os problemas mais graves ocorrerão quando da preparação do terreno para plantação e nas épocas imediatamente a seguir a cortes rasos extensivos (Poore & Fries, 1985).

No entanto, os efeitos de cortes rasos na erosão hídrica poderão ser de menor magnitude nos eucaliptais do que em povoamentos de outras espécies. De facto, tem-se verificado que os índices de erosão após corte são normalmente menores em espécies cujas raízes se mantêm viáveis após corte (como é o caso dos eucaliptos), comparativamente a espécies em que as raízes se degradam rapidamente na sequência desta intervenção (Coats & Miller, 1981). Uma densa rede de raízes contribui sempre para aumentar a estabilidade estrutural do solo e a sua resistência física à acção dos agentes erosivos. O'Loughlin (1981) refere que os sistemas radiculares de algumas espécies de eucalipto podem ser muito eficazes na contenção de movimentos de massa (*landslides*) em solos e materiais litológicos de grande instabilidade.

4 – CONSIDERAÇÕES FINAIS

Em síntese, poderemos dizer que os maiores valores de evapotranspiração das florestas são, não só uma evidência experimental, como também um fenómeno perfeitamente aceitável a nível teórico tendo em conta os factores que condicionam este processo. A intensidade com que os diversos tipos de floresta irão afectar os valores da evapotranspiração será, porém, muito diversa, variando com

as características próprias de cada tipo florestal e de cada local. Por exemplo, no caso das folhosas de folha caduca a evapotranspiração será em princípio menor do que no caso das espécies de folha persistente, dado que, durante parte do ano, algumas características do coberto florestal desaparecem na prática. Em igualdade de outras circunstâncias, os maiores consumos de água por evapotranspiração ocorrerão em princípio em florestas de produção intensiva, de alta densidade e de espécies de folha persistente.

Nesta base, as influências hidrológicas dos povoamentos de eucalipto são as normais para florestas de produção intensiva. De facto, a literatura disponível não revela qualquer contradição em relação ao que seria de esperar a partir dos conhecimentos genéricos, há muito estabelecidos, sobre as relações floresta-água. O único aspecto de possível diferenciação é o ritmo temporal (mais curto) com que as alterações se dão no caso do eucalipto. Por outro lado, a eficiência com que a água transpirada é usada para produzir biomassa é elevada, especialmente nos primeiros anos.

O tipo de influências hidrológicas dos eucaliptais está já bem caracterizado, embora os resultados experimentais tenham, para já, um valor mais qualitativo do que quantitativo. Assim, não é ainda possível proceder à inferência e previsão quantitativa rigorosa dos impactes hidrológicos das plantações de eucalipto. Isto constitui aliás uma limitação dado que, no estado actual do conhecimento, não se podem prever com precisão os efeitos hidrológicos de um plano de arborização ou a rendibilidade dos consumos locais de água em termos de valor económico de material lenhoso produzido. Exemplificando um pouco as questões anteriores, pode dizer-se, por exemplo, que quando um inculto ou um povoamento de sobreiro é substituído por um eucalipto, os consumos por evapotranspiração vão aumentar e, consequentemente, o escoamento vai diminuir. Não é porém possível prever com rigor se essa diminuição de escoamento vai ser de 10, 20 ou 50 mm ano⁻¹.

As influências hidrológicas de qualquer tipo de floresta dependem também da forma como a cobertura vegetal é gerida no espaço e no tempo. Assim, por exemplo, os consumos por evapotranspiração das florestas podem ser diminuídos, reduzindo a densidade dos povoamentos. Por outro lado, deve evitar-se

a realização de preparações de terreno e cortes rasos extensivamente em bacias inteiras que, pontualmente, iriam aumentar o escoamento total e a erosão. A realização deste tipo de operações extensivas, poderá induzir uma instabilidade temporal adicional (para além da climática), com altos escoamentos a seguir à preparação de terreno ou corte. Este potencial problema pode, no entanto, ser obviado através do ordenamento florestal, faseando as áreas parciais de preparação de terreno e de corte no espaço e no tempo. Como se viu, no eucaliptal as plantações adquirem estabilidade hidrológica funcional ao fim de 4 a 5 anos após plantação e 3 a 4 anos após corte. No processo de concepção do ordenamento e gestão dos povoamentos é necessário ter em conta estes tempos que deverão condicionar o faseamento temporal e espacial destas operações culturais.

Um outro aspecto que é importante explorar no caso português, e que mesmo em termos internacionais está pouco elucidado, é o papel que as técnicas de preparação do terreno normalmente utilizadas na silvicultura intensiva (por exemplo armação em terraços, vala e cômoros, lavoura segundo a curva de nível, etc.) têm nos balanços hídricos e nos consumos locais por evapotranspiração. Isto permitiria distinguir os efeitos da espécie em causa dos das técnicas de preparação do terreno. Por exemplo, sabe-se hoje que em Portugal a formação de escoamento superficial generalizado (escoamento superficial Hortoniano) nem sempre ocorre, nomeadamente no caso dos solos mais permeáveis (David & Henriques, 1988), sendo pois, nestas situações, perfeitamente ineficazes as técnicas de preparação do terreno que pretendem reter e armazenar um tipo de escoamento que não existe. Por outro lado, quando este tipo de escoamento superficial existe, é provável que potenciais consumos elevados de água sejam devidos mais aos efeitos locais de retenção de água induzidos pelas técnicas de armação do terreno do que propriamente às características da espécie florestal em causa.

REFERÊNCIAS

- Binkley, D., Stape, J. L. & Ryan, M. G. (2004). Thinking about efficiency of resource use in forests. *Forest Ecology and Management*, **193**, 5-16.
- Bosch, J. M. & Hewlett, J. D. (1982). A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. *Journal of Hydrology*, **55**, 3-23.
- Buckley, T. N. (2005). The control of stomata by water balance. *New Phytologist*, **168**, 275-292.
- Calder, I. R. (1990). *Evaporation in the Uplands*. Chichester: John Wiley & Sons.
- Calder, I. R. (1994). *Eucalyptus water & sustainability. A summary report*. ODA Forestry Report No 6. London: ODA (Overseas Development Administration).
- Canadell, J., Jackson, R. B., Ehleringer, J. R., Mooney, H. A., Sala, O. E. & Schulze, E. D. (1996). Maximum rooting depth of vegetation types at the global scale. *Oecologia*, **108**, 583-595.
- Chaves, M. M., Pereira, J. S. & Osorio, J. (2004). Water use efficiency and photosynthesis. In *Water Use Efficiency in Plant Biology*, ed. M. Bacon, pp. 42-74. London: Blackwell Publishing.
- Coats, R. N. & Miller, T. O. (1981). Cumulative silvicultural impacts on watersheds: a hydrologic and regulatory dilemma. *Environmental Management*, **5** (2), 147-160.
- David, J. S. & Henriques, M. O. (1988). Diversidade de processos de escoamento em algumas pequenas bacias portuguesas. *Recursos Hídricos*, **9** (1), 33-44.
- David, J. S., Henriques, M. O., David, T. S., Tomé, J. & Ledger, D. C. (1994). Clearcutting effects on steamflow in coppiced *Eucalyptus globulus* stands in Portugal. *Journal of Hydrology*, **162**, 143-154.
- David, J. S., Valente, F. & Gash, J. H. C. (2005). Evaporation of intercepted rainfall. In *Encyclopedia of Hydrological Sciences*, ed. M. G. Anderson, Volume I, Chapter 43, pp. 627-634. Chichester: John Wiley & Sons.
- David, T. S., Ferreira, M. I., David, J. S. & Pereira, J. S. (1997). Transpiration from a mature *Eucalyptus globulus* plantation in Portugal during a spring-summer period of progressively higher water deficit. *Oecologia*, **110**, 153-159.
- David, T. S., Gash, J. H. C., Valente, F., Pereira, J. S., Ferreira, M. I. & David, J. S. (2006). Rainfall interception by an isolated evergreen oak tree in a Mediterranean savannah. *Hydrological Processes*, **20** (13), 2713-2726.

- Dye, P.J. & Bosch, J. M. (2000). Sustained water yield in afforested catchments – The South African experience. In *Managing Forest Ecosystems: Sustainable Forest Management*, eds. K. Gadow, T. Pukkala, & M. Tomé, pp. 99-120. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- Fernández, C., Vega, J.A., Gras, J.M. & Fonturbel, T. (2006). Changes in water yield after a sequence of perturbations and forest management practices in an *Eucalyptus globulus* Labill. watershed in Northern Spain. *Forest Ecology and Management*, **234**, 275-281.
- Gash, J. H. C. & Stewart, J. B. (1977). The evaporation from Thetford forest during 1975. *Journal of Hydrology*, **35**, 385-396.
- Hewlett, J. D. (1982). *Principles of Forest Hydrology*. Athens (USA): The Univ. of Georgia Press.
- Holy, M. (1980). *Erosion and Environment*. Oxford: Pergamon Press.
- Horton, R. E. (1933). The role of infiltration in the hydrological cycle. *Trans. Am. Geophys. Union*, **14**, 446-460.
- Horton, R. E. (1945). Erosional development of streams and their drainage basins: hydrophysical approach to quantitative morphology. *Bull. Geol. Soc. Am*, **56**, 275-370.
- Hudson, N. (1971). *Soil Conservation*. London: BT Batsford Ltd.
- Jewitt, G. (2005). Water and forests. In *Encyclopedia of Hydrological Sciences*, ed. M. G. Anderson, Volume 5, Chapter 186, pp. 2897-2990. Chichester: John Wiley & Sons, Ltd.
- Lee, R. (1980). *Forest Hydrology*. New York: Columbia Univ. Press.
- Loustau, D., Berbigier, P., Roumagnac, P., Arruda-Pacheco, C., David, J. S., Ferreira, M. I., Pereira, J. S. & Tavares, R. (1996). Transpiration of a 64-year-old maritime pine stand in Portugal. I – Seasonal course of water flux through maritime pine. *Oecologia*, **107**, 33-42.
- McNaughton, K. G. & Jarvis, P. G. (1983). Predicting effects of vegetation change on transpiration and evaporation. In *Water Deficits and Plant Growth*, ed. T.T. Kozlowski, Vol. III, pp. 1-47. New York: Academic Press.
- O'Loughlin, C. L. (1981). Tree roots and slope stability. *What's New in Forest Research*, **104**, 1-4.
- Pereira, J. S., Linder, S., Araújo, M. C., Pereira, H., Ericsson, T., Borralho, N. & Leal, L. (1989). Optimization of biomass production in *Eucalyptus globulus* plantation. A case study. In *Biomass Production by Fast-Growing Trees*, eds. J. S. Pereira & J. J. Landsberg, pp. 101-121. Dordrecht (The Netherlands): Kluwer.
- Pereira, M. C. (1973). *Land Use and Water Resources*. Cambridge: Cambridge Univ. Press.

- Plamondon, A. P. (1981). Écoulement et modification du couvert forestier. *Naturalist Can.*, **108**, 289-298.
- Poore, D. & Fries, C. (1985). *The Ecological Effects of Eucalyptus*. FAO Forestry Paper 59. Rome: FAO.
- Roberts, J. (1983). Forest transpiration: a conservative hydrological processes? *Journal of Hydrology*, **66**, 133-141.
- Roberts, J. (2005). Transpiration. In *Encyclopedia of Hydrological Sciences*, ed. M. G. Anderson, Volume 1, Chapter 42, pp. 615-625. Chichester: John Wiley & Sons, Ltd.
- Robinson, M., Cognard-Plancq, A.-L., Cosand, C., David, J., Durand, P., Fuhrer, H., Hall, R., Henriques, M. O., Marc, V., McCarthy, R., McDonnell, M., Martin, C., Nisbet, T. R., O'Dea, P., Rodgers, M. & Zollner, A. (2003). Studies of the impact of forests on peak flows and baseflows: A European perspective. *Forest Ecology and Management*, **186** (1-3), 85-97.
- Sahin, V. & Hall, M. J. (1996). The effects of afforestation and deforestation on water yields. *Journal of Hydrology*, **178**, 293-309.
- Samraj, P., Sharda, V. N., Chinnamani, S., Laksmanan, V. & Haldorai, B. (1988). Hydrological behaviour of Nilgiri sub-watersheds as affected by bluegum plantations. Part I – The annual water balance. *Journal of Hydrology*, **103**, 335-345.
- Sharda, V. N., Samraj, P., Samra, J. S. & Laksmanan, V. (1998). Hydrological behaviour of first generation bluegum plantations in the Nilgiri sub-watersheds. *Journal of Hydrology*, **211**, 50-60.
- Shuttleworth, W. J., Gash, J. H. C., Roberts, J. M., Nobre, C. A., Molion, L. C. B. & Ribeiro, M. N. G. (1991). Post-deforestation Amazonian climate: Anglo-Brazilian research to improve prediction. *Journal of Hydrology*, **129**, 71-85.
- Sikka, A. K., Samra, J. S., Sharda, V. N., Samraj, P. & Laksmanan, V. (2003). Low flow and high flow responses to converting natural grassland into bluegum (*Eucalyptus globulus*) in Nilgiri watersheds of South India. *Journal of Hydrology*, **270**, 12-26.
- Stednick, J. D. (1996). Monitoring the effects of timber harvest on annual water yield. *Journal of Hydrology*, **176**, 79-95.
- Swank, W. T., Swift, L. W. & Douglass, J. E. (1988). Streamflow changes associated with forest cutting, species conversion, and natural disturbances. In *Forest Hydrology and Ecology at Coweeta*, Ecological Studies, eds. T. W. Swank & D. A. Crossley, pp. 297-312. New York: Springer-Verlag.

- Swift, L. W. & Swank, W. T. (1981). Long term responses of streamflow following clearcutting and regrowth. *Bull. Int. Assoc. Hydrol. Sci.*, **26**, 245-256.
- Valente, F., David, J. S. & Gash, J. H. C. (1997). Modelling interception loss for two sparse eucalypt and pine forests in central Portugal using reformulated Rutter and Gash analytical models. *Journal of Hydrology*, **190**, 141-162.
- Ward, R. C. & Robinson, M. (2000). *Principles of Hydrology*. London: McGraw Hill.
-

As plantações de eucalipto e o solo

Manuel Madeira¹, Nuno Cortez¹,
António Azevedo²,
Maria do Carmo Magalhães³,
Carlos Ribeiro³ e António Fabião⁴

¹ Departamento de Ciências do Ambiente,
Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa.
E-mail: mavmadeira@isa.utl.pt; nunocortez@isa.utl.pt

² Escola Superior Agrária de Santarém.
E-mail: a_azevedo@esa-santarem.pt

³ Departamento de Ciências Exactas e do Ambiente,
Escola Superior Agrária de Coimbra.
E-mail: mcsm@mail.esac.pt; cribeiro@mail.esac.pt

⁴ Departamento de Engenharia Florestal,
Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa.
E-mail: afabiao@isa.utl.pt

I – INTRODUÇÃO

Passaram mais de quinze anos sobre a publicação de “Impactes Ambientais e Sócio-Económicos do Eucaliptal em Portugal” (Alves et al., 1990). No capítulo inerente às interações entre o eucalipto e o solo fez-se então uma explanação genérica sobre os solos dos ecossistemas florestais, apresentou-se uma síntese do que fora divulgado sobre a problemática do eucalipto, enfatizando a informação respeitante à região mediterrânica, e apontaram-se perspectivas e conclusões que variados relatórios disponíveis e os estudos experimentais em curso permitiam tecer sobre o assunto. Desde então aprofundaram-se, entre nós, os estudos sobre as especificidades do sistema eucaliptal. Entretanto, as plantações florestais adquiriram, num contexto mundial, uma importância cada vez maior, emergindo daí um grande interesse sobre as questões relativas ao seu sistema de gestão, como a sustentabilidade da sua produtividade, a conservação e eficiência do uso de recursos naturais, a quantidade e diversidade da vegetação sob coberto e as relativas às mudanças globais, dada a importância que tem sido atribuída aos ecossistemas florestais no sequestro do carbono (Fisher & Binkley, 2000). Como não podia deixar de ser, preocupações semelhantes avolumaram-se entre nós, passando, por isso, muitos estudos a considerar a gestão das plantações de eucalipto; estes estudos ganharam ainda mais actualidade pelo facto da recente Estratégia Florestal Nacional estimular fortemente a utilização dos resíduos de abate dos sistemas florestais para a produção de energia.

Neste contexto, abordam-se de forma mais concisa as questões gerais sobre os solos florestais, clarificam-se os aspectos inerentes à influência do eucalipto sobre as características do solo – considerando a informação de índole geral que tem sido desenvolvida para o mesmo sistema ou outros semelhantes – e dá-se ênfase aos resultados dos estudos desenvolvidos entre nós sobre sistemas de gestão do solo e dos resíduos de abate das plantações de eucalipto.

2 – As florestas e o solo

A análise da influência das plantações florestais no solo exige que se tenham em mente os aspectos gerais das relações entre a floresta e o solo. As florestas são ecossistemas em que ocorrem solos com características físicas, químicas e biológicas que se expressam de forma decisiva na contenção dos processos erosivos e no regime hidrológico. Aliás, tem sido usual contrapor a floresta a outros sistemas de uso, como forma de utilização alternativa que contrarie os processos de degradação do solo e, ao mesmo tempo, seja um meio de recuperação das funções ecológicas do mesmo. A floresta tem constituído recurso para a ocupação de áreas não susceptíveis de outras utilizações e, também, para recuperar áreas entretanto submetidas a usos intensivos que conduziram à degradação dos solos.

Considera-se que as florestas naturais ou exploradas através de revoluções longas são decisivas para a formação de camadas orgânicas e para a acumulação de carbono orgânico no solo, o que, aliado à actividade dos sistemas radicais e das componentes biológicas do solo, determina uma agregação e um sistema de porosidade estáveis, condição determinante de elevadas taxas de infiltração e percolação da água no solo. A influência da floresta na redução da intensidade dos processos erosivos, na acumulação de matéria orgânica e no processo de alteração traduz-se por um maior desenvolvimento do perfil do solo, no qual o ciclo biológico de nutrientes se expressa pela acumulação destes nos seus horizontes superficiais.

Nos ecossistemas florestais ocorrem “entradas” e “saídas” de nutrientes. As primeiras estão sobretudo relacionadas com as entradas a partir da atmosfera através da deposição húmida e seca, as quais são variáveis com as regiões geográficas e a intensidade de poluição (Krug & Frink, 1983; Attiwill & Leeper, 1987; Fisher & Binkley, 2000), e as entradas devido à alteração dos minerais primários do solo e do seu material originário (Attiwill & Leeper, 1987; Pritchett & Fisher, 1987; Fisher & Binkley, 2000), cujo fluxo depende da natureza desse material e da respectiva taxa de alteração que, por seu turno, varia com o regime climático (Cronan, 1985;

Folster, 1985); considera-se, ainda, a entrada de azoto da atmosfera por intermédio das bactérias fixadoras de azoto vivendo ou não em simbiose nas raízes das plantas. As saídas de nutrientes, por sua vez, estão sobretudo relacionadas com a lixiviação devido à infiltração e percolação da água no solo e com as perdas devido ao escoamento superficial da água, arrastando nutrientes em solução ou adsorvidos nas partículas transportadas em suspensão, e aos processos erosivos, tanto hídricos como eólicos; acresce ainda mencionar as perdas de azoto (N) por desnitrificação (Pritchett & Fisher, 1987).

Nos ecossistemas florestais onde não há remoção de biomassa, o balanço entre as entradas e as saídas mencionadas determina a acumulação de nutrientes nos horizontes do solo. Este balanço tende geralmente a ser positivo, dependendo o teor de nutrientes no solo das reservas dos mesmos nos minerais primários, do respectivo ciclo biológico e da intensidade de lixiviação. Esse teor controla as características químicas e biológicas do solo, uma vez que está fortemente correlacionado com a acidez ou alcalinidade do mesmo, ou seja, com os respectivos valores de pH. Considera-se, em geral, que as espécies florestais estão adaptadas para suportar condições de baixa disponibilidade de nutrientes no solo, devido ao ciclo biológico destes, tanto externo como interno (Miller, 1989).

Os solos dos ecossistemas naturais apresentam características físicas, químicas e biológicas que são o resultado da interacção entre o clima, o material originário e a vegetação, num determinado contexto de relevo ou paisagístico (Brady & Weil, 1999). A utilização dos ecossistemas florestais como fonte de biomassa altera as condições vigentes nas situações naturais, modificando-se o fluxo das componentes do ciclo biológico de nutrientes consoante a quantidade e componentes de biomassa exportadas. A exportação de nutrientes do sistema é muito menor se apenas o material lenhoso for removido, dado este apresentar menores teores de nutrientes do que as outras componentes da biomassa aérea das árvores (Pritchett & Fisher, 1987; Marques et al., 1997; Fisher & Binkley, 2000). Relata-se, aliás, que as exportações de nutrientes inerentes à extracção do material lenhoso não ultrapassam as entradas anuais devidas à deposição atmosférica e à alteração dos minerais e que apenas nos solos extremamente pobres serão

de temer influências negativas devido a tais exportações (Miller, 1989; Pritchett & Fisher, 1987). Assim, o grau e a frequência de exportação de biomassa são determinantes para a avaliação das perdas do ecossistema, as quais naturalmente poderão ser compensadas recorrendo à fertilização. Porém, a exportação de nutrientes dos ecossistemas florestais não tem qualquer significado quando considerada por si só, sendo necessário ter em conta as características determinantes da resiliência dos diversos solos, mormente a sua disponibilidade em nutrientes e respectiva reserva mineral e a taxa de alteração dos minerais primários para avaliar o impacte dessa exportação (Vejre, 1999).

As plantações florestais para a produção de matéria-prima e biomassa, muitas vezes recorrendo a espécies exóticas, levam necessariamente à intensificação e redução temporal do ciclo de produção, nomeadamente no caso das espécies exploradas em regime de talhadia (Miller, 1989; Fox, 2000). A exploração e remoção de biomassa de tais plantações constituem a principal via de exportação de nutrientes do sistema, porque as árvores são abatidas num período em que a absorção de nutrientes do solo ainda não é compensada pela sua devolução através da folhada e pelas entradas acima referidas (Miller, 1989; Marques et al., 1997). Além disso, são mais frequentes e intensivas as acções correspondentes à preparação do solo para a plantação e à exploração, as quais podem conduzir à redução do teor de matéria orgânica e da disponibilidade de nutrientes no solo (Gent et al., 1984; Merino & Edeso, 1999), bem como à forte modificação de algumas características físicas do mesmo, com efeitos negativos na produtividade (Greacen & Sands, 1980; Werth & Thomas, 1981; Gent et al., 1984). Considera-se, ainda, que, em climas semi-áridos ou com estações secas prolongadas, podem ocorrer processos erosivos devidos às acções de preparação do terreno para a plantação ou às operações de exploração (Poore & Fries, 1985), os quais, porém, dependem do tipo e da aplicação das técnicas de actuação (Gent et al., 1984; Florence, 1986). Assim, o sistema de gestão das plantações florestais é determinante na qualidade do solo – o factor de entre os que afectam a produtividade florestal que é mais facilmente modificado pelos sistemas de gestão – na produtividade do sítio e na sustentabilidade dos ecossistemas florestais de exploração intensiva (Fox, 2000).

3 – INFLUÊNCIA DOS EUCALIPTOS NO SOLO

Existe um elevado número de estudos relativos à influência das plantações de eucaliptos sobre as características dos solos, nos países onde estes têm sido introduzidos como exótica de rápido crescimento e explorados em rotações curtas, tal como o Brasil, a Índia, a África do Sul, a Espanha e, obviamente, Portugal. Uma boa parte da informação disponível começou por ser sintetizada em trabalhos de revisão bibliográfica na década de oitenta do século passado (SECT, 1984; Davidson, 1985; Poore & Fries, 1985; Ricardo & Madeira 1985; Florence, 1986; Lima, 1987; Bernaldez et al., 1989). A revisão elaborada por Ricardo & Madeira (1985) considerou a informação sobre vários aspectos da influência dos eucaliptos nos solos da área mediterrânica, a qual era, em muitos casos, pouco precisa e sem possibilidade de extrapolação para as nossas condições ecológicas (Madeira, 1995).

A partir do início da década de oitenta do século passado foi realizado pelo Departamento de Ciências do Ambiente do Instituto Superior de Agronomia, em colaboração com o Departamento de Engenharia Florestal do mesmo Instituto, um vasto leque de estudos no domínio das influências do eucalipto no solo. Os estudos foram efectuados em povoamentos de *Eucalyptus globulus*, em várias rotações, localizados nas áreas do Cercal (Madeira, 1986), Óbidos (Madeira, 1995) e Pegões (Cortez, 1996). Em tais áreas a precipitação média anual varia entre 600 e 800 mm e os solos desenvolvem-se sobre arenitos e correspondem sobretudo a Cambissolos dístricos, Regossolos dístricos e Arenossolos dístricos (WRB, 2006), apresentando as mais das vezes baixo teor em matéria orgânica e em bases extraíveis (Madeira, 1986; Cortez, 1996). Os estudos incidiram nomeadamente sobre o ciclo de nutrientes e seus reflexos nas características do solo, a decomposição da folhada e resíduos de abate e caracterização da matéria orgânica, as características físicas e químicas e a quantidade e tipologia da mesofauna do solo, tendo, frequentemente, como termo de comparação a situação observada em povoamentos de pinheiro (*Pinus pinaster*) e sobreiro (*Quercus suber*), com denso estrato herbáceo e arbustivo e onde há muito não eram efectuadas acções de gestão. Além disso, a influência da disponibilidade de água e nutrientes na produtividade

das plantações de eucalipto e na acumulação de carbono orgânico no solo foi também objecto de estudo na área de Óbidos (Madeira & Pereira, 1990/91), num sítio em que predominam os Arenosolos dístricos (WRB, 2006).

3.1 – O EUCALIPTO E OS NUTRIENTES NO SOLO

Considera-se que os eucaliptos explorados intensivamente, sobretudo em regime de talhadia, em povoamentos de elevada densidade e em rotações curtas, conduzem a elevada imobilização de nutrientes na biomassa e nos horizontes orgânicos do solo (Poore & Fries, 1985; Florence, 1986; Hopmans et al., 1993), provocando a depleção de nutrientes (sobretudo bases) dos horizontes superficiais do solo (SECT, 1984; Spangenberg et al., 1996), a qual será tanto mais acentuada quanto mais reduzido for o período da rotação e mais intensiva for a remoção de biomassa (Florence, 1986), sobretudo se abranger componentes com elevados teores de nutrientes (Hopmans et al., 1993; Spangenberg et al., 1996). Porém, relata-se que a remoção de biomassa circunscrita ao material lenhoso reduz em larga escala as exportações de nutrientes e não acarreta consequências negativas ao solo (Poore & Fries, 1985; Ricardo & Madeira, 1985; Florence, 1986), como tem sido observado para outras espécies florestais também exploradas intensivamente e em rotações curtas (Pritchett & Fisher; 1987; Marques et al., 1997; Fox, 2000). Considera-se também que os eucaliptos se adaptam em solos com baixo teor de nutrientes, o que é consubstanciado pela numerosa ocorrência de simbioses radicais (micorrizas) e pelo uso de limitada quantidade de nutrientes para a produção de biomassa, em resultado de um eficiente ciclo interno de nutrientes, sobretudo no que toca ao fósforo (P) e ao N (Crane & Raison, 1980; Florence, 1986). Aliás, por isso, os eucaliptos poderão melhorar a qualidade dos solos, especialmente aqueles que ocorrem em áreas degradadas (Davidson, 1985), como se considera para a generalidade das plantações florestais geridas intensivamente (Fox, 2000).

Observou-se nas nossas condições que a imobilização de alguns nutrientes na biomassa aérea da *E. globulus* é bastante elevada, podendo no caso do cálcio (Ca) ultrapassar 700 kg ha⁻¹ (Madeira, 1986, 1989 e 1995). Esta imobilização deve-se ao elevado teor em Ca das folhas e das cascas da *E. globulus*, o qual é

variável com as características do solo (Pereira & Sardinha, 1984; Cortez, 1996) e quiçá com as particularidades genéticas das árvores de cada povoamento. A imobilização de magnésio (Mg) e potássio (K) é inferior à observada para o Ca, representando em geral baixa proporção em relação às respectivas reservas do solo (Madeira, 1989).

O Ca, assim como outros nutrientes, ocorre em muito maior proporção na biomassa dos resíduos de abate (ramos, cascas, folhas, frutos e inflorescências) do que na do tronco comercial (Figura 1). Assim, a exportação de nutrientes numa plantação de *E. globulus* depende da quantidade e das componentes da biomassa exportadas. Com efeito, se a exportação de biomassa incidir apenas sobre o tronco constitui um cenário bastante diferente daquele em que a totalidade da biomassa é removida do sítio. No primeiro caso, considerando uma plantação de oito anos, a exportação é compensada em grande parte pelos “inputs” devidos à precipitação e à alteração dos minerais primários (Cortez, 1996). Assim, como é geralmente reconhecido (Pritchett & Fisher, 1987), apenas em solos extremamente pobres é de esperar um empobrecimento em nutrientes devido à remoção do tronco. Quando a totalidade da biomassa aérea de uma plantação for removida admite-se, para muitas áreas de Portugal, que a exportação de bases (nomeadamente o Ca), seja bastante inferior aos “inputs” referidos (Cortez, 1996), mas as respectivas consequências deverão ser avaliadas no contexto da distribuição de nutrientes nas principais componentes do ecossistema – como se representa na Figura 2 para uma plantação de *E. globulus* com oito anos de idade (Cortez, 1996) – e da resiliência do solo.

Os horizontes orgânicos constituem outro importante reservatório de nutrientes nos solos das plantações de *E. globulus*, podendo a quantidade de Ca ultrapassar 400 kg ha⁻¹ (Madeira, 1995; Cortez, 1996; Jones et al., 1999). As quantidades de Mg, K e P são muito mais baixas, mas no caso do último podem ser da ordem de grandeza da observada nos resíduos de abate. A quantidade de N retida nos horizontes orgânicos pode atingir 300-400 kg ha⁻¹ (Jones et al., 1999), mas, ao contrário do que sucede para o Ca, é insignificante relativamente à quantidade existente no solo. Neste contexto, as camadas orgânicas dos solos das plantações

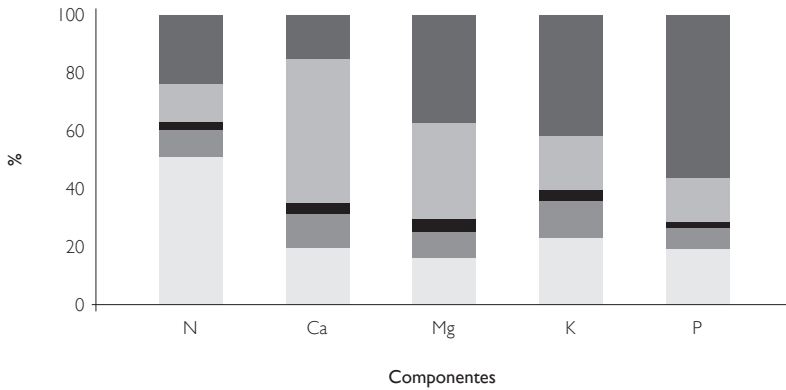


Figura 1 – Distribuição de nutrientes pelas componentes da biomassa aérea duma plantação de *E. globulus* com oito anos de idade.

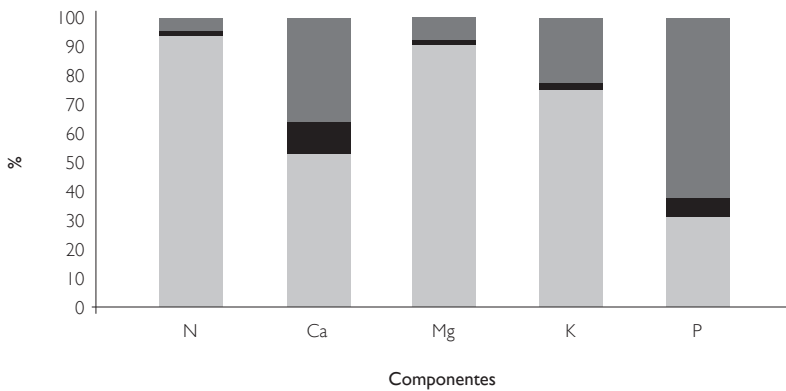


Figura 2 – Distribuição de nutrientes pelas principais componentes do ecossistema eucaliptal.

de *E. globulus* não deverão ser removidas, a fim de que o ciclo biológico dos nutrientes seja minimamente perturbado (sobretudo se os resíduos de abate forem removidos do sítio), assim como a protecção da superfície do solo e o regime térmico e hídrico do mesmo. Entretanto enfatiza-se que a aplicação de fertilizantes nas plantações de *E. globulus*, na ausência de resíduos de abate e de camadas orgânicas, leva ao acréscimo do teor de Ca no horizonte superficial e à melhoria da qualidade do solo (Madeira & Pereira, 1990/91); esse efeito pode, aliás, ser obtido com a aplicação de cinza de biomassa que, embora possa ter reduzido efeito no crescimento das árvores, melhora claramente as características químicas do solo (Araújo et al., 2004).

As modificações observadas nas características químicas dos horizontes minerais dos solos no final das várias rotações de plantações de *E. globulus*, estão sobretudo relacionadas com a acumulação de Ca na biomassa aérea e nos horizontes orgânicos (Madeira, 1991 e 1995). No final de rotações de 10 anos, em solos com baixo teor em bases, a quantidade de Ca acumulado pode ser bastante superior à que ocorre no solo, o que acarreta uma forte redução do Ca de troca e, consequentemente, o decréscimo do grau de saturação em bases e dos valores do pH do solo e o acréscimo do teor de alumínio (Al) extraível (Madeira, 1991 e 1995; Madeira & Ribeiro, 1995; Cortez, 1996). No entanto, após o abate da plantação, desde que não se exporte a biomassa que contem a maior proporção de nutrientes (resíduos de abate) e não se removam as camadas orgânicas (Figuras 1 e 2), a maior parte da quantidade dos nutrientes temporariamente imobilizados será devolvida ao solo por via do processo de decomposição.

Para além da remoção da biomassa, aponta-se que as acções sobre o solo aquando da preparação do terreno para a plantação e da exploração da biomassa constituem outra causa de depleção de nutrientes das plantações de eucalipto (Poore & Fries, 1985; Florence, 1986). Porém, sublinha-se que tais efeitos não se correlacionam com uma espécie florestal em particular, mas sobretudo com a natureza e intensidade das técnicas utilizadas na instalação e gestão das plantações florestais. Assim, Florence (1986) refere que podem ocorrer perdas de nutrientes devido à perturbação do solo e ao consequente estímulo da mineralização

da matéria orgânica, adiantando, ainda, que os cortes rasos são susceptíveis de favorecer a lixiviação de nutrientes, especialmente em solos arenosos. O efeito da perturbação do solo foi avaliado, entre nós, numa plantação experimental de *E. globulus*, onde se observou que a perda de carbono (C) orgânico, N e bases extraíveis (sobretudo Ca) foi muito mais acentuada através da preparação intensiva do solo do que da preparação mais aligeirada (Madeira et al., 1989b; 2002a). Estes resultados confirmam que as acções sobre os solos, durante a plantação e exploração, podem contribuir para afectar negativamente a qualidade do solo e a optimização da produção de biomassa. No mesmo estudo também se constatou, como foi assinalado para outras plantações (Merino & Edeso, 1999), que o decréscimo de bases observado no início se esbateu no final do período da rotação, o que se atribui ao efeito da reposição de nutrientes no sistema pelo processo de alteração (Madeira et al., 2002a).

3.2 – A DECOMPOSIÇÃO DA FOLHADA E DOS RESÍDUOS DE ABATE

A taxa anual de decomposição de Olson (k) da folhada de *E. globulus*, particularmente das folhas (-0,29 a -0,42), nas condições climáticas de Portugal, é bastante mais acentuada do que a observada para agulhas de *P. pinaster* (Madeira, 1986; Ribeiro et al., 2002; Ribeiro et al., 2007), podendo ser mais rápida (Serralheiro & Madeira, 1990) ou mais lenta do que a determinada para folhas de *Q. suber* e *Q. rotundifolia* (Sá et al., 2005); em todo o caso a decomposição na fase inicial, em condições semelhantes, é mais rápida do que a observada para as folhas de *Q. suber* (Serralheiro & Madeira, 1990). A taxa anual de decomposição das folhas dos resíduos de abate (folhas verdes) é mais rápida (-0,59) do que a observada para as folhas senescentes (Azevedo, 2000), enquanto a da mistura de folhas e cascas (dos resíduos de abate) foi de -0,27, num sítio distante do litoral (Chamusca), e -0,39 na área de Óbidos, próximo do oceano (Magalhães, 2000). A decomposição dos outros resíduos de abate (raminhos, ramos e cascas), devido à elevada razão C/N, como acontece para outras espécies florestais (Carlyle et al., 1998), é geralmente mais lenta (k entre -0,06 e -0,21) do que a das folhas (Azevedo, 2000; Magalhães, 2000), variando a respectiva

taxa com as condições de humidade e temperatura do sítio. Sublinha-se ainda que a decomposição dos resíduos de abate é mais rápida quando os mesmos são incorporados no solo (Azevedo, 2000; Magalhães, 2000): $k = -0,89$ para folhas, k entre $-0,39$ e $-0,73$ para folhas e cascas, $k = -0,43$ para cascas e k entre $-0,19$ e $-0,49$ para ramos e raminhos.

Embora a taxa de decomposição das folhas senescentes de *E. globulus* seja relativamente independente da sua constituição, a dinâmica de libertação de nutrientes está correlacionada com o respectivo teor nas mesmas (Ribeiro et al., 2002). A libertação de nutrientes (N, P e Ca) das folhas verdes acompanha a taxa de perda de peso, enquanto que nas folhas senescentes a libertação tende a ser tanto mais retardada quanto menor for o teor de nutrientes, podendo a respectiva imobilização ocorrer para além de um período de dois anos (Azevedo, 2000). Naturalmente, a libertação de nutrientes dos outros resíduos de abate é mais lenta e observa-se para períodos de vários anos, o que justifica a elevada quantidade de nutrientes observada nas camadas orgânicas. Essa imobilização contribui, aliás, para reduzir substancialmente a lixiviação de N, após o abate dos povoamentos de eucalipto, sobretudo se os resíduos dele decorrentes, nomeadamente os lenhosos, forem incorporados no solo (Gómez-Rey et al., 2007), como foi observado para outras espécies (Carlyle et al., 1998).

As raízes de *E. globulus* com diâmetro até 10 mm decompõem-se a uma taxa semelhante ou menos acentuada (Ribeiro & Madeira, 1994) do que a observada para ramos e cascas incorporados no solo (Azevedo, 2000; Magalhães, 2000). A decomposição das raízes finas (diâmetro inferior a 2 mm), não obstante apresentarem teor de N mais elevado ($3,3\text{--}4,5 \text{ mg g}^{-1}$), processa-se mais lentamente (k entre $-0,10$ e $-0,14$) do que a das raízes mais grossas (k entre $-0,18$ e $-0,30$) (Ribeiro & Madeira, 1994), com um teor de $2,3\text{--}2,8 \text{ mg g}^{-1}$, o que se atribui sobretudo ao menor teor de celulose nas primeiras do que nas segundas. As raízes mais finas durante a decomposição constituem um reservatório para o N pelo menos durante dois anos, sendo também aquelas em que a libertação de Mg e K foi mais morosa; o P, pelo contrário foi libertado de todas elas a uma taxa superior à da perda de peso. Tais resultados sugerem que a decomposição dos resíduos

radicais de *E. globulus* interfere fortemente na dinâmica de nutrientes no solo das plantações de eucalipto, sobretudo após o abate.

Observou-se experimentalmente que o processo de decomposição das folhas de *E. globulus* não conduziu à acidificação do substrato mineral. De facto, num substrato com baixo teor em bases (arenito), sob a influência de folhas de *E. globulus* em decomposição, observou-se, ao fim de dez anos, um forte aumento da quantidade de Ca de troca e os valores de pH aproximaram-se da neutralidade (Madeira 1986; Madeira & Ribeiro, 1995), o que foi menos nítido com as agulhas de *P. pinaster* e não ocorreu com as folhas de *Q. suber*. Assim, a deposição das folhas de *E. globulus* no solo, após o abate dos povoamentos, contribuirá para repor nos horizontes do mesmo elevada proporção dos nutrientes imobilizados na biomassa, concluindo-se que os efeitos negativos referidos para as características químicas do solo das plantações de *E. globulus* estão sobretudo relacionados com o respectivo sistema de gestão.

3.3 – O EUCALIPTO E A MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO

A quantidade de C orgânico nas camadas orgânicas das plantações de *E. globulus* é extremamente variável, podendo atingir valores da ordem de $1,50 \text{ kg m}^{-2}$ (Madeira, 1991). Como este valor é variável com a rotação e o respectivo período, o sistema de instalação e gestão do povoamento e as condições ecológicas do sítio, avaliou-se experimentalmente a acumulação de C nas camadas orgânicas em diferentes condições de disponibilidade de água e de nutrientes (Madeira & Pereira, 1990/91; Madeira et al., 2002b). Ao fim de um período de seis anos, a acumulação de C em condições óptimas de humidade e nutrição (Quadro 1) foi quase dupla ($0,48 \text{ kg m}^{-2}$) daquela com restrição acentuada de disponibilidade de água e nutrientes ($0,28 \text{ kg m}^{-2}$); a disponibilidade apenas de água ou de nutrientes não conduziu a resultados diferentes do segundo caso ($0,29\text{-}0,32 \text{ kg m}^{-2}$). Esta diferenciação, semelhante à observada para a produção de folhada (Quadro 1), indica de forma inequívoca que a acumulação de C nas camadas orgânicas do solo depende, por um lado, da produtividade do sítio, isto é, da disponibilidade de água e de nutrientes e, por outro, do sistema de gestão.

Quadro I – Carbono (kg m^{-2}) na folhada (FL), camadas orgânicas (CO), raízes totais (RT) e finas (RF) e camadas minerais do solo até 60 cm de profundidade (SM), e acréscimo (kg m^{-2}) de C no solo (IN), excluindo as raízes, em plantações de *E. globulus* fertilizadas (F), irrigadas (I), irrigadas e fertilizadas (IF) e de controlo (T), com seis anos de idade.

Tratamentos	FL	CO	RT	RF	SM	IN
T	0,58	0,28	1,34	0,70	2,56	0,21
F	0,72	0,29	1,29	0,56	3,12	0,76
I	0,77	0,32	1,52	0,61	2,94	0,59
IF	1,05	0,48	2,21	0,86	3,58	1,21

Os teores de C orgânico nas camadas minerais dos solos dos povoamentos de *E. globulus* eram extremamente variáveis, sendo tanto mais altos como mais baixos relativamente à situação de referência (Madeira, 1986), constituída por povoamentos de *Q. suber* e *P. pinaster* com denso estrato herbáceo e arbustivo. Estes resultados são difíceis de interpretar, dado não haver informação suficiente acerca das características do solo quando as plantações foram instaladas e das práticas de gestão seguidas. Num sistema experimental observou-se que a intensidade de preparação do solo para a instalação das plantações de *E. globulus* pode interferir fortemente no teor de C orgânico do mesmo, visto a preparação mais intensiva (gradagem seguida de lavoura profunda e de nova gradagem) conduzir a menores teores do que uma preparação mais ligeira (apenas gradagem); observou-se, ainda, que a perda respectiva não foi recuperada até ao final da rotação (Madeira et al., 1989b, 2002a). Noutro sistema experimental, em que os Arenossolos são os solos predominantes, observou-se que o acréscimo do teor de C orgânico no solo das plantações de *E. globulus* está sobretudo em correspondência com a elevada disponibilidade de água e de nutrientes (Madeira et al., 2002b), isto é, com o nível de produtividade, como é assinalado para a generalidade das plantações florestais geridas intensivamente (Fox, 2000);

os resultados também sugerem que esse teor tende a ser muito mais elevado nas áreas de mais elevada precipitação do que naquelas em que a mesma é exígua (Quadro 1), seguindo o padrão observado por Ricardo et al. (2002) para a quantidade de C orgânico em solos de Portugal Continental. A elevada disponibilidade de nutrientes, por si só, apenas em pequena escala conduziu a um significativo aumento de C no solo e, no caso da ausência de fertilização, o acréscimo devido às plantações de eucalipto foi mesmo insignificante (Madeira et al., 2002b); estes resultados, porém, devem ser interpretados no âmbito de uma textura (arenosa) pouco favorável à acumulação de C no solo. Os resultados sugerem que na ausência de suplementação de água e de nutrientes, o acréscimo de C orgânico nas camadas minerais do solo é um processo bastante lento, como, aliás, é enfatizado por Fisher & Binkley (2000). O acréscimo de carbono nas condições otimizadas de produtividade está em consonância com a elevada produção e densidade da biomassa radical (Fabião et al., 1990/91) e principalmente com um elevado *turnover* das raízes finas (diâmetro inferior a 2 mm), como foi relatado por Kätterer et al. (1995) e Fabião et al. (1995).

A matéria orgânica dos solos dos povoamentos de *E. globulus* não apresentou características muito diferentes daquelas observadas para a dos solos com *Q. suber* ou com *P. pinaster*, tomados como referência (Madeira, 1986, Madeira et al., 1989a). A diferença mais notória reside na razão C/N que é mais elevada nos solos com *E. globulus* do que naqueles com *Q. suber* e mesmo com *P. pinaster*. Os solos sob *Q. suber* e *E. globulus* apresentaram grau de humificação semelhante, mas a fracção solúvel pelos álcalis (ácidos fúlvicos e húmicos) era bastante mais elevada nos primeiros (42,3%) do que nos segundos (29-32%), acontecendo o inverso com a fracção humina (respectivamente 38% e 41-48%); a razão ácidos fúlvicos/ácidos húmicos, por seu turno, era menor nos solos com *Q. suber* (0,47) do que naqueles com *E. globulus* (0,66-0,72). Os ácidos húmicos dos primeiros apresentaram teor de N mais elevado do que os segundos, diferença essa que se acentuou na fracção humina, a qual apresentou carácter mais alifático e maior proporção de N proteico nos solos sob *E. globulus* (Madeira et al., 1989a).

Existem algumas referências relativas à ocorrência de substâncias hidrófobas que conduziriam a limitações na molhabilidade e na infiltração da água nos solos das plantações de eucalipto. Os resultados observados são muitas vezes contraditórios, sendo de esperar que os efeitos referidos se manifestem sobretudo em áreas de clima árido e em solos com características especiais (Davidson, 1985). Nas nossas condições observou-se que a proporção de lípidos na matéria orgânica de solos com *E. globulus* (11,5%) era ligeiramente maior do que a observada nos solos com *Q. suber* (10,0%) e *P. pinaster* (11,2%) (Quadro 2). De facto, os solos das áreas de *E. globulus* manifestaram hidrofobicidade de forma mais acentuada do que os solos de *Q. suber* e de *P. pinaster* (Quadro 2). Com efeito, nos solos das áreas de *Q. suber*, após contacto com água durante 24 horas e drenagem durante igual período, 64,1% da respectiva porosidade total ficou preenchida com água, enquanto a percentagem nos solos de *P. pinaster* e *E. globulus* foi respectivamente de 26,1 e 24,5%. Estas percentagens subiram para 64,1 e 37,2% após tratamento prévio das amostras com benzeno, enquanto que as tratadas com etanol mostraram valores semelhantes (62,6-63,9%) aos observados para solos de *Q. suber* sem qualquer pré-tratamento.

Embora a decomposição da folhada de *E. globulus* seja bastante rápida, ocorre uma fraca mistura dos resíduos orgânicos com as partículas minerais, aspecto fundamental para adequadas características físicas nos horizontes superficiais do solo (Madeira, 1986). Esta questão não está bem estudada, mas pode supor-se que esteja relacionada com particularidades das componentes biológicas do solo. Num estudo realizado nas áreas já referidas (Cabral & Martins, 1985), foi constatado que a densidade da população de artrópodes do solo não foi significativamente diferente entre a primeira, segunda e terceira rotação de povoamentos de *E. globulus*; essa densidade, todavia, foi mais baixa do que a encontrada para os povoamentos de *P. pinaster*, vegetando em condições similares de solo e de clima. Num outro estudo, Serralheiro & Madeira (1990 e 1994) constataram que a densidade da população de artrópodes foi mais elevada nos horizontes orgânicos dos solos com vegetação autóctone do que no caso dos mesmos horizontes dos solos com uma plantação de *E. globulus* na segunda rotação, enquanto nos horizontes minerais as

diferenças foram pouco acentuadas. Além disso, Gama et al. (1989) concluíram que as populações de colêmbolos dos solos com *E. globulus* são menos ricas em espécies exclusivas e preferenciais do que no caso dos solos com *Q. suber*. Mais recentemente, Sousa et al. (2000) relataram que a instalação de plantações de *E. globulus* conduzem, relativamente a povoamentos de espécies autóctones, ao decréscimo da abundância, número de *taxa* e diversidade das comunidades de colêmbolos; porém, os mesmos autores sublinham que a magnitude das diferenças está fundamentalmente relacionada com as práticas de instalação e de condução das plantações de eucalipto.

3.4 – O EUCALIPTO E AS CARACTERÍSTICAS FÍSICAS DO SOLO

Algumas características físicas dos solos de plantações de *E. globulus* diferiram um pouco daquelas determinadas nos povoamentos florestais de referência (*Q. suber* e *P. pinaster*) onde há muito não havia extracção de biomassa e perturbação do solo. Com efeito, observou-se nos solos dos povoamentos de *E. globulus* um acréscimo dos valores da massa volúmica aparente (Quadro 2) e, por consequência, um decréscimo da porosidade total (afectando sobretudo a macroporosidade) e um acréscimo da compacidade (Madeira, 1989). A agregação dos solos das plantações de *E. globulus* também era menos estável do que a dos solos dos sistemas de referência (Quadro 2), dado que o coeficiente de agregação (percentagem de partículas de diâmetro inferior a 0,25 mm em agregados estáveis de diâmetro superior a 0.25 mm), tanto determinado em amostras secas como húmidas, foi cerca de metade do determinado nos solos das áreas de *Q. suber*. As variações mencionadas são comuns para usos mais intensivos do solo (Brady & Weil, 1999) e estão longe de serem acentuadas, dependendo em parte do tipo e intensidade de preparação do solo. Com efeito, Madeira et al. (1989b, 2002a) observaram numa área experimental de eucalipto que a mobilização ligeira do solo reduziu a massa volúmica do horizonte superficial do solo, ao passo que a mobilização profunda e intensiva a aumentou; no entanto, no segundo caso observaram um decréscimo da massa volúmica nas camadas profundas do solo. Essa diferenciação ainda se observou no final da rotação, não obstante o decréscimo desse parâmetro em ambos os casos.

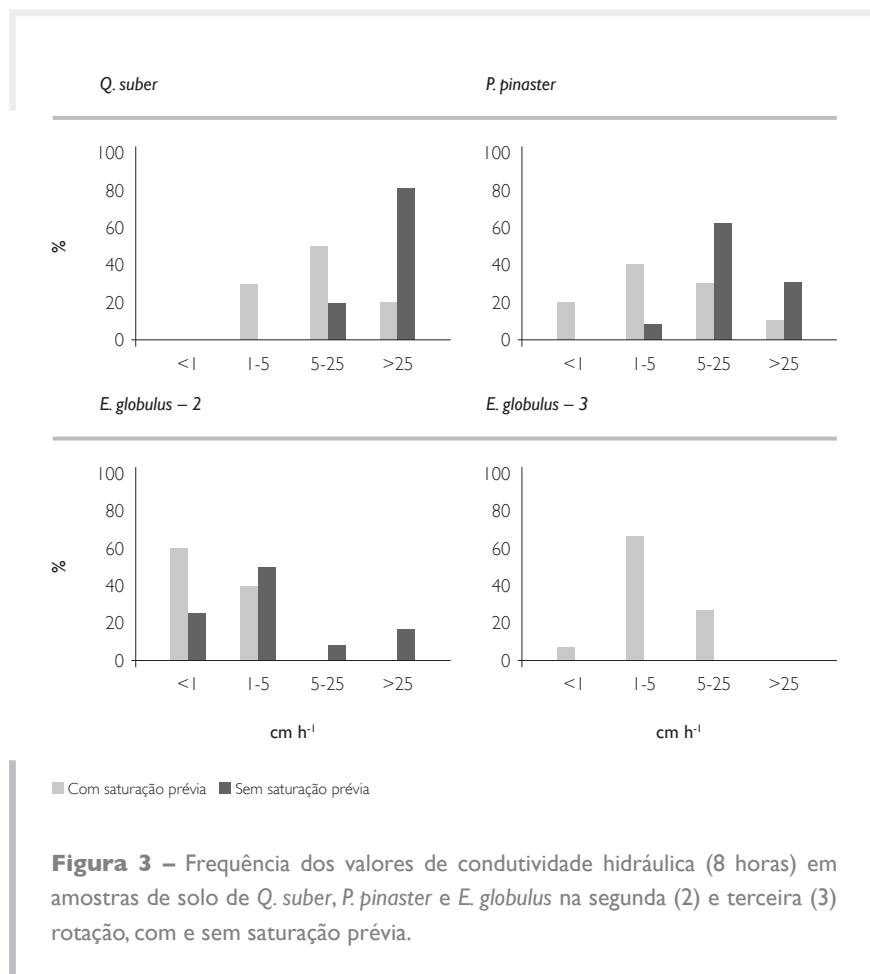
Quadro 2 – Massa volúmica aparente (MVA), porosidade total (PT), teor de lípidos em relação ao C total, percentagem da PT preenchida com água sem (a) e com tratamento prévio de benzeno (b) e etanol (e), e coeficiente de agregação (CA) de amostras húmidas (h) e secas (s) do horizonte Ah do solo.

Espécie	MVA	PT	PTa	PTb	PTe	Lípidos	CA _s	CA _h
	g cm ⁻³	cm ³ cm ⁻³			%	%Ct		%
<i>Q. suber</i>	1,21	0,57	64,1	64,2	62,8	10,0	48,7	62,7
<i>P. pinaster</i>	1,30	0,51	26,1	64,1	63,9	11,2	—	—
<i>E. globulus</i>	1,38	0,48	24,5	37,2	62,6	11,5	28,8	28,3

A condutividade hidráulica do solo de povoamentos de *E. globulus* foi muito inferior à determinada para solos com *Q. suber* ou *P. pinaster*. As determinações nos solos das plantações de *E. globulus*, sem saturação prévia com água, foram na sua grande parte inferiores a 5 cm h⁻¹, enquanto nos povoamentos de *Q. suber* predominaram os valores superiores a esse limite (Figura 3). O mesmo padrão foi observado para amostras previamente saturadas, em que os valores superiores a 25 cm h⁻¹ foram largamente predominantes nos solos de *Q. suber* ou *P. pinaster*, sendo as diferenças ainda maiores entre as amostras, o que se atribui em parte à menor porosidade total e possivelmente à maior expressão da hidrofobicidade revelada pelos solos das áreas de *E. globulus* (Quadro 2). Padrão semelhante foi observado para a taxa de infiltração da água no solo, determinada no final do Verão, a qual foi superior a 25 cm h⁻¹ nas áreas de *Q. suber* e *P. pinaster* e exclusiva ou predominantemente inferior no caso de *E. globulus* (Figura 4). Esta diferença, ainda que espectacular, não atinge modificações drásticas nas condições hidrológicas dos solos, visto os valores médios (Madeira, 1989) serem superiores aos da máxima intensidade de precipitação, o que está em consonância com o insignificante escoamento observado em bacias da mesma área (David & Henriques, 1994). Como já foi sublinhado, a taxa de infiltração pode ser fortemente afectada pela perturbação do solo, tendo-se observado numa plantação experimental que a mo-

bilização intensiva do mesmo conduziu ao decréscimo dessa taxa, ao passo que a mobilização ligeira e superficial a aumentou (Madeira et al., 1989b).

As diferenças hidrológicas entre os solos de eucalipto e os de referência atribuem-se também à redução da vegetação herbácea e arbustiva e à consequente redução da actividade da macrofauna, o que é determinante para a ocorrência de bioporos de grande profundidade que são responsáveis pela rápida entrada de água no solo. Aliás, as condições hidrológicas mais favoráveis nos solos do povoamento de eucalipto em terceira rotação do que nos da segunda (Figuras 3 e 4),



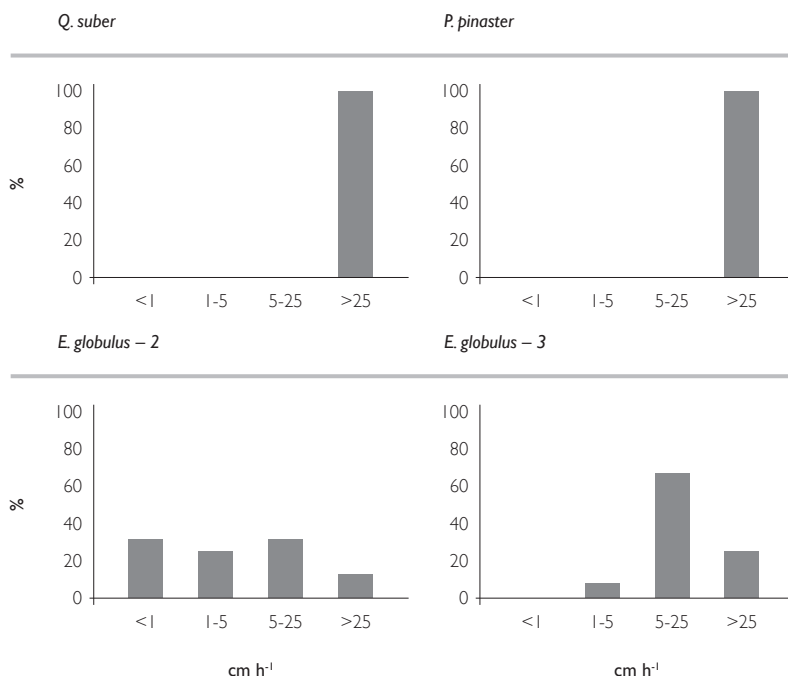


Figura 4 – Frequência dos valores da taxa de infiltração determinados *in situ* (8 horas) em áreas de *Q. suber*, *P. pinaster* e *E. globulus* na segunda (2) e terceira (3) rotação.

sugerem esse efeito por via da maior longevidade do sistema. Essas modificações hidrológicas atenuar-se-ão em áreas com maior precipitação, dado que o acréscimo da própria formação de biomassa das plantações e a ocorrência de estratos herbáceo e arbustivo determinam teores de matéria orgânica elevados, aspecto essencial para a melhoria das condições físicas do solo.

Monitorizou-se o teor de água do solo, durante cerca de dezoito meses, em povoamentos de *E. globulus* e de *Q. suber* com estratos herbáceo e arbustivo (dados não publicados). Durante a época chuvosa (Outubro-Março) o teor de água no solo, até à profundidade de 50 cm, correspondeu em qualquer dos casos

aproximadamente à capacidade de retenção do solo para a água. Durante a época estival (Junho-Agosto) o teor, para ambos os casos, correspondeu ao teor de água mínimo ou seja aproximadamente ao coeficiente de emurchecimento. A diferença essencial ocorreu durante a Primavera, durante a qual se verificou um decréscimo no teor de água do solo muito mais rápido no caso da *E. globulus* do que no do sobreiro, atingindo-se o teor de água mínimo mais cedo no primeiro caso.

Escassa informação existe sobre a erosão “especificamente” atribuída ao eucalipto, quando comparado com outras espécies (Poore & Fries, 1985). Estes autores citam outros que consideram que o eucalipto é pouco eficiente no controlo da erosão, nas áreas semi-áridas e, ao que se depreende, em terreno que não sofreu qualquer armação. Porém, referem que várias espécies de eucalipto plantadas em áreas com declives acentuados, com adequadas medidas de conservação da água, conduzem a elevada produção de biomassa e sem que ocorram processos erosivos. De facto, a observância dos requisitos técnicos da preparação e conservação do solo, a cobertura das copas e da vegetação sob coberto, bem como a protecção do solo pelas camadas orgânicas, como se observa noutras plantações, reduzirão ao mínimo o escoamento superficial e naturalmente a perda de solo.

As características observadas nos solos de povoamentos adultos de eucalipto poderão estar fortemente relacionadas com a respectiva intensidade e técnica de preparação, sendo independentes da espécie considerada. Assim, é de prever que quanto menor for a perturbação do solo, menores serão as influências negativas decorrentes da instalação e exploração das plantações intensivas de eucalipto, como sugerem as várias estratégias há muito explanadas por Poore & Fries (1985) e Florence (1986). Entre elas avultam a minimização da remoção de biomassa do sistema, a observância dos procedimentos e técnicas de preparação do solo que minimizem a perturbação do mesmo e a perda de matéria orgânica e de nutrientes, a aplicação de fertilizantes de acordo com a fertilidade do solo, o uso de boas práticas de conservação do solo e da água, e a utilização de material genético com elevada eficiência de uso de nutrientes e outros recursos (Fox, 2000).

4 – A GESTÃO DO SOLO E AS PLANTAÇÕES DE EUCALIPTOS

4.1 – PREPARAÇÃO DO SOLO E CRESCIMENTO

O sistema de preparação do solo para instalação das plantações de *E. globulus*, em Portugal, tem sido alvo de polémica, ora se enfatizando o benefício da mobilização profunda e intensiva no crescimento das árvores, ora a menor afectação das características do solo pelo recurso à mobilização menos intensiva ou mesmo nula. Porém o problema não é simples nem tem uma resposta única. Neste contexto, comparou-se a preparação ligeira (gradagem, seguida de gradagem de nivelamento) com outra muito mais intensiva (gradagem, seguida de lavoura a 80 cm de profundidade e de gradagem de nivelamento), no sítio do Penegral (Rio Maior), onde a precipitação média anual (PMA) ronda 900 mm e os solos correspondem a Cambissolos e Regossolos dístricos desenvolvidos sobre arenitos do Miocénico (Madeira et al., 1989b; 2002a). A compacidade das camadas profundas do solo decresceu por efeito da preparação intensiva, enquanto a massa volúmica, a porosidade e a compacidade foram mais favoráveis no horizonte superficial no caso da mobilização mais ligeira; não obstante, o crescimento das árvores ao longo da rotação (Figura 5) não apresentou diferenciação significativa entre os tratamentos (Madeira et al., 2002a). Tal facto significa que a melhoria das características físicas da camada superficial do solo foi suficiente para garantir elevado crescimento e, por outro lado, que a redução da compactação das camadas subsuperficiais não se expressou positivamente no crescimento das árvores.

Posteriormente, no sítio da Quinta do Furadouro (Óbidos) – onde a PMA é cerca de 600 mm e os solos são Cambissolos e Regossolos derivados de arenitos do Cretácico – comparou-se a mobilização nula com a gradagem e com a gradagem seguida de subsolagem (Jones et al., 1999; Madeira et al., 2004), distinguindo-se os solos de textura grosseira e com carácter dístrico dos de textura média a fina e carácter éutrico (Magalhães, 2000). Nas áreas de solos de textura mais ligeira o crescimento das árvores não apresentou qualquer diferenciação devido aos tratamentos do solo (Figura 5). Nos solos de textura média a fina o crescimento das árvores foi, por um lado, menos acentuado do que nos de textura ligeira e, por outro, tanto mais acentuado quanto mais profunda a preparação do solo, sendo

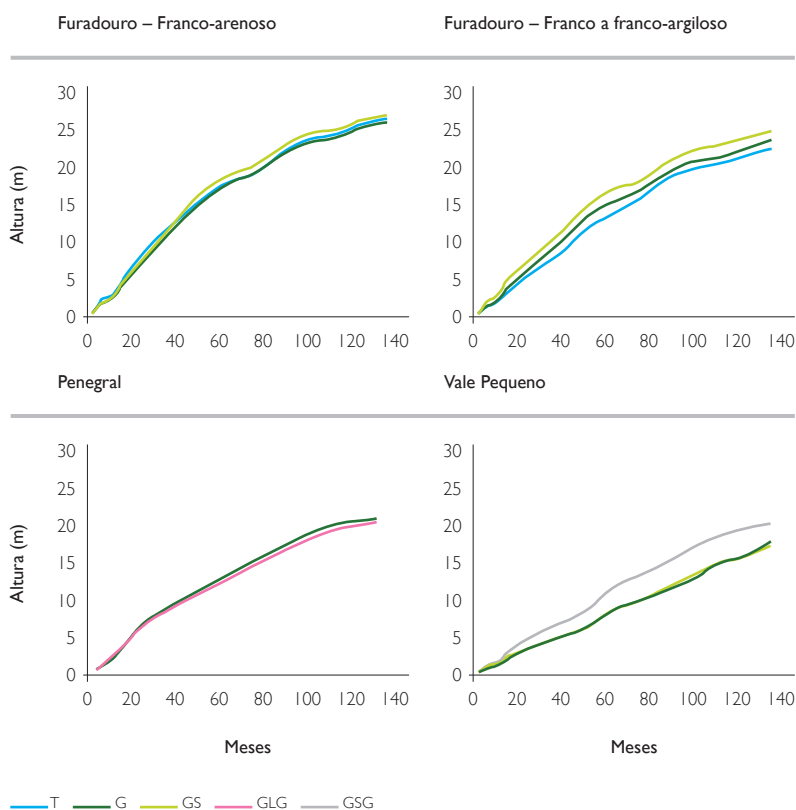


Figura 5 – Altura das árvores nos sítios do Furadouro, Penegral e Vale Pequeno durante a primeira rotação. G – gradagem; L – lavoura; S – subsolagem; T – testemunha.

significativas as diferenças entre tratamentos (Magalhães, 2000). Esta diferenciação entre tratamentos foi paralela com a redução da compactidade do solo devido à subsolagem, enquanto no primeiro caso essa redução não foi evidente. Assim, conclui-se que a textura mais fina, sobretudo das camadas mais profundas, deverá criar em tais solos condições de porosidade e compactidade menos adequadas ao desenvolvimento do sistema radical das árvores, o que está, aliás, expresso pela menor rapidez de crescimento durante os primeiros anos de estudo.

No sítio de Vale Pequeno (Chamusca) – em que a PMA é de 700 mm e os solos são Luvisolos Háplicos com um típico horizonte argílico, desenvolvidos sobre formações Pliocénicas – comparou-se a gradagem com a gradagem seguida de subsolagem e ainda com a gradagem posterior a estas duas (Jones et al., 1999; Magalhães, 2000). A gradagem levou a um crescimento das árvores significativamente inferior ao que ocorreu nas áreas em que à gradagem se seguiu a subsolagem. Porém, quando a esta subsolagem se seguiu outra gradagem o crescimento foi semelhante ao tratamento em que apenas se efectuou uma gradagem (Figura 5). Neste caso é indubitável que o crescimento das árvores está dependente do rompimento do horizonte argílico, de modo a permitir o acesso das raízes às camadas mais profundas do solo para uso dos recursos aí existentes (Magalhães, 2000), o que se confirmou pela forte redução da compactidade no alinhamento da subsolagem e pela distribuição dos sistemas radicais das árvores. Também resulta claro que uma gradagem em tais solos contribui ainda mais para a compactação e impermeabilização do horizonte argílico do solo.

Os resultados mencionados enfatizam de forma indubitável que o tipo e a intensidade de preparação do terreno são específicos para cada sítio, onde o conhecimento geral das características do perfil do solo e do respectivo material originário são elementos cruciais para a tomada de decisões com vista à optimização da disponibilização de recursos para o crescimento das árvores. Resta acrescentar que a análise do problema não deverá ser meramente biológica, mas também económica.

4.2 – O SISTEMA DE GESTÃO DOS RESÍDUOS DE ABATE

A partir do início da década de noventa foi dada forte ênfase ao estudo das implicações da gestão dos resíduos de abate e das camadas orgânicas do solo na sustentabilidade produtiva das plantações de eucalipto, bem como na qualidade dos recursos disponíveis. Os estudos foram realizados nos já referidos sítios da Quinta do Furadouro e de Vale Pequeno (Jones et al., 1999; Magalhães, 2000; Madeira et al., 2004), tanto em áreas de talhadia (segunda rotação) como de re-

plantação. Os tratamentos principais corresponderam à remoção dos resíduos de abate e das camadas orgânicas (R) e à sua manutenção na superfície (S) ou incorporação no solo (I), considerando-se o crescimento e estado de nutrição das árvores, a acumulação de C orgânico no solo e as características físicas, químicas e biológicas do solo; tais tratamentos foram também reproduzidos em condições controladas, num sistema lisimétrico (Soares et al., 2002). Estudos da mesma índole foram efectuados no sítio de Bairro Miguel (Rio Maior), onde os solos são Arenossolos dístricos desenvolvidos sobre arenitos do Pliocénico (Azevedo, 2000), bem como num sistema lisimétrico (Gómez-Rey et al., 2007), para avaliar a dinâmica da mineralização do N em diferentes cenários de gestão dos resíduos de abate.

4.2.1 – CRESCIMENTO E ESTADO DE NUTRIÇÃO DAS ÁRVORES

A remoção dos resíduos de abate e das camadas orgânicas não influenciou negativa e significativamente o crescimento das árvores (Figura 6), ao longo da rotação, em qualquer dos sistemas experimentais, tanto nas áreas de talhadia (Madeira et al., 2004) como nas de replantação (Jones et al., 1999; Magalhães, 2000); resultados semelhantes foram observados durante dois anos no estudo lisimétrico, embora as árvores tenham crescido mais no tratamento em que os resíduos orgânicos foram colocados na superfície do solo (Soares et al., 2002). Resultados da mesma índole foram também observados por Azevedo (2000), durante os dois primeiros anos de uma replantação, no sítio de Bairro Miguel.

Do mesmo modo, o teor de N, P e K nas folhas das árvores, ainda que inicialmente afectado de forma negativa (mas não significativa) pela remoção dos resíduos orgânicos (Azevedo, 2000; Soares et al., 2002), não apresentou qualquer diferenciação entre os tratamentos numa fase mais adiantada das plantações, não interferindo com o crescimento das árvores; esta similitude é corroborada pelo facto de não terem sido observadas diferenças significativas dos biotestes radicais com ^{15}N , ^{32}P e ^{86}Rb entre os tratamentos (Azevedo, 2000). Este comportamento atribui-se, por um lado, ao facto do crescimento das árvores nas nossas condições ambientais depender sobretudo das disponibilidades hídricas (Pereira et al., 1996) e em muito menor medida da disponi-

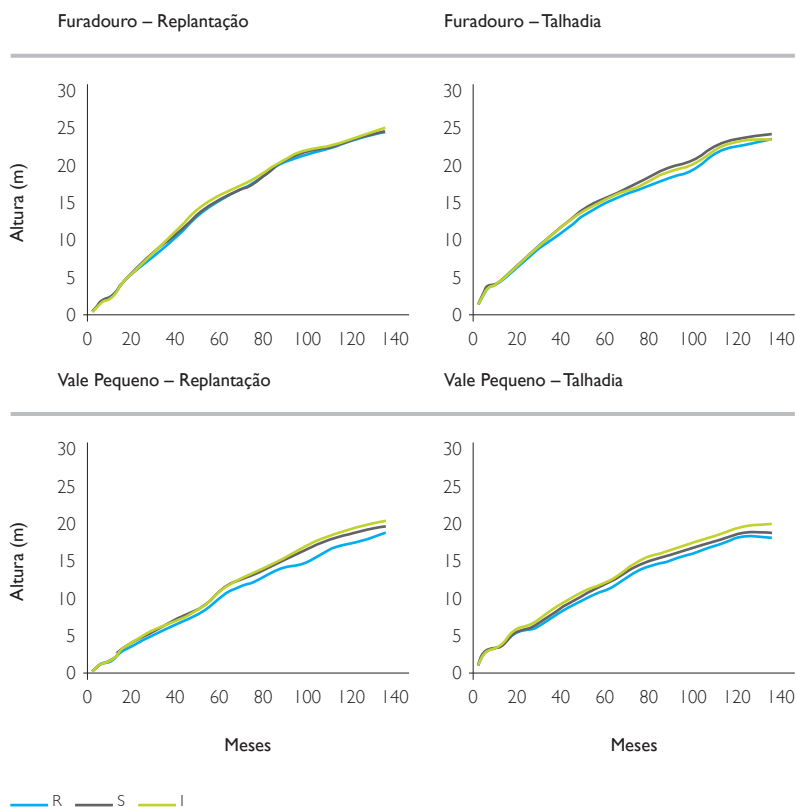


Figura 6 – Crescimento das árvores de replantação e de talhadia nos sítios do Furadouro e de Vale Pequeno, em que os resíduos de abate foram removidos (R), mantidos na superfície (S) ou incorporados (I) no solo.

bilidade de nutrientes, e, por outro, à devolução de nutrientes ao solo pela folhada e gotejo e à translocação interna dos mesmos (Cortez, 1996), o que reduz a dependência das árvores das disponibilidades de nutrientes no solo, à medida que a idade das plantações avança.

Estes resultados contrariam outros obtidos no Brasil (Gonçalves et al., 2004), no Congo (Nzila et al., 2002) e na China (Xu et al., 2004), onde a retenção de

resíduos de abate e das camadas orgânicas nos sítios se expressou por claro acréscimo de crescimento e melhoria do estado de nutrição das árvores. A diferença atribui-se, por um lado, ao facto das condições climáticas desses sítios não limitar, como acontece entre nós, a respectiva produtividade, e, por outro, aos tipos de solos em conformidade com essas condições, muitas vezes bastante exauridos de nutrientes.

4.2.2 – QUANTIDADE DE CARBONO ORGÂNICO

Os diferentes cenários de gestão dos resíduos orgânicos (resíduos de abate e camadas orgânicas) não tiveram aparentemente influência significativa na diferenciação da quantidade de C orgânico no sistema. Com efeito, no final da rotação, tanto da plantação como da talhadia, a quantidade de C nas camadas orgânicas e minerais do solo era semelhante nos diferentes tratamentos (Figura 7), sugerindo que o sistema apresentou resiliência suficiente para fazer face à remoção dos resíduos orgânicos. Os resultados também sugerem que o C contido nos resíduos foi essencialmente devolvido para a atmosfera sobre a forma de dióxido de carbono. Estes resultados estão em linha com os obtidos, no período de seis anos, num estudo lisimétrico (Gómez-Rey et al., 2007) e com os observados para plantações florestais em geral (Johnson & Todd, 1998; Fisher & Binkley, 2000) e de *E. globulus* em particular (Mendham et al., 2003), em que a remoção ou adição de elevadas quantidades de resíduos orgânicos se têm mostrado insuficientes para provocar variações de vulto na quantidade de C orgânico no solo. O padrão referido está em correspondência com o facto das várias opções de gestão dos resíduos não implicarem diferenças de crescimento das árvores, bem como pelo facto de não se ter procedido à aplicação de fertilizantes (excepto à plantação), factor determinante para aumentar o teor de C no solo (Madeira et al., 2002b). Os resultados também sugerem a possibilidade de utilização de resíduos de abate para produção de energia, desde que o sítio apresente a resiliência suficiente e a adequada reserva mineral, sendo, porém, necessários estudos de longo prazo para enquadrar essa possibilidade no sistema da gestão das plantações de *E. globulus*.

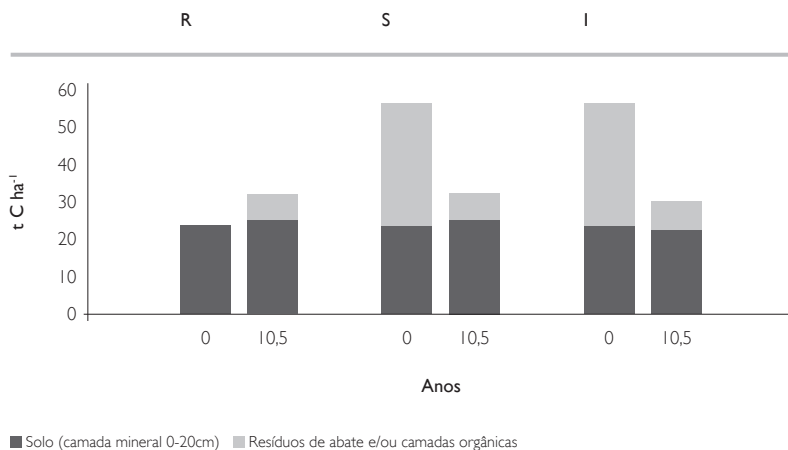


Figura 7 – Quantidade de C orgânico nas camadas orgânicas e minerais do solo em plantações de *E. globulus*, após 130 meses das camadas orgânicas e resíduos de abate, da plantação anterior, terem sido removidas (R), mantidas na superfície (S) ou incorporadas no solo (I).

4.2.3 – CARACTERÍSTICAS FÍSICAS, QUÍMICAS E BIOLÓGICAS DO SOLO

Não foi observado em qualquer dos sítios de estudo diferenças significativas entre os vários tratamentos no tocante à massa volúmica aparente do solo; no sítio do Furadouro também não se observaram diferenças significativas quanto ao coeficiente de agregação, à taxa de infiltração da água no solo e à compacidade do horizonte Ah do solo (Magalhães, 2000; Madeira et al., 2004).

A similitude também foi a regra no que respeita às características químicas do solo, pois não se observaram diferenciações significativas entre tratamentos na disponibilidade de bases de troca e de P extraível, nos valores de pH e nos de Al extraível (Magalhães, 2000), bem como na mineralização potencial de N, a qual mostrou um forte predomínio de NH_4^+ relativamente ao NO_3^- (Azevedo, 2000; Madeira et al., 2004). A quantidade de N mineralizado *in situ*, dezoito meses após o abate da plantação anterior, foi um pouco mais elevada no tratamento S do que

no I (Azevedo, 2000), enquanto a lixiviação foi muito mais elevada no primeiro do que no segundo. Este padrão condiz com os resultados de um estudo lisimétrico que reproduziu o efeito da gestão dos resíduos de abate na dinâmica de nutrientes no solo (Gómez-Rey et al., 2007), no qual se observou que a incorporação de resíduos lenhosos no solo contribui para reduzir de forma acentuada as perdas de N por lixiviação, sobretudo nos dois primeiros anos após o abate das plantações de *E. globulus*.

A gestão dos resíduos de abate teve alguns efeitos na mesofauna do solo (Seabra-Ferreira et al., 2001), observando-se que o número de *taxa* e de indivíduos e o índice de diversidade foram superiores no tratamento S do que nos outros, sugerindo a importância dos resíduos de abate e camadas orgânicas para a manutenção, crescimento e reprodução de microartrópodes. Porém, a variabilidade sazonal das condições climáticas é responsável por forte diferenciação temporal desses parâmetros, o que secundariza as diferenças devidas aos tratamentos. A meio da rotação foi também observado que as opções de gestão consideradas para os resíduos de abate não revelaram diferenciação assinalável relativamente à taxa de colonização das ectomicorrizas ou aos carpófagos micorrízicos observados, o mesmo acontecendo quanto ao número de morfotipos (riqueza específica) (Marchante et al., 2001; Marchante, 2002).

4.3 – OS EFEITOS DA GRADAGEM E DA FERTILIZAÇÃO

O efeito da fertilização e da gradagem aplicados durante a primeira rotação foi objecto de estudo e avaliado numa plantação localizada entre Bombarral e Torres Vedras (Casal de Vale de Torres), cujos solos (Regossolos dístricos) derivam de arenitos do Cretácico (Marques, 1997; Praxis, 2001), por intermédio de um sistema experimental que incluiu fertilização (F), gradagem (G), gradagem e fertilização (GF) e um controlo (C).

Observou-se em primeiro lugar que o crescimento e a biomassa radical das árvores não foram significativamente afectados pelos tratamentos. Em segundo, os tratamentos G e GF traduziram-se pela redução drástica das camadas orgânicas, mas a massa destas no final da rotação era da ordem de grandeza

da observada nos outros tratamentos. Em terceiro, a aplicação de fertilizantes (tratamentos F e GF) induziu o acréscimo dos teores de N e de P nas raízes finas, mas sem promover o crescimento das árvores; padrão semelhante ocorreu no tratamento G, o que se atribui à mineralização da matéria orgânica no solo. Porém, nos tratamentos G e GF observou-se uma maior deficiência bioquímica de N e P (biotestes com ^{15}N e ^{32}P), que se atribui à reconstituição do sistema radical injuriado pela gradagem; isto é, a reconstituição deste sistema terá sido o destino do eventual acréscimo dos fotoassimilados devido a uma maior disponibilidade de nutrientes. Sublinha-se que, excepto o decréscimo da massa volúmica do solo na fase inicial do estudo nos tratamentos G e GF, não se observaram, até ao final da rotação, quaisquer outras diferenças entre os tratamentos no tocante às características físicas e químicas do solo; apenas é digna de registo a sucessiva redução de Ca e de Mg no solo ao longo do período de estudo, o que está em linha com a já referida acumulação destes nutrientes na biomassa das árvores e nas camadas orgânicas do solo.

5 – CONSIDERAÇÕES FINAIS

Questiona-se se as plantações de eucalipto reduzem a qualidade do solo e se as respectivas plantações podem ser sustentáveis. A resposta é simultaneamente sim e não. Se por um lado, a gestão intensiva pode criar condições negativas no solo, por outro tem de ser praticada de modo a manter e contribuir para reforçar a qualidade do mesmo. O ponto crucial do problema reside na adopção de sistemas de gestão específicos aos sítios, o que requer conhecimento detalhado da distribuição dos solos na paisagem e das suas características físicas, químicas e biológicas que afectam a produtividade. A percepção dos processos e propriedades que afectam e limitam a produtividade e o reconhecimento de solos susceptíveis a fortes mudanças de gestão permite desenvolver sistemas de gestão adaptados a cada solo, de modo a manter e melhorar a qualidade do mesmo e a produtividade a longo prazo das florestas geridas intensivamente. Neste con-

texto é de extrema importância reconhecer os solos que não são aptos para a gestão intensiva, o que resulta na adopção de um mosaico paisagístico que tanto inclui plantações de gestão intensiva como povoamentos de gestão extensiva ou sistemas de protecção. Para esta atitude é também crucial que a experimentação e investigação estratégica de longo prazo seja salvaguardada e que os recursos humanos actuates na gestão florestal possuam e adquiram a formação apropriada e actualizada para responder aos complexos desafios da gestão florestal nos seus diversos âmbitos.

REFERÊNCIAS

- Alves, A. A. M., Pereira, J. S., Borges, J. G. C., Borges, G. C., Carvalho, P. O., David, J. S., Gonçalves, J. H. C., Madeira, M., Onofre, N. & Valente, F. (1990). *Impactes Ambientais e Sócio-Económicos do Eucaliptal em Portugal*. Lisboa: Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa.
- Araújo, M. C., Madeira, M., Hilário, L. & Marques, P. (2004). Efeito da aplicação de cinza de biomassa florestal no crescimento de plantas de *E. globulus* e nas características do solo. *Rev. Ciências Agrárias*, **27** (1), 113-126.
- Attiwill, P. M. & Leeper, G. W. (1987). *Forest Soils and Nutrient Cycles*. Melbourne: Melbourne University Press.
- Azevedo, A. A. (2000). *Estudo da Dinâmica do Azoto e do Carbono em Plantações Florestais Intensivas*. Tese de Doutoramento. Lisboa: Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa.
- Bernaldez, F. G., Perez, R. P. & Levassor, C. (1989). *Effets des plantation d'Eucalyptus dans le Nord d'Espanhe*. Bruxelles: Commission des Communautés Européennes.
- Brady, N. C. & Weil, R. R. (1999). *The Nature and Properties of Soils* (Twelfth Edition). New Jersey: Prentice Hall, Upper Saddle River.
- Cabral, M. T. & Martins, S. C. (1985). Estudo comparativo da fauna do solo de povoamentos de *Eucalyptus globulus* Labill. de várias idades e de *Pinus pinaster* Ait.. Boletim da Sociedade Portuguesa de Entomologia, **3**, 75-84.
- Carlyle, J. C., Bligh, M. W. & Nambiar, E. K. S. (1998). Woody residue management to reduce nitrogen and phosphorus leaching from sandy soil after clear-felling *Pinus radiata* plantations. *Can. J. For. Research*, **28**, 1222-1232.
- Cortez, N. R. (1996). *Compartimentos e Ciclos de Nutrientes em Plantações de Eucalyptus globulus Labill. ssp. globulus e Pinus pinaster Aiton*. Tese de Doutoramento. Lisboa: Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa.
- Crane, W. J. B. & Raison, R. J. (1980). Removal of phosphorus in logs when harvesting *Eucalyptus delegatensis* and *Pinus radiata* forest on short and long rotations. *Australian Forestry*, **43**, 253-260.
- Cronan, C. S. (1985). Chemical weathering and pollution chemistry in acid forest soils: differential influence of soil type. Biotic processes, and H⁺ deposition. In *The Chemistry of Weathering*, ed. J. I. Drever, pp. 175-195. Dordrecht, Holland: D. Reidel Publishing Company.

- David, J. S. & Henriques, M. O. (1994). Clearcutting effects on streamflow in coppiced *Eucalyptus globulus* stands in Portugal. *Journal of Hydrology*, **162**, 143-154.
- Davidson, J. (1985). *Setting aside the idea that Eucalyptus are always bad*. Working paper N° 10. Assistance to the Forestry Sector of Bangladesh (Project BGD/79/017). Roma: FAO.
- Fabião, A., Madeira, M. & Steen, E. (1990/91). Effect of water and nutrient supply on root distribution and root system morphology in an *Eucalyptus globulus* plantation. *Water, Air Soil Poll.*, **54**, 635-640.
- Fabião, A., Madeira, M., Steen, E., Kätterer, T., Ribeiro, C. & Araújo, C. (1995). Development of root biomass in an *Eucalyptus globulus* plantation under different water and nutrients regimes. *Plant and Soil*, **168-169**, 215-223.
- Fisher, R. F. & Binkley, D. (2000). *Ecology and Management of Forest Soils* (Third Edition). New York: John Wiley & Sons, Inc.
- Florence, R. G. (1986). Cultural problems of Eucalyptus as exotics. *Commonwealth Forest Revue*, **65**, 141-163.
- Folster, H. (1985). Proton consumption rates in Holocene and present day weathering of and forest soil. In *The Chemistry of Weathering*, ed. J. I. Drever, pp. 197-209. Dordrecht, Holland: D. Reidel Publishing Company.
- Fox, T. R. (2000). Sustained productivity in intensively managed forest plantations. *For. Ecol. Manag.*, **138**, 187-202.
- Gama, M. M., Santos, A. F. M. & Nogueira, A. (1989). Comparaison de la composition de populations de Collemboles de peuplements d'Eucalyptus (*Eucalyptus globulus*) et de Chêne-liège (*Quercus suber*). In *3rd International Seminar on Apterygota*, ed. R. Dallai, pp. 339-345. Siena, Italy: University of Siena.
- Gent, J. A., Ballard, R., Hassan, A. E. & Cassel, D. K. (1984). Impact of harvesting and site preparation in physical-properties of Piedmont Forest Soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **48**, 173-177.
- Gómez-Rey, M. X., Vasconcelos, E. & Madeira, M. (2007). Lysimetric study of eucalypt residue management effects on N leaching and mineralization. *Ann. For. Science* (no prelo).
- Gonçalves, J. L., Gava, J. L. & Wichert, M. C. P. (2004). Sustainability of wood production in eucalypt plantations of Brazil. In *Site Management and Productivity in Typical Plantation Forests*, ed. E. K. S. Nambiar, J. Ranger, A. Tiarks & T. Toma. Bogor, Indonesia: CIFOR.
- Greacen, E. L. & Sands, R. (1980). Compaction of forest soils – a review. *Austral. J. Soil Res.*, **18** (2), 163-189.

- Hopmans, P., Stewart, H.T.L. & Flinn, D.W. (1993). Impacts of harvesting on nutrients in a eucalypt ecosystem in Southeastern Australia. *For. Ecol. Manag.*, **59**, 29-51.
- Johnson, D.W. & Todd, D. E. (1998). Effects of harvesting intensity on forest productivity and soil carbon storage in a mixed oak forest. In *Management of Carbon Sequestration in Soil*, ed. R. Lal, J. M. Kimble, R. F. Foillet & B.A. Stewart, pp. 351-363. Boca Raton: CRC Press.
- Jones, H. E., Madeira, M., Herraiez, L. Dighton, J., Fabião, A., Gonzales-Rio, F., Fernandez-Marcos, M., Gomez, C., Tomé, M., Feith, H., Magalhães, M. C. & Howson, G. (1999). The effect of organic-matter management on the productivity of *Eucalyptus globulus* stands in Spain and Portugal: tree growth and harvest residue decomposition in relation to site and treatment. *For. Ecol. Manag.*, **122**, 73-86.
- Kätterer, T., Fabião, A., Madeira, M., Ribeiro, C. & Steen, E. (1995). Fine-root dynamics, soil moisture and soil carbon content in a *Eucalyptus globulus* plantation under different irrigation and fertilization regimes. *For. Ecol. Manag.*, **74**, 1-12.
- Krug, E. C. & Frink, C. R. (1983). Acid-rain on acid soil – a new perspective. *Science*, **221** (4610), 520-525.
- Lima, W. d. P. (1987). *O Reflorestamento com Eucalipto e seus Impactos Ambientais*. São Paulo: ARTPRESS.
- Madeira, M. (1986). *Influência de Povoamentos de Eucalipto (Eucalyptus globulus) no solo, Comparativamente aos Povoamentos de Sobreiro (Quercus suber) e de Pinheiro (Pinus pinaster)*. Tese de doutoramento. Lisboa: Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa.
- Madeira, M. (1989). Changes in soil properties under *Eucalyptus* plantations in Portugal. In *Biomass Production by Fast-growing Trees*, ed. J. S. Pereira & J. J. Landsberg, pp. 81-89. Dordrecht, Kluwer Academic Publishers.
- Madeira, M. (1991). Influence of mineral nutrients redistribution in *Eucalyptus* plantations on soil properties. In *Diversity of Environmental Biogeochemistry*, ed. J. Berthelin, pp. 485-494. Developments in Geochemistry, 6. Amsterdam: Elsevier.
- Madeira, M. (1995). Efeito das plantações de *Eucalyptus globulus* nas características do solo em condições mediterrânicas (Portugal). *Revista Florestal*, **8** (1), 3-22.
- Madeira, M., Andreux, F. & Portal, J.M. (1989a). Changes in soil organic matter characteristics due to reforestation with *Eucalyptus globulus* Labill. *The Science of the Total Environment*, **81/82**, 481-488.

- Madeira, M., Azevedo, A., Soares, P., Tomé, M. & Araújo, M. C. (2002a). Efeitos da lavoura profunda e da gradagem nas características do solo e na produtividade de plantações de *Eucalyptus globulus*. *Rev. Ciências Agrárias*, **25** (1,2), 158-169.
- Madeira, M., Fabião, A., Pereira, J. S., Araújo, M. C. & Ribeiro, C. (2002b). Changes in carbon stocks in *Eucalyptus globulus* Labill. plantations induced by different water and nutrient availability. *For. Ecol. Manag.*, **171**, 75-85.
- Madeira, M., Magalhães, M. C., Azevedo, A., Fabião, A., Araújo, M. C. & Pina, J. P. (2004). Efeito da gestão dos resíduos de abate nas características do solo e no crescimento de uma plantação de *Eucalyptus globulus*, em talhadia. *Rev. Ciências Agrárias*, **27** (1), 414-431.
- Madeira, M., Melo, G., Alexandre, C. & Steen, E. (1989b). Effects of deep ploughing and superficial disc harrowing on physical and chemical soil properties and biomass in a new plantation of *Eucalyptus globulus*. *Soil Till. Res.*, **14**, 163-175.
- Madeira, M. & Ribeiro, C. (1995). Influence of leaf litter type on the chemical evolution of a soil parent material (sandstone). *Biogeochemistry*, **29**, 43-58.
- Madeira, M. V. & Pereira, J. S. (1990/91). Productivity, nutrient immobilization and soil chemical properties in an *Eucalyptus globulus* plantation under different irrigation and fertilization regimes. *Water Air and Soil Pollution*, **54**, 621-634.
- Magalhães, M. C. S. (2000). *Efeitos de Técnicas de Preparação do Solo e Gestão dos Resíduos Orgânicos em Características Físico-Químicas do Solo de Plantações Florestais*. Dissertação de Doutoramento. Lisboa: Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa.
- Marchante, E. (2002). *Avaliação da Colonização Ectomicorrízica em Plantações de Eucalyptus globulus Labill. Sujeitas a Tratamentos de Gestão de Resíduos Orgânicos e Fertilização*. Dissertação de Mestrado em Biologia. Coimbra: Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra.
- Marchante, E., Madeira, M. & Freitas, H. (2001). Avaliação da colonização ectomicorrízica em plantações experimentais. *Rev. Ciências Agrárias*, **24** (3,4), 205-212.
- Marques, P. P. (1997). *Gradagem e Fertilização num Povoamento de Eucalyptus globulus Labill. Efeitos a Curto Prazo*. Relatório do trabalho de fim de curso de Engenharia Florestal. Lisboa: Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa.
- Marques, R., Ranger, J., Villette, S. & Granier, A. (1997). Nutrient dynamics in a chronosequence of Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) stands on the Beaujolais Mounts (France). 2. Quantitative approach. *For. Ecol. Manag.*, **92**, 167-197.

- Mendham, D. S., O'Connell, A. M., Grove, T. S. & Rance, S. J. (2003). Residue management effects on soil carbon and nutrient contents and growth of second rotation eucalyptus. *For. Ecol. Manag.*, **181**, 357-372.
- Merino A. & Edeso, J. M. (1999) Soil fertility rehabilitation in young *Pinus radiata* D. Don. plantations from northern Spain after intensive site preparation. *For. Ecol. Manag.*, **116** (1-3), 83-91.
- Miller, H. G. (1989). Internal and external cycling of nutrients in forest stands. In *Biomass Production by Fast-growing Trees*, ed. J. S. Pereira & J. J. Landsberg, pp. 73-80. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- Nzila, J. D., Bouillet, J.-P., Laclau, J.-P. & Ranger, J. (2002). The effects of slash management on nutrient cycling and tree growth in Eucalyptus plantations in the Congo. *For. Ecol. Manag.*, **171**, 209-221.
- Pereira, H. & Sardinha, R. (1984). Utilization of *Eucalyptus globulus* Labill. for energy and fibre. Biomass production and nutrient removal assessment. In *Bioenergy – Volume II*, ed. E. Egnéus & A. Ellegard, pp. 119-126. London: Elsevier Applied Science Publishers.
- Pereira, J. S., Tomé, M., Madeira, M., Oliveira, A. & Almeida, M. H. (1996). Eucalypt plantations in Portugal. In *Nutrition of the Eucalypts*, ed. P. M. Attiwill & M. A. Adams, pp. 371-387. Austrália: CSIRO.
- Poore, D. & Fries, C. (1985). *The Ecological Effects of Eucalyptus*. FAO Forestry Paper 59. Rome: FAO.
- Praxis XXI (2001). Relatório Final do Projecto 3/3.2/FLOR/2123/95 (Preparação do solo e gestão da matéria orgânica para a produtividade, sustentabilidade e biodiversidade dos sistemas florestais). Lisboa: Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa.
- Pritchett, W. L. & Fisher, R. F. (1987). *Properties and Management of Forest Soils* (2nd Edition). New York: John Wiley & Sons.
- Ribeiro, C., Cortez, N., Martins, A., Azevedo, A. & Madeira, M. (2007). Decomposição de agulhas de *Pinus pinaster* e de folhas de *Eucalyptus globulus* em regiões do interior e do litoral de Portugal. *Rev. Ciências Agrárias*, 142-156. (no prelo).
- Ribeiro, C. & Madeira, M. (1994). Root decomposition process in Mediterranean conditions. *Transactions of the 15th World Congress of Soil Science*. Vol. 4b, pp. 102-103. Commission III: Poster sessions. Acapulco, Mexico: ISSS/MSSS.
- Ribeiro, C., Madeira, M. & Araújo, M. C. (2002). Decomposition and nutrient release from leaf litter

- of *Eucalyptus globulus* grown under different water and nutrient regimes. *For. Ecol. Manag.*, **171**, 31-41.
- Ricardo, R. P. & Madeira, M. (1985). *Relações Solo-Eucalipto*. Lisboa: Gabinete de Apoio da Universidade Técnica de Lisboa.
- Ricardo, R. P., Madeira, M. & Raposo, J. (2002). Quantidade de carbono orgânico nos solos derivados de granitos e rochas afins, em Portugal. *Rev. Ciências Agrárias*, **25** (3,4), 94-106.
- Sá, C., Madeira, M. & Gazarini, L. (2005). Produção e decomposição de folhas da folhada de *Quercus suber* L. e *Q. rotundifolia* Lam.. *Rev. Ciências Agrárias*, **28** (2), 257-272.
- Seabra-Ferreira, C., Vasconcelos, T. M. & Madeira, M. (2001). Estudo das comunidades de artrópodes edáficos de um povoamento de *Eucalyptus globulus* (Labill.). *Rev. Ciências Agrárias*, **24** (3,4), 257-270.
- Secretaria de Educação da Ciência e Tecnologia (SECT). (1984). *Avaliação das Alterações das Propriedades Físicas, Químicas e Microbiológicas do Solo pela Cultura de Eucalyptus spp.* Belo Horizonte: Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais.
- Serralheiro, F. & Madeira, M. (1990). Changes in arthropod soil fauna due to afforestation with *Eucalyptus globulus* Labill. *Agrochemistry and Soil Science*, **39** (3-4), 602-606.
- Serralheiro, F. & Madeira, M. (1994). Soil mesofauna of *Eucalyptus globulus* plantation in Portugal in comparison to native vegetation stands. In *Eucalyptus for Biomass Production. The State-of-the-Art*, ed. J. S. Pereira & H. Pereira, pp. 262-279. Brussels: Commission of the European Communities.
- Soares, H., Madeira, M., Fabião, A., Azevedo, A., Kätterer, T., Abreu, F. & Cortez, N. (2002). Efeitos da gestão de resíduos de abate no crescimento inicial de *Eucalyptus globulus* Labill.: resultados de um estudo lisimétrico. *Rev. Ciências Agrárias*, **25** (3,4), 394-410.
- Sousa, J. P., Gama, M. M., Ferreira, C. S. & Barrocas, H. (2000). Effect of eucalyptus plantations on Collembola communities in Portugal: a review. *Belgian Journal of Entomology*, **2**, 187-201.
- Spangenberg, A., Grimm, U., Silva, J. R. S. & Folster, H. (1996). Nutrient store and export rates of *Eucalyptus globulus* plantations in eastern Amazonia (Jari). *For. Ecol. Manag.*, **80**, 225-234.
- Vejre, H. (1999). Stability of Norway spruce plantations in western Denmark-soil nutrient aspects. *For. Ecol. Manag.*, **144**, 45-54.
- Wert, S. & Thomas, B. R. (1981). Effects of skid roads on diameter, height and volume growth in Douglas-fir. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **45**, 629-632.

WRB (2006). *World Reference Base for Soil Resources 2006* (2nd edition). World Soil Resources Reports No. 103. Rome: FAO.

Xu, D. P., Yang, Z. J. & Zhang, N. N. (2004). Effects of site management on tree growth and soil properties of a second-rotation plantation of *Eucalyptus urophylla* in Guangdong province, China. In *Site Management and Productivity in Typical Plantation Forests*, ed. E. K. S. Nambiar, J. Ranger, A. Tiarks & T. Toma. Bogor, Indonesia: CIFOR.

Os impactes do eucaliptal na biodiversidade da vegetação sob coberto

António Fabião¹, Marta Carneiro¹,
Mário Lousã² e Manuel Madeira³

¹ Departamento de Engenharia Florestal,
Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa.
E-mail: afabiao@isa.utl.pt; mcarneiro@isa.utl.pt

² Departamento de Protecção das Plantas e de Fitoecologia,
Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa.
E-mail: mariolousa@isa.utl.pt

³ Departamento de Ciências do Ambiente,
Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa.
E-mail: mavmadeira@isa.utl.pt

I – CONCEITOS E CONSIDERAÇÕES PRELIMINARES

As plantações de *Eucalyptus globulus* têm sido frequentemente apontadas como tendo menor diversidade de espécies vegetais sob o coberto arbóreo do que outros tipos de povoamentos florestais, ou outras modalidades de ocupação do solo (Rosa et al., 1986; Bernaldéz et al., 1989; Alves et al., 1990). A interpretação do facto não é consensual: menos espécies presentes não significa necessariamente decréscimo de biodiversidade, pois esta não depende apenas do número de espécies que é possível inventariar, mas também da abundância relativa de cada espécie (Begon et al., 1996). Por outro lado, num povoamento florestal com as copas a tocarem-se e a interpenetrarem-se, pode-se considerar normal a rarefacção da vegetação sob coberto à medida que as árvores crescem e ocupam o espaço aéreo e do solo, quer em consequência da sombra que projectam sobre a área que ocupam, quer devido à competição pela água e nutrientes por parte de um estrato arbóreo desenvolvido e espacialmente dominante, quer ainda em resultado da acumulação de camadas orgânicas que impeçam o crescimento e o desenvolvimento daquela vegetação (Alves et al., 1990; Rackham, 1998; Moore & Allen, 1999). Também não é claro se a salvaguarda da diversidade biológica implica optimizá-la à escala do próprio povoamento, ou se, pelo contrário, aquele objectivo pode ser melhor atingido ao nível da paisagem, diversificando os tipos de utilização do solo, com renúncia ao uso de práticas intensivas de cultura em parte da área adjacente àquela onde tais métodos tenham sido aplicados (Moore & Allen, 1999).

Além disso, a instalação de plantações florestais intensivas pressupõe com frequência a mobilização do solo antecedendo a plantação das árvores, com destruição da vegetação espontânea e, eventualmente, incorporação dos seus resíduos nas camadas superficiais do solo. Este sistema de instalação encontra justificação na convicção, tecnicamente fundamentada, de que a competição pela água e nutrientes exercida por aquela vegetação sobre as árvores jovens não é desejável, especialmente quando ocorram condições de *stress* hídrico estival. Por outro lado, é também conveniente disponibilizar àquelas plantas um substrato suficientemente descompactado para que não haja resistência mecânica ao alongamento das raízes (Alves, 1988; Nyland, 1996; Smith et al., 1997).

Uma vez garantido o sucesso da plantação, a manutenção de coberto herbáceo e/ou arbustivo, além do importante papel que desempenha na conservação e ciclo de nutrientes (Bauhus et al., 2001), favorece a protecção do solo contra a erosão e estabiliza a arquitectura do solo, através do reforço da estabilidade da sua agregação (Russel, 1977; Oades, 1978; Tisdall & Oades, 1982), protege as árvores jovens do vento e da geada (Nyland, 1996; Smith et al., 1997) e aumenta o valor paisagístico e ambiental das áreas florestadas (Crowe, 1966, 1978; Forestry Commission, 1994). Mesmo que ausente de início, é geralmente desejável que a vegetação herbácea e arbustiva se reconstitua ainda numa fase precoce da vida do povoamento, embora com uma restrição importante: a sua presença, quando abundante, pode representar uma massa considerável de combustível, aumentando o risco de ocorrência de fogos estivais (Nyland, 1996; Fernandes, 2006).

O desenvolvimento da vegetação espontânea antes do estabelecimento do estrato arbóreo, para além de aumentar a quantidade total de resíduos orgânicos na superfície do solo (Yarie, 1980), pode representar um papel importante na retenção de nutrientes (Emmett et al., 1991; Fahey et al., 1991). A vegetação reduz a perda de nutrientes por lixiviação, designadamente através da utilização de azoto na forma nítrica, retendo-os e, indirectamente, diminuindo a quantidade de água que percola no solo (Emmett et al., 1991; Palviainen, 2005). As árvores jovens também podem actuar como um sumidouro de nutrientes, mas a biomassa da vegetação sob coberto é em geral superior à das árvores na fase inicial de desenvolvimento do povoamento (Bergquist et al., 1999; Staples et al., 1999).

A reconstituição da vegetação espontânea tem sido efectivamente observada em plantações de *Eucalyptus globulus* (Cerveira et al., 1999; Fabião et al., 2002; Madeira et al., 2004; Carneiro et al., 2006), iniciando-se poucos meses após a instalação, ou seja, quando as condições de humidade, temperatura e luz favorecem o seu desenvolvimento (Figura 1). Contudo, as espécies presentes são maioritariamente pioneiras ou ruderais, correspondendo portanto ao que seria de esperar em fases iniciais de uma sucessão. Com efeito, a mobilização do solo, aquando da plantação, conjugada com a destruição da vegetação espontânea, pode reduzir significativamente o teor de matéria orgânica do solo (Madeira et al., 1989; Pérez-Batallón et al., 2001),

diminuindo a sua capacidade de armazenamento de água. Essa redução, em conjunto com a instalação de uma espécie arbórea de crescimento rápido, pode dificultar o restabelecimento, sob coberto, de pelo menos uma parte significativa das espécies vegetais existentes anteriormente à perturbação, mesmo que existam propágulos no solo, podendo ser substituídas por espécies pioneiras dotadas de robustez suficiente para ocuparem o espaço disponível, alterado pelas operações florestais de instalação da plantação (Alves et al., 1990; Smith et al., 1997; Bauhus et al., 2001).



Figura 1 – Plantação de eucalipto com cerca de quatro anos de idade em que as copas ainda não se tocam, sendo visível a presença de vegetação sob o coberto.

À medida que as árvores se vão desenvolvendo, a marcha normal da sucessão ecológica, com naturais alterações no elenco de espécies dominantes, eventualmente no sentido do restabelecimento de uma comunidade mais “madura”, passa a ser crescentemente controlada pela competição com o estrato arbóreo, que exerce um efeito de inibição (Begon et al., 1996), podendo conduzir a um decréscimo da pro-

porção da superfície do solo coberta pela vegetação espontânea e da biomassa dessa vegetação por unidade de área do terreno (Fabião et al., 2002). Em povoamentos adultos, ou seja, com árvores bem desenvolvidas e com o dossel das copas bem formado e contínuo, aqueles dois parâmetros – proporção da área do solo coberta por vegetação e biomassa da vegetação por unidade de área do terreno – podem tomar valores muito reduzidos, justificando a observação de que existe pouca vegetação sob o coberto dos eucaliptais. Apesar disso, é mesmo assim possível que os índices de diversidade biológica (os que se avaliam mais frequentemente são o de Simpson e o de Shannon-Wiener, cf. Begon et al., 1996) mantenham valores apreciáveis; a pouca vegetação que se mantém nessas condições, geralmente dominada por espécies arbustivas ou subarbustivas e/ou por outras espécies perenes com radicação mais profundante, pode corresponder a um número de espécies ainda razoável e ser equilibrada quanto à abundância relativa de cada uma delas (Fabião et al., 2002). Deste modo, dada a escassez da vegetação sob coberto (traduzida numa elevada proporção de solo sem coberto vegetal de baixo porte e em reduzidos valores de biomassa dessa vegetação), o valor dos índices de diversidade biológica (bem como dos correspondentes índices de equitabilidade¹, cf. Begon et al., 1996) e a enumeração do número de espécies presentes perde, naturalmente, grande parte do seu significado conceptual.

2 – EFEITOS POTENCIAIS DA EXPLORAÇÃO DOS EUCALIPTAIS NA VEGETAÇÃO ESPONTÂNEA

Os eucaliptais têm, em Portugal, um crescimento rápido, sendo geralmente conduzidos em talhadia, com cortes de realização a intervalos de aproximadamente 10 a 12 anos (ver o capítulo de Soares et al. neste volume). Esta exploração implica com frequência a utilização de maquinaria pesada, pelo menos na fase de extracção do material lenhoso para áreas de recheia ou de carregamento

¹ O índice de equitabilidade é a razão entre o valor encontrado do índice de diversidade e o valor máximo possível do índice com o mesmo número de espécies.

situadas na periferia da mata, o que geralmente se justifica por motivos econômicos. A circulação de máquinas pesadas no interior do povoamento aumenta a compactação do solo, devido a alterações do sistema de porosidade (Lenhard, 1986), inibindo fortemente o crescimento das plantas. O arrastamento dos toros e a acumulação de resíduos de abate sobre o solo e a vegetação sob coberto eventualmente ainda existente, ensombrando-a, ocasionam também perturbações no desenvolvimento e na eventual recuperação dessa vegetação, favorecida temporariamente pela remoção do coberto arbóreo (Smith et al., 1997). Contudo, as consequências para a vegetação herbácea e arbustiva e para o funcionamento do sistema encontram-se ainda pouco estudadas.

Os resíduos de abate – ramos e bicadas com folhas e ainda, frequentemente, cascas, quando os toros são descascados na mata, como é frequente nos eucaliptais – contêm uma importante quantidade de nutrientes retida na sua biomassa (Smethurst & Nambiar, 1990). Por razões que se prendem com o risco de incêndio e com a facilidade de execução das operações florestais subsequentes ao abate (Nyland, 1996; Smith et al., 1997), estes resíduos são frequentemente removidos para outro local, ou para utilização como combustível. A sua remoção do local, sobretudo pela repetição em sucessivas operações de abate, pode ter reflexos negativos na fertilidade da estação (Nyland et al., 1979; Abbot & Crossley Jr., 1982; Burguer & Pritchett, 1984; Nyland, 1996; Smith et al., 1997), desfavorecer o crescimento futuro das árvores e, em casos extremos, a reabilitação do coberto vegetal espontâneo (Smethurst & Nambiar, 1989; Emmett et al., 1991). Danos na vegetação causados pela maquinaria pesada e pelas árvores caídas durante as operações de extracção do material lenhoso, morte das fontes de propágulos – i.e. sementes, esporos e árvores jovens (Jonsson, 1993) – perturbação ou compactação do solo, alteração do microclima (Keenan & Kimmins, 1993) e ensombramento pelos resíduos de abate (Fahey et al., 1991), podem todos ter efeitos prejudiciais no desenvolvimento da vegetação sob coberto.

A acumulação na superfície ou a incorporação no solo de grandes quantidades de resíduos de abate, durante um curto período de tempo, podem ter efeitos consideráveis nas condições ambientais do solo, como a humidade e a temperatura do mesmo,

e estas podem, por sua vez, alterar a actividade microbiana (Ross et al., 1995), assim como a decomposição e mineralização da matéria orgânica (Lundmark-Thelin & Johansson, 1997; Cortina & Vallejo, 1994). Estas alterações, para além de afectarem fracções activas da matéria orgânica (resíduos vegetais e biomassa microbiana) e algumas fracções do húmus, afectam também a estrutura do solo, o sistema de porosidade, a capacidade de retenção de água e a disponibilidade dos nutrientes (Smith et al., 1994; Merino & Edeso, 1999; Pérez-Batallón et al., 2001).

Uma gestão apropriada dos resíduos de abate, das camadas orgânicas e dos nutrientes é crucial para manter a produtividade da estação em plantações de eucalipto de curta rotação (Adams & Attiwill, 1986; Shammass et al., 2003). Assim, o declínio da fertilidade do solo a longo termo pode ser reduzido se os resíduos forem mantidos no local após o abate (Mathers et al., 2003). Jones et al. (1999) refere que incorporar os resíduos de abate no solo, ou distribuí-los na superfície do mesmo, permite manter a quantidade de nutrientes disponíveis em plantações de *E. globulus*, intensificando o crescimento das árvores na sua fase inicial.

3 – EFEITO DA MOBILIZAÇÃO DO SOLO E DA GESTÃO DE RESÍDUOS DE ABATE NA DIVERSIDADE DA VEGETAÇÃO SOB COBERTO: UM CASO DE ESTUDO

As plantações de eucalipto têm sido frequentemente instaladas em terrenos agrícolas abandonados, em incultos sujeitos a frequentes incêndios, ou em áreas já antes ocupadas por povoamentos florestais, especialmente de pinheiro bravo ou de eucalipto, neste último caso substituindo plantações anteriores que atingiram o limite da explorabilidade económica em talhadia. Nenhuma destas situações configura, à partida e salvo casos pontuais, a substituição de formações vegetais caracterizadas por uma grande diversidade da vegetação espontânea. Nas plantações de eucalipto exploradas em talhadia, a instalação de um novo povoamento no mesmo local justifica-se por se verificar em cada abate a morte de algumas das touças, produzindo um efeito cumulativo de decréscimo da produção lenhosa

que conduz à necessidade de substituir a plantação (ver o capítulo de Soares et al. neste volume). Essa substituição implica o arranque ou a destruição no local das touças sobreviventes, para evitar a competição com a nova plantação. Como o arranque e remoção das touças é uma operação dispendiosa, a tendência actual é para a sua destruição com um destroçador, uma grade pesada, ou um *riper*, ou então com aplicação de um herbicida sistémico. Estas operações, ao envolverem a passagem de máquinas pesadas sobre o solo ou a aplicação de produtos fitotóxicos são, naturalmente, desfavoráveis à continuação ou ao restabelecimento de uma vegetação natural diversificada.

Em qualquer caso, a mobilização do solo para preparação de nova plantação é também, por regra, destruidora da vegetação espontânea. Por essa razão, é de esperar que a vegetação que se reconstitui ou que permanece sob coberto de um eucaliptal recentemente plantado seja maioritariamente constituída por plantas pioneiras, boas colonizadoras, mas não necessariamente boas competidoras com o estrato arbóreo ou com outra vegetação que de algum modo se venha a estabelecer no local (Begon et al., 1996).

Em inventário realizado pelo método de Braun-Blanquet num eucaliptal antigo, instalado com mobilização do solo apenas nas linhas de plantação e já sujeito a abate por duas vezes, na região de Óbidos, Lousã & Fabião (dados não publicados, reproduzidos em relatório do Projecto PDGT/C/FER/366/94 referente a 1995) encontraram um elenco florístico típico da Série de Vegetação *Arisaro-Quercus broteroi sigmetum* e da Associação *Melico-Quercetum cocciferae*, contrastando com a situação mais comum noutras plantações da mesma espécie na área envolvente. A simples preocupação de salvar a vegetação existente nas entrelinhas, quando da plantação da parcela estudada, foi aparentemente suficiente para preservar um elenco florístico constituído por 58 espécies vegetais diferentes (identificadas num conjunto de quatro inventários com variação da densidade de coberto arbóreo entre 15 e 80%), das quais apenas 15 se encontravam também presentes noutras parcelas de eucaliptal vizinhas, de instalação mais recente e com mobilização total do solo.

Num dispositivo experimental situado na mesma zona, foram ensaiadas diversas modalidades de mobilização do solo e de gestão dos resíduos de abate e cama-

das orgânicas do povoamento anterior (também de eucalipto, instalado em 1967), acompanhando-se seguidamente a variação da vegetação sob coberto. As modalidades referidas foram as seguintes (ver o capítulo de Madeira et al. neste volume): remoção dos resíduos de abate e das camadas orgânicas do solo, com mobilização apenas nas covas de plantação (tratamento R); distribuição dos resíduos na superfície do solo, com mobilização apenas nas covas de plantação (tratamento S); distribuição dos resíduos na superfície do solo, separando os resíduos lenhosos para as entrelinhas de plantação, com mobilização apenas nas covas de plantação (tratamento W); incorporação dos resíduos no solo por gradagem até 15 cm de profundidade, com plantação à cova (tratamento I); remoção dos resíduos seguida de gradagem até 15 cm de profundidade, com plantação à cova (tratamento Rh); incorporação dos resíduos seguida de mobilização profunda do solo por *riper* até cerca de 50-60 cm de profundidade, com plantação à cova (tratamento Rr). As touças sobreviventes do povoamento anterior foram mortas por aplicação localizada de glifosato ao abroalhamento de novas varas, efectuando-se a plantação nas entrelinhas dessas touças. Os tratamentos R, S, W e I foram também aplicados numa área mantida em talhadia, com as árvores do povoamento anterior. Resultados parciais deste estudo foram publicados por Cerveira et al. (1999), Jones et al. (1999), Fabião et al. (2002), Madeira et al. (2004) e Carneiro et al. (2006).

A inventariação da vegetação presente sob o coberto arbóreo iniciou-se no ano seguinte ao da plantação, na Primavera, com periodicidade anual até aos 6 anos e novamente dos 9 aos 11 anos de idade da plantação, subamostrando as cinco parcelas de 30 × 30 m² correspondentes a cada um dos tratamentos, primeiro pelo método do quadrado (1-6 anos) e, posteriormente (9-11 anos), pelo método da linha de intercepção (Kent & Coker, 1992). Esta alteração na metodologia deveu-se ao desenvolvimento de núcleos arbustivos e subarbustivos de maior dimensão, cuja inventariação pelo método do quadrado implicaria grandes riscos de erro.

A variação do número médio de espécies presentes em cada parcela de cada tratamento (n=5) ao longo do período do estudo encontra-se representada na Figura 2. Na área replantada, as diferenças entre os tratamentos foram pouco acentuadas e, salvo em alguns anos em que foram mais marcadas, destituídas

de significância estatística ($p > 0,05$). Contudo, o tratamento R, que consistiu na remoção dos resíduos de abate e das camadas orgânicas e na plantação sem mobilização do solo, apresentou consistentemente o maior número de espécies por parcela, sugerindo que tanto a mobilização do solo, como a manutenção de resíduos orgânicos sobre o mesmo, podem afectar negativamente esta importante componente da diversidade específica da vegetação. Como se pode observar na Figura 2 (A), não foi detectável qualquer evolução temporal significativa do número de espécies presentes, sendo as oscilações anuais em grande parte explicáveis pela variação dos montantes da precipitação no fim do Inverno e no início da Primavera (Fabião et al., 2002).

Os resultados obtidos nos quatro tratamentos aplicados à talhadia foram semelhantes aos dos tratamentos homólogos da área replantada (Figura 2, B). Contudo, notou-se neste caso uma relação estatisticamente significativa ($p < 0,05$) entre o número de espécies (variável dependente) e o número de anos decorrido desde a instalação do ensaio (variável independente), designadamente nos tratamentos S ($R^2 = 0,640$, $p = 0,010$) e W ($R^2 = 0,552$, $p = 0,022$), cujo número de espécies por parcela aumentou consistentemente ao longo do tempo (com coeficientes de regressão linear de 0,881 e 0,662, respectivamente). Esta relação não foi significativa nos outros tratamentos, sugerindo que deverá estar relacionada com a distribuição dos resíduos à superfície do solo e, eventualmente, com a maior ou menor velocidade da sua decomposição.

Deve salientar-se que a ausência de tendência para a variação temporal do número de espécies sob coberto na área replantada é, até certo ponto, mistificadora, uma vez que a cobertura vegetal do solo sofreu alterações consideráveis ao longo do período de observação. Se as espécies presentes constituíam de início um coberto evidente e visível, no qual dominavam terófitos e hemicriptófitos² – especialmente

2 Estas designações enquadram-se no sistema de classificação de Raunkjaer das formas biológicas, ou tipos fisionómicos, da vegetação. Os *terófitos* correspondem às plantas anuais, que sobrevivem aos períodos desfavoráveis (a estação seca e/ou a estação fria) sob a forma de sementes; os *hemicriptófitos* são plantas perenes, mas geralmente herbáceas, que sobrevivem aos períodos desfavoráveis mantendo gomos de renovação situados ao nível da superfície do solo, dos quais brotam novos lançamentos (anuais) na época favorável ao seu crescimento.

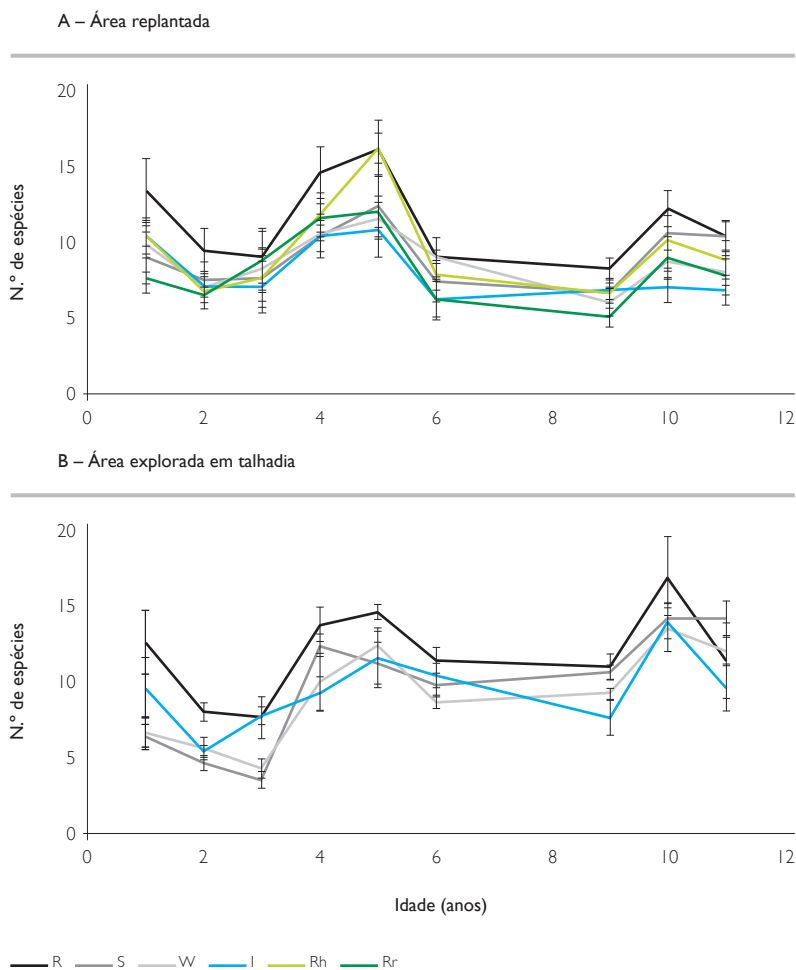


Figura 2 – Número médio de espécies vegetais ($\pm$ erro padrão) sob o coberto de uma plantação de eucalipto, numa área replantada à cova (A) e numa explorada em talhadia (B). R: remoção dos resíduos de abate e das camadas orgânicas; S: distribuição dos resíduos na superfície do solo; W: como em S, separando os resíduos lenhosos; I: incorporação dos resíduos no solo por gradagem; Rh: remoção dos resíduos e das camadas orgânicas seguida de gradagem; Rr: incorporação dos resíduos seguida de mobilização do solo por *riper*.

a gramínea pioneira *Holcus lanatus* (erva lanar), com alguma presença de *Agrostis curtisii* (erva sapa), *Conyza bonariensis* (avoadinha peluda) e, em anos mais chuvosos, de leguminosas do género *Ornithopus* (serradelas) – após o fechamento das copas do eucaliptal, cerca dos quatro anos de idade, passariam a constituir tufos muito mais dispersos e ralos. Depois de uma fase intermédia em que se detectou uma grande abundância no coberto de musgos do género *Funaria*, os arbustos e subarbustos lenhosos e perenes (fanerófitos³), embora também esparsos, passaram a dominar no coberto subarbóreo. Este padrão de variação do coberto, particularmente marcado na área replantada (onde os arbustos e subarbustos tiveram de início uma representação com pouco significado), ocorreu também na área conduzida em talhadia, que beneficiou de um menor grau de perturbação resultante das operações florestais subsequentes ao abate. Esta manteve, contudo, um grau de coberto mais abundante, com uma representação significativa do feto *Pteridium aquilinum* em quase todos os tratamentos (a excepção foi o tratamento S) e com proporções significativas de espécies lenhosas perenes mais cedo na vida do povoamento do que o observado na área replantada.

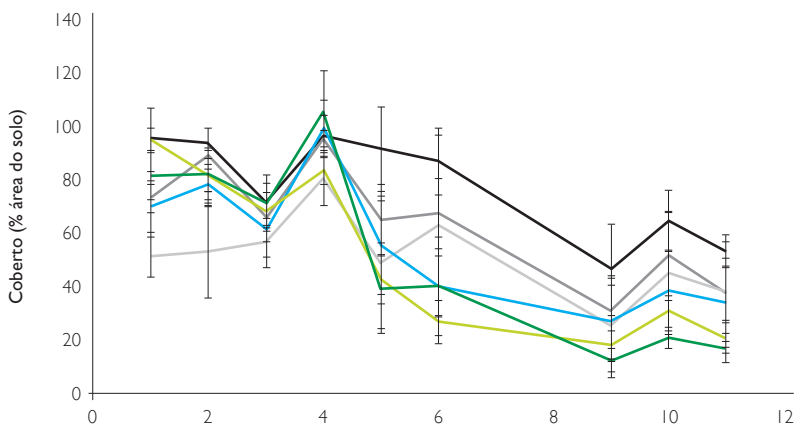
A variação da proporção de solo coberto por vegetação espontânea nas áreas replantada e de talhadia ao longo dos 11 anos de observações encontra-se representada na Figura 3. Na área replantada (Figura 3, A) verificou-se que o tratamento R (remoção dos resíduos sem mobilização generalizada do solo) apresentou, mais uma vez e em quase todos os anos de observação, a maior proporção de coberto vegetal, o que foi especialmente evidente nos anos finais do ensaio. Com efeito, no inventário florístico que precedeu o abate das árvores, todos os tratamentos sem mobilização do solo apresentavam proporções de coberto superiores àqueles em que se efectuou essa mobilização, embora as diferenças entre alguns deles fossem pequenas e destituídas de significado estatístico (cf. Figura 3, A). Por outro lado, observou-se ao longo da revolução, em quase todos os tratamentos, uma clara relação inversa entre o tempo decorrido

3 *Fanerófitos* são, na classificação referida na nota anterior, as plantas perenes cujos gomos de renovação se encontram a mais de 25 cm acima da superfície do solo e que, ao perderem lançamentos do ano na época desfavorável ao crescimento, se mantêm acima dessa altura.

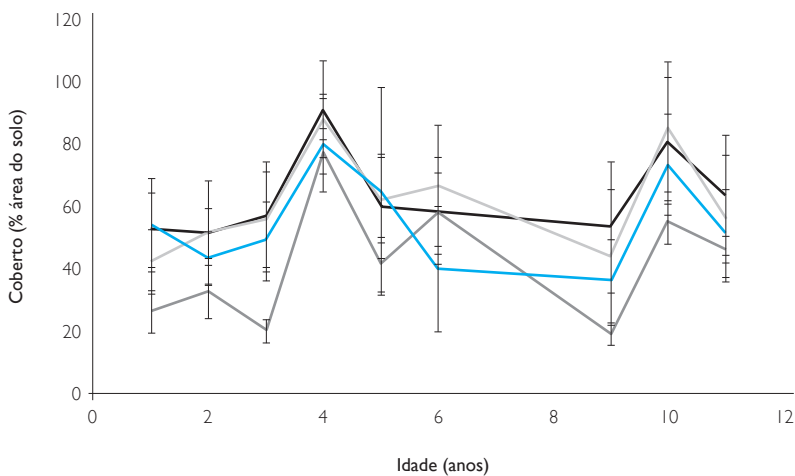
desde o início do ensaio e a proporção de coberto, em percentagem da área da superfície do solo, confirmando a ideia de que o desenvolvimento do coberto arbóreo contribuiu para a inibição do desenvolvimento da vegetação espontânea sob as copas. A biomassa da vegetação sob coberto, avaliada a partir do segundo ano após a instalação, seguiu a mesma tendência geral que a proporção de coberto. Deve, no entanto, salientar-se que a tendência referida não foi observada na área de talhadia, na qual a vegetação sob coberto manteve valores de cobertura do solo e de biomassa aproximadamente estáveis ao longo do período de estudo e, em geral, ligeiramente superiores aos observados na área replantada (Figura 3, B). Não ficou claro até que ponto esta estabilidade da ocupação dos andares inferiores pela vegetação sob coberto, na área de talhadia, se deveu à redução da competição pela água e nutrientes após o abate e até à dominância de novas varas no estrato arbóreo (estas foram mondadas cerca dos quatro anos), ou apenas à menor incidência de perturbações no solo após o abate.

A diversidade, avaliada pelo índice de Shannon-Wiener, aumentou ou manteve-se estável ao longo do tempo, tanto na área replantada como na área de talhadia (Figura 4, A e B, respectivamente), em geral sem diferenças estatisticamente significativas entre os tratamentos. O valor do índice de diversidade cresceu significativamente com o tempo decorrido desde o início do ensaio nos tratamentos R, W e Rr na área replantada e nos tratamentos S e W na área de talhadia. Este aumento do índice de diversidade ao longo do período de estudo pode, em parte, atribuir-se a um acréscimo significativo do número de espécies nos tratamentos S e W da área de talhadia, como se referiu anteriormente. No entanto, o tratamento S da talhadia apresentou também um crescimento com o tempo do índice de equitabilidade de Shannon-Wiener, sugerindo que não foi apenas o número de espécies que aumentou, mas também a equitabilidade da sua representação no coberto. Na área replantada, pelo contrário, o índice de equitabilidade aumentou de forma significativa com o tempo decorrido desde o início do ensaio em todos os tratamentos, excluindo-se todavia a hipótese de o aumento da diversidade se dever ao número de espécies, que neste caso não variou significativamente com o tempo.

A – Área replantada



B – Área explorada em talhadia



— R — S — W — I — Rh — Rr

Figura 3 – Proporção do solo coberto por espécies vegetais ($\pm$ erro padrão) numa plantação de eucalipto, numa área replantada (A) e numa explorada em talhadia (B). Os tratamentos são os descritos na legenda da Figura 2.

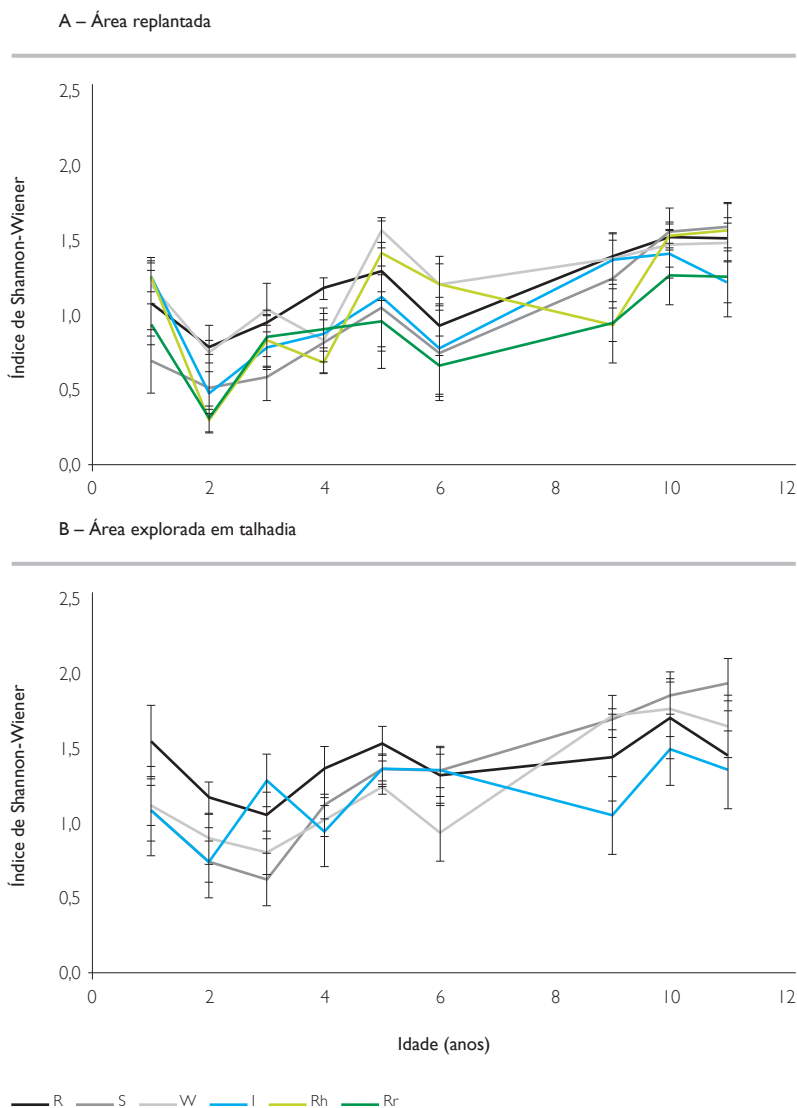


Figura 4 – Índice de diversidade de Shannon-Wiener da vegetação sob o coberto ($\pm$ erro padrão) numa plantação de eucalipto, numa área replantada (A) e numa explorada em talhadia (B). Os tratamentos são os descritos na legenda da Figura 2.

O aumento da diversidade da vegetação sob coberto ao longo do tempo decorrido desde a instalação do povoamento, ou desde o abate do povoamento anterior (em tratamentos da área de talhadia), a par de um decréscimo igualmente significativo (na maioria dos tratamentos da área replantada) da proporção de solo coberto e na biomassa da mesma vegetação, repõe a questão aflorada na parte inicial deste texto: que importância se deve atribuir a um aumento de biodiversidade da vegetação sob coberto numa situação em que esta está claramente a ser inibida no seu desenvolvimento pela presença de um estrato arbóreo dominante, competindo de forma bem sucedida pela luz e, provavelmente, pela água e nutrientes? Se, na área de talhadia, o aumento da diversidade biológica se pode associar a um crescente número de espécies, aparentemente favorecido pela presença sobre o solo dos resíduos de abate do povoamento anterior e pela ausência de mobilização generalizada do solo (tratamentos S e W), na área replantada o factor essencial parece ter sido a perda de dominância das espécies pioneiras presentes no início do ensaio. Com efeito, as espécies *Holcus lanatus* (erva lanar), *Agrostis curtisii* (erva sapa), *Conyza bonariensis* (avoadinha peluda) e *Ornithopus* spp. (serradelas) apresentaram, no final do ensaio, representações no coberto muito mais modestas do que no início, sendo substituídas por arbustos dos géneros *Ulex* (tojós), *Genista* e *Cytisus* (giestas), *Cistus* (estevas, sargaços e sanganhos) e/ou *Rubus* (silvas), bem como pela gramínea *Brachypodium sylvaticum* (braquipódio), mais associada a situações de sombra (Grime et al., 1996). Ocasionalmente verificou-se mesmo uma ocorrência significativa de regeneração de castanheiro (*Castanea sativa*), presumivelmente proveniente de rebentões de raízes ainda presentes no local. Na área de talhadia, a regeneração de castanheiro foi também notória, no final do ensaio, a par com a de carrasco (*Quercus coccifera*), a meio do período de estudo (a sua presença decresceu posteriormente) e a de carvalho cerquinho (*Quercus faginea* subsp. *broteroi*).

Uma importante ilação a tirar deste ensaio é a aparente persistência de algumas espécies arbóreas e arbustivas autóctones, ainda com propágulos viáveis no terreno, que poderiam eventualmente retomar alguma importância no coberto, se para tanto tivessem oportunidade. Com efeito, a normal execução das operações de exploração florestal no local de abate implica de novo uma perturbação

considerável nesta vegetação, cuja parte aérea, geralmente ainda pouco desenvolvida, acaba quase sempre por ser destruída no decurso do processo, já que se trata de espécies sem interesse no contexto dos objectivos da produção. Esta situação deveria ser equacionada num contexto de sustentabilidade e de biodiversidade das plantações florestais instaladas e conduzidas intensivamente (Moore & Allen, 1999; Bengtsson et al., 2000): a manutenção de alguns exemplares bem desenvolvidos de carvalho-cerquinho ou de castanheiro, ou de pequenas áreas menos produtivas, ou desadequadas à produção, apenas com vegetação espontânea, pouco efeito teria na produção lenhosa ou nas condições de exploração, mas representaria uma garantia de diversidade biológica a médio-longo prazo e de disponibilidade de sementes para um futuro em que o interesse nas espécies exóticas de crescimento rápido eventualmente decresça. Poderiam mesmo funcionar como pontos de interesse e atracção para espécies da fauna que não encontrem no eucaliptal condições adequadas de alimentação e/ou abrigo, favorecendo por essa via uma outra componente da diversidade biológica (ver o capítulo de N. Onofre neste volume). Para a sua conservação seria provavelmente suficiente usar de alguma precaução no decurso da execução das operações de exploração do material lenhoso, ou na preparação do terreno para a instalação de uma nova plantação (ver o capítulo de Silva et al. neste volume).

4 – EFEITO DA GRADAGEM E DA FERTILIZAÇÃO, NA FASE DE FECHAMENTO DAS COPAS, NA DIVERSIDADE DA VEGETAÇÃO SOB COBERTO: UM SEGUNDO CASO DE ESTUDO

Sobretudo na região Centro de Portugal é comum realizar-se, nas plantações de *Eucalyptus globulus*, uma gradagem e uma fertilização alguns anos após a plantação, tendo o duplo objectivo de reduzir a competição e aumentar a produção de madeira, aliás insuficientemente documentado. Estas práticas têm sido apontadas como causa de redução da diversidade da vegetação sob coberto, especialmente devido ao efeito da gradagem, mas este assunto tem sido pouco

estudado. Por outro lado, como a gradagem e a fertilização costumam realizar-se em conjunto, não é fácil separar os seus efeitos, quer sobre o povoamento, quer sobre a sua vegetação espontânea.

Este segundo caso de estudo abordou esta questão através de um ensaio completamente casualizado, com quatro tratamentos e quatro repetições de cada um deles: gradagem (tratamento G), fertilização (tratamento F), gradagem e fertilização aplicadas em conjunto (tratamento GF) e uma testemunha (T) sem gradagem nem fertilização. O ensaio realizou-se num eucaliptal do concelho do Bombarral, com cinco anos à data do seu início (Marques, 1997; Carneiro et al., 2007). A gradagem realizou-se com uma grade de discos operando nas entrelinhas da plantação até cerca de 20 cm de profundidade e a fertilização correspondeu à distribuição sobre o solo de 300 kg ha⁻¹ de um adubo composto (14N:21P:21K). Embora geográfica e climaticamente próximo do ensaio descrito anteriormente, este povoamento estava instalado num solo com textura mais grosseira e com um relevo mais ondulado, propiciando uma maior exposição do solo à luz em parte da área estudada.

Tal como no primeiro caso de estudo, a vegetação sob coberto foi estudada nos anos seguintes à intervenção no povoamento, na Primavera. O número médio de espécies presentes sob coberto do eucaliptal em cada parcela de tratamento foi sempre maior na testemunha do que em qualquer dos tratamentos (Figura 5), sendo estatisticamente significativas ($p < 0,05$) as diferenças entre a testemunha e o tratamento GF (gradagem e fertilização em conjunto) no primeiro e no oitavo anos após o início do ensaio e também entre a testemunha e o tratamento G (gradagem sem fertilização) no oitavo ano. O resultado sugere que a perturbação resultante da gradagem ocasionou uma redução duradoura da riqueza específica da vegetação sob coberto do eucaliptal. Com efeito, nos tratamentos com gradagem, o número médio de espécies por parcela só excepcionalmente chegou a 10 (no tratamento G, no segundo ano), ficando sempre acima de 12 nos tratamentos sem gradagem, durante os três primeiros anos (decreceu, contudo, nos últimos dois anos do ensaio, sobretudo no tratamento F). O decréscimo do número de espécies com o tempo decorrido desde o início do ensaio, aparente sobretudo na testemunha e no tratamento F, não se confirmou estatisticamente por análise de regressão ($p > 0,05$).

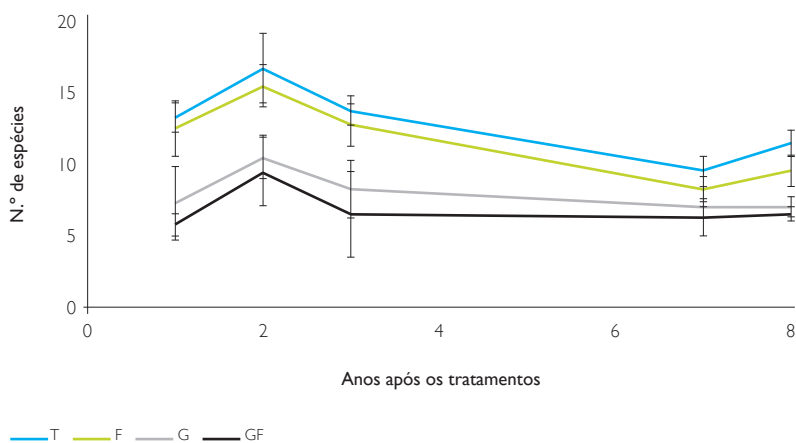


Figura 5 – Número médio de espécies vegetais ($\pm$ erro padrão) sob o coberto de uma plantação de eucalipto após a aplicação de tratamentos de gradagem e de fertilização. T: testemunha; F: fertilização; G: gradagem; GF: gradagem e fertilização.

A proporção da superfície do solo coberta por vegetação foi severamente afectada pela gradagem, quer isoladamente, quer em conjunto com a fertilização (Figura 6). Nos três primeiros anos de observações, a testemunha (T) apresentou consistentemente uma proporção de coberto significativamente mais elevada ($p < 0,05$) do que ambos os tratamentos com gradagem (G e GF) e, em dois desses anos – o primeiro e o terceiro – o mesmo aconteceu com o tratamento F (a excepção foi no segundo ano, em que a diferença entre o tratamento F e G, embora bem marcada, não foi estatisticamente significativa). No final do ensaio, a testemunha apresentou ainda uma proporção de coberto significativamente mais elevada do que o tratamento GF, não obstante uma clara tendência para o crescimento do coberto ao longo do tempo nos tratamentos gradados. Estes resultados sugerem a existência de alguma capacidade de recuperação por parte do sistema, após a gradagem, provavelmente através da exploração de nichos que ficaram ainda disponíveis para algumas espécies da vegetação espontânea.

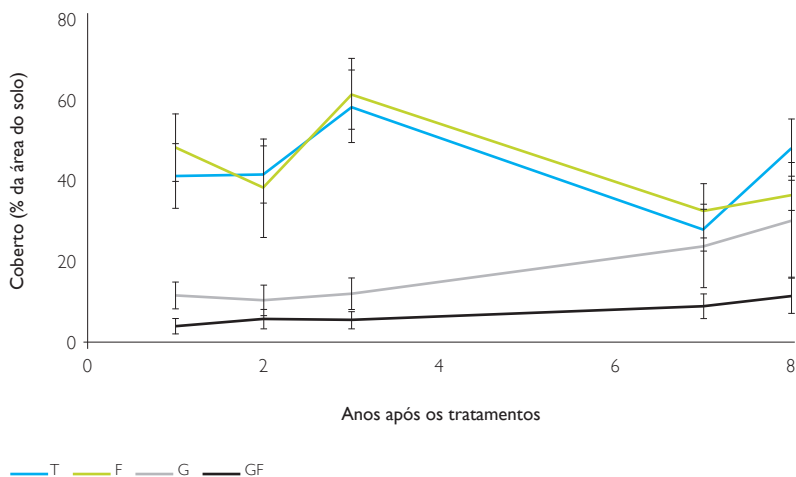


Figura 6 – Proporção do solo coberto por espécies vegetais ($\pm$ erro padrão) após a aplicação de tratamentos de gradagem e de fertilização. Os tratamentos são os descritos na legenda da Figura 5.

As espécies dominantes no coberto subarbóreo dos tratamentos gradados, no sétimo e oitavo anos após o início do ensaio, foram as gramíneas *Pseudarrhenatherum longifolium* (sem designação vernácula conhecida), *Brachypodium phoenicoides* (braquipódio) e *Agrostis curtisii* (erva sapa), no tratamento G, e *Funaria* spp. (musgo), *Ulex minor* (tojo molar), *Pterospartum tridentatum* (carqueja) e, de novo, *Agrostis curtisii*, no tratamento GF. A presença significativa de fanerófitos, como o tojo molar e a carqueja, neste último tratamento, parece confirmar alguma recuperação da vegetação, após a perturbação da gradagem, contrastando com o predomínio de gramíneas, de carácter mais pioneiro, no tratamento G.

Embora não necessariamente em proporções idênticas, estas espécies foram também as dominantes nos tratamentos não gradados no final do ensaio, sendo contudo particularmente notória a presença do musgo em situações de maior codominância nos tratamentos com fertilização, mas não nos que a não recebe-

ram. Este facto contraria as observações feitas noutras situações por autores que efectuaram tratamentos com fertilização em florestas nórdicas (Kellner, 1993), em florestas tropicais de montanha do Hawaii (Ostertag & Verville, 2002) e em plantações de pseudotsuga (Thomas et al., 1999), os quais relataram decréscimos na proporção de solo coberto por musgos após a aplicação de fertilizantes. No entanto, como as condições climáticas destes estudos foram diferentes das do presente ensaio, pode especular-se que a fertilização efectuada em climas com elevada humidade relativa e solos pobres, como no caso em apreço, favorece o desenvolvimento de musgos. As camadas de musgos e líquenes podem ligar-se muito intimamente às partículas do solo, formando uma delgada espessura com características particulares (Belnap et al., 2001). Podem, por isso, afectar de forma significativa as características físicas e químicas da superfície do solo, influenciando por essa via o desenvolvimento de plantas vasculares. Os principais efeitos fazem-se sentir sobre a dispersão e a germinação das sementes, que podem ficar retidas nas superfícies rugosas das camadas de musgos. Estas, por sua vez, podem favorecer o desenvolvimento das plantas vasculares que aí germinem, pois sendo rugosas (como é o caso das superfícies cobertas por musgos do género *Funaria*) podem reter também matéria orgânica, nutrientes, água e partículas finas do solo. Fica por esclarecer se as camadas de musgo observadas alteram de forma significativa a retenção de água e de nutrientes, bem como a possibilidade de acesso de outras plantas a esses factores.

A proporção de solo coberto por gramíneas no final do ensaio (excepto no tratamento GF, no qual o musgo e as espécies arbustivas suplantaram as gramíneas) corresponde ao que foi relatado por outros autores (Locasio et al., 1990; Peltzer et al., 2000; Zobrist et al., 2005), que assinalaram a dominância de gramíneas sob o coberto arbóreo em situações em que as operações silvícolas ocasionaram perturbações no solo, como nos tratamentos gradados. De referir também a presença de ericáceas (torga ordinária e urzes), nos primeiros três anos, na testemunha e no tratamento F, que pode estar relacionada com a ausência de perturbação mecânica. Nos últimos dois anos, a sua importância decresceu, dando lugar à dominância por parte das gramíneas.

A diversidade da vegetação sob coberto foi consistentemente mais baixa nas parcelas gradadas (Figura 7), com diferenças estatisticamente significativas no primeiro e terceiro anos entre a testemunha (sempre com o valor mais alto no índice de Shannon-Wiener ao longo de todo o período experimental) e o tratamento GF, o que pode ser explicado por diferenças no número de espécies, confirmadas pela ausência de diferenciação estatisticamente significativa entre tratamentos no índice de equitabilidade. No presente estudo, a fertilização parece não ter afectado a vegetação sob coberto, face à ausência de alterações significativas no índice de diversidade. Como o tratamento GF apresentou sempre valores mais baixos que o tratamento F, e o tratamento G valores mais baixos que a testemunha, no índice de Shannon-Wiener, aparentemente o factor limitante a curto prazo parece ter sido a gradagem. Contudo, a diversidade no tratamento F diminuiu significativamente ao longo do tempo.

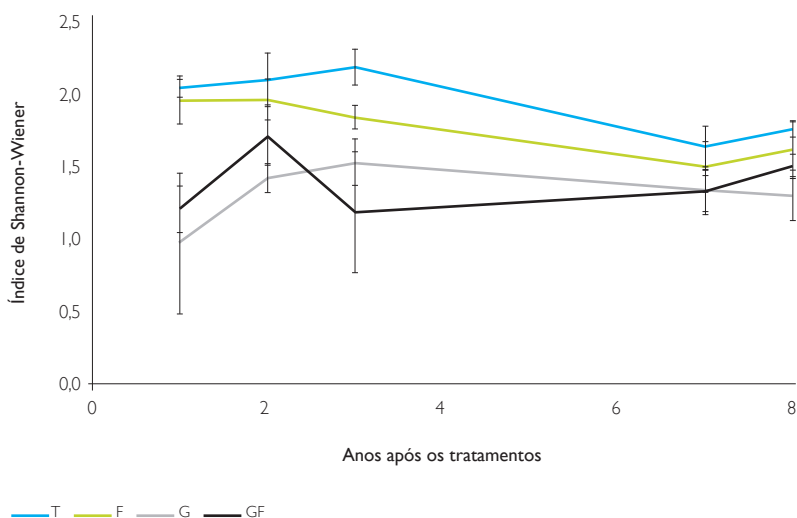


Figura 7 – Índice de diversidade de Shannon-Wiener da vegetação sob o coberto ($\pm$ erro padrão) após a aplicação de tratamentos de gradagem e de fertilização. Os tratamentos são os descritos na legenda da Figura 5.

Em correspondência com o que se referiu para a cobertura do solo por vegetação espontânea, a biomassa daquela vegetação foi também consistentemente menor nos tratamentos gradados do que nos não gradados ao longo de todo o período experimental, ocorrendo diferenças estatisticamente significativas no primeiro, terceiro e sétimo anos após a aplicação dos tratamentos. Nos primeiros três anos, a testemunha e o tratamento fertilizado apresentaram biomassa média da vegetação sob coberto de 30-60 g m⁻² de peso seco, enquanto nos tratamentos gradados só excepcionalmente (no tratamento G, no segundo ano) se atingiram os 13,4 g m⁻², denotando aliás uma boa correlação com a cobertura do solo por vegetação (4-12% em G e GF, 38-62% em T e F, aproximadamente). No final do período de estudo, contudo, estas diferenças esbateram-se, uma vez que apenas a testemunha apresentou uma biomassa sob coberto claramente maior do que os tratamentos. O tratamento fertilizado (F) só apresentou mais biomassa do que a testemunha nos dois primeiros anos de observações, mas a fertilização aplicada em conjunto com a gradagem parece ter sido inibitória do desenvolvimento da vegetação, dado que o tratamento GF teve sempre menos biomassa e menos proporção de solo coberto por vegetação do que o tratamento G.

Estes resultados não são totalmente inesperados, já que outros estudos têm apontado que a fertilização pode não se reflectir num aumento do crescimento e da biomassa da vegetação sob coberto, se não se efectuar simultaneamente um desbaste no estrato arbóreo (Hunter, 1990; Zobrist et al., 2005). Presume-se, assim, que a fertilização foi melhor aproveitada pelas árvores do que pela vegetação sob o seu coberto, pelo menos no tratamento GF. Com efeito, constatou-se nos tratamentos não fertilizados (mas não nos fertilizados) uma tendência com significância estatística para o aumento da biomassa daquela vegetação, ao longo do período do estudo. Tal como no caso de estudo descrito anteriormente, a importante contribuição dos musgos do género *Funaria* para a proporção de solo coberto por vegetação espontânea no terceiro e sétimo anos, no tratamento GF, não correspondeu a um aumento na biomassa dessa vegetação, dada a pequena dimensão daquelas plantas. No entanto, o aumento de biomassa nesse mesmo tratamento no oitavo ano pode estar relacionado com o aumento de importância

das espécies arbustivas *Pterospartum tridentatum* (carqueja) e *Cistus inflatus* (sanganho), o que poderá explicar as diferenças estatisticamente significativas entre o tratamento GF e os restantes.

No final do estudo, oito anos após a aplicação dos tratamentos, verificou-se que a produção de madeira pelo povoamento não foi significativamente influenciada pelos tratamentos. Contudo, estes ficaram ordenados da seguinte forma: G ($265 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) > F ($229 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) > T ($219 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) > GF ($217 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$). O acréscimo de volume estimado no tratamento gradado, embora destituído de significância estatística, foi bastante mais elevado do que os dos outros tratamentos e pode ser interessante de um ponto de vista de produção e comercialização de madeira. Contudo, os resultados obtidos apontam para um efeito negativo da gradagem, a curto e médio prazo, na riqueza específica, na diversidade e na abundância de vegetação sob coberto. Os únicos aspectos positivos, de um ponto de vista da gestão do povoamento, são o decréscimo de combustível e do consequente risco de incêndio, contrariado no entanto por uma tendência aparente para a recuperação da vegetação a prazo mais longo, admitindo que não haja mais perturbações de importância equivalente à da gradagem realizada. A fertilização a meio da rotação, pelo contrário, não teve efeitos significativos na produção de material lenhoso e na vegetação sob coberto, não obstante se ter afirmado acima que as árvores provavelmente aproveitaram melhor a fertilização do que a vegetação espontânea.

Dada a reduzidíssima informação existente sobre o efeito de intervenções culturais do tipo descrito, aplicadas em plantações florestais intensivas já estabelecidas e em pleno crescimento, as conclusões aqui delineadas deverão ser encaradas com precaução quanto à possibilidade de generalização a outras situações e localizações geográficas. É de interesse crucial prosseguir a investigação neste domínio, de forma a adquirir conhecimentos mais aprofundados acerca dos efeitos económicos e ambientais a curto, médio e longo prazo de práticas culturais, aplicadas durante a fase de crescimento e desenvolvimento das árvores, susceptíveis de ocasionar qualquer tipo de perturbação na vegetação sob o coberto de plantações florestais intensivas de eucalipto e/ou de outras espécies instaladas e conduzidas com níveis equivalentes de intensificação cultural.

5 – CONSIDERAÇÕES FINAIS

Confirmou-se que existe nos eucaliptais um decréscimo da proporção de solo coberto pela vegetação espontânea à medida que as árvores crescem, que não é acompanhado por uma alteração significativa do número de espécies presentes, nem por uma perda da diversidade específica dessa vegetação ao longo do tempo, expressa por um índice de diversidade. Em contraste, observou-se, nas plantações intensivas de eucalipto estudadas, uma elevada resiliência do sistema em relação à permanência de uma vegetação espontânea abundante e diversificada, não só constituída por espécies pioneiras mais rústicas, mas também com presença de espécies lenhosas autóctones, arbóreas e arbustivas, que se mantiveram após algumas dezenas de anos sob condições de intensificação cultural. É contudo necessário estabelecer condições de referência, que permitam comparar os resultados da investigação realizada com a situação expectável em condições de ausência de perturbação ou, pelo menos, de intensificação cultural menos significativa. Observou-se também uma elevada resiliência de áreas com plantações de eucalipto face a perturbações da vegetação sob coberto durante o período de formação da madeira, tais como a gradagem e a fertilização. Porém, os resultados dos estudos efectuados apontam para a necessidade de se encarar a conservação da diversidade específica e a sustentabilidade da gestão florestal de acordo com uma perspectiva regional, de forma a preservar, à escala da paisagem, mosaicos de coberto de diversos tipos e com diferentes intensidades culturais, incluindo manchas não exploradas de vegetação natural e/ou naturalizada.

REFERÊNCIAS

- Abbott, D. T. & Crossley Jr., D. A. (1982). Woody litter decomposition following clear-cutting. *Ecology*, **63**, 35-42.
- Adams, M. A. & Attiwill, P. M. (1986). Nutrient cycling and nitrogen mineralisation in eucalypt forests of southeastern Australia. II. Indices of nitrogen mineralisation. *Plant and Soil*, **92**, 341-362.
- Alves, A. A. M. (1988). *Técnicas de Produção Florestal. Fundamentos, Tipificação e Métodos*. 2ª edição. Lisboa: Instituto Nacional de Investigação Científica.
- Alves, A. A. M., Pereira, J. M. S., Borges, J. G. C., Borges, G. C., Carvalho, P. O., David, J. S., Gonçalves, J. H. C., Madeira, M., Onofre, N. & Valente, F. (1990). *Impactes Ambientais e Sócio-Económicos do Eucaliptal em Portugal*. Lisboa: Instituto Superior de Agronomia.
- Bauhus, J., Aubin, I., Messier, C. & Connell, M. (2001). Composition, structure, light attenuation and nutrient content of understory vegetation in a *Eucalyptus sieberi* regrowth stand 6 years after thinning and fertilisation. *For. Ecol. Manag.*, **144**, 275-286.
- Begon, M., Harper, J. L. & Townsend, C. R. (1996). *Ecology* (3th ed.). Oxford: Blackwell Science.
- Belnap, J., Prasse, R. & Harper, K. T. (2001). Influence of biological soil crusts on soil environments and vascular plants. In *Biological Soil Crusts: Structure, Function, and Management*, Ecological Studies, Vol. 150, ed. J. Belnap & O. L. Lange, pp. 281-300. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag.
- Bengtsson, J., Nilsson, S. G., Franc, A. & Menozzi, P. (2000). Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. *For. Ecol. Manag.*, **132**, 39-50.
- Bergquist, J., Örlander, G. & Nilsson, U. (1999). Deer browsing and slash removal affect field vegetation on south Swedish clearcuts. *For. Ecol. Manag.*, **115**, 171-182.
- Bernaldez, F. G., Perez, R. P. & Levassor, C. (1989). *Effets des Plantations d'Eucalyptus dans le Nord d'Espagne*. Bruxelles: Commission des Communautés Européennes.
- Burguer, J. A. & Prichett, W. L. (1984). Effects of clearfelling and site preparation on nitrogen mineralization in a southern pine stand. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **48**, 1432-1437.
- Carneiro, M., Fabião, A., Martins, M. C., Fabião, André, Abrantes da Silva, M., Hilário, L., Lousã, M. & Madeira, M. (2007). Effects of harrowing and fertilisation on understory vegetation and timber production of a *Eucalyptus globulus* Labill. plantation in Central Portugal. *For. Ecol. Manag.* Submetido.

- Carneiro, M., Fabião, A., Martins, M. C., Cerveira, C., Santos, C., Nogueira, C., Lousã, M., Hilário, L., Fabião, André, Abrantes, M. & Madeira, M. (2006). Species richness and biomass of under-story vegetation in a *Eucalyptus globulus* Labill. coppice as affected by slash management. *European J. For. Res.*, no prelo (<http://dx.doi.org/10.1007/s10342-006-0143-5>).
- Cerveira, C., Lousã, M., Fabião, A., Madeira, M. & Tomé, M. (1999). Influência das técnicas de instalação e condução do eucaliptal na diversidade da vegetação sob coberto. *Rev. Ciências Agrárias*, **22**, 49-63.
- Cortina J. & Vallejo V. R. (1994). Effects of clearfelling on forest floor accumulation and litter decomposition in a radiata pine plantation. *For. Ecol. Manag.*, **70**, 299-310.
- Crowe, S. (1966). *Forestry in the Landscape*. Forestry Commission Booklet No. 18. London: Her Majesty's Stationery Office.
- Crowe, S. (1978). *The Landscape of Forests and Woods*. Forestry Commission Booklet No. 44. London: Her Majesty's Stationery Office.
- Emmett, B. A., Anderson, J. M. & Hornung, M. (1991). Nitrogen sinus following two intensities of harvesting in a Sitka spruce forest (N. Wales) and the effect on the establishment of the next cropping. *For. Ecol. Manag.*, **41**, 81-93.
- Fabião, A., Martins, M. C., Cerveira, C., Santos, C., Lousã, M., Madeira, M. & Correia, A. (2002). Influence of soil and organic residue management on biomass and biodiversity of under-story vegetation in a *Eucalyptus globulus* Labill. plantation. *For. Ecol. Manag.*, **171**, 87-100.
- Fahey, T. J., Hill, M. O., Stevens, P. A., Hornung, M. & Rowland, P. (1991). Nutrient accumulation in vegetation following conventional and whole-tree harvest of Sitka spruce plantations in North Wales. *Forestry*, **64**, 271-288.
- Fernandes, P. A. M. (2006). Silvicultura preventiva e gestão de combustíveis: opções e optimização. In *Incêndios Florestais em Portugal: Caracterização, Impactes e Prevenção*, ed. J. S. Pereira, J. M. C. Pereira, F. C. Rego, J. M. N. Silva & T. P. Silva, pp. 327-354. Lisboa: ISAPress.
- Forestry Commission (1994). *Forest Landscape Design Guidelines*. London: Her Majesty's Stationery Office.
- Grime, J. P., Hodgson, J. G. & Hunt, R. (1996). *Comparative Plant Ecology. A Functional Approach to Common British Species*. London: Chapman & Hall.
- Hunter, M. L. (1990). *Wildlife, Forests, and Forestry: Principles of Managing Forests for Biological Diversity*. Englewood Cliffs (New Jersey): Prentice-Hall.

- Jones, H. E., Madeira, M., Herraes, L., Dighton, J., Fabião, A., González-Rio, F., Fernandez-Marcos, M., Gomez, C., Tomé, M., Feith, H., Magalhães M. C. & Howson, G. (1999). The effect of organic matter management on the productivity of *Eucalyptus globulus* stands in Spain and Portugal: tree growth and harvest residue decomposition in relation to site and treatment. *For. Ecol. Manag.*, **122**, 73-86.
- Jonsson, B. G. (1993). The bryophyte diaspore bank and its role after small-scale disturbance in a boreal forest. *Journal of Vegetation Science*, **4**, 819-826.
- Keenan, R. J. & Kimmins, J. P. (1993). The ecological effects of clear-cutting. *Environmental Reviews*, **1**, 121-144.
- Kellner, O. (1993). Effects on associated flora of silvicultural nitrogen fertilization repeated at long intervals. *J. Appl. Ecol.*, **30**, 563-574.
- Kent, M. & Coker, P. (1992). *Vegetation Description and Analysis: a Practical Approach*. London: Belhaven Press.
- Lenhard, R. J. (1986). Change in void distribution and volume during compaction of a forest soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **50**, 462-464.
- Locasio, C. G., Lockaby, B. G., Caulfield, J. P., Edwards, M. B. & Causey, M. K. (1990). Mechanical site preparation effects on understory plant diversity in the Piedmont of the southern U.S.A. *New For.*, **4**, 261-269.
- Lundmark-Thelin A. & Johansson, M.-B. (1997). Influence of mechanical site preparation on decomposition and nutrient dynamics of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Kart.) needle litter and slash needles. *For. Ecol. Manag.*, **96**, 101-110.
- Madeira, M., Magalhães, M. C., Azevedo, A., Fabião, A., Araújo, M. C. & Pina, J. P. (2004). Efeito da gestão dos resíduos de abate nas características do solo e no crescimento de uma plantação de *Eucalyptus globulus*, em talhadia. *Rev. Ciências Agrárias*, **27** (1), 414-431.
- Madeira, M., Melo, G., Alexandre, C. & Steen E. (1989). Effects of deep ploughing and superficial disc harrowing on physical and chemical soil properties and biomass in a new plantation of *Eucalyptus globulus*. *Soil Till. Res.*, **14**, 163-175.
- Marques, P. M. P. (1997). *Gradagem e Fertilização num Povoamento de Eucalyptus globulus Labill. Efeitos a Curto Prazo*. Relatório do Trabalho de Fim de Curso de Engenharia Florestal. Lisboa: Instituto Superior de Agronomia.
- Mathers, N. J. Mendham, D. S. & O'Connell, A. M. (2003). How residue management impact soil

- organic matter composition and quality under *Eucalyptus globulus* plantations in southwestern Australia? *For. Ecol. Manag.*, **179**, 253-267.
- Merino, A. & Edeso, J. M. (1999). Soil fertility rehabilitation in young *Pinus radiata* D. Don. plantations from Northern Spain after intensive site preparation. *For. Ecol. Manag.*, **116**, 83-91.
- Moore, S. E. & Allen, H. L. (1999). Plantation forestry. In *Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems*, ed. M. L. Hunter Jr., pp. 400-433. Cambridge: Cambridge University Press.
- Nyland, R. D. (1996). *Silviculture. Concepts and Applications*. Forestry Series. New York: McGraw-Hill International Editions.
- Nyland, R. D., Leaf, A. L. & Bickelhaut, D. H. (1979). Litter removal impairs growth of direct seeded Norway spruce. *For. Sci.*, **25**, 244-246.
- Oades, J. M. (1978). Mucilages at the root surface. *J. Soil Sci.*, **29**, 1-16.
- Ostertag, R. & Verville, J. H. (2002). Fertilization with nitrogen and phosphorus increases abundance of non-native species in Hawaiian montane forests. *Plant Ecol.*, **162**, 77-90.
- Palviainen, M. (2005). *Logging Residues and Ground Vegetation in Nutrient Dynamics of a Clear-cut Boreal Forest*. Academic dissertation. The Finnish Society of Forest Science, Finnish Forest Research Institute, Faculty of Agriculture and Forestry of the University of Helsinki and Faculty of Forestry of the University of Joensuu.
- Peltzer, D. A., Bast, M. L., Wilson, S. D. & Gerry, A. K. (2000). Plant diversity and tree responses following contrasting disturbances in boreal forest. *For. Ecol. Manag.*, **127**, 191-203.
- Pérez-Batallón, P., Ouro, G., Macías, F. & Merino, A. (2001). Initial mineralization of organic matter in a forest plantation soil following different logging residue management techniques. *Ann. For. Sci.*, **58**, 807-818.
- Rackham, O. (1998). Savanna in Europe. In *The Ecological History of European Forests*, ed. K. J. Kirby & C. Watkins, pp. 1-24. Wallingford (UK): CAB International.
- Rosa, M. L., Gomes, M. F. & Espírito-Santo, M. D. (1986). Influência de factores ecológicos e fitotécnicos na flora espontânea de sistemas florestais da região de Castelo Branco. In *1º Congresso Florestal Nacional*, pp. 255-260. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian.
- Ross, D. J., Sparling, G. P., Burke, C. M. & Smith, C. T. (1995). Microbial biomass, C and N, and mineralizable-N, in litter and mineral soil under *Pinus radiata* on a coastal sand: influence of stand age and harvest management. *Plant and Soil*, **175**, 167-177.
- Russel, R. S. (1977). *Plant Root Systems*. London: McGraw-Hill Book Company.

- Shammas, K., O'Connell, A. M., Grove, T. S., McMurtrie, R., Damon, P. & Rance, S. J. (2003). Contribution of decomposing harvest residues to nutrient cycling in a second rotation *Eucalyptus globulus* plantation in south-western Australia. *Biology and Fertility of Soils*, **38**, 228-235.
- Smethurst, P. J. & Nambiar, E. K. S. (1989). Role of weeds in the management of nitrogen in a young *Pinus radiata* plantation. *New For.*, **3**, 203-224.
- Smethurst, P. J. & Nambiar, E. K. S. (1990). Effects of slash and litter management on fluxes of N and tree growth in a young *P. radiata* plantation. *Can. J. For. Res.*, **20**, 1498-1507.
- Smith, C.T., Dyck, W.J., Beets, P.N., Hodgkiss, P.D. & Lowe, A.T. (1994). Nutrition and productivity of *Pinus radiata* following harvest disturbance and fertilization on coastal sand dunes. *For. Ecol. Manag.*, **66**, 5-38.
- Smith, D. M., Larson, B. C., Kelty, M. J. & Ashton, P. M. S. (1997). *The Practice of Silviculture: Applied Forest Ecology*. 9th. Edition. New York: John Wiley & Sons.
- Staples, T. E., Van Rees, K. C. J. & Van Kessel, C. (1999). Nitrogen competition using ¹⁵N between early successional plants and planted white spruce seedlings. *Can. J. For. Res.*, **29**, 1282-1289.
- Thomas, S. C., Halpern, C. B., Falk, D. A., Liguori, D. A. & Austin, K. A. (1999). Plant diversity in managed forests: understory responses to thinning and fertilization. *Ecological Applications*, **9** (3), 864-879.
- Tisdall, J. M. & Oades, J. M. (1982). Organic matter and water stable aggregates in soils. *J. Soil Sci.*, **33**, 141-163.
- Yarie, J. (1980). The role of understory vegetation in the nutrient cycle of forested ecosystems in the mountain hemlock biogeoclimatic zone. *Ecology*, **61**, 1498-1514.
- Zobrist, K. W., Hinckley, T. M. & Andreu, M. G. (2005). *A Literature Review of Management Practices to Support Increased Biodiversity in Intensively Managed Loblolly Pine Plantations*. Final Technical Report to the National Commission on Science for Sustainable Forestry (NCSSF). In <http://www.ruraltech.org> (consulta em Agosto de 2006).

Os impactes do eucaliptal na fauna selvagem

Nuno Onofre

Estação Florestal Nacional, Instituto Nacional de Recursos Biológicos.
E-mail: nuno.onofre@efn.com.pt; nuno_onofre@hotmail.com

I – INTRODUÇÃO

A fauna é uma das componentes ambientais sobre as quais as actividades humanas exercem influências de diversas ordens. Estão neste caso as acções de florestação ou de desflorestação, cujos impactes podem ser encarados, quer a uma escala local quer a uma escala mais vasta, regional por exemplo. Ainda que à escala local os impactes possam ser negativos, estes podem não o ser, necessariamente, à escala regional. No caso particular dos projectos de arborização, os impactes sobre a fauna verificam-se sempre e o saldo entre impactes negativos e positivos depende de vários factores. Estes incluem o tipo de formação vegetal pré-existente – e logo o seu inerente valor faunístico potencial, relativo às suas zoocenoses potenciais, bem como a natureza específica das espécies animais presentes – a espécie de árvore que se pretende instalar, o seu regime de exploração (talhadia ao alto fuste) e, em particular, o tempo decorrido entre os cortes de exploração, o tipo de preparação do terreno, o faseamento da sua instalação, a área do povoamento a instalar e a extensão da mancha contínua que se cria.

As plantações de eucalipto devem ser encaradas na perspectiva de uma cultura industrial que, embora tendo as suas próprias características, enfermam, no que diz respeito aos impactes sobre a fauna selvagem, dos mesmos defeitos gerais imputáveis às culturas monoespecíficas intensivas, sejam elas agrícolas ou florestais, constituídas por espécies exóticas ou alóctones (choupas, girassol, arroz, trigo, etc.). A silvicultura intensiva, cujo objectivo é maximizar a produção de lenho, leva à constituição de um estrato arbóreo monoespecífico, onde se procura controlar ou eliminar todos os factores, estruturas e organismos que com ele compitam, o que faz distanciar as plantações de cultura intensiva das florestas naturais (como os bosques de carvalhos e galerias ripícolas), ou tradicionais exploradas extensivamente (como os montados), mais complexas nas suas biocenoses.

A monoespecificidade, a uniformidade em termos de estrutura (povoamentos equiênicos), as intervenções culturais e extractivas, o corte relativamente precoce do arvoredado, tornam a cultura do eucalipto num sistema ecológico particular.

As implicações destas plantações florestais na diversidade da fauna selvagem têm sido objecto de numerosos estudos a nível mundial desde há mais de três décadas, sendo merecedoras de realce as obras pioneiras dos anos 70 do século XX que abordaram o problema, como as editadas por Smith (1975), DeGraaf (1978), DeGraaf & Evans (1979) ou DeGraaf & Tilghman (1980), nos Estados Unidos da América, ou as de Ford et al. (1979) ou Malcolm & Atterson (1979), na Grã-Bretanha. Neste sentido, é de realçar o importante progresso que se tem verificado ao nível das preocupações ambientais por esse mundo fora, principalmente no que se refere ao fomento da vida selvagem nas plantações de espécies de rápido crescimento para produção de lenho, nomeadamente na procura de soluções que cumpram este objectivo.

Em traços gerais, os possíveis impactes das plantações intensivas de eucalipto na fauna selvagem dividem-se em três grandes grupos: 1) sobre as comunidades animais; 2) sobre as espécies ameaçadas e 3) sobre a diversidade faunística da região. Quanto à escala a que se exercem, podemos considerar que os primeiros dois grupos de impactes tendem a verificar-se à escala local – ao nível da unidade de gestão – enquanto o terceiro grupo já se verifica a uma escala mais vasta, da paisagem.

2 – IMPACTES SOBRE AS COMUNIDADES FAUNÍSTICAS

2.1 – IMPACTES DECORRENTES DA INSTALAÇÃO DO POVOAMENTO

Os impactes das arborizações sobre as comunidades faunísticas têm a ver em primeiro plano com as consequências resultantes da instalação do povoamento. Estes impactes iniciais têm uma duração de curto-médio prazo, embora de intensidade muito forte, e são relativamente independentes da espécie e das funções do povoamento a instalar (Avery & Leslie, 1990). Os mais acentuados verificam-se quando a preparação do terreno é intensiva, eliminando por completo o coberto vegetal anterior. Estas operações eliminam as zoocenoses das formações vegetais pré-existentes (Onofre, 1986; Telleria, 1992; Poggiani & Oliveira, 1998; Rathcliffe & Oswald, 1987; Thompson et al., 2003).

Não obstante a eliminação das comunidades animais, o desaparecimento das zoocenoses tende a ser temporário. As espécies ameaçadas (Cabral et al., 2005), especialistas, raras e mais sensíveis são as mais afectadas, independentemente da complexidade ou do estado evolucionário da estrutura vegetal destruída. Estas espécies, devido à pequena dimensão, fragmentação e isolamento das suas populações, mostram maior dificuldade em recolonizar áreas gravemente destruídas ou muito alteradas, mesmo que o habitat se venha a reconstituir num futuro mais ou menos próximo. Com efeito, se os seus indivíduos não encontrarem locais ou habitats vagos na região, devido a comportamento territorial, ao espaçamento natural da população e aos limites da capacidade de sustentação da sua área de distribuição, e se não se verificar recrutamento ou a capacidade de sustentação não aumentarem atempadamente, acabarão por morrer, desaparecendo assim uma unidade reprodutora da população regional e nacional (Rathcliffe & Oswald, 1987; Newton, 1998). Por outro lado, se a produtividade da população da espécie nas restantes áreas for baixa, as taxas de mortalidade forem elevadas e a distância aos núcleos populacionais mais próximos for grande, dificilmente será possível o recrutamento e a recolonização no médio prazo das áreas “perdidas” (Brown, 1969; Grier, 1969; Fernandez, 1993; Newton, 1979; Castro & Palma 1996; Mooney e Taylor, 1996; Harris & Harris, 1997; Newton, 1998; Bell & Mooney, 1998; Morton et al., 2000; Carrete et al., 2002; ICN, 2006).

2.2 – IMPACTES DECORRENTES DA GESTÃO SILVÍCOLA

As características do povoamento a instalar, nomeadamente a espécie e o regime de exploração, condicionam a qualidade e importância dos impactes a longo prazo (Onofre, 1986; Carrascal & Telleria, 1990; Thompson et al., 2003; Sax et al., 2005). Após a eliminação da zoocenose da formação vegetal original, são as características das zoocenoses da plantação florestal que determinam a grandeza dos impactes relativos às diferenças verificadas entre a fauna no ambiente modificado e a comunidade original. Estas diferenças expressam-se não só em termos da presença ou ocorrência de espécies com categoria de ameaça, do nível de riqueza específica e diversidade faunísticas num determinado instante (estádio de desenvolvimento ou de sucessão ecológica), mas também considerando todo o período em que persistirão estas diferenças.

Os estudos efectuados em Portugal sobre comunidades orníticas de diferentes formações florestais (bosques naturais, montados e plantações, entre as quais as de eucalipto), arbustivas e agrícolas (pomares, olivais, searas, pousios, etc.), indicam que os eucaliptais explorados em talhadia de rotações curtas – normalmente afectados por cortes em cada 12 anos – são os mais pobres em número de espécies de aves e os que apresentam menor diversidade avifaunística (e.g., Delgado & Moreira, 2001; Dias et al., 2001; Fernandes, 2001; Rabaça et al., 2001; Santos & Onofre, 2001; Fernandes et al. 2002). Os impactes negativos são mais importantes se os biótopos afectados forem, por exemplo, carvalhais ou montados (Blondel, 1980; Onofre, 1986; Telleria & Galarza, 1990; Telleria 1992; Díaz et al., 1998; Cannel, 1999); mas veja-se a excelente revisão de Thompson et al., (2003) sobre este tema.

A pobreza dos eucaliptais não é, no entanto, generalizada nem se reflecte em todos os grupos da fauna. Em muitas plantações de eucalipto, ou de outras exóticas, a situação não se mostra tão dramática, dependendo do grupo faunístico em questão, do regime de exploração (alto-fuste ou talhadia), da presença ou não de sobcoberto. A pobreza faunística das plantações de eucalipto na Península Ibérica tem a ver em particular com o tipo de silvicultura praticada, embora o facto se tratar de uma exótica de expansão relativamente recente (duas a três décadas) desempenhe algum papel. É sabido que os povoamentos de produção intensiva não possuem normalmente condições favoráveis ao desenvolvimento de uma fauna rica e diversificada. Têm uma única estrutura arbórea, monoespecífica e equiênica, com o arvoredado instalado em compassos apertados e por vezes com um sub-bosque rarefeito devido à competição pela luz e pela água ou à limpeza através de meios mecânicos (Onofre, 1983; Alves et al., 1990). A esta baixa diversidade e complexidade florística e estrutural da vegetação (ver o capítulo de Fabião et al. neste volume), corresponde uma baixa riqueza e diversidade faunísticas. Com efeito, muitos trabalhos têm verificado a existência de uma relação directa e relativamente estreita entre a complexidade dos estratos da vegetação e a diversidade de espécies de aves (Johnston & Odum, 1956; MacArthur & MacArthur, 1961; Shugart & James, 1973; Moss, 1978; Carrascal & Telleria, 1990; Telleria, 1992; Telleria et al., 1992; Donald et al., 1998); mas veja-se a revisão feita

por Petty & Avery (1990). Tal acontece porque a riqueza das comunidades de aves depende estreitamente do número e variedade de nichos ecológicos oferecidos pelo meio, ou, neste caso, pelos estratos da vegetação.

Uma das razões principais para que estas plantações tenham uma maior pobreza e menor diversidade orníticas do que, por exemplo, os bosques de carvalho-cerquinho (*Quercus faginea*), montados de sobreiros (*Q. suber*) ou azinheiras (*Q. rotundifolia*) ou matagais mediterrânicos (ver o Quadro 1 – no final do capítulo), é o facto de serem formações vegetais simplificadas, com uma estrutura vertical rudimentar, que apenas permite que um pequeno número de espécies de vertebrados seja capaz de ocupar a baixa diversidade de nichos ecológicos disponíveis (Onofre, 1986; Alves et al., 1990). Esta constatação é um fenómeno típico dos povoamentos florestais equiénios, que do ponto de vista da sua complexidade ecológica contrastam com as comunidades vegetais complexas e heterogéneas das florestas naturais (Odum, 1971; Moss, 1978; Wood & Niles, 1977; Zurita et al., 2006), ou mesmo de povoamentos artificiais e tradicionais de arvoredos autóctones (Onofre, 1986; Blondel & Aronson, 1999). O mesmo foi observado para outras espécies, nomeadamente pinheiros e espruces de crescimento rápido (e.g., Donald et al., 1998; Zurita et al., 2006).

Na exploração dos eucaliptais em talhadia de rotação curta, a gestão leva à ausência de árvores de grandes dimensões, não se compaginando também a silvicultura intensiva de eucalipto com a conservação no povoamento de árvores doentes ou mortas (com podridões do tronco, por exemplo), ou outro material lenhoso no solo¹. Em consequência, a presença de espécies cavernícolas, como pica-paus, trepadeiras e chapins (*Parus* sp.) é escassa nas plantações de eucalipto e povoamentos similares (Onofre, 1986; Santos & Alvarez, 1990; Suddjian, 2004). O mesmo acontece com espécies de aves de médio-grande porte, que precisam de árvores de dimensões apreciáveis para construírem o ninho, e com mamíferos como fuinhas (*Martes foina*), ginetes (*Genetta genetta*) e gatos-bravos (*Felis silvestris*), que requerem em regra cavidades naturais para se reproduzirem.

¹ Existem empresas em Portugal onde estas práticas de protecção da biodiversidade já estão integradas na gestão silvícola das áreas de produção intensiva; ver o capítulo de Silva et al. neste volume.

A morfologia do eucalipto, principalmente quando jovem, e concretamente no que se refere à configuração da copa, ao tipo de inserção e diâmetro dos ramos, não facilita a construção de ninhos de grandes dimensões o que leva frequentemente à queda dos ninhos e à perda de ninhadas de aves de rapina, por exemplo (Onofre, 1986; Onofre, 1993; Gonzalez, 2005). De facto, é rara a existência de ninhos de aves de rapina em eucaliptais puros e equiénios explorados em curtas rotações, mesmo que pertencentes a espécies de média dimensão (e.g., bútio-vespeiro [*Pernis apivorus*]), gavião (*Accipiter nisus*) ou águia-d'asa-redonda (*Buteo buteo*). Contudo, tal já não acontece com os eucaliptos de grandes dimensões onde nidificam com relativa facilidade cegonhas-brancas (*Ciconia ciconia*), corvídeos e rapinas de diversas espécies (por exemplo, açor [*Accipiter gentilis*], águia-d'asa-redonda, águia-calçada [*Hieraetus pennatus*], e até mesmo a ameaçada águia de Bonelli [*H. fasciatus*]).

2.3 – A IMPORTÂNCIA DO MÉTODO DE INVENTARIAÇÃO

É sabido, em termos de inventariação de recursos biológicos, nomeadamente com as zoocenoses, que o número de espécies inventariadas tende a aumentar com a área ou as unidades de amostragem (número de transectos ou de pontos) (Ludwig & Reynolds, 1988; Magurran, 1988). Este é um aspecto muito importante na comparação da riqueza de diferentes biótopos quando as áreas de amostragem variam e quando não se corrigem os dados mediante o chamado método da Rarefacção (veja-se Ludwig & Reynolds, 1988; Magurran, 1988). No caso do Método dos Mapas, a padronização dos seus procedimentos de execução recomenda áreas de amostragem dentro de limites relativamente estreitos (IBCC, 1969), ou seja, o erro na estimativa das espécies presentes não será significativo. Pelo contrário, as metodologias de delineamento da amostragem a que recorrem os métodos baseados em Transectos ou Pontos de Escuta são muito variáveis, quer no número quer no comprimento dos transectos ou na duração dos pontos de escuta e, por conseguinte, na área amostrada e no esforço de tempo empregue. A padronização entre os diferentes estudos é assim muito mais irregular e torna-se bastante difícil a comparação dos

resultados de muitos dos estudos que recorrem a estes dois métodos de recenseamento. Por estas razões, os dados que apresentamos no Quadro I (no final do capítulo) apenas se referem aos estudos que aplicaram o Método dos Mapas, não só devido à problemática metodológica acima referida, mas também porque a maioria dos estudos que aplicaram métodos pontuais ou de transecto não fornece informação suficiente para que aqui se consiga uniformizar os seus resultados (mesmo os que utilizam o mesmo método), e assim os tornar comparáveis.

Importa notar que a ocorrência de valores iguais a zero para os diferentes índices no eucaliptal de alto fuste (12 anos), apresentados por Pina (1982) e indicados no Quadro I (no final do capítulo), não significa que este povoamento seja um deserto ornítico. Tais resultados são consequência natural da metodologia, a mais utilizada nos censos de aves em Portugal até à primeira edição desta publicação, e que resulta do pequeno tamanho relativo da parcela de estudo utilizada, que foi de cerca 9 ha (note-se que uma parcela desta dimensão seria mais que suficiente em muitos montados de sobro ou bosques de folhosas autóctones). A obtenção de algum sucesso na inventariação da avifauna destes eucaliptais exigirá assim o emprego de uma parcela de maior dimensão com o Método dos Mapas ou a aplicação de outras metodologias como os Transectos ou os Métodos Pontuais compreendendo várias unidades de amostragem. Por exemplo, em estudos posteriores em eucaliptais, Pina (1989) passou a utilizar transectos com comprimentos entre 1,4 e 6,4 km, o que terá permitido interceptar uma maior diversidade de micro-habitats ou de estruturas vegetais ligeiramente diferentes dentro de eucaliptais e logo detectar um maior número de aves.

Do que acabámos de referir, conclui-se que o número total de espécies e/ou a abundância total das comunidades orníticas, que muito autores se limitam a apresentar, não é suficiente para efeitos de uma comparação rigorosa dos resultados dos diferentes estudos e dos parâmetros caracterizadores das zoocenoses. Não deixam de ser, no entanto, indicadores da realidade, isto é, da franca pobreza faunística dos eucaliptais de curta rotação da Península Ibérica,

como dissemos. Por outro lado, o uso de um índice, como o de diversidade de Shannon-Wiener (H')², permite, apesar de tudo, dar algum termo de comparação entre a diversidade de diferentes comunidades, não obstante as críticas que a ele se fazem (Ludwig & Reynolds, 1988), e as diferentes características dos métodos. A exemplo disso, pudemos verificar que os valores de H' calculados por Pina (1982) nos pinhais do Pinhal de Leiria, através do Método dos Mapas, são similares aos valores estimados por Fernandes et al. (2002) com métodos pontuais para povoamentos desta espécie estudados na mesma zona e nas mesmas classes de idade de arvoredos.

Por outro lado, para efeitos de estimativa do valor de conservação de diferentes habitats, a utilização apenas dos parâmetros da riqueza e diversidade nem sempre é suficiente, uma vez que na análise de impactos sobre a fauna há que igualmente ter em conta a troca (*trade-off*) de espécies. Ou seja, se embora possam existir espécies em comum entre as comunidades da formação vegetal que é substituída e aquela que a substitui, outras espécies deixam de existir e outras novas e distintas passam a ocorrer. Este aspecto assume particular importância quando as espécies que são “trocadas” têm relevância em termos de conservação. Na verdade, importa verificar se espécies de especial valor faunístico ou natural, devido ao seu interesse científico, valor ecológico (por exemplo, existência de espécies basais³) (Hunter, 1990; Morrison et al., 1998), ou porque se tratam de espécies ameaçadas, desaparecem, diminuem de abundância ou vice-versa. Ora na maior parte das vezes a avifauna ou a fauna em geral dos eucaliptais e de muitos pinhais-bravos é constituída por espécies florestais generalistas e ecléticas e por isso comuns no território nacional. Daí que se torne bastante verosímil que nessa troca ou alteração, resultante da reconversão para eucaliptal ou pinhal, se percam espécies com (maior) valor de conservação, embora, pontualmente e no longo prazo, o contrário também possa acontecer, como daremos exemplo adiante.

2 Ou outro que tenha em conta a representatividade de cada espécie na comunidade estudada.

3 Derivado do inglês *keystone species* (Morrison et al. 1998; Hunter, 1990), correspondem a espécies que num ecossistema desempenham um papel essencial (chave).

2.4 – IMPACTES NA AVIFAUNA E NOUTROS GRUPOS FAUNÍSTICOS

Apesar de os estudos sobre comunidades animais selvagens efectuados até agora no nosso país dizerem respeito principalmente a aves e aos Passeriformes em particular, é de crer que o mesmo vaticínio aconteça com alguns dos outros grupos de vertebrados terrestres (por exemplo, mamíferos) (DeGraaf et al., 1992), e inclusive também com invertebrados. Dizemos isto, porque se assume que as aves são bons indicadores biológicos da qualidade e das alterações dos ecossistemas e das suas zoocenoses em particular (e.g., Hunter et al., 2002; O'Halloran et al., 2002). Segundo Pina (1990) a avifauna dos eucaliptais de *E. globulus* é ainda mais pobre que a de pinhais-bravos (*Pinus pinaster*), povoamentos já de si algo pobres do ponto de vista faunístico (Onofre, 1986; Onofre & Rego, 2002).

Ao nível dos vertebrados, a excepção em termos de “correlação” entre a riqueza ou diversidade dos diferentes grupos faunísticos, nas áreas florestais, compreenderá principalmente os répteis, cujo maior número de espécies e abundância estará associado às áreas abertas – de corte (regeneração), e às fases iniciais de crescimento – e não aos estádios de pinhal mais velhos, por aquelas serem mais solarengas e secas, diminuindo a riqueza em espécies nos povoamentos em que o copado se encontra fechado (Harris & Harris, 1997; Fabião et al., 2002; Crosswhite et al., 2004). Por exemplo, nos pinhais-bravos de Portugal estudados por Onofre & Rego (2002) verificou-se existir uma correlação negativa, significativa, entre a riqueza de répteis e a de pequenas aves e onde apenas a lagartixa-do-mato (*Psammodromus algirus*) era onnipresente e comum em todos os estádios e muitas vezes a única espécie detectada (Fabião et al., 2002). É certo que está ainda muito por estudar em Portugal sobre esta matéria, nomeadamente um melhor conhecimento das comunidades de vertebrados das formações vegetais naturais e artificiais. Contudo, os dados obtidos no nosso país são, no entanto, consistentes com a maioria dos resultados de muitos estudos efectuados no estrangeiro.

Charkravarthy et al. (1986) verificaram na Índia que as plantações de *Eucalyptus* sp. tinham 2,5 e 4,3 vezes menos espécies de aves e insectos, respectivamente, que as florestas naturais daquela região. Ramanamanjato & Ganzhorn (2001), em Madagáscar, mostraram que as plantações de exóticas

(*Eucalyptus citriodora* ou *E. robusta*) constituem habitats inadequados ou marginais para as espécies endémicas. Marsden et al. (2001), no estado de Espírito Santo, Brasil, verificaram que a riqueza da avifauna de floresta Atlântica contínua ($n = 111$ spp.) era cerca de 14 vezes superior à de plantações de *Eucalyptus* sp. ($n = 8$), e que estas não acolhiam qualquer espécie ameaçada, enquanto que na primeira ocorriam 8 spp⁴. Jocqué (1977), por seu turno, observou que as plantações de *Eucalyptus* sp., no Malawi, eram ecologicamente mais desfavoráveis para as espécies de invertebrados que estudaram do que os bosques naturais, habitats estes onde estas espécies eram mais numerosas e a sua actividade mais intensa. Steyn (1977) na África do Sul, ao estudar a avifauna de plantações de *E. grandis* e de savanas, verificou que nos eucaliptais estavam ausentes muitas espécies de aves de ecologia florestal naturais da região e que várias outras não se adaptaram de todo. Em Espanha, Bongiorno (1982), Fernández & Galarza (1986), Telleria & Galarza (1990) e Santos & Álvarez (1990) verificaram que a entomofauna e a avifauna dos eucaliptais era muito pobre, bastante mais que a de outros meios vegetais da região, e Santos & Álvarez (1990) classificam a ornitofauna das plantações industriais de eucalipto como a mais pobre das conhecidas até hoje. Cannel (1999) é peremptório a afirmar que as plantações de eucalipto são factores de empobrecimento quando estas substituem florestas esclerófilas naturais e áreas de turfeiras. Bandaratilake (1996), para o Sri Lanka refere que as plantações de eucalipto são bastante menos abundantes e diversificadas em mamíferos, aves e insectos que as florestas naturais, que são floristicamente mais diversas. O mesmo é descrito para a Tailândia por Pousajja (1996). Dietz et al. citados por Couto & Betters (1995) em Minas Gerais, Brasil, concluíram que plantações de *E. saligna* eram bastante mais pobres e menos diversificadas em micromamíferos que plantações e bosques naturais de espécies indígenas.

4 Note-se, no entanto, que os resultados de Marsden et al. (2001) poderão estar enviesados, pois aparentemente estes autores não recorreram ao método da Rarefacção (acima referido), face à grande disparidade na intensidade da amostragem, que foi quase 10 vezes maior na floresta Atlântica ($n = 546$) do que nas plantações de eucalipto ($n = 50$).

Pelo contrário, Don Roberson citado por Suddjian (2004) estima em 120 (incluindo migradores raros), o número de espécies de aves que ocorre na grande mancha de *E. globulus* da zona de Moonglow, Califórnia. Suddjian (2004) refere que mais de 90 espécies de aves – das quais 59 nidificantes, incluindo espécies migradoras raras – utilizam os eucaliptais da região de Santa Cruz/Monterey, Califórnia, o que corresponde a 40% das espécies de aves ocorrentes no Condado de Santa Cruz. Sax (2002), também na Califórnia, verificou que são quase idênticas as riquezas das comunidades de plantas do sob-coberto, de invertebrados do solo, anfíbios e aves nas plantações de *E. globulus* e nos bosques autóctones dominados por *Quercus agrifolia* e *Umbellularia californica*. Isto, apesar de Sax (2002) constatar a existência de grandes diferenças nas comunidades em termos de composição em espécies, em que eram poucas as espécies comuns nas plantações e nos bosques. Apenas ao nível dos roedores este autor verificou a existência de uma menor abundância de espécies nos eucaliptais, mas em contrapartida os invertebrados da folhada eram mais diversos nestes últimos. Wakimoto (2004) verificou na mesma região, que a diversidade de aves (medida pelo índice H' de Shannon-Wiener), era superior nos eucaliptais de *E. globulus* do que nos carvalhais autóctones, embora a uniformidade (medida pelo índice J de Jaccard), das comunidades de aves nos carvalhais fosse superior. Ou seja, havia uma maior equirepartição (equilíbrio) da abundância de espécies nestes últimos, enquanto que nos eucaliptais algumas espécies eram muito mais abundantes que muitas das restantes. Note-se, no entanto, que os povoamentos de eucalipto da Califórnia estudados seriam alto-fustes compostos por grandes árvores e aparentemente não similares às talhadias instaladas na Península Ibérica. É preciso também não esquecer que a presença dos eucaliptais nessa região data dos finais do século XIX, o que talvez já tenha permitido um razoável grau de adaptação das espécies locais aos povoamentos desta espécie exótica.

Os resultados de Almeida & Laranjeiro, citados por Couto & Betters (1995), também revelaram maiores riqueza e densidade de aves nas plantações de eucalipto, mas a tais valores mais elevados são atribuídos efeitos de sinergismo devido à proximidade de floresta nativa. Barbaro et al. (2005), em França, Gasconha, referem que um fenómeno semelhante, isto é a proximidade de manchas de bos-

ques de Quercíneas nativas, poderá estar também a influenciar e a promover uma maior riqueza da avifauna de pinhais-bravos (*Pinus pinaster*). Idêntica influência é mencionada por Lindenmayer et al. (2003) na Austrália, entre a proximidade das florestas nativas de *Eucalyptus* e o “acrécimo” na riqueza faunística de plantações industriais de *Pinus radiata*.

Suddjian (2004) relativiza a questão, afirmando que a qualidade do habitat fornecido pelos eucaliptais (*E. globulus*) na Costa da Califórnia, depende da idade, densidade do arvoredo e desenvolvimento do subcoberto – facto que também acontece em Portugal (Pina, 1990) – da presença ou ausência de povoamentos de arvoredo nativo ou exótico nas imediações e na matriz da paisagem envolvente. Explicações similares são dadas por Zurita et al. (2006) relativamente às diferenças que se verificam entre as plantações comerciais de pinheiros exóticos e de araucária no Brasil e de eucalipto na Argentina e Paraguai, por um lado, e as plantações de eucalipto no Brasil, por outro. Estas últimas são mais pobres em aves que as primeiras (Mardsen et al. citados por Zurita et al., 2006). De facto, enquanto que as plantações de eucalipto nas regiões do Brasil referidas por Zurita et al. (2006) já só estão rodeadas por uma pequena percentagem de floresta nativa (<7%), na Argentina as plantações de eucalipto estão integradas ainda em paisagens onde a floresta nativa representa mais de 45% da ocupação do solo e as empresas de florestação são obrigadas a compartimentar as plantações com faixas de floresta nativa com no mínimo entre 50-100 metros de largura (Zurita et al., 2006). Esta proximidade e a existência de manchas ainda bastante extensas de floresta autóctone são consideradas por Zurita et al. (2006) como responsáveis pela maior riqueza avifaunística das plantações de eucalipto na Argentina. Este efeito positivo, da manutenção de núcleos mais ou menos vastos de floresta nativa adjacentes a plantações florestais industriais, já tinha sido também demonstrado para outras regiões do Brasil por Freitas e outros autores citados por Poggiani & Oliveira (1998).

Em alguns estudos não se encontraram grandes diferenças nos parâmetros da riqueza de diferentes grupos da fauna entre plantações de eucalipto e florestas naturais. Por exemplo, na Galiza, Bara Temes et al. (1985) verificaram que a densidade e composição de insectos da folhada eram praticamente idênticas em

plantações de *E. globulus*, de *P. pinaster* e de bosques nativos de *Quercus robur*. Garcia et al. (1998), no México, concluíram que a abundância total e a riqueza de aves em povoamentos de *E. camaldulensis* era similar à de bosques autóctones. Em Aracruz-Espírito Santo, Brasil, numa área constituída por uma plantação de nove anos de *Eucalyptus citriodora* (com um sobcoberto relativamente bem desenvolvido), e por uma floresta natural adjacente, Almeida & Laranjeiro citados por Couto & Betteres (1995) contabilizaram 50 aves pertencentes a 28 espécies no eucaliptal, 17 aves de 10 espécies na floresta nativa e 22 aves de 11 espécies no ecótono entre os dois povoamentos. Tal como mais acima referimos, Sax (2002), na Califórnia, não encontrou diferenças significativas na riqueza de invertebrados do solo, anfíbios e aves de plantações de *E. globulus* e de bosques autóctones.

2.5 – A AVIFAUNA E A SUCESSÃO FLORESTAL

Na óptica da avifauna, as fases de desenvolvimento dos sistemas florestais são mais curtas no tempo nos povoamentos constituídos por espécies de crescimento rápido. A maior parte dos autores considera existirem quatro fases de desenvolvimento ou sucessão florestal: 1) fase de instalação/herbácea; 2) fase arbustiva; 3) fase de copado fechado, que nas plantações de árvores de crescimento rápido, acaba por ser a última; e 4) fase de copado com abertas, que normalmente só ocorre em povoamentos maduros ou decrepitos.

Os estudos efectuados sobre a sucessão das comunidades de aves e a sucessão secundária ou os estádios de desenvolvimento dos povoamentos são inúmeros, principalmente na América do Norte e na Europa (cf. Petty & Avery, 1990; Jenkins et al., 2003). Em Portugal, o estudo mais exaustivo e aprofundado foi feito em pinheiro-bravo (*Pinus pinaster*), no Pinhal de Leiria e no Alto-Tâmega, por Fernandes et al. (2002), embora Martins (1984) tenha estudado, bem mais cedo, três parcelas correspondentes a diferentes estádios evolutivos de pinhal-mansinho (*Pinus pinea*) no concelho de Mora.

Durante a sucessão florestal *sensu lato*, verifica-se que a densidade, riqueza e/ou diversidade avifaunísticas tendem a aumentar à medida que o arvoredo se desenvolve, isto é, em função da idade do povoamento (e.g., Hobson & Bayne, 2000b;

Fernandes et al., 2002; Winkler, 2005). A maior parte da literatura aponta para a existência de dois picos nestes três parâmetros descritores das comunidades de aves (riqueza, diversidade e abundância), um no estágio maturo dos povoamentos (fase de copado com abertas), outro na chamada fase arbustiva. Alguns autores observaram a existência de um declínio daqueles parâmetros nos estádios finais, como Kendeigh (1946), Karr (1968) ou Margalef (1968), mas a opinião da ocorrência de declínio na fase copado fechado é unânime. Em muitos casos o decréscimo da riqueza e da abundância global nos estádios finais está associada a regimes de talhadia, sendo normalmente abrupto, devido ao rápido crescimento do arvoredo e aos cortes mais precoces exigidos pelo regime de exploração (Fuller, 1995; Hobson & Bayne, 2000a). Este deverá ser o caso da generalidade das plantações de eucalipto em Portugal, embora a sucessão completa da fauna e da avifauna em particular estejam por estudar.

Em talhadas de tília-de-folhas-pequenas (*Tilia cordata*) (Fuller & Green, 1998), ou de castanheiro (*Castanea sativa*) (Fuller & Moreton, 1987), em Inglaterra, verificou-se um declínio marcado da riqueza e abundância de aves após o fecho do copado (por volta dos 11 anos ou mais). Todavia, o mesmo acontece nalguns povoamentos explorados a longos intervalos (Kendeigh, 1946; Karr, 1968; Margalef, 1968; Thill & Koerth, 2005; Whiting & Fleet citados por Thill & Koerth, 2005), em que os parâmetros descritores das comunidades de aves decrescem após o fecho do copado e assim se mantêm até à idade de corte.

Em Portugal, Fernandes et al. (2002) verificaram, nas duas áreas de pinhal-bravo estudadas, que na Mata de Leiria havia uma tendência crescente dos valores da abundância, riqueza e diversidade de aves com a idade dos povoamentos, mas uma ligeira diminuição, estatisticamente não significativa, dos dois últimos parâmetros no último estágio (alto-fustes com média de idades de 74,6 anos). Situação semelhante foi encontrada por Thompson et al., (2003) na Terranova, Canadá, em povoamentos adultos de *Abies balsamea*. Porém, nos pinhais do Alto-Tâmega, os resultados de Fernandes et al. (2002) apontaram para um aumento progressivo dos três parâmetros (riqueza, diversidade e abundância) com a idade dos povoamentos e a existência de dois picos, um no estágio ou fase dita arbustiva (ou de novédio), e outro no último e 4º estágio

de desenvolvimento (alto-fustes com média de idade de 45,4 anos). Todavia, as diferenças não foram estaticamente significativas (Fernandes et al., 2002).

Importa realçar que a maioria dos estudos é consistente na opinião de que à medida que o copado vai fechando, a vegetação natural, herbácea e arbustiva, vai diminuindo, em resultado da menor quantidade de luz que penetra (ver o capítulo de Fabião et al. neste volume). São igualmente consistentes as observações de que os índices de riqueza e diversidade da fauna vão decrescendo, persistindo os valores mais baixos enquanto a fase de copado fechado perdura. A duração desta fase depende no entanto da espécie de árvore e da intervenção produtiva, nomeadamente do tipo, intensidade e intervalo dos desbastes intermédios e da densidade de arvoredo que é mantida até ao corte final.

Os povoamentos explorados em rotações curtas nunca passam da fase de copado fechado, mantendo durante o resto da sua vida uma riqueza, diversidade e densidade avifaunística baixas. Daí os resultados de Pina (1982, 1989) nos eucaliptais portugueses de silvicultura intensiva e de outros povoamentos explorados em talhadia baixa e de curta rotação, como os de castanheiro e tília-de-folhas-pequenas em Inglaterra (Fuller & Moreton, 1987; Fuller & Green, 1998). Ou seja, na silvicultura intensiva, o rápido crescimento das árvores faz com que o coberto feche precocemente e prolongue a fase de menor interesse para a fauna – a fase de copado fechado – diminuindo assim o tempo de duração das fases iniciais herbáceo e/ou arbustiva (Cannel, 1999). Por conseguinte, as talhadias ou outros regimes florestais de curta rotação, para além de encurtarem a fase mais importantes para a fauna, truncam prematuramente o desenvolvimento da plantação, impedindo que alguma vez esta venha a atingir uma fase madura, onde os valores de riqueza e diversidade faunística poderiam novamente aumentar (Meyers & Johnson, 1978; Wood & Niles, 1977; Moss, 1978; Avery & Leslie, 1990; Cannel, 1999). Nos pinhais, frequentemente, o desenvolvimento é também truncado relativamente cedo, aos 35, 40 ou 45 anos, mas a experiência de Fernandes et al. (2002) parece demonstrar que mesmo idades de exploração de 70 ou 80 anos não são suficientes para levar os pinhais-bravos à fase de copado com abertas, de plena maturidade ou caducidade.

2.6 – O EFEITO DO EUCALIPTO E DE OUTRAS ESPÉCIES DE ARVOREDO ENQUANTO EXÓTICAS

O facto de o eucalipto ser uma espécie exótica, que só desde há algumas décadas se vem expandindo no país, tem também influência na pobreza faunística dos seus povoamentos ao nível de todos os grupos da fauna (invertebrados, répteis, anfíbios, mamíferos e aves) (Blondel, 1980; Hunter, 1990; Tellería & Galarza, 1990; Santos & Álvarez, 1990; Harris & Harris, 1997). A fauna indígena, sejam insectos fitófagos ou aves, parece levar muito tempo (várias décadas ou mais de um século), a adaptar-se ao arvoredo exótico (Blondel, 1980; Tellería 1992; Harris & Harris, 1997).

Uma das causas da escassez de invertebrados ou vertebrados nos povoamentos de exóticas, parece ter a ver com a dificuldade de adaptação dos herbívoros nativos àquelas plantas (Hunter, 1990), em particular os invertebrados autóctones, os quais constituem a guilda⁵ chave que está na base das cadeias tróficas dos ecossistemas. No que se refere ao *E. globulus*, de acordo com Tellería (1992) uma das explicações concretas poderá estar nas folhas do eucalipto, por se encontrarem recobertas por resinas que impedem ou evitam a sua utilização por insectos filófagos, sobre os quais se alimentam muitas aves. Relativamente às flores de *E. globulus*, existe sem dúvida algum consenso quanto à sua utilização por parte de algumas espécies de aves e em menor medida no que respeita os seus frutos – cápsula e sementes (Tellería, 1992; Suddjian, 2004; Raman, 2006). Todavia, autores como Stallcup & Williams citados por Suddjian (2004), sugerem que os efeitos das resinas no néctar das flores são responsáveis por uma mortalidade substancial de aves que delas se alimentam regularmente, nos Estados Unidos da América. Estes efeitos parecem ter implicações ao nível das penas em torno do bico, ao nível do próprio bico e dos orifícios respiratórios, os quais ficarão colados ou entupidos devido às resinas presentes no néctar das flores de eucalipto, impedindo deste modo a respiração e a alimentação das aves⁶. No entanto, Suddjian (2004) afirma ser necessária evidência mais forte a este respeito.

5 Guilda define-se como um grupo de espécies que explora o mesmo tipo de recursos ambientais da mesma maneira (Root, 1967; Terborgh & Robinson, 1967; Block et al., 1986).

6 Segundo Suddjian (2004), o mesmo não acontece na Austrália, uma vez que as aves australianas que se alimentam regularmente do néctar das flores de eucalipto possuem bicos mais longos.

Este conjunto de aspectos, decorrentes da natureza exótica da espécie, não é exclusivo dos eucaliptos, apesar da contestação ser mais forte em relação às espécies deste género, mas acontece também com outras árvores e plantas exóticas, sejam folhosas ou resinosas, principalmente no caso de introduções recentes. Segundo Blondel (1980) e Sjöberg & Danell (2001), é provável que muitas espécies da avifauna nativa não reconheçam as plantas ou as árvores exóticas como tendo qualquer utilidade e os invertebrados fitófagos nativos não estejam de todo adaptados a digerir as suas folhas e frutos ou sementes (Harris & Harris, 1997). Por outro lado, também pode acontecer que as folhas, rebentos e sementes sejam pouco ou estranhamente apaladáveis (devido à presença de compostos terpénicos, fenólicos, resinas e óleos essenciais desconhecidos), ou ainda que a disponibilidade das sementes ou frutos produzidos pelas plantas exóticas ocorra numa época desadequada do ano (Blondel, 1980; Harris & Harris, 1997; Sjöberg & Danell, 2001). Por exemplo, Sjöberg & Danell (2001) supõem que a utilização das pinhas de *P. contorta* (pinheiro exótico na Suécia) e respectivas sementes é menor que as do pinheiro-silvestre (*P. sylvestris*), nativo, visto as pinhas do primeiro serem mais serôdias (abrirem mais tarde e sob efeito de calor mais intenso), possuírem sementes mais pequenas e com coloração diferente. Esta ideia é concordante com as afirmações de Blondel (1980) relativamente à inadequação das exóticas para a avifauna, nomeadamente no que se refere ao “reconhecimento visual” das árvores enquanto fornecedoras de algum recurso (trófico, nidificação, etc.).

Em Portugal, a fauna consumidora directa do eucalipto parece ser constituída apenas por um reduzido número de espécies, também elas exóticas e da mesma proveniência: *Phoracantha semipunctata* e *Gonipterus scutellatus*, insectos-praga que poderão causar prejuízos consideráveis nas plantações de eucalipto em Portugal (Onofre, 1983; Pina, 1990) (ver o capítulo de M. Branco neste volume). A informação relativa a vertebrados predadores destas duas espécies de insectos alóctones é escassa na Eurásia. Apenas encontrámos referências ao consumo de larvas de *P. semipunctata* por parte do pica-pau-sírio (*Picoides syriacus*) nos eucaliptais de Israel (Mendel et al., 1984), pelo chapim-real

(*Parus major*) em Marrocos (Fraval & Haddan, 1989) e, ainda, por uma espécie de pica-pau não determinada, em Portugal (Baeta Neves & Cabral, 1982). Pina (1990), por seu turno, não encontrou nenhuma correlação entre os surtos maiores de *P. semipunctata* e as comunidades de aves nos eucaliptais que estudou em Portugal, o que poderá pôr de parte a hipótese da existência de uma relação directa predador-presa e respectivas dinâmica populacionais, entre este insecto e a nossa avifauna insectívora.

3 – IMPACTES SOBRE AS ESPÉCIES RARAS E AMEAÇADAS

Os impactes negativos mais importantes sobre a fauna resultantes das arborizações ocorrem quando se destroem e se substituem os habitats essenciais à existência de um ou mais indivíduos de uma espécie rara e ameaçada. Estas destruições, a verificarem-se, revestem-se de particular importância em resultado da grande vulnerabilidade das populações destas espécies, face, entre outras razões, à reduzida dimensão e fragmentação das suas populações ou às exigências de habitat e de tranquilidade muito específicas. Com efeito, o desaparecimento de um número mesmo que muito reduzido de indivíduos ou casais, devido à alteração ou destruição total ou parcial dos habitats de que dependem ou, simplesmente, em resultado da perturbação provocada pelas operações florestais, poderá ter impactes negativos acentuados na manutenção da espécie, tanto em termo regionais como nacionais. Muitas destas espécies já só mantêm no país apenas algumas dezenas de casais, estão restritas a um reduzido número de locais, em muitos casos bastante afastados uns dos outros, e encontram-se associadas a habitats muito particulares. Logo, quando se trate de uma espécie que não ultrapasse a dezena ou as poucas dezenas de casais, as perdas verificadas localmente são muito significativas do ponto de vista regional, podendo, com grande probabilidade, sê-lo também em termos nacionais ou mesmo internacionais (e.g., lince-ibérico [*Lynx pardinus*], águia-imperial [*Aquila adalberti*] e priôlo [*Pyrrhula murina*]). O caso é semelhante mesmo quando se tratem de espécies

coloniais ou semi-coloniais, com efectivos nacionais que alcançam as centenas de indivíduos, mas que as reconversões de habitat poderão ser responsáveis pela deslocação e desaparecimento de núcleos populacionais cuja dimensão poderá ser expressiva em termos nacionais (e.g., abetarda [*Otis tarda*], francelho [*Falco naumanni*] e várias espécies de Quirópteros [morcegos]).

Ao contrário do que se passava em 1988-90, aquando da publicação já citada de Alves et al. (1990), conhece-se hoje melhor a distribuição dos efectivos nacionais e a ecologia de grande parte das espécies que possuem estatutos de ameaça mais elevados ou críticos. Duas obras portuguesas resumem a informação fundamental sobre tais espécies no país: o Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal (Cabral et al., 2005) e o Plano Sectorial da Rede Natura 2000 (PSRN2000), nomeadamente as fichas sobre os Valores Naturais (ICN, 2006). Tanto o PSRN2000 (ICN, 2006) como o Programa IBA's (Costa et al., 2003; SPEA, 2007) fornecem cartografia sobre áreas de importante valor faunístico e informação sobre os valores naturais aí presentes, respectivamente sobre os "Sítios"/ZEC's (Zonas Especiais de Conservação), e ZPE's (Zonas de Protecção Especial) da Rede Natura 2000, e sobre as IBA's (*Important Bird Areas*). Por outro lado, estão em preparação atlas nacionais dos diferentes grupos de vertebrados, muito mais pormenorizados e precisos que os anteriores, como o Novo Atlas das Aves que Nidificam em Portugal (ICN, 2007a), e o Atlas dos Anfíbios e Répteis de Portugal Continental (ICN, 2007b). No que respeita a estes últimos (Herpetofauna), encontra-se entretanto já publicado um atlas bastante completo da autoria de Godinho et al. (1999).

4 – IMPACTES SOBRE A DIVERSIDADE FAUNÍSTICA REGIONAL: EFEITOS DA EXPANSÃO EM MANCHA CONTÍNUA DO EUCALIPTAL

O tipo de impacte que analisaremos a seguir tem a ver com as implicações sobre a diversidade faunística de uma dada região perante a progressiva ocupação de povoamentos de silvicultura intensiva em vastas áreas, nomeadamente de eucalipto. A polémica sobre os eucaliptais e seus impactes gira principalmente

sobre a sua expansão e os efeitos desta sobre o ambiente e não exclusivamente sobre as características intrinsecamente desfavoráveis dos povoamentos *per si*. Em muitos concelhos do país a taxa de ocupação florestal com eucalipto era, já em 1989, superior a 25% da superfície do concelho (ver Portaria n.º 513/89 de 6 de Julho). Nestes e noutros concelhos, estavam constituídas e continuam em processo de alargamento manchas extensas de eucaliptal, em talhadia de rotação curta, muitas com centenas de hectares, outras com milhares (Goes, 1977; e a Portaria acima referida).

Segundo Evans (1978) e outros, enquanto as componentes verticais da heterogeneidade espacial (ou do habitat) são a abundância de espécies vegetais herbáceas, sub-arbustivas, arbustivas e arbóreas, as suas componentes horizontais são, principalmente, a geomorfologia, o solo e o tipo ou a diversidade da utilização do solo. As paisagens diversificadas, ao incluírem fito-estruturas diversas e imbricadas umas nas outras, possuem globalmente riquezas e diversidades faunísticas mais elevadas, em resultado do grande e variado número de nichos oferecidos pelo conjunto daquelas estruturas ou comunidades vegetais e dos ecótonos criados entre elas (Odum, 1971). Roth (1976) refere, por exemplo, que a diversidade ornítica (bem como a diversidade faunística global), cresce com a heterogeneidade espacial, isto é, com a diversidade da estruturação em mosaico. Todavia, convém lembrar que algumas espécies, normalmente as ameaçadas, exigem áreas vastas de habitat homogéneo, devido a exigências várias (recursos tróficos, abrigo e tranquilidade), características que objectivamente estão associadas a paisagens menos diversificadas, mas de características naturais.

Os efeitos da expansão do eucaliptal sobre a biodiversidade são regra geral negativos, pois resultam, em grande parte dos casos, de uma integração e ocupação progressiva do espaço não ordenada nem planeada. Este problema agrava-se se considerarmos o facto dos nossos eucaliptais de talhadia constituírem formações vegetais cujas características ecológicas intrínsecas são desfavoráveis para a fauna e possuírem biocenoses pobres e muito pouco diversificadas. As espécies que os colonizam são normalmente generalistas e comuns, como, por exemplo,

a carriça (*Troglodytes troglodytes*), tentilhão (*Fringilla coelebs*), verdilhão (*Carduelis chloris*), toutinegra-de-barrete (*Sylvia atricapilla*) (Pina, 1990; Santos & Alvarez, 1990; Telleria & Galarza, 1990).

Quanto à magnitude dos impactes, os efeitos da ocupação espacial com eucaliptal dependem da percentagem do território que ocupam. Em áreas pouco ou nada arborizadas, a plantação de manchas de eucaliptal poderá ser inclusive benéfica (e.g., Neginhal, 1980), atraindo espécies de ecologia florestal (Suddjian, 2004; Wakimoto, 2004), ou podendo funcionar como local de abrigo para mamíferos de médio porte, mesmo que generalistas e não ameaçados. A opinião geral é que percentagens muito elevadas de ocupação com eucaliptal (ou outra plantação industrial), tenderão a ser negativas em termos de biodiversidade (Neginhal, 1980; Rathcliffe & Oswald, 1987; Allan et al., 1996; Thompson et al., 2003). No entanto, desconhece-se qual a proporção a partir da qual a perda de diversidade começa a ser negativa ou preocupante. Naturalmente, tal dependerá das características da região, das suas zoocenoses e das características das plantações.

Algumas plantações de *Eucalyptus tereticornis* na Índia, no Santuário de Ranidennur Blackbuck, terão contribuído inicialmente para a recuperação das populações de três espécies virtualmente extintas na região: cervicapra ou antílope (*Antelope cervicapra*), abetarda-indiana-grande (*Choriotis nigriceps*) e lobo-indiano (*Canis lupus pallipes*) (Neginhal, 1980). Contudo, segundo o mesmo autor, a recuperação e manutenção destas espécies animais não se previa garantida caso as arborizações se expandissem em larga escala sobre a maioria dos terrenos abertos de alimentação. Tal vaticínio acabou entretanto por se verificar no estado de Karnaka na Índia e no próprio Santuário de Ranebennur, conforme nos relata Gadgil (2004), na sequência do continuado avanço das plantações de *Eucalyptus* sp., *Tectona* sp., *Casuarina* sp. e *Acacia* sp. sobre as florestas e matos baixos nativos. A partir de determinada concentração ou ocupação do espaço, as plantações florestais, para além da destruição e diminuição de habitat, acabam muitas vezes por serem responsáveis pela fragmentação de habitat, cujas implicações na viabilidade de algumas espécies a nível local ou regional só são detectáveis em muitos casos

no longo prazo. De acordo com Khanal (1996) a introdução de plantações de eucalipto, no Nepal, terão beneficiado espécies como o chital (*Axis axis*), leopardo (*Panthera pardus fusca*), javali (*Sus scrofa*), pavão (*Pavo cristatus*), galo-banquiva (*Gallus gallus murghi*), entre outros. Contudo, tais arborizações provocaram o declínio das populações de Cercopitécídeos (macacos), segundo o mesmo autor, ignorando-se o futuro das populações das primeiras espécies caso a ocupação com plantações florestais industriais se faça sem adequado planeamento e venham a uniformizar o espaço.

Díaz et al. (1998), à semelhança de Valverde et al. (2001), são peremptórios ao afirmarem que a rearborização com pinheiros vários (*P. pinaster*, *P. pinea* e *P. halepensis*), das vastas extensões de terras agrícolas na meseta central espanhola não trará vantagem alguma para a avifauna, nem mesmo em termos de constituição e manutenção de comunidades de aves florestais ricas. A justificação prende-se mais uma vez com o facto de tais plantações atraírem fundamentalmente aves generalistas e cosmopolitas. Apontam o dedo em particular ao modo como os actuais esquemas de florestação se têm verificado, efectuados à base de plantações monoespecíficas e equiênias, de pequena dimensão e com elevado grau de isolamento na paisagem. Díaz et al. (1998) afirmam ainda que aliado a este desadequado planeamento no espaço, são escassas e longínquas as fontes (*sources*) de espécies de aves florestais, a ponto de tais plantações não permitirem por si só a manutenção de populações viáveis de espécies de maior interesse de conservação, enquanto, ao mesmo tempo, são incompatíveis para a larga maioria das espécies de aves dos terrenos de sequeiro extensivo. Alternativamente, propõem que as plantações de pinheiro tenham uma dimensão mínima de 25 ha, de modo a poderem albergarem comunidades de aves mais ricas e, eventualmente, poderem atrair espécies raras ou ameaçadas, exigentes em espaços um pouco mais vastos e tranquilos. Em Portugal existe pelo menos um exemplo concreto de uma águia de Bonelli (*Hieraetus fasciatus*) a nidificar no seio de um maciço de eucaliptal (L. Palma e M. C. Pais, comunicação pessoal), situação que não sendo comum, é indicadora de vantagens que as plantações industriais, com o mínimo e máximo de dimensão espacial, poderão oferecer.

Harris & Harris (1997) ou Petty & Avery (1990), por seu turno, são da opinião de que a reflorestação de terrenos desarborizados poderá ser considerada como benéfica, ou está mesmo provado que o é, inclusive com plantações estre-mes de coníferas como *Pinus sylvestris* ou *Picea* spp., como aconteceu na Escócia. Segundo estes autores, a questão tem a ver fundamentalmente com o planeamento florestal, com a criação de mosaicos de diferentes classes de idade dos povoamentos e a manutenção de áreas naturais de dimensão adequada. Nesta situação, as matas de exóticas podem funcionar como habitat de abrigo, albergando espécies animais e contribuir para a melhoria da diversidade faunística regional ou, inclusive, funcionar como fonte de alimento, como acontece com algumas coníferas na Grã-Bretanha (Harris & Harris, 1997). Não obstante os impactes negativos iniciais nas comunidades de aves originais, as arborizações das terras altas e de turfeiras do Reino Unido com coníferas tiveram efeitos benéficos em várias espécies ameaçadas de ecologia florestal, entre as quais grandes Galiformes como o tetraz-real (*Tetrao urogallus*) e o tetraz-lira (*T. terix*) e aves de rapina como o açor e o milhafre-real (*Milvus milvus*) (Petty & Avery, 1990; Petty, 1996).

Manchas homogêneas de eucaliptal, de centenas ou milhares de hectares contínuos, constituem para um grande número de espécies um obstáculo ou um factor adverso, inclusive para aquelas espécies que procurariam a estrutura florestal como habitat de abrigo ou reprodução, mas que dependem das orlas e dos meios abertos como fonte de alimento ou por outras razões ecológicas ou de comportamento. A maioria das aves de rapina e dos Corvídeos e a quase totalidade das aves de médio-grande porte, inclusive a perdiz (*Alectoris rufa*) por exemplo, tendem a rarefazer-se ou a desaparecer no interior das grandes massas florestais homogêneas (Onofre, 1986). Este efeito parece acentuar-se quando nos afastamos da orla do povoamento e caminhamos para o seu interior. Onofre & Capelo (não publicado) verificaram na Mata Nacional de Leiria, que os ninhos e territórios de ógea (*Falco subbuteo*) e de gralha-preta (*Corvus corone*) (cujos ninhos são muitas vezes utilizados por aquele pequeno falcão que nunca constrói o seu próprio ninho, como todos os Falconídeos), se encontravam sempre nas faixas exteriores dos pinhais adultos que confinavam com grandes

áreas abertas de corte raso e de regeneração de pinhal. No entanto, não faltam no Pinhal de Leiria ninhos antigos de outras aves de rapina construídos em pleno interior de povoamentos ou manchas grandes de pinheiro-bravo adulto, mas o ógea apenas ocorre e se exhibe territorialmente ao longo das orlas destes últimos. Ambas as espécies têm pendor florestal, pelo menos no que se refere ao local de nidificação, alimentando-se o ógea principalmente de pequenas aves e insectos em voo, enquanto que a gralha recorre a invertebrados e sementes, mas também a pequenos vertebrados (Cramp, 1998). Estas presas são sem dúvida mais fáceis de encontrar em terrenos abertos, seja em áreas de corte, seja em pastagens ou culturas agrícolas, sendo menos acessíveis ou menos abundantes no seio de matas cerradas. O mesmo tende a acontecer com alguns pequenos Passeriformes tipicamente florestais, como é o caso de vários Fringídeos entre outros (Fernandes et al., 2002; Onofre & Rego, 2002).

As aves de rapina, por serem bem mais visíveis, mais fáceis de detectar e de contar, constituem bons indicadores biológicos da complexidade e qualidade das cadeias tróficas, das alterações ambientais, da estrutura, diversidade e qualidade das paisagens (Voous, 1977; Fuller, 1996; Petty, 1996). Os mamíferos, sejam de médio ou grande porte, à semelhança das aves de rapina, têm também grandes áreas vitais, que incluem igualmente um número variado de biótopos ou de formações vegetais distintas e muitos deles são também predadores de topo (DeGraaf et al., 1992). Todavia, são dificilmente visíveis e nem sequer englobam um número tão elevado de espécies especialistas estritas como as aves de rapina, pois regra geral são bastante mais ecléticos ou oportunistas no que se refere à alimentação. Daí que a sua função como biómetros da paisagem, da diversidade estrutural desta, da diversidade faunística e da qualidade ou estado de conservação não se mostre tão eficiente (DeGraaf et al., 1992). As reconversões e grandes alterações na paisagem em larga escala podem afectar de algum modo os habitats de uma ou de várias unidades reprodutoras (indivíduos, casais e núcleos populacionais), seja de carnívoros seja de aves de rapina, através da degradação ou eliminação dos biótopos essenciais dos seus domínios vitais, numa extensão mais ou menos acentuada. Alterações de pequena monta, como a arborização de manchas com

fraca expressão, não têm ou não terão certamente grandes implicações na maior parte dos casos, a menos que afectem ou perturbam directa ou indirectamente locais de reprodução, por exemplo.

A uniformização do espaço com plantações florestais pode então ser indutora do desaparecimento de espécies, sendo os grandes predadores os primeiros a serem afectados (DeGraaf et al., 1992; Ferrer & Negro, 2003), como por exemplo o lince, rapinas necrófagas e grandes águias (Castro & Palma, 1996; Cabral et al., 2005). Pelo mesmo caminho seguirão outras espécies, mais comuns, como a trepadeira-azul (*Sitta europaea*) ou o chapim-azul (*Parus caeruleus*), espécies típicas de bosques de folhosas mediterrânicos, ou outras características de pomares, terrenos de cultivo, pastagens, matos e matagais e que se adaptam mal às plantações puras de eucalipto e de pinheiro (Rufino, 1989; Pina et al., 1990; Telleria, 1992; Castro & Palma, 1996).

Mas o contrário também é verdadeiro. Espécies como o javali (*Sus scrofa*), ou o veado (*Cervus elaphus*) viram expandir naturalmente a sua área de distribuição nas últimas décadas, devido ao abandono agrícola e consequente aumento da área florestal (Mathias et al., 1998; Mathias, 1999; Fonseca, 2004; Lopes & Borges, 2004). O eucaliptal terá provavelmente funcionado como habitat de abrigo e como corredor tranquilo de dispersão, sendo disso paradigma a expansão natural do veado nas regiões de Portalegre e no planalto de Idanha-a-Nova.

No sentido de acautelar as perdas de biodiversidade, bem como de outros valores, em consequência da constituição de grandes manchas contínuas, foi publicada em 1988 legislação obrigando a estudos de Avaliação de Impacte Ambiental (AIA) para arborizações com eucalipto e outras espécies arbóreas de crescimento rápido (desde que incidissem sobre áreas superiores a 350 ha ou que cumulativamente constituíssem áreas de idêntica ordem de grandeza e quando as manchas das plantações não estivessem separadas por mais de 500 m) (Decreto-Lei n.º 175/88 de 17 de Maio). Tanto este Decreto-Lei como a posterior Portaria n.º 528/89 de 11 de Julho estabeleceram restrições várias às arborizações com espécies de rápido crescimento. O Decreto-Lei n.º 69/2000, de 3 de Maio, veio retomar a obrigação de estudos de AIA para arborizações ou rearborizações com espécies de rápido crescimento, sendo mais exigente no que se refere às áreas a reflorestar

ou já florestadas. Este Decreto-Lei, considera como estando “em continuidade” os povoamentos que distem entre si menos de 1000 m, separando os casos do tipo geral das áreas sensíveis e impondo para estas últimas a necessidade de AIA para áreas de dimensão cinco vezes menor (≤ 70 ha), do que relativamente ao caso geral (350 ha).

A maioria dos estudos de AIA sobre a fauna, incluindo os efectuados sobre arborizações com eucaliptos, peca, contudo, ainda pela sua natureza expedita e pelos poucos meios dedicados a grande parte dos trabalhos de inventariação faunística, devido às restrições financeiras e *timing* de certo modo “impostos” e que acabam por condicionar as equipas de especialistas. No caso particular da fauna selvagem vertebrada, estas fraquezas de que enfermam muitos AIA’s poderão nalgumas situações ser particularmente danosas, perante os riscos de falharem a detecção de determinadas espécies ameaçadas. De entre as espécies mais susceptíveis a este perigo, encontram-se sobretudo as de comportamento discreto, que se repartem de modo disperso pelo território e não se circunscrevem a biótopos de características especiais (e.g., formações rupestres, vales encaixados, zonas húmidas ou outros habitats muito específicos). Enquadram-se neste grupo várias espécies de aves de rapina e outras aves, em particular as de ecologia florestal, e os carnívoros, muitos deles generalistas em termos de utilização de habitats. Igualmente com carácter mais ou menos generalista e difíceis de detectar estão os morcegos e os répteis, relativamente aos quais a informação obtida em AIA’s é também, em regra, insuficiente. Ou seja, não obstante as melhorias quanto à legislação e à informação ou conhecimento biológico, demográfico e distribuição no país da nossa fauna, as dificuldades acima referidas não deixam de ditar algum risco de as novas arborizações poderem vir a afectar negativamente espécies ameaçadas, devido a deficiente informação de base.

Este risco não se limita às plantações com espécies de crescimento rápido, apesar da legislação se referir apenas a estas espécies. As arborizações efectuadas com pinheiros, sobreiros ou azinheiras não se encontram sujeitas a AIA, mas não estão isentas de provocarem, também elas, danos ao nível dos valores faunísticos mais importantes. Apenas não se fazem em extensões grandes e contínuas.

Ou seja, o problema tem a ver com as escalas espaciais de intervenção, com a destruição ou alteração dos locais e habitats e com a qualidade do reconhecimento prévio dos valores naturais da área a arborizar. O PSRN2000 impõe um conjunto variado de Orientações de Gestão para os “Sítios” e ZPE’s, bem como para as espécies com maior interesse ou valor de conservação a nível nacional e comunitário, que neles ocorrem. Muitas dessas Orientações de Gestão aplicam-se ao uso do solo e às actividades agrícolas e florestais, impondo diversas restrições com vista à manutenção dos habitats e das espécies e minimização dos impactos da introdução de novos usos do solo ou actividades humanas. Contudo, o PSRN2000 apenas fornece informação e orientações para cerca de 20,5% do território continental (ICN, 2006), encontram-se a restante parte com informação publicada insuficiente. É certo que grande parte desta restante área não encerra em si um património natural relevante, mas existem enclaves ou pontos onde é certa a sua existência, seja uma unidade reprodutora de uma espécie ameaçada, seja um conjunto de espécies com interesse particular de conservação. Locais como estes, recônditos e/ou detentores de espécies discretas e difíceis de detectar poderão facilmente passar inobservados em Estudos de Impacte Ambiental menos cuidadosos.

5 – As ARBORIZAÇÕES COM EUCALIPTO E A PROBLEMÁTICA DA CONSERVAÇÃO DAS ESPÉCIES AMEAÇADAS.

Nesta parte do capítulo, avaliaremos alguns aspectos relacionados com a problemática da conservação da paisagem, das zoocenoses e das espécies ameaçadas em particular, que de uma maneira ou de outra dependem dos biótopos com maior probabilidade de serem reconvertidos para eucaliptal em Portugal.

Actualmente, a arborização com eucalipto tem-se efectuado principalmente sobre matos e terrenos de agricultura marginal, desarborizados ou constituídos por povoamentos ralos de sobreiro e azinheira ou ainda sobre áreas de pinhal percorridas por incêndios, neste último caso principalmente na região centro e da

responsabilidade de pequenos proprietários privados, não obstante as restrições da legislação (Portaria nº 528/89). Como dissemos a princípio, as implicações sobre a fauna das reconversões destes biótopos para eucaliptal são distintas consoante o biótopo que substituem, mas tendem a ser, sem dúvida, particularmente mais graves quando se trata de terrenos extensos de cerealicultura tradicional e de algumas áreas de mato. Os estevais e outros matos secundários simples, bem como muitos terrenos agrícolas possuem riquezas e diversidades faunísticas baixas, salvo algumas excepções, mas ainda assim apresentam valores em regra mais elevados que os do eucaliptal, conforme apontam os dados (ver o Quadro I – no final do capítulo). Todavia, independentemente dos seus graus de riqueza ou diversidade, alguns dos biótopos mais acima referidos acolhem espécies com estatuto de ameaça.

De entre as espécies ameaçadas mais vulneráveis às arborizações encontram-se aquelas que têm uma distribuição dispersa ou muito fragmentada no país, difíceis de detectar devido aos seus hábitos (nocturnos, subterrâneos, comportamento discreto, utilizadoras de habitats cerrados, etc.), e que, obviamente, são escassas e muito localizadas. Entre elas contam-se a águia-imperial, abutre-preto (*Aegypius monachus*), milhafre-real, ógea, cegonha-preta (*Ciconia nigra*), noitibós (*Caprimulgus* sp.), felosa-pálida (*Hippoboscus opaca*), lobo (*Canis lupus*), lince, gato-bravo (*Felis silvestris*), rato de Cabrera (*Microtus cabreræ*), a víbora-cornuda (*Vipera latastei*), víbora de Seoane (*V. seoanei*) ou lagartixa-da-montanha (*Lacerta monticola*).

Algumas já têm hoje em dia os seus efectivos nacionais bem estimados e razoavelmente bem localizados os seus territórios, locais de reprodução ou de ocorrência: cegonha preta, águia-imperial, águia-real (*Aquila chrysaetos*), águia de Bonelli, abutre-preto, abutre do Egipto (*Neophron percnopterus*), grifo (*Gyps fulvus*), francelho, abetarda, os dois cortiços (*Pterocles* spp.) ou o lobo⁷. No entanto, por diferentes razões, podem permanecer vulneráveis, apesar do conhecimento dos seus locais de reprodução. Tal poderá acontecer principalmente através da deterioração dos seus habitats de alimentação e consequente depauperamento dos

7 Apenas se citam as espécies que com mais probabilidade poderão ser afectadas com as arborizações com eucalipto e que possuem estimativas populacionais mais precisas.

seus recursos tróficos, mas também devido a eventual alteração do coberto vegetal ou à perturbação na envolvente dos seus locais de reprodução e abrigo, mesmo que estes sejam terrenos improdutivos, do tipo rochoso. São exemplo, a cegonha-preta, águia-real, águia de Bonelli, grifo, abutre do Egipto, francelho ou falcão-peregrino (*Falco peregrinus*) (Palma, 1985; Cabral et al., 2005; ICN, 2006).

Apesar de ao nível do povoamento, isto é, das suas comunidades intrínsecas, os impactes negativos da reconversão para eucaliptal de matos e de determinados matagais e cultivos agrícolas não parecerem ser de grande monta, em muitos casos o mesmo já não é verdade em relação à diversidade faunística regional, às cadeias tróficas e às suas implicações sobre muitas espécies ameaçadas. De entre estas, realçam-se, uma vez mais, as aves de rapina e os carnívoros de médio e grande porte, espécies em regra predadoras de topo e possuidoras de grandes áreas vitais, que englobam um número mais ou menos diversificado de biótopos (DeGraaf et al., 1992; Fuller, 1996). Com efeito, depois de, eventualmente, se aumentar a diversidade da ocupação do solo com a introdução dos primeiros eucaliptais, a ausência de qualquer planificação regional das arborizações com esta espécie acaba por levar à uniformização do espaço em superfícies vastas e contínuas, como aconteceu em muitos concelhos de Portugal⁸. Ou seja, através da eliminação sucessiva de outras ocupações do solo e ecótonos, a diversidade horizontal ou da paisagem vai progressivamente diminuindo e com ela a diversidade biológica e a degradação dos biótopos de alimentação e das cadeias tróficas. Por outro lado, é grande a probabilidade de se eliminarem ao longo destas grandes extensões os já escassos habitats de espécies raras e ameaçadas, ditos de refúgio e ainda disponíveis, os quais se caracterizam por serem áreas remotas, tranquilas, de biótopo favorável e relativamente extenso, onde é mais provável algumas delas ainda existirem.

O problema assume maior gravidade quando, à semelhança do que se passa nas serras e bacias hidrográficas de relevo acentuado, áreas extensas de cultura arvense tradicional extensiva são reconvertidas para agricultura intensiva, para

8 Em 1989 já existiam no país 27 concelhos com mais de 25% do seu território ocupado com eucalipto (cf. Portaria n.º 513/89 de 6 de Julho).

eucaliptal, ou inclusive para outras ocupações florestais. Aliás, a Política Agrícola Comum, com os seus incentivos à arborização de terras agrícolas, é um forte factor de pressão sobre estas áreas, podendo até mesmo as próprias arborizações com sobreiro e azinheira constituírem uma ameaça se não forem também adequadamente projectadas – daí a importância do PSRN2000. Para além de também aqui poderem surgir problemas semelhantes, em termos da diversidade faunística regional, existe a agravante de virem a ser afectadas não só as espécies de ecologia estepária e dependentes da agricultura extensiva em solos marginais, mas também outras que, apesar do ponto de vista da reprodução se abrigarem e reproduzirem noutros biótopos, utilizam os terrenos agro-pastoris como habitats de alimentação. Algumas destas poderão ser eventualmente espécies com estatuto de risco de ameaça de extinção bastante elevado. Estão nesta situação os grandes predadores alados como a águia de Bonelli, a águia-imperial ou a águia-real, os grandes necrófagos como o abutre-preto, abutre do Egipto ou o grifo, ou inclusive aves de rapina mais pequenas como o francelho. Por outro lado, a par do abandono da agricultura extensiva, a ocupação em larga escala destes terrenos por eucaliptal (e/ou outras novas ocupações do solo), poderá pôr em causa a conservação das espécies ameaçadas que dependem fortemente, na reprodução e na alimentação, dos habitats agro-pastoris extensivos, como a abetarda, sisão (*Tetrax tetrax*), alcaravão (*Burhinus oedipnemus*), calhandra-real (*Melanocorypha calandra*), cortiços e tartaranhão-caçador (*Circus pygargus*).

6 – MEDIDAS DE MITIGAÇÃO GENÉRICAS

As características locais ou intrinsecamente desfavoráveis das plantações florestais de rápido crescimento são passíveis de serem melhoradas através de medidas adequadas de gestão de habitat, quer ao nível do povoamento quer da paisagem, relativamente às quais urge investigar, adaptar e experimentar (Onofre, 1986; Onofre, 1993; Telleria, 1992; Harris & Harris, 1997; Cannel, 1999). Estas medidas incluiriam, entre outras: i) a manutenção de faixas ou manchas de mato (por exemplo,

por meio da eliminação de linhas ou grupos de árvores ou a simples não limpeza dessas faixas ou manchas); ii) a abertura de clareiras no interior dos povoamentos de copado fechado, por meio da eliminação de grupos de árvores; iii) a manutenção de um número determinado de árvores decrépitas ou mortas por hectare, para que as aves cavernícolas, na sua maioria insectívoras, mas também espécies da mamofauna e herpetofauna possam escavar ou encontrar locais de abrigo e reprodução, contribuindo assim para a estabilidade do sistema; iv) a manutenção de uma certa quantidade de madeira morta no chão, para fomento da diversidade animal que de algum modo utiliza esta matéria; v) a manutenção e conservação a longo prazo de arvoredos no interior dos povoamentos – em pés isolados ou formando pequenos núcleos – para que se desenvolvam árvores de grandes dimensões e assim se crie habitat não só com fins de suporte de grandes ninhos e poisos dominantes, mas também que permitam a sua utilização por espécies de vertebrados cavernícolas; vi) introdução no interior dos povoamentos de uma determinada percentagem de arvoredos de outras espécies, de modo a diversificar a riqueza arbórea, conservando também a longo prazo algum deste arvoredos (de preferência folhosas autóctones, que são mais susceptíveis de formarem cavidades naturais quando idosas); vii) diversificar, na unidade de ordenamento ou gestão, a estrutura da paisagem, criando não só mosaicos de povoamentos de eucalipto com diferentes estádios de desenvolvimento e dimensão espacial, como um mosaico global que intercale outras ocupações florestais (e.g. manchas de folhosas autóctones), e não florestais (p.ex. áreas de pasto e de matos baixos) (ver o capítulo de Silva et al. neste volume).

7 – CONCLUSÕES

Em suma, apesar da disparidade que na literatura se poderá encontrar relativamente à riqueza faunística das culturas lenhosas de curta rotação, é legítimo concluir que as suas zoocenoses são mais pobres que as de florestas nativas. Esta maior pobreza não se verifica tanto em termos da fauna do solo (e.g., invertebrados), nem tão pouco ao nível da fauna que depende dos estratos herbáceos ou arbustivos do

Quadro I – Riqueza, diversidade e abundância de espécies de aves em diferentes biótopos, na época de reprodução. Resultados da aplicação do Método dos Mapas.

Habitat	Montado de sobreiro					
	com mato (GCMato > 95%)	com mato baixo (GCMato > 75%)	com mato alto (GCMato > 75%)	com mato baixo (GCMato ~ 50%)	com mato, pastagem (GCMato ~ 20%)	com pastagem (GCMato ~ 5%)
Concelho	Álcacer-do-Sal	Mora	Benavente	Mora	Álcacer-do-Sal	Mora
Fonte	(Rabaça, 1990)	(Onofre, 1987)	(Onofre, 1987)	(Almeida, 1992)	(Rabaça, 1990)	(Almeida, 1992)
Nº total de espécies	24	21	23	21-22	23-25	14
Diversidade (índice H')*	4,58	—	—	3,99-4,08	3,67-3,99	3,45
Abundância Total (ca./10h)**	73,7-76	62	71	58,4-63,5	31,9-45,5	30,2

Habitat	Montado de azinho com pastagem (GCMato ~ 5%)	Carvalhal (Mata densa de Quercus faginea)	Olival	Pinhal-mansio fustadio (com mato)
	Mora	Azeitão	—	Maфра
Fonte	(Almeida, 1997)	(Oliveira, 1982)	(Rabaça, 1990)	Matos (1977)
Nº total de espécies	13-14	11	15-20	11
Diversidade (índice H')*	3,34-3,45	2,7	3,64-3,99	3,1
Abundância Total (ca./10h)**	32,3-31,7	211,8	31,9-45,5	31,1

Habitat	nascido (3 anos), com mato (GCMato 25-50%)	novedio (12-15 anos), com mato (GCMato > 90%)	bastio (14 anos), com algum mato	alto-fuste (72 anos)
	Sintra	Sintra	Marinha Grande	Marinha Grande
Fonte	Onofre (1983)	Onofre (1983)	Pina (1982)	Pina (1982)
Nº total de espécies	8	11	3	5
Diversidade (índice H')*	2,6	2,7	1,4	2,2
Abundância Total (ca./10h)**	12,2	40,5	4,4	18,1

Habitat	Eucaliptal		Matos		
	bastio (4 anos), com algum mato	fustadio (12 anos)	Carrascal (Garrigue)	Urzal	Matagal mediterrânico (Maquis)
Concelho	Caldas da Rainha	Caldas da Rainha	Azeitão	Maфра	Azeitão
Fonte	Pina (1982)	Pina (1982)	(Oliveira, 1982)	Matos (1977)	(Oliveira, 1982)
Nº total de espécies	2	0	7	10	8
Diversidade (índice H')*	0,8	0,0	2,2	2,9	2,6
Abundância Total (ca./10h)**	6,5	0,0	54,5	31,6	106,7

* Calculado pelo Índice de Shannon-Wiener; H' | ** ca./10ha = nº total de casais por 10 hectares

sob-coberto, a menos que este seja reduzido pelo ensombramento ou eliminado artificialmente. As maiores diferenças verificam-se principalmente ao nível das guildas animais que fazem uso dos troncos, copas, arvoredos mortos em pé ou de cavidades naturais, cuja menor riqueza resulta do facto das plantações intensivas nunca chegarem ao estado em que o arvoredo se torna caduco e mais susceptível à abertura de cavidades. O facto de serem matas com uma baixa diversidade de arvoredo, isto é monoculturais, contribui para um decréscimo na riqueza faunística, devido à falta de nichos associados à diversidade de árvores. No eucaliptal, o facto de a espécie dominante ser uma exótica é referido como um factor adverso adicional para a fauna. Mas este não é um factor determinante. Existem excepções, inclusive com *Eucalyptus globulus*, como acontece nos Estados Unidos da América, em que a fauna consegue fazer uso desta espécie, principalmente em termos tróficos. Contudo, a circunstância de se tratar de uma exótica introduzida há relativamente pouco tempo, possuidora de características distintas do arvoredo nativo, não deixa de ser mais um contributo para a pobreza das comunidades animais que poderão colonizar as respectivas plantações.

Nestes povoamentos estremos de cultura intensiva, não é a espécie, nem tão pouco a arborização em pequena escala, que constituem o problema mais preocupante para a diversidade faunística. Mais relevante será a falta de planeamento ao nível da paisagem rural ou florestal que permite a constituição de grandes manchas homogéneas. Desde há décadas que se avolumam as pressões da sociedade para que se incorporem conceitos de diversificação do espaço nas áreas onde ocorre este tipo de actividade florestal. Isto requer um planeamento sustentado e equilibrado da paisagem florestal, promovendo a integração de diferentes usos, entre os quais outras ocupações florestais e formações abertas de pastagem e matos, bem como a substituição de áreas extensas de povoamentos monoespecíficos e equíenios por mosaicos equilibrados de distintas classes de idade.

REFERÊNCIAS

- Allen, A. W., Bernal, Y. K. & Moulton, R. J. (1996). Pine plantations and wildlife in the Southeastern United States: an assessment of impacts and opportunities. *Information and Technology Report 3*. US Department of Interior. National Biological Service. **Washington**.
- Alves, A. A. M., Pereira, J. S., Borges, J. G. C., Borges, G. C., Carvalho, P. O., David, J. S., Gonçalves, J. H. C., Madeira, M., Onofre, N. & Valente, F. (1990). *Impactes Ambientais e Sócio-Económicos do Eucaliptal em Portugal*. Lisboa: Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa.
- Avery, M. & Leslie, R. (1990). *Birds and forestry*. **T & A Poyser, London**.
- Baeta Neves, C. M. L. & Cabral, M. T. (1982). Contribuição para o inventário da entomofauna de *Eucalyptus globulus*. Labill. em Portugal. *An. Institu. Sup. Agro.* (Lisboa): 258-263.
- Bandaratillake, H. M. (1996). Eucalyptus Plantations in Sri Lanka: Environmental, Social, Economic and Policy Issues. In Kashio, M. & White, K. (Eds.) *Reports Submitted to the Regional Expert Consultation on Eucalyptus – Volume II*. 4-8 October 1993. FAO, Regional Office for Asia and the Pacific, Bangkok. **RAP Publication: 1996/44**.
- Bara Temes, S., Rodriguez, A. R., del Carmen Gil Sotres, M., Vazquez, P. M. & Santos, M. A. (1985). *Efectos ecológicos del Eucalyptus globulus en Galicia: Estudio Comparativo con Pinus pinaster y Quercus robur*. Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias, Madrid.
- Barbaro, L., Rossi, J.-P., Vetillard, F., Nezan, J. & Jactel, H. (2005). The spatial distribution of birds and carabid beetles in pine plantation forests: the role of landscape composition and structure. *Journal of Biogeography*, **34**, 652-664.
- Bell, P. J. & Mooney, N. J. (1998). *Wedge-tailed eagle recovery plan 1998-2003*. Department of Primary Industries, Water and Environment, Hobart, Australia.
- Blondel, J. (1980). Structure et dynamique des peuplements d'oiseaux forestiers. Pp. 367-388. In Pesson, P. (Ed.). *Actualités d'écologie forestière: Sol, flore, faune*. **Gauthier-Villars, Paris**.
- Blondel, J. & Aronson, J. (1999) *Biology and Wildlife of the Mediterranean Region*. Oxford Univ. Press. Oxford.
- Bongiorno, S. (1982). Land use and summer bird populations in northwestern Galicia. Spain. *Ibis*, **124**, 1-20.
- Brown, L. H. (1969). Status and breeding success of Golden eagle in Northwest Sutherland in 1967. *British Birds*, **62**, 345-363.

- Cabral, M. J. (coord.), Almeida, J., Almeida, P.R., Dellinger, T., Ferrand de Almeida, N., Oliveira, M.E., Palmeirim, J., Queiroz, A.I., Rogado, L. & Santos-Reis, M. (Eds.) (2005). *Livro Vermelho dos Vertebrados Terrestres de Portugal*. Instituto da Conservação da Natureza. Lisboa.
- Cannell, M. G. R. (1999). Environmental impacts of forest monocultures: water use, acidification, wildlife conservation, and carbon storage. *New Forests*, **17**, 239-262.
- Carrascal, L. M. & Telleria, J. L. (1990). Impacto de la repoblaciones de *Pinus radiata* sobre la avifauna forestal del Norte de España. *Ardeola*, **37**, 247-266.
- Carrete, M., Sánchez-Zapata, J.A., Martínez, E., Sánchez, M.A. & Calvo, J. F. (2002). Factors influencing the decline of a Bonelli's eagle *Hieraetus fasciatus* population in southeastern Spain: demography, habitat or competition? *Biodiversity and Conservation* **11**, 975-985.
- Castro, L. R. & Palma, L. (1996). The current status, distribution and conservation of the Iberian lynx in Portugal. *Journal of Wildlife Research*, **2**, 179-181.
- Charkravathy, A. K., Natraju, S. P. & Pattanshetti, H.V. (1986). Effect of eucalyptus on birds: a field survey in Malnad. *Tigerpaper*, **13**, 8-11.
- Costa, L. T., Nunes, M., Gerales, P. & Costa, H. (2003). *Zonas Importantes para as Aves em Portugal*. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves. Lisboa.
- Couto, L. & Betters, D. R. (1995). Short-rotation eucalypt plantations in Brazil: Social and environmental issues. *Technical Report n° ORNL/TM 12846*. Oak Ridge National Lab., Tennessee (United States).
- Cramp, S. (1998). *The Complete Birds of Western Palearctic on CD-ROM*. Oxford University Press, Oxford.
- Crosswhite, D. L., Fox, S. F. & Thill, R. E. (2004). Herpetological habitat relations in the Ouachita Mountains, Arkansas. Pp. 273-282. *In Gen. Tech. Rep. SRS-74*. Asheville, NC: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station.
- DeGraaf, R. M. & Evans, K. E. (Eds.) (1979). *Management of north central and northeastern forest for nongame birds*. St. Paul, Minnesota. U.S. Dept. of Agric. For. Serv. Gen. Tech. Rep. GTR NC-51.
- DeGraaf, R. M. & Tilghman, N. G. (Eds.) (1980). *Management of western forests and grasslands for nongame birds*. Salt Lake City, Utah. U.S. Dept. of Agric. For. Serv. Gen. Tech. Rep. INT-86.
- DeGraaf, R. M. (Ed.) (1978). *Management of southern forest for nongame birds*. Atlanta, Georgia. U.S. Dept. of Agric., For. Serv. Gen. Tech. Rep. ES-14.
- DeGraaf, R. M., Yamasaki, M., Leak, W. B. & Lanier, J. W. (1992). *New England Wildlife: management of forests habitats*. Radnor, PA, U.S. Dept. of Agric., For. Serv. Northwestern Forest. Gen. Tech. Rep. NT-144.

- Delgado, A. & Moreira, F. (2001). Comparação das comunidades de aves de três tipos de searas da região de Castro Verde. P. 14. *In Resumos das comunicações orais e posters do III Congresso de Ornitologia*. 1 a 4 de Novembro de 2001, Castelo Branco. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa.
- Dias, S., Moreira, F. & Rego, F. (2001). Comunidades de aves nidificantes nas florestas portuguesas. P. 15. *In Resumos das comunicações orais e posters do III Congresso de Ornitologia*. 1 a 4 de Novembro de 2001, Castelo Branco, Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa.
- Díaz, M., Carbonell, R., Santos, T. & Telleria, J. L. (1998). Breeding bird communities in pine plantations of the Spanish plateau: biogeography, landscape and vegetation effects. *J. Applied Ecol.*, **35**, 562-574.
- Donald, P. F., Fuller, R. J., Evans, A. D. & Gough, S. J. (1998). Effects of forest management and grazing on breeding bird communities in plantations of broadleaved and coniferous trees in western England. *Biological Conservation*, **85**, 183-197.
- Evans, K. E. (1978). *Oak-pine and Oak-hickory forest birds communities and management options*. Workshop on Managt. of Southern Forest for Non-Game Birds, Techn. USDA For. Ser. SE For Exp. Station.
- Fabião, J. L., Onofre, N., Faria, P., Capelo, M., Monzón, A. & Rego, F. (2002). Herpetofauna do pinhais-bravos do Centro e Norte de Portugal. *In Relatório Final do Projecto PRAXIS XXI n.º 3/3.2/FLOR/2126/95 "Modelação de parâmetros indicadores de biodiversidade em áreas de pinhal-bravo do Centro e Norte de Portugal"*. Vol. 9. Estação Florestal Nacional, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Instituto Superior de Agronomia e Escola Superior Agrária de Bragança. Julho – 2002. Oeiras.
- Fernandes, E. (2001). *Sucessão das comunidades de pequenas aves no habitat pinhal-bravo (Pinus pinaster Aiton)*. Relatório do Trabalho de Fim de Curso de Engenharia Florestal. UTL/ISA, Lisboa.
- Fernandes, E., Onofre, N., Faria, P., Capelo, M., Monzón, A., Lopes, D. & Rego, F. (2002). Comunidades de pequenas aves de pinhal-bravo do Centro e Norte de Portugal. *in Relatório Final do Projecto PRAXIS XXI n.º 3/3.2/FLOR/2126/95 "Modelação de parâmetros indicadores de biodiversidade em áreas de pinhal-bravo do Centro e Norte do país"*. Vol. 5. Estação Florestal Nacional, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Instituto Superior de Agronomia e Escola Superior Agrária de Bragança. Julho – 2002. Oeiras.

- Fernández, A. & Galarza, A. (1986). Estructura y estacionalidade de las comunidades de aves en distintos medios del tramo costero del País Vasco. *Bol. Est. Central. Ecol.*, **29**, 59-66.
- Fernandez, C. (1993). Sélection des falaises pour la nidification chez l'Aigle royal *Aquila chrysaetos*. Influence de l'accessibilité et des dérangements humains. *Alauda*, **61**, 105-110.
- Ferrer, M. & Negro, J. J. (2003). The near extinction of two large european predators: super specialists pay a price. *Cons. Biol.*, **18**, 344-349.
- Fonseca, C. (2004). Biologia e gestão do javali (*Sus scrofa* L.) em Portugal. Santo Huberto – *Bol. Conf. Nac. dos Caçadores Portugueses*, **1**, 21-28.
- Ford, E. D., Malcolm, D. C. & Atterson, J. (Eds.) (1979). *The ecology of even aged forest plantations*. IUFRO, Institute of Terrestrial Ecology, Cambridge.
- Fraval, A. & Haddan, M. (1989). *Phoracantha*. Actes Éditions (Rabat), Coll. Documents Scientifiques et Techniques.
- Fuller, M. R. (1996). Forest raptor population trends in North America. Pp. 167-208. In DeGraaf, R. M. & Miller, R. I. (Eds.). *Conservation of Faunal Diversity in Forested Landscapes*. Chapman & Hall, London.
- Fuller, R. J. (1995). *Bird life of woodland and forest*. Cambridge University Press, Cambridge, U.K.
- Fuller, R. J. & Green, G. H. (1998). Effects of woodland structure on breeding bird populations in stands of coppiced lime (*Tilia cordata*) in western England over a 10-year period. *Forestry*, **71**, 199-218.
- Fuller, R. J. & Moreton, B. D. (1987). Breeding bird populations of Kentish Sweet Chestnut (*Castanea sativa*) coppice in relation to age and structure of the coppice. *J. Applied Ecol.*, **24**, 13-27.
- Gadgil, M. (2004). *Karnataka State of environment report and action plan biodiversity sector*. Environmental Information System (ENVIS), Centre for Ecological Sciences, Indian Institute of Science, Bangalore 560 012, India. *ENVIS Technical Report No. 16*.
- Garcia, S., Finch, D. A. & Leon, G. C. (1998). Patterns of forest use and endemism in resident bird communities of north-central Michoacan, Mexico. *Forest Ecology and Management*, **110**, 151-171.
- Godinho, M. R. B., Teixeira, J., Rebelo, R., Segurado, P., Loureiro, A., Álvares, F., Gomes, N., Cardoso, P., Camilo-Alves, C. & Brito, J. C. (1999). Atlas of the continental Portuguese herpetofauna: an assemblage of published and new data. *Rev. Esp. Herp.*, **13**, 61-82.
- Goes, E. (1977). *Os eucaliptos (Ecologia, Cultura, Produções e Rentabilidade)*. Lisboa, Portucel.

- Gonzalez, L. M. (Comp.) (2005). *Action plan for the spanish imperial eagle (Aquila adalberti)*. Last update: 08/06/2005. Prepared by BirdLife International on behalf of the European Commission. BirdLife International. <http://ec.europa.eu/environment/nature/directive/birdactionplan/aquilaadalberti.htm>.
- Grier, J. W. (1969). Bald eagle behaviour and productivity responses to climbing to nests. *Journal of Wildlife Management*, **33**, 961-966.
- Harris, E. & Harris, J. (1997). *Wildlife conservation managed woodland and forests*. 2nd Ed. Research Studies Press Ltd, Taunton, England.
- Hobson, K. A. & Bayne, E. (2000a). Breeding bird communities in boreal forest of Western Canada: Consequences of "Unmixing" the Mixedwoods. *The Condor*, **102**, 759-769.
- Hobson, K. A. & Bayne, E. (2000b). The effects of stand age on avian communities in aspen-dominated forests of central Saskatchewan, Canada. *Forest Ecology and Management*, **136**, 121-134.
- Hunter, M. L. (1990). *Wildlife, forests, and forestry: principals of managing forests for biological diversity*. Prentice Hall Career & Technology. Englewood Cliffs, New Jersey.
- Hunter, W. C., Dickson, J. G., Pashley, D. N. & Hamel, P. B. (2002). Bird communities of southern forests. Pp. 86-87. In *Proceedings of the IUFRO conference on restoration of boreal and temperate forest documenting forest restoration knowledge and practices in boreal and temperate ecosystems*; 2002 April 28-May 02; Vile, Denmark. Frederiksberg C, Denmark: Danish Centre for Forest, Landscape and Planning.
- IBCC (1969). Recommendations for a international standard for a mapping method in bird census work. *Bird Study*, **16**, 248-255.
- ICN (2006). *Plano Sectorial da Rede Natura 2000*. <http://www.icn.pt/psrn2000/>
- ICN (2007a). *Novo Atlas das Aves que Nidificam em Portugal*. Instituto da Conservação da Natureza/ Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves/Parque Natural da Madeira/Secretaria Regional de Ambiente dos Açores. <http://portal.icn.pt/CNPportal/vPT/Medidas/Projectos+de+Conserva%C3%A7%C3%A3o/Novo+Atlas+das+Aves+que+Nidificam+em+Portugal.htm>.
- ICN (2007b). *Atlas dos Anfíbios e Répteis de Portugal Continental*. Instituto da Conservação da Natureza/Centro de Biologia Ambiental-Fac. de Ciências da Universidade de Lisboa/ CIBIO-ICETA-Fac. de Ciências da Universidade do Porto. <http://portal.icn.pt/ICNportal/vPT/Medidas/Projectos+de+Conserva%C3%A7%C3%A3o/Atlas+dos+Anf%C3%ADbios+e+dos+R%C3%A9pteis.htm>.

- Jenkins, R. K. B., Roettcher, K. & Corti, G. (2003). The influence of stand age on wildlife habitat use in exotic Teak tree *Tectona grandis* plantations. *Biodiversity and Conservation*, **12**, 975-990.
- Jocqué, C. A. (1977). *A terrestrial baselines study of the Viphya Pulpmill Project Area*. FAO Internal Report.
- Johnston, D. W. & Odum, E. P. (1956). Breeding bird populations in relation to plant succession on the Piedmont of Georgia. *Ecology*, **37**, 50-62.
- Karr, J. R. (1968). Habitat and avian diversity on strip-mined land in east-central Illinois. *Condor*, **70**, 348-357.
- Kendeigh, S. C. (1946). Breeding birds of the beech-maple-hemlock community. *Ecology*, **27**, 226-245.
- Khanal, S. N. (1996). *Eucalyptus plantations in Nepal*. In Kashio, M. & White, K. (Eds.) Reports Submitted to the Regional Expert Consultation on Eucalyptus –Volume II. 4-8 October 1993. FAO, Regional Office for Asia and the Pacific, Bangkok. **RAP Publication: 1996/44**.
- Lindenmayer, D. B., McIntyre, S. & Fischera, J. (2003). Birds in eucalypt and pine forests: landscape alteration and its implications for research models of faunal habitat use. *Biological Conservation*, **110**, 45-53.
- Lopes, F. J. V. & Borges, J. M. F. (2004). Wild boar in Portugal. *Galemys*, **16** (nº especial): 243-251.
- Ludwig, J. A. & Reynolds, J. F. (1988). *Statistical ecology. A primer on methods and computing*. John Wiley & Sons. New York.
- MacArthur, R. H. & MacArthur, J. W. (1961). On bird species diversity. *Ecology*, **42**, 594-598.
- Magurran, A. E., (1988). *Ecological diversity and its measurement*. Chapman and Hall. London.
- Malcolm, D. C. & Atterson, J. (1979). *The Ecology of Even-aged Forest Plantations*. Proceedings of the meeting of Division I, International Union of Forestry Research Organisations, Edinburgh, September, 1978. Institute of Terrestrial Ecology, Edinburgh, United Kingdom.
- Margalef, R. (1968). *Perspectives in ecological theory*. University of Chicago Press, Chicago. 111 pp.
- Marsden, S. J., Whiffin, M. & Galetti, M. (2001). Bird diversity and abundance in forest fragments and eucalyptus plantations around an Atlantic forest reserve, Brazil. *Biodiversity and Conservation*, **10**, 737-751.
- Martins, M. F. (1984). “*Estudo da avifauna de três estados evolutivos de um pinhal-mansó Pinus pinea*”. Relatório de Estágio. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa.
- Mathias, M. L. (Coord.) (1999). *Mamíferos terrestres de Portugal Continental, Açores e Madeira*. ICN. Ministério do Ambiente. Lisboa.

- Mathias, M. L., Santos Reis, M., Palmeirim, J. & Ramalhinho, M. G. (1998). *Mamíferos de Portugal*. Edições INAPA, Lisboa.
- Mendel, Z., Golan, Y. & Madar, Z. (1984). Natural control of the eucalyptus borer, *Phoracantha semipunctata* (F.). (Coleoptera: Cerambycidae), by the Syrian woodpecker. *Bull. Entomol. Res.*, **74**, 121-127.
- Meyers, J. M. and A. S. Johnson (1978). *Bird communities associated with succession and management of loblolly-shortleaf pine forest*. Proc. Workshop on Managt. of Southern Forest for Non-Game Birds. R. M. DeGraaf, Techn. USDA For. Serv. For. Exp. Station: 50-65.
- Mooney, N. J. & Taylor, R. J. (1996). Value of nest site protection in ameliorating the effects of forestry operations on wedge-tailed eagles in Tasmania. Pp. 275-282. In Bird, D., Varland, D. & Negro, J. (Eds.) *Raptors in human landscapes: Adaptions to built and cultivated environments*. Academic Press Ltd, London.
- Morrison, M. L., Marcot, B. G. & Mannan, R. W. (1998). *Wildlife-habitat relationships. Concepts and applications*. 2nd Edition. The University of Wisconsin Press.
- Morton, E. S., Derrickson, K. C. & Stutchbury, B. J. M. (2000). Territory switching behavior in a sedentary tropical passerine, the dusky antbird (*Cercomacra tyrannina*). *Behavioral Ecology*, **11**, 648-653.
- Moss, D. (1978). Diversity of woodland song-bird populations. *J. Animal Ecol.*, **47**, 521-527.
- Neginhal, S. G. (1980). Ecological impact of afforestation at the Ranidennur Blackbuck Sanctuary. *Journal of The Bombay Natural History Society*, **75** (Suppl.), 1254-1258.
- Newton, I. (1979). *Population ecology of raptors*. Poyser, Berkhamstead, UK. 399 pp.
- Newton, I. (1998). *Population limitation in birds*. Academic Press Ltd., London, UK. 597 pp.
- O'Halloran, J., Walsh, P. M., Giller, P. S. & Kelly, T. C. (2002). *Forestry and bird diversity in Ireland: a management and planning guide*. COFORD, Dublin.
- Odum, E. P. (1971). *Fundamentals of Ecology*. 3th ed. Philadelphia, W. B. Saunders Company.
- Onofre, N. & Rego, F. (2002). Relatório Integrador. In *Relatório Final do Projecto PRAXIS XXI n.º 3/3.2/FLOR/2126/95 "Modelação de parâmetros indicadores de biodiversidade em áreas de pinhal-bravo do norte e centro de Portugal"*. Vol. I. Estação Florestal Nacional, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Instituto Superior de Agronomia e Escola Superior Agrária de Bragança, Julho – 2002, Oeiras.
- Onofre, N. (1983). *Alterações provocadas pelo fogo na avifauna nidificante em povoamentos de Pinus pinaster Aiton da área de Sintra*. Relatório de Estágio do Curso de Engenheiro Silvicultor. UTL/ISA., Lisboa.

- Onofre, N. (1986). Sobre o ordenamento dos meios florestais para a conservação das aves não cinegéticas. *1º Congresso Florestal Nacional*, Lisboa.
- Onofre, N. (1993). Contribuição para o ordenamento das áreas florestais na perspectiva da conservação das aves de rapina. Pp. 845-860. *2º Congresso Florestal Nacional*. 2º Vol.
- Onofre, N., Capelo, J., Fernandes, E., Capelo, M., Faria, P., Monzón, A., Mesquita, S., Fabião, J.L., Lopes, D., Teixeira, F., Marcos, N., Bento, P., Sequeira, P., Cortez, M.M. & Rego, F. (2002). Indicadores de biodiversidade de pinhais-bravos utilizando plantas e vertebrados selvagens. *In Relatório Final do Projecto PRAXIS XXI n.º 3/3.2/FLOR/2126/95 “Modelação de parâmetros indicadores de biodiversidade em áreas de pinhal-bravo do Centro e Norte de Portugal”*. Vol. 10. Estação Florestal Nacional, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Instituto Superior de Agronomia e Escola Superior Agrária de Bragança. Julho – 2002. Oeiras.
- Palma, L. (1985). The present situation of birds of prey in Portugal. Pp. 3-14. *In* Newton, I. & Chancellor, R.D. (Eds.). *Conservation Studies on Raptors*. International Council for Bird Conservation. Tech. Publ., No 5.
- Petty, S. J. & Avery, M. I. (1990). *Forest Bird Communities. A review of the ecology and management of forest bird communities in relation to silvicultural practices in the British uplands*. Forest Commission Occasional Paper, 26. Edinburgh.
- Petty, S. J. (1996). Adaptations of raptors to man-made Spruce-forests in the Uplands of Britain. Pp. 201-214. *In* Bird, D., Varland, D. & Negro, J. (Eds.). *Raptors in Human Landscapes: Adaptations to Built and Cultivated Environments*. Academic Press Ltd., London.
- Pina, J. P. (1982). *Avifauna nidificante de povoamentos artificiais de Pinus pinaster Aiton e Eucalyptus globulus Labill.* Relatório de Actividades do Curso de Engenheiro Silvicultor. ISA/UTL.
- Pina, J. P. (1989). Breeding bird assemblages in eucalyptus in Portugal. *Ann. Zool. Fennici*, **26**, 287-290.
- Pina, J. P., Rufino, R., Araújo, A. & Neves, R. (1990). Breeding and wintering passerine densities in Portugal. Pp. 273-276. *In* Stasky, K. & Bejcek, V. (Eds.). *Bird census and atlas studies*. Proc. XIth Int. Conf. On Bird Census and Atlas Work. Prague.
- Poggiani, F. & Oliveira, R. E. (1998). Indicadores para conservação dos núcleos de vida silvestre. *Série Técnica IPEF*, v. 12, n. **31**, 45-52.
- Pousajja, R. (1996). Eucalyptus Plantations in Thailand. *In* Kashio, M. & White, K. (Eds.) Reports Submitted to the Regional Expert Consultation on Eucalyptus – Volume II. 4-8 October 1993. FAO, Regional Office for Asia and the Pacific, Bangkok. RAP Publication: 1996/44.

- Rabaça, J. E., Tavares, J. T. & Godinho, C. (2001). Avifauna das culturas lenhosas permanentes: o caso dos olivais e vinhas na área de influência de Alqueva. P. 18. In *Resumos das comunicações orais e poster do III Congresso de Ornitologia*. 1 a 4 de Novembro de 2001, Castelo Branco, Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa.
- Raman, T. R. (2006). Effects of habitat structure and adjacent habitats on birds in tropical rain-forest fragments and shaded plantations in the Western Ghats, India. *Biodiversity and Conservation*, **15**, 1577-1607.
- Ramanamanjato, J.-B. & Ganzhorn, J. U. (2001). Effects of forest fragmentation, introduced *Rattus rattus* and the role of exotic tree plantations and secondary vegetation for the conservation of an endemic rodent and a small lemur in littoral forests of southeastern Madagascar. *Animal Conservation*, **4**, 175-183.
- Rathcliffe D.A. & Oswald, P. H. (Eds.) (1987). *Birds, bogs and forestry. The Peatlands of Caithness and Sutherland*. Nature Conservancy Council, Peterborough.
- Roth, R. R. (1976). Spatial heterogeneity and bird species diversity. *Ecology*, **57**, 773-782.
- Rufino, R. (Coord.) (1989). *Atlas das aves que nidificam em Portugal Continental*. CEMPA, Serviço Nacional de Parques Reservas e Conservação da Natureza, Lisboa.
- Santos, M. & Onofre, N. (2001). Comparação das comunidades de aves na Paisagem Protegida da Arriba Fóssil da Costa da Caparica. P. 67. In *Resumos das comunicações orais e posters do III Congresso de Ornitologia*. 1 a 4 de Novembro de 2001, Castelo Branco. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa.
- Santos, T. & Álvarez, G. (1990). Efectos de las repoblaciones con eucaliptos sobre las comunidades de aves forestales en un maquis mediterráneo (Montes de Toledo). *Ardeola*, **37**, 319-324.
- Sax, D. F. (2002). Equal diversity in disparate species assemblages: a comparison of native and exotic woodlands in California. *Global Ecology and Biogeography*, **11**, 49-57.
- Sax, D. F., Kinlan, B. P. & Smith, K. F. (2005). A conceptual framework for comparing species assemblages in native and exotic habitats. *Oikos*, **108**, 457-464.
- Shugart Jr., H. H. & James, D. (1973). Ecological succession of breeding bird populations in north-western Arkansas. *Auk*, **90**, 62-77.
- Sjöberg, K. & Danell, K. (2001). Introduction of lodgepole pine in Sweden – ecological relevance for vertebrates. *Forest Ecology and Management*, **141**, 143-153.

- Smith, D.R. (Techn. Coord.) (1975). *Proceedings of the symposium on management of forest and range habitats for nongame birds*. USDA Forest Service, Washington, DC. General Technical Report WO-1.
- SPEA (2007). Programa IBA's. Áreas importantes para aves (Important bird areas). <http://www.spea.pt/IBA/>.
- Steyn, D. J. (1977). Occupation and use of Eucalyptus plantations in the Tzaneen area by indigenous birds. *South Africa Forestry Journal*, **100**, 56-60.
- Suddjian, D.L. (2004). Birds and Eucalyptus on the Central California Coast: A Love – Hate Relationship. In *Ecology and Impacts of Blue Gum Eucalyptus in Coastal California Workshop*. June 3, 2004, Moss Landing Marine Laboratories. Moss Landing. USA.
- Tellería, J. L. & Galarza, A. (1990). Avifauna y paisaje en el Norte de España: efecto de las repoblaciones con árboles exóticos. *Ardeola*, **37**, 229-245.
- Tellería, J. L. (1992). Gestión y conservación de las aves en España peninsular. *Ardeola*, **39**, 99-114.
- Tellería, J. L., Santos, T. Sánchez, A. & Galarza, A. (1992). Habitat structure predicts bird diversity distribution in Iberian forest better than climate. *Bird Study*, **39**, 63-68.
- Thill, R. E & Koerth, N. E. (2005). Breeding birds of even- and uneven-aged pine forests of Eastern Texas. *Southeastern Naturalist*, **4**, 153-176.
- Thompson, I. D., Baker, J. A. & Ter-Mikaelian, M. (2003). A review of the long-term effects of post-harvest silviculture on vertebrate wildlife, and predictive models, with an emphasis on boreal forests in Ontario, Canada. *Forest Ecology and Management*, **177**, 441-469.
- Valverde, R., Martín, F., Ramírez, J., Gutiérrez, M. Rodríguez, I. & Juana, E. de (2001). Impacto de las repoblaciones de coníferas sobre la avifauna de los medios esteparios arbustivos de las zonas áridas del sudeste de Madrid. *Ecología*, **15**, 317-325.
- Voous, K. H. (1977). Three lines of thought for consideration and eventual action. Pp. 343-347. In Chandellor, R.D. (Ed.). *World conference on birds of prey. Report of proceedings*. Vienna, 1-3 October, 1975, International Council of Bird Preservation, Hampshire.
- Voous, K. H. (1977). Three lines of thought for consideration and eventual action. Pp. 343-347. In Chandellor, R.D. (Ed.). *World conference on birds of prey. Report of proceedings*. Vienna, 1-3 October, 1975, International Council of Bird Preservation, Hampshire.
- Wakimoto, D. K. (2004). Oaks, eucalyptus, and singing birds. Or the effects of exotic versus native forest cover on abundance, composition, diversity, and evenness of avian species. In *Ecology and impacts of blue gum eucalyptus in coastal California Workshop*. June 3, 2004, Moss Landing Marine Laboratories. Moss Landing.

- Winkler, D. (2005). Ecological succession of breeding bird communities in deciduous and coniferous forests in the Sopron Mountains, Hungary. *Acta Silv. Lign. Hung.*, **1**, 49-58.
- Wood, G.W. and L. Niles (1977). Longleaf slash pine forest bird communities. *Proc. Workshop on Management of Southern Forest for Non-Game Birds*. R. M. DeGraaf, USDA For. Serv. SE For. Exp. Station: 40-49.
- Zurita G.A, Reyb, N., Varela, D. M., Villagra, M. & Bellocq, M. I. (2006). Conversion of the Atlantic Forest into native and exotic tree plantations: Effects on bird communities from the local and regional perspectives. *Forest Ecology and Management*, **235**, 164-173.

Agentes bióticos do eucalipto em Portugal

Manuela Branco

Departamento de Engenharia Florestal,
Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa.
E-mail: mrbranco@isa.utl.pt

I – INTRODUÇÃO

Em termos ecológicos, todas as espécies se encontram associadas a um conjunto diversificado de organismos que limitam e condicionam a sua sobrevivência e desenvolvimento, como predadores, parasitas, patógenos ou competidores. Outros, porém, podem-lhes ser benéficos de uma forma directa ou indirecta. É este o caso de organismos de níveis tróficos superiores quando são um factor de mortalidade para os seus inimigos.

Este facto justifica que, fora dos seus locais de origem e uma vez afastadas do complexo biótico natural a que estão associadas, as espécies exóticas sejam, com frequência, reconhecidas pelo seu vigor. Assim, a libertação das plantas da acção dos seus herbívoros naturais pode justificar, pelo menos em parte, o sucesso das plantações de espécies exóticas. São exemplos as plantações de *Eucalyptus* spp. no Sul da Europa, América e África, ou as plantações de *Pinus radiata* no Hemisfério Sul. Em ambos os casos as plantações distinguem-se por uma produtividade superior, quando comparada com aquela que é obtida nas respectivas regiões de origem (Wingfield et al., 2002).

Esta posição privilegiada das plantas exóticas é reconhecida desde longa data, tendo conduzido à formulação da teoria do “inimigo livre”, que afirma que as exóticas são favorecidas pela ausência de inimigos naturais (e.g., Wolfe, 2002). Em consequência, nalguns casos, as exóticas podem mesmo assumir o estatuto de espécies invasoras, capazes de fazer deslocar as espécies autóctones. Em oposição, outros investigadores consideram as exóticas como “lugares vagos”, disponíveis a serem colonizadas pelos fitófagos locais, que assim passarão a actuar como seus factores limitantes (Neves, 1950).

Parcialmente, as duas teorias podem estar correctas. No entanto, apenas nalguns casos se verifica a deslocação de insectos fitófagos de espécies nativas para espécies exóticas: quando se trata de fitófagos muito generalistas que se alimentam de várias famílias ou, quando menos generalistas, tinham já como hospedeiros géneros próximos dos novos hospedeiros disponíveis. O primeiro fenómeno tem particular expressão nos agentes patogénicos, normalmente mais generalistas que

os invertebrados herbívoros. Pelo contrário, os herbívoros especializados, e consequentemente com comportamento e fisiologia mais adaptados às características físicas e químicas dos seus hospedeiros naturais, terão maior dificuldade na colonização de novos hospedeiros, sobretudo se estes pertencerem a um grupo taxionómico distante. Este facto justifica que algumas espécies exóticas sejam durante séculos imunes ao ataque de insectos, de que são exemplo na Europa as acácias, *Acacia* spp. ou o castanheiro-da-índia, *Aesculus hipocastaneum*.

À semelhança de outras exóticas, as espécies de *Eucalyptus* tiveram durante muito tempo uma posição privilegiada fora da sua região de origem, encontrando-se livres do conjunto de predadores e patogéneos que naturalmente lhes estão associados. Esta situação contribuiu para o vigor e produtividade das plantações nas diferentes regiões geográficas onde o eucalipto foi introduzido, como a Califórnia, Europa, África e América do Sul.

Idêntico comportamento tiveram os eucaliptais em Portugal que, durante mais de 100 anos, se distinguiram pela sua saúde e vigor (Neves, 1950). Com o tempo, todavia, esta situação viria a mudar. Às espécies de eucalipto passaram a estar associados fitófagos, pragas e doenças. Esta mudança do estado de saúde do eucaliptal pode resultar de dois processos distintos: 1) introdução accidental de fitófagos nativos das regiões de origem do Eucalipto, portanto seus fitófagos naturais; 2) deslocamento de fitófagos de hospedeiros locais para as espécies de eucalipto nas novas regiões onde foram introduzidas.

A primeira situação, introdução de fitófagos oriundos da Austrália é, talvez, a mais notória e visível origem de novas pragas dos eucaliptos, e também a que assume proporções de maior gravidade na maior parte das regiões. Assim, foi esta a via mais importante, quase exclusiva, da origem de pragas dos eucaliptos em Portugal e na Europa em geral. Estes fitófagos são introduzidos acidentalmente por vários meios, sendo o comércio internacional de material lenhoso, plantas e sementes, as mais comuns. Uma vez introduzidos num continente, a sua dispersão é, em geral, rápida.

A Nova Zelândia é a região que maior número de pragas de eucalipto tem recebido da Austrália, o que se justifica pela sua proximidade geográfica (Withers, 2001). Muitas espécies foram aí detectadas pela primeira vez como pragas do eucalipto.

Fora desta região, o caso mais antigo reportado de colonização do Eucalipto por pragas exóticas é o das brocas do Eucalipto, *Phoracantha semipunctata* e *P. recurva*, que terão entrado na África do Sul por volta de 1906, provavelmente em madeiras oriundas da Austrália (Cillie & Tribe, 1991). A primeira destas duas espécies seria referenciada em Portugal em 1980 (Araújo et al., 1985).

É interessante notar que a maior parte das espécies que se evidenciaram como pragas importantes do eucalipto eram, na Austrália, pouco evidentes, senão obscuras ou mesmo desconhecidas. Algumas espécies só foram identificadas pela primeira vez quando se tornaram invasoras. Por exemplo, é este o caso de *Leptocybe invasa*, descrita como nova espécie para a ciência após a sua descoberta no médio oriente em 2000 (Mendel et al., 2004), ou das espécies *Ctenarytaina eucalypti*, *C. spatulata*, *Blastopsylla occidentalis* e *Ophelimus eucalypti* que foram descritas quando detectadas na Nova Zelândia (Withers, 2001).

Embora no seu habitat natural os eucaliptos estejam sujeitos a uma diversificada e por vezes intensa actividade de predação, desde fungos a vertebrados, raramente se verificam situações com importância económica. Este facto poder-se-á justificar, em parte, pela pouca expressão da cultura intensiva do eucalipto na Austrália. Por outro lado, as defesas químicas e físicas destas plantas, enquanto saudáveis, associadas à existência de um diversificado conjunto de inimigos naturais que exercem uma acção reguladora sobre as populações no seu ambiente nativo, mantêm as populações de insectos herbívoros a níveis endémicos. Dito de outra forma, os herbívoros, fora da sua região de distribuição natural, são também eles favorecidos pelo estatuto de “inimigo livre”, o que lhes aumenta a sua agressividade.

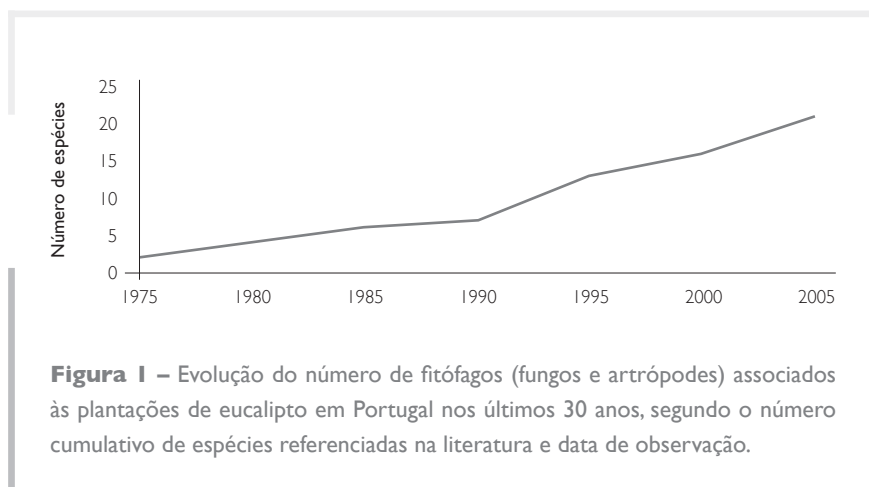
A segunda situação descrita, deslocamento de fitófagos de hospedeiros locais para o eucalipto, tem expressão diferente consoante as regiões geográficas. Embora tenha uma importância mínima na Europa, este fenómeno assume uma expressão importante noutras regiões do globo, em particular nas regiões de clima subtropical a tropical, como na América do Sul e países asiáticos. Nestas regiões, tem-se registado um vasto e crescente conjunto de insectos fitófagos nativos, generalistas, que encontraram condições favoráveis à sua alimentação e

desenvolvimento nas plantações de eucalipto. A importância deste fenómeno é evidenciada pela diversidade de espécies que seguiram o processo de adaptação ao eucalipto. A título ilustrativo, na China foi registado um total de 207 espécies de insectos alimentando-se de eucaliptos, na sua esmagadora maioria de origem asiática (Chen & Gu, 2000). No Brasil, mais de 200 espécies de lepidópteros desfolhadores nativos alimentam-se actualmente de eucaliptos. Destas, cerca de 20 espécies são consideradas pragas importantes do eucalipto (e.g., Zaniccio et al., 1995). Muitos destes fitófagos têm como hospedeiros naturais outras Mirtáceas, família que tem uma grande diversidade florística na América do Sul. Além dos desfolhadores, várias espécies locais de subcorticais e perfuradores (*Scolytidae*, *Platypodidae*, *Cerambycidae* e *Buprestidae*) e de formigas cortadoras de folhas (*Atta* spp.) colonizaram as plantações de eucalipto na América do Sul (e.g., Majer & Recher, 1999; Kliejunas et al., 2001). Algumas destas novas pragas do eucalipto adquiriram importância internacional, como é o caso do desfolhador *Thyreteina arnobia*, que se expandiu do Brasil para outras regiões da América do Sul (Lanfranco & Dungey, 2001). A possível expansão para outras regiões geográficas e a sua agressividade justifica que algumas destas espécies sejam consideradas potenciais pragas invasoras, de elevado risco, aconselhando-se para tal medidas de quarentena apropriadas (e.g., Chen & Gu, 2000; Kliejunas et al., 2001).

Um dos grupos mais conhecidos a nível mundial pela sua fácil adaptação aos eucaliptos é o das térmitas (*Isoptera*). Registam-se várias espécies deste grupo na América Latina, Índia, África do Sul, Europa e Japão, podendo atacar e degradar a madeira do eucalipto. Algumas destas espécies são consideradas pragas pela sua importância económica. Em Portugal, são observadas com frequência duas espécies nativas, *Reticulitermes lucifugus* e *Kaloterms flavicollis*. Sendo estas espécies decompositoras, elas são sobretudo reconhecidas pela sua acção benéfica na decomposição do material lenhoso das toijas, contribuindo para acelerar a sua biodegradação (Cabral, 1985).

Em suma, os eucaliptos beneficiaram durante muito tempo de uma posição privilegiada do ponto de vista sanitário. Com a introdução de fitófagos da sua região de origem, esta situação alterou-se. O aumento nas últimas décadas em

Portugal de agentes bióticos associados ao eucalipto ilustra bem esta tendência (Figura 1). Desta forma, seguir-se-á nos pontos seguintes uma descrição dos principais agentes que na actualidade afectam o estado de saúde e a produtividade das plantações de eucalipto em Portugal.



2 – INSECTOS PERFURADORES

Os insectos perfuradores caracterizam-se pela abertura de galerias sob o ritidoma, na região subcortical, no tronco ou nos ramos, penetrando alguns até ao lenho das árvores, onde se alimentam. O consumo dos tecidos do floema e xilema limita a translocação de nutrientes e água na planta, conduzindo à morte dos ramos ou da árvore, consoante a parte afectada.

Entre os insectos perfuradores do lenho, duas espécies importantes constituem uma ameaça às plantações do eucalipto a nível mundial: *Phoracantha semipunctata* e *P. recurva*. As duas espécies são conhecidas vulgarmente como brocas do eucalipto. O género *Phoracantha* é exclusivo da Austrália, país de origem destas duas espécies.

A broca do eucalipto, *P. semipunctata*, foi a primeira espécie com o estatuto de praga importante a ocorrer nas plantações de eucalipto em Portugal. Depois da

sua primeira detecção em 1980, esta espécie disseminou-se rapidamente pelo país, vindo a revelar-se um grave problema sanitário (Araújo et al., 1985). A segunda espécie, *P. recurva*, encontra-se igualmente disseminada na África do Sul, América do Sul, Califórnia e Norte de África. Detectada no Sul de Espanha em 1999, onde provavelmente terá sido introduzida a partir do Norte de África, esta espécie foi observada pela primeira vez em Portugal em 2001 (Valente & Ruiz, 2002).

As brocas do eucalipto, tal como outros perfuradores, têm uma primeira fase do seu ciclo de vida endófito, isto é, no interior do tronco da árvore. Esta fase corresponde ao desenvolvimento dos estádios larvares e de pupa. As larvas alimentam-se no interior do tronco, primeiro escavando galerias sob a casca que se vão alargando à medida que a larva se desenvolve, e depois escavando galerias no interior do lenho. Por último, as larvas escavam uma câmara pupal no interior do lenho, onde se dá a ninfose. Aquando da emergência, o insecto adulto abre orifícios de saída no tronco, iniciando assim uma segunda fase, fora do hospedeiro, constituída pelo voo, dispersão e reprodução. A espécie tem uma geração anual, com um período de actividade de voo dos adultos e postura das fêmeas entre Abril e Junho.

Em consequência das galerias abertas pelas larvas da broca no floema e no lenho verifica-se o enfraquecimento da árvore, com a posterior seca e morte. Esta pode ocorrer, na maioria dos casos, no final de um ano de ataque. Estragos adicionais resultam da degradação da madeira pela presença das galerias larvares, desvalorizando o seu valor comercial.

Tal como a generalidade dos insectos perfurados, as brocas do eucalipto são espécies secundárias, querendo isto dizer que afectam preferencialmente árvores debilitadas, enfraquecidas por outros agentes ou sob stress, ou ainda árvores moribundas e toros recém cortados. O stress hídrico das árvores é particularmente favorável à sobrevivência das larvas (Hanks et al., 1999; Caldeira et al., 2002). A emissão de compostos voláteis pelas plantas, os quais variam consoante o estado fisiológico e a espécie envolvida, permite a estes insectos a identificação e selecção de hospedeiros favoráveis (Paiva et al., 1993).

Em virtude do seu carácter secundário, a broca do eucalipto constitui um problema de maior gravidade nas zonas marginais para a cultura, onde as árvores

apresentam menor vigor. Por esta razão, a distribuição actual das áreas mais afectadas por esta praga corresponde também às zonas menos favoráveis às plantações de eucalipto, tais como zonas com pronunciada secura estival e solos com baixa capacidade de retenção para a água.

Os inimigos naturais podem ser um outro factor importante no controlo das populações de *Phoracantha* spp.. Entre estes distinguem-se os oriundos da Austrália, portanto, reguladores bióticos naturais destes insectos. Existem, todavia, outros agentes, autóctones das novas áreas onde a *Phoracantha* spp. agora se distribui, os quais se adaptaram a esta nova presa/hospedeiro. No primeiro caso trata-se de inimigos mais selectivos e, por isso, também mais eficazes na regulação das populações. No segundo caso, trata-se de predadores ou patogéneos generalistas que, apesar de menos eficientes na regulação, podem assumir um papel importante na redução das populações da broca do eucalipto.

Entre os primeiros destaca-se, em Portugal, um parasitóide dos ovos: *Avetianella longoi*, cujas taxas de parasitismo médio podem atingir os 50% (Carlos Valente, RAIZ, comunicação pessoal). Este parasitóide foi introduzido acidentalmente na Europa e detectado pela primeira vez em Itália e em Portugal no início dos anos 90 (Longo et al., 1993). Na Califórnia outros parasitóides foram voluntariamente introduzidos como estratégia de controlo biológico da *P. semipunctata* e *P. recurva*. Por este processo foram estabelecidos com sucesso no continente Americano os braconídeos parasitóides das larvas *Jarra phoracantha* e *Syngaster lepidus* (Joyce et al., 2002; Millar et al., 2002).

Entre os predadores locais, é de assinalar a acção predatória de aves insectívoras, em particular dos pica-paus, e de alguns invertebrados predadores. Dentro destes, merece destaque o papel importante que algumas espécies de formigas podem ter, por se mostrarem muito eficientes na predação dos ovos da *Phoracantha* spp. (Way et al., 1992). Os fungos entomopatogénicos poderão também contribuir para alguma mortalidade da broca do eucalipto, estando referenciado micoses causadas por fungos dos géneros *Hirsutella* (Moniz et al., 1999) e *Beauveria* (Berti Filho et al., 1995). Estes agentes de mortalidade são, todavia, muito generalistas e, em geral, pouco eficientes.

O controlo sanitário, como a remoção de árvores infestadas, colocação de armadilhas para captura em massa e a monitorização, são algumas das medidas importantes na prevenção e controlo da broca do eucalipto. Ainda em termos preventivos, devem evitar-se situações de *stress* das árvores, em particular o *stress* hídrico. Deste modo, recomenda-se vivamente a escolha adequada dos locais de plantação, evitando-se zonas marginais, assim como a escolha de material genético mais resistente à seca para os locais sujeitos a maiores períodos de seca.

Após um período inicial de grande incidência desta praga foram tomadas medidas, sobretudo medidas sanitárias, e abandonados os povoamentos mais marginais, o que contribuiu para a redução do problema a nível nacional. Assim, após uma fase de significativa mortalidade de árvores nalgumas plantações, em particular nas regiões do Sul e do Interior de maior seca, seguiu-se uma fase em que se reduziu substancialmente os prejuízos causados por esta praga. De certo modo, pode dizer-se que a broca do eucalipto implicou uma redefinição das regiões vocacionadas para a cultura do eucalipto no país. Todavia, tal não significa que não continuem a ocorrer situações de risco, exigindo uma contínua monitorização e intervenção atempada. A merecer particular atenção estão as zonas mais quentes e secas e solos arenosos, sobretudo nos anos de seca. Sendo as árvores afectadas pelo fogo particularmente propensas à colonização pela broca do eucalipto, o que facilita o desenvolvimento das suas populações, as zonas percorridas por incêndios florestais constituem também um risco elevado para o crescimento das populações da broca do eucalipto.

3 – INSECTOS DESFOLHADORES

Como o próprio nome sugere, os insectos desfolhadores alimentam-se de folhas. Ao reduzirem o tecido fotossintético das plantas, este grupo de insectos pode ter impactes negativos sobre a produção de biomassa. Por outro lado, a sua acção enfraquece as plantas tornando-as susceptíveis a agentes bióticos secundários, como insectos perfuradores e fungos patogénicos.

Para níveis de desfolha pouco acentuados, a planta pode compensar os danos causados, aumentando o seu metabolismo ou mobilizando reservas para a produção foliar, o que permite uma maior tolerância a este grupo de fitófagos. Todavia, para desfolhas muito intensas, acima dos 50-60%, as perdas na produção de biomassa podem ser consideráveis (e.g., Freitas & Berti Filho, 1994). Desfolhas completas, sobretudo se repetidas em anos sucessivos, podem conduzir à morte das árvores.

Na Austrália são inúmeros os invertebrados e vertebrados que se alimentam de folhas de eucaliptos. Entre os invertebrados, conhecem-se vários lepidópteros, himenópteros, crisomelídeos e curculionídeos. Muitas espécies estarão, certamente, ainda por identificar. Alguns destes desfolhadores assumem uma importância económica em plantações de eucalipto, quer na Austrália, quer na Nova Zelândia, distinguindo-se entre eles *Perga affinis* (Hym: Diprionidae) e *Paropsis charybdis* (Col: Chrysomelidae) (Withers, 2001; Jordan et al., 2002).

Fora da Oceânia, há uma espécie desfolhadora particularmente importante na generalidade das regiões onde se pratica a cultura do eucalipto, o gorgulho do eucalipto, *Gonipterus scutellatus* (Col: Curculionidae). Esta espécie, nativa da Austrália, foi encontrada pela primeira vez na África do Sul em 1916, e rapidamente se constatou ser uma praga extremamente importante. Actualmente a espécie está presente em praticamente todas as regiões onde se cultivam eucaliptos. Uma espécie afim deste gorgulho, *G. giberus*, é também indicada como presente na América do Sul. Mais recentemente, em 1982, um outro desfolhador, *Trachymela tinticollis* (Col: Chrysomelidae), foi detectado na África do Sul, causando problemas económicos às plantações de eucalipto (Tribe & Cillie, 2000).

Em Portugal, até à data, *Gonipterus scutellatus* é a única espécie que causa a desfolha dos eucaliptos. Tanto os adultos como as larvas desta espécie alimentam-se de folhas. Os adultos alimentam-se na margem da folha, triturando-a e fazendo recortes. As larvas dos primeiros instares são mineiras, fazendo galerias de alimentação na epiderme. Posteriormente, nos últimos instares, alimentam-se de todos os tecidos da folha, fazendo recortes de forma elíptica no limbo. As folhas jovens e os rebentos são as partes preferidas por este insecto, pelo que os danos

se concentram sobretudo no terço superior da copa. Quando as densidades das populações são elevadas verificam-se também desfolhas elevadas, por vezes próximas de 100%, em particular nas plantações jovens.

O gorgulho do eucalipto tem duas gerações por ano, excepto nas regiões mais frias onde não completa a segunda geração. Os períodos de pico de actividade dos adultos e de oviposição ocorrem na Primavera e Outono.

A desfolha tem implicações severas na produtividade das plantações, implicando perdas de crescimento em altura e diâmetro, que podem ascender a mais de 60% de redução de crescimento quando as desfolhas são totais (Freitas & Berti Filho, 1994). Este forte impacto económico justifica as medidas de controlo aplicadas a este insecto.

Nas primeiras décadas, após a primeira detecção desta praga na África do Sul, a luta química, com insecticidas, era a única medida de controlo disponível. Embora os insecticidas permitissem reduzir a incidência de infestações, a necessidade de fazer aplicações contínuas, com periodicidade anual, o seu impacte ambiental, e por vezes mesmo a sua menor eficácia, cedo fizeram sentir a preocupação de procurar medidas alternativas.

Em 1926 foi introduzido na África do Sul um mimarídeo parasitóide dos ovos, *Anaphes nitens*. Este episódio tornar-se-ia mundialmente conhecido como um dos casos de sucesso da luta biológica clássica. O parasitóide estabeleceu-se rapidamente na África do Sul e noutras regiões onde foi introduzido, como na Califórnia, por dispersão natural (Hanks et al., 2000). Nas zonas que lhe são favoráveis, este parasitóide atinge frequentemente taxas de parasitismo na ordem dos 80 a 90%, regulando eficazmente o hospedeiro (e.g., Hanks et al., 2000; Tribe, 2005). Todavia, nas zonas mais frias, de maior altitude ou mais setentrionais, verifica-se uma baixa eficácia do parasitóide. Esta situação observa-se actualmente em zonas de montanha na África do Sul, Chile e Península Ibérica. Aparentemente as populações do *A. nitens* não são capazes de ultrapassar Invernos prolongados, sem ovos do hospedeiro disponíveis, facto que reduz as populações de parasitismo a taxas muito baixas, com frequência inferiores a 10%.

O uso de insecticidas selectivos, letais para o gorgulho mas inócuos para as populações do parasitóide, tem sido outra das estratégias procuradas (e.g., Santolamazza & Fernandez, 2004). No entanto, acredita-se que a melhor solução a longo prazo, mais duradoura e ambientalmente mais favorável, será a introdução de novos inimigos naturais adaptados a climas mais frios. De igual modo, o controlo biológico foi a solução encontrada para o desfolhador *Trachymela tinctorialis*, detectado na África do Sul. Quatro parasitóides óofagos, nativos da Austrália, foram introduzidos neste país para controlo biológico deste insecto, dos quais um, pteromalídeo, *Enoggera reticulata*, ficou bem estabelecido, induzindo elevadas taxas de parasitismo (Tribe & Cillie, 2000).

4 – INSECTOS SUGADORES

Os insectos sugadores alimentam-se da seiva das plantas, perfurando os tecidos com o estilete que possuem na sua armadura bucal. Esta característica alimentar confere a estes insectos um comportamento particular, que se pode considerar como parasitismo das plantas. Os danos provocados por estes insectos resultam, primordialmente, da sucção de fluidos floémicos e, portanto, da remoção de reservas dos tecidos da planta. O insecto provoca ainda a abertura de feridas que, a intensidades elevadas, podem conduzir à necrose dos tecidos. Adicionalmente, a planta pode ficar susceptível à entrada de patógenos pelas feridas induzidas pelo insecto, podendo eles próprios ser vectores de doenças que introduzem nos tecidos da planta através do seu estilete.

A densidades baixas, os danos resultantes da actividade dos sugadores são tolerados pela planta, que compensa essa actividade mobilizando reservas de outros tecidos e aumentando a fotossíntese e área foliar nas partes da copa não afectadas. Contudo, a densidades elevadas, verificam-se necroses extensivas dos tecidos, deformações das folhas e ramos e ainda redução do crescimento, resultante da intensa remoção de reservas e destruição dos tecidos fotossintéticos (Vranjic & Gullan, 1990).

A psila do eucalipto, *Ctenarytaina eucalypti*, foi o primeiro insecto sugador encontrado em Portugal associado a esta cultura, tendo sido detectado no final da década de 70 (Azevedo & Figo, 1979). Esta espécie alimenta-se apenas dos rebentos das folhas juvenis, afectando, por essa razão, as plantas jovens. À semelhança de outras pragas a psila encontra-se bem disseminada por todas as regiões onde se cultivam eucaliptos.

Com a detecção da psila, verificou-se também a presença no nosso país de um seu parasitóide, *Syrphoctonus abdominator* (Azevedo & Figo, 1979). Além deste, outros inimigos, autóctones, têm sido observados, tais como coccinelídeos e dípteros predadores (Ferreira et al., 1994). Em parte por esta razão, noutra parte porque os danos estão restritos às folhas juvenis, esta espécie não constitui um problema às plantações de eucalipto em Portugal. Ocasionalmente, a sua incidência em plantas de viveiro pode merecer a tomada de medidas de controlo, sobretudo de natureza cultural (Ferreira et al., 1994).

Nos anos 90, *C. eucalyptii* foi detectada com infestações severas na Califórnia, França e Irlanda, em particular em espécies de eucalipto para corte e exploração económica da folhagem: *Eucalyptus cinerea* em França e *Eucalyptus pulverulenta* na Califórnia. Nestes países procedeu-se à introdução de um encírtideo para o controlo da psila, *Psyllaephagus pilosus*, já anteriormente introduzido na Nova Zelândia. O parasitóide estabeleceu-se rapidamente, tornando-se desnecessárias futuras aplicações de insecticidas (Dahlsten et al., 1998; Malausa, 1998). A sua rápida distribuição em França sugere que também se encontre bem distribuído no nosso país. Por observação pessoal, pudemos constatar elevados níveis de parasitismo da psila por este encírtideo na Quinta do Furadouro, no ano de 2005.

Um outro psílideo do mesmo género, *C. spatulata*, foi recentemente encontrado pela primeira vez em Portugal e na Europa (Valente et al., 2004). Nos anos 90, esta espécie tinha já sido referida na Nova Zelândia, Califórnia e América do Sul. Em contraste com *C. eucalyptii*, este novo psílideo alimenta-se dos rebentos das folhas adultas, podendo induzir danos severos que resultam na redução da biomassa, inibição da produção de rebentos, distorção e descoloração das folhas (Valente et al., 2004). Em Portugal foi observado o ataque deste insecto por vários predadores generalistas, tais como aranhas, neurópteros, sirfídeos, coccinelídeos e antocorídeos,

o que poderá contribuir para reduzir as suas populações e, portanto, a gravidade desta praga (Valente et al., 2004).

Actualmente apenas estes dois sugadores de eucaliptos se encontram na Europa. Todavia, existe a ameaça de que outros sugadores possam vir a ser introduzidos. Em particular, é de referir como potenciais invasores dois outros psílídeos presentes na Nova Zelândia, América do Sul e Califórnia: *Glycaspis brimblecombei* e *Blastopsylla occidentalis* (Dahlsten et al., 2005) e um percevejo sugador, *Thaumastocoris australicus*. Este último surgiu recentemente como causador de prejuízos elevados em plantações de eucalipto na África do Sul (Jacobs & Naser, 2005). Também aqui se poderá encontrar uma potencial ameaça às plantações de eucalipto em Portugal e outras regiões.

5 – INSECTOS RIZÓFAGOS

Os insectos que se alimentam das raízes constituem uma ameaça a plântulas e plantas jovens. Ao consumirem total ou parcialmente as raízes, estes insectos limitam ou impedem a absorção de água e nutrientes pela planta, conduzindo à morte. À medida que as plantas crescem e as raízes se lenhificam e ramificam, deixam de ser susceptíveis a este grupo de insectos. Por conseguinte, os insectos com estes hábitos alimentares podem causar prejuízos importantes em viveiros e em plantações recém instaladas, até um ano após a plantação. Em situações que lhes são favoráveis, o ataque destes insectos pode levar a perdas consideráveis de plantas, por vezes com mortalidade superior a 50%, comprometendo praticamente todo o investimento na plantação (Ferreira et al., 1994).

Em Portugal constituem especial ameaça às jovens plantações de eucalipto as larvas de melolontídeos, vulgarmente conhecidas como *pão de galo* ou *roscas*. Em particular, é de referir a espécie *Melolontha paposa* (Col: *Melolonthidae*) que tem sido observada com frequência a consumir as raízes de eucaliptos. Porém, outras espécies desta família podem ser encontradas fazendo o mesmo tipo de danos, como seja *Anoxia australis* (Ferreira et al., 1994). Ao contrário das outras pragas da cultura, estas espécies são autóctones da região Mediterrânica. São espécies

bastante polífagas que se alimentam tanto de espécies arbóreas, em particular de folhosas, como de várias espécies arbustivas e de cultivo, como o milho.

É curioso assinalar que *M. paposa* foi o primeiro herbívoro observado em Portugal em plantações de eucalipto, registando-se ataques de grande intensidade na década de 40 (Neves, 1950). Os solos arenosos são particularmente favoráveis a esta espécie que, para além de afectar o eucalipto, pode ser um problema grave às plantações de outras folhosas, em particular do sobreiro (Ferreira et al., 1994). A existência prévia de plantas arbustivas no terreno e a sua posterior total remoção, aquando da preparação do terreno, são condições propícias a que as larvas deste insecto, sem hospedeiros alternativos, concentram a sua actividade nas jovens plantas. Em zonas de maior risco recomenda-se a monitorização das larvas antes da plantação, estimando-se o número de larvas no solo por unidade de área. Densidades elevadas podem justificar o tratamento prévio do solo. Em alternativa pode ser justificável a cultura de milho nas entrelinhas das plantas jovens, de modo a salvaguardá-las de ataques intensos e concentrados.

6 – INSECTOS CECIDOGÉNEOS

As espécies indutoras de galhas ou cecídeas são bem conhecidas entre nós. É o caso das espécies associadas aos carvalhos, que formam as designadas galhas ou bugalhos. Trata-se de um pequeno tumor na planta, em resultado do crescimento anómalo dos tecidos induzido pelas secreções do insecto. O insecto alimenta-se dos tecidos no interior da galha, ricos do ponto de vista nutritivo. Em geral são os estados imaturos que se desenvolvem nas galhas, completando aí o seu desenvolvimento, até à emergência dos adultos, o que se verifica através de orifícios de emergência para tal abertos nas galhas. Estas podem ser formadas em diversos tecidos das plantas: folhas, pecíolos, ramos, florescências, frutos e raízes.

Cada espécie de insecto induz um tipo específico de galha, numa parte específica da planta. Assim, a forma da galha, facilmente observável, permite com frequência identificar a espécie ou o género de insecto que ataca a planta.

À semelhança do observado nos carvalhos das regiões temperadas, os eucaliptos têm a si associada, na sua região natural, uma grande diversidade de insectos cecidogéneos (Blanche, 2000). Na sua generalidade, estas espécies não constituem um problema grave. Todavia, fora deste ambiente natural e após a sua introdução noutras regiões, alguns destes insectos tornaram-se pragas de importância económica considerável (Mendel et al., 2004).

Presentemente, três espécies importantes de vespas indutoras de galhas encontram-se bem disseminadas fora da Austrália, todas da família *Eulophidae*: *Ophelimus eucalypti*, *Ophelimus maskelli* (Figura 2) e *Leptocybe invasa* (Figura 3). Além destas, é ainda de referir a presença no continente Americano de três outras espécies de eulofídeos causadoras de galhas, *Aprostocetus* sp, *Quadrastichodella nova* e *Epichrysocharis burwelli* (Schauff & Garrison, 2000).

Ophelimus sp. e *L. invasa* estão presentes em toda a Bacia Mediterrânica, incluindo a Península Ibérica (Villar & Flinch, 2004; Branco et al., 2006). A biologia destas espécies é ainda pouco conhecida. Sabe-se que podem ter duas ou mais gerações anuais e que as fêmeas escolhem preferencialmente os rebentos, folhas e caules jovens para a oviposição. Sabe-se ainda que estas espécies manifestam preferência por certas espécies de eucaliptos, em particular as pertencentes às secções do género *Eucalyptus* designadas por *Exsertaria* e a *Maidenaria*. Duas espécies destas secções, respectivamente *Eucalyptus tereticornis* e *E. camaldulensis*, são hospedeiros particularmente susceptíveis. No entanto, outros hospedeiros daquelas secções são de igual modo colonizados por estes insectos, entre os quais *E. globulus* (Mendel et al., 2004).

Em Portugal, *L. invasa* está bem disseminada em toda a região Centro e Sul do País (Branco et al., 2006). Portanto, torna-se pertinente estudar a susceptibilidade e condições que favorecem estas espécies, assim como investigar medidas de controlo. O controlo biológico pode ser uma das vias mais promissoras, sendo já conhecidos alguns agentes bióticos eficazes, em particular espécies do género *Colsterocerus* sp. (Hym: *Eulophidae*) e *Stethynium* (Hym: *Mymaridae*) introduzidas com sucesso em Israel para o controlo de *O. maskelli* (Z. Mendel, comunicação pessoal).



Figura 2 – Galhas em folhas de *Eucalyptus camaldulensis* produzidas por *Ophelimus maskelli*, Lisboa, 2006. (Foto de H. Santos)



Figura 3 – Galhas em folhas de *Eucalyptus camaldulensis* produzidas por *Leptocybe invasa*, Alandroal, 2004.

7 – DOENÇAS DO EUCALIPTO

Tal como sucede com as pragas, o número de doenças nas plantações de eucalipto tem aumentado nas últimas décadas. Na sua grande maioria trata-se de doenças causadas por fungos. Ao contrário dos insectos, os fungos são com frequência muito generalistas, o que aumenta a probabilidades de muitas espécies autóctones se adaptarem a hospedeiros exóticos. De facto, a colonização de novos hospedeiros (*host jumps*) por fungos fitopatogénicos é um fenómeno muito comum (Slippers et al., 2005).

À semelhança do observado com os insectos, é nas regiões tropicais e subtropicais que se observa uma maior diversidade de fungos oriundos de hospedeiros locais a atacarem plantações comerciais de eucalipto. Todavia, uma vez colonizados com sucesso os eucaliptos de uma destas regiões, estes patógenos podem, posteriormente, constituir uma ameaça de invasão para outras regiões. Entre os exemplos de colonização do eucalipto por fungos locais inclui-se a ferrugem do eucalipto, *Puccinia psidii*, que se deslocou de *Myrtaceae* nativas da América dos Sul para os Eucaliptos aí introduzidos. Embora nem sempre se sabendo a sua verdadeira origem, o mesmo se julga ter acontecido com espécies do género *Botryosphaeria*, actualmente existentes em plantações de eucalipto situadas no sul do continente americano e na África do Sul (Slippers et al., 2005; Smith et al., 1994).

Para alguns destes novos patógenos é controversa a sua origem, tanto geográfica como vegetal. É o caso de *Chrysosporthe cubensis*, um dos mais graves patógenos nas plantações de Eucalipto dos trópicos e subtropicais (Seixas et al., 2004; Roux et al., 2003). No caso de outros, todavia, sabe-se terem a sua origem na Austrália, situando-se neste caso um complexo de espécies do género *Mycosphaerella* que afectam as folhas dos eucaliptos.

Apesar desta disseminação de novas doenças, o facto de se observar hoje uma maior incidência de problemas causados por fungos patogénicos pode, nalguns casos, ter uma outra explicação: o enfraquecimento das plantações, em resultado do ataque de agentes primários ou de factores abióticos, pode ter aumentado, nas últimas décadas, a predisposição das árvores aos ataques daqueles agentes secundários.

Em Portugal, os problemas sanitários com fungos patogénicos, à semelhança do que sucedeu com as pragas de insectos, tiveram uma evolução recente. Até aos anos 90, apenas ocasionalmente se registaram situações de doenças no eucalipto. Refere-se, em particular, situações ocasionais de uma doença causada pelo carvão do entrecasco, *Biscogniauxia mediterrânea*. Trata-se de um fungo endófito, generalista, de carácter secundário, bem conhecido pela sua associação ao sobreiro na Península Ibérica. Este fungo tem sido indicado como afectando eucaliptos em condições onde as árvores se encontram sob stress hídrico, sob stress após fogo ou após o ataque de outros agentes, em particular da broca do eucalipto (Nugent et al., 2005).

Mais recentemente, no final dos anos 90, outras espécies surgiram em Portugal associadas ao eucalipto com ataques de alguma severidade. É o caso de uma espécie causadora de cancro, *Botryosphaeria dothidea*, uma podridão branca causada por *Phellinus torulosus*, e espécies do género *Mycosphaerella*, que originam necrose e queda das folhas.

Botryosphaeria dothidea é um fungo generalista que afecta o eucalipto, algumas resinosas (*Pinus* e *Cupressus*) e várias árvores de fruto (Van Halder et al., 2002). Este patógeno provoca cancrios no tronco e nos ramos, de onde resultam posteriormente lesões com fendilhamento da casca, onde se observa exsudação de quino, substância produzida pela planta como reacção de defesa. Na evolução da doença pode surgir um progressivo *dieback*, ou seja, a morte das extremidades superiores e raminhos terminais da árvore que depois se estende a toda a copa. Em consequência do ataque deste fungo observa-se perdas de crescimento e, numa incidência mais grave, a morte das árvores. Os esporos dispersam-se pelo ar, podendo penetrar noutro hospedeiro através de pequenas fissuras ou feridas. Todavia, o fungo pode colonizar algumas árvores sem evidenciar a doença de imediato, podendo depois vir a manifestar-se somente em condições favoráveis ao seu desenvolvimento. Tanto as acções bióticas (ataques de pragas como a broca ou o gorgulho do eucalipto) como acções abióticas (secura, ramos partidos pelo vento, compactação das raízes, poluição, etc.) podem conduzir à manifestação da doença. Em meio urbano, são os factores físicos adversos, como a poluição, compactação das raízes, podas excessivas ou secura que mais contribuem para este problema sanitário.

Phellinus torulosus é um fungo basidiomiceta, cujos esporos penetram no tronco através de feridas, causando uma podridão branca no cerne do tronco e nas raízes (Van Halder et al., 2002). Além dos eucaliptos, este fungo tem como hospedeiros várias outras folhosas, como carvalhos, choupos e castanheiro. As árvores afectadas apresentam como sintomas a queda das folhas, seguindo-se a seca e morte progressiva dos ramos e do ápice. Numa fase mais avançada, quando o lenho já está muito afectado, observam-se frutificações acastanhadas de grandes dimensões na base do tronco (carpóforos), de onde se libertam os esporos que poderão colonizar novas árvores. A podridão causa uma depreciação da qualidade da árvore, e, a longo prazo, a sua morte.

Em meio urbano e vias de comunicação a queda de árvore devido ao cancro do eucalipto e à podridão branca pode originar acidentes graves e perda de bens materiais. Estes acidentes tanto podem ser causados pela quebra de ramos ou do tronco da árvore no local do cancro, como pela quebra do tronco devido à podridão do cerne.

Mycosphaerella spp. são fungos foliares que constituem, talvez, um dos principais problemas sanitários nas plantações de eucalipto em Portugal na actualidade. Estes agentes assumem particular importância em regiões e anos húmidos, que propiciam condições mais favoráveis ao seu desenvolvimento. Para intensidades de ataque médias a severas, a necrose total das folhas e desfoliação induzidas por estes fungos, podem conduzir a perdas de crescimento, com consequentes implicações na produtividade das plantações.

Mais de 30 espécies de *Mycosphaerella* estão identificadas como causadoras de doenças nas folhas e caules, provocando aí necroses e a destruição de tecidos foliares, sendo, por vezes, possível encontrar várias espécies na mesma folha (Crous et al, 2004; Hunter et al, 2004). Curiosamente, a primeira espécie deste género a ser identificada, *M. molleriana*, foi descrita em 1879 a partir de material recolhido em Portugal (Crous & Wingfield, 1997). Contudo, esta espécie não aparenta ser muito agressiva. Mais recentemente, já depois da década de 90, surgiram em Portugal danos graves em *Eucalyptus globulus* associados a *Mycosphaerella* sp., situação que não se verificava até aí.

Isolamentos obtidos de folhas com estes sintomas efectuados por uma equipa da Estação Florestal Nacional, em 2005, revelaram a presença de várias espécies deste género associadas a esta sintomatologia. Com base nas características morfológicas e métodos de biologia molecular foram já identificadas três espécies: *M. nubilosa*, *M. lateralis* e *M. grandis* (dados não publicados). Certamente estas espécies não têm todas a mesma patogenicidade, nem serão de igual modo favorecidas pelas mesmas condições. Portanto, torna-se pertinente analisar as espécies de maior patogenicidade e que possam constituir maior ameaça às plantações nacionais, assim como analisar as condições que lhes são mais favoráveis.

Em plantações de eucalipto portuguesas têm ainda sido observados ataques de fungos radiculares dos géneros *Rosellinea*, *Armillaria* e *Phytophthora* (Carlos Valente, RAIZ, comunicação pessoal). Como na generalidade dos fungos radiculares, a incidência destes fungos é maior em solos com muitos resíduos vegetais, encharcados e com fraco arejamento.

Eucaliptos jovens, em particular em condições de viveiro, podem ser atacados por algumas espécies de fungos generalistas, resultando daí a sua morte. Como exemplos, são de destacar o bolor cinzento, causado por *Botrytis cinerea*, e a antracnose, causada por *Hendersonia eucaliptina* (Ferreira et al., 1994).

Além dos fungos patogénicos, é ainda de referir a existência em Portugal de um vasto conjunto de fungos saprófitas associados aos eucaliptos. Cabral (1985) identifica 68 espécies de fungos causadores de podridão nas touças, sendo por isso agentes importantes na decomposição deste material lenhoso.

8 – CONCLUSÕES

Após um período de mais de 100 anos em que os eucaliptos apresentaram em Portugal o aspecto de árvores vigorosas e plantações saudáveis, o número e dimensão dos problemas sanitários associados a esta cultura aumentaram quase exponencialmente. Situação semelhante é reportada noutras regiões onde

o eucalipto foi introduzido (e.g., Paine & Millar, 2002). Em grande medida, este fenómeno explica-se pelo facto do eucalipto ter estado durante muito tempo livre dos seus inimigos naturais. Com o tempo, porém, várias espécies de insectos herbívoros e doenças têm vindo a ser introduzidas.

Duas principais vias de infestação estão associadas às pragas e doenças emergentes do eucaliptal. A primeira, talvez a mais importante, resulta da introdução de espécies nativas da Austrália. A ausência de inimigos naturais reguladores que limitem as suas populações torna estas espécies particularmente agressivas, infligindo danos graves às plantações. Por esta razão, o controlo biológico clássico, ou seja a introdução de inimigos naturais oriundos das suas regiões naturais, tem-se mostrado a via mais promissora, com resultados evidentes num apreciável número de casos (Quadro 1). A reposição parcial da fauna nativa associada a esses fitófagos permite muitas vezes a regulação das suas populações.

Uma segunda via de infestação verificou-se pela deslocação de fitófagos generalistas de outros hospedeiros, em particular de outras *Myrtaceae*, para os eucaliptos. Esta via verificou-se sobretudo na América do Sul e na Ásia, não tendo até agora expressão na Europa. No entanto, algumas destas espécies constituem uma ameaça real de introdução noutras regiões, criando novos problemas ao nível do comércio internacional. Por esta razão, são recomendáveis cuidados especiais na inspecção de material oriundo das regiões afectadas, bem como, em alguns casos, medidas restritivas de quarentena e embargo. Em casos particulares, estas medidas poderão não ser suficientes para impedir a entrada de novos agentes patogénicos. Os fungos, por exemplo, são extremamente fáceis de migrarem de uma região para outra, sendo os esporos transportados em material vegetal diverso, como sementes e folhas, ou mesmo na roupa e calçado dos viajantes. Nestes casos as medidas de restrição são pouco eficazes ou de difícil implementação.

Actualmente são conhecidas na Península Ibérica oito espécies de artrópodes fitófagos nativos da Austrália e pelo menos três importantes grupos de fungos que causam doença, perda de produtividade e, nalguns casos, declínio e morte dos eucaliptos.

Quadro I – Parasitóides introduzidos acidentalmente ou para controlo biológico que se estabeleceram com sucesso como agentes reguladores.

Praga	Agente de controlo biológico	Região	Referência
<i>Ctenarytaina eucalypti</i>	<i>Psyllaephagus pilosus</i>	Califórnia, França, Irlanda	Dahlsten et al., 1998; Malausa, 1998
<i>Glycaspis brimblecombei</i>	<i>Psyllaephagus bliteus</i>	Califórnia	Dahlsten et al., 2005
<i>Gonipterus scutellatus</i>	<i>Anaphes nitens</i>	África do Sul, Califórnia	Hanks et al., 2000; Tribe, 2005
<i>Ophelimus maskelli</i>	<i>Colsterocerus</i> sp., <i>Sthetymium</i> sp.	Israel	Z. Mendel, comunicação pessoal
	<i>Avetianella longoi</i>	Itália, Portugal	Longo et al., 1993
<i>Phoracantha semipunctata</i>	<i>Megalura fasciipennis</i>	África do Sul	Moore, 1993
	<i>Platystasius transversus</i>	Canárias, Líbia	Schedl, 1999
<i>P. semipunctata</i> ; <i>P. recurva</i>	<i>Avetianella longoi</i> , <i>Jara phoracantha</i>	Califórnia	Paine et al., 1995
	<i>Syngaster lepidus</i>	Califórnia	Joyce et al., 2002
<i>Paropsis charybdis</i>	<i>Enoggera nassau</i> , <i>Neopolycystus insectifurax</i>	Nova Zelândia	Jones & Withers, 2003
<i>Phylacteophaga froggatti</i>	<i>Bracon phylacteophagus</i>	Nova Zelândia	Faulds, 1990
<i>Trachymela tinticollis</i>	<i>Enoggera reticulata</i>	África do Sul	Tribe & Cillie, 2000
<i>Uraba lugens</i>	<i>Anacis</i> sp., <i>Meteorus pulchricornis</i> , <i>Xanthopimpla rhopaloceros</i>	Nova Zelândia	Mansfield et al., 2005

Com as trocas globais facilitadas e o consequente aumento da circulação de pessoas e bens, prevê-se que o número de agentes patogénicos continue no futuro a aumentar em Portugal. Como consequência, é previsível uma maior complexidade e dificuldade dos processos de gestão de pragas e doenças, assim como maiores custos associados aos sistemas de cultivo. Este aumento dos custos será o resultado previsível do aumento de medidas de prevenção e tratamento, com vista ao controlo de novos e possivelmente mais sérios problemas sanitários.

REFERÊNCIAS

- Araújo, J., Meierrose, C. & Carvalho, A. S. (1985) Distribuição de *Phoracantha semipunctata* Fab. (Coleoptera, Cerambycidae) no Sul de Portugal: observações preliminares. *Boletim da Sociedade Portuguesa de Entomologia*, **4** (Supl.), 317-322.
- Azevedo, F. & Figo, M. L. (1979). *Ctenarytaina eucalyptii* Mask. (Homoptera, Psyllidae). *Boletim del Servicio de Defensa contra Plagas*, **5**, 41-46.
- Berti Filho, E., Batista Alves, S. & Carignon, J. A. (1995). Ocorrência de *Beauveria brongniartii* (Sacc.) Petch em *Phoracantha semipunctata* (Fabricius). *Revista de Agricultura Piracicaba*, **70**, 346.
- Blanche, K. R. (2000). Diversity of insect-induced galls along a temperature – rainfall gradient in the tropical savannah region of the Northern Territory, Australia. *Austral Ecology*, **25**, 311-318.
- Branco, M., Franco, J. C., Valente, C. & Mendel, Z. (2006). Survey of *Eucalyptus* gall wasps (Hymenoptera: Eulophidae) in Portugal. *Boletín de Sanidad Vegetal, Plagas*, **32**, 199-202.
- Cabral, M. T. (1985). *Contribuição para o Estudo da Biodegradação das Toiças de Eucalyptus globulus* Labill. Tese de doutoramento. Lisboa: Instituto Nacional de Investigação Agrária e de Extensão Rural.
- Caldeira, M. C., Fernandez, V., Tome, J. & Pereira, J. S. (2002). Positive effect of drought on longicorn borer larval survival and growth on eucalyptus trunks. *Annals of Forest Science*, **59**, 99-106.
- Chen, P. & Gu, M. (2000). Research on the fauna of *Eucalyptus* pests in China. *Forest Research, Beijing*, **13**, 51-56.
- Cillie, J. J. & Tribe, G. D. (1991). A method for monitoring egg production by the *Eucalyptus* borers *Phoracantha* spp. (Cerambycidae). *South African Forestry Journal*, **157**, 24-26.
- Crous P.W., Groenewald, J. Z., Mansilla, J. P., Hunter, G. C. & Wingfield, M. J. (2004). Phylogenetic reassessment of *Mycosphaerella* spp. and their anamorphs occurring on *Eucalyptus*. *Studies in Mycology*, **50**, 195-214.
- Crous, P.W. & Wingfield, M. J. (1997). Colletogloeopsis, a new coelomycete genus to accommodate anamorphs of two species of *Mycosphaerella* on *Eucalyptus*. *Canadian Journal of Botany*, **75**, 667-674.
- Dahlsten, D. L., Daane, K. M., Paine, T. D., Sime, K. R., Lawson, A. B., Rowney, D. L., Roltsch, W. J., Andrews, J. W. Jr., Kabashima, J. N., Shaw, D. A., Robb, K. L., Geisel, P. M., Chaney, W. E., Ingels, C. A., Varela, L. G., Bianchi, M. L. & Taylor, G. (2005). Imported parasitic wasp helps control red gum lerp psyllid. *California Agriculture*, **59**, 229-234.

- Dahlsten, D. L., Rowney, D. L., Copper, W. A., Tassan, R. L., Chaney, W. E., Robb, K. L., Tjosvold, S., Bianchi, M. & Lane, P. (1998). Parasitoid wasp controls blue gum psyllid. *California Agriculture*, **52**, 31-34.
- Faulds, W. (1990). Introduction into New Zealand of *Bracon phylacteophagus*, a biocontrol agent of *Phylacteophaga froggatti*, eucalyptus leaf mining sawfly. *New Zealand Journal of Forestry Science*, **20**, 54-64.
- Ferreira, M. C., Ferreira, G. W. S. & Fonseca, N. (1994). *Manual de Sanidade dos Viveiros Florestais*. Lisboa: Instituto de Estruturas Agrárias e Desenvolvimento Rural.
- Freitas, S. & Berti Filho, E. (1994). Efeito do desfolhamento no crescimento de *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden (Myrtaceae). *Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais*, **47**, 36-43.
- Hanks, L. M., Millar, J. G., Paine, T. D. & Campbell, C. D. (2000). Classical biological control of the Australian weevil *Gonipterus scutellatus* (Coleoptera: Curculionidae) in California. *Environmental Entomology*, **29**, 369-375.
- Hanks, L. M., Paine, T. D., Millar, J. G., Campbell, C. D. & Schuch, U. K. (1999). Water relations of host trees and resistance to the phloem boring beetle *Phoracantha semipunctata* F. (Coleoptera: Cerambycidae). *Oecologia*, **119**, 400-407.
- Hunter, G. C., Roux, J., Wingfield, B. D., Crous, P. W. & Wingfield, M. J. (2004). *Mycosphaerella* species causing leaf disease in South African *Eucalyptus* plantations. *Mycological Research*, **108**, 672-681.
- Jacobs, D. H & Naser, S. (2005). *Thaumastocoris australicus* Kirkaldy (Heteroptera: Thaumastocoridae): a new insect arrival in South Africa, damaging to *Eucalyptus* trees. *South African Journal of Science*, **101**, 233-236.
- Jones, D. C. & Withers, T. M. (2003). The seasonal abundance of the newly established parasitoid complex of the eucalyptus tortoise beetle (*Paropsis charybdis*). *New Zealand Plant Protection*, **56**, 51-55.
- Jordan, G. J., Potts, B. M. & Clarke, A. R. (2002). Susceptibility of *Eucalyptus globulus* ssp. *globulus* to sawfly (*Perga affinis* ssp. *insularis*) attack and its potential impact on plantation productivity. *Forest Ecology and Management*, **160**, 189-199.
- Joyce, A. L., Millar, J. G., Paine, T. D., Hanks, L. M. (2002). The effect of host size on the sex ratio of *Syngaster lepidus*, a parasitoid of eucalyptus longhorned borers (*Phoracantha* spp.). *Biological Control*, **24**, 207-213.

- Kliejunas, J. T., Tkacz, B. M., Burdsall, H. H., Jr., DeNitto, G. A., Eglitis, A., Haugen, D. A. & Wallner, W. E. (2001). *Pest Risk Assessment of the Importation into the United States of Unprocessed Eucalyptus Logs and Chips from South America*. General Technical Report FPL-GTR-124. Madison: Forest Products Laboratory, Forest Service, USDA.
- Lanfranco, D. & Dungey, H. S. (2001). Insect damage in *Eucalyptus*: a review of plantations in Chile. *Austral Ecology*, **26**, 477-481.
- Longo, S., Palmeri, V. & Sommariva, D. (1993). Sull'attività di *Avetianella longoi* ooparassitoide di *Phoracantha semipunctata* nell'Italia meridionale. *Redia*, **76**, 223-239.
- Majer, J. D. & Recher, H. F. (1999). Are eucalypts Brazil's friend or foe? An entomological viewpoint. *Anais da Sociedade Entomológica do Brasil*, **28**, 185-200.
- Malausa, J. C. (1998). Des insectes au secours des eucalyptus. *Biofutur*, **176**, 34-37.
- Mansfield, S., Kriticos, D. J., Potter, K. J. B. & Watson, M. C. (2005). Parasitism of gum leaf skeletoniser (*Uraba lugens*) in New Zealand. *New Zealand Plant Protection*, **58**, 191-196.
- Mendel, Z., Protasov, A., Fisher, N. & La Salle, J. (2004). Taxonomy and biology of *Leptocybe invasa* gen. & sp. n. (Hymenoptera: Eulophidae), an invasive gall inducer on *Eucalyptus*. *Australian Journal of Entomology*, **43**, 101-113.
- Millar, J. G., Paine, T. D., Campbell, C. D. & Hanks, L. M. (2002). Methods for rearing *Syngaster lepidus* and *Jarra phoracantha* (Hymenoptera: Braconidae), larval parasitoids of the phloem-colonizing longhorned beetles *Phoracantha semipunctata* and *P. recurva* (Coleoptera: Cerambycidae). *Bulletin of Entomological Research*, **92**, 141-146.
- Moniz, M. F., Cabral, M. T., Tomaz, I. L. & Basto, M. S. (1999). Sobre o aparecimento de uma micose em larva de *Phoracantha semipunctata* (Fab.). *Silva Lusitana*, **7**, 49-54.
- Moore, J. A. (1993). Rediscovery and releases of parasitoid of eucalyptus borer. *Plant Protection News*, **33**, 4-7.
- Neves, C. M. B. (1950). *Introdução à Entomologia Florestal Portuguesa*. Lisboa: Livraria Sá da Costa.
- Nugent, L. K., Sihanonth, P., Thienhirun, S. & Whalley, A. J. S. (2005). *Biscogniauxia*: a genus of latent invaders. *Mycologist*, **19**, 40-43.
- Paine, T. D. & Millar, J. G. (2002). Insect pests of eucalypts in California: implications of managing invasive species. *Bulletin of Entomological Research*, **92**, 147-151.
- Paine, T. D., Millar, J. G. & Hanks, L. M. (1995). Integrated program protects trees from eucalyptus longhorned borer. *California Agriculture*, **49**, 34-37.

- Paiva, M. R., Mateus, E. & Farrall, M. H. (1993). Chemical ecology of *Phoracantha semipunctata* (Col., Cerambycidae): potential role in eucalyptus pest management. *Bulletin OILB/SROP*, **16**, 72-77.
- Roux, J., Myburg, H., Wingfield, B. D. & Wingfield, M. J. (2003). Biological and phylogenetic analyses suggest that two *Cryphonectria* spp. cause cankers of *Eucalyptus* in Africa. *Plant Disease*, **87**, 1329-1332.
- Santolamazza, C. S. & Fernandez, A. M. F. J. (2004). Testing of selected insecticides to assess the viability of the integrated pest management of the eucalyptus snout beetle *Gonipterus scutellatus* in northwest Spain. *Journal of Applied Entomology*, **128**, 620-627.
- Schauff, M. E. & Garrison, R. (2000). An introduced species of *Epichrysoscharis* (Hymenoptera: Eulophidae) producing galls on eucalyptus in California with notes on the described species and placement of the genus. *Journal of Hymenoptera Research*, **9**, 176-181.
- Schedl, W. (1999). Zur Ausbreitung des Eukalyptusbohrers, *Phoracantha semipunctata* (F.), im Mediterranraum und auf den Kanarischen Inseln (Coleoptera: Cerambycidae). *Anzeiger für Schadlingskunde*, **72**, 37-40.
- Seixas, C. D. S., Barreto, R. W., Alfenas, A. C. & Ferreira, F. A. (2004). *Cryphonectria cubensis* on an indigenous host in Brazil: a possible origin for eucalyptus canker disease? *Mycologist*, **18**, 39-45.
- Slippers, B., Stenlid, J. & Wingfield, M. J. (2005). Emerging pathogens: fungal host jumps following anthropogenic introduction. *Trends in Ecology and Evolution*, **20**, 420-421.
- Smith, H., Kemp, G. H. J. & Wingfield, M. J. (1994). Canker and dieback of eucalyptus in South Africa caused by *Botryosphaeria dothidea*. *Plant Pathology*, **43**, 1031-1034.
- Tribe, G. D. & Cillie, J. J. (2000). Biological control of the *Eucalyptus* defoliating Australian tortoise beetle *Trachymela tinticollis* (Blackburn) (Chrysomelidae: Chrysomelini: Paropsina) in South Africa by the egg parasitoid *Enoggera reticulata* Naumann (Hymenoptera: Pteromalidae: Asaphinae). *African Entomology*, **8**, 15-22.
- Tribe, G. D. (2005). The present status of *Anaphes nitens* (Hymenoptera: Mymaridae), an egg parasitoid of the eucalyptus snout beetle *Gonipterus scutellatus*, in the Western Cape Province of South Africa. *Southern African Forestry Journal*, **203**, 49-54.
- Valente, C. & Ruiz, F. (2002). Detecção de *Phoracantha recurva* Newman (Coleoptera: Cerambycidae) em Portugal. *Actas do 10º Congresso Ibérico de Entomologia*, Zamora, Espanha.

- Valente, C., Manta, A. C. & Vaz, A. (2004). A First record of the Australian psyllid *Ctenarytaina spatulata* Taylor (Homoptera: Psyllidae) in Europe. *Journal of Applied Entomology*, **128**, 369-370.
- Van Halder, I., Jactel, H., Lung-Escarmant, B., Maugard, F., Fernandez, M., Lombardero, M. J., Diez, J., Branco, M. & Duclos, J. (Eds) (2002). *Insectes ravageurs et maladies des forêts du sud de l'Europe*. Cestas, France: Institut Européen de la Forêt Cultivée.
- Villar, J. P. & Flinch, M. R. (2004). Dos especies australianas de eulófidos, muy dañinas para *Eucalyptus* spp., introducidas en el nordeste ibérico (Hymenoptera: Eulophidae). *Boletín de la SEA*, **1**, 299-301.
- Vranjic, J. A. & Gullan, P. J. (1990). The effect of a sap-sucking herbivore, *Eriococcus coriaceus* (Homoptera: Eriococcidae), on seedling growth and architecture in *Eucalyptus blakelyi*. *Oikos*, **59**, 157-162.
- Way, M. J., Cammell, M. E. & Paiva, M. R. (1992). Studies on egg predation by ants (Hymenoptera: Formicidae) especially on the eucalyptus borer *Phoracantha semipunctata* (Coleoptera: Cerambycidae) in Portugal. *Bulletin of Entomological Research*, **82**, 425-432.
- Wingfield, M. J., Coutinho, T. A., Roux, J. & Wingfield, B. D. (2002). The future of exotic plantation forestry in the tropics and southern hemisphere: lessons from pitch canker. *Southern African Forestry Journal*, **195**, 79-82.
- Withers, T. M. (2001). Colonization of eucalypts in New Zealand by Australian insects. *Austral Ecology*, **26**, 467-476.
- Wolfe, L. M. (2002). Why alien invaders succeed: support for the escape-from-enemy hypothesis. *The American Naturalist*, **160**, 705-711.
- Zanuncio, T. V., Nascimento, E. C. do, Zanuncio, J. C. & Lobo, P. R. R. (1995). Lepidópteros associados a *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden em Correntina, Bahia. *Anais da Sociedade Entomológica do Brasil*, **24**, 639-643.

Exploração e silvicultura pós-fogo em eucaliptais

João M. Neves Silva^{1*}, Henk Feith²
e José M. Cardoso Pereira¹

¹ Departamento de Engenharia Florestal,
Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa.
E-mail: jmcpereira@isa.utl.pt

² Silvicaima – Sociedade Silvícola Caima, S.A..
E-mail: hfeith@caima.pt

* Actualmente no Instituto de Investigação Científica Tropical
E-mail: joaonevessilva@gmail.com

I – INTRODUÇÃO

Os incêndios podem provocar danos económicos e ecológicos nos ecossistemas florestais, como a perda de rendimento em povoamentos de produção ou alterações no solo e nas comunidades vegetais. A rapidez de recuperação dos ecossistemas depende da severidade do fogo, das condições meteorológicas verificadas após o fogo, das características da vegetação, do solo, da topografia e da gestão subsequente. A severidade do fogo refere-se à magnitude dos impactes do fogo no ecossistema (por exemplo, mortalidade de árvores ou alterações do solo) e é o produto da intensidade da frente de chamas e do tempo de residência do fogo (DeBano et al., 1998). Considerando a intensidade do fogo e as suas consequências como um acontecimento passado e visto que não podemos controlar ou alterar a meteorologia, os solos ou a topografia, a gestão florestal surge como a única ferramenta que podemos utilizar com o objectivo de minimizar os danos de um incêndio e também de tornar os futuros povoamentos e ecossistemas florestais menos vulneráveis aos incêndios. A silvicultura preventiva e a gestão de combustíveis permitem a diminuição da intensidade do fogo e dos seus impactes, através da modificação do comportamento do fogo, e ainda, a adopção de um leque mais variado de técnicas de supressão de incêndios (Fernandes, 2006; Pinho et al., 2006).

Dentro das medidas de gestão silvícola, a forma como são realizadas a exploração dos povoamentos ardidos e a preparação do solo para a instalação dos novos tem um papel relevante na minimização dos impactes em diversos elementos do ecossistema, como o solo, a água ou a fauna. A restauração dos ecossistemas pode ainda passar pela substituição das espécies florestais presentes antes do fogo, procurando espécies melhor adaptadas às condições edafoclimáticas do local e mais resistentes ao fogo. Deve haver em qualquer situação uma definição clara do objectivo, nomeadamente de produção ou de protecção florestal, dos povoamentos que se pretende instalar e das medidas de silvicultura adequadas ao cumprimento desse objectivo.

Neste capítulo, apresentamos alguns dados recentes recolhidos em Portugal sobre os efeitos do fogo em povoamentos de eucalipto, uma revisão bibliográfica dos impactes da exploração florestal e da gestão pós-fogo que inclui estudos específicos para Portugal e para o eucalipto, assim como um caso prático relativo à restauração de uma área de eucalipto que foi percorrida por um incêndio.

2 – IMPACTES DO FOGO

Uma descrição detalhada dos efeitos do fogo no solo (por exemplo, na estrutura, porosidade, escoamento superficial, erosão, matéria orgânica, nutrientes, organismos vivos), na água (por exemplo, na interceptação, evapotranspiração, infiltração, qualidade da água), na vegetação (por exemplo, na mortalidade, sucessão ecológica, resistência ao fogo), na fauna, e também na atmosfera, encontra-se na literatura, nomeadamente em DeBano et al. (1998).

Apresentamos aqui dados específicos para o eucalipto em Portugal, recolhidos pela empresa florestal Silvicaima após os incêndios de 2003. Estes dados revelaram que a mortalidade (e a consequente perda de volume em pé) causada pelo fogo é fortemente influenciada pela rotação¹ e estado de desenvolvimento do povoamento. A mortalidade das árvores foi total nos povoamentos jovens (idade inferior a 5 anos – Figura 1) e crescente com a rotação (Figura 2). Povoamentos nestas condições apresentam uma elevada quantidade de combustível no solo, em consequência da exploração florestal ou do desbaste das touças, estando a fitomassa² reprodutiva (varas e copas), ainda de dimensão reduzida, muito próxima deste combustível. Deste modo, assiste-se normalmente não só a uma destruição significativa desta fitomassa pelas chamas, mas também a uma mortalidade muito elevada das touças devido à exposição às altas temperaturas. As árvores em povoamentos na

¹ Período de tempo que dista entre dois cortes finais num povoamento em regime de talhadia.

² Biomassa vegetal.

segunda metade da rotação não só têm uma dimensão que as protege de forma relativamente eficaz contra o impacte directo das chamas, sobretudo devido a uma casca mais grossa, como existe uma descontinuidade vertical em termos de combustível, que protege as copas das chamas. Fogos de copa são relativamente raros em eucaliptais adultos e verificam-se normalmente em situações de fogos ascendentes em encostas de fortes declives, em combinação com elevadas quantidades de combustível no sub-bosque e vento forte. As figuras 1 e 2 mostram valores médios de volume morto por acção do fogo em povoamentos de eucalipto, com base em medições efectuadas em 75 parcelas (na Figura 1 o desvio padrão para idade < 5 anos é nulo, por todas as parcelas terem tido uma mortalidade de 100%).

3 – IMPACTES DA EXPLORAÇÃO FLORESTAL E DA GESTÃO PÓS-FOGO

Em situações de povoamentos cujas árvores queimadas têm dimensão suficiente para serem exploradas comercialmente, os proprietários florestais têm uma motivação económica para fazer a exploração de povoamentos queimados: a obtenção de rendimento com a madeira proveniente das árvores mortas pelo fogo. A casca protege a madeira do impacte das chamas pelo que esta é raramente afectada pelo fogo; normalmente basta descascar os toros para obter madeira com interesse comercial para a indústria transformadora. Este material lenhoso é designado por “salvados”. No entanto, a abundância desta madeira em anos com grande extensão de área ardida pode exceder a procura, levando a que nem todas as áreas ardidas sejam exploradas.

Podem existir outros motivos não económicos que condicionem a exploração florestal pós-fogo, nomeadamente, ecológicos, fitossanitários ou legais. Para algumas espécies ou em certas regiões pode ser mais favorável em termos ecológicos não efectuar a exploração ou não a efectuar imediatamente a seguir ao fogo. Alguns técnicos florestais norte-americanos (e.g., Beschta et al., 1995) defendem que a única vantagem da exploração pós-fogo

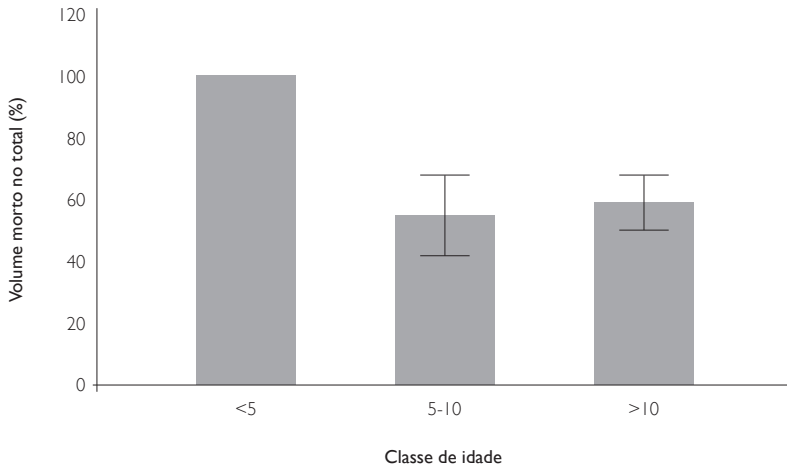


Figura 1 – Mortalidade em povoamentos de eucalipto em consequência do fogo, expressa em termos de volume morto, por classe de idade.

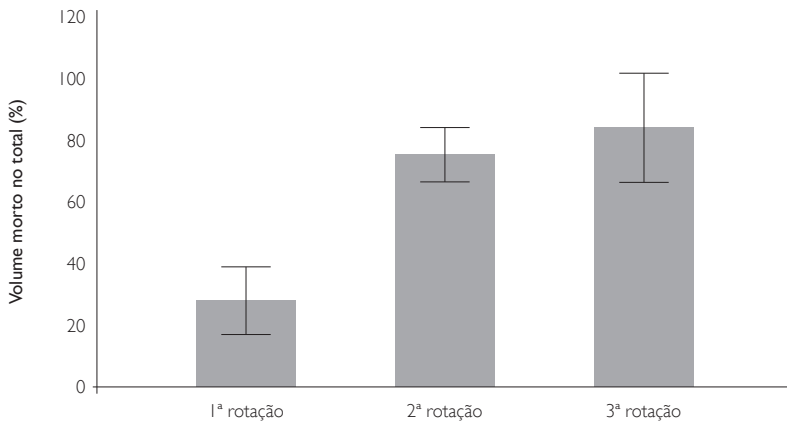


Figura 2 – Mortalidade em povoamentos de eucalipto em consequência do fogo, expressa em termos de volume morto, em função da rotação.

é económica e que não há razões ecológicas que justifiquem uma intervenção imediata após o fogo. Se esta opção pode ser justificável nas grandes regiões de florestas públicas dos Estados Unidos ou em regiões onde o regime do fogo se encontra intacto ou pouco alterado, não é viável na generalidade da floresta portuguesa. O regime do fogo é descrito com base em atributos como a frequência, periodicidade, intensidade e tamanho dos fogos, a época típica de ocorrência e a severidade dos efeitos do fogo (Brown, 2000). O regime do fogo em Portugal, e no Mediterrâneo em geral, foi considerado alterado num estudo da *The Nature Conservancy* (2004), que efectuou a comparação entre os atributos do regime actual (e.g., frequência, severidade) e do regime ecologicamente aceitável para cada um dos principais tipos de habitats terrestres do globo.

Existem em Portugal, contudo, estudos que evidenciam a vantagem de não explorar áreas ardidas de pinheiro imediatamente a seguir ao fogo. Segundo Shakesby et al. (1996), não efectuar a exploração florestal nas 12 a 15 semanas após o fogo, permite a queda das agulhas que origina uma cobertura do solo capaz de o proteger contra a erosão provocada pela água das chuvas. No que concerne a aspectos legais, o Decreto-Lei n.º 139/88, de 22 de Abril, obriga à rearborização de áreas florestais ardidas no prazo de dois anos, o que pressupõe a exploração dos povoamentos ardidos.

No caso do eucalipto, a exploração pós-fogo é vista como uma medida de reabilitação produtiva do povoamento e não apenas como um meio de realizar rendimento. Segundo Vallejo & Alloza (2006), depois dos incêndios devem efectuar-se acções de restauro ou reabilitação em situações de alto risco, de modo a minimizar os impactes negativos. A capacidade de recuperação dos povoamentos florestais depende em grande parte da estratégia de regeneração, sendo mais rápida em espécies que rebentam facilmente de touça, como é o caso do eucalipto, do que em espécies que só se reproduzem por via seminal, como por exemplo o pinheiro. Não consideramos aqui as acácias, que rebentam maciçamente após o fogo a partir de sementes, como espécies de interesse do ponto de vista da produção florestal.

Mclver & Starr (2000) fizeram uma revisão bibliográfica exaustiva sobre os efeitos ambientais da exploração pós-fogo, cobrindo geograficamente o Oeste dos E.U.A., a Florida, a Austrália, Israel e Portugal. De acordo com estes autores verificam-se dois tipos de impactes ambientais em consequência da exploração pós-fogo: impactes directos das actividades de exploração, e impactes estruturais resultantes da remoção das árvores. Os últimos dizem respeito aos efeitos no habitat de certas espécies de fauna silvícola, nomeadamente aves, resultantes do corte de árvores mortas ou afectadas pelo fogo. Neste capítulo, vamos centrar-nos no primeiro tipo de impactes. Os principais impactes da exploração pós-fogo incluem alterações no solo, na erosão e ao nível da produção de sedimentos e do escoamento de água. A dificuldade em estudar os efeitos ao nível do solo, dos sedimentos e do ciclo hidrológico, numa situação pós-fogo, explica o reduzido número de estudos publicados sobre deste assunto.

Os principais impactes da exploração pós-fogo são, segundo Mclver & Starr (2000), os seguintes:

– Incêndios florestais de grande intensidade podem causar alterações significativas no solo e na vegetação, levando por vezes à erosão acentuada do solo. O aumento da erosão está normalmente associado a um aumento do escoamento superficial resultante da diminuição da infiltração de águas pluviais no solo. Por sua vez, a diminuição da infiltração é geralmente causada pela repelência à água induzida pelo fogo e pelo decréscimo da evapotranspiração devida à morte das árvores do povoamento³. A exploração pós-fogo, em particular a abertura de novos caminhos e o arrastamento dos toros durante a chegada⁴, podem agravar os problemas de erosão típicos das situações pós-fogo, principalmente em povoamentos localizados em terrenos de declive elevado e cuja instalação não foi precedida por uma armação do terreno em curvas de nível ou socacos, ou com solos sensíveis.

3 No caso do eucalipto esta situação é menos óbvia, uma vez que na maior parte dos casos as árvores não morrem e rebentam nos primeiros meses após o fogo.

4 Em Portugal, a abertura de novos caminhos não é comum durante a exploração; também não é comum a utilização de *skidders*, sendo normalmente utilizados *forwarders*, cujo impacte no solo é muito inferior.

– A magnitude dos impactes da exploração florestal no ambiente pós-fogo depende da intensidade do fogo, das características do solo, do declive, das técnicas de exploração seguidas e de se verificar ou não a necessidade de abrir novos caminhos na exploração.

– A exploração florestal pode ter um impacte positivo ao nível da hidrologia, quando a passagem de maquinaria desfaz a camada repelente à água, aumentando a infiltração e diminuindo, portanto, o escoamento superficial e o transporte de sedimentos para as linhas de água.

– A cobertura do solo com os resíduos de exploração (casca, folhas e ramos) pode diminuir a erosão em terrenos percorridos pelo fogo.

– Quando a exploração florestal é efectuada depois de se estabelecer a regeneração natural, pode ocorrer uma mortalidade significativa⁵.

– Depois da exploração pós-fogo podem ocorrer alterações significativas na sucessão vegetal e aumento da densidade de espécies exóticas⁶.

– A exploração remove, normalmente, a maior parte das árvores mortas, o que diminui o potencial do habitat para a fauna que se abriga ou alimenta nestas árvores. Pode causar, por exemplo, alterações significativas na abundância de aves cavernícolas⁷. Por outro lado, esta remoção diminui a probabilidade de ocorrência de pestes de insectos nocivos que podem infestar povoamentos adjacentes não afectado pelo fogo⁸.

– À escala da paisagem, os incêndios podem originar um mosaico de manchas de vegetação com diferentes características, interessante como habitat para diversas espécies animais. Na exploração em grandes áreas ardidas deve ter-se

5 Este aspecto é irrelevante para o eucalipto em Portugal, onde a recuperação de áreas ardidas é feita a partir da rebentação de touças ou por plantação com plantas melhoradas geneticamente (ver o capítulo de Borralho et al. neste volume), e não recorrendo à regeneração natural.

6 Como se verá mais à frente (secção 4.2.3), pode haver situações em que as práticas silvícolas pós-fogo levem a um aumento de espécies autóctones.

7 Os eucaliptais não são um habitat adequado para espécies cavernícolas, pela quase ausência de árvores de grande porte e com cavidades (ver secção 4.1). Esta situação pode alterar-se caso não se verifique a exploração de eucaliptais ardidos, onde a disponibilidade de árvores mortas aumenta muito.

8 No caso do eucalipto, as árvores afectadas pelo fogo são particularmente propensas à colonização pela broca (*Phoracantha* spp.), o que facilita o desenvolvimento das suas populações em zonas percorridas por incêndios florestais (ver o capítulo de M. Branco neste volume).

em conta a escala da paisagem de modo a manter este efeito, através da exclusão de algumas áreas da exploração, como por exemplo, terrenos com declive muito acentuado ou com solo sensível.

Em Portugal, foram realizados, desde a década de 1990, alguns estudos experimentais sobre os impactes da exploração e da gestão florestal pós-fogo em povoamentos de eucalipto e pinheiro bravo (e.g., Shakesby et al., 1993, 1994, 1996, 2002; Walsh et al., 1992, 1994, 1995; Thomas et al., 1999, 2000; Ferreira et al., 1997, 2000). Estas experiências incidiram sobre alguns aspectos relevantes, nomeadamente sobre a erosão do solo, a perda de nutrientes ou a hidrologia.

Shakesby et al. (1996) compararam os impactes no solo de opções alternativas de gestão pós-fogo em povoamentos de eucalipto e pinheiro bravo. No caso do eucalipto, compararam três níveis – alto, médio e baixo – de aplicação de resíduos de exploração (disposição de casca, ramos, etc. de modo a cobrir e proteger o solo), com a situação em que não foram aplicados os resíduos e com a situação em que na parcela ardida se efectuou a subsolagem e plantação. Foram ainda utilizadas parcelas de controlo em povoamentos não ardidos que indicaram os níveis de erosão do solo anteriores à ocorrência do fogo. O estudo indicou que apenas cargas elevadas de resíduos de exploração podem ter algum efeito de redução dos níveis de erosão e de escoamento superficial que se verifica depois do corte das árvores. Indicou ainda que as perdas de solo nos povoamentos não afectados pelo fogo são negligenciáveis e que nas parcelas ardidas onde não se realizou nenhum tratamento as taxas de erosão foram elevadas tanto no primeiro como no segundo ano após o fogo. Shakesby et al. (1993 e 1994) verificaram noutros estudos realizados na mesma área que no terceiro ano após a ocorrência do fogo as taxas de erosão diminuíram para níveis próximos dos da floresta não ardida. Relativamente às parcelas onde se realizou a subsolagem e plantação obtiveram-se valores intermédios de erosão, superiores aos das parcelas tratadas com cargas médias e altas de resíduos de exploração e inferiores aos das parcelas não tratadas ou tratadas com cargas baixas. Shakesby et al. (1996) advogam que dado o potencial da cobertura do terreno com resíduos de exploração na diminuição da perda de solo, esta deve ser efectuada o mais

rapidamente possível depois de um incêndio. As tiras largas e longas da casca do eucalipto são particularmente eficientes na intercepção da água da chuva e na protecção das partículas do solo.

Os impactes de diferentes técnicas de exploração florestal na perda de nutrientes em povoamentos ardidos de eucalipto foram estudados por Thomas et al. (2000), na mesma área da bacia do Rio Águeda. A perda de nutrientes por dissolução na água do escoamento superficial e por absorção nos sedimentos arrastados observada nas parcelas ardidas foi substancialmente mais elevada devido ao aumento do escoamento superficial e da erosão e à elevada concentração de nutrientes na superfície do solo depois dos incêndios. As técnicas de exploração que, a seguir a um incêndio, resultem em quantidades elevadas de resíduos a cobrir o terreno (cerca de 90% da superfície) são eficientes na redução da perda de nutrientes através da erosão mas são menos eficientes em relação à perda de nutrientes por dissolução na água. Os autores recomendam que durante a exploração florestal os toros sejam descascados no local e que a casca assim como os ramos e as folhas sejam deixados a cobrir o terreno. Estudos conduzidos em eucaliptais na Austrália (e.g., Turner & Lambert, 1983; Hopmans et al., 1993) revelaram que o conteúdo da casca em nutrientes é elevado comparativamente à madeira e que a perda de nutrientes do ecossistema devido à exploração é significativamente reduzida quando se efectua o descasque dos toros no local.

Apesar da importância destes estudos realizados em Portugal e da relevância dos temas tratados, podem ser apontadas algumas limitações. Uma evidente resulta do facto de todos terem ocorrido na mesma área, localizada na bacia do Rio Águeda, na Serra do Caramulo. Ou seja, o número relativamente elevado de estudos não procurou abranger outras áreas do país com diferentes solos e clima, o que torna difícil a extrapolação dos resultados. Esta região da bacia do Rio Águeda tem valores de precipitação elevados e a vegetação arbustiva é abundante, mas nos diversos estudos sobre os impactes do fogo ou da gestão pós-fogo, não se distinguiu entre os impactes resultantes da perda do estrato arbustivo (mato) e do estrato arbóreo (eucalipto), fazendo-se referência ao sistema como um todo, isto é, ao eucaliptal. Na opinião de McIver & Starr (2000) e de Manuel Madeira (Instituto Superior de

Agronomia, comunicação pessoal) a principal limitação da maior parte destes estudos experimentais reside na falta de repetições dos diferentes tratamentos testados. Ainda segundo Manuel Madeira, não é claro, nestes estudos, o significado ecológico dos efeitos medidos. Ou seja, não é dito se os valores observados para os diferentes aspectos – erosão do solo, perda de nutrientes, etc. – estão dentro de uma gama de valores para os quais os ecossistemas recuperam com facilidade, ou se, pelo contrário, são valores extremos que comprometem a regeneração dos ecossistemas.

4 – SILVICULTURA PÓS-FOGO: UM CASO PRÁTICO

Os aspectos mais importantes da silvicultura efectuada a seguir ao fogo, em termos de impactes ambientais a curto e médio prazo, são a exploração florestal e a preparação do terreno. A forma e o momento em que são efectuadas podem ter efeitos importantes no solo, na hidrologia e na fauna. Outras opções de silvicultura relativas às linhas de água ou à escolha das espécies e objectivos dos povoamentos têm impactes a longo prazo. Nesta secção descrevem-se os procedimentos seguidos actualmente pela empresa Silvicaíma relativamente a situações de silvicultura pós-fogo e a medidas de gestão ambiental em geral. Os procedimentos ou os seus resultados serão ilustrados, sempre que possível, com fotografias da propriedade do Casal do Seixo (193 ha), situada no concelho da Chamusca, percorrida na sua totalidade por um incêndio de grande dimensão (21 897 ha, Direcção-Geral dos Recursos Florestais, 2003) no Verão de 2003. A propriedade era, no momento do incêndio, composta maioritariamente por talhões de eucalipto, todos em talhadia mas de idades diferentes. Como espécies secundárias surgem o sobreiro, que ocupa as zonas de protecção nas cabeceiras das linhas de água e as encostas de maior declive, galerias ripícolas compostas por salgueiros, e pequenas manchas de choupo, pinheiro bravo e oliveira. A rede divisional é composta por aceiros de largura variada que circundam grande parte das plantações de eucalipto. As fotografias apresentadas são de Junho de 2006, tendo já nessa altura toda a área da propriedade sido sujeita a uma intervenção com objectivos de produção ou protecção florestal.

4.1 – EXPLORAÇÃO FLORESTAL

Diversas operações da exploração florestal poderão ter impactes ambientais negativos numa situação pós-fogo, como se descreveu na secção anterior. Por isso, a forma como são efectuadas poderá agravar esses impactes ou, pelo contrário, contribuir para a sua mitigação. O momento em que se efectua a exploração florestal em povoamentos ardidos é um aspecto de grande relevância. No caso do eucalipto, o corte em áreas ardidas é feito depois de um período de, pelo menos, seis meses, por causa da presença de carvão que inviabilizaria a utilização da madeira para produção de pasta para papel. O grau de brancura da pasta é um dos indicadores principais da sua qualidade. Assim, espera-se pelo Inverno para que a água das chuvas arraste a maior parte do carvão presente no terreno. Este período vai ser o mais crítico em termos de erosão, depois da ocorrência do fogo, pois o solo está desprovido de vegetação. Esta prática contraria o proposto por Shakesby et al. (1996), que recomendam a realização do corte o mais rapidamente possível depois de um incêndio, devido ao papel dos resíduos de exploração na protecção do solo contra a erosão, como se descreveu na secção anterior.

Relativamente ao tipo de corte efectuado em povoamentos ardidos, é sempre um corte raso, ou seja, com vista ao restabelecimento total do povoamento através de plantação ou rebentação das touças. Não se realizam cortes selectivos, que permitiriam deixar no terreno as árvores não afectadas pelo fogo, devido ao facto do futuro povoamento se tornar de estrutura irregular e por este motivo mais complicado de gerir. Além disso, uma vez que os eucaliptos afectados pelo fogo rebentam melhor após corte, o corte raso proporciona o estabelecimento de um povoamento em talhadia, que atinge rapidamente uma densidade e uma área foliar elevadas, que protegem, na maior parte dos casos, de forma eficaz o solo do impacto directo das chuvas. As indicações para a gestão pós-fogo da Direcção-Geral dos Recursos Florestais (2005) referem a adequabilidade da extracção selectiva em zonas altamente susceptíveis à erosão, como por exemplo, em grandes declives ou em solos mais propensos à erosão. Pensamos que esta indicação se adequa mais ao caso de povo-

amentos de resinosas, cujo sistema radicular morre após o fogo, deixando de cumprir a sua função de estabilização do solo. Nestas circunstâncias é importante manter as árvores verdes em pé até ao estabelecimento de um novo povoamento.

Na exploração florestal em condições normais, ou seja, na ausência de fogo, os toros não são descascados no terreno, mas sim na fábrica, sendo a casca aproveitada para cogeração (produção simultânea de energia eléctrica e térmica). Quando a exploração ocorre após um incêndio, habitualmente os toros são descascados para evitar a contaminação da rolaria com carvão. A Silvicaima desenvolveu uma adaptação desta metodologia, efectuando-se no terreno o descasque do tronco apenas até cerca de cinco metros, a parte afectada pelo fogo, de modo a evitar a presença de resíduos de carvão na madeira que vai ser utilizada para produzir pasta para papel. Esta casca é incorporada no solo aquando da mobilização do solo, constituindo um acréscimo de nutrientes numa situação em que a perda de nutrientes por erosão é acentuada devido à remoção da matéria orgânica pelo fogo. Esta prática está de acordo com as recomendações, atrás referidas, de Turner & Lambert (1983), Hopmans et al. (1993) e Thomas et al. (2000) no sentido de fazer o descasque dos toros no local da exploração. A parte restante do tronco vai com casca para a fábrica. Designa-se esta madeira – com e sem casca – proveniente de povoamentos ardidos, como madeira mista.

Actualmente, razões de ordem ecológica podem levar a que algumas árvores que sejam mortas por acção do fogo não sejam cortadas. A título de exemplo, refere-se um choupo no Casal do Seixo que morreu com o incêndio de 2003 (Figura 3). Não foi cortado devido ao facto de ser importante deixar algumas árvores mortas em pé, que são procuradas por espécies de insectos que se alimentam de lenho morto ou espécies de aves que nelas fazem cavidades para abrigo. A existência de árvores com cavidades é importante em áreas de floresta de produção extensas, como é o caso frequente dos eucaliptais, onde as árvores não atingem normalmente a idade e as dimensões necessárias à formação de cavidades, devido aos períodos curtos de exploração.

Existem outras áreas que não tendo significância em termos económicos no conjunto dos rendimentos obtidos na propriedade, são, no entanto, mantidas devido ao seu papel de conservação. A Figura 4 mostra um pequeno choupal que não sofreu danos com a passagem do fogo devido ao facto de não ter vegetação arbustiva. Pequenas áreas sem importância económica como esta ou outras correspondentes a olivais, são mantidos com objectivos ecológicos, contribuindo, nomeadamente para a diversidade de habitats na propriedade. As áreas ocupadas por sobreiros são geridas de forma a conciliar as funções ecológicas e de manutenção da biodiversidade com a criação de riqueza através da produção de cortiça.



Figura 3 – Choupo que apesar de morto não foi cortado.

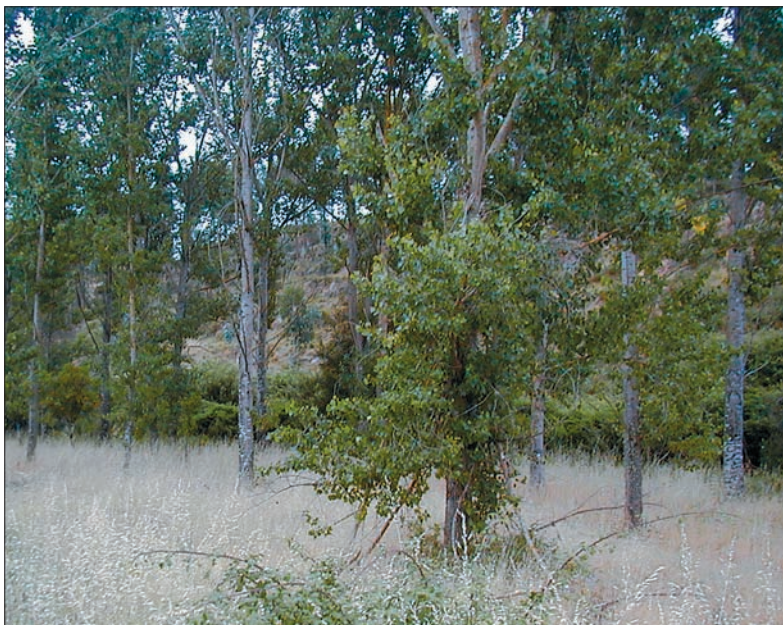


Figura 4 – Pequeno choupal localizado no interior do Casal do Seixo.

4.2 – ALTERNATIVAS DE GESTÃO PÓS-FOGO

A ocorrência de incêndios de grande dimensão, como é o caso do que percorreu a propriedade do Casal do Seixo, pode ser aproveitada para redefinir objectivos mais adequados para cada povoamento e para cada área não florestal incluída na propriedade, para a substituição de espécies e para implementar práticas silvícolas correctas em termos ambientais e que permitam conciliar a produção florestal com a conservação dos recursos naturais, nomeadamente do solo.

4.2.1 – PREPARAÇÃO DO TERRENO

A forma como é feita a preparação do terreno tem impactes imediatos ao nível do solo e a curto e médio prazo poderá ter impactes sobre diversos factores, nomeadamente sobre a erosão do solo e sobre o escoamento superficial.

Na mobilização do solo utiliza-se um subsolador; ou seja, faz-se uma mobilização profunda. Anteriormente à mobilização faz-se o destroçamento das touças, por exemplo com pinças, e uma gradagem para incorporação do material vegetal resultante no solo. O objectivo da incorporação da matéria orgânica no solo é promover uma maior capacidade de retenção da humidade e a sua fertilização através da decomposição dos detritos orgânicos resultantes da exploração e do destroçamento das touças.

Nas encostas, a mobilização do solo é feita segundo as curvas de nível de modo a evitar a erosão e favorecer a retenção da água. Em situações de terreno de leve inclinação, a mobilização do solo é efectuada perpendicularmente às curvas de nível de forma a escoar o excesso de água e a minimizar a acumulação de águas pluviais no Inverno, quando se trata de solos hidromórficos. Nas zonas planas são feitas valas de drenagem pelo mesmo motivo. No Casal do Seixo, existe uma zona onde o solo é hidromórfico (Figura 5). A preparação do terreno nesta zona não se faz segundo as curvas de nível mas sim na direcção oposta.



Figura 5 – Zona onde a mobilização do solo é efectuada de modo a favorecer o escoamento do excesso de água.

Em situações de existência de socalcos no terreno a preparar, estes são reaproveitados e melhorados, sem que se efectue uma nova mobilização profunda do solo. Após o destroçamento das touças existentes, a plantação nos socalcos é precedida de uma ripagem simples na linha de plantação, no ombro do socalco. Actualmente não se faz a preparação do terreno em socalcos, devido ao seu elevado custo e à baixa densidade de instalação do povoamento, que não permite um rendimento satisfatório.

4.2.2 – GESTÃO DAS LINHAS DE ÁGUA

As linhas de água temporárias e permanentes existentes na propriedade já tinham sido excluídas das plantações iniciais de eucalipto. Na actual replantação procedeu-se à remoção dos eucaliptos nas áreas confinantes às principais linhas de água para promover o restauro de uma vegetação ribeirinha mais adequada. Mostra-se na Figura 6, a título de exemplo, uma linha de água onde não foi feita a mobilização do solo depois do incêndio de 2003, de modo a permitir o estabelecimento da regeneração natural de sobreiro, já presente. Esta opção está de acordo com as indicações



Figura 6 – Linha água onde não se efectuou a mobilização do solo.

constantes das Orientações Estratégicas para a Recuperação das Áreas Aridas em 2003 e 2004 (Conselho Nacional de Reflorestação, 2005), segundo as quais, nas linhas de água, se deve favorecer a regeneração natural após um incêndio e realizar a regeneração artificial apenas quando se verificar a destruição total da vegetação ou quando a situação anterior ao fogo já se caracterizava por uma degradação acentuada.

Nas linhas de água começa a verificar-se outro tipo de problema que se prende com a regeneração natural de eucalipto (Figura 7), onde a presença desta espécie não é desejável, e implica uma gestão activa de modo a eliminá-la. Esta regeneração natural do eucalipto a partir de sementes é um fenómeno recente na região e está provavelmente relacionada com a quebra da dormência do banco de sementes disponível no solo, em consequência do impacte térmico do fogo, ou à ausência de plantas competidoras.



Figura 7 – Regeneração natural de eucalipto.

Em linhas de água permanentes, com uma vegetação ripícola abundante, pode ser necessário intervir de modo a diminuir a carga de biomassa, pois podem funcionar, em certas situações (devido à sua situação topográfica, à elevada densidade e continuidade de combustível ou à alta inflamabilidade em condições de solo e clima desfavoráveis), não como barreiras à propagação do fogo, mas, pelo contrário, como caminhos de propagação preferencial do fogo (Conselho Nacional de Reflorestação, 2005). Pode observar-se na Figura 8 uma galeria ripícola densa de salgueiro que ardeu totalmente em 2003, tendo a maior parte das árvores já recuperado.



Figura 8 – Galeria ripícola onde predomina o salgueiro.

4.2.3 – SUBSTITUIÇÃO DO EUCALIPTO

Actualmente, as áreas excluídas das operações da preparação do terreno foram estendidas para as encostas de maior pendente por se considerar o risco de erosão, em consequência da mobilização do solo, demasiado elevado. Estas áreas, ocupadas por eucaliptais em talhadia relativamente pouco densas,

serão conduzidas de forma extensiva, sem descuidar, no entanto, as intervenções silvícolas essenciais, como o desbaste das touças e a fertilização do solo. Tendo em conta a já abundante presença de regeneração de espécies autóctones, particularmente o sobreiro, será uma opção silvícola interessante a de conduzir estas áreas de forma a promover a substituição gradual do eucalipto por sobreiro, a médio ou longo prazo. Na região da propriedade do Casal do Seixo, a charneca ribatejana, predomina a regeneração natural de sobreiro, espécie que encontra aqui óptimas condições ecológicas para o seu desenvolvimento.

Estas áreas de declive acentuado, são portanto, áreas onde se efectuou o corte das árvores depois do fogo e se realizará a selecção de varas, com vista a mais uma rotação, mas onde não se efectuou qualquer mobilização do solo e de onde o eucalipto será gradualmente excluído. Em termos globais, o objectivo é concentrar a produção nas estações de boa produtividade (declive e solo favoráveis) e “devolver” os terrenos menos favoráveis em termos de orografia ou de baixa capacidade produtiva, a uma ocupação florestal mais “natural”, ou seja, dominada por espécies autóctones de maior valor ecológico.

A pressão para reconverter áreas florestais com objectivos de produção lenhosa para áreas com objectivos de protecção e conservação já se faz sentir há alguns anos nos países do Norte da Europa (ver o capítulo de Fidalgo & Páscoa neste volume). Ainda segundo as Orientações Estratégicas para a Recuperação das Áreas Ardidas em 2003 e 2004, a rearborização artificial dos ecossistemas não deve ser a única estratégia considerada depois da ocorrência de incêndios. Em estações de produtividade baixa deve manter-se a regeneração espontânea da vegetação, com excepção das situações em que seja exigida intervenção, como é o caso do combate a espécies invasoras lenhosas ou o controlo da erosão (Conselho Nacional de Reflorestação, 2005).

Apresentam-se agora alguns exemplos de áreas onde, depois do incêndio de 2003, se efectuou a exploração mas não se fez nenhum tipo de mobilização do solo e não se efectuou a rearborização artificial. Nas áreas com declives muito elevados, como a da Figura 9, não se preparou o terreno.

Fez-se a exploração com vista à rebentação das touças e irá fazer-se a selecção das varas, o que permitirá mais uma ou duas explorações. A longo prazo são áreas em que o sobreiro poderá ser dominante, já que a regeneração natural desta espécie é abundante. Em zonas com condições mais desfavoráveis como esta, a densidade do povoamento que é possível instalar é menor e a produção é cerca de metade da que se obtém em condições de declives suaves e maiores densidades. A Figura 10 mostra uma encosta onde estava um eucaliptal na segunda rotação antes do incêndio. Após o fogo, efectuou-se o corte raso de todo o povoamento, mas só se fez a preparação do terreno e plantação de eucalipto na parte superior da encosta, onde o declive é mais suave. Pelo contrário, na parte inferior, junto à linha de água e com um declive acentuado, não se efectuou a mobilização do solo e apenas se fará a selecção das varas.



Figura 9 – Encosta com declive elevado.



Figura 10 – Encosta onde só se fez a preparação do terreno e plantação de eucalipto na parte superior, onde o declive é mais suave.

Algumas áreas correspondentes a vales, linhas de água temporárias ou cabeceiras de linhas de água (Figura 11), ocupadas com eucalipto, foram exploradas depois do incêndio de 2003 mas não foram mobilizadas e não serão reflorestadas com eucalipto. O objectivo é fazerem a ligação entre áreas já existentes de vegetação ripícola ou sobreiral, de modo a ter na propriedade uma rede de faixas com objectivo de protecção associada à produção condicionada. Estes povoamentos foram explorados e ainda se fará a selecção de varas que permitirá pelo menos mais um ciclo produtivo. Gradualmente, espera-se que o sobreiro ou o salgueiro passem a ser dominantes.

Mesmo alguns povoamentos localizados em estações boas, como é o caso da Figura 12, não foram reinstalados depois do incêndio de forma a permitir a ligação entre uma linha de água com elevada presença de salgueiro e um sobreiral localizado na sua cabeceira (Figura 13), obtendo assim um corredor com funções ecológicas. Irá fazer-se neste local uma gradagem para eliminar a regeneração natural de eucalipto a partir de



Figura 11 – Cabeceira de linha de água onde não se efectuou a mobilização do solo.



Figura 12 – Área integrada em corredor ecológico, de onde se vai excluir o eucalipto.



Figura 13 – Sobreiral integrado em corredor ecológico.



Figura 14 – Área de vegetação herbácea onde não há intervenção.

semente e incorporação das touças depois de destroçadas. A rede de faixas de protecção inclui ainda zonas de vegetação herbácea, como a apresentada na Figura 14, onde não se efectua qualquer tipo de intervenção. Esta rede de faixas com diversos tipos de ocupação do solo, assim como as linhas de água e respectivas faixas de protecção têm um papel ecológico ainda mais relevante em áreas onde são dominantes os povoamentos monoespecíficos e equiénios, como é o caso da propriedade do Casal do Seixo.

5 – CONCLUSÕES

Este capítulo mostra que, actualmente, as práticas de silvicultura e de gestão dos espaços florestais de algumas empresas portuguesas, mesmo em áreas de produção intensiva, como as do eucalipto, já integram recomendações oriundas de estudos experimentais ou de relatórios técnicos específicos, como as Orientações Estratégicas para a Recuperação das Áreas Ardidas em 2003 e 2004 (Conselho Nacional de Reflorestação, 2005). Segundo estas, a intervenção nos espaços florestais deve originar espaços mais produtivos mas também diversificados, mais próximos dos sistemas naturais e mais resistentes à acção do fogo. Os procedimentos práticos de gestão pós-fogo aqui descritos revelam a preocupação de seguir uma estratégia com esse objectivo.

Em resumo, as opções de silvicultura pós-fogo que foram aqui consideradas e exemplificadas e podem ser aplicadas a outras áreas florestais de produção intensiva, foram as seguintes:

- corte raso, preparação do terreno e replantação (em áreas produtivas);
- corte raso e condução do povoamento em talhadia com vista a mais uma rotação de eucalipto, simultânea com o desenvolvimento de regeneração natural de espécies autóctones (em áreas marginais em termos de rentabilidade da cultura); ou
- corte raso, remoção das touças de eucalipto e reconversão, por processos de regeneração e sucessão natural para espécies mais adequadas (em áreas de elevada sensibilidade ecológica, como zonas de protecção de linhas de água, ou em corredores ecológicos).

REFERÊNCIAS

- Beschta, R. L., Frissell, C. A., Gresswell, R., Hauer, R., Karr, J. R., Minshall, G. W., Perry, D. A. & Rhodes, J. J. (1995). *Wildfire and Salvage Logging: Recommendations for Ecologically Sound Post-Fire Salvage Logging and other Post-Fire Treatments on Federal Lands in the West*. Relatório não publicado. (Disponível em: <http://www.saveamericasforests.org/congress/Fire/Beschta-report.htm>).
- Brown, J. K. (2000). Introduction and fire regimes. In *Wildland Fire in Ecosystems: Effects of Fire on Flora*, ed. J. K. Brown & J. K. Smith, General Technical Report RMRS-GTR-42 Vol. 2, pp. 1-7. Ogden, Utah: USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station.
- Conselho Nacional de Reflorestação (2005). *Orientações Estratégicas para a Recuperação das Áreas Ardidas em 2003 e 2004*. Lisboa: MADRP/SEDRF/CNR.
- DeBano, L. F., Neary, D. G. & Ffolliott, P. F. (1998). *Fire's Effects on Ecosystems*. New York: John Wiley & Sons, Inc.
- Direcção-Geral dos Recursos Florestais (2003). *Incêndios Florestais 2003 – Relatório correspondente ao período compreendido entre 1 de Janeiro e 31 de Outubro*. Lisboa: DGRF.
- Direcção-Geral dos Recursos Florestais (2005). *Gestão Pós-Fogo: extracção da madeira queimada e protecção da floresta contra a erosão do solo*. Lisboa: DGRF.
- Fernandes, P. A. M. (2006). Silvicultura preventiva e gestão de combustíveis: opções e optimização. In *Incêndios Florestais em Portugal: Caracterização, Impactes e Prevenção*, ed. J. S. Pereira, J. M. C. Pereira, F. C. Rego, J. M. N. Silva & T. P. Silva, pp. 327-354. Lisboa: ISAPress.
- Ferreira A. J. D., Coelho, C. O. A., Walsh, R. P. D., Shakesby, R. A., Ceballos, A. & Doerr, S. H. (2000). Hydrological implications of soil water repellency in *Eucalyptus globulus* forests, north-central Portugal. *Journal of Hydrology*, **231-232**, 165-177.
- Ferreira, A. J. D., Coelho, C. O. A., Shakesby, R. A. & Walsh, R. P. D. (1997). Sediment and solute yield in forest ecosystems affected by fire and rip-ploughing techniques, central Portugal: a plot and catchment analysis approach. *Physical Chemistry Earth*, **22** (3-4), 309-314.
- Hopmans, P., Stewart, H. T. L. & Flinn, D. W. (1993). Impacts of harvesting on nutrients in a eucalypt ecosystem in southeastern Australia. *Forest Ecology and Management*, **59**, 29-51.
- McIver, J. D. & Starr, L. (2000). *Environmental Effects of Postfire Logging: Literature Review and Annotated Bibliography*. General Technical Report PNW-GTR-486. Portland: Pacific Northwest Research Station.

- Pinho, J. R., Louro, G. & Paulo, S. (2006). Recuperação das áreas ardidas em Portugal e a gestão do fogo: a experiência da equipa de reflorestação (2004-2005). In *Incêndios Florestais em Portugal: Caracterização, Impactes e Prevenção*, ed. J. S. Pereira, J. M. C. Pereira, F. C. Rego, J. M. N. Silva & T. P. Silva, pp. 467-494. Lisboa: ISAPress.
- Shakesby, R. A., Boakes, D. J., Coelho, C. O. A., Gonçalves, A. J. B. & Walsh, R. P. D. (1996). Limiting the soil degradational impacts of wildfire in pine and eucalyptus forests in Portugal: a comparison of alternative post-fire management practices. *Applied Geography*, **16** (4), 337-355.
- Shakesby, R. A., Coelho, C. O. A., Ferreira, A. D. & Walsh, R. P. D. (2002). Ground-level changes after wildfire and loughing in eucalyptus and pine forests, Portugal: implications for soil microtopographical development and soil longevity. *Land degradation & development*, **13**, 111-127.
- Shakesby, R. A., Coelho, C. O. A., Ferreira, A. D., Terry, J. P. & Walsh, R. P. D. (1993). Wildfire impacts on soil erosion and hydrology in wet mediterranean forest, Portugal. *International Journal of Wildland Fire*, **3** (2), 95-110.
- Shakesby, R. A., Coelho, C. O. A., Ferreira, A. D., Terry, J. P. & Walsh, R. P. D. (1994). Fire, post-burn land management practice and soil erosion response curves in eucalyptus and pine forests, north-central Portugal. In *Soil Erosion and Degradation as a Consequence of Forest Fires*, ed. M. Sala & J. L. Rubio, pp. 111-132. Logoño: Geoforma Ediciones.
- The Nature Conservancy (2004). *Fire, Ecosystems & People – A Preliminary Assessment of Fire as a Global Conservation Issue*. Tallahassee, Florida: The Nature Conservancy.
- Thomas, A. D., Walsh, R. P. D. & Shakesby R. A. (1999). Nutrient losses in eroded sediment after fire in eucalyptus and pine forests in the wet Mediterranean environment of northern Portugal. *Catena*, **36**, 283-302.
- Thomas, A. D., Walsh, R. P. D. & Shakesby, R. A. (2000). Post-fire forestry management and nutrient losses in eucalyptus and pine plantations, northern Portugal. *Land Degradation & Development*, **11**, 257-271.
- Turner, J. & Lambert, M. J. (1983). Nutrient cycling within a 27-year old *Eucalyptus grandis* plantation in New South Wales. *Forest Ecology and Management*, **6**, 155-168.
- Vallejo, R. & Alloza, J. A. (2006). Reabilitação de áreas ardidas na bacia mediterrânica. In *Incêndios Florestais em Portugal: Caracterização, Impactes e Prevenção*, ed. J. S. Pereira, J. M. C. Pereira, F. C. Rego, J. M. N. Silva & T. P. Silva, pp. 445-465. Lisboa: ISAPress.

- Walsh, R. P. D., Boakes, D. J., Coelho, C. O. A., Ferreira, A. D., Shakesby, R. A. & Thomas, A. D. (1995). Post-fire land use and management and runoff responses to rainstorms in northern Portugal. In *Geomorphology and Land Management in a Changing Environment*, ed. D. F. M. McGregor & D. A. Thompson, pp. 283-308. New York: John Wiley & Sons.
- Walsh, R. P. D., Boakes, D., Coelho, C. O. A., Gonçalves, A. J. B. & Shakesby, R. A. (1994). Impact of fire-induced hydrophobicity and post-fire forest litter on overland flow in northern and central Portugal. In *Proceedings of the 2d international conference on forest fire research*, 1994 November, Coimbra, Portugal, ed. D. X. Viegas, pp. 1149-1159.
- Walsh, R. P. D., Coelho, C. O. A., Shakesby, R. A. & Terry, J. P. (1992). Effects of land use management practices and fire on soil erosion and water quality in the Águeda River Basin Portugal. *GEOÖKOplus*, **3**, 15-36.
-

Impactes socioeconómicos da expansão do eucaliptal

José G. Borges¹ e Genoveva C. Borges²

¹ Departamento de Engenharia Florestal,
Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa.
E-mail: joseborges@isa.utl.pt

² Santa Casa da Misericórdia de Lisboa.
E-mail: genoveva.borges@santacasa.pt

I – INTRODUÇÃO

Uma análise das consequências socioeconómicas da expansão do eucaliptal em Portugal não pode deixar de considerar o modelo de desenvolvimento seguido por este país, e as perspectivas que decorrem da crescente integração das economias nacionais na Europa. As recentes transformações económicas, sociais e culturais – a níveis nacional e regional – enquadram e justificam as alterações entretanto observadas nas paisagens rurais e, entre elas, a que decorre do processo de intensificação cultural associado à utilização da *Eucalyptus globulus*. A especialização das economias e as resultantes estratégias produtivas determinam a utilização dos recursos e encorajam o abandono dos sistemas de produção tradicionais. Entretanto, preocupações com a conservação da natureza e a procura de serviços ambientais configuram políticas de apoio ao desenvolvimento de uma paisagem rural diversificada. Em consequência, uma análise prospectiva dos impactes socioeconómicos da expansão ou da contracção da área de eucaliptal envolve necessariamente uma equipa multidisciplinar e o suporte de tecnologias de informação e comunicação (TIC) (Reynolds et al., 2005). As características dos sistemas florestais e entre estas a especificidade dos respectivos contextos espacial e temporal sugerem competências específicas para realizar projecções e conseguir uma base sólida de informação para analisar cenários. Os modelos e sistemas de decisão são uma ferramenta indispensável para esta competência e para facilitar a comunicação entre especialistas. Por exemplo, o *Generic Environmental Impact Statement* (GEIS) – um estudo de análise de impactes da expansão da procura de produtos florestais no estado de Minnesota, nos E.U.A. – teve por base modelos e sistema de apoio à decisão que permitiram o envolvimento efectivo de mais de 60 cientistas no estudo mais extenso e alargado sobre recursos florestais já realizado nos E.U.A. (Jaakko Poyry Consulting, 1994). Em Portugal, existe alguma experiência de utilização destes instrumentos no âmbito da análise estratégica do planeamento da gestão de eucaliptais (e.g., Borges & Falcão, 1998; Borges & Falcão, 1999; Borges & Falcão, 2000). Entretanto, os estudos de análise de impactes socioeconómicos desenvolvidos em Portugal sem recurso a mode-

los e sistemas de decisão são inevitavelmente um exercício predominantemente descritivo. Este capítulo consiste numa edição sumária de um estudo deste tipo realizado pelos autores em 1989. Pretendeu-se actualizar alguma informação relativa ao enquadramento da expansão do eucaliptal no passado recente.

2 – O MODELO PORTUGUÊS DE DESENVOLVIMENTO RURAL

A especificidade do modelo de desenvolvimento português decorre das sucessivas políticas de utilização dos factores internos, às quais não será alheia a posição geográfica do país, e traduz-se, até à década de sessenta, por uma acumulação lenta de capital. A permanente disponibilidade de mão-de-obra a baixo preço, o proteccionismo e as relações privilegiadas com as ex-colónias contribuíram para um quadro onde, a par de uma agricultura pouco produtiva, se inscreveu um incipiente tecido industrial concentrado na faixa litoral do país. A expansão da agricultura foi conseguida no passado à custa da retracção da área florestal; ao invadir domínios para os quais nem sempre estaria vocacionada, aquela actividade determinou a paisagem rural no século XX.

Mais recentemente, a recessão económica internacional e a crise financeira do estado português conduzem o país a procurar uma via alternativa de desenvolvimento. Neste quadro, a integração nas comunidades europeias surgiu como condição para otimizar as nossas potencialidades. Ao tornar possíveis, no curto e médio prazos, as transformações estruturais da agricultura e da indústria portuguesas, aquela constituiu-se como motor do desenvolvimento económico nacional. Esta integração levou ainda à redefinição da posição do país no sistema económico internacional e implicou um acentuar do padrão de especialização da economia portuguesa.

Contribuem para definir este padrão as actividades têxtil e do calçado, florestal e do turismo, relativamente às quais se observam saldo positivos nas nossas relações com o exterior. Embora o sector florestal represente apenas, e em média, 3% do produto interno bruto português, o comércio externo de produtos florestais representa, também em média, mais de 11% do total das exportações (Agência Portuguesa de Investimento, 2005). Estes valores contrastam com os saldos negativos

registados nas trocas de produtos agrícolas, e são tanto mais significativos quanto se sabe que o valor dos factores produtivos nacionais representava recentemente mais de 90% do valor total dos recursos utilizados pela actividade florestal. Deste modo, contribuem para o equilíbrio da balança de pagamentos, objectivo prosseguido pela política económica nacional. A importância ecológica e económica do sector florestal resulta ainda da contribuição para a oferta de oportunidades de recreio e de serviços ambientais (e.g., sequestro de carbono) que conhecem uma procura crescente por parte da população predominantemente urbana.

O padrão de especialização do país conduziu à exploração da sua faixa litoral como local privilegiado de concentração das actividades ligadas ao desenvolvimento económico. Desenhou-se uma distinção nítida e crescente entre o Litoral e o Interior. Assim, enquanto na primeira região, o produto dos sectores secundário e terciário constituía, em 1981, cerca de 90% do seu total, na segunda, o produto da agricultura constituía cerca de 30% do total respectivo e empregava ainda cerca de 70 e 50% da população activa, respectivamente, no Norte e Centro e no Alentejo. Esta distribuição geográfica das actividades económicas explica a evolução demográfica e acentua as assimetrias regionais apesar das políticas recentes de desenvolvimento regional. Em 1981, a população na faixa atlântica atingia 77% do total do país, distribuindo-se por menos de metade do território nacional. Mais recentemente, entre 1991 e 2001 verificou-se um aumento até 50% da população em concelhos do Litoral enquanto que em concelhos do Interior se registaram decréscimos entre 12 e 19%. O êxodo rural integra-se nesta evolução demográfica e explica-se pelas baixas produtividades agrícolas e pela consequente procura de maiores rendimentos noutras actividades.

As transformações estruturais do sector agro-florestal português encontram na União Europeia (UE) um meio de viabilidade e de afirmação e, simultaneamente, uma orientação que resulta das suas políticas sectoriais. A reforma da Política Agrícola Comum (PAC) no final da década de 80, como forma de fazer face à grave crise orçamental originada pelos excedentes agrícolas, colocou restrições à produção. As exigências de produtividade e de competitividade que dela resultaram conduziram o país a uma maior especialização produtiva.

A sustentação dos preços deixou de ser o instrumento privilegiado para garantir o rendimento dos agricultores. Em 1985, o Regulamento (UE) n.º 797/85 enquadrou um conjunto de acções que visaram reduzir o volume do investimento na produção agrícola: apoiou-se a reconversão cultural e encorajou-se a cessação de actividade e promoveram-se medidas com vista à redução efectiva dos custos de produção mediante uma gestão racional, eficaz e interveniente na transformação e comercialização dos produtos. O Decreto-Lei n.º 79-A/87, que aplicou o regulamento comunitário a Portugal, afirmava que “... as ajudas financeiras comunitárias e nacionais se devem concentrar nos investimentos que permitam reduzir os custos de produção, melhorar as condições de trabalho e que visem a reconversão das produções, adaptando-as às necessidades dos mercados”.

No quadro da UE e das deficiências estruturais do sector agrícola português, as baixas produtividades associadas a sistemas de exploração frequentemente caracterizados por uma inadequada utilização dos solos encorajaram a reconversão cultural. O investimento no acréscimo das produtividades agrícolas concentrar-se-ia nas áreas vocacionadas para a agricultura. No âmbito daquela reconversão, a actividade florestal evidenciava potencialidades ecológicas e económicas. Em 1991, pensava-se que a área florestal do país, com 3 milhões de hectares, poderia expandir-se até cerca de 5,3 milhões, mediante o aproveitamento, intensivo ou extensivo, de acordo com o enquadramento ecológico e socioeconómico, de terrenos incultos ou marginais para uma agricultura com rendibilidade. Esta realidade encontrou eco no Regulamento (UE) n.º 3828/85 que, ao instituir o Programa Específico para o Desenvolvimento da Agricultura Portuguesa (PEDAP), propôs o financiamento de investimentos florestais nas explorações agrícolas, e resultou na organização do Programa de Acção Florestal (Portaria n.º 258/87) que pretendia atingir uma melhor e mais intensiva utilização dos povoamentos florestais. A política florestal portuguesa desenvolveu entretanto instrumentos com o objectivo persistente de apoiar a expansão da área florestal e ou de garantir a sustentabilidade dos recursos florestais, de acordo com o padrão de especialização económica do país.

3 – A EXPANSÃO DO EUCALIPTAL NO CONTEXTO DA REORGANIZAÇÃO DO TECIDO PRODUTIVO NACIONAL

Nas últimas décadas a área ocupada pelo eucalipto triplicou, atingindo actualmente mais de 740 mil hectares, o que representa cerca de 23% da área florestal do país (Direcção-Geral das Florestas, 2001). A esta expansão não serão alheios os seus índices de produtividade, bem como a crescente intervenção das indústrias de pasta para papel na produção florestal com vista a garantir o seu abastecimento em matéria-prima. À semelhança do que se observa na distribuição das actividades no espaço continental, a expansão do eucalipto faz-se, por razões ecológicas e económicas, predominantemente na faixa litoral, próximo dos centros de transformação.

Uma análise das consequências da expansão desta espécie não pode deixar de considerar aspectos não directamente relacionados com a sua exploração. Assim, para além das questões que se prendem com a eficiência dos sistemas de produção haverá que entrar em linha de conta com impactes ambientais, sociais e económicos, distinguindo quer os efeitos indirectos ou induzidos sobre outras actividades económicas, quer ainda os reflexos possíveis nas práticas sociais, a níveis nacional e regional.

O exame da rendibilidade dos sistemas permite-nos verificar as elevadas produtividades relativas desta espécie (ver o capítulo de Soares et. al. neste volume). Os rendimentos económicos gerados aliciam para esta cultura florestal os pequenos proprietários privados, que não obtêm nas culturas agrícolas tradicionais tais contrapartidas. A intervenção das indústrias transformadoras nas acções de arborização com eucalipto com o objectivo de integração vertical das actividades produtivas contribui para a expansão da espécie. Ela procura assegurar uma estrutura mais eficiente ao contribuir para a optimização de todo o processo que vai da plantação à comercialização do produto final. A dimensão das áreas envolvidas é uma importante condição para o planeamento efectivo da gestão florestal. Para além disso, exigências relativa à certificação dos produtos florestais obrigam as empresas a integrar naquele planeamento preocupações com a sustentabilidade da gestão.

Acompanhando a expansão da área de eucaliptal, a oferta anual de lenho desta espécie cresce até 6,3 milhões de metros cúbicos com casca (CELPA, 2004). As ofertas de outros produtos florestais como o pinho, a resina ou a cortiça permanecem aparentemente estáveis. Nas alterações entretanto verificadas nas áreas ocupadas por outras espécies florestais haverá a registar a regressão do montado de azinho e o crescimento da área que antes ocupada pelo pinhal, se encontra desarborizada por motivo de incêndio ou de corte raso. Se o eucalipto não é concorrente da azinheira, por razões ecológicas ou por disposição legal (Decreto-Lei n.º 12/77), já será de admitir que parte da área de pinhal tenha sido ou venha a ser reconvertida, apesar dos condicionalismos legais (Decreto-Lei n.º 139/88).

Parece assim, que aquela expansão se terá verificado predominantemente à custa da diminuição das áreas de incultos e de áreas afectas a uma agricultura marginal onde a floresta assume um papel residual. Pensa-se que a área com aptidão agrícola constitui metade da actual área agrícola nacional. A florestação com eucalipto surge nestes casos, e pelas razões acima referidas, como alternativa apetecida para a reconversão cultural.

A capacidade de uso dos solos e uma organização da produção que se caracteriza por uma estrutura fundiária assente na pequena propriedade e por uma incapacidade de intervenção nos circuitos de transformação e comercialização, não terão permitido aos pequenos proprietários, na sua esmagadora maioria idosos e sem qualificações, encontrar alternativas mais favoráveis. Actualmente, os proprietários privados singulares detêm mais de 70% da área de eucaliptal do país. Constituiria matéria interessante de estudo a quantificação dos decréscimos observados nas produções agrícolas como resultado da reconversão bem como o impacte da afirmação recente do associativismo florestal sobre as opções dos proprietários florestais. Esta reconversão florestal tem inevitáveis implicações sobre o nível do emprego agrícola e sobre a estabilidade das comunidades rurais, que deverão ser analisadas a um nível regional e sem esquecer o cenário onde aquele se situa e de que acima se fez um esboço. Particular atenção se deverá prestar às regiões consideradas desfavorecidas que constituem 75% da área agrícola portuguesa.

A nível nacional, o emprego agrícola diminuiu substancialmente nas últimas décadas e representava em 2000 apenas cerca de 11% do emprego total (INE, 2001). Apesar da informação disponível não permitir o aprofundamento da análise, parece lícito admitir que as alterações sejam de magnitude superior no interior do país, onde a actividade agrícola assume maior importância económica. Elas não encontrarão aqui, no entanto, principal justificação na expansão do eucaliptal, que é feita, como se observou, predominantemente na faixa litoral da região central do país.

As arborizações terão contribuído, em medida não quantificada, para as migrações internas e para as transferências de emprego entretanto verificadas e que se inserem nos processos de especialização produtiva e de evolução demográfica portuguesas. Note-se que, apesar da diminuição apreciável no emprego agrícola, a produtividade deste sector tem conhecido um crescimento negativo.

O lenho de eucalipto destina-se principalmente ao consumo pela indústria de pasta pelo que a expansão do eucaliptal está indissociavelmente ligada ao desenvolvimento deste ramo de actividade industrial. Aquela garante, por outro lado, o abastecimento da indústria do papel com matéria-prima nacional. A produção total de pasta, utilizando apenas produtos florestais nacionais cresceu nas décadas de 80 e 90 mais de 270% atingindo em 2004 cerca de 1949 milhares de toneladas. Este resultado é fruto de um considerável volume de investimentos e das produtividades conseguidas. A produção de papel, por seu turno, cresceu no mesmo período 390% atingindo as 1673 mil toneladas, permanecendo estável a percentagem em valor da matéria-prima nacional utilizada (cerca de 80%).

A análise, na matriz de relações intersectoriais, dos consumos intermédios do ramo da pasta e do papel permite observar que é nos ramos do petróleo, da electricidade, gás e água, dos químicos e dos equipamentos e reparações que se concentram os efeitos induzidos pela expansão do eucaliptal. Aqueles ultrapassam as compras feitas à Silvicultura, embora representem apenas metade do valor das trocas internas. Constituem uma percentagem abaixo dos 2% das procuras intermédias feitas aos respectivos ramos.

A informação disponível não permite observar eventuais consequências sobre as indústrias agro-alimentares, embora o ritmo de crescimento destas não pareça

ser afectado, possivelmente devido à natureza das áreas e das explorações reconvertidas. A capacidade de uso dos solos, a baixa produtividade agrícola e a natureza dos produtos, destinados predominantemente à procura final, poderão justificá-lo.

Está ainda por estudar o impacte que a arborização com esta espécie poderá ter sobre as outras indústrias da madeira, também principalmente concentradas na faixa litoral, do Norte e do Centro. A análise das tendências da evolução recente de indústrias como o mobiliário, a carpintaria ou as serrações indica falta de capacidade de adaptação e afirmação nos mercados e um decréscimo substancial do número de estabelecimentos e do emprego. A crise observada encontra alguma justificação em razões internas às próprias empresas. A falta de investimento e uma estrutura de custos onde pesam as despesas com a mão-de-obra e com a matéria-prima têm como contraponto uma produtividade baixa. No entanto, serão o desenvolvimento industrial e a reorganização produtiva em curso que, em última análise, a determinam. Ao enquadrarem a expansão do eucaliptal e das indústrias da pasta e dos aglomerados, contribuem para o crescimento dos preços do material lenhoso e dos salários médios e, em consequência, para o agravamento dos custos e diminuição de rendibilidade daquelas empresas. Podem afectar ainda, de modo que interessaria analisar, a qualidade da oferta de matéria-prima, nomeadamente no que respeita à dimensão necessária àquelas actividades de transformação apesar das restrições legais à realização de cortes.

O emprego nas indústrias florestais tem por isso vindo a diminuir. Com as remunerações pagas passa-se o mesmo, embora de forma menos acentuada. À maior produtividade das indústrias capital-intensivas, como são as da pasta, estão associadas remunerações dos factores produtivos de valor superior ao permitido pelos estabelecimentos tradicionais, de pequena dimensão e artesanais.

A expansão do eucalipto e a actividade industrial que por ela é alimentada tem consequências positivas para o comércio externo. Estas são evidenciadas pelo valor das exportações de pasta e do papel, destinadas predominantemente a países da União Europeia, que atinge persistentemente mais de 40% do total florestal e 6% do total nacional. As importações, pelo contrário, não ultrapassam em média 0,2% do valor correspondente ao conjunto das indústrias transformadoras.

A análise das implicações desta reconversão cultural sobre a balança de pagamentos portuguesa deverá considerar ainda os acréscimos, a quantificar, nas importações dos outros ramos de actividade que resultem dos consumos intermédios da indústria de pasta, as transferências de capitais efectuadas e os impactos sobre o comércio externo de outros produtos lenhosos.

4 – A EXPANSÃO DO EUCALIPTAL NO QUADRO DAS ALTERAÇÕES NOS MODELOS DE OCUPAÇÃO DO TERRITÓRIO NACIONAL

Em 1940, a distribuição da população evidenciava duas distinções claras: Norte/Sul e Litoral/Interior. Essas distinções que, como se observou, se acentuam nas últimas décadas com o decorrer do processo de especialização produtiva em Portugal, têm como contraponto transformações no modelo de ocupação do território. À dispersão do povoamento rural no Norte e Centro Litorais sucede uma progressiva concentração em torno dos aglomerados onde se reúnem a indústria e os serviços. Nas regiões do Interior e do Alentejo, onde o povoamento concentrado tem sido uma constante, assiste-se à desertificação de algumas áreas, convergindo as populações residentes para os centros que oferecem maiores e melhores oportunidades: onde os sectores secundário e terciário conhecem maior desenvolvimento.

A expansão do eucaliptal, e a intensificação cultural a que está associada, decorrendo do processo de reorganização produtiva, poderá acentuar a tendência de concentração das populações. No entanto, as transformações observadas nos tipos de povoamento antecedem aquela reconversão cultural, notando-se que as menores densidades demográficas se registam nos distritos do Interior onde a área de eucaliptal tem expressão nula ou pouco significativa.

O processo de industrialização e desenvolvimento dos serviços em curso no país nas últimas décadas leva a que os produtos dos sectores secundário e terciário conheçam um peso crescente a nível regional. A geografia portuguesa determina em larga medida, e como se observou, a localização das actividades

produtivas, pelo que é no Litoral que o produto daqueles sectores tem maior significado. A este crescimento corresponde uma diminuição do número de explorações agrícolas em todas as regiões (INE, 1999). No entanto, permanece uma prática enraizada nalgumas regiões: a exploração da pequena empresa agrícola a tempo parcial. Esta, com maior incidência nalguns distritos (Porto, Aveiro, Coimbra e Leiria) desempenha um importante papel na reprodução de força de trabalho. Entre as características que podem ser atribuídas a esta actividade e que concorrem para a estabilidade das comunidades rurais, salientemos:

- o prolongamento da vida activa da população idosa / forma de ocupação dos jovens à procura do 1º emprego;
- o reforço da solidariedade intra e inter-famílias;
- o fomento de certos atributos propiciadores de iniciativa empresarial noutros sectores.

As oportunidades que uma maior diversidade de actividades proporciona contribuem também para uma maior estabilidade das comunidades ao nível regional. No Interior, as reduzidas oportunidades de emprego que resultam da inexistência de sectores secundário e terciário desenvolvidos não permitem o equilíbrio necessário à fixação das populações. No Litoral, pelo contrário, encontramos as condições para uma maior estabilidade que decorrerá, afinal, do modelo de desenvolvimento seguido no país.

A expansão do eucaliptal tem sido feita nas regiões onde se concentra o desenvolvimento económico, e insere-se no padrão de especialização produtiva. Deste decorre uma reorganização do tecido produtivo nacional que conduz a novos equilíbrios intra-regionais, que interessaria estudar. É neste quadro que deverá situar-se a análise dos impactes, ainda não estudados, da expansão do eucaliptal sobre o equilíbrio das comunidades locais. Referências

REFERÊNCIAS

- Agência Portuguesa de Investimento (2005). *Custos de Contexto, Boletim n.º 7 – Número Especial: Conferência Internacional “Investir nas Florestas Portuguesas*. Porto:API.
- Borges, J. G. & Falcão, A. (1998). *Simulação expedita de planos estratégicos para a área de eucaliptal da Portucel Florestal*. Grupo de Economia e Gestão em Recursos Florestais, Departamento de Engenharia Florestal, Instituto Superior de Agronomia, Lisboa.
- Borges, J. G. & Falcão, A. (1999). *Simulação expedita de planos estratégicos para a área de eucaliptal da Silvicaima, Sociedade Sílícola Caima*. Grupo de Economia e Gestão em Recursos Florestais, Departamento de Engenharia Florestal, Instituto Superior de Agronomia, Lisboa.
- Borges, J. G. & Falcão, A. (2000). *Simulação expedita de planos estratégicos para a área de eucaliptal da Stora Celbi, Celulose Beira Industrial, SA*. Grupo de Economia e Planeamento em Recursos Florestais, Departamento de Engenharia Florestal, Instituto Superior de Agronomia, Lisboa.
- CELPA (2004). *Boletim Estatístico da Indústria Papeleira Portuguesa*. Lisboa: CELPA – Associação da Indústria Papeleira.
- Direcção-Geral das Florestas (2001). *Inventário Florestal Nacional. Portugal Continental, 3ª Revisão, 1995-1998*. Lisboa: DGF.
- INE (1999). *Recenseamento Geral da Agricultura 1999*. Lisboa: Instituto Nacional de Estatística.
- INE (2001). *Censos 2001. XIV Recenseamento Geral da População*. Lisboa: Instituto Nacional de Estatística.
- Jaakko Poyry Consulting (1994). *Generic Environment Impact Statement on Timber Harvesting and Forest Management in Minnesota*. Tarrytown, NY: Jaakko Poyry Consulting, Inc.
- Reynolds, K. M., Borges, J. G. Vacik, H. & Lexer, M. J. (2005). Information and communication technology in forest management and conservation. In *Information Technology and the Forest Sector*, IUFRO World Series Volume 18, ed. L. Hetemaki & S. Nilsson, pp. 150-171. Vienna, Austria: International Union of Forest Research Organizations.

A expansão do eucaliptal e as modificações das paisagens

Beatriz Fidalgo e Fernando Páscoa

Departamento Florestal, Escola Superior Agrária de Coimbra.
E-mail: bfidalgo@esac.pt; fpascoa@esac.pt

I – PORTUGAL NO CONTEXTO DA EUROPA. O DOMÍNIO DA OCUPAÇÃO FLORESTAL NA PAISAGEM RURAL

A Europa é caracterizada por uma grande diversidade de paisagens humanizadas, e daí a diversidade de situações encontradas no que concerne às áreas florestais e ao contexto social e económico que as caracteriza. Este facto é evidenciado pelos dados apresentados no Quadro I, retirados do *Forest Resources Assessment* (FAO, 2001) para os recursos globais do planeta. A evolução das áreas florestais ao longo da última década do século XX revela que a expansão de área florestal, característica da segunda metade desse século, começa agora a diminuir. Os países do Norte atingiram a estabilidade no que concerne à ocupação florestal, os países do Centro aproximam-se dessa situação, e os países do Sul caminham a um ritmo mais lento para ela. Trata-se de um mesmo fenómeno em estágios diferentes de evolução no qual Portugal, segundo esta fonte de informação, apresenta uma taxa de crescimento claramente superior aos restantes países.

Como se pode observar no Quadro I, enquanto que nos países do Norte da Europa as práticas de gestão técnica são generalizadas, uma vez que todas as áreas são geridas de acordo com planos de gestão e a maior parte da floresta está certificada, os países do Sul da Europa possuem muito menor área gerida de acordo com planos de gestão (formal ou informal e por um período superior a cinco anos), e uma percentagem praticamente insignificante de floresta certificada, o que configura um menor grau de profissionalização. Portugal destaca-se também neste aspecto por apresentar, com excepção da Itália, a percentagem mais baixa de área gerida de acordo com planos de gestão. O valor de 33% corresponde a pouco mais do que o somatório da área gerida pelo estado (pública e comunitária) com a área de plantações industriais. Portugal possui também uma grande proporção de plantações industriais (FAO, 2001), cerca de 10% da área florestal do país, e uma pequena percentagem de área florestal pertencente ao Estado.

As diferenças de realidade acabadas de enunciar traduzem-se em diferentes preocupações dominantes entre os países do Norte e do Sul. Segundo a FAO (2001), as preocupações dos países do Norte relativamente às áreas florestais passam

Quadro I – Principais características da floresta em alguns países europeus (área: 10³ ha).

País	Área em 2000			Propriedade privada ² %	Propriedade privada ³ %	Plano de gestão %	Floresta certificada %
	Total	Área florestal ¹	%				
Finlândia	30 459	21 935	72	75-85	70,3	100	99,8
Noruega	30 683	8 868	29	75-86	75,5	81	63,1
Suecia	41 162	27 134	66	75-87	79,7	100	41,2
Áustria	8 273	3 886	47	69	82,0	100	14,2
Alemanha	34 027	10 740	32	—	47,0	100	30,2
França	55 010	15 341	28	62	75,0	100	0,1
Grécia	12 890	3 599	28	—	18,1	56	0,0
Itália	29 406	10 003	34	66	67,0	11	0,1
Portugal	9 150	3 666	40	75	92,3	33	0,0
Espanha	49 945	14 370	29	75	78,4	81	0,0

¹ Área estimada pela FAO (2001) | ² Percentagem da área florestal referindo-se exclusivamente à propriedade na posse de proprietários privados (FAO, 2001) | ³ Percentagem da área florestal referindo-se a percentagem de propriedade dividida em duas classes: pública e privada (EFI, 2005)

pela existência de uma pressão da opinião pública, que se faz sentir já há alguns anos, para reconverter grande parte das áreas florestais com objectivos de produção lenhosa para objectivos de protecção ambiental e sobretudo de conservação da biodiversidade. Conjuntamente, verifica-se um esforço de alteração das práticas silvícolas no sentido do aumento da diversidade dos povoamentos e da sustentabilidade da gestão florestal, sustentabilidade que deverá ser provada através da implementação de um processo de certificação.

Os países do Centro da Europa caminham para esta situação a ritmos diversos de acordo com as condições endógenas de cada país, enquanto que os países do Sul se encontram ainda num estágio inicial do percurso relativamente ao sentir das preocupações acima enunciadas e possuem, para além

destas, outras preocupações específicas, das quais se salientam: 1) a existência de matas naturais com baixa produtividade; 2) o êxodo da população das áreas onde estão localizados os espaços florestais e as dificuldades na manutenção de comunidades rurais viáveis que no passado tinham a agricultura e a floresta como actividade principal; 3) o baixo rendimento proveniente da agricultura e da floresta; 4) o baixo nível de profissionalização; 5) a destruição de grandes áreas florestais pelos incêndios.

Pode dizer-se, em resumo, que Portugal, no contexto europeu, se destaca por possuir uma elevada percentagem de área florestal com uma taxa de crescimento acima dos outros países da Europa, uma baixa percentagem de área gerida através de planos de gestão e uma percentagem insignificante de área certificada. É também o país com menor proporção de área pública. De entre as suas preocupações específicas ressalta-se o facto de a actividade florestal aparecer ligada a problemas sociais e económicos ainda por resolver, e ser assolada frequentemente por incêndios de proporções catastróficas que provocam rupturas no processo evolutivo da paisagem.

2 – REGIME DE PROPRIEDADE

A análise do Quadro I mostra a importância que a propriedade privada apresenta em todos os países da Europa. A diferença de estimativas para a percentagem de área privada encontrada nas duas fontes consultadas – FAO, 2001 e EFI, 2005 – pode explicar-se pelo facto de nas estatísticas do EFI ter sido contabilizada a área comunitária como propriedade privada em países como a França, a Itália, a Grécia, a Espanha e Portugal. Em Portugal, e em particular nas regiões Centro e Norte do país, coexistem nas áreas com ocupação florestal os três regimes de propriedade: privada, comunitária e pública. No domínio da propriedade privada distinguem-se os proprietários industriais (PIFO, *Private Industrial Forest Owners*), cujos objectivos de gestão se encontram quase estritamente orientados para a produção de material lenhoso de eucalipto para pasta para papel, e os restantes proprietários

designados genericamente por proprietários florestais privados não industriais (NIFO, *Non Industrial Forest Owners*). Citando como origem dados do Instituto Florestal, CESE (1998) caracteriza o regime de propriedade existente no nosso país no ano de 1991 de acordo com o Quadro 2.

Quadro 2 – Área florestal em Portugal segundo o regime de propriedade em 1991.

Regime de propriedade	Área	
	(10 ³ ha)	(%)
Área privada não industrial (NIFO)	2 497	77,8
Área na posse de colectivos de trabalhadores	40	1,2
Área privada industrial (PIFO)	205	6,4
Área comunitárias	380	11,8
Área pública	86	2,8
Total	3 208	100

Fonte: Dados do Instituto Florestal publicados em CESE (1998)

Mais recentemente, Baptista & Santos (2005) estimam o regime de propriedade em Portugal de acordo com o Quadro 3. Para esta estimativa os autores utilizaram o valor da área florestal resultante da 3ª Revisão do Inventário Florestal Nacional de 1995/1998, e as estimativas da área pública, comunitária e industrial fornecidos pela Direcção-Geral dos Recursos Florestais (DGRF). A área privada não industrial foi calculada como a diferença para o total da área florestal. A área privada pertencente à Igreja, Autarquias e outras comunidades foi estimada de acordo com a percentagem encontrada para esta classe por estes autores no inquérito que serviu de base ao trabalho de caracterização dos proprietários florestais. A comparação dos quadros 2 e 3 mostra que a área florestal na posse de colectivos de trabalhadores se extinguiu e foi incorporada nas outras classes de propriedade privada. A área pertencente às indústrias florestais aumentou, enquanto que a área nos regimes público e comunitário se manteve estável.

Quadro 3 – Área florestal em Portugal segundo o regime de propriedade em 2000.

Regime de propriedade	Área	
	(10 ³ ha)	(%)
Área privada pertencente a proprietários não industriais (NIFO)	2 453	73,4
Área privada pertencente à Igreja, Autarquias e outras comunidades	100	3,0
Área privada industrial (PIFO)	330	9,8
Área comunitária	380	11,3
Área pública	86	2,5
Total	3 340	100

Fonte: Baptista & Santos (2005)

3 – Os principais actores das paisagens florestais

O domínio dos NIFO sobre as áreas florestais não é exclusivo de Portugal. A sua representatividade é elevada na maioria dos países da Europa. A tomada de consciência da sua expressividade, tanto em termos de número de participantes e da área florestal que possuem, como na sua contribuição para a produção lenhosa e não lenhosa nos países da Europa, é uma das razões que, segundo Harrisson et al. (2002), justifica o interesse que ultimamente tem merecido esta classe de proprietários não só por parte da comunidade científica como também por parte do poder político. Este interesse reside também na diversidade de objectivos que caracteriza este grupo e o aproxima do crescente interesse da sociedade na multi-funcionalidade dos espaços florestais (Harrisson et al., 2002; Hugosson & Ingemarson, 2004; Ziegenspeck et al., 2004). A estas razões acrescem ainda Harrisson et al. (2002) o facto de ser cada vez mais difícil, e portanto menos provável, o surgimento de grandes plantações industriais na Europa.

Convém então clarificar o que se entende por propriedade florestal não industrial. Segundo Helms (1998) trata-se de “...área florestal na posse de indi-

vídus ou corporações que não a indústria florestal, e que pode ser gerida com outros objectivos para além da produção lenhosa...”. Já a designação de pequena propriedade assume significados diferentes nos países da Europa, reflectindo uma vez mais a diversidade de realidades. Harrisson et al. (2002), citando exemplos de pequena propriedade, referem valores entre os 25 e os 40 ha em países nórdicos como a Finlândia, a Noruega e a Suécia, enquanto que para países de expressão germânica, como a Alemanha, a Áustria e a Suíça, referem que 36% da área florestal é ocupada com propriedades de área inferior a 5 ha.

Nos países do Sul, como a Espanha, Portugal e França, a propriedade privada é ainda de menores dimensões. Em Espanha 66% da área florestal pertence a proprietários privados com uma área média de 3 ha (Fernández-Espinar, 2003). Em França, as propriedades com área inferior a 10 ha representam 30% da área florestal (Bianco, 1998). Em Portugal, Baptista & Santos (2005) classificam a área florestal de pequena quando inferior a 5 ha, mas não existem estatísticas relativas à dimensão da propriedade florestal. Os dados apresentados no Quadro 4 referem-se à superfície agrícola utilizável (SAU) das explorações agrícolas, pelo que a superfície total das explorações mistas, no caso de possuírem áreas florestais sem culturas sob coberto, pode ser bastante superior. De qualquer forma estes dados fornecem um valor indicativo da dimensão da estrutura fundiária na agricultura, mostrando que cerca de 80% das explorações agrícolas são consideradas de pequena dimensão e representam apenas cerca de 14% da SAU.

A distribuição do número de explorações por classes de dimensão não é uniforme em todo o país, com as explorações de grandes dimensões a predominarem no Sul e as de pequena e média dimensão a predominarem no Norte e Centro, facto que retira em grande parte utilidade aos valores médios. De acordo com os resultados do inquérito realizado por Baptista & Santos (2005), a proporção de proprietários florestais que são titulares de explorações agrícolas ronda os 70%. Ainda segundo o mesmo estudo, a área média da superfície florestal de todos os proprietários florestais é de 20 ha, sendo superior nos casos em que o proprietário é titular de uma exploração agrícola (23,7 ha) e inferior nos casos em que não é (12,2 ha). Refira-se uma vez mais que a coexistência de propriedades florestais de grande e muito pequena dimensão reduz a utilidade dos valores médios como indicadores.

Quadro 4 – Número de explorações e SAU por classes de área em 1999.

Classes de SAU (ha)	Portugal			
	Nº de explorações	%	Área (ha)	%
< 1	111 802	27	58 457	2
1-5	215 987	52	474 483	12
5-20	65 187	16	611 191	16
20-100	17 214	4	683 823	18
> 100	5 779	1	2 035 286	53
Total	415 969	100	3 863 240	100

Fonte: Dados do recenseamento agrícola de 1999, INE

Existem relações mais ou menos directas entre a dimensão da propriedade e a ocupação florestal, de que é exemplo a coincidência entre a área de distribuição do sobreiro e o predomínio de propriedade de grande dimensão. É de supor também uma relação, mais ou menos estreita, entre a dimensão da propriedade e as expectativas e objectivos que os proprietários apresentam relativamente às florestas que possuem.

4 – DIFERENCIAÇÃO DOS PEQUENOS PROPRIETÁRIOS FLORESTAIS NÃO INDUSTRIAIS (NIFO)

Até meados do século XX os proprietários florestais apresentavam um comportamento mais ou menos homogéneo e identificável com o dos agricultores e com a sociedade rural (Radich & Alves, 2000; Baptista, 2001; Kvarda, 2004; Ziegenspeck et al., 2004). Daí que o rendimento que usufruíam e as suas principais fontes de receita, aliados ao estatuto social que ocupavam, pudessem explicar com que fim e de que forma os proprietários florestais usavam a floresta (Baptista, 2001; Ziegenspeck et al., 2004). A maior parte da investigação realizada sobre os proprietários florestais

privados visa fundamentalmente a identificação dos objectivos com que gerem as suas matas. Recentemente começam a surgir trabalhos que documentam tendências gerais de evolução e que dão conta da crescente diferenciação de grupos com características distintas dentro do universo tradicionalmente designado por proprietários florestais não industriais (Hugosson & Ingemarson, 2004; Kvarda, 2004; Ziegenspeck et al., 2004; Baptista & Santos, 2005). Esta diferenciação pode ser explicada pelo aparecimento nas áreas urbanas de novos estilos de vida, originados nas mudanças sociais que se desenharam nas sociedades na última metade do século XX, e que foram penetrando no mundo rural e diluindo as diferenças entre os dois tipos de sociedade.

Nos países da Europa Central, com a crescente especialização da agricultura e com o seu posterior abandono, surge a separação entre a produção agrícola e a produção florestal e o aparecimento de proprietários que possuem apenas áreas florestais (Ziegenspeck et al., 2004). Em Portugal desde cedo começa a desenvolver-se um número cada vez maior de agricultores a tempo parcial, com uma diminuição progressiva do peso dos rendimentos da agricultura na economia familiar (Baptista, 2001), sendo actualmente a pluri-actividade na agricultura uma realidade em toda a Europa (Laurent et al., 2003). Estes agricultores têm um maior contacto com o mundo urbano e são mais permeáveis às novas propostas de estilos de vida. A expansão dos estilos de vida urbanos faz-se a uma velocidade crescente, acompanhando o desenvolvimento das acessibilidades e das tecnologias de informação (Baptista, 2001; Ziegenspeck et al., 2004).

A mudança social acontece de uma forma contínua tanto no espaço rural como no espaço urbano, embora com dinâmicas temporais e geográficas distintas entre países, entre regiões ou mesmo entre partes de uma mesma sociedade (Ziegenspeck et al., 2004). Por este motivo, evocar a relação urbano/rural não remete para a diferença entre duas “ordens” fixas, mas para o que separa duas realidades em modificação crescente (Baptista, 2001). Se a população rural continua a mudar o seu local de residência para as cidades, ou para os agregados populacionais de maior dimensão onde se concentram os serviços, existe também uma população urbana que gradualmente se desloca para o interior, seja na forma de retorno ao local de origem para descansar da vida activa, como fazem os reformados e os emigrantes, ou temporariamente para passar as férias ou, ainda, em busca

de um ideal de natureza perdido que se identifica com o conceito de rural e que se desenvolveu na cultura urbana (Baptista, 2001). Ao deslocarem-se para as áreas do interior transportam com elas estilos de vida mais individualizados e próximos do urbano, contribuindo para o aumento da heterogeneidade do meio rural.

O espaço agrícola cultivado começa a regredir nas regiões do Interior do país, começando a ser substituído pela floresta ou por terrenos incultos cobertos de mato. O processo de abandono vai-se estendendo também às áreas florestais, gerando um novo grupo de proprietários privados, designado por absentistas, que vive nas cidades e vai perdendo a ligação às suas terras e à actividade agrícola e florestal. Por outro lado, o surgimento das preocupações ambientais e a crescente preocupação da sociedade com a utilização sustentável dos recursos naturais, começa a materializar-se no aparecimento de um mercado potencial de novos produtos e serviços, como são as actividades de recreio e lazer, o turismo rural, o ecoturismo e, mais recentemente, o sequestro de carbono, que poderão cativar proprietários florestais para novos objectivos de gestão das matas.

Resumindo, poderá dizer-se que as mudanças sociais verificadas na última metade do século XX geraram uma diversificação e heterogeneidade de comportamentos nos proprietários florestais que não permite continuar a tratá-los como um só grupo, com objectivos e motivações coincidentes com as dos agricultores a tempo integral, que se caracterizavam tradicionalmente pelo racionalismo absoluto do máximo benefício.

5 – CARACTERÍSTICAS ESTRUTURAIS DOS PROPRIETÁRIOS FLORESTAIS

Até 2005 não existia em Portugal informação publicada sobre as características estruturais dos proprietários florestais, ano em que é publicado o estudo realizado por Baptista & Santos (2005). Este estudo relata os resultados de um inquérito presencial com vista à caracterização socioeconómica e das práticas de gestão a 2406 proprietários florestais privados, distribuídos por 26 freguesias do Continente, realizado durante os anos de 1999 e 2000.

Com base nessa informação construíram aqueles autores uma tipologia de proprietários florestais privados que contempla cinco tipos, que designaram por Propriedade Reserva (PR), Trabalhador Reserva (TR), Exploração Reserva (ER), Investidor Reserva (IR) e Empresa Florestal (EF). Deste trabalho extraiu-se a informação que se apresenta nos quadros seguintes e que reflecte algumas das características dos proprietários, com interesse particular para a sua tipificação e para o entendimento do seu comportamento relativamente às áreas florestais.

No Quadro 5 apresentam-se os dados relativos às principais produções, às práticas de gestão e à importância que atribuem à floresta. Os autores distinguiram os produtos tradicionalmente explorados nas florestas de produção, como o material lenhoso e a cortiça, dos outros produtos associados à produção de outros bens e serviços, como a produção de frutos silvestres, lenhas, plantas aromáticas, recreio e lazer ou caça.

Quadro 5 – Características dos proprietários florestais: produções, práticas de gestão e visão das áreas florestais.

Tipo de proprietário	Produções ¹		Práticas de gestão ²			Importância da floresta ³	
	Floresta de produção ^(a)	Outras produções ^(b)	Rentabilidade corte ^(a)	Investem ^(b)	Intervêm ^(c)	Rendimento ^(a)	Património ^(b)
PR	40	68	68	0	0	34	37
TR	59	90	76	0	100	45	28
ER	62	90	60	100	100	47	27
IR	75	92	78	100	0	49	30
EF	81	98	96	100	100	53	26
Total	60	86	77	42	63	44	30

¹ Percentagem do número de proprietários que produz produtos tradicionalmente relacionados com a floresta de produção (a) ou outros bens e serviços (b) | ² Percentagem do número de proprietários que decide o corte final das florestas com critérios de rentabilização técnica ou económica (a), realizou pelo menos um investimento (b) ou uma intervenção nos seus povoamentos (c) | ³ Percentagem do número de proprietários para os quais a maior importância da floresta reside no rendimento (a) ou como património (b) | **Nota:** A diferença para 100% corresponde a não respostas | **Fonte:** Baptista & Santos (2005)

Num extremo tem-se os proprietários do tipo PR, aqueles que não investem nem cuidam da floresta, que menos produtos extraem e para quem a floresta como fonte de rendimento tem menos importância (34%) do que como património que se transmite aos descendentes. Menos de metade (40%) extrai produtos das florestas de produção e uma parte assinalável dos proprietários deste grupo não tem qualquer produção. No extremo oposto estão os proprietários do tipo EF, caracterizados por investirem e cuidarem da floresta, possuem maior percentagem com produtos ligados à floresta de produção (81%) e a outras produções (98%), e decidirem o corte de acordo com critérios de rentabilidade. Mais de metade dos seus membros (53%) considera residir no rendimento a importância da floresta que possui. Entre um e outro extremo diferenciam-se três grupos intermédios. Os proprietários do tipo TR distinguem-se dos anteriores por não investirem capital mas investirem trabalho nas florestas que possuem. Em oposição, os do tipo IR investem capital mas não cuidam das matas que possuem. Finalmente os proprietários designados por ER produzem, investem capital e cuidam das matas, mas aplicam em menor proporção (60%) critérios de rentabilidade na escolha do momento de exploração dos seus povoamentos, apesar de quase metade (47%) afirmar residir no rendimento a importância da floresta. Os proprietários florestais investem na sua maioria só uma vez na vida do povoamento, concentrando-se esse investimento maioritariamente na instalação.

Passando à análise da dimensão média da propriedade e da espécie principal presente nas áreas florestais dos diferentes tipos de proprietários (Quadro 6), verifica-se que os tipos PR e TR possuem áreas de muito pequena dimensão e estão em grande parte associados à cultura do pinheiro bravo. Já o tipo EF possui áreas de média ou grande dimensão e está associado à cultura do sobreiro. O tipo ER aparece associado à cultura do eucalipto e do pinheiro bravo e o tipo IR à cultura do eucalipto e sobreiro, ambos em áreas de pequenas dimensões.

Outros dados do inquérito revelam que cerca de 30% dos proprietários não possui explorações agrícolas e cerca de 10% não reside no distrito onde estão localizadas as suas propriedades. A principal fonte de rendimento da floresta continua a ser o material lenhoso, com excepção do tipo EF que, como já foi referido, se encontra associado ao sobreiro onde a produção florestal principal é a cortiça. A principal

Quadro 6 – Características dos proprietários florestais: dimensão da propriedade e espécies florestais.

Tipo de proprietário	Dimensão da propriedade ¹		Espécie principal ²			Possui exploração agrícola ³	Reside perto ⁴	Visitou floresta ⁵	Registo de receitas e despesas ⁶
	Média	Mediana	Pb	Ec	Sb				
PR	7,0	1,0	57	15	15	69	88	61	3
TR	8,8	1,5	55	10	20	68	92	90	4
ER	11,2	2,8	36	51	2	73	97	88	0
IR	14,4	4,5	15	44	32	68	93	77	15
EF	69,9	15,0	11	13	66	83	88	91	26
Média	20,1	2,0	49	21	26	69	91	81	8

1 Área florestal média ou valor mais frequente para cada tipo de proprietário | **2** Percentagem da espécie que ocupa a maior parte da área florestal e que por isso é considerada a mais importante (Pb: Pinheiro bravo; Ec: Eucalipto; Sb: Sobreiro) | **3** Percentagem do número de proprietários que declara possuir uma exploração agrícola | **4** Percentagem do número de proprietários que reside perto dos povoamentos (no mesmo distrito) | **5** Percentagem do número de proprietários que visitou a área florestal há menos de seis meses | **6** Percentagem do número de proprietários que regista as despesas e as receitas | **Fonte:** Baptista & Santos (2005)

fonte de rendimentos exteriores à floresta é, em mais de 50% dos casos, as pensões de reforma, o que não será de estranhar dada a idade avançada dos proprietários florestais, já que a grande maioria tem mais de sessenta anos, e um terço tem idade superior a setenta anos. Os salários são a segunda fonte de rendimento mais importante, a variar entre os 26% para os proprietários do tipo PR e os 18% nos do tipo EF, enquanto que as actividades por conta própria têm apenas expressão nos tipos ER e EF. Outra das características comuns a todos os proprietários é a de possuírem pouco interesse pela produção de bens ambientais e actividades relacionadas com o recreio e o lazer. Mais uma vez se verifica a maior aptidão para a prestação destes serviços nas propriedades de maior dimensão, ligadas à exploração dos montados.

Os resultados de outras estimativas dos autores (Baptista & Santos, 2005) sugerem que cerca de 40% da área florestal que é gerida através do investimento de capital e trabalho, considerando critérios de rentabilização da produção, é propriedade de 15% dos proprietários privados do país e concentra-se na exploração

da cortiça. Por ser pouco frequente a existência deste tipo de proprietários na região Centro do país, os comentários feitos de seguida referem-se aos restantes tipos de proprietários.

Cerca de um terço dos proprietários florestais (PR, 31%) não investe, não cuida, e menos de metade dos seus membros recolhe os produtos das matas que possui no momento que lhe parece mais oportuno, sem que essa decisão cumpra critérios de rentabilidade técnica ou económica. Um segundo terço de proprietários (TR, 31%) está disposto a investir trabalho e a gerir as suas matas numa perspectiva de rentabilizar a sua utilização desde que isso não signifique o investimento de capital. Estes dois terços de proprietários possuem cerca de 20% da área florestal privada, dispersa por áreas de muito pequena ou pequena dimensão e em que o pinheiro bravo é a espécie dominante. O investimento de capital surge fundamentalmente associado à cultura do eucalipto e do sobreiro (ER + IR), correspondendo aos restantes 24% de proprietários que exploram 14% da área florestal privada em áreas de pequena e média dimensão. Nestes casos, a maior parte dos proprietários investe trabalho e capital mas não decide o momento do corte de acordo com critérios de rentabilização económica. Uma outra parte, ligeiramente inferior, não investe trabalho mas, paradoxalmente, escolhe o momento de corte de acordo com critérios de rentabilidade.

Pode concluir-se que o investimento em trabalho, ou o investimento em capital, não se encontra sempre associado à utilização de critérios de maximização da produção ou de rentabilidade económica, o que reforça a ideia da utilização das matas como uma reserva de capital a utilizar no momento mais oportuno para a economia familiar, ou quando surge a oportunidade de a vender. Por outro lado, a vontade de investir trabalho ou capital acompanha o aumento da produção de material lenhoso das matas e do rendimento que daí resulta, e embora os proprietários retirem outros produtos ou serviços das áreas florestais, a produção lenhosa continua a ser a fonte principal e quase exclusiva dos rendimentos provenientes da floresta. O investimento em trabalho ou capital não se faz de forma constante, verificando-se na maioria dos casos apenas uma vez ao longo da vida do povoamento e, geralmente, à instalação. A maior parte dos proprietários florestais vive de reformas ou, em menor proporção, de salários provenientes de outras actividades

não associadas à agricultura, o que sugere o afastamento contínuo dos proprietários à actividade agrícola. Saliente-se que de acordo com a informação apresentada, cerca de 30% não possui mesmo explorações agrícolas. A floresta assume um carácter de complementaridade na economia familiar sendo a sua contribuição raramente superior a 10% do rendimento global. Ser pequena não significa ser pouco importante, como salienta Baptista & Santos (2005), já que contribui de maneira significativa para a segurança da economia familiar ao constituir uma reserva de capital disponível para uma emergência. A aversão ao risco, ou a busca de maior segurança, explicam também o porquê de os proprietários estarem dispostos a investir no eucalipto e não no pinheiro ou outras espécies que, dadas as suas revoluções mais longas e outras características intrínsecas, revelam maior risco de incêndio.

Contrariamente ao que aconteceu noutros países da Europa do Sul, como a Espanha, a França ou a Grécia, os proprietários não mostram grande aderência à exploração comercial de outros bens e serviços proporcionados pela floresta, como sejam o recreio ou o desenvolvimento do turismo rural (Baptista, 2001). A menor compatibilidade dos sistemas de silvicultura adoptados por estes proprietários com a exploração deste tipo de actividades, a inexistência real de um mercado deste tipo de produtos e a baixa capacidade de inovação dos proprietários, são algumas das razões que podem explicar essa situação.

6 – Os OBJECTIVOS DOS PROPRIETÁRIOS FLORESTAIS PRIVADOS

Conhecendo as tendências de evolução que se têm desenhado nos outros países da Europa e conjugando esse conhecimento com o trabalho de caracterização dos proprietários elaborado por Baptista & Santos (2005), Fidalgo (2005) refere a diversidade hoje presente nos NIFO, que se manifesta na forma como tratam as suas áreas florestais. Esta diversidade anuncia grande heterogeneidade de comportamentos e a existência de um leque muito alargado de objectivos de gestão, tal como acontece nos outros países da Europa. Fidalgo (2005) identifica vários grupos de proprietários em função da forma como se relacionam com as suas áreas florestais. Um grupo, designado

vulgarmente por proprietários **absentistas**, caracteriza-se pelo afastamento quase total relativamente à área florestal que possuem e do que nela acontece. Estes proprietários vivem geralmente em áreas com características urbanas, têm profissões não ligadas à produção primária que constituem também a sua principal fonte de rendimento, e foram perdendo gradualmente a ligação às origens. Sendo a herança a principal forma de aquisição da terra (Baptista & Santos, 2005), a actual geração, ou as próximas gerações de proprietários, já não terão origem no meio rural, pelo que serão ainda mais afastadas socialmente e espacialmente das florestas que possuem (Kvarda, 2004).

Um outro grupo é o correspondente a proprietários **reformados**, que se afastou das áreas rurais durante um longo período da sua vida activa, mas que não perdeu a sua ligação ao local de origem e por isso voltou com a reforma para recuperar a casa de habitação e cuidar da terra (Baptista, 2001). Este é um grupo de proprietários com maior contacto com o meio urbano, adopta estilos de vida mais próximos desse meio, e não depende financeiramente do rendimento proveniente da floresta. Estes proprietários, apesar da sua idade avançada, tendem a ser mais activos e intervenientes que os proprietários **absentistas**. O grau de ligação à terra, e consequentemente o interesse em intervir ou gerir as suas matas, parece não estar directamente correlacionado com motivações económicas (Kvarda, 2004), mas sim com objectivos múltiplos em que a fruição das suas áreas, em ligação com a preservação do património legado pelos antepassados, assume um papel preponderante.

Um outro grupo de proprietários florestais corresponde aos que **trabalham nas cidades** mas residem permanentemente ou durante o período de férias na zona onde possuem as suas propriedades e, à semelhança dos **reformados**, não dependem dos rendimentos provenientes da exploração dessas áreas. Também estes proprietários tendem a ser mais activos na gestão das suas áreas e estão provavelmente dispostos a investir trabalho e por vezes até capital nas áreas que possuem. Porque é o seu local de residência ou de férias, os aspectos relacionados com o recreio e a paisagem terão com certeza maior importância. Porque têm experiências de vida e de socialização diferentes, é de esperar grande diversidade de atitudes e comportamentos face às áreas florestais que possuem. Pode dizer-se que os proprietários florestais que não praticam agricultura e não dependem do

sector primário para viver e que têm contacto mais ou menos prolongado com o meio urbano tendem a adoptar modelos de exploração das suas áreas que privilegiam o consumo em vez da produção, com o objectivo de satisfazer as suas necessidades pessoais, emocionais e individuais (Ziegenspeck et al., 2004).

Um último grupo, os **agricultores**, ou seja, os proprietários que continuam a residir nas áreas rurais onde se localizam as suas propriedades e que continuam a possuir explorações agrícolas às quais se dedicam em maior ou menor grau, vêem a floresta como parte da sua exploração e do seu trabalho. Eles pretendem dar um uso efectivo à terra com o objectivo de produzir bens que possam ter valor no mercado (Ziegenspeck et al., 2004). Apesar da floresta ser responsável por uma pequena parte do rendimento familiar, eles continuam a considerá-la importante sob o ponto de vista da obtenção de um rendimento.

Os dados dos inquéritos aos proprietários florestais mostram que o interesse pela floresta aumenta à medida que aumentam as produções das matas, nomeadamente de material lenhoso. Isto indica que todos os proprietários estão interessados, em maior ou menor proporção, no rendimento proveniente da produção lenhosa, a qual em 99% dos casos se destina à venda. Pode então dizer-se que o comportamento dos nossos proprietários encaixa no perfil acima referido em que a exploração lenhosa para venda é o seu principal objectivo. Contudo, a maximização do rendimento não é o objectivo principal já que os povoamentos assumem um carácter complementar e de reserva na economia familiar (Baptista & Santos, 2005). Os resultados deste inquérito mostram também que o auto-investimento parece associado ao eucalipto numa perspectiva de busca de rentabilidade económica e de diminuição do risco do investimento. Os pequenos agricultores privilegiam investimentos que geram rendimento no curto prazo, tem perspectivas de mercado, envolvem investimentos iniciais pequenos e minimizam os riscos por perda em caso de incêndio (Fidalgo et al., 1997).

Um facto que corrobora a ideia da pouca sensibilidade dos proprietários para objectivos de conservação é a frequência com que as espécies de rápido crescimento são plantadas em torno das albufeiras e linhas de água principais, num claro desrespeito pela lei e pelas funções de protecção aos recursos hídricos. Pode afirmar-se que em Portugal, contrariamente a outros países, e como referem Ask & Carlsson (2000)

e Creighton et al. (2002), os NIFO não parecem ser capazes de reconhecer com facilidade a existência de valores de conservação nas áreas florestais que possuem. A explicação para esta atitude pode residir na falta de informação e no baixo nível de educação que os NIFO possuem, já que, noutras situações, se encontrou uma correlação positiva entre estes dois factores e a sensibilidade dos proprietários às questões ambientais e à conservação da natureza em particular (Jacobson, 2002; Kittredge, 2005). Também não poderá esquecer-se a grande percentagem de ab-sentistas, que não têm qualquer interesse nas áreas florestais.

O facto de ser a herança de um património e a responsabilidade de o preservar para a geração seguinte a principal razão porque os proprietários possuem áreas florestais, sugere numa primeira leitura uma certa inclinação para aceitar gerir as suas propriedades com objectivos só atingíveis no longo prazo, pensando na sustentabilidade dos recursos. Porém, Hugosson & Ingemarson (2004) salientam que nos proprietários florestais existe uma diferença considerável entre o conjunto de valores que possuem relativamente à floresta e os objectivos que perseguem nas suas áreas florestais. Segundo Karpiner, citado por Hugosson & Ingemarson (2004), estes valores representam conceitos ou aspirações que as pessoas têm em geral relativamente à natureza das florestas, e não se traduzem necessariamente em acções ou condições aplicadas nas áreas florestais que possuem, ou seja, esses valores não estão por trás das motivações que conduzem às acções que na realidade praticam.

A propósito do associativismo entre os NIFO, Baptista & Santos (2005) salientam que “...os proprietários florestais decidem, trabalham e produzem com interesses e preocupações decorrentes do inevitável curto prazo da vida...” o que reforça a ideia de que as decisões dos proprietários são tomadas de acordo com um horizonte temporal mais curto. Aliás, para estes autores, o contraste desta atitude com as propostas feitas pelos técnicos florestais, caracterizadas pela grande área espacial e longos horizontes de planeamento, pode explicar a não adesão dos proprietários aos modelos de exploração que estes recomendam.

O confronto com a dura realidade dos incêndios leva-nos a pensar que os proprietários possuem hoje a consciência de que as suas áreas afectam e são afectadas pelas áreas vizinhas. Contudo, e mais uma vez, isto não significa que estejam

dispostos a reconhecer este facto na formulação dos objectivos que traçam para a exploração das suas matas, ou a participar em programas de gestão conjunta para proteger as suas florestas, o ambiente, ou para a obtenção de objectivos sociais. Creighton et al. (2002) documentam que, num inquérito realizado a este propósito, muitos dos inquiridos expressaram a sua preocupação relativamente aos potenciais impactes que as acções praticadas pelos vizinhos poderiam ter nas suas propriedades, mas poucos admitiram que as acções que eles praticavam poderiam produzir os mesmos impactes nas propriedades dos outros. Por outro lado, Jacobson (2002) mostra que características do território essenciais na definição das potencialidades de cumprimento de objectivos de conservação ou preservação ambiental, como localização, acessibilidade, proximidade a linhas de água, tipo de coberto e outros, não são factores críticos na decisão de adesão dos proprietários a programas de conservação. Esta questão, ao focar a necessidade de articulação não só de acções entre proprietários mas entre vizinhos, coloca novamente o problema da cooperação e do associativismo. Tal como referem Ask & Carlsson (2000), é muito importante que os proprietários sejam envolvidos no processo de planeamento, mas a iniciativa de envolvimento precisa de partir do exterior da comunidade.

7 – OUTROS GRUPOS COM INTERESSE DIRECTO NAS ÁREAS FLORESTAIS

Apesar dos NIFO serem os principais actores das paisagens florestais, outros grupos de interesse existem com um poder de intervenção crescente e quase sempre superior à daqueles. Alguns destes grupos são também actores na modelação da paisagem uma vez que são também eles proprietários. É o caso das **empresas industriais** que gerem áreas próprias ou alugadas para a cultura intensiva do eucalipto. Estas empresas, embora praticando uma silvicultura intensiva, possuem uma gestão profissionalizada e têm vindo a responder às pressões ambientais (provavelmente mais do lado dos compradores do produto) com o

cumprimento de normas e a demonstração pública desse cumprimento através da certificação e da instalação de sistemas de gestão ambiental.

Outro grupo é formado pela propriedade comunitária, conhecido por **baldios** e submetida em grande parte dos casos ao regime florestal. Pelas características biofísicas das áreas que ocupam e pelo seu estatuto de área comunitária, são áreas onde os objectivos de gestão irão provavelmente recair numa utilização mais diversificada, onde a exploração de bens e serviços ambientais, estéticos e de lazer, coabitam com a exploração lenhosa. Próxima desta aparecem as áreas **públicas** onde em princípio se pratica uma gestão profissionalizada com objectivos claramente definidos de acordo com as aspirações e anseios da sociedade no seu todo, e que na maioria das vezes recai nas funções de conservação e da promoção da biodiversidade, do recreio e lazer ou da protecção ambiental.

A propriedade privada pertencente às **autarquias** tem sido pouco estudada. Conhecem-se exemplos de áreas pertencentes a juntas de freguesia que são geridas com objectivos de produção de material lenhoso de eucalipto, assim como áreas destinadas ao recreio e ao lazer. Finalmente há que considerar os diferentes grupos de **visitantes**, que vivem na cidade e que procuram uma gama diversificada de serviços e produtos mais relacionados com as funções ambientais, estéticas e de recreio das paisagens, do que com as suas funções produtivas. É um grupo crescente, não só em termos de número como do poder de influência que o meio urbano lhe confere. Embora não possuindo nenhuma parcela de território usam-no, nem sempre de forma equilibrada e compatível com a preservação dos recursos naturais.

Para além dos grupos com um interesse directo, na medida que afectam e são directamente afectados nos seus interesses individuais pelas intervenções nas áreas florestais que possuem, existem muitos outros grupos com um interesse mais dirigido para o cumprimento de objectivos que favorecem a comunidade no seu todo. Citem-se como exemplo as instituições e organizações responsáveis pelo ordenamento e planeamento do território, ou as organizações não governamentais preocupadas com o desenvolvimento regional, ou a protecção da natureza e do património cultural.

Actualmente é também amplamente aceite o facto de as decisões envolvidas no planeamento do uso da terra afectarem toda a sociedade em geral, incluindo as gerações futuras, onde está em jogo, inclusivamente, a segurança pessoal e dos bens dos residentes nestas áreas. O espaço rural é hoje ponto de encontro de grupos com objectivos distintos e variados, muitas vezes conflituosos, que se traduzem numa diversidade de usos com exigências específicas nomeadamente no que se refere ao planeamento espacial e à coordenação das intervenções ao nível da paisagem. A este facto juntam-se duas situações especialmente problemáticas que são: 1) a existência de pessoas que possuem parcelas de território que abandonaram; 2) a existência de grupos com interesse em áreas de que não são proprietários. Refira-se para terminar que nenhum dos grupos reside nas áreas em questão, o que dificulta imenso o processo de decisão. Dada esta complexidade social, o planeamento das zonas rurais deixou de poder ser feito com base na intuição e improvisação, para passar a exigir uma abordagem profissional interdisciplinar que apoie o processo de decisão.

8 – A REALIDADE NACIONAL E A EXPRESSÃO DAS ÁREAS DE EUCALIPTO

A expressão da interacção entre os factores anteriormente abordados, ponderados pela sua influência no complexo processo de tomada de decisões que conduziu à paisagem que constitui a nossa actual realidade, pode ser sintetizada em termos numéricos pelo Quadro 7, que mostra a evolução da composição das áreas florestais no país nos últimos dois séculos. Uma análise geral deste quadro mostra o notável resultado conseguido ao longo deste intervalo de tempo, sobretudo em termos de área arborizada, e podem distinguir-se para o período considerado duas épocas distintas: uma primeira, até aos anos 70 do século XX, que se traduz numa grande expansão da área florestal, com o pinhal a desempenhar um papel preponderante nessa expansão; e uma segunda, desde o início dos anos 80 até agora, em que se verifica uma relativa estabilidade da área florestal mas com uma grande expansão do eucaliptal.

Quadro 7 – Evolução da composição da área florestal em Portugal Continental (10^3 ha).

Espécies	1789	1827	1868	1874	1902	1928	1956	1963	1968	1980	1990	1995	2005
Pinheiro bravo	Áreas incoltas: duas de três partes do país (Domingos Vandelli)	Áreas incoltas: metade do território (Avelar Brotero)	Áreas incoltas: acima de 5.000×10^3 de hectares (C. Ribeiro e J. Delgado)	210×10^3 ha de pinhais; 370×10^3 ha de montado; 60×10^3 ha de soutos e carvalhais (Gerardo Perry)				1288	1293	1252	1047	976	710
Pinheiro manso					1020	1199	1309	—	35	50		78	84
Outras resinosas								—	35	33		27	14
Sobreiro					783	940	1264	637	657	664	687	713	737
Azinheira								579	536	465		462	388
Carvalhos								—	71	112		131	118
Castanheiro					154	193	132	—	29	31		41	28
Outras folhosas								—	148	115		102	114
Eucalipto					—	8	58	99	214	386	529	672	647
Povoamentos jovens													296
Outras áreas florestais *												148	276
Total					1957	2286	2336	2603	3018	3108	—	3350	3412
Taxa de variação da área total (%) **						16,8	2,2	11,4	15,9	3,0		7,8	1,9
Área de eucalipto em relação ao total (%)						0,3	2,5	3,8	7,1	12,4		20,0	19,0

* Áreas ardidas, cortadas, outras áreas arborizadas | ** Taxa da variação calculada considerando novos itens (Outras áreas florestais) | **Fonte:** Direcção-Geral dos Recursos Florestais

Na primeira fase acima referida, considera-se que as políticas públicas tiveram uma forte acção directa e indirecta no aumento da área florestal do país, sobretudo na expansão da área da espécie que para ela mais contribuiu, o pinheiro bravo. Uma acção directa, com a criação do Regime Florestal e com o processo de Arborização dos Baldios, em que se verificou uma opção quase exclusiva

(ou pelo menos predominante) pelo pinheiro bravo, e uma acção indirecta, pela combinação do aparecimento e crescimento de um mercado interno de madeira de pinheiro bravo com o êxodo rural dos anos 1920 a 1970, que criaram as condições para a transformação de uma paisagem predominantemente agrícola, com abundante mão-de-obra, numa paisagem com carácter mais florestal e menos exigente desse recurso que, progressivamente, deixou de estar disponível. Antes de emigrarem, os proprietários transformavam em grande parte as suas terras agrícolas em pinhais, assumindo esse acto como um investimento de baixo custo, com retorno a médio prazo, compensatório e de baixo risco (os incêndios eram até aí um fenómeno relativamente raro). Esta complementaridade das políticas públicas com as tomadas de decisão dos proprietários, as últimas fortemente induzidas pelas primeiras, tiveram o resultado que o Quadro 7 bem documenta em termos do crescimento da área florestada até meados dos anos 70, sobretudo à custa do aumento da área florestada com pinheiro bravo.

A partir dos anos 70, o cenário apresenta-se significativamente mudado. A emigração, que terá atingido o seu auge durante a guerra colonial (1964 a 1974), passou a um processo de migração interna, das zonas rurais para os grandes centros urbanos e, sobretudo devido ao processo de progressivo abandono, os incêndios passaram a representar um elevado risco para qualquer tipo de investimento nas áreas rurais, incluindo o investimento florestal. O aumento verificado na área do eucaliptal neste período está sobretudo associado ao declínio da área do pinhal. Não será estranho associar a esta mudança: 1) o aumento das áreas percorridas anualmente pelos incêndios; 2) o menor intervalo de tempo para obter um rendimento significativo, o que reduz de forma significativa o risco; 3) a intervenção das empresas industriais no suporte técnico e financeiro ao investimento dos proprietários privados no eucaliptal; 4) a dinâmica do novo mercado de madeira de eucalipto.

Com a entrada de Portugal na União Europeia, os sucessivos Quadros Comunitários de Apoio (QCA's) dedicaram uma substancial parcela de investimento à promoção de uma política florestal que privilegiava objectivamente a prestação de cuidados aos povoamentos existentes, e à arborização com folhosas, apoiando

mesmo a conversão de antigos e actuais terrenos agrícolas em povoamentos florestais. No entanto, o eucaliptal de rotação curta (menos de 16 anos) nunca foi compensado com medidas de incentivo, ficando assim de fora do sistema de incentivos à arborização. Foram efectivamente os NIFO, as empresas industriais, a dinâmica do mercado de madeira de eucalipto e a diminuição do risco associado a rotações mais curtas que, independentemente dos incentivos dos QCA's, ditaram a alteração ao padrão de desenvolvimento florestal que prevaleceu até aos anos 70 do século passado, apostando no eucaliptal, independentemente das sucessivas campanhas anti-eucalipto lideradas pelas organizações ambientais, secundadas por uma sociedade com um carácter cada vez mais urbano.

Estudos recentes em Portugal (Páscoa et. al., 2005; Madureira, 2004; Santos, 1997) mostram que as preferências expressas por espaços florestais abertos de folhosas autóctones (visitantes e residentes não manifestam neste caso diferenças significativas), mais próximas daquilo que consideram natureza, não têm tido reflexo nas opções de arborização dos principais actores na construção da paisagem – os NIFO. As preferências para a arborização das suas propriedades vão nitidamente, nos últimos 20 a 30 anos, para o eucalipto. Será o pragmatismo das opções de curto prazo e da minimização dos riscos de incêndio a ditar esta dualidade de critérios, e a sobreposição dos objectivos materiais ao “ambientalmente correcto”.

Será de notar ainda que a maior parte dos proprietários florestais é absentista, vive nas cidades ou junto delas, e integra portanto uma sociedade com um carácter cada vez mais urbano, a partir da qual se organizam as organizações ambientais. Nestas condições, é lícito aceitar que o actual conflito entre a prática orientada para objectivos pragmáticos (por quem toma as decisões quanto ao tipo de utilização do solo e da escolha das espécies florestais) e as práticas consideradas ambientalmente mais correctas pode ser sobretudo geracional: quem toma as decisões é uma geração mais velha, com fortes antecedentes e relações com o mundo rural, pragmática; quem integra os movimentos ambientalistas é uma geração mais nova, de carácter eminentemente urbano, que considera a natureza como uma realidade mítica a preservar.

REFERÊNCIAS

- Ask, P & Carlsson, M. (2000). Nature conservation and timber production in areas with fragmented ownership patterns. *Forest Policy and Economics*, **4**, 209-223.
- Baptista, F. O. & Santos, R. T. (2005). *Os Proprietários Florestais*. Oeiras: CELTA.
- Baptista, F. O. (2001). *Agriculturas e Territórios*. Lisboa: CELTA.
- Bianco, M. J.-L. (1998). *La Forêt : une Chance pour la France*. Federation National du Bois. (disponível em <http://www.fnbois.com>; consultado em 25-03-2003).
- CESE (1998). *Livro Verde Sobre a Cooperação Ensino Superior-Empresa: Sector Florestal*. Lisboa: Conselho para a Cooperação Ensino Superior-Empresa.
- Creighton, J. H., Baumgartner, D. M. & Blatner, K. A. (2002). Ecosystem management and nonindustrial private forest landowners in Washington State, USA. *Small-scale Forest Economics*, **1**, 55-69.
- EFI (2005). *Forest Resources in European Countries*. European Forest Institute. (disponível em <http://www.efi/fine/resources>; consultado em 01-03-2003).
- FAO (2001). *Global Forest Resources Assessment 2000. Main Report*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Fernández-Espinar, L. C. (2003). *La Propriedade Forestal en Espana*. Espacio forestal. (disponível em <http://www.espacioforestal.org/espacio/tipo-informes2.asp>; consultado em 25-03-2003).
- Fidalgo, B. (2005). *Análise de Decisão Multicritério em Paisagens Florestais*. Dissertação de Doutoramento. Lisboa: Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa.
- Fidalgo, B., Páscoa, F. & Bento, F. (1997). *Estudo da floresta da região Centro. Proposta para o seu ordenamento. Concelho de Arganil*. Coimbra: C.C.R.C.
- Harrisson, S., Herbohn, J. & Niskanen, A. (2002). Non-industrial, smallholder; small-scale and family forestry: Wat's in a name? *Small-scale Forest Economics*, **1**, 1-11.
- Helms, J. A. (1998). *The Dictionary of Forestry*. Bethesda, MD: Society of American Foresters. London: CABI.
- Hugosson, M. & Ingemarson, F. (2004). Objectives and motivations of small-scale forest owners: theoretical modelling and qualitative assessment. *Silva Fennica*, **38** (29), 217-231.
- Jacobson, M. G. (2002). Ecosystem management in the Southeast United States: interest of forest landowners in joint management across ownerships. *Small-scale Forest Economics, Management and Policy*, **1**, 71-92.

- Kittredge, D. (2005). The cooperation of private forest owners on scales larger than one individual property: international examples and potential application in the United States. *Forest Policy and Economics*, **7**, 671-688.
- Kvarda, M. E. (2004). Non-agricultural forest owners in Austria: a new type of forest ownership. *Forest Policy and Economics*, **6**, 459-467.
- Laurent, C., Maxime, F., Mazè, A. & Tichit, M. (2003). Multifuncionalité de l'agriculture et modeles de l'exploitation agricole. *Economie Rurel*, **273-274**, 134-135.
- Madureira, L. (2004). *Valoração Económica de Atributos Ambientais e Paisagísticos Através de Escolhas Contingentes. O Amendoal Tradicional do Douro Superior*. Dissertação de Doutoramento. Vila Real: Universidade de Trás-os-Montes e Alto-Douro.
- Páscoa, F., Pinto, Fidalgo, L. B. & Gaspar, J. (2005). Assessing landscape perceptions and preferences to improve CVM scenarios for landscape changes – a case study for Serra do Açor, Portugal. *Proceedings of Our Shared Landscape Conference*, Ascona, Suíça. Em publicação.
- Radich, M. C. & Alves, A. A. M (2000). *Dois Séculos da Floresta em Portugal*. Lisboa: CELPA.
- Santos, J. M. L. (1997). *Valuation and Cost-Benefit Analysis of Multi-Attribute Environmental Changes. Upland Agricultural Landscapes in England and Portugal*. Ph.D. Thesis. Newcastle Upon Tyne: University of Newcastle Upon Tyne.
- Ziegenspeck, S., Hardter, U. & Schraml, U. (2004). Lifestyles of private forest owners as an indication of social change. *Forest Policy and Economics*, **6**, 447-458.
-

Influência das alterações climáticas na cultura do eucalipto: cenários possíveis

Alexandra C. Correia¹, João Santos Pereira¹,
João Mateus², Gabriel Pita², Abel Rodrigues³,
Pedro Miranda⁴ e Alexandre V. Correia¹

¹ Departamento de Engenharia Florestal,
Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa.
E-mail: alexandrac@isa.utl.pt; jspereira@isa.utl.pt; alexcorreia@isa.utl.pt

² Departamento de Engenharia Mecânica,
Instituto Superior Técnico, Universidade Técnica de Lisboa.
E-mail: jamateus@mail.ist.utl.pt; pita@columbano.ist.utl.pt

³ Estação Florestal Nacional,
Instituto Nacional de Recursos Biológicos
E-mail: abel.rodrigues@efn.com.pt

⁴ Centro de Geofísica,
Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa.
E-mail: pmmiranda@fc.ul.pt

I – O EFEITO DE ESTUFA, AS FLORESTAS E OS COMPROMISSOS INTERNACIONAIS

O 4º Relatório de Avaliação do Painel Intergovernamental para as Alterações Climáticas (IPCC, 2007) concluiu que o aumento da temperatura na troposfera durante as últimas décadas é uma consequência directa das emissões antropogénicas de gases com efeito de estufa (GEE) pela queima de combustíveis fósseis – petróleo, carvão e gás natural – e pela deflorestação.

Dentre os principais GEE presentes na atmosfera, como o vapor de água, o metano (CH_4), o óxido nitroso (N_2O) e outros, o dióxido de carbono (CO_2) é o que mais contribui para a alteração do balanço radiativo da Terra. A sua concentração aumentou 35% desde o início da revolução industrial (280 ppmv) até ao presente (379 ppmv em 2004). Tudo indica que a concentração deste gás deverá continuar a aumentar durante as próximas décadas devido à forte dependência da economia mundial dos combustíveis fósseis. Mesmo que ocorresse agora uma redução drástica das emissões, por exemplo através da revisão das políticas energéticas, os efeitos continuariam a fazer-se sentir por muitas décadas devido ao elevado tempo de residência do CO_2 na atmosfera (cerca de 100 anos) (IPCC, 2007).

Durante a 3ª Conferência das Partes da Convenção Quadro das Nações Unidas para as Alterações Climáticas em 1997, assinou-se um dos mais importantes documentos vinculativos de controlo das emissões antropogénicas de GEE. O protocolo de Quioto estabelece uma redução obrigatória de GEE na ordem dos 5% para o período de cumprimento de 2008 a 2012 em relação aos valores de emissão em 1990 e admite a possibilidade de florestas (plantadas depois de 1990) e algumas alterações do uso do solo, serem consideradas como sequestradoras de carbono e assim contabilizadas para mitigarem uma parte das emissões de GEE. Mas que peso têm as florestas como agentes mitigadores destas emissões? Estima-se que as florestas do continente europeu contribuam com a absorção líquida de 0,135 a 0,205 PgC.ano^{-1} , o equivalente a 7 a 12% das emissões antropogénicas de 1995 (Janssens et al., 2003).

O sequestro implica a captação fotossintética do carbono do CO_2 da atmosfera e o seu armazenamento, a longo prazo, na biomassa e na matéria orgânica do solo. Eventualmente o carbono sequestrado será de novo oxidado até CO_2 (pela respiração ou pelo fogo) e reposto na atmosfera naquela forma gasosa. Diversos estudos concluíram que no ciclo global de carbono existe um sumidouro terrestre no hemisfério Norte da ordem de $1\text{--}2 \text{ PgC.ano}^{-1}$ (Janssens et al., 2003). Porém, a variação é grande entre ecossistemas. Enquanto que as florestas acumulam carbono na madeira e na matéria orgânica do solo, que são reservatórios de longa duração, na agricultura e pastagens o sequestro é mais importante no solo, uma vez que a biomassa aérea é colhida para uso humano, consumida pelos animais ou decomposta. Embora a acumulação no solo represente uma proporção menor do carbono em circulação, as suas formas químicas recalcitrantes garantem um armazenamento a longo prazo, desde que não haja lavouras.

2 – As ALTERAÇÕES DO CLIMA EM PORTUGAL

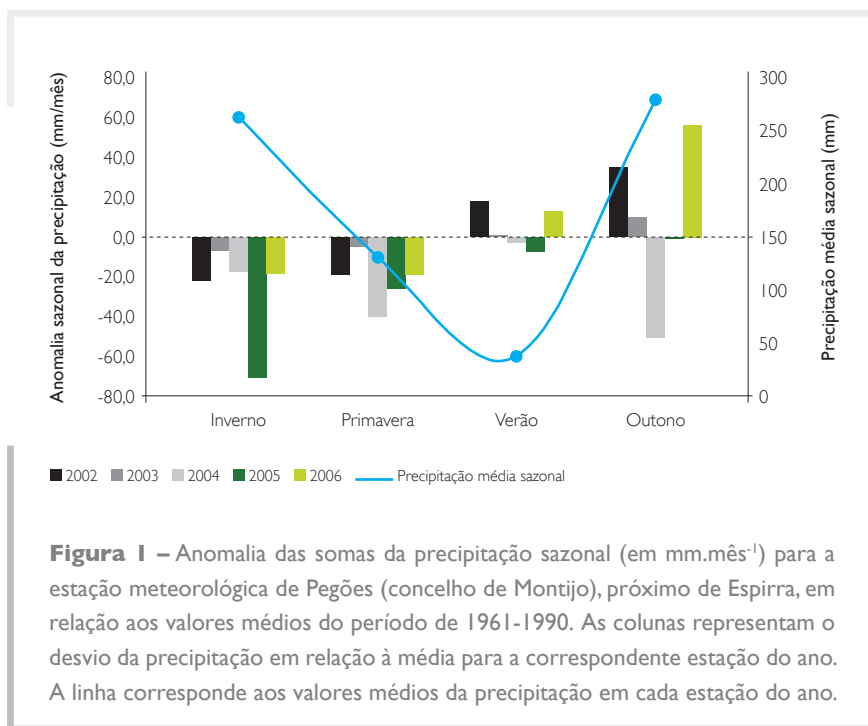
Os registos meteorológicos indicam um aumento da temperatura média global à superfície de $0,4$ a $0,8^\circ\text{C}$ durante o século XX. Na Europa, este aumento foi de cerca de $0,95^\circ\text{C}$ (IPCC, 2001). A taxa de aumento das temperaturas médias globais era, em 2000, de $0,17 \pm 0,05^\circ\text{C}$ por década (IPCC, 2001). O relatório de 2007 (IPCC, 2007) veio rever em alta estas estimativas, indicando uma taxa de aquecimento secular, entre 1906 e 2005, de $0,74^\circ\text{C}$. De referir ainda que 11 dos 12 anos mais quentes do registo meteorológico global (disponível desde 1860) ocorreram nos últimos 12 anos, sendo 2005 o ano mais quente do período (1860-2006) (Espírito-Santo, 2006).

Em Portugal, o panorama climático do último século assemelha-se ao observado no resto do mundo. No entanto, no actual período de aquecimento (depois de 1975), o aumento da temperatura tem ocorrido à taxa de $0,5^\circ\text{C}/\text{década}$, correspondente ao dobro da taxa de aumento global (Karl et al., 2000; Tomé & Miranda, 2004). Os resultados portugueses são consistentes

com os obtidos no estudo de outras variáveis climáticas (insolação, nebulosidade e humidade relativa) na região de Lisboa. O aumento da nebulosidade propicia humidades relativas elevadas com uma diminuição da insolação e consequente redução da amplitude térmica diária. Em relação à precipitação, parece não existir tendência significativa de variação no período de 1960-2002, muito embora se observe, a partir da década de 1970, uma redução estatisticamente significativa da precipitação na Primavera e um aumento de variabilidade interanual na precipitação de Inverno, ao que tudo indica, associadas à evolução da oscilação do atlântico norte (NAO – *North Atlantic Oscillation*) (Miranda et al., 2006).

É provável que a frequência de eventos climáticos extremos aumente num contexto de mudança climática, como parece ser indicado pela variabilidade climática recente em Portugal. O ano de 2003 foi particularmente danoso. Uma onda de calor em Agosto que durou 17 dias, a mais longa desde 1941, provocou acidentes pessoais e uma extensão de incêndios florestais sem precedentes em Portugal, quase três vezes superior à média dos últimos 25 anos (DGRF, 2007). O carácter excepcional do ano de 2003 na Europa foi apresentado como uma demonstração clara da mudança climática global (Schar et al., 2004). Os dois anos seguintes, 2004 e 2005, coincidiram com a ocorrência de seca no sudoeste europeu, a mais severa desde que existem registos em Portugal (Figura 1). Em Setembro de 2005, 97% do território continental estava em situação de seca severa a extrema.

O estudo dos cenários climáticos futuros para Portugal foi realizado no âmbito do projecto SIAM (Miranda et al., 2006). As projecções baseiam-se nos cenários de emissões SRES (*Special Report on Emission Scenarios*) do IPCC (IPCC, 2001) acoplados a um conjunto de modelos de circulação global (atmosfera-oceano). Os resultados do estudo apontaram para um aumento sistemático das temperaturas médias no Verão na ordem dos 3 a 7°C, sobretudo nas regiões do interior do Norte e Centro, com um aumento da intensidade e frequência das ondas de calor. Quanto à precipitação, apesar da grande incerteza dos modelos, estimam-se perdas na ordem dos 20 a 40% com as maiores reduções a ocorrerem no Sul do país.



3 – IMPACTES DAS ALTERAÇÕES CLIMÁTICAS NOS EUCALIPTOS

3.1 – RESPOSTAS DOS EUCALIPTOS AO CO₂ ELEVADO

Como se referiu acima, o aumento do CO₂ na atmosfera nos últimos cem anos é um facto. Qual o efeito nas árvores e nas florestas? Sendo o CO₂ substrato para a fotossíntese, o aumento da sua concentração na atmosfera pode ter um efeito positivo no crescimento das plantas. Quando uma folha é exposta a uma atmosfera de CO₂ elevado, as taxas fotossintéticas aumentam porque a actividade e eficiência da enzima rubisco¹ é estimulada pela

¹ A rubisco, abreviatura de ribulose-1,5-bifosfato-carboxilase/oxigenase, é a enzima responsável pela fixação do CO₂ atmosférico, catalizando o primeiro passo do Ciclo de Calvin. É também a proteína mais abundante nos tecidos vegetais verdes, e por conseguinte, de todo o planeta.

presença de maiores concentrações de substrato (Farquhar et al., 2001). Esta enzima cataliza duas reacções: a de carboxilação, com fixação de carbono, e de oxigenação, com libertação de CO_2 (fotorespiração). Estas reacções são competidoras. Ao aumentar a pressão parcial de CO_2 nos espaços intercelulares das folhas, a reacção de carboxilação é favorecida, ou seja, mais carbono é fixado e, portanto, maior é a produtividade. À semelhança do que acontece com outras espécies, o aumento da concentração de CO_2 ambiente tem um efeito estimulante de curta duração no crescimento de eucaliptos jovens (Duff et al., 1994; Idso & Kimball, 1993; Palanisamy, 1999; Roden et al., 1999). Por exemplo, Roden & Ball (1996) registaram aumentos de produtividade em *Eucalyptus macrorhyncha* e *Eucalyptus rossii* de 41% e 103% respectivamente.

Porém, as plantas que vivem em ambientes ricos em CO_2 tendem a ajustar as taxas de fotossíntese para níveis mais baixos do que seria de esperar pela resposta de curto prazo. Este processo denominado *down-regulation* (atenuação regulada da fotossíntese) foi observado em florestas da Europa e também em eucaliptais (Medlyn et al., 1999; Roden & Ball, 1996; Saxe et al., 1998) e está relacionado com uma regulação bioquímica do aparelho fotossintético devido à presença de concentrações elevadas de CO_2 . Uma revisão dos resultados da investigação feita em povoamentos adultos de várias espécies arbóreas em meios enriquecidos em CO_2 durante períodos superiores a quatro anos, não mostrou alterações significativas de produtividade, em cotejo com as plantas numa atmosfera com CO_2 actual, principalmente quando outros factores eram limitantes (Asshoff et al., 2006). A conclusão semelhante chegaram Maroco et al. (2002) ao estudarem a resposta de sobreiros mantidos numa atmosfera enriquecida em CO_2 por quatro anos. Só com abundante adubação azotada houve resposta ao enriquecimento do ar em CO_2 .

No caso dos eucaliptos, os estudos conhecidos referem-se sobretudo a plantas jovens (Blake & Filho, 1988; Metcalfe et al., 1990; Myers & Neales, 1986; Roden et al., 1999; Stoneman et al., 1994; Wong et al., 1992), não sendo possível

extrapolar os resultados para árvores adultas. Todavia, num contexto de alteração climática, para além do efeito do CO_2 elevado há que ter em conta os efeitos concomitantes das variações da precipitação, da temperatura e da disponibilidade de nutrientes, principalmente de azoto.

De acordo com os actuais cenários de alteração do clima para Portugal, a água poderá ser um recurso mais escasso no futuro. A água é um factor determinante no sucesso de novas plantações e, a par da nutrição mineral, determina a produtividade. Os efeitos da água na produtividade dos eucaliptos foi descrito no capítulo de Soares et al. neste volume, mas serão idênticas as respostas se as plantas crescerem com CO_2 elevado?

Os estudos em espécies lenhosas em que se controlaram os factores água e CO_2 por períodos superiores a uma estação de crescimento, sugerem que as plantas que crescem em ambientes ricos em CO_2 utilizaram água de forma mais eficiente quando este factor é limitante em comparação com as plantas que crescem a CO_2 ambiente (Centritto et al., 2002; Chaves & Pereira, 1992; Conroy et al., 1990; Johnson et al., 2002; Kupper et al., 2006; Liang et al., 1995; Medlyn et al., 2001; Roden & Ball, 1996). Experiências com eucaliptos de menor duração revelaram um efeito semelhante (Palanisamy, 1999; Roden & Ball, 1996). Parece portanto possível que, nas regiões com deficit hídrico moderado no futuro, o aumento da concentração de CO_2 na atmosfera possa compensar parcialmente os efeitos negativos da falta de água, mesmo que ocorra *down-regulation* da fotossíntese.

O desenvolvimento de um sistema radicular extenso e profundo é fundamental para uma adequada captação da água e nutrientes em climas com um período seco e, portanto, essencial para a sobrevivência e crescimento das plantas. Os resultados de Costa-e-Silva et al. (2004) mostraram que a menor susceptibilidade dos clones de *Eucalyptus globulus* ao deficit hídrico estava associado a um crescimento radicular mais rápido, condutância hidráulica mais elevada e a uma razão entre as áreas radicular e foliar maior. Aparentemente, as plantas criadas em ambientes ricos em CO_2 apresentam uma razão raiz/parte aérea mais elevada. Não existem estudos em eucaliptais que sustentem esta hipótese, mas

estudos em outras espécies lenhosas sugerem que a produção de raízes finas (assim como a sua renovação) parece aumentar nas plantas vivendo em CO_2 elevado (Ceulemans & Mousseau, 1994; Chaves & Pereira, 1992; Crookshanks et al., 1998; Wan et al., 2004). Este efeito parece ser mais pronunciado em solos pobres (Conroy et al., 1992; Wong et al., 1992) ou na presença de deficit hídrico (Lia & Wanga, 2003).

3.2 – AUMENTO DA TEMPERATURA

No que diz respeito à produtividade, à medida que a temperatura aumenta, a afinidade da rubisco para o O_2 decresce mas não tão rapidamente como para o CO_2 , resultando numa diminuição da taxa de fotossíntese (isto é, fotossíntese – fotorrespiração) a temperaturas elevadas devido ao aumento relativo da reacção de oxigenação. As taxas de respiração também aumentam com a temperatura devido à sensibilidade das enzimas, renovação de proteínas e necessidade energética das reacções de respiração. Este é um dos principais factores responsáveis pela redução da produtividade num cenário de aquecimento, aumentando a perda de carbono durante o Verão.

Embora se trate de uma resposta fisiológica bem estabelecida, existe evidência experimental de que pode ocorrer uma aclimação da respiração à temperatura ambiente. Pereira et al. (1986) e Atkin et al. (2000) observaram, em eucaliptos, uma variação sazonal na resposta da respiração à temperatura. A resposta da respiração à variação de temperatura foi medida em folhas colhidas no Inverno e no Verão, observando-se que em cada estação a respiração aumentava com a temperatura, de acordo com o esperado. Mas quando se compararam as taxas de respiração no Inverno e no Verão verificou-se que, para uma mesma temperatura, a taxa de respiração no Verão era inferior à no Inverno. Ou seja, as plantas aclimataram-se em relação à temperatura ambiente, mantendo uma ordem de grandeza da respiração semelhante em ambas as estações. Uma optimização deste tipo poderá contribuir para mitigar os efeitos das altas temperaturas na produtividade.

3.3 – CENÁRIOS DE ALTERAÇÃO DA PRODUTIVIDADE NO FUTURO

O estudo dos impactos das alterações climáticas nos eucaliptais em Portugal foi realizado no âmbito do projecto SIAM (Pereira et al., 2002). Na simulação da produtividade no futuro foi utilizado o modelo de base processual Gotilwa+ (Gracia et al., 2005). As variáveis de entrada agrupam-se em dados climáticos diários (temperatura, precipitação, radiação global, velocidade do vento e pressão de vapor de água), dados fisiológicos (parâmetros da fotossíntese e condutância estomática), dados estruturais da floresta (estrutura das árvores e distribuição de diâmetros) e dados do local (características do solo e hidrológicas). Nesta análise utilizou-se a produtividade do eucalipto definida pelos acréscimos médios anuais (AMA) (ver capítulo de Soares et al. neste volume) como validação sumária.

Os principais resultados apontam para respostas de crescimento que poderão ser positivas ou negativas e que dependem da interacção de diversos factores. Segundo as simulações, a produtividade (produtividade primária líquida – PPL²) deverá aumentar nas regiões do Norte Litoral, onde se espera que o efeito combinado do aumento das temperaturas médias e da concentração de CO₂ promova maiores taxas fotossintéticas, estimulando o crescimento (Figura 2). Os cenários apontam para um aumento que poderá chegar aos 10% nos solos de melhor qualidade. O interesse na exploração económica desta espécie circunscrever-se-á a estas áreas mais húmidas do Norte Litoral no cenário mais pessimista, ou também, quanto muito, às regiões do Centro Litoral no cenário mais optimista. Nas regiões Centro e Sul do país os cenários apontam para uma diminuição generalizada da produtividade em todas as classes de qualidade, exceptuando os casos em que a altitude possa compensar o aquecimento regional. Nas regiões do Sul, a sobrevivência da espécie poderá estar seriamente comprometida, sendo provável que a exploração para fins económicos não tenha qualquer interesse, como já hoje se vai verificando.

2 Produtividade primária líquida é igual à diferença entre a produtividade primária bruta e a respiração das plantas.

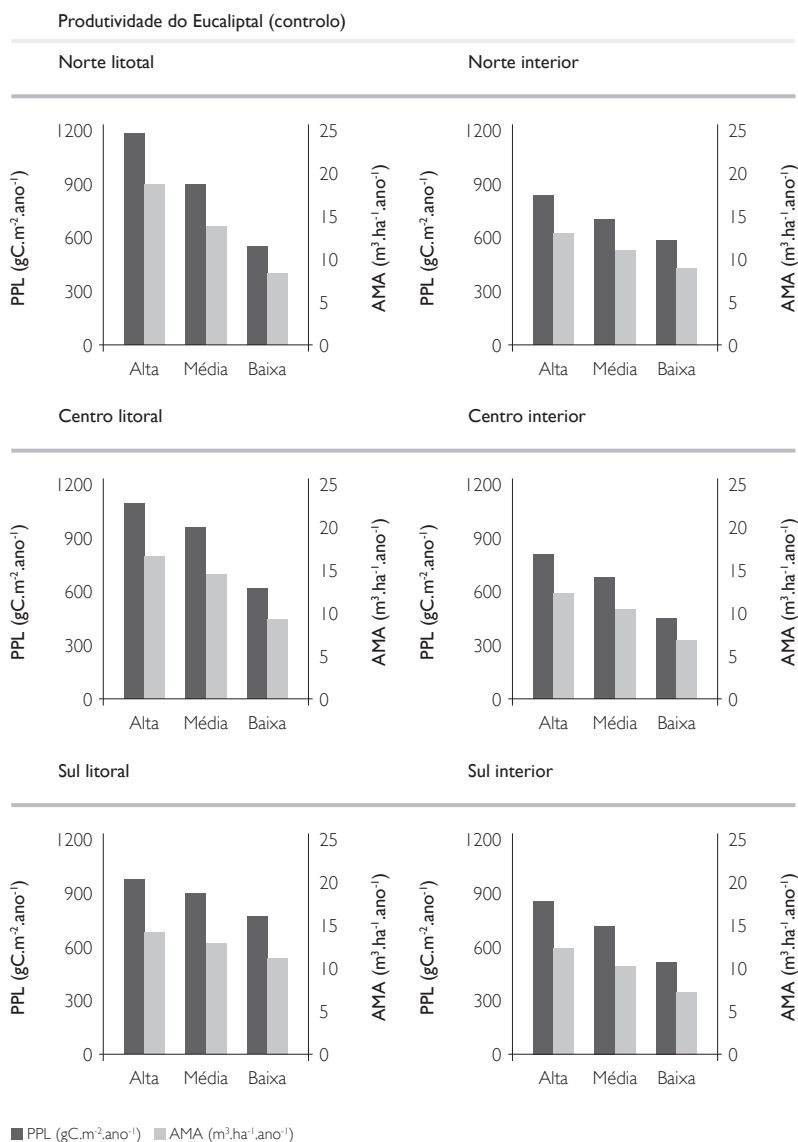


Figura 2-A – Produtividade média no cenário actual (controle), de acordo com o modelo Gotilwa+.

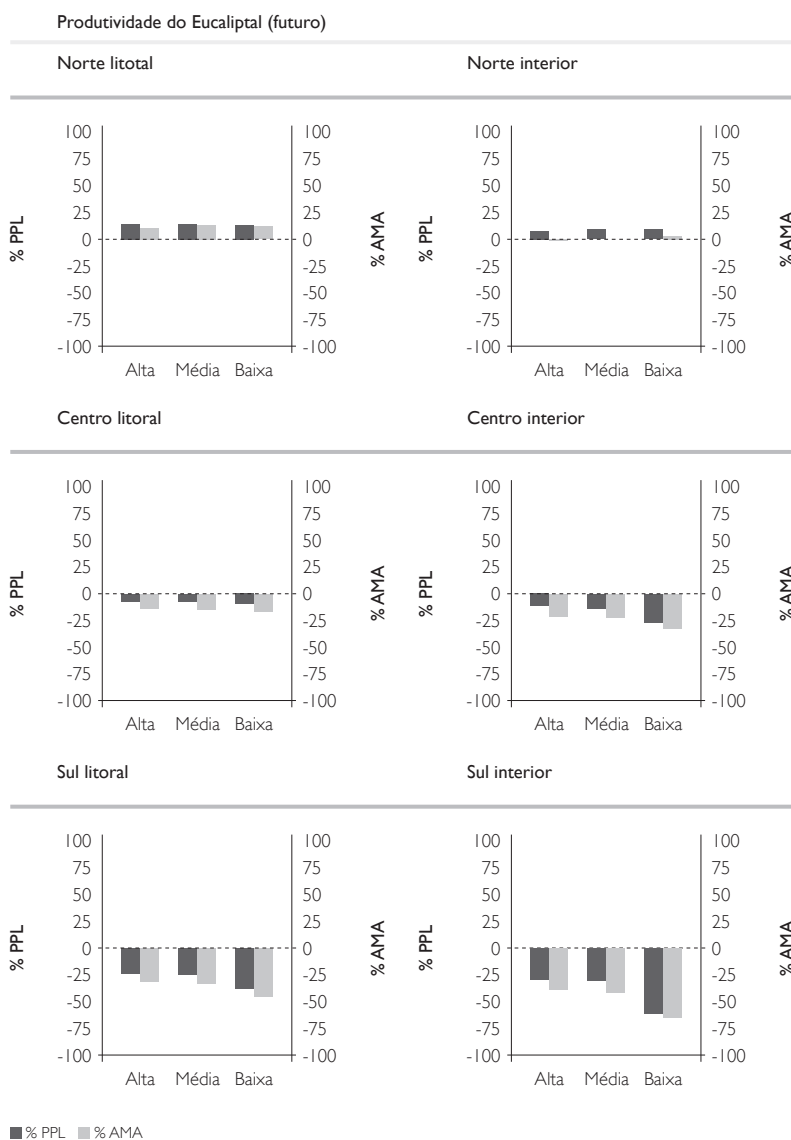


Figura 2-B – Produtividade média no cenário futuro, de acordo com o modelo Gotilwa+.

4 – MITIGAÇÃO PELO SEQUESTRO DE CARBONO NAS FLORESTAS – UM CASO DE ESTUDO

Importa saber não só como irão reagir os eucaliptos face a um clima que se altera, mas também saber se as plantações podem contribuir de algum modo para mitigar as emissões de GEE através do sequestro de carbono na biomassa e no solo. Em primeiro lugar, como se mede a capacidade de sumidouro de carbono? Uma das maneiras é medir o balanço de carbono do ecossistema pela produtividade líquida do ecossistema (PLE, ver capítulo de Soares et al. neste volume), isto é, a massa de carbono retido por unidade de área de terreno e por unidade de tempo. Usam-se métodos micrometeorológicos (como a da correlação turbulenta) ou o método da variação dos stocks. Este último consiste na quantificação do carbono em cada compartimento do ecossistema e, através da variação dos stocks no tempo, determinar a PLE. O método pode ser pouco rigoroso, especialmente na estimativa de alterações em componentes de variação lenta, como é o do solo.

4.1 – MONITORIZAÇÃO DAS TROCAS DE CARBONO ENTRE O EUCALIPTAL E A ATMOSFERA

O método da correlação turbulenta permite a contabilização das trocas de massa, energia e momento entre a biosfera e a atmosfera, à escala do ecossistema. É actualmente utilizado na medição em contínuo das trocas de carbono e vapor de água, num grande número de florestas e outros cobertos vegetais europeus, no âmbito do projecto *CarboEurope-IP*³. O método tem por base a amostragem pontual de alta-frequência da componente vertical da velocidade do vento e da concentração do escalar (CO_2 ou vapor de água) cujo fluxo se pretende medir. Os sensores que permitem esta medição são um anemómetro ultra-sónico para a velocidade do vento e um analisador de gases para o CO_2 e vapor de água (Figura 3). Devem ser instalados acima das copas das árvores de modo a contabilizar os fluxos

3 O estudo do efeito sumidouro de carbono nas plantações de eucalipto decorre em Portugal no âmbito do projecto *CarboEurope-IP*. Financiada pela União Europeia, iniciou-se em Janeiro de 2004 e durará até Dezembro de 2008.

ascendentes e descendentes, isto é, da floresta para a atmosfera e da atmosfera para a floresta. O fluxo de carbono corresponde à produtividade líquida do ecossistema, e o de vapor de água à evapotranspiração (ET).



Figura 3 – Analisador infravermelho das concentrações de CO_2 e H_2O e anemómetro ultra-sónico (A). Este equipamento está instalado no topo de uma torre de 33 m, 13 m acima das copas dos eucaliptos (B).

4.2 – SEQUESTRO DE CARBONO PELO EUCALIPTAL: SÍTIO EXPERIMENTAL DA ESPIRRA

O estudo da capacidade de sequestro de carbono no eucaliptal decorreu na Herdade da Espirra, uma propriedade agro-florestal de 1700 ha pertencente ao grupo Portucel Soporcel, localizada no município de Palmela. A área de eucaliptal monitorizada pelo método da correlação turbulenta tem cerca de 300 ha. A plantação, que terminou a segunda rotação em 2006, com 12 anos, tinha as árvores dispostas num compasso 3×3 m e uma altura média das copas de cerca de 20 m. O índice de área foliar (IAF, ver capítulo de Soares et al. neste volume) estimado em Janeiro de 2006 foi de 2,8. O valor médio do diâmetro das varas à altura do peito era de 11 cm. O clima local é tipicamente mediterrânico, com uma precipitação média anual de 709 mm, ocorrendo 85% entre Outubro e Abril. A temperatura média anual é de $15,9^\circ\text{C}$ (médias de 1961 a 1990 para a estação meteorológica mais próxima, a de Pegões).

Na área de estudo está uma torre treliçada de 33 m de altura (Figura 3), contendo o equipamento de medida das trocas gasosas, descrito acima. Contém também diversos equipamentos de medição meteorológica para mediação em contínuo das condições meteorológicas correspondentes.

Em Setembro de 2006 iniciou-se o corte de fim de rotação de 300 ha do eucaliptal na zona monitorizada. Do ponto de vista do projecto *Carboeurope*, esta intervenção de gestão, que acontece no eucaliptal em intervalos bem estabelecidos, constitui um importante caso de estudo e permitirá averiguar, por exemplo, durante quanto tempo o sistema funcionará como fonte de CO₂ para a atmosfera, a seguir ao corte.

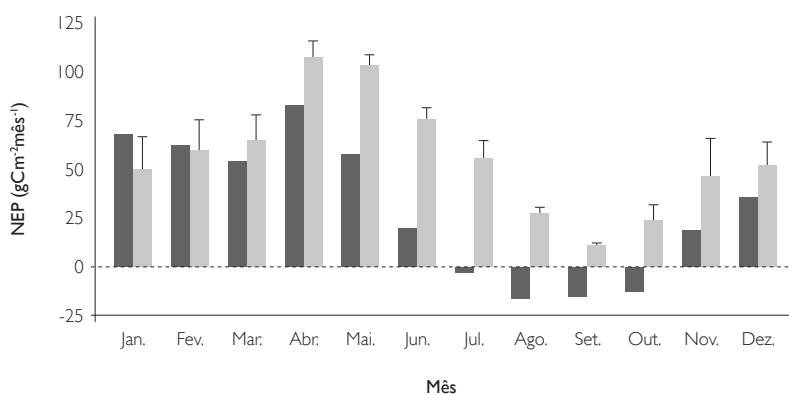
4.3 – ALGUNS RESULTADOS

Os fluxos de carbono (isto é, de CO₂) entre o eucaliptal e a atmosfera, medidos pelo método da correlação turbulenta, de Janeiro de 2002 a Dezembro de 2006 permitiram, por um lado, definir o padrão anual do sequestro de carbono e por outro, analisar os processos biológicos subjacentes, nomeadamente a contribuição da fotossíntese e da respiração do ecossistema. O sequestro médio no período referido foi de $5,8 \pm 1,6 \text{ tC.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$. A PLE máxima ocorreu no ano hidrológico de 2002-2003 com $8,6 \text{ tC.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, o que representa $31,6 \text{ t CO}_2.\text{ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ em massa de CO₂ assimilado. A quantificação da partição dos fluxos pelas componentes da PLE resultou numa produtividade primária bruta (PPB) de $21,7 \text{ tC.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ e numa respiração do ecossistema (Reco) de $13,1 \text{ tC.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$.

Mas é possível que a PLE do eucaliptal seja superior. Numa plantação experimental mais jovem (1ª rotação, 6 anos; ver Capítulo 2) num clima mais favorável em Óbidos, a PLE estimada pelo método do inventário variou entre 9,8 e 19 $\text{tC.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, com a gestão usual e em parcelas com rega e fertilização, respectivamente (Madeira et al. 2002). Em comparação com outras florestas: num pinhal (*Pinus pinaster*) na região de Bordéus, $5,7 \text{ tC.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ (Berbigier et al. 2001) e nas estações da rede Carboeurope / EuroFlux, os valores variaram entre um sumidouro de $6,6 \text{ tC.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ até uma fonte de CO₂ de $1 \text{ tC.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ (Valentini et al. 2000). Em dois ecossistemas diferentes mas com clima semelhante ao da

Espirra, em Évora, uma pastagem e um montado de sobre e azinho, obtiveram-se valores de PLE em 2006 de $1,9 \text{ tC ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e $1,8 \text{ tC.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, respectivamente. Nestes casos, os fluxos apresentam uma grande variação inter-anual, podendo passar facilmente de fontes de carbono em anos mais secos.

A evolução sazonal da PLE e da evapotranspiração (ET) segue padrões semelhantes de ano para ano como pode ser visto na Figura 4. A PLE atinge o máximo na Primavera, nos meses de Abril ou Maio, consoante o ano, como acontece nos climas mediterrânicos (Falge et al, 2002). A ET máxima ocorre no mês de Maio ou Junho. Nos períodos secos, os eucaliptos restringem a perda de água através da perda de folhas e do fecho estomático. Esta restrição diminui naturalmente a fotossíntese e o sequestro de carbono. A deficiência hídrica não só reduziu a PPB (fotossíntese) como afectou selectivamente menos a respiração do ecossistema fazendo decrescer a PLE (Pereira et al. 2007).



■ valores mensais de 2005 ■ médias mensais de 2002-2006 (sem 2005)

Figura 4 – Totais mensais de produtividade líquida do ecossistema (PLE) medidos num eucaliptal da Herdade da Espirra (concelho de Palmela). Note-se que os valores negativos da PLE indicam que a respiração do ecossistema foi superior à fotossíntese total (PPB). As barras mais escuras indicam os valores para o ano muito seco de 2005.

Os registos actuais e os cenários possíveis para as alterações climáticas no futuro apontam para maior frequência de secas severas. Os efeitos de tal fenómeno fizeram-se sentir durante o ano hidrológico de 2004-2005. Em Pegões (Espirra) a precipitação foi cerca de metade da média de longo prazo. Choveu especialmente pouco no período de máxima intensidade metabólica das plantas: entre Outubro de 2004 e Junho de 2005 choveu 40% do normal. Foi o ano mais seco dos últimos 140 anos em Portugal. No eucaliptal o sequestro de carbono desceu para cerca de 57% da média de 2002-2003 a 2005-2006. Porém, o saldo anual foi ainda positivo, isto é, o eucaliptal da Espirra foi um sumidouro de CO_2 em 2004-2005. Em contrapartida, a já referida pastagem em Évora passou a ser uma fonte de carbono (emissão de $0,5 \text{ tC} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$) em 2004-2005.

Os efeitos mensais da seca estão ilustrados na Figura 4. É notório o forte decréscimo da PLE no Verão de 2005, em que o eucaliptal se transformou temporariamente numa fonte de CO_2 . Tudo isto pode ter incidência negativa na capacidade para os eucaliptais sequestrarem o carbono no futuro.

Há uma forte correlação entre a assimilação fotossintética (PPB) do carbono e o fluxo de água evapotranspirada, como se pode ver na Figura 5. À relação entre estas duas variáveis, chamamos eficiência de uso da água (EUA, ver Capítulo 2). Se a água é um factor limitante, quanto menos água gastar a planta para produzir uma determinada biomassa – isto é, maior EUA – melhor será. Neste caso de estudo, o valor de EUA médio é de aproximadamente $2,6 \text{ gC} \cdot \text{L}^{-1}$, o que está de acordo com os valores indicados no Capítulo 2.

Porém, há uma variabilidade acentuada com o clima como ilustra a Figura 6. Os valores médios são menores no Verão mediterrânico pois o aumento da transpiração pela maior secura do ar é suficiente para deteriorar os valores da EUA. O encerramento dos estomas devido à secura estival tende a contrariar a diminuição da EUA imposta pelo meio. A maior variabilidade, medida pelo tamanho relativo das caixas na Figura 6, indica também que o controlo da EUA pela planta é mais variável em condições de stress no Verão do que nos períodos mais favoráveis. E no futuro? Concentrações mais elevadas de CO_2 na atmosfera deverão aumentar a EUA mas de modo muito variável. A tendência para o aumento da temperatura do ar e dos défices hídricos do solo no Verão poderão tornar quase insignificantes os ganhos potenciados pelo efeito o CO_2 elevado (Chaves et al. 2004).

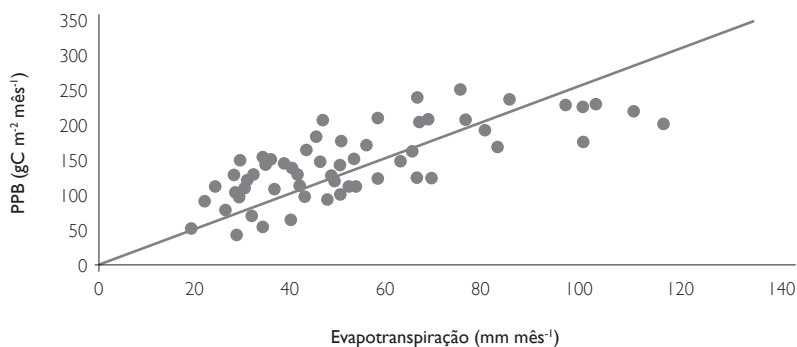


Figura 5 – Relação entre os valores mensais de produtividade primária bruta (PPB) e a evapotranspiração (ET), medidos de Janeiro de 2002 a Novembro de 2006 no eucaliptal ilustrado na Figura 4. O declive na linha de regressão linear forçada a passar pela origem indica de modo aproximado a eficiência de uso da água em gC.L^{-1} (gramas de carbono assimilado por unidade de volume de água evapotranspirada).

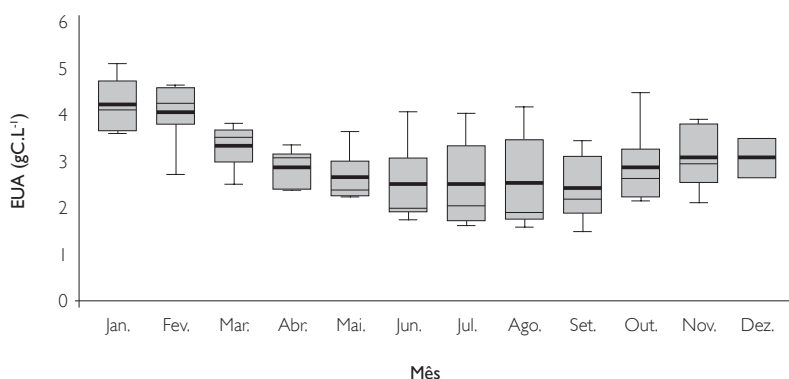


Figura 6 – Variação mensal na eficiência de uso da água (EUA) de 2002 a 2006. A linha a negro espesso é a média mensal. A extremidade da caixa mais próxima de zero indica o percentil 25, a linha fina indica a mediana e a extremidade superior da caixa o percentil 75. As barras acima e abaixo da caixa indicam os percentis 90 e 10, respectivamente.

5 – SÍNTESE

As plantações de eucalipto apresentam uma elevada capacidade de sequestro de carbono, mas é necessário conhecer melhor o valor desta acção ou serviço do ecossistema. A plantação da Espirra revelou capacidade para assimilar, num ano hidrológico favorável, até $8,6 \text{ tC} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$ mas ao segundo ano de uma seca severa, este valor foi reduzido em 54%. Apesar desta drástica redução, os eucaliptos apenas se comportaram como fonte de carbono durante os meses mais secos, de Julho a Outubro.

Num contexto de alteração climática, os cenários futuros apontam para um aumento da produtividade nas regiões do Norte e eventualmente Centro Litoral, mas uma redução da produtividade do eucalipto no resto do país devido ao aumento da aridez. Como se viu, a disponibilidade de água no solo desempenhou um papel fundamental na variabilidade interanual da PLE, visto influenciar quer o controlo estomático quer o IAF. O interesse na exploração económica da espécie poderá estar assim comprometido nas regiões do Sul do país, mais afectadas pelas alterações climáticas, contribuindo indirectamente para a redução da área de ocupação da espécie.

REFERÊNCIAS

- Asshoff, R., Zotz, G. & Korner, C. (2006). Growth and phenology of mature temperate forest trees in elevated CO₂. *Global change biology*, **12**, 848-861.
- Atkin, O. K., Evans, J. R., Ball, M. C., Lambers, H. & Pons, T. L. (2000). Leaf respiration of snow gum in the light and dark. Interactions between temperature and irradiance. *Plant Physiology*, **122**, 915-924.
- Berbigier, P., Bonnefond, J. M. & Mellmann, P. (2001). CO₂ and water vapour fluxes for 2 years above Euroflux forest site. *Agricultural and forest meteorology*, **108**, 183-197.
- Blake, T. J. & Filho, W. S. (1988). Drought tolerance, growth partitioning and vigor in eucalypt seedlings and rooted cuttings. *Tree physiology*, **4**, 325-335.
- Centritto, M., Lucas, M. E. & Jarvis, P. G. (2002). Gas exchange, biomass, whole-plant water-use efficiency and water uptake of peach (*Prunus persica*) seedlings in response to elevated carbon dioxide concentration and water availability. *Tree physiology*, **22**, 699-706.
- Ceulemans, R. & Mousseau, M. (1994). Tansley Review No-71 – Effects of elevated atmospheric CO₂ on woody-plants. *New Phytologist*, **127**, 425-446.
- Chaves, M. M. & Pereira, J. S. (1992). Water-stress, CO₂ and climate change. *Journal of Experimental Botany*, **43**, 1131-1139.
- Chaves, M. M., Pereira, J. S. & Osório, J. (2004). Water use efficiency and photosynthesis. In *Water Use Efficiency in Plant Biology*, ed. M. Bacon, pp. 42-74. London: Blackwell Publishing.
- Conroy, J. P., Milham, P. J. & Barlow, E. W. R. (1992). Effect of nitrogen and phosphorus availability on the growth-response of *Eucalyptus grandis* to high CO₂. *Plant Cell and Environment*, **15**, 843-847.
- Conroy, J. P., Milham, P. J., Mazur, M. & Barlow, E. W. R. (1990). Growth, dry-weight partitioning and wood properties of *Pinus radiata* D. Don. after 2 years of CO₂ enrichment. *Plant Cell and Environment*, **13**, 329-337.
- Costa-e-Silva, F., Shvaleva, A., Maroco, J. P., Almeida, M. H., Chaves, M. M. & Pereira, J. S. (2004). Responses to water stress in two *Eucalyptus globulus* clones differing in drought tolerance. *Tree physiology*, **24**, 1165-1172.
- Crookshanks, M., Taylor, G. & Broadmeadow, M. (1998). Elevated CO₂ and tree root growth: contrasting responses in *Fraxinus excelsior*, *Quercus petraea* and *Pinus sylvestris*. *New Phytologist*, **138**, 241-250.

- DGRF. 2007. <http://castanea.dgrf.min-agricultura.pt/dfci/index.php>.
- Duff, G. A., Berryman, C. A. & Eamus, D. (1994). Growth, biomass allocation and foliar nutrient contents of two eucalyptus species of the wet-dry tropics of Australia grown under CO₂ enrichment. *Functional Ecology*, **8**, 502-508.
- Espírito-Santo, F. (2006). *Relatório do Clima de Portugal*. Lisboa: Instituto de Meteorologia.
- Falge, E., Tenhunen, J. D., Baldocchi, D. D., Aubinet, M., Bakwin, P., Berbigier, P., Bernhofer, C., Bonnefond, J.-M., Burba, G., Clement, R., Davis, K. J., Elbers, J. A., Falk, M., Goldstein, A. H., Grelle, A., Granier, A., Grünwald, T., Guðmundsson, J., Hollinger, D., Janssens, I. A., Keronen, P., Kowalski, A. S., Katul, G., Law, B. E., Malhi, Y., Meyers, T., Monson, R. K., Moors, E., Munger, J. W., Oechel, W., Paw U, K. T., Pilegaard, K., Rannik, U., Rebmann, C., Suyker, A., Thorgeirsson, H., Tirone, G., Turnipseed, A., Wilson, K. & Wofsy, S. (2002). Phase and amplitude of ecosystem carbon release and uptake potentials as derived from FLUXNET measurements. *Agricultural and forest meteorology*, **113**, 75-95.
- Farquhar, G. D., von Caemmerer, S. & Berry, J. A. (2001). Models of photosynthesis. *Plant Physiology*, **125**, 42-45.
- Gracia, C., Pla, E., Sánchez, A. & Sabaté, S. (2005). GOTILWA+: Un modelo de crecimiento forestal basado en procesos ecofisiológicos. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales*, **18**, 21-28.
- Idso, S. B. & Kimball, B. A. (1993). Effects of atmospheric CO₂ enrichment on net photosynthesis and dark respiration rates of 3 australian tree species. *Journal of Plant Physiology*, **141**, 166-171.
- IPCC (2001). *Climate Change 2001: The Scientific Basis, Contribution of the Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel of Climate Change*. Cambridge: Cambridge University Press.
- IPCC (2007). *Climate Change 2007: The Physical Science Basis – Summary for Policymakers. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Janssens, I. A., Freibauer, A., Ciais, P., Smith, P., Nabuurs, G. J., Folberth, G., Schlamadinger, B., Hutjes, R. W. A., Ceulemans, R., Schulze, E. D., Valentini, R. & Dolman, A. J. (2003). Europe's terrestrial biosphere absorbs 7 to 12% of European anthropogenic CO₂ emissions. *Science*, **300**, 1538-1542.

- Johnson, J. D., Tognetti, R. & Paris, P. (2002). Water relations and gas exchange in poplar and willow under water stress and elevated atmospheric CO₂. *Physiologia Plantarum*, **115**, 93-100.
- Karl, T. R., Knight, R. W. & Baker, B. (2000). The record breaking global temperature of 1997 and 1998: evidence for an increase in the rate of global warming? *Geophysical Research Letters*, **27**, 719-722.
- Kupper, P., Sellin, A., Klimankova, Z., Pokorny, R. & Puertolas, J. (2006). Water relations in Norway spruce trees growing at ambient and elevated CO₂ concentrations. *Biologia Plantarum*, **50**, 603-609.
- Lia, C. & Wang, K. (2003). Differences in drought responses of three contrasting Eucalyptus microtheca F. Muell. Populations. *Forest Ecology and Management*, **179**, 377-385.
- Liang, N., Maruyama, K. & Huang, Y. (1995). Interactions of elevated CO₂ and drought stress in gas-exchange and water-use efficiency in 3 temperate deciduous tree species. *Photosynthetica*, **31**, 529-539.
- Madeira, M. V., Fabião, A., Pereira, J. S., Araujo, M. C. & Ribeiro, C. (2002). Changes in carbon stocks in *Eucalyptus globulus* Labill. plantations induced by different water and nutrient availability. *Forest Ecology and Management*, **171**, 75-85.
- Maroco, J. P., Breia, E., Faria, T., Pereira, J. S. & Chaves, M. M. (2002). Effects of long-term exposure to elevated CO₂ and N fertilization on the development of photosynthetic capacity and biomass accumulation in *Quercus suber* L. *Plant Cell and Environment*, **25**, 105-113.
- Medlyn, B. E., Badeck, F. W., De Pury, D. G. G., Barton, C. V. M., Broadmeadow, M., Ceulemans, R., De Angelis, P., Forstreuter, M., Jach, M. E., Kellomaki, S., Laitat, E., Marek, M., Philippot, S., Rey, A., Strassmeyer, J., Laitinen, K., Liozon, R., Portier, B., Roberntz, P., Wang, K. & Jarvis, P. G. (1999). Effects of elevated CO₂ on photosynthesis in European forest species: a meta-analysis of model parameters. *Plant Cell and Environment*, **22**, 1475-1495.
- Medlyn, B. E., Barton, C. V. M., Broadmeadow, M. S. J., Ceulemans, R., De Angelis, P., Forstreuter, M., Freeman, M., Jackson, S. B., Kellomaki, S., Laitat, E., Rey, A., Roberntz, P., Sigurdsson, B. D., Strassmeyer, J., Wang, K., Curtis, P. S. & Jarvis, P. G. (2001). Stomatal conductance of forest species after long-term exposure to elevated CO₂ concentration: a synthesis. *New Phytologist*, **149**, 247-264.
- Metcalfe, J. C., Davies, W. J. & Pereira, J. S. (1990). Leaf growth of *Eucalyptus globulus* seedlings under water deficit. *Tree physiology*, **6**, 221-227.

- Miranda, P., Valente, A., Tomé, A., Trigo, R., Coelho, M. F., Aguiar, A. & Azevedo, E. (2006). O clima de Portugal nos séculos XX e XXI. In *Alterações climáticas em Portugal – Cenários, Impactes e medidas de adaptação*, ed. F. D. Santos & P. Miranda, pp. 47-113. Lisboa: Gradiva.
- Myers, B. A. & Neales, T. F. (1986). Osmotic adjustment, induced by drought, in seedlings of three *Eucalyptus* species. *Australian journal of plant physiology*, **13**, 597-603.
- Palanisamy, K. (1999). Interactions of elevated CO₂ concentration and drought stress on photosynthesis in *Eucalyptus Cladocalyx* F Muell. *Photosynthetica*, **36**, 635-638.
- Pereira, J. S., Correia, A. V., Correia, A. C., Branco, M., Bugalho, M., Caldeira, M. C., Cruz, S. C., Freitas, H., Oliveira, Â. C., Pereira, J. M. C., Reis, R. M. & Vasconcelos, M. J. (2002). Forest and biodiversity. In *Climate Change in Portugal, Impacts and Adaptation Measures – SIAM Project*, ed. F. D. Santos, K. Forbes & R. Moita, pp. 365-413. Lisboa: Gradiva.
- Pereira, J. S., Mateus, J. A., Aires, L. M., Pita, G., Pio, C., Andrade, V., Banza, J., David, T. S., Paço, T. A., Rodrigues, A. & David, J. S. (2007). Net ecosystem carbon exchange in three contrasting Mediterranean ecosystems. The effect of drought. *Biogeosciences*, **4**, 1-12.
- Pereira, J. S., Tenhunen, J. D., Lange, O. L., Beyschlag, W., Meyer, A. & David, M. M. (1986). Seasonal and diurnal patterns in leaf gas-exchange of *Eucalyptus globulus* trees growing in Portugal. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere*, **16**, 177-184.
- Roden, J. S. & Ball, M. C. (1996). Growth and photosynthesis of two eucalypt species during high temperature stress under ambient and elevated CO₂. *Global change biology*, **2**, 115-128.
- Roden, J. S., Egerton, J. J. G. & Ball, M. C. (1999). Effect of elevated [CO₂] on photosynthesis and growth of snow gum (*Eucalyptus pauciflora*) seedlings during Winter and Spring. *Australian journal of plant physiology*, **26**, 37-46.
- Saxe, H., Ellsworth, D. S. & Heath, J. (1998). Tree and forest functioning in an enriched CO₂ atmosphere. *The New phytologist*, **139**, 395-436.
- Schar, C., Vidale, P. L., Luthi, D., Frei, C., Haberil, C., Liniger, M. A. & Appenzeller, C. T. (2004). The role of increasing temperature variability in European summer heatwaves. *Nature*, **427**, 332-336.
- Stoneman, G. L., Turner, N. C. & Dell, B. (1994). Leaf growth, photosynthesis and tissue water relations of greenhouse-grown *Eucalyptus marginata* seedlings in response to water deficits. *Tree physiology*, **14**, 633-646.
- Tomé, A. R. & Miranda, P. M. A. (2004). Piecewise linear fitting and trend changing points of climate parameters. *Geophysical Research Letters*, **31**, L02207, doi:10.1029/2003G019100.

- Valentini, R., Matteucci, G., Dolman, A. J., Schulze, E. D., Rebmann, C., Moors, E. J., Granier, A., Gross, P., Jensen, N. O., Pilegaard, K., Lindroth, A., Grelle, A., Bernhofer, C., Grunwald, T., Aubinet, M., Ceulemans, R., Kowalski, A. S., Vesala, T., Rannik, U., Berbigier, P., Loustau, D., Guomundsson, J., Thorgeirsson, H., Ibrom, A., Morgenstern, K., Clement, R., Moncrieff, J., Montagnani, L., Minerbi, S. & Jarvis, P. G. (2000). Respiration as the main determinant of carbon balance in European forests. *Nature*, **404**, 861-865.
- Wan, S. Q., Norby, R. J., Pregitzer, K. S., Ledford, J. & O'Neill, E. G. (2004). CO₂ enrichment and warming of the atmosphere enhance both productivity and mortality of maple tree fine roots. *New Phytologist*, **162**, 437-446.
- Wong, S. C., Kriedemann, P. E. & Farquhar, G. D. (1992). CO₂ X Nitrogen interaction on seedling growth of 4 species of eucalypt. *Australian Journal of Botany*, **40**, 457-472.
-

SÍNTESE

I – UMA ÁRVORE QUE CRESCE DEPRESSA

A *E. globulus* é uma espécie de crescimento rápido. Explorada em plantações monoespecíficas em regime de talhadia, com ciclos de produção de cerca de 12 anos, tem uma elevada produtividade em biomassa. A combinação do crescimento rápido, precocidade e elevada qualidade do lenho para a produção de pasta para papel, tornam esta espécie muito atraente para os produtores florestais, que, com outras espécies têm de esperar um longo tempo pelo retorno dos seus investimentos.

O rápido crescimento das árvores jovens resulta de características estruturais e fisiológicas que permitem uma eficiência produtiva elevada, isto é, “gastos” respiratórios de manutenção da árvore relativamente baixos por cada unidade de carbono assimilado pela fotossíntese das folhas. A conjugação de um espaçamento entre árvores e da idade de corte adequados, permite a manutenção de uma elevada proporção de folhas iluminadas ao longo de toda a rotação, factor essencial para uma elevada produção fotossintética (do povoamento). Características fisiológicas como o controlo estomático da transpiração e a reciclagem “interna” de nutrientes, permitem ao eucaliptal manter elevadas eficiências de uso da água e dos nutrientes, isto é, uma produção elevada de biomassa por unidade de água transpirada ou por unidade de massa de azoto, fósforo ou outros nutrientes absorvidos. Dadas as elevadas taxas de crescimento, as plantações de eucalipto apresentam uma capacidade de sequestro de carbono superior à média das florestas em clima temperado, podendo assimilar, num ano hidrológico favorável, até cerca de $9 \text{ tC} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$.

2 – O EUCALIPTAL NO MODELO DE DESENVOLVIMENTO PORTUGUÊS

Ao valor que a área de eucaliptal representa no território florestal nacional, e cujo crescimento se justificou pelos altos índices de produtividade de madeira, associa-se a importância da correspondente indústria de pasta para papel e o peso desta na balança comercial externa, em particular europeia (6% do valor total da exportação nacional e 40% do valor da exportação florestal). Para além da contribuição

directa para o produto interno, a madeira de eucalipto é um factor produtivo endógeno – matéria-prima da indústria da pasta para papel – cujo valor, não deixa de ser um importante elemento da especialização, ainda que ultrapassado por consumos intermédios dependentes da importação, do petróleo aos equipamentos. O facto de se apresentarem poucas alternativas para o aproveitamento das áreas abandonadas ou marginais da agricultura que não seja o uso florestal, potencia o valor da área de eucaliptal. Também, a elevada probabilidade de ocorrência de incêndios em grande parte do território do país, reforça a preferência dos proprietários pelo eucalipto, cuja precocidade do corte permite minimizar o risco do investimento.

A distribuição actual do eucaliptal em Portugal limita-se às áreas de clima ameno, com semelhanças à sua região natal, o sudeste da Austrália e Tasmânia. Por outro lado, a área de expansão acompanha, embora não de maneira uniforme, as áreas de expansão industrial e de maior concentração relativa dos sectores secundário e terciário, contribuindo para o aumento do conhecido contraste Litoral/Interior. Outros factores, relacionados com a migração interna das populações e os níveis de emprego, de qualificação profissional e nível de vida, inserem-se não numa especificidade ligada ao eucaliptal, mas dentro do fenómeno geral da litoralização. Em consequência, a estabilidade das comunidades locais e a redução dos desequilíbrios perante o Interior jogam-se num quadro mais geral do desenvolvimento regional, cujo elemento central deixou de ser a agricultura em sentido restrito, mas as múltiplas actividades possíveis de valorização dos recursos naturais, em condições de sustentabilidade.

Por outro lado, não parece que os efeitos intra-sectoriais do complexo agroindustrial baseado no eucalipto sejam de menosprezar, em particular na competição pelo uso da terra e na produção de matérias-primas e, portanto, na actividade das restantes indústrias florestais, mas tudo indica que se verifica a esse respeito uma larga zona de não conflitualidade decisiva de origens e destinos. Quer na produção primária, quer quanto às outras indústrias florestais, muitos dos problemas existentes têm a ver principalmente com questões internas dos sectores de actividade em causa, de reorganização e inovação técnica e económica e de adaptações à evolução dos mercados.

3 – A CONTESTAÇÃO

A expansão do eucaliptal foi alvo em Portugal (como aconteceu em Espanha e noutras partes do Mundo) de forte contestação por parte de diversos sectores da opinião pública. Houve neste processo uma diversidade de causas e razões a que não foi estranho o facto de decorrer numa época em que na sociedade portuguesa, crescentemente urbanizada, se assistiu a uma mudança da percepção da floresta, confrontando os valores do produtivismo agrário com o imaginário de defesa do ambiente (Mather, 2001). Este processo abriu porém a oportunidade para a politização de temas relacionados com os impactes negativos no ambiente. No eucaliptal, depois de uma contestação inicial, baseada em conflitos de uso da terra entre agricultores, a preocupação com o aumento na área plantada levou à dramatização dos postulados efeitos negativos nos recursos – água, nutrientes, solo – e na biodiversidade. Os protagonistas eram (são) da população urbana (políticos, jornalistas, empresários, etc.) e o termo de comparação eram o arquétipo de florestas nativas de que só havia relíquias. Todavia, considerar o eucaliptal como um sistema de cultivo para a produção de material lenhoso, obviamente diferente de uma floresta semi-natural, ajuda a situar o debate onde ele pertence. Isto é, na procura do conhecimento dos custos ambientais da produção de matérias-primas lenho-celulósicas para a indústria e de saber que partes do território poderão ser utilizadas para esse fim. O cultivo do eucaliptal enquadra-se no que alguns autores italianos chamaram “arboricultura do lenho”, para a distinguir da “silvicultura”, conceito reservado para a exploração florestal mais próxima da natureza. Analisando os resultados e contextualizando-os, a dramatização deu lugar a uma visão mais consistente do problema, da qual resultaram regras de boas práticas para o ambiente mas, fundamentalmente, a limitação à uniformização territorial com plantações.

Actualmente, embora de modo menos radical do que há duas décadas, quando se procurou estabelecer a oposição entre a “floresta má” (na época, o eucalipto) e a “floresta boa” (Radich & Baptista, 2005), continua enraizada a ideia de que as plantações de árvores de crescimento rápido são nefastas para o ambiente. No entanto, o mundo depende destas plantações de árvores de crescimento rápi-

do para a produção de papel e outros produtos da madeira (Cossalter & Smith, 2003). As plantações com espécies do género *Eucalyptus* são dominantes e as produções nas regiões tropicais aumentaram duas a cinco vezes desde a década de 1960, como resultado do melhoramento genético e do aperfeiçoamento da silvicultura (Stape et al., 2004). Tendência semelhante foi verificada com os eucaliptos de clima temperado como a *E. globulus*, cuja produtividade e área plantada não têm cessado de aumentar, especialmente na América do Sul e na Austrália.

4 – A QUESTÃO DOS RECURSOS: ÁGUA E SOLO

Nas florestas, as perdas de água por evapotranspiração são um corolário do processo produtivo nas plantas: as folhas, ao assimilarem fotossinteticamente o carbono, deixam “escapar” vapor de água (transpiração). Para além disso, quando chove, uma parte da água fica retida na copa das árvores e perde-se por evaporação. Assim, é natural que o consumo de água pela vegetação, isto é, a evapotranspiração, esteja ligado à assimilação do carbono, dependendo do clima e da área de folhas do coberto florestal. Naturalmente, há uma limitação absoluta imposta pela abundância de água acessível às raízes, não sendo possível às plantas utilizar mais água do que aquela que está disponível num determinado solo.

Nos anos 30 do século XX, as severas críticas dos agricultores aos elevados consumos de água pelas árvores que circundavam os campos de cultura, levou à publicação em 1937 da Lei n.º 1951, de 9 de Março, que proibia a plantação de eucaliptos a menos de 20 metros de distância de terrenos cultivados e a menos de 40 de nascentes, terras de cultura de regadio (Radich, 1994). Na verdade, o decréscimo nas produções agrícolas numa faixa adjacente a uma plantação de espécies de crescimento rápido deve-se ao facto de 1) as árvores da bordadura perderem muita água por transpiração por terem uma elevada área foliar e “importarem” (advecção) ar quente que está sobre os campos adjacentes e 2) as raízes das árvores de bordadura se expandirem para além dos limites das copas, competindo com as culturas. Todavia esta realidade não é susceptível de se generalizar aos povoamentos.

A análise da utilização de água tem duas componentes: o consumo total de água, que pode influenciar os recursos hídricos de uso comum, e a eficácia da utilização da água. O primeiro aspecto deverá ser analisado numa escala regional, tendo em conta os interesses de todos os potenciais utilizadores da água (produção agrícola, abastecimento industrial e urbano, e/ou outros que sejam relevantes em cada caso concreto). Maiores consumos de água por evapotranspiração produzirão menores volumes de escoamento.

Os resultados experimentais revelam que os eucaliptais têm consumos de água semelhantes aos povoamentos de pinhal, para índices de área foliar semelhantes. Os maiores consumos de água por evapotranspiração ocorrerão, em plantações florestais de cultivo intensivo, com espécies de folha persistente. Tais povoamentos terão uma evapotranspiração superior às florestas menos densas ou de caducifólias que só utilizam água alguns meses por ano.

No entanto, as influências hidrológicas de qualquer tipo de floresta dependem do modo como o coberto vegetal é gerido no espaço e no tempo. Por exemplo, os consumos por evapotranspiração podem ser diminuídos reduzindo a densidade de árvores no povoamento. Dada a importância do coberto vegetal na determinação da evapotranspiração, alterações drásticas de preparações de terreno ou cortes rasos extensivos podem causar grandes oscilações no escoamento total e eventualmente na erosão.

No que diz respeito à eficiência (biológica) de uso da água, plantas como o eucalipto, perdem até mais de 3 000 moléculas de água por cada átomo de carbono fixado em biomassa. Os resultados disponíveis sugerem uma elevada eficiência da *E. globulus*, dentro da “normalidade”, quando comparado com outras espécies de árvores. É possível melhorar a eficácia da utilização da água dos eucaliptais através do melhoramento genético (Borrallho & Pereira, 2000) e de uma melhor técnica cultural.

Considerando a qualidade do solo, assume-se que os eucaliptos explorados intensivamente, sobretudo em regime de talhadia de rotações curtas, em povoamentos de elevada densidade, conduzem a uma redução de nutrientes do ecossistema, sobretudo nos horizontes superficiais do solo. Porém, desde que o sistema de exploração florestal circunscreva a remoção de biomassa ao lenho – a componente

da biomassa que em geral acumula uma quantidade de nutrientes menor do que os resíduos de abate – a exportação de nutrientes do sistema reduz-se em larga escala e não acarreta consequências negativas para a qualidade do solo. Assim, apenas em casos extremos de solos de muito baixa fertilidade e de materiais originários com muito baixa reserva em minerais alteráveis é de esperar um empobrecimento do sistema devido à remoção do tronco. Numa perspectiva de gestão sustentada, as camadas orgânicas dos solos das plantações de *E. globulus* não deverão ser removidas, por forma a que o ciclo biológico dos nutrientes seja minimamente perturbado, sobretudo se os resíduos de abate forem retirados do local.

As acções sobre o solo aquando da exploração e da preparação do terreno para a plantação são apontadas como outras das causas de depleção de nutrientes e de carbono orgânico, bem como da alteração das características físicas dos solos. Não obstante esta tendência ter sido observada através da comparação da preparação intensiva do solo com uma preparação mais ligeira, sublinha-se que tais efeitos não são atribuíveis a uma espécie florestal em particular, mas sobretudo à natureza e intensidade das técnicas utilizadas na instalação e gestão das plantações florestais, as quais devem seguir a observância das boas práticas silvícolas. A polémica em torno dos efeitos da intensidade de preparação do solo na produtividade florestal não deve ser considerada em absoluto, uma vez que o tipo e a intensidade de preparação do terreno devem ser adequados às especificidades de cada sítio. É crucial o conhecimento das características gerais do perfil do solo e do respectivo material originário, de modo que a tomada de decisões vise não só a optimização da disponibilização de recursos para o crescimento das árvores, mas também a conservação de recursos.

Não se têm observado diferenças dignas de registo entre a remoção e a manutenção (à superfície do solo ou incorporação) dos resíduos de abate nas características físicas, na disponibilidade de nutrientes e nas condições biológicas do solo, o mesmo acontecendo com práticas como a gradagem e a fertilização aplicadas durante a rotação. Esta tendência está decerto em consonância com o facto da produtividade florestal, nas nossas condições, estar sobretudo dependente das disponibilidades hídricas e em muito menor grau das de nutrientes.

5 – IMPACTES SOBRE A VEGETAÇÃO E A FAUNA SILVESTRE

A percepção senso-comum é a de um decréscimo na biodiversidade local (alfa) em plantações de espécies de crescimento rápido, por analogia com a agricultura. No entanto, é preciso notar que a intensidade de intervenção técnica no eucaliptal é muito inferior à da agricultura e as observações ao nível local não são necessariamente generalizáveis a outras escalas: região ou paisagem. Nas plantações de eucalipto, a vegetação sob coberto vai diminuindo de densidade à medida que as árvores crescem. Contudo, nos estudos realizados em Portugal não se detectou diminuição do número de espécies presentes, nem da sua diversidade. De uma forma geral, verificou-se uma tendência para a substituição de espécies herbáceas pioneiras, presentes no início da rotação, por espécies arbustivas e subarbustivas e por herbáceas mais tolerantes à sombra. Algumas espécies arbóreas e arbustivas autóctones mantiveram-se e cresceram sob coberto do eucaliptal, embora dispersas e com baixa densidade de coberto. É contudo necessário comparar os resultados da investigação realizada com condições de referência, sem perturbação ou, pelo menos, com um baixo nível de intensificação cultural. Outro importante passo é desenvolver o pouco conhecimento que existe quanto aos efeitos na vegetação de operações culturais realizadas durante a vida do povoamento, como a gradagem do solo e a fertilização, comuns nos eucaliptais de algumas regiões do país.

As operações relacionadas com o abate no fim da vida economicamente útil dos eucaliptais e com a instalação de novas plantações, constituem uma perturbação considerável para a vegetação natural que neles subsista, fazendo recuar a comunidade vegetal para estados iniciais da sucessão ecológica. Seria recomendável que, na fase de exploração, se tenha em conta a conveniência de preservar a vegetação natural que se manteve nos povoamentos, como forma de favorecer a biodiversidade. Quando da substituição de povoamentos, é por vezes possível proceder à plantação do novo povoamento com mobilização do solo apenas nas entrelinhas de plantação. Esta prática pode contribuir para reduzir a perturbação da sucessão natural da vegetação, eventualmente com redução dos custos de instalação.

À escala da paisagem, a manutenção da diversidade biológica (biodiversidade gama) passa pela diversificação dos tipos de ocupação do solo. A manutenção de vegetação espontânea não perturbada em pequenas áreas menos produtivas, ou desadequadas à produção, a par de alguns exemplares bem desenvolvidos de outras espécies arbóreas na orla ou no interior das plantações de eucalipto, podem representar um contributo significativo para a manutenção da biodiversidade à escala da paisagem e, por vezes, do próprio povoamento.

No caso da fauna, o postulado empobrecimento em espécies nas plantações de eucalipto de curta rotação não se verifica tanto ao nível da fauna do solo (e.g., invertebrados), ou mesmo ao nível da fauna que depende dos estratos herbáceos ou arbustivos, mas sim ao nível das guildas animais que fazem uso dos troncos, copas, arvoredos mortos em pé ou de cavidades naturais. Esta menor riqueza resulta do facto destas plantações nunca chegarem ao estado em que o arvoredor se torna caduco e mais susceptível à formação de cavidades, sejam estas efectuadas por animais (e.g., pica-paus), seja por processos naturais (podridões ou queda de ramos). O facto de a espécie dominante ser exótica é muitas vezes referido como um factor adverso adicional para a fauna, mas não é determinante, pois existem excepções, inclusive com *Eucalyptus globulus*, em que a fauna consegue fazer uso destas espécies, principalmente em termos de alimentação. Contudo, a circunstância de se tratar de uma exótica introduzida há relativamente pouco tempo e/ou possuidora de características bastante distintas do arvoredor autóctone, não deixa de ser um contributo para a pobreza das comunidades animais que poderão colonizar as respectivas plantações.

No entanto, tal como no caso da vegetação, a existência de plantações dispersas não pode ser encarada como um problema. Já a constituição de grandes manchas uniformes pode ter impactos apreciáveis na perda de espécies devido à fragmentação dos habitats. O planeamento deverá originar espaços mais diversificados, promovendo a integração de diferentes usos, entre os quais outras ocupações florestais, formações abertas de pastagem e mato, e, no caso das plantações exploradas em curta rotação, a existência de mosaicos equilibrados de distintas classes de idade.

6 – O FUTURO DO EUCALIPTO E O DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL

Para além da dependência da evolução dos mercados, o futuro do eucalipto em Portugal vai depender de diversos factores como o melhoramento genético da espécie, o aparecimento de novas pragas e doenças ou as alterações climáticas. Após um período de mais de 100 anos em que o eucalipto esteve em Portugal praticamente livre dos inimigos naturais que o atingem na terra de origem, o número e dimensão dos problemas sanitários aumentaram quase exponencialmente. Com as trocas comerciais globais facilitadas e o consequente aumento da circulação de pessoas e bens, prevê-se que o número de agentes patogénicos e pragas continue a aumentar no futuro. Como consequência, é previsível uma maior complexidade e dificuldade dos processos de gestão de pragas e doenças, assim com maiores custos associados aos sistemas de cultivo.

Os actuais programas de melhoramento do eucalipto disponibilizam material com capacidade para aumentar a produtividade florestal entre 25 a 50%, criando uma oportunidade de reconversão da maioria do eucaliptal português em povoamentos mais produtivos. A maior rentabilidade industrial resultante da utilização de material geneticamente melhorado poderá conduzir também a uma maior qualidade ambiental, através do menor consumo de reagentes químicos nos processos industriais e da redução das áreas de plantação do eucalipto. O melhoramento genético poderá ainda ser dirigido para a produção de plantas mais resistentes ou tolerantes a pragas e doenças permitindo povoamentos mais saudáveis.

As alterações climáticas podem ter efeitos benéficos e negativos para as plantas. O aumento de CO_2 na atmosfera e o aumento da temperatura no Inverno podem proporcionar ganhos em produtividade. No longo termo, porém, as árvores vivendo numa atmosfera rica em CO_2 tendem a ajustar as taxas de fotossíntese para níveis mais baixos do que seria de esperar pela resposta de curto prazo. Isto quer dizer que o chamado efeito fertilizante do CO_2 será, a longo prazo, menor do que o esperado. Como se trata de uma resposta de acréscimos decrescentes, os aumentos na produtividade tenderão a diminuir com o tempo e com os aumentos daquele gás na atmosfera.

Os cenários disponíveis para o território do continente português e as tendências dos últimos 30 anos sugerem um aumento da frequência dos anos secos e um decréscimo na precipitação de Primavera. A disponibilidade de água constitui uma componente essencial da produtividade e da sobrevivência, e os déficits hídricos podem contrariar, de forma drástica, os efeitos positivos do aumento da concentração de CO_2 na atmosfera e do aquecimento de Inverno. Admite-se porém, que nas regiões com déficits hídricos e temperaturas moderados possa haver uma predominância de efeitos positivos. Simulações com modelos de base fisiológica e dados empíricos sugerem a possibilidade de um aumento da produtividade do eucaliptal nas regiões do Norte e eventualmente Centro Litoral, mas uma redução da produtividade no resto do país. A viabilidade económica poderá estar assim comprometida nas regiões do Sul do país, mais afectadas pelo aumento da aridez.

O eucaliptal é uma mata cultivada que se ajusta à economia de mercado, mercê da curta periodicidade da colheita e da existência de um mercado global para o produto. É, assim, uma cultura especializada que depende do mercado mundial para o papel e pasta para papel. No entanto, desenha-se actualmente, um forte movimento no sentido de diminuir a dependência das sociedades industrializadas face aos combustíveis fósseis, prevendo-se o aumento da procura de biomassa para a produção bioenergética. O desenvolvimento da tecnologia de conversão dos materiais celulósicos em biocombustíveis poderá reforçar enormemente a necessidade em material lenhoso com origem em plantações de árvores de crescimento rápido. O eucalipto será certamente uma espécie interessante de considerar em Portugal, quer pela sua elevada produtividade, quer pelo domínio da técnica cultural e conhecimento do impacto ambiental que o país detém. A intensificação cultural da opção bioenergética levanta, porém, novos problemas, desde a preservação da biodiversidade e das alterações nas paisagens até à competição com outros usos para a biomassa e com o sequestro biológico do carbono. A informação contida neste livro é relevante como ponto de partida e elemento enquadrador da necessária investigação.

Dos vários trabalhos realizados e da leitura da bibliografia pertinente, pode concluir-se, em termos gerais, que as influências ambientais da plantação de eucaliptais dependem fundamentalmente da técnica de silvicultura utilizada e têm resultados que variam consoante as condições do meio e a intensidade de exploração. Quando os eucaliptos são cultivados como exóticas, como é o caso na Europa, não há lugar para a procura de uma sustentabilidade que signifique a perenidade da cultura. Há sim, que encarar a sustentabilidade num conceito de mudança e adaptação (Sayer & Campbell, 2004). Isto é, há que evitar efeitos negativos do eucaliptal nos sistemas adjacentes e garantir a possibilidade de reconversão, findo o ciclo produtivo. A avaliação dos impactes ambientais depende do termo de comparação não sendo procedente comparar os eucaliptais com florestas naturais ou de protecção, sujeitas a dinâmicas totalmente diferentes.

REFERÊNCIAS

- Borralho, N. M. G. & Pereira, J. S. (2000). The role of genetics and its physiological basis, to improve productivity in eucalypt plantations. In *International Meeting on "Eucalyptus in the Mediterranean Basin: Perspectives and New Utilisations"*, pp. 49-55. Florence, Italy: Centro Promozione Pubblicità.
- Cossalter, C. & Pye-Smith, C. (2003). *Fast-Wood Forestry: Myths and Realities*. Bogor, Indonesia: CIFOR.
- Mather, A. S. (2001). Forests of consumption: postproductivism, postmaterialism, and the postindustrial forest. *Environment and Planning C: Government and Policy*, **19**(2), 249-268.
- Radich, M. C. (1994). Uma exótica em Portugal. *Ler história*, **25**, 11-26.
- Radich, M. C. & Baptista, F. O. (2005). Floresta e sociedade: um percurso (1875-2005). *Silva Lusitana*, **13**, 143-157.
- Sayer, J. & Campbell, B. M. (2004). *The Science of Sustainable Development: Local Livelihoods and the Global Environment*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Stape, J. L., Binkley, D. & Ryan, M. G. (2004). Eucalyptus production and the supply, use and efficiency of use of water, light and nitrogen across a geographic gradient in Brazil. *Forest Ecology and Management*, **193**, 17-31.

LISTA DE AUTORES

Abel Rodrigues

Estação Florestal Nacional, Instituto Nacional de Recursos Biológicos.
Quinta do Marquês, 2784-505 Oeiras

Alexandra C. Correia

Departamento de Engenharia Florestal, Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa.
Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa

Alexandre V. Correia

Departamento de Engenharia Florestal, Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa.
Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa

António Azevedo

Escola Superior Agrária de Santarém, Quinta do Galinheiro, S. Pedro, 2001-904 Santarém

António Fabião

Departamento de Engenharia Florestal, Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa.
Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa

António Monteiro Alves

Departamento de Engenharia Florestal, Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa.
Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa

Beatriz Fidalgo

Departamento Florestal, Escola Superior Agrária de Coimbra. Bencanta, 3040-316 Coimbra

Brad M. Potts

School of Plant Science and CRC for Forestry, University of Tasmania.
GPO Box 252-55, Hobart, Tas. 7001, Austrália

Carlos Ribeiro

Departamento de Ciências Exactas e do Ambiente, Escola Superior de Agrária de Coimbra.
Bencanta, 3040-316 Coimbra

Fernanda Valente

Departamento de Matemática, Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa.
Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa

Fernando Páscoa

Departamento Florestal, Escola Superior Agrária de Coimbra.
Bencanta, 3040-316 Coimbra

Gabriel Pita

Departamento de Engenharia Mecânica, Instituto Superior Técnico, Universidade Técnica de Lisboa.
Av. Rovisco Pais, 1049-001 Lisboa

Genoveva C. Borges

Santa Casa da Misericórdia de Lisboa. Av. Infante Santo, 352 2º dtº, 1350-182 Lisboa

Henk Feith

Silvicaima – Sociedade Silvícola Caima, S.A., Constância-Sul, 2250-058 Constância

João M. Neves Silva*

Departamento de Engenharia Florestal, Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa.
Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa

João Mateus

Departamento de Engenharia Mecânica, Instituto Superior Técnico, Universidade Técnica de Lisboa.
Av. Rovisco Pais, 1049-001 Lisboa

João Santos Pereira

Departamento de Engenharia Florestal, Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa.
Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa

Jorge S. David

Departamento de Engenharia Florestal, Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa.
Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa

José G. Borges

Departamento de Engenharia Florestal, Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa.
Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa

José M. Cardoso Pereira

Departamento de Engenharia Florestal, Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa.
Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa

M. Helena Almeida

Centro de Estudos Florestais, Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa.
Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa

Manuel Madeira

Departamento de Ciências do Ambiente, Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa.
Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa

Manuela Branco

Departamento de Engenharia Florestal, Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa.
Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa

Margarida Tomé

Departamento de Engenharia Florestal, Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa.
Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa

Maria do Carmo Magalhães

Departamento de Ciências Exactas e do Ambiente, Escola Superior de Agrária de Coimbra.
Bencanta, 3040-316 Coimbra

* Actualmente no Instituto de Investigação Científica Tropical, Travessa do Conde da Ribeira, 9, 1300-142 Lisboa.

Mário Lousã

Departamento de Protecção das Plantas e de Fitoecologia, Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa. Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa

Marta Carneiro

Departamento de Engenharia Florestal, Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa. Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa

Nuno Cortez

Departamento de Ciências do Ambiente, Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa. Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa

Nuno M. G. Borralho

Centro de Estudos Florestais, Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa. Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa

Nuno Onofre

Estação Florestal Nacional, Instituto Nacional de Recursos Biológicos. Quinta do Marquês, 2784-505 Oeiras

Paula Soares

Departamento de Engenharia Florestal, Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa. Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa

Pedro Miranda

Centro de Geofísica, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Edifício C8, Campo Grande, 1749-016 Lisboa

Teresa S. David

Estação Florestal Nacional, Instituto Nacional de Recursos Biológicos. Quinta do Marquês, 2784-505 Oeiras
