

ECOLOGIA DO FOGO

E GESTÃO DE ÁREAS ARDIDAS

EDITORES

FRANCISCO MOREIRA

FILIFE X. CATRY

JOAQUIM SANDE SILVA

FRANCISCO REGO

PUBLICAÇÃO

ECOLOGIA DO FOGO E GESTÃO DE ÁREAS ARDIDAS

EDITORES

**FRANCISCO MOREIRA
FILIPE X. CATRY
JOAQUIM SANDE SILVA
FRANCISCO REGO**

DESIGN GRÁFICO

SILVA! DESIGNERS

IMPRESSÃO

TEXTYPE

TIRAGEM

500 EXEMPLARES

ISBN

978-972-8669-48-5

DEPÓSITO LEGAL Nº

320215/10

DEZEMBRO 2010

FINANCIAMENTO

IFAP



**Ministério da
Agricultura,
do Desenvolvimento
Rural e das Pescas**



IFAP
Instituto de Investigação
da Agricultura e Pescas, I.P.

ECOLOGIA DO FOGO

E GESTÃO DE ÁREAS ARDIDAS

ÍNDICE

6 LISTA DE AUTORES

9 PREÂMBULO

SECÇÃO A. Efeitos do Fogo

13 I. COMBUSTÍVEIS E COMBUSTÃO EM AMBIENTE FLORESTAL

Paulo Fernandes, Francisco Rego

21 II. EFEITOS DO FOGO NO SOLO E NO REGIME HIDROLÓGICO

António Dinis Ferreira, Celeste Coelho, Joaquim Sande Silva,
Tanya Esteves

49 III. EFEITOS DO FOGO NA VEGETAÇÃO

Filipe X. Catry, Joaquim Sande Silva, Paulo Fernandes

87 IV. EFEITOS DO FOGO NA FAUNA

Rui Morgado, Francisco Moreira

SECÇÃO B. Princípios Genéricos de Gestão Pós-Fogo

121 V. CONCEITOS DE RESTAURO ECOLÓGICO E PLANEAMENTO
DA GESTÃO FLORESTAL PÓS-INCÊNDIO

Ramon Vallejo, Francisco Moreira

141 VI. PRINCÍPIOS DE GESTÃO PARA MINIMIZAR IMPACTOS
DE INCÊNDIOS FLORESTAIS

Francisco Moreira, Paulo Fernandes, Joaquim Sande Silva,
João Pinho, Miguel Bugalho

167 VII. PERIGO, INCIDÊNCIA E SEVERIDADE DO FOGO
NAS FLORESTAS PORTUGUESAS

Joaquim Sande Silva, Paulo Fernandes, Filipe X. Catry,
Francisco Moreira, Francisco Rego

**SECÇÃO C. Gestão Pós-Fogo:
o que fazer a seguir aos incêndios**

- 191 VIII. A EXTRACÇÃO DA MADEIRA QUEIMADA APÓS OS INCÊNDIOS FLORESTAIS**
Susana Bautista, Rui Morgado, Francisco Moreira
- 211 IX. OS ESCOLITÍDEOS E O FOGO**
Luisa Nunes
- 229 X. ESTRATÉGIAS E TÉCNICAS DE CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA APÓS INCÊNDIOS**
António Dinis Ferreira, Sérgio Prats Alegre, Teresa Carvalho, Joaquim Sande Silva, Alexandra Queirós Pinheiro, Celeste Coelho
- 253 XI. A REGENERAÇÃO ARTIFICIAL EM ACÇÕES DE REABILITAÇÃO PÓS-INCÊNDIO**
Vasco Paiva, Carmen Correia, Joaquim Sande Silva
- 289 XII. GESTÃO DA VEGETAÇÃO PÓS-FOGO**
Filipe X. Catry, Miguel Bugalho, Joaquim Sande Silva, Paulo Fernandes

LISTA DE AUTORES**SÉRGIO PRATS ALEGRE**

Departamento de Ambiente e Ordenamento, Campus Universitário de Santiago
Universidade de Aveiro, 3810-193 Aveiro, Portugal
sergio.alegre@ua.pt

SUSANA BAUTISTA

Departamento de Ecología, Universidad de Alicante
Apdo 99, E-03080 Alicante, Espanha
s.bautista@ua.es

MIGUEL BUGALHO

Centro de Ecologia Aplicada Prof. Baeta Neves, Instituto Superior de Agronomia
Universidade Técnica de Lisboa, Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa, Portugal
migbugalho@isa.utl.pt

TERESA CARVALHO

Departamento de Ambiente e Ordenamento, Campus Universitário de Santiago
Universidade de Aveiro, 3810-193 Aveiro, Portugal
tcac@ua.pt

FILIPE X. CATRY

Centro de Ecologia Aplicada Prof. Baeta Neves, Instituto Superior de Agronomia
Universidade Técnica de Lisboa, Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa, Portugal
fcatry@isa.utl.pt

CELESTE COELHO

Departamento de Ambiente e Ordenamento, Campus Universitário de Santiago
Universidade de Aveiro, 3810-193 Aveiro, Portugal
coelho@ua.pt

CARMEN CORREIA

Viveiros Aliança – Empresa Produtora de Plantas, S.A.
Herdade de Espirra, 2985-270 Pegões, Portugal
carmen.correia@portucelsoporcel.com

TANYA ESTEVES

Departamento de Ambiente, Escola Superior Agrária de Coimbra
P-3040-316 Coimbra, Portugal
tanya@esac.pt

PAULO FERNANDES

Centro de Investigação e de Tecnologias Agro-ambientais e Biológicas e Departamento
de Ciências Florestais e Arquitectura Paisagista, Escola de Ciências Agrárias e Veterinárias
Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro
Quinta de Prados, 5001-801 Vila Real, Portugal
pfern@utad.pt

ANTÓNIO DINIS FERREIRA

Departamento de Ambiente, Escola Superior Agrária de Coimbra
P-3040-316 Coimbra, Portugal
aferreira@esac.pt

FRANCISCO MOREIRA

Centro de Ecologia Aplicada Prof. Baeta Neves, Instituto Superior de Agronomia
Universidade Técnica de Lisboa, Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa, Portugal
fmoreira@isa.utl.pt

RUI MORGADO

Centro de Ecologia Aplicada Prof. Baeta Neves, Instituto Superior de Agronomia,
Universidade Técnica de Lisboa, Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa, Portugal
&
Erena, Ordenamento e Gestão de Recursos Naturais
Rua Robalo Gouveia, 1-1A, 1900-392 Lisboa, Portugal
ruimorgado@erena.pt

LUISA FERREIRA NUNES

Escola Superior Agrária de Castelo Branco
Quinta Senhora de Mercurles, 6000 Castelo-Branco, Portugal
lfnunes@esa.ipcb.pt

VASCO PAIVA

Viveiros Aliança – Empresa Produtora de Plantas, S.A.
Herdade de Espirra, 2985-270 Pegões, Portugal
vasco.paiva@portucelsoporcel.com

ALEXANDRA QUEIROZ PINHEIRO

Departamento de Ambiente e Ordenamento, Campus Universitário de Santiago
Universidade de Aveiro, 3810-193 Aveiro, Portugal
alexandra.pinheiro@ua.pt

JOÃO PINHO

Autoridade Florestal Nacional, Ministério da Agricultura,
do Desenvolvimento Rural e das Pescas
Av. João Crisóstomo, 26-28, 1069-040 Lisboa, Portugal
jrpinho@afn.min-agricultura.pt

FRANCISCO REGO

Centro de Ecologia Aplicada Prof. Baeta Neves, Instituto Superior de Agronomia,
Universidade Técnica de Lisboa, Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa, Portugal
frego@isa.utl.pt

JOAQUIM SANDE SILVA

Centro de Ecologia Aplicada Prof. Baeta Neves, Instituto Superior de Agronomia,
Universidade Técnica de Lisboa, Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa, Portugal
jss@esac.pt

RAMON VALLEJO

Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo
Parque Tecnológico C/ Charles R. Darwin, 14, 46980 Paterna, Valencia, Espanha
ramonv@ceam.es

PREÂMBULO

Em 2003, e também em 2005, a área ardida em Portugal ascendeu a mais de 300,000 hectares. Com áreas ardidas desta dimensão, a atenção da sociedade e dos políticos deixou de estar exclusivamente concentrada na prevenção e combate dos incêndios, tópicos usuais das preocupações, para se virar para as questões da gestão pós-fogo. O que fazer com as árvores queimadas? Como evitar a erosão do solo nas áreas ardidas? E a degradação da qualidade da água? O que plantar ou semear? Como gerir os milhares de hectares afetados pelos incêndios? Como evitar que tragédias com tal escala espacial se voltem a repetir? O que fazer no âmbito das políticas de ordenamento do território? A verdade é que, em Portugal, o nível de conhecimento técnico e científico sobre estas matérias era (e ainda é) pouco desenvolvido, pelo que a realidade no terreno justificava um maior investimento na investigação e na transferência de conhecimentos para técnicos e gestores.

Na sequência do ano desastroso de 2003, foram tomadas inúmeras iniciativas políticas e legislativas, das quais se destacam a criação do Conselho Nacional de Reflorestação, a elaboração do Plano Nacional de Defesa da Floresta Contra Incêndios e a criação do Fundo Florestal Permanente (FFP). No âmbito do FFP, o Instituto Superior de Agronomia, através do Centro de Ecologia Aplicada “Prof. Baeta Neves”, candidatou o projecto “*Recuperação de áreas ardidas*” (Nº 2004 09 002629 7). De 2005 a 2010, em parceria com as Universidades de Aveiro e de Trás-os-Montes e Alto Douro, instituições que já tinham um registo de investigação científica com relevância para este tópico, procurou-se desenvolver e divulgar as bases científicas e técnicas de intervenção na gestão de áreas ardidas.

Para a prossecução destes objectivos foi determinante a colaboração internacional, já que de facto, a situação que afecta Portugal é partilhada, embora em diferente escala, por muitos países mediterrânicos. Desta forma, já no âmbito (e com financiamento) do projecto “*Recuperação de áreas ardidas*”, foram apoiadas e coordenadas duas iniciativas paralelas fundamentais, o centro temático *PHOENIX – Fire ecology and post-fire management*, e a Acção COST FP0701 *Post-fire forest management in southern Europe*.

O Centro PHOENIX é um dos centros temáticos do Instituto Florestal Europeu (EFI), a rede de investigação florestal líder na Europa, com mais de 130 organizações-membro. Os centros temáticos do EFI consistem em redes institucionais de membros do EFI e outros parceiros, que desenvolvem investigação no âmbito da estratégia de investigação do EFI e sob o seu nome e apoio científico. Em Maio de 2005, o EFI aprovou a criação do Centro Regional Temático PHOENIX (2005-2012), que desenvolve investigação em ecologia do fogo e gestão pós-fogo. O consórcio inclui actualmente 21 membros de Portugal, Espanha, Itália, França, Grécia, Marrocos, Tunísia e Turquia e é coordenado pelo Centro de Ecologia Aplicada “Prof. Baeta Neves” do Instituto Superior de Agronomia. A rede PHOENIX acabou por ser uma versão internacional do projecto *Recuperação de áreas ardidas*, com linhas de trabalho semelhantes. Uma vez que o funcionamento desta rede não era suportado financeiramente, foi submetida ao programa COST, que financia actividades de “networking” e partilha de informação entre diferentes países, uma candidatura que acabou por ter sucesso e originar a Acção COST FP0701, também coordenada pelo Instituto Superior de Agronomia. Com um programa de trabalhos para o período 2008-2012, este projecto conta actualmente com a participação oficial de 19 países europeus e instituições da Tunísia, Marrocos e Nova Zelândia. Ainda a nível internacional há que destacar o facto de a equipa do CEABN/ISA ter coordenado o maior projecto europeu de investigação em fogos florestais (*FIRE PARADOX*).

Com o funcionamento da rede PHOENIX, da Acção COST e do projecto FIRE PARADOX, garantiu-se que a equipa do projecto teria acesso privilegiado às instituições e investigadores com mais conhecimentos na área da gestão pós-fogo. Para além disso, foi possível efectuar pressão para que os fogos florestais continuassem a fazer parte da investigação financiada a nível europeu, e foram desenvolvidas outras acções de sensibilização dos políticos e gestores florestais. Um exemplo marcante desta última actividade foi a publicação do EFI Discussion Paper “Living with wildfires: what science can tell us – A contribution to the science policy dialogue”, que já foi traduzido em várias línguas.

Para além da actividade a nível internacional, durante estes 5 anos do projecto foram desenvolvidas diversas actividades a nível nacional e das quais destacamos a criação de um website para divulgação de infor-

mação vár ia sobr e r ecuperação de ár eas ar didas, disponível em www.phoenixefi.org/content/1/24/raa-homepage e a realização de 3 Cursos de Formação Avançada em Gestão Pós-Fogo, que deram formação a 60 técnicos e gestores.

O presente livro é a última acção d o projecto “Recuperação de áreas ardidas”, sendo a sua produção integralmente financiada por ele. Está organizado em 3 secções principais: uma secção inicial sobre os *efeitos do fogo*, seguida de outra sobre *princípios genéricos de gestão pós-fogo*, e finalizando com uma secção mais prática sobre *o que fazer a seguir aos incêndios*.

A primeira secção (*Efeitos do fogo*) inclui quatro capítulos, o primeiro dos quais aborda os princípios básicos da ecologia do fogo (combustíveis e combustão em meio florestal) (Capítulo I), seguido de três capítulos onde são abordados os efeitos do fogo no solo (Capítulo II), na vegetação (Capítulo III) e na fauna (Capítulo IV). A segunda secção (*Princípios genéricos de gestão*) inclui três capítulos que abordam em primeiro lugar os conceitos de restauro ecológico e planeamento da gestão florestal pós-fogo (Capítulo V) e posteriormente os princípios de gestão para minimizar os impactos dos incêndios, com destaque para a investigação realizada no país (Capítulos VI e VII). A última secção (*o que fazer a seguir aos incêndios*) aborda um conjunto de temáticas relevantes, começando desde logo pela problemática da extracção das árvores queimadas (Capítulo VIII), e focando outros tópicos essenciais tais como o problema das pragas (escolitídeos) (Capítulo IX), as acções de protecção do solo e minimização da escorrência superficial após os incêndios (Capítulo X), a regeneração artificial em acções de reabilitação pós-incêndio (Capítulo XI), e terminando com a gestão da vegetação pós-fogo (Capítulo XII).

Ao longo d o li vro t entámos, sempre e que possível, dar ênfase à investigação e à realidade florestal portuguesas. Para isso, foram utilizados resultados provenientes de projectos de investigação onde a equipa d o projecto esteve envolvida, desde logo o projecto *Recuperação de áreas ardidas*, mas também outros 8 projectos de investigação, com financiamento nacional e europeu, que decorreram em paralelo. Os 19 autores deste livro são maioritariamente investigadores associados às instituições participantes no projecto. Mas foram ainda incluídos outros especialistas nacionais e estrangeiros cuja participação se afigurou importante para uma abordagem fundamentada dos diferentes temas associados à ecologia

do fogo e à recuperação das áreas ardidas. Agradecemos a todos a colaboração na compilação desta obra. Agradecemos também ao Fundo Florestal Permanente o financiamento que tornou possível este projecto. Mais do que um fim, espera-se que este livro sirva sobretudo como ponto de partida para um maior investimento na investigação e transferência de conhecimentos na área da ecologia do fogo e recuperação de áreas ardidas.

Lisboa, Dezembro de 2010
Os editores,

FRANCISCO MOREIRA
FILIPE X. CATRY
JOAQUIM SANDE SILVA
FRANCISCO REGO

EFEITOS DO FOGO

I. **COMBUSTÍVEIS E COMBUSTÃO EM AMBIENTE FLORESTAL**

PAULO FERNANDES
FRANCISCO REGO

- 1. Introdução**
- 2. O combustível florestal**
- 3. Comportamento do fogo**
- 4. Interpretação do comportamento do fogo**
- 5. Avaliação do comportamento do fogo**

1. Introdução

Este breve capítulo introdutório tem como objectivo a familiarização com conceitos básicos que são necessários à correcta compreensão dos capítulos seguintes. As actividades de prevenção e combate de incêndios obrigam a que as espécies vegetais e a sua biomassa sejam caracterizadas em função da sua aptidão para arder, isto é, como um **combustível**. Não é difícil compreender a relevância do combustível florestal, pois é a energia nele contida que sustenta a combustão e a propagação do fogo. O combustível intermedeia os efeitos do fogo sobre o ecossistema e o impacto do Homem sobre o fogo, e é através da sua gestão que a extensão e a severidade dos incêndios podem ser condicionadas.

A definição de prescrições de gestão da vegetação objectivas e sólidas, com o objectivo de compreender os impactos do fogo e minimizar o risco de incêndio, exige:

- a descrição quantitativa do combustível e uma tipologia para a sua classificação;
- a existência de modelos de predição das características do fogo;
- ferramentas que operacionalizem os modelos preditivos;
- a existência de relações causa-efeito entre as características do fogo e os seus impactos.

O processo de **combustão** inclui três fases, respectivamente pré-aquecimento, combustão com chama e combustão sem chama. O pré-aquecimento evapora a humidade do combustível (a temperaturas superiores a 100°C) e volatiliza (a temperaturas superiores a 200°C) os compostos que resultam da decomposição térmica da celulose. Estes gases inflamam-se a cerca de 300-400°C, combinando-se com o oxigénio e dando origem à chama. A combustão com chama sucede à ignição, que por sua vez requer energia, em quantidade que depende do teor de humidade do combustível. A combustão sem chama é um processo de oxidação superficial que queima o carbono como um sólido. A **inflamabilidade** descreve qualitativamente a maior ou menor dificuldade deste processo.

A combustão e a transferência do calor produzido, por condução, radiação, convecção e transporte de faúlhas, gera o **comportamento do fogo**. O termo designa “o que o fogo faz” (Byram, 1959) e é traduzido pelas

características da frente de chamas – rapidez de propagação, dimensões, energia libertada – que são determinadas pelo **piro-ambiente**, isto é, pelas influências individuais e interações do combustível, meteorologia e topografia. O comportamento do fogo é frequentemente referido em termos qualitativos como **combustibilidade**, que reflecte apenas o combustível, ou **perigo de incêndio**, que reflecte todo o piro-ambiente. Da combinação do perigo de incêndio com a sua probabilidade de ocorrência e valores ameaçados resulta o **risco de incêndio**.

O conteúdo deste capítulo é essencialmente compilado a partir de Cheney (1981), Chandler et al. (1983), Pyne et al. (1996), Tolhurst e Cheney (1999) e Beck et al. (2005).

2. O combustível florestal

As propriedades do combustível com maior influência no comportamento do fogo são o tipo, arranjo (estrutura), carga, distribuição por classes de dimensão, continuidade e teor de humidade. Os combustíveis apresentam-se no estado morto, ou seja sem actividade fisiológica, ou vivo, ambos importantes em ecossistemas mediterrâneos, e são classificáveis por estrato: manta morta, sub-bosque, combustíveis de transição, copado das árvores. O **combustível de superfície** inclui a folhada superficial, não decomposta, e as ervas e arbustos.

Um tipo de combustível ou **complexo combustível** constitui uma associação identificável de elementos que arderá de forma específica por apresentar características distintas. A **continuidade** do combustível descreve a sua distribuição e é importante para a propagação do fogo, porque a limita ou facilita, respectivamente em caso de descontinuidade ou uniformidade.

A **carga de combustível** é a sua quantidade por unidade de área (em kg m^{-2} ou t ha^{-1} de peso seco). À medida que aumenta a carga de combustível disponível para arder aumenta o potencial de libertação de calor. A rapidez da combustão aumenta em combustíveis menos compactos, devido ao arejamento existente. A disponibilidade do combustível para arder depende da sua dimensão e humidade. O teor de humidade exerce um papel crucial na combustibilidade de um determinado complexo combustível. Em combustíveis verdes ou húmidos o fogo propaga-se com

dificuldade, quando se propaga, ao passo que combustíveis herbáceos completamente secos suportam fogos extremamente rápidos. O combustível morto absorve e liberta água para a atmosfera circundante, a uma taxa que depende da sua dimensão, compactação e área exposta.

3. Comportamento do fogo

A frente activa de um fogo florestal tem três características básicas: 1) desloca-se, 2) consome combustível, e 3) produz calor na forma de chama. Byram (1959) definiu a *intensidade do fogo* como a libertação de energia por unidade de tempo e por unidade de comprimento da frente do fogo (em kW m^{-1}), resultando do produto do calor de combustão (kJ kg^{-1}), quantidade de combustível consumido por unidade de área da zona de combustão com chama, e velocidade linear de propagação do fogo (m s^{-1}).

São três as características dimensionais básicas de uma frente de chamas: profundidade (a largura da zona de combustão activa), altura (a extensão vertical) e o comprimento (a distância da extremidade da chama ao ponto médio da zona de combustão activa). A duração da combustão com chama é dada pelo tempo de residência, que se obtém dividindo a profundidade da chama pela velocidade de propagação. A intensidade do fogo (I) e o comprimento da chama (L) estão relacionados, constituindo a equação $I = 300 L^2$ uma aproximação geral razoável.

A partir do seu ponto de origem o fogo desenvolve-se em dimensão e envolverá progressivamente os vários estratos do combustível, da folhada à copa das árvores, dependendo da sua sobreposição e continuidade vertical. Após uma fase inicial de aceleração, a propagação do fogo entra em equilíbrio com o piro-ambiente. A expansão do fogo é aproximadamente elíptica, resultando em formas mais alongadas quando o vento e/ou o declive são mais fortes. As características do fogo variam acentuadamente ao longo do seu perímetro, distinguindo-se três secções com velocidade e intensidade crescentes: a cabeça ou dianteira, os flancos e a cauda ou retaguarda.

Um *fogo de superfície* consome apenas a manta morta e vegetação do sub-bosque, enquanto um *fogo de copas* avança através do estrato arbóreo, quase sempre em conjunção com o fogo de superfície. Usualmente distinguem-se o fogo de copas intermitente (ou passivo), dependente da

propagação do fogo de superfície e associado a floresta aberta, e o fogo de copas activo, que avança como uma parede de chamas que se estende do solo até bastante acima do topo das árvores e é possível em floresta densa. Um fogo de copas independente progride apenas na folhagem, o que é muito raro, excepto em formações arbustivas. O tipo de fogo de copas expectável em coníferas depende de três propriedades do estrato arbóreo – a altura da base da copa viva e sua humidade foliar e densidade (peso seco por unidade de volume) – e de duas características do fogo, respectivamente a intensidade do fogo de superfície e a velocidade de propagação após a transição para fogo de copas.

4. Interpretação do comportamento do fogo

A interpretação das características de comportamento do fogo é de utilidade indiscutível em situações operacionais ou de planeamento. A intensidade do fogo ou comprimento da chama relaciona-se com a possibilidade de fogo de copas (Van Wagner, 1977), a probabilidade do fogo superar uma descontinuidade (Wilson, 1988), a distância de segurança à frente de chamas (Butler e Cohen, 1998), problemas de controlo devidos a projecção de faúlhas (Alexander, 2000) e a produtividade e eficiência dos meios de combate (Hirsch e Martell, 1996).

A intensidade do fogo é também útil para prever os efeitos do fogo nas partes aéreas da vegetação, essencialmente porque condiciona a altura de copa dessecada (e.g., Van Wagner, 1973) e, conseqüentemente, a mortalidade de coníferas. O consumo dos horizontes orgânicos que encimam o solo mineral, compactos e em decomposição, é essencialmente independente da intensidade do fogo. Desta forma os efeitos do fogo no solo, incluindo nos órgãos subterrâneos e as respostas vegetativa e germinativa da vegetação, são relacionáveis com variáveis que exprimem a duração total da combustão, como a remoção da manta morta em carga ou em profundidade.

Intensidade e severidade do fogo não são sinónimos. *A severidade do fogo* refere-se à grandeza do impacto directo e imediato do fogo e reflecte o calor total libertado pela combustão da biomassa (Ryan e Noste, 1985). A intensidade do fogo contribui assim para a sua severidade mas apenas a explica parcialmente.

5. Avaliação do comportamento do fogo

A capacidade de avaliar consistentemente o comportamento do fogo é indispensável ao planeamento da protecção contra incêndios. A utilidade das estimativas do comportamento do fogo é redutível a três situações gerais:

1. **Fogo hipotético ou possível:** planeamento e avaliação da gestão de combustíveis.
2. **Fogo provável:** indexação do perigo de incêndio; pré-planeamento da supressão de incêndios; planeamento do fogo controlado.
3. **Fogo a decorrer:** uso no combate a incêndios (avaliação da área a atacar, predição da evolução das frentes do fogo, definição dos meios necessários e do seu posicionamento) ou na monitorização de fogos controlados.

Há duas categorias opostas de modelos de predição do comportamento do fogo, respectivamente de natureza empírica e puramente física. Somente os primeiros têm capacidade operacional, integrando os vários sistemas preditivos que são usados nas actividades da gestão do fogo. Em Portugal têm sido desenvolvidos modelos simples que descrevem o comportamento do fogo em matos (Fernandes, 2001) e em pinhal bravo (Fernandes et al., 2009), vocacionados para o planeamento do fogo controlado. Para avaliação do comportamento potencial do fogo à escala regional, tal como determinado pelas condições meteorológicas presentes e passadas, é possível recorrer aos índices do Sistema Canadano FWI (Van Wagner, 1987). Finalmente, a tecnologia desenvolvida nos EUA e baseada no modelo semi-empírico de Rothermel (1972) é passível de aplicação universal, desde que o complexo combustível se ja descrito quantitativamente como um modelo de combustível.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALEXANDER, M. E., 2000 — Fire behaviour as a factor in forest and rural fire suppression. For. Res./New Zealand Fire Serv./Nat. Rur. Fire Authority, For. Res. Bull. No. 197, For. And Rural Fire Sci. and Tech. Ser. Rep. No. 5, Wellington.

BECK, J., PARMINTER, J., ALEXANDER, M., MACDERMID, E., VAN NEST, T., BEAVER, A., GRIMALDI, S., 2005 — Fire ecology and management. In: Forestry Handbook for British Columbia, 5th edition. Forestry Undergraduate Society, Faculty of Forestry, UBC. Vancouver, B.C. p. 490-525.

BUTLER, B. W., COHEN, J. D., 1998 — Firefighter safety zones: a theoretical model based on radiative heating. International Journal of Wildland Fire 8, 73-77.

BYRAM, G. M., 1959 — Combustion of forest fuels. In: Davis, K.P. (Ed.), Forest Fire: Control and Use, McGraw-Hill, New York. pp. 90-123.

CHANDLER, C., CHENEY, P., THOMAS, P., TRABAUD, L., WILLIAMS, D., 1983 — Fire in Forestry. John Wiley & Sons, New York.

CHENEY, N. P., 1981 — Fire behaviour. In: Gill, A.M., Groves, R.H., Noble, I.R. (Eds.), Fire and the Australian Biota, Australian Academy of Science, Canberra. pp. 151-175.

FERNANDES, P. M., 2001 — Fire spread prediction in shrub fuels in Portugal. Forest Ecology and Management 144, 67-74.

FERNANDES, P. P., BOTELHO, H. S., REGO, F., LOUREIRO, C., 2009 — Empirical modelling of surface fire behaviour in maritime pine stands. International Journal of Wildland Fire 18, 698-710.

HIRSCH, K. G., MARTELL, D. L., 1996 — A review of initial attack fire crew productivity and effectiveness. International Journal of Wildland Fire 6, 199-215.

PYNE, S. J., ANDREWS, P. L., LAVEN, R. D., 1996 — Introduction to Wildland Fire. 2nd ed. John Wiley & Sons, New York.

ROTHERMEL, R. C., 1972 — A mathematical model for predicting fire spread in wildland fuels. USDA For. Serv. Res. Pap. INT-115, Intermt. For. and Range Exp. Stn., Ogden.

RYAN, K. C., NOSTE N. V., 1985 — Evaluating prescribed fires. In: Lotan, J.E., Kilgore, B., Fischer, W., Mutch, R. (Tech. Coords.), Proceedings - Symposium and Workshop on Wilderness Fire. USDA Forest Service, General Technical Report INT-182, Intermountain Forest and Range Experimental Station, Ogden, UT, pp. 230-238.

TOLHURST, K. G., CHENEY, N. P., 1999 — Synopsis of the knowledge used in prescribed burning in Victoria. Dept. of Nat. Res. and Environ. Fire Manage., Melbourne.

VAN WAGNER, C. E. 1973 — Height of crown scorch in forest fires. Canadian Journal of Forest Research 3, 373-378.

VAN WAGNER, C.E. 1977 — Conditions for the start and spread of crown fire. Canadian Journal of Forest Research 3, 373-378.

VAN WAGNER, C. E. 1987 — Development and structure of the Canadian Forest Fire Weather Index System. Can. For. Serv., Forestry Tech. Rep. 35, Ottawa.

WILSON, A. G., 1988 — Width of firebreak that is necessary to stop grass fires: some field experiments. *Canadian Journal of Forest Research* 18, 682-687.

EFEITOS DO FOGO

II. EFEITOS DO FOGO NO SOLO E NO REGIME HIDROLÓGICO

ANTÓNIO DINIS FERREIRA

CELESTE COELHO

JOAQUIM SANDE SILVA

TANYA ESTEVES

- 1. Introdução**
- 2. Efeitos directos do calor sobre a matéria orgânica**
- 3. Implicações ao nível dos nutrientes do solo**
- 4. A formação de uma camada hidrófoba por acção do calor**
- 5. Implicações no ciclo hidrológico e nos processos erosivos**
- 6. Síntese dos efeitos produzidos ao nível do solo e da água**

1. Introdução

Os efeitos do fogo ao nível do solo revestem-se de uma complexidade considerável devido aos múltiplos mecanismos envolvidos e à forma como esses mecanismos se encontram inter-relacionados. Deste modo, podemos considerar numa primeira abordagem a existência de efeitos directos sobre o solo, essencialmente derivados da acção do calor sobre a sua componente orgânica, e de efeitos indirectos, derivados do desaparecimento da protecção proporcionada pelo coberto vegetal e pela folhada. Quanto aos primeiros traduzem-se principalmente na mineralização da matéria orgânica existente no solo, que fica desta forma mais disponível para poder ser exportada pelos processos hidrológicos e erosivos. Já o desaparecimento do coberto vegetal e da folhada leva a uma maior susceptibilidade do solo à erosão e a uma alteração considerável do regime hidrológico. Estes mecanismos de natureza física estão directamente relacionados com as alterações de natureza química e biológica, na medida em que os nutrientes podem ser mais facilmente exportados através de fenómenos erosivos e, por sua vez, a erosão está directamente relacionada com as alterações na estrutura do solo, devido à combustão da matéria orgânica. A este respeito é importante salientar que os efeitos do fogo não se fazem sentir apenas nas áreas percorridas pelo fogo mas, pelo contrário, têm repercussões, por vezes muito importantes, a jusante dessas áreas devido ao movimento da água e dos sedimentos e solutos que transporta. Todos estes mecanismos podem assumir maior ou menor importância em função das condições específicas em que decorrem. Os fogos produzem todo um espectro de impactos mais ou menos severos sobre o solo, que dependem de múltiplos factores, incluindo: o regime de fogo, a meteorologia, a vegetação, o tipo de solo e o relevo (Neary et al., 1999).

Devemos igualmente enquadrar a questão no contexto actual de alterações climáticas, dado existir o receio de uma maior frequência e duração de períodos extremamente quentes e secos, o que poderá vir a traduzir-se num aumento substancial do número de incêndios e da área queimada. Esse novo contexto poderá desencadear importantes processos de degradação in situ e a jusante, resultando em fenómenos catastróficos, tais como aluimentos de terras e picos de cheia extremos, com destruição de bens e mesmo perda de vidas humanas. Os incêndios florestais alteram signi-

ficativamente a resposta hidrológica e geomorfológica das bacias hidrográficas, pelo que episódios chuvosos que nunca produziram picos de cheia assinaláveis, podem vir a desencadear episódios catastróficos (Hyde et al., 2007; Ferreira et al., 2008b). Destemodo, reveste-se de especial significado a compreensão dos processos de degradação a várias escalas e a avaliação da frequência e magnitude que os picos de cheia podem adquirir, bem como as taxas de mobilização e deposição de sedimentos e de exportação de nutrientes.

No presente texto tentamos assim fazer uma descrição dos efeitos dos incêndios ao nível do solo e do regime hídrico, assim como dos mecanismos envolvidos, tendo em conta os conhecimentos mais recentes a este respeito. Apesar de tentarmos compartimentar os diferentes efeitos envolvidos de modo a facilitar a consulta e a leitura, na verdade a passagem do fogo dá origem a uma teia de mecanismos intimamente relacionados entre si, que não devem ser encarados de forma isolada. Dadas as características particulares de Portugal em termos do regime de fogo, das condições edafo-climáticas e do tipo de revestimento vegetal, é dado um relevo particular à informação disponível para as condições do nosso país.

2. Efeitos directos do calor sobre a matéria orgânica

A matéria orgânica do solo é crucial para a formação da estrutura do horizonte A, que por sua vez determina em grande medida o funcionamento hidrológico dos solos. Solos bem estruturados têm os macroporos necessários à movimentação da água em profundidade e ao seu armazenamento, facilitando ainda o crescimento das raízes (Porta et al., 1999). A água que se infiltra no solo fica disponível para as plantas e para a utilização das populações microbianas e de micro e macro-fauna. A matéria orgânica abundante que condiciona a estrutura do solo e apresenta uma elevada porosidade, é profundamente afectada pelo fogo. A degradação da estrutura superficial dos solos pode durar entre um ano até décadas, dependendo da intensidade do fogo e das condições dos ecossistemas após o fogo (Neary et al., 1999).

A volatilização de nutrientes, e em particular do azoto, inicia-se com temperaturas entre os 200° e os 400° C. No entanto, perdas significativas de matéria orgânica podem acontecer a temperaturas inferiores (DeBano

et al., 1998). A combustão da manta morta e a destilação dos compostos orgânicos voláteis associados acontecem entre os 180° C e os 200° C. No intervalo 180°-300° C ocorre a destilação e combustão de cerca de 85% da manta morta. Para temperaturas superiores a 300° C todo o horizonte orgânico superficial do solo é geralmente destruído. Praticamente toda a matéria orgânica é consumida nas zonas do solo onde as temperaturas atingem os 450° C (Neary et al., 1999).

Os perfis de temperatura nos horizontes orgânicos e no solo mineral dependem da intensidade do fogo, da quantidade de combustível disponível, da duração do fogo e das condições antecedentes de humidade do solo (Hartford e Frandsen, 1992). Com fogos de baixa intensidade, as temperaturas do solo mineral raramente excedem os 100° C à superfície e os 50° C a 5 cm de profundidade (Agee, 1973). Fogos intensos podem elevar a temperatura à superfície do solo a 275° C em solos com horizontes orgânicos espessos (Sackett e Haase, 1992). No entanto, pontualmente esses valores podem atingir os 700° C, em áreas de acumulação de resíduos florestais, ou no caso de fogos de progressão lenta. Nestas condições, as temperaturas podem atingir mais de 250° C a 10 cm de profundidade e mais de 100° C a 22 cm abaixo da superfície do solo (Neary et al., 1999).

As temperaturas do solo podem manter-se elevadas durante apenas alguns minutos, no caso dos fogos controlados, até mais de cinco dias na sequência de incêndios particularmente intensos. Se a matéria orgânica superficial for completamente consumida pelo fogo, a temperatura superficial do solo mineral pode permanecer elevada durante meses ou anos como resultado do aquecimento provocado pela incidência da radiação solar directa sobre o solo nú (Neary et al., 1999).

3. Implicações ao nível dos nutrientes do solo

Uma das consequências mais importantes da passagem do fogo é a exportação de grandes quantidades de nutrientes, que poderá desencadear problemas de poluição a jusante, em especial se existirem barragens e captações de água muito próximas das áreas queimadas. A matéria orgânica é mineralizada, fazendo com que os nutrientes fiquem temporariamente disponíveis para as plantas sobre a forma de sais dissolvidos na solução do solo, que fica assim com um pH muito alcalino (frequen-

temente > 8.5). Os nutrientes estão disponíveis para as plantas dur ante pouco tempo já que os nutrientes em solução são facilmente arrastados em profundidade e eventualmente à superfície através de escorrência. Este arrastamento para as linhas de água causa a degradação da qualidade das águas a jusante. O grau e a gravidade destes efeitos dependem da temperatura que atinge o solo a qual, por sua vez, depende das características dos combustíveis, das condições meteorológicas na altura do incêndio e da condutividade térmica do solo.

O significado das perdas através da escorrência pode ser comparado com a reposição de nutrientes proveniente da atmosfera. Com efeito, dada a pobreza em nutrientes, da rocha-mãe e dos solos, em particular nas áreas de xisto do país, a reposição dos nutrientes no ecossistema está bastante dependente da deposição atmosférica. A Tabela 1 apresenta os dados da deposição atmosférica para três situações distintas: em campo aberto sem vegetação, sob pinhal e sob eucaliptal (Ferreira, 1996).

TABELA 1
DEPOSIÇÃO ATMOSFÉRICA ANUAL NA SERRA DO CARAMULO (KG·HA⁻¹·ANO⁻¹)

SOLUTOS	PRECIPITAÇÃO INCIDENTE	PRECIPITAÇÃO INTERNA + ESCORRÊNCIA PELO TRONCO EM EUCALIPTAL 12 ANOS	PRECIPITAÇÃO INTERNA + ESCORRÊNCIA PELO TRONCO EM PINHAL 40 ANOS
NO₃⁻	0.7	2.7	3.2
SO₄²⁻	6.2	11.4	19.1
Cl⁻	38.0	78.1	70.5
Ca²⁺	8.9	10.4	15.3
Mg²⁺	4.5	7.2	12.6
K⁺	2.7	11.9	29.1
Na⁺	34.9	45.7	66.2

Para além das quantidades de nutrientes removidas e arrastadas pelo processo de *wash off*, ocorrem nas copas das árvores processos de absorção e exsudação que contribuem para alterar significativamente a quantidade de solutos que atingem o solo sob povoamentos florestais quando comparados com a deposição total nas áreas desprovidas de povoamentos arbóreos (Tabela 1). Deste modo as áreas queimadas perdem a capacidade

de transferir quantidades adicionais de nutrientes da atmosfera para o solo em resultado do desaparecimento da parte aérea da vegetação. Esta diminuição é particularmente sentida no caso dos nitratos e do potássio, que registam decréscimos significativos (três vezes menos) quando comparados com os valores obtidos sob pinhal e eucaliptal. De notar que o pinhal é mais eficiente na reposição de solutos da atmosfera para o solo.

CAIXA 1				
EXPORTAÇÃO DE NUTRIENTES EM DIFERENTES SITUAÇÕES NA REGIÃO CENTRO				
<p>A Tabela 2 mostra as perdas anuais de nutrientes para várias situações estudadas em parcelas com 16m² (8x2 m), de área, que drenavam para uma caixa de Gerlach modificada (Shakesby et al., 1991). O facto do fogo controlado ter dado origem a valores semelhantes aos das parcelas não ardeadas deveu-se à pequena quantidade de escorrência produzida, e à possibilidade da escorrência produzida em locais hidrófobos se infiltrar em locais hidrófilos adjacentes. A menor intensidade do fogo pode ajudar a explicar as perdas reduzidas de nutrientes e as baixas quantidades de escorrência. Por sua vez as perdas de nutrientes no incêndio florestal apresentam valores mais de 200 vezes superiores às apresentadas nas restantes situações.</p>				
TABELA 2				
PERDAS DE SOLUTOS POR ESCORRÊNCIA SUPERFICIAL (KG·HA ⁻¹ ·ANO ⁻¹) EM DIFERENTES SITUAÇÕES, MEDIDOS EM PARCELAS DE 16M ²				
SOLUTOS	PINHAL ADULTO	MATO	FOGO CONTROLADO	INCÊNDIO FLORESTAL
Ca ²⁺	0.068	0.035	0.052	13.8
Mg ⁺	0.027	0.014	0.018	13.9
K ⁺	0.067	0.045	0.068	5.9
SO ₄ ²⁻	0.065	0.079	0.088	18.1

No entanto, as perdas através da escorrência e do escoamento não são o único processo pelo qual os ecossistemas perdem nutrientes em resultado dos incêndios florestais. A volatilização também desempenha um papel relevante. A perda de nutrientes para a atmosfera por esta via, depende da temperatura atingida pela combustão. O azoto é o elemento sujeito a maiores perdas, dado que a sua volatilização começa aos 200° C. Para temperaturas superiores a 500° C, cerca de metade do azoto presente na

matéria orgânica sofreu volatilização. São necessárias temperaturas mais elevadas para volatilizar outros nutrientes: o potássio volatiliza-se com temperaturas superiores a 760° C, o fósforo a 774° C, o enxofre a 800° C, o sódio a 880° C, o magnésio a 1107° C e o cálcio a 1240° C (Weast, 1988).

Embora uma grande parte do azoto total do solo se perca para a atmosfera sob a forma de N_2 , há uma parte importante que fica incorporada nas cinzas sob a forma de amoníaco (NH_4^+). Uma parte deste azoto acaba ao fim de algum tempo por ser transformada em nitrato (NO_3^-), através da acção de bactérias nitrificantes, as quais beneficiam das condições favoráveis criadas pela diminuição da acidez. Apesar de se encontrar mais disponível para as plantas, o azoto sob esta forma fica também mais sujeito ao arrastamento, o que leva a uma perda adicional deste nutriente. Uma outra forma de exportação pode ocorrer quando existe arrastamento de partículas de solo através de fenómenos erosivos, as quais podem trazer nutrientes adsorvidos à superfície (Thomas et al., 1999, 2000a, b).

De acordo com Soto e Diaz-Fierros (1993), a disponibilidade de nutrientes presentes nas cinzas é influenciada pelas temperaturas atingidas durante a combustão e pelas características da vegetação e do elemento em questão. Os autores chegaram à conclusão que a taxa de disponibilização dos diferentes nutrientes é determinada pela intensidade do fogo, através do seu impacto sobre a volatilização e mineralização da matéria orgânica no solo. Trabalhos recentes apresentam versões diferentes quanto ao impacto dos incêndios florestais sobre a exportação de nutrientes dissolvidos. Úbeda e Sala (2001) registaram perdas maiores em fogos com intensidade média quando comparados com fogos com intensidade elevada, enquanto que Coelho et al. (2004) estabelecem uma relação directa entre a intensidade do fogo e a perda de nutrientes. De acordo com dados de Ferreira (1996), anualmente serão perdidas em média cerca de 268 toneladas de nitratos, 696 toneladas de cálcio, 931 toneladas de magnésio e 332 toneladas de potássio, devido aos incêndios em Portugal. De notar que as perdas ocorrem predominantemente em solos muito pobres, com fraca concentração de nutrientes.

4. A formação de uma camada hidrófoba por acção do calor

Outro efeito dos incêndios florestais sobre os solos, com relevância para os processos hidrológicos e de degradação, é o aparecimento ou fortalecimento da repelência dos solos à água (DeBano, 1981). Este processo tem sido encontrado em locais queimados por incêndios florestais de elevada intensidade, bem como sob alguns tipos de manta morta, como é o caso da folhada produzida por povoamentos de *Eucalyptus globulus*. (Ferreira et al., 2000, 2005a, 2005b; Coelho et al., 2004). O calor gerado pelo fogo faz com que os compostos orgânicos hidrófobos resultantes da decomposição das plantas e microrganismos sejam vaporizados pelo calor, condensando seguidamente à superfície das partículas minerais do solo, mais frias situadas mais abaixo de acordo com o gradiente de temperatura (DeBano et al., 1970; Giovannini e Lucchesi, 1984; Giovannini 1994). Forma-se assim uma camada hidrófoba logo após a camada mais superficial hidrófila, composta por cinzas e partículas minerais, resultante da passagem do fogo. A camada hidrófoba é formada quando a temperatura excede os 176° C e é destruída a temperaturas superiores a 288° C (DeBano, 1981; DeBano et al., 1976) (Figura 1).

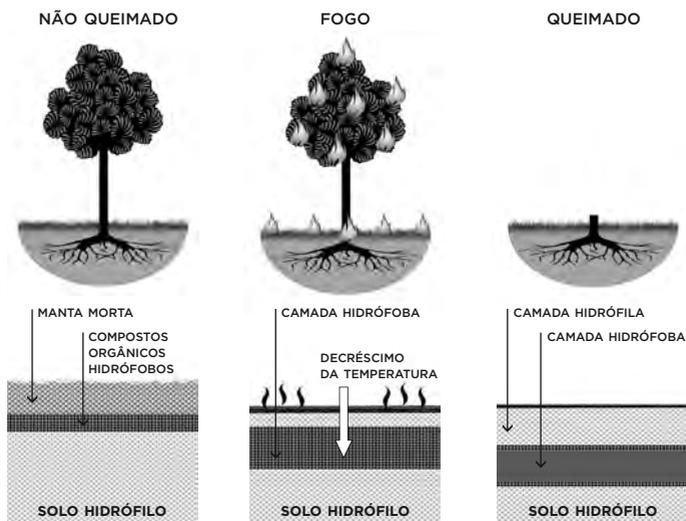


FIGURA 1

Processo de formação da camada hidrófoba após um incêndio. (adaptado de DeBano, 1990)

Quando os solos possuem uma camada hidrófoba, a água não consegue humedecer os agregados e a capacidade de infiltração sofre uma forte quebra (Neary et al., 1999). Sevink et al. (1989) referem que a repelência do solo à água pode originar uma distribuição preferencial da humidade do solo, com a camada ectorgânica a apresentar um elevado conteúdo de água, seguida por uma camada de solo repelente à água, bastante seca, que por sua vez repousa sobre uma camada mais húmida e menos hidrófoba. Hendrickx et al. (1993) observaram frentes de humedecimento instáveis em solos repelentes à água, contrastando com as frentes homogêneas em solos não hidrófobos. A água e os solutos atingem as toalhas freáticas mais rapidamente em solos hidrófobos, dado que estes promovem os fluxos preferenciais da água no solo (Ritsema et al., 1993).

Este processo encontra-se directamente relacionado com a natureza e a distribuição dos combustíveis, os quais, ao condicionar as características da combustão, influenciam dessa forma as características da camada de solo repelente à água (DeBano, 1968, 2000; Letey, 2001). A intensidade da repelência dos solos à água induzida pelo fogo depende de vários factores, onde se inclui: o conteúdo de água no solo (relação inversa), a textura (maior repelência para solos arenosos), a severidade do fogo, a quantidade da matéria orgânica e a sua composição (Botelho et al. 1994, Giovannini 1994). Estes aspectos fazem com que a distribuição espacial da repelência seja muito heterogênea, variando por exemplo de acordo com a proximidade ao tronco das árvores (Keizer et al., 2005).

Consequentemente, as magnitudes da mudança nos processos hidrológicos e erosivos podem depender em parte da intensidade e distribuição espacial da repelência do solo à água (Jungerius e DeJong, 1989; Ritsema e Dekker, 1994; Coelho et al., 2004; Ferreira et al., 2005b). De acordo com Giovannini (1994), os incêndios que atingem temperaturas acima de 450° C têm um impacto significativo no aumento da escorrência e das taxas de erosão, devido à indução de repelência à água. No entanto, de acordo com o referido atrás, há um fenómeno inverso de destruição da repelência (Doerr et al., 2006) até uma profundidade variável (0.5 a 5 cm) de acordo com a intensidade do fogo. Por baixo desta camada hidrófila e pouco consistente, persiste a repelência pré-existente, ou o seu fortalecimento devido à coalescência das substâncias hidrófobas à superfície das partículas dos solos. Assim, quanto mais intenso for um incêndio, mais

profundamente se forma a camada hidrófoba, e maior a quantidade de material desagregado hidrófilo entre a superfície do solo e a camada hidrófoba. Esse material é extremamente erodível e grande parte é perdido nos primeiros 4 meses após o incêndio (Ferreira et al., 2005a).

É importante salientar que não existe consenso sobre a real importância da formação de uma camada hidrófoba no aparecimento de fenómenos de erosão após o fogo. Shakesby et al. (2000) questionam se o risco de erosão está tão intimamente ligado com a repelência do solo à água e Benavides-Solorio e MacDonald (2001) não encontraram qualquer correlação entre a repelência à água e a produção de sedimentos provenientes da erosão.

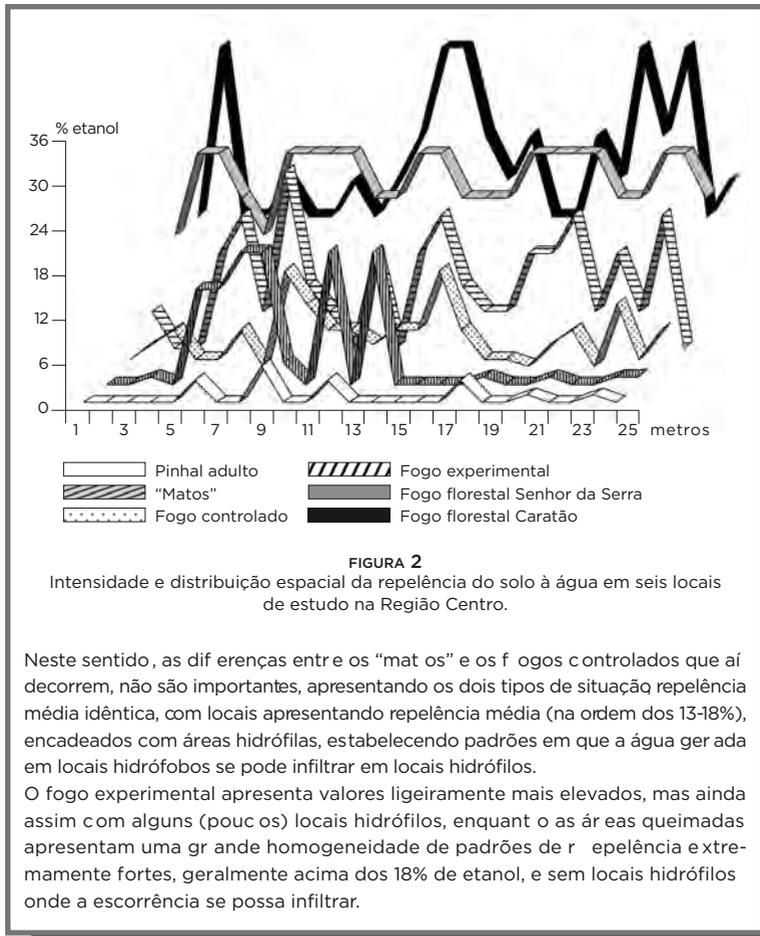
CAIXA 2

A REPELÊNCIA À ÁGUA APÓS FOGO EM SITUAÇÕES ESTUDADAS NA REGIÃO CENTRO

Na avaliação da repelência do solo à água, foram utilizados transeptos de 25 metros, com medições a cada metro em seis locais da Região Centro: Fogo florestal (incêndio) em pinhal adulto (Caratão); Fogo florestal (incêndio) em pinhal adulto (Senhor da Serra); Fogo experimental em mato (Gestosa); Fogo controlado em mato (Cadafaz); Mato não ardido (Aigra Nova); Pinhal adulto não ardido (Caratão).

A repelência do solo à água foi medida através do método MED (Molarity of an Ethanol Droplet) (Letey, 1969). Seguindo a sugestão de Doerr et al. (1998), foram usadas as seguintes concentrações de etanol: 0%, 1%, 3%, 5%, 8.5%, 13%, 18%, 24% e 36%, em que 0% corresponde a situações hidrófilas e 36% a casos extremos de solos hidrófobos. A cada metro eram colocadas 5 gotas de água com etanol sobre o solo mineral, determinando-se a média das concentrações usadas no teste. O teste do etanol baseia-se no facto de as gotas com soluções mais concentradas apresentarem uma menor tensão superficial e desse modo terem maior facilidade de infiltração no solo. Consequentemente, uma maior repelência à água irá implicar a necessidade de soluções com maior concentração de etanol, para que a infiltração se processe.

A Figura 2 apresenta a distribuição espacial e a intensidade da repelência do solo à água. De notar que o pinhal adulto apresenta as menores quantidades de repelência do solo à água, com uma média de 0,64 e um valor máximo de 5%. Na maior parte dos casos os pontos medidos eram hidrófilos. A repelência do solo à água acontece naturalmente em alguns tipos de uso do solo, tais como os povoamentos de *Eucalyptus globulus* Labill. (ver Ferreira et al., 2000), e também áreas de “matos”.



5. Implicações no ciclo hidrológico e nos processos erosivos

Os incêndios florestais provocam alterações significativas em vários componentes do ciclo hidrológico (Figura 3), nomeadamente ao nível da interceptação pela copa das árvores, na evapo-transpiração para a atmosfera, na capacidade de infiltração dos solos, e nos processos pelos quais a água chega aos cursos de água e aos aquíferos, influenciando assim o caudal de base e os picos de cheia das bacias hidrográficas.

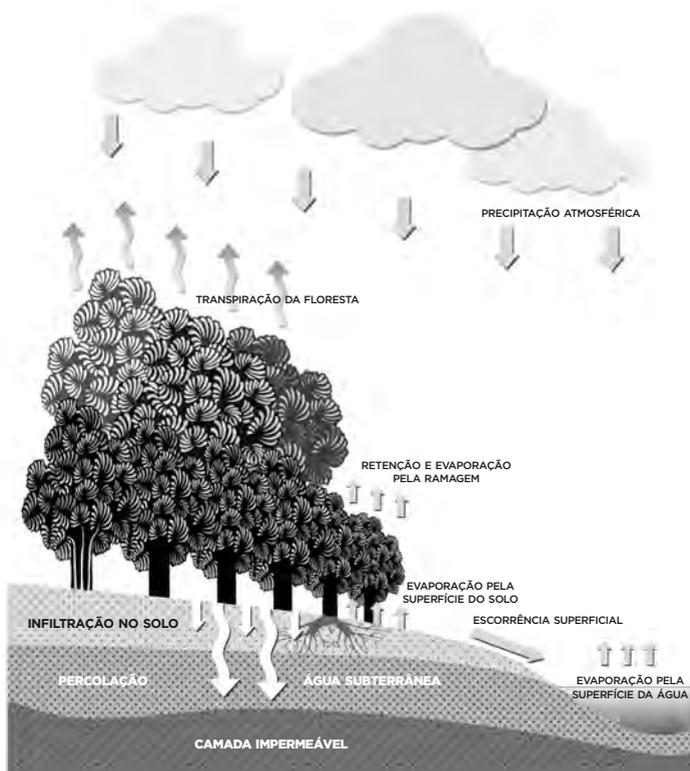
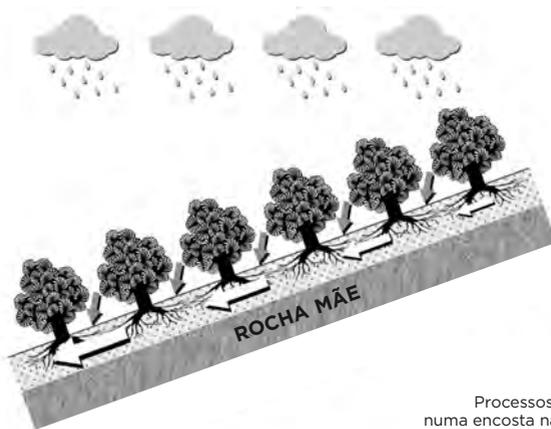


FIGURA 3 Ciclo hidrológico

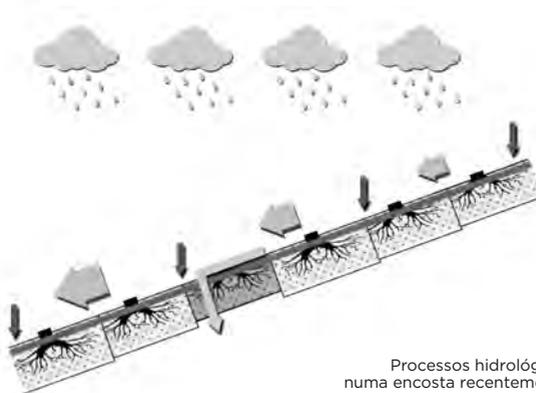
Quando o incêndio consome a vegetação e a manta morta subjacente, o solo fica exposto e a porosidade do solo pode diminuir devido ao impacto directo das gotas de chuva sobre o solo, resultando em quantidades de escoamento muito maiores. Para além de aumentar drasticamente a energia do impacto das gotas de chuva sobre o solo, a perda de vegetação e da manta morta na sequência de um incêndio reduz ainda mais a capacidade de retenção e armazenamento da água bem como a resistência aos fluxos de água nas vertentes, também em resultado da perda da matéria orgânica do solo (Martin e Moody, 2001; Meyer, 2002). Assim, as propriedades do solo que contribuem para o bom funcionamento do sistema hidrológico, nomeadamente a capacidade de infiltração, a porosidade, a condutividade hidráulica e a capacidade de armazenamento e retenção de água pelos solos, podem ser afectadas de forma muito negativa pelo fogo (Neary et al., 1999).

Os picos de cheia acontecem mais rapidamente e com magnitudes superiores, quando comparados com as respostas em bacias hidrográficas com vegetação, o que resulta num aumento das forças tangenciais sobre a superfície do solo, responsáveis pelo transporte de sedimentos. O fogo também poderá consumir uma parte dos sistemas radiculares, contribuindo para a perda de coesão do solo (Hyde et al., 2007).

As Figuras 4A e 4B mostram as alterações que se verificam em vertentes antes e depois da passagem de um incêndio florestal.



A
Processos hidrológicos
numa encosta não queimada.

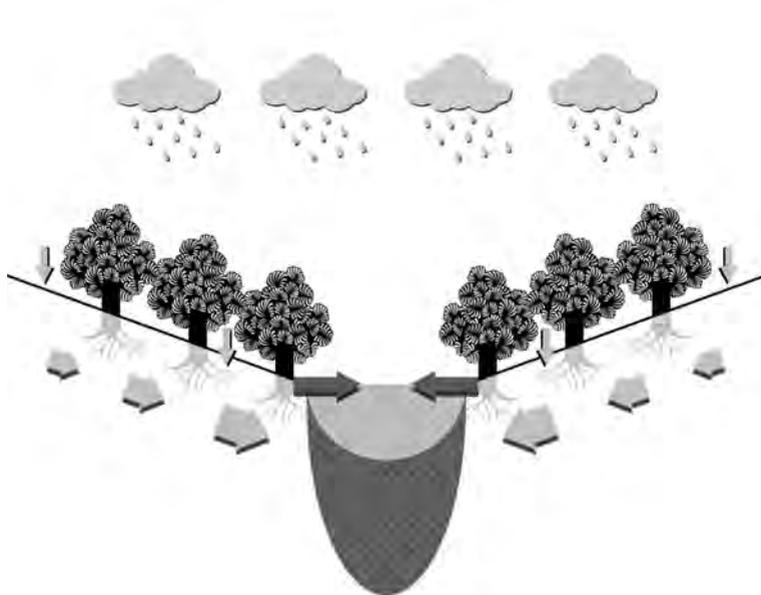


B
Processos hidrológicos e erosivos
numa encosta recentemente queimada.

FIGURA 4

Ilustração dos efeitos do fogo nos processos hidrológicos e erosivos.

Na vertente florestada, a precipitação raramente excede a capacidade de infiltração, pelo que a maior parte dos fluxos de água em direção à base da vertente se processa através do solo, o que diminui significativamente a velocidade de deslocamento da água e permite o armazenamento de parte importante da precipitação, que assim fica disponível para as plantas. Ocasionalmente em termos de tempo e espaço pode ocorrer a saturação do solo, com a formação de escorrência. Após o fogo, a camada hidrófoba e a camada hidrofílica subjacente condicionam os processos hidrológicos e erosivos. A camada hidrófoba diminui drasticamente a capacidade de infiltração, dando origem a escorrência, que mobiliza facilmente a camada de cinzas hidrofílica, erodindo assim uma importante fonte de nutrientes. A existência de macroporos no solo, muitas das vezes resultantes da queima de raízes, permite a infiltração pontual de alguma da escorrência. A transição das vertentes para os cursos de água também apresenta alterações muito significativas, como se pode depreender das figuras 5A e 5B.



A Transição vertente — curso de água numa bacia não queimada



B Transição vertente — curso de água numa bacia recentemente queimada

FIGURA 5

Transição de vertente em diferentes bacias.

Os picos de cheia na bacia florestada acontecem porque a água, no seu percurso descendente, satura o fundo da vertente, o que produz escorrência que forma o pico de cheia. Quanto mais chover, maior a área saturada, logo maior a quantidade de área produtora de escorrência e maior o pico de cheia. No entanto, como parte da água possui um tempo de deslocação lento nos solos em direção ao fundo da vertente, os picos de cheia são regra geral retardados e esbatidos. Na bacia hidrográfica queimada, a quantidade de água que se infiltra no solo é reduzida, pelo que há uma parte importante da precipitação que se escoia sob a forma de escorrência superficial assim que a camada de cinzas hidrofóbicas se satura, sendo depois mobilizadas por esse processo. Os picos de cheia, alimentados pela escorrência de água que não se infiltra sequer no solo, são muito rápidos em resposta à queda de precipitação, e regra geral de uma magnitude insuspeita. São muitos os casos de picos de cheia de dimensões muito superiores ao normal, que ocorrem em áreas recentemente queimadas. Em alguns casos registaram-se mortes de pessoas e importantes perdas de bens em pequenas bacias hidrográficas.

CAIXA 3
RESPOSTA HIDROLÓGICA EM ÁREAS QUEIMADAS VS. NÃO QUEIMADAS

A Figura 6 apresenta a distribuição temporal da escorrência superficial em parcelas de 16m² e do escoamento global ao nível de uma pequena bacia hidrográfica numa zona queimada e numa zona não queimada. De notar a rápida resposta inicial à queda de precipitação na área queimada. Nas primeiras semanas, a quantidade de precipitação não foi suficiente para saturar a camada de cinzas e provocar respostas significativas ao nível da parcela ou da bacia hidrográfica. Os primeiros picos significativos acontecem quando a precipitação excede os 50 mm semanais. De notar ainda que cerca de 1 ano depois do incêndio, a resposta da bacia hidrográfica a semanas com cerca de 50 mm de precipitação é idêntica à registada logo após o fogo, mas ao nível da parcela nota-se uma quebra acentuada da escorrência. Nota-se uma resposta pronta da bacia hidrográfica à quantidade de precipitação ao longo de todo o período. No entanto existe normalmente um decréscimo dos picos de cheia com o tempo, após o incêndio. De facto, os primeiros picos de cheia representam cerca de 50% da precipitação. Um ano após o incêndio, o limiar de produção de picos de cheia aumentou, e apenas episódios chuvosos com mais de 25 mm produzem picos de cheia, que representam menos de 10% da precipitação, em média. A resposta da área não queimada (povoamentos florestais adultos) é negligenciável ao nível das parcelas e da bacia hidrográfica, com pequenos picos de cheia a ocorrerem apenas em resposta aos episódios mais extremos, capazes de saturar os solos.

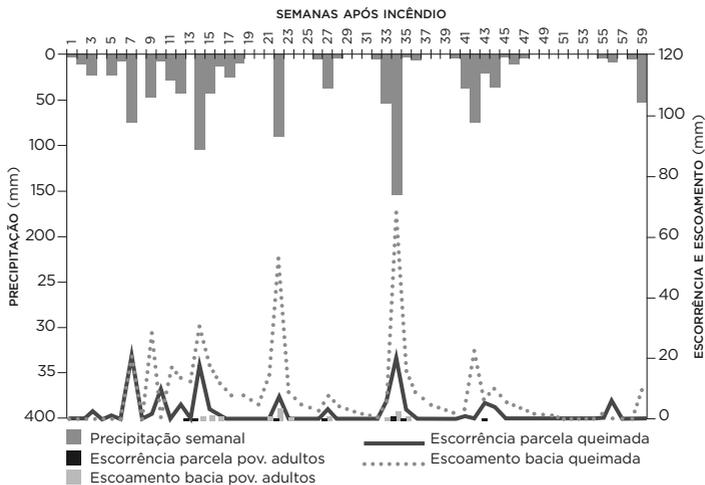


FIGURA 6

Escorrência e escoamento semanal em parcelas e bacias hidrográficas queimadas e em povoamentos adultos de controlo.

Alguns autores registaram taxas de erosão baixas após incêndio (Emmerich e Cox, 1992; Kutiel e Inbar, 1993). Já Coelho et al. (1995) encontraram taxas de erosão logo após incêndio na ordem das $2 \text{ ton.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, um valor muito mais elevado se comparado com os povoamentos florestais adultos ($0.02 \text{ ton.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$), mas significativamente inferior aos registados para muitas das práticas incorrectas usadas habitualmente na gestão da floresta em Portugal, como por exemplo a mobilização do solo ao longo da linha de maior declive. Nesses casos as taxas de erosão podem atingir valores da ordem das $50 \text{ ton.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$. No entanto poderão existir locais e condições que permitem a infiltração da escorrência após fogo, dando origem a taxas irrelevantes de erosão, tal como reportado por Shakesby et al., (2007), para florestas queimadas do Sudeste da Austrália. Deste modo os impactos podem ser muito diversos dependendo não só das condições locais mas em boa parte também da intensidade do fogo, a qual pode contribuir para diferenças ao nível da escorrência, do escoamento das bacias hidrográficas e das taxas de erosão (Ferreira et al., 2005a,b). A importância da relação entre as taxas de erosão e a intensidade do fogo está bem patente nas numerosas referências bibliográficas que abordaram esta questão. (DeBano et al., 1996; MacDonald et al., 2000; Huffman et al., 2001; Wondzell, 2001, Coelho et al., 2004; Ferreira et al., 2005b, Hyde et al., 2007).

Um outro factor que influencia a resposta das bacias e as taxas de erosão após fogo, prende-se com o teor de água no solo. Os poucos trabalhos publicados sobre o efeito do fogo neste factor apontam para conclusões diversas. Na verdade, ao contrário do que se possa pensar, a quantidade de água no solo pode aumentar após a passagem do fogo (Martin e Moody, 2001; Silva et al., 2006) devido à eliminação temporária da transpiração das plantas (Bond-Lamberty et al., 2009). Este efeito poderá atenuar, anular ou mesmo ultrapassar o efeito provocado pelo aumento da evaporação superficial devido à perda do efeito de sombra pela vegetação e pela folhada e ao decréscimo do albedo das cinzas, mais vulgarmente referidos pela literatura disponível (e.g. Hyde et al., 2007). Este aumento da humidade pode, por sua vez, fazer com que aumente a percolação para os lençóis freáticos (mais água nas nascentes), mas pode também facilitar a saturação do solo durante a época das chuvas, contribuindo também para o aumento da escorrência superficial e, conseqüentemente,

da erosão laminar. No entanto, ao deixar a superfície do solo exposta à radiação solar, o fogo faz com que exista uma maior dessecação à superfície, devido à maior evaporação. Se pensarmos ainda no que foi referido anteriormente, relativamente à maior dificuldade de infiltração da água da chuva devido à formação de uma camada repelente à água, percebemos que o resultado final em termos de humidade no solo disponível para o crescimento das plantas pode ser diverso, dependendo da importância relativa de cada um dos mecanismos referidos. Num estudo efectuado na Tapada Nacional de Mafra, durante três anos após um fogo experimental (Silva et al., 2006), verificou-se que o balanço, em termos de água no solo, era francamente positivo (havia mais água disponível) no primeiro ano e ao longo dos 180 cm de perfil de solo estudado. À medida que a vegetação foi crescendo, esse saldo positivo foi diminuindo, mas manteve-se em geral positivo até ao final do terceiro ano de estudo. Muito embora vários autores tenham chegado a resultados semelhantes aos descritos, quanto ao balanço final do efeito do fogo no teor de água do solos (Klock e Helvey, 1976; Campbell et al., 1977; Soto e Diaz-Fierros, 1997; Mullen et al., 2006) vários outros chegaram a resultados diferentes (Litton e Santelices, 2003; Obrist et al., 2004; Redmann, 1978; Sakalauskas et al., 2001; Snyman, 2003), pelo que se torna necessário investigar melhor este tema.

A diversidade de resultados obtidos nos estudos sobre o balanço de água no solo após fogo, terá seguramente a ver com a diversidade de situações (vegetação, solo, clima, relevo) de cada estudo, mas poderá estar igualmente associada à diversidade de metodologias utilizadas. Em termos espaciais há a ter em conta o perfil de solo que estamos a considerar e em termos temporais há a ter em conta o período após fogo que é analisado, assim como a sazonalidade do fogo. Há que ter em conta que apenas podemos ter uma ideia segura sobre ganhos ou perdas, se existirem medições de humidade anteriores ao fogo, o que é relativamente raro na bibliografia disponível, e difícil por razões técnicas. A questão da profundidade do solo que estamos a avaliar é fundamental, na medida em que a acção das raízes das plantas lenhosas mediterrânicas pode fazer-se a vários metros de profundidade (Silva e Rego, 2003) condicionando dessa forma a humidade do solo muito abaixo dos horizontes superficiais. Por sua vez estas alterações do teor de humidade em profundidade podem ser determinantes em termos da resposta hidrológica das bacias hidrográficas, ao influenciar o

escoamento para as toalhas freáticas e a capacidade do solo para absorver quantidades adicionais de precipitação (Klock e Helvey, 1976).

Um outro aspecto fundamental que influencia a taxa de escorrência prende-se com a existência de obstáculos ao longo da encosta. Assim, no caso de não existir qualquer tipo de descontinuidade de uso do solo, geomorfológica ou mesmo barreiras introduzidas pelo homem (mobilização do solo, estradas, terraços), o transporte de água e sedimentos entre as vertentes e os cursos de água não encontra obstáculos, o que implica uma elevada exportação para fora da bacia hidrográfica. No caso de existirem descontinuidades, como por exemplo uma área tampão entre as vertentes e os cursos de água, a transferência de água e sedimentos é muito mais limitada (Ferreira et al., 2008a). Por outro lado, se a descontinuidade acontecer ao nível das vertentes, então a infiltração desempenhará um papel importante, e como tal a bacia hidrográfica passará a ter uma resposta mais lenta, baseada na ocorrência de escorrência saturada, segundo o modelo de Hewlett (1961, 1969), o que promove a conservação do solo e da água (Ferreira et al., 2008a).

As implicações em termos estratégicos para a conservação do solo e da água, passam por aumentar a diversidade de usos do solo ao nível de toda a bacia hidrográfica e de promover usos do solo específicos para áreas específicas de forma a estabelecer interrupções na transferência de água e dos sedimentos das vertentes para os cursos de água (Figura 7). A manutenção de espécies mais resistentes ao fogo, nomeadamente a faixa ripícola em redor dos cursos de água pode ser uma opção, se bem que ainda não exista informação suficiente sobre a sua eficácia na mitigação dos impactos dos incêndios nos processos hidrológicos e erosivos à escala das bacias hidrográficas.



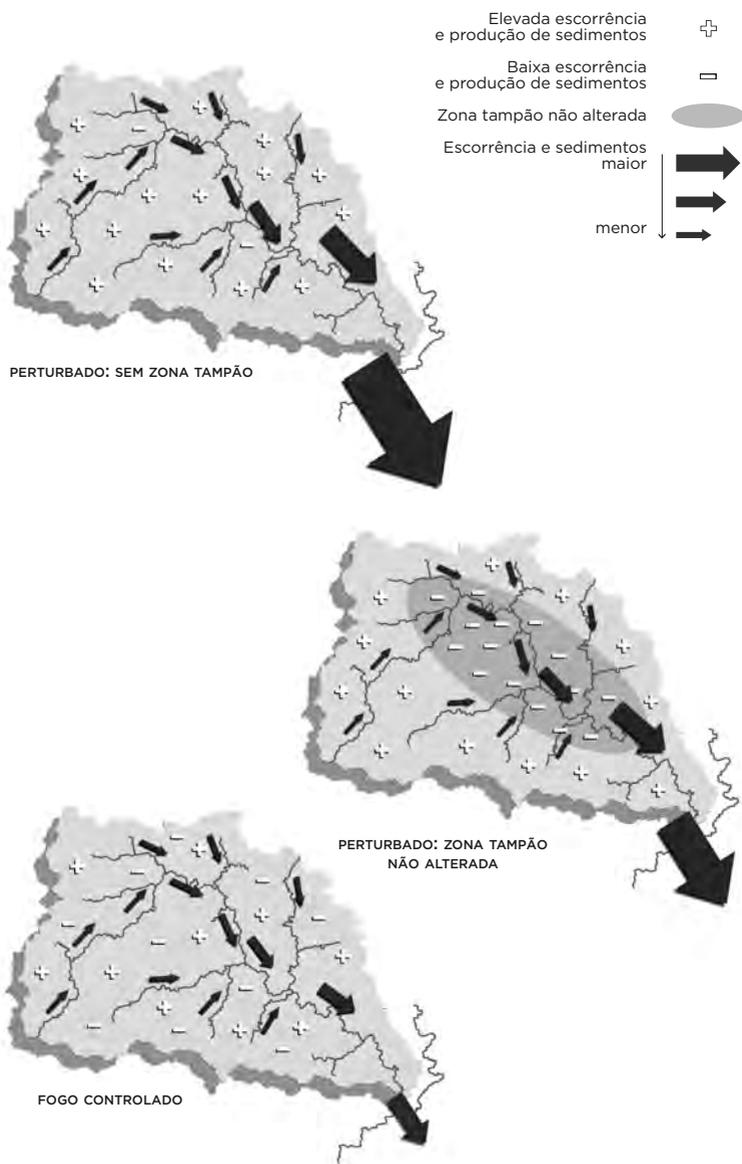


FIGURA 7

Modelo conceitual do escoamento em bacias hidrográficas queimadas (adaptado de Ferreira et al., 2008a)

As quebras da transferência da água e dos sedimentos decorrentes de infra-estruturas feitas pelo homem ou devidas a formas geomorfológicas específicas têm em comum o facto de terem forçosamente de já existirem antes do incêndio. Locais onde existam caminhos, terraços ou formas concavas na base das vertentes, produzem uma ruptura na transferência da água e dos sedimentos das vertentes para os cursos de água. Estas áreas serão menos prioritárias no que concerne a intervenções de conservação do solo e da água após a ocorrência de um incêndio.

CAIXA 4

O USO DE SIMULAÇÕES DE CHUVA PARA AVALIAR O POTENCIAL DE EROSÃO E ESCORRÊNCIA

De forma a fazer uma avaliação comparativa das taxas de erosão e de escorrência, podem fazer-se simulações de chuva correspondendo a uma quantidade de precipitação fixa e igual para as situações a comparar. Com este objectivo foi utilizado um simulador de chuva portátil, segundo o modelo descrito por Calvo et al. (1988) e Cerdá et al. (1997) para aferir as taxas de erosão e de escorrência ao nível de uma micro-parcela com 0.24 m^2 nos seguintes locais de estudo: Fogo florestal (incêndio) em pinhal adulto (Caratão); Fogo florestal (incêndio) em pinhal adulto (Senhor da Serra); Fogo experimental em matos (Gestosa); Fogo controlado em matos (Cadafaz); Matos não ardidos (Aigra Nova); Pinhal adulto não ardido (Caratão). As simulações consistiram em colocar o aspersor de água a 2 metros de altura, de modo a simular uma chuva homogénea com uma intensidade de $50.5 \text{ mm.hora}^{-1}$ numa área de 1 m^2 , durante uma hora. A escorrência e a humidade do solo eram medidas a cada minuto e a erosão dependia da quantidade de escorrência e da turbidez da água. A Tabela 3 apresenta os resultados das simulações de chuva.

Nota-se a esta escala um aumento significativo tanto da escorrência como das taxas de erosão, na sequência da destruição da vegetação e manta morta, que diminui a resistência à progressão da água e dos sedimentos. No entanto, parece existir uma diferença nítida na quantidade de escorrência e de erosão entre o fogo controlado e os incêndios florestais, com os dois incêndios a gerar cerca de quatro vezes mais escorrência e mais do dobro da erosão. O valor de erosão inferior no fogo experimental (que teve lugar em matos) pode decorrer de uma menor quantidade de cinzas disponíveis nos locais amostrados.

TABELA 3
TAXAS DE EROÇÃO E ESCORRÊNCIA EM ÁREAS QUEIMADAS, E NÃO QUEIMADAS POR FOGOS COM DIFERENTES INTENSIDADES, OBTIDAS ATRAVÉS DE SIMULAÇÕES DE CHUVA

	PINHAL ADULTO (CARATÃO)	“MATOS” (AIGRA NOVA)	FOGO CONTROLADO (CADAFAZ)
ESCORRÊNCIA (mm)	2.8	< 0.5	7.3
EROSÃO (g.m ⁻² .h ⁻¹)	0.4	> limite de deteccção	6.5
	FOGO EXPERIMENTAL (GESTOSA)	INCÊNDIO (CARATÃO)	INCÊNDIO (SENHOR DA SERRA)
ESCORRÊNCIA (mm)	11.7	32.9	27.7
EROSÃO (g.m ⁻² .h ⁻¹)	3.8	15.6	16.6

6. Síntese dos efeitos produzidos ao nível do solo e da água

As alterações produzidas por um fogo passam pela combustão de grande parte da manta morta e da vegetação arbustiva e herbácea, e frequentemente pela morte da vegetação arbórea. Por sua vez estes efeitos dão origem a uma série de mecanismos ao nível do ciclo hidrológico e dos ciclos biogeoquímicos que podem traduzir-se em processos de degradação mais ou menos importantes. O nível de importância desses processos depende de vários factores. Um dos factores mais importantes prende-se com a intensidade do fogo que, tal como para as plantas, pode dar origem a diferentes níveis de severidade ao nível do solo. Uma maior severidade do fogo está associada a uma maior destruição da vegetação, da manta morta e da matéria orgânica do solo. Por sua vez estes efeitos dão origem a maiores perdas de nutrientes por diferentes vias e à possível formação de uma camada de solo repelente à água, que dificulta a infiltração e possibilita a existência de escorrência superficial. No entanto, após o fogo pode igualmente ocorrer um aumento relativo da água no solo, devido à menor transpiração das plantas, permitindo que se atinja mais rapidamente a situação de saturação e desse modo contribuindo igualmente para uma maior exportação da água para jusante. Quer um quer outro fenómeno têm

como consequência uma resposta mais rápida das bacias hidrográficas no aumento do caudal dos rios, o que pode originar cheias a jusante. Os efeitos na hidrologia são acompanhados por efeitos ao nível da exportação de nutrientes a qual pode assumir diferentes formas. Todos estes mecanismos podem ocorrer com diferente magnitude dependendo de factores locais nomeadamente: os combustíveis, o relevo e o solo. Os combustíveis influenciam a intensidade e por sua vez a severidade do fogo. O declive do terreno e a existência de obstáculos, naturais ou artificiais influenciam os fenómenos de transporte à superfície e em profundidade. O tipo de solo influencia de múltiplas formas os mecanismos descritos já que condiciona tanto os processos hidrológicos, como os processos biogeoquímicos.

Deste modo, tal como na vegetação, a magnitude dos efeitos no solo é muito variável. Em algumas situações os impactos negativos no solo e nos processos hidrológicos podem ser elevados e afectar não apenas os ecossistemas mas também as infra-estruturas para uso das populações como estradas, barragens ou aglomerados populacionais. Assim, é necessário ter em atenção a gestão do risco, sobretudo através do ordenamento do território, da diversificação dos usos do solo e da optimização da localização das infra-estruturas.

Agradecimentos

Este trabalho representa o culminar de duas décadas de investigação. Agradecemos aos projectos: Recuperação de áreas ardidas (FFP-IFAP); PROJECTO RECOVER Immediate soil management strategy for recovery after forest fires (PTDC/AGR-AAM/73350/2006), financiado pela FCT; e PROJECTO DESIRE DESertification mitigation and REmediation of land a global approach for local solutions (GOCE 037046 Integrated Project) no âmbito do programa FP6 da União Europeia.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGEE, J. K., 1973 — Fire Ecology in the Pacific Northwest Forests. Island Press, Washington.

BENAVIDES-SOLORIO, J., MACDONALD, L. H., 2001 — Post-fire runoff and erosion from simulated rainfall on small plots, Colorado Front Range. *Hydrological Processes* 15, 2931-2952.

BOND-LAMBERTY, B., PECKHAM, S. D., GOWER, S. T., EWERS, B. E., 2009 — Effects of fire on regional evapotranspiration in the central Canadian boreal forest. *Global Change Biology* 15, 1242-1254.

BOTELHO H., VEGA J., FERNANDES P., REGO, F., 1994 — Prescribed fire behaviour and fine fuel consumption in Northern Portugal and Galiza maritime pine stands. In 'Proceedings 2nd International Conference on Forest Fire Research', pp. 343-353. 21-24 Nov. 1994, Coimbra.

CALVO, A., GISBERT, B., PALAU, E., ROMERO, M., 1998 — Un simulador de lluvia portátil de fácil construcción. Em: M. Sala e F. Gallart (Eds.), Métodos y técnicas para medición de procesos geomorfológicos. *Monografías de la Sociedad Española de Geomorfología*, 1, 6-15.

CAMPBELL, R. E., BAKER, P. F., FFOLIOT, P. F., LARSON, F. R., AVERY, C. C., 1977 — Wildfire effects on a ponderosa pine ecosystem. An Arizona case study. USDA Forest Service, Rocky Mountains Forest and Range Experimental Station Research Paper RM-191. Fort Collins, CO. 12 pp.

CERDÁ, A., IBÁÑEZ, S., CALVO, A. 1997 — Design and operation of a small and portable rainfall simulator for rugged terrain. *Soil Technology* 11, 161-168.

COELHO, C. O. A., FERREIRA, A. J. D., BOULET, A. K., KEIZER, J. J., 2004 — Overland flow generation processes, erosion yields and solute loss following different intensity fires. *Quarterly Journal of Engineering Geology and Hydrogeology* 37, 233-240.

COELHO, C. O. A., SHAKESBY, R. A., GONZÁLEZ DEL TÁNAGO, M., TERNAN, L., WALSH, R. P. D., WILLIAMS, A. G., 1995 — IBERLIM: Land management and erosion limitation in the Iberian Peninsula. Final Report to the EC in fulfilment of Project EV5V-0041 'Land management practice and erosion limitation in contrasting wildfire and gullied locations in the Iberian Peninsula unpublished, 246 pp.

DEBANO, L. F., FFOLIOTT, P. F., BAKER, M. B., 1996 — Fire Severity Effects on Water Resources. In: Ffolliott, PF, et al. (Ed.), *Effects of Fire on Madrean Province Ecosystems*. USDA Forest Service, pp. 77-84.

DEBANO, L. F., MANN, L. D., HAMILTON, A. 1970 — Translocation of hydrophobic substances into soil by burning organic litter. *Soil Science Society of America Proceedings* 34, 130-133.

DEBANO, L. F., NEARY, D. G., FFOLIOTT, P. F., 1998 — *Fire Effects on Ecosystems*. John Wiley & Sons, New York.

DEBANO, L. F., SAVAGE, S. M., HAMILTON, D. A., 1976 — The transfer of heat and hydrophobic substances during burning. *Soil Science Society of America Proceedings* 40, 779-782.

DEBANO, L. F., 1968 — The relationship between heat treatment and water repellency in soils. In: DeBano, L.F., Letey, J. (Eds.), *Proceedings of the Symposium on Water-Repellent Soils*. University of California, University of California, Riverside, 265-279.

DEBANO, L. F., 1981 — Water repellent soils: A state-of-the-art. United States Department of Agriculture Forestry Service General Technical Report, PSW-46. Berkeley, California.

DEBANO, L. F., 2000 — The role of fire and soil heating on water repellency in wildland environments: a review. *Journal of Hydrology* 131-132, 195-216.

DOERR, S. H., FERREIRA, A. J. D., CEBALLOS, A., 1998 — Testing for soil hydrophobicity. Unpublished field Manual - Medafor project.

DOERR, S. H., SHAKESBY, R. A., BLAKE, W. H., CHAFER, C. J., HUMPHREYS, G. S., WALLBRINK, P. J., 2006 — Effects of differing wildfire severities on soil wettability and implications for hydrological response. *Journal of Hydrology* 319, 295-311.

EMMERICH, W. E., COX, J. R., 1992 — Hydrologic characteristics immediately after seasonal burning on introduced and native grasslands *Journal of Range Management*, 45, 476-479.

FERREIRA, A. J. D., COELHO, C. O. A., BOULET, A. K., LOPES, F. P., 2005A — Temporal patterns of solute loss following wildfires in Central Portugal. *International Journal of Wildland Fire*, 14, 401-412.

FERREIRA, A. J. D., COELHO, C. O. A., BOULET, A. K., LEIGHTON-BOYCE, G., KEIZER, J. J., RITSEMA, C. J., 2005B — Influence of burning intensity on water repellence and hydrological processes at forest sites in Portugal. *Australian Journal of Soil Research* 43, 327-336.

FERREIRA, A. J. D., COELHO, C. O. A., RITSEMA, C. J., BOULET, A. K., KEISER, J. J., 2008A — Soil and water degradation processes in burned areas: lessons learned from a nested approach. *Catena* 74, 273-285.

FERREIRA, A. J. D., COELHO, C. O. A., SHAKESBY, R. A., BOULET, A. K., ALEGRE, S. P., STOOFF, C., KEIZER, J. J., 2008B — Connectivity and thresholds in water and sediment transport in burned areas, Portugal. Final Cost 634 Conference, Aveiro 30th June – 4th July 2008, p. 66.

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., 1996 — Processos hidrológicos e hidroquímicos em povoamentos de *Eucalyptus globulus* Labill. e *Pinus pinaster* Aiton. Unpublished PhD thesis, Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, Portugal.

GIOVANNINI, G., 1994 — The effect of fire on soil quality. In: M. Sala and J.L. Rubio (Ed.), *Soil erosion and degradation as a consequence of forest fires*. Geoforma Ediciones, Logroño, Spain, 15-27.

GIOVANNINI, G., LUCCHESI, S., 1984 — DTA and IR investigation on soil hydrophobic substances. *Soil Science* 137, 457-463.

HARTFORD, R. A., FRANSEN, W. H., 1992 — When it's hot, it's hot - or maybe it's not surface flaming may not portend extensive soil heating. *International Journal of Wildland Fire* 2, 139-144.

HENDRICKX, J.M.H., DEKKER, L.W., BOERSMA, O.H., 1993 — Unstable wetting fronts in water repellent field soils. *Journal of Environmental Quality* 22, 109-118.

HEWLETT, J. D., 1961 — Soil moisture as a source of baseflow from steep mountain watersheds, Southeastern Forest Experiment Station, Paper 132, US Forest Service, Ashville.

HEWLETT, J. D., 1969 — Tracing storm base flow to variable source areas on forested headwaters, Technical Report 2, School of Forest Resources, University of Georgia, Athens.

HUFMAN, E. L., MACDONALD, L. H., STEDNICK, J. D., 2001 — Strength and persistence of fire-induced soil hydrophobicity under ponderosa and lodgepole pine, Colorado Front Range. *Hydrological Processes* 15, 2877-2892.

HYDE, K., WOODS, S. W., DONAHUE, J., 2007 — Predicting gully rejuvenation after wildfire using remotely sensed burn severity data *Geomorphology* 86, 496-511.

JUNGERIUS, P. D., DEJONG, J. H., 1989 — Variability of water repellency in the dunes along the Dutch coast. *Catena* 16, 491-497.

KEIZER, J. J., FERREIRA, A. J. D., COELHO, C. O. A., DOERR, S. H., MALVAR, M. C., DOMINGUES, C. S. P., PEREZ, I. M. B., RUIZ, C., FERRARI, K., 2005 — The role of tree stem proximity in the spatial variability of soil water repellency in a eucalypt plantation in coastal Portugal. *Australian Journal of Soil Research* 43, 251-259.

KLOCK, G. O., HELVEY, J. D., 1976 — Soil water trends following wildfire on the Entic Experimental Forests. In 'Proceedings of the 15th Tall Timbers Fire Ecology Conference, Tall Timber Research Station, Tallahassee, FL. pp. 193-200.

KUTIEL, P., INBAR, M., 1993 — Fire impacts on soil nutrients and soil erosion in a Mediterranean pine forest plantation. *Catena* 20, 129-139.

LETEY, J., 1969 — Measurement of contact angle, water drop penetration time, and critical surface tension. *Proceedings of the Symposium on Water-Repellent Soils*, 6-10 May 1968, University of California, Riverside, 43-47.

LETEY, J., 2001 — Causes and consequences of fire-induced soil water repellency. *Hydrological Processes* 15, 2867-2875.

LITTON, C. M., SANTELICES, M., 2003 — Effect of wildfire on soil physical and chemical properties in a *Nothofagus glauca* forest, Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 76, 529-542.

MACDONALD, L. H., SAMPSON, R., BRADY, D., JUARROS, L., MARTIN, D., 2000 — Predicting post-fire erosion and sedimentation risk on a landscape scale: a case study from Colorado. In: Sampson, R.N., Atkinson, R.D., Lewis, J.W. (Eds.), *Mapping Wildfire Hazard and Risks*. The Haworth Press, Binghamton, NY, pp. 57-87.

MARTIN, D. A., MOODY, J. A., 2001 — Comparison of soil infiltration rates in burned and unburned mountainous watersheds. *Hydrological Processes* 15, 2893-2903.

MEYER, GA., 2002 — Fire in western conifer forests: geomorphic and ecologic processes and climatic drivers, GSA Annual Meeting. Geological Society of America, Denver, p. 46.

MULLEN, R. M., SPRINGER, A. E., KOLB, T. E., 2006 — Complex effects of prescribed fire on restoring the soil water content in a high-elevation riparian meadow, Arizona. *Restoration Ecology* 14, 242-250.

NEARY, D. G., KLOPATEK, C. C., DEBANO, L. F., FFOLLIOTT, P. F., 1999 — Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis *Forest Ecology and Management* 122, 51-71.

OBRIST, D., YAKIR, D., ARNONE III, JA., 2004 — Temporal and spatial patterns of soil water following wildfire-induced changes in plant communities in the Great Basin in Nevada, USA. *Plant and Soil* 262, 1-12.

PORTA, J., LÓPEZ-ACEVEDO, M., ROQUERO, C., 1999 — *Edafología para la agricultura y el medio ambiente*. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid, 2ª edición.

REDMANN, R. E., 1978 — Plant and soil water potentials following fire in a northern mixed grassland. *Journal of Range Management* 31, 443-445.

RIITSEMA, C. J., DEKKER, L. W., HENDRICKX, J. M. H., HAMMINGA, W., 1993 — Preferential flow mechanism in a water repellent soil. *Water Resources Research* 29, 2183-2193.

RIITSEMA, C. J., DEKKER, L. W., 1994 — How water moves in a water-repellent sandy soil. 2. Dynamics of fingered flow. *Water Resources Research*, 30, 2519-2531.

SACKETT, S. S., HAASE, S. M., 1992 — Measuring soil and tree temperatures during prescribed fires with thermocouple probes. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. PSW-131.

SAKALUSKAS, K. M., COSTA, J. L., LATERRA, P., HIDALGO, L., AGUIRREZABAL, L., 2001 — Effects of burning on soil-water content and water use in a *Paspalum quadrifarium* grassland. *Agricultural Water Management* 50, 97-108.

SEVINK, J., IMESON, A. C., VERSTRATEN, J.M., 1989 — Humus form development and hillslope runoff, and the effects of fire and management, under Mediterranean forest in NE Spain. *Catena* 16, 461-475.

SHAKESBY, R. A., DOERR, S. H., WALSH, R. P. D., 2000 — Problems and prospects in determining the hydrological and erosional significance of soil hydrophobicity. *Journal of Hydrology* 231-232, 178-191.

SHAKESBY, R. A., WALLBRINK, P. J., DOERR, S. H., ENGLISH, P. P., HUMPHREYS, C. G. S., BLAKE, W. H., TOMKINS, K. M., 2007 — Distinctiveness of wildfire effects on soil erosion in south-east Australian eucalypt forests assessed in a global context. *Forest Ecology and Management* 238, 347-364.

SHAKESBY, R. A., WALSH, R. P. D., COELHO, C. O. A., 1991 — New developments in techniques for measuring soil erosion in burned and unburned forested catchments, Portugal, *Z. Geomorph. Suppl.* – Bd. 83, 161-174.

SILVA, J. S., REGO, F., MAZZOLENI, S., 2006 — Soil water dynamics after fire in a Portuguese shrubland. *International Journal of Wildland Fire* 15, 99-111.

SILVA, J. S., REGO, F. C., 2003 — Root distribution of a mediterranean shrubland in Portugal. *Plant and Soil* 255, 529-540.

SNYMAN, H. A., 2003 — Short-term response of the rangeland following an un-planned fire in terms of soil characteristics in a semi-arid climate in South Africa. *Journal of Arid Environments* 55, 160-180.

SOTO, B., DIAZ-FIERROS, F., 1993 — Interactions between plant ash leachates and soil. *International Journal of Wildland Fire*, 3 4, 207-216.

SOTO, B., DIAZ-FIERROS, F., 1997 — Soil water balance as affected by throughfall in gorse *Ulex europaeus*, L. shrubland after burning. *Journal of Hydrology* 195, 218-231.

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. S. 2000A — Post-fire forestry management and nutrient losses in eucalyptus and pine plantations, northern Portugal. *Land Degradation & Development* 11, 257-271.

THOMAS, A. D., WALSH, R. P. D., SHAKESBY, R. A., 2000B — Solutes in overland flow following fire in eucalyptus and pine forests, northern Portugal. *Hydrological Processes* 14, 971-985.

ÚBEDA, X, SALA, M., 2001 — Chemical concentrations in overland flow from different forested areas in a Mediterranean Environment: burned forest at different fire intensity and unpaved road. *Zeitschrift für Geomorphologie* 45, 225-238.

WEAST, R. C., 1988 — *Handbook of Chemistry and Physics*. CRC Press, Boca Raton, Florida.

WONDZELL, S. M. 2001 — The influence of forest health and protection treatments on erosion and stream sedimentation in forested watersheds of eastern Oregon and Washington. *Northwest Science* 75, 128-140.

EFEITOS DO FOGO



EFEITOS DO FOGO NA VEGETAÇÃO

FILIFE X. CATRY
JOAQUIM SANDE SILVA
PAULO FERNANDES

- 1. Introdução**
- 2. Resistência das plantas ao fogo**
 - 2.1. Árvores e arbustos
 - 2.2. Herbáceas
- 3. Formas de regeneração pós-fogo**
 - 3.1. Regeneração vegetativa
 - 3.2. Regeneração seminal
- 4. Variabilidade e incerteza nos padrões de sucessão ecológica após fogo**

1. Introdução

Este capítulo aborda as interações entre as plantas e o fogo. São apresentados os princípios e os processos de base que determinam a forma como as plantas são afectadas pelo fogo e os factores que controlam as suas respostas após o fogo. Os efeitos do fogo na vegetação são normalmente os impactos mais óbvios que se podem observar após um incêndio.

A capacidade de resposta das plantas ao fogo pode variar significativamente de fogo para fogo ou entre diferentes áreas dentro de um mesmo incêndio. O tipo de resposta será na maior parte dos casos variável em função da interacção entre uma série de factores como o regime de fogo (e.g., intensidade do fogo, duração da combustão, época do ano), as características do local (e.g., solos, topografia, clima) e as características de cada planta (e.g., espécie, vigor vegetativo, idade). A capacidade de sobrevivência e de regeneração das comunidades vegetais no período após o fogo depende ainda da intensidade de ocorrência de factores adicionais de perturbação (e.g., seca, pastoreio, mobilizações de solo, pragas).

A utilização de técnicas apropriadas para monitorizar os efeitos específicos do fogo sobre a vegetação é necessária para detectar as alterações ocorridas na comunidade de plantas. O objectivo é permitir que os gestores sejam capazes de prever os efeitos do fogo nas plantas, baseados no conhecimento sobre as condições do incêndio e nas características das espécies e comunidades existentes antes do fogo, e interpretar as causas para a variabilidade nas respostas das plantas observada após o fogo. O conhecimento sobre as características da vegetação e do fogo, bem como a compreensão dos mecanismos que influenciam a resposta das diferentes espécies de plantas após um incêndio, constituem factores-chave no planeamento florestal e na gestão de áreas ardidas.

2. Resistência das plantas ao fogo

A resistência das plantas ao fogo depende em grande medida da presença de características adaptativas que lhes permitam tolerar melhor o calor, da percentagem de tecidos mortos e localização desses tecidos, dos mecanismos reprodutivos e da capacidade para recuperar dos danos sofridos. Existem duas formas de as plantas conseguirem tolerar a expo-

sição ao fogo. Uma é a de que as células que constituem os tecidos vitais consigam suportar temperaturas mais elevadas, e a outra é através da protecção desses tecidos vitais evitando que a temperatura letal se ja atingida (Whelan, 1995). Por outro lado, as características que adicionam ou conservam as reservas nutritivas da planta são também muito importantes uma vez que permitem a recuperação dos indivíduos após o fogo (e.g. Pyne et al., 1996).

A morte dos tecidos das plantas devido ao fogo depende da quantidade de calor a que estes são expostos. O calor recebido pela planta depende simultaneamente da temperatura atingida e do tempo durante o qual os tecidos estão expostos a essa temperatura. A capacidade que as células têm para suportar temperaturas elevadas varia pouco entre espécies e entre tecidos de uma mesma planta. A maior parte das células vegetais morrem se a temperatura atingir aproximadamente 50-55° C (Hare, 1961; Wright e Bailey, 1982), embora alguns tecidos de plantas consigam suportar temperaturas mais elevadas por períodos de tempo muito curtos. Para uma dada temperatura aplicada a um tecido vegetal, a variação da mortalidade das células resulta também do seu estado de hidratação e se estão ou não metabolicamente activas. Tecidos de plantas em repouso vegetativo e que se encontram num estado de desidratação podem tolerar um calor muito mais intenso do que tecidos metabolicamente activos e completamente hidratados (Whelan, 1995). Por exemplo, os gomos são geralmente muito mais sensíveis ao calor do fogo quando estão em fase de crescimento activo e o seu conteúdo em humidade é elevado (aumentando a condutividade térmica), do que durante o período de dormência ou após terminar o crescimento anual (Dieterich, 1979; Wright e Bailey, 1982). Alguns estudos indicam que diversas espécies resistem melhor ao fogo durante o Inverno do que durante o Verão (Whelan, 1995). Para além do estado metabólico em que as plantas se encontram, o facto de as condições meteorológicas no momento do fogo influenciarem a intensidade e o comportamento do fogo, bem como o tempo necessário para que as células atinjam uma temperatura letal, são outros factores que podem explicar estas diferenças.

Para além dos aspectos já mencionados, as reservas nutritivas que permitem a recuperação dos indivíduos após o fogo também variam entre espécies e ao longo do ano. Em geral as plantas estão mais susceptíveis aos danos provocados pelo fogo quando as reservas de hidratos de carbono

se encontram num nível relativamente baixo. Os padrões sazonais das reservas nutritivas das plantas variam muito entre espécies (Zwolinski, 1990), e deste modo, um fogo que ocorre num determinado momento do ano pode ser mais prejudicial para algumas espécies do que para outras. Algumas espécies de árvores são aparentemente mais susceptíveis após o período inicial de crescimento anual do que no período final de crescimento ou durante a dormência (e.g. Regelbrugge e Conard, 1993), pois após o crescimento inicial as plantas têm menos reservas disponíveis.

Algumas partes da planta são mais importantes para a sobrevivência após o fogo do que outras. O câmbio é um tecido vital para a sobrevivência do tronco e da copa. Os gomos são importantes porque a produção de novas folhas após o fogo depende da sobrevivência destes tecidos. As sementes também são vitais para algumas espécies pois representam a única oportunidade de a planta perpetuar o seu código genético. Os tecidos vegetais mais importantes e susceptíveis tais como o câmbio e os gomos podem não estar directamente expostos ao calor do fogo, sendo protegidos por outros tecidos como a casca, encontrando-se enterrados no solo, ou situados muito acima da superfície, onde é menos provável que sejam submetidos a um calor letal. Da mesma forma as sementes podem estar protegidas por frutos que as isolam do calor excessivo, enterradas no solo, ou na copa a grande altura. A resistência das árvores ao fogo tende geralmente a aumentar com a idade, pois as copas tornam-se maiores, a espessura da casca e o diâmetro dos troncos aumentam, e para algumas espécies a altura da base da copa também aumenta (Miller, 2000).

A morte das plantas resulta frequentemente de danos provocados em diferentes partes, tais como os danos na copa associados a uma elevada percentagem de mortalidade ao nível do câmbio. Dependendo da extensão e severidade dos danos as plantas podem sobreviver durante mais ou menos tempo após o fogo. Porém, devido ao seu estado fisiológico enfraquecido, as plantas afectadas pelo fogo podem ser subsequentemente atacadas por insectos ou infectadas por doenças e fungos conduzindo a um aumento da mortalidade nos anos seguintes (e.g. Little e Gara, 1986). A ocorrência de qualquer outro factor de stress anterior ou posterior ao fogo (e.g. condições meteorológicas desfavoráveis, feridas, herbivoria), torna também as plantas mais fracas e susceptíveis de morrer.

2.1. Árvores e arbustos

Sobrevivência da copa

As localizações e expostas dos gomos apicais laterais e terminais de muitas espécies de árvores e arbustos tornam-nas muito susceptíveis à morte da copa por acção do fogo. A estrutura de uma planta lenhosa é um dos factores que afecta a probabilidade de que a sua parte aérea seja letalmente afectada pelo fogo. Algumas características importantes da copa são a densidade e dimensão dos ramos, a proporção entre material vivo e morto, a localização da base da copa em relação aos combustíveis à superfície, e a dimensão total da copa (Brown e Davis, 1973). Por exemplo a altura aumenta a probabilidade de sobrevivência da copa pois as partes aéreas de plantas de baixa estatura estão mais expostas ao calor e são frequentemente mortas. Devido à diminuição da temperatura com a distância aos combustíveis de superfície, certas plantas que crescem mais em altura (principalmente árvores), podem conseguir proteger tecidos vitais como gomos e sementes, apenas porque estes se encontram acima das chamas. A eficácia da altura na protecção da copa dependerá da continuidade vertical do combustível, na própria árvore e no sub-coberto. Nas espécies de árvores com desramação natural (em que os ramos inferiores que vão morrendo caem naturalmente), a probabilidade do fogo entrar nas suas copas é menor (Keeley e Zedler, 1998). Alguns autores sugerem que a arquitectura da copa de algumas espécies ajuda a deflectir o calor dos gomos apicais, permitindo uma maior tolerância ao fogo (e.g. Kruger e Bigalke, 1984). Por outro lado, os gomos e ramos mais pequenos resistem menos ao calor do que os maiores, devido à sua menor massa (Byram, 1948; Wagener, 1961). Porém, para que estas características da copa sejam efectivas e contribuam para a sobrevivência da parte aérea das plantas, é também necessário que os troncos estejam protegidos por uma casca suficientemente isoladora.

O tipo de folhas também pode influenciar a resistência das plantas. No caso das coníferas, as agulhas compridas (e.g. *P. pinea*) proporcionam uma maior protecção inicial aos gomos que as agulhas curtas (e.g. *P. sylvestris*) (Wagener, 1961). O facto de as folhas serem perenes ou caducas também pode influenciar a sobrevivência da copa, sendo que as espécies de folha caduca são muito menos susceptíveis durante a estação de

dormência (e.g. Miller, 2000). O conteúdo em humidade das folhas e pequenos ramos varia ao longo do ano, sendo mais elevado durante o período de maior actividade (formação das folhas e alongamento dos ramos na Primavera), diminuindo durante o restante período de crescimento (Verão), e diminuindo ainda mais quando o crescimento cessa (Outono e Inverno para a maioria das espécies excepto coníferas que têm um período de crescimento adicional no fim do Verão/início do Outono). O conteúdo em humidade também influencia a inflamabilidade das folhas e ramos, e quanto maior este for, maior é a quantidade de calor necessária para atingir a temperatura de ignição. Em geral as espécies folhosas têm folhas com maior conteúdo em humidade que as resinosas, sendo menos susceptíveis a fogos de copas (Bond e van Wilgen, 1996). Porém existem espécies de folhosas, como os eucaliptos, que contêm elevados níveis de compostos inflamáveis nas folhas, que tornam a ignição e combustão da copa mais fácil que em espécies que não possuam esses compostos (Bond e van Wilgen, 1996; Miller, 2001).

A dessecação da copa de uma árvore (*crown scorch*) é provocada pelo calor libertado pelo fogo, e é um indicador do impacto do fogo na árvore que pode ser quantificado logo nos dias posteriores ao incêndio pela observação da altura ou do volume de folhas/agulhas secas (não verdes). A altura acima do solo até à qual a copa foi dessecada pode ser medida directamente, ou estimada com recurso a um simulador de fogos (e.g. *BehavePlus*) a partir do comprimento da chama, da temperatura do ar e da velocidade do vento (e.g. Albini, 1976). Porém a percentagem do volume da copa com folhagem dessecada é normalmente um melhor indicador do impacto do fogo do que a altura da copa dessecada, uma vez que considera a proporção de folhagem que permanece viva (Peterson, 1985). A mortalidade de algumas espécies de árvores está mais relacionada com a proporção de copa dessecada do que com os danos no tronco (Ryan et al., 1988), enquanto que noutras espécies se verifica o contrário (Peterson e Arbaugh, 1986). Para muitas espécies de coníferas e para árvores ou arbustos com pequenos gomos, a dessecação da copa é frequentemente equivalente à morte da copa devido à reduzida protecção dos gomos. Grande parte das espécies de coníferas têm uma elevada probabilidade de morrer se o volume de copa dessecada for superior a 60-70%, quer como consequência directa do fogo quer devido ao efeito associado à incidência

de pragas e doenças durante os primeiros anos após o incêndio. Porém, para algumas espécies de coníferas mais resistentes (e.g. *Pinus ponderosa* ou *Larix occidentalis*) o volume de copa consumida pode ser um melhor indicador de mortalidade da copa que o volume de copa dessecada. O consumo da copa resulta da ignição das folhas/agulhas e dos ramos finos.

Sobrevivência do tronco

As árvores e arbustos podem morrer quando o câmbio (camada de crescimento activa situada entre o lenho e a casca) é exposto a temperaturas letais. Diversos estudos indicam que quando o tronco é submetido a uma fonte de calor, o tempo necessário para que as células do câmbio atinjam uma temperatura letal é função da espessura da casca e das suas propriedades térmicas (Whelan, 1995). A morte do câmbio, se ocorrer na base do tronco principal e em toda a sua circunferência, corresponde à morte da parte aérea da planta (copa e tronco), mesmo que a copa não seja directamente afectada.

A resistência dos troncos ao fogo está principalmente relacionada com a espessura da casca, a qual varia com a espécie, diâmetro, idade, distância acima do solo, saúde e vigor das plantas (Gill, 1995). Por exemplo Hare (1961) levou a cabo várias experiências em que constatou que o tempo necessário para que as células do câmbio atinjam uma temperatura letal está exponencialmente relacionado com a espessura da casca para todas as espécies de árvores estudadas, e que a correlação positiva existente entre o diâmetro da árvore e a espessura da casca origina uma relação entre o DAP e o tempo necessário para que o câmbio atinja uma temperatura letal. Assim, as árvores pequenas de uma dada espécie são geralmente mais susceptíveis do que as grandes, devido à relação alométrica entre a espessura da casca e o diâmetro. No entanto, para um dado diâmetro, existe uma variabilidade considerável na espessura da casca entre espécies. Em Portugal as espécies com casca mais grossa são o sobreiro, o pinheiro-bravo e o pinheiro-manso (Figura 1), embora no caso do sobreiro não exista qualquer relação entre a espessura da casca e o DAP a partir do momento em que as árvores entram em exploração devido à prática habitual de extracção periódica da cortiça. Um estudo recente levado a cabo em Portugal (Cstry et al., 2010) sugere que uma espessura de casca superior a 3-4 cm será suficiente para proteger o câmbio de forma efectiva (ver Figura 2b na Caixa 1).

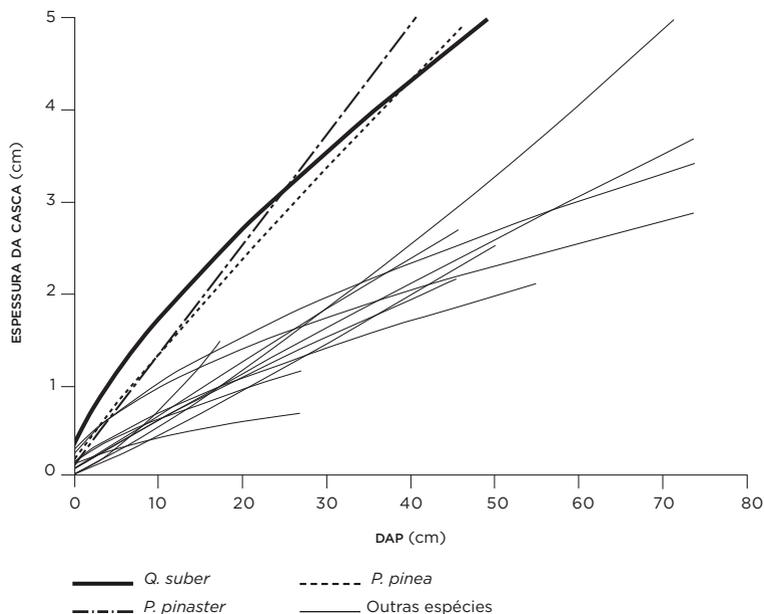


FIGURA 1

Relação entre a espessura da casca e o diâmetro à altura do peito (DAP) para 14 espécies arbóreas (baseado em equações obtidas a partir de dados de campo recolhidos em Portugal; mínimo de 40 árvores por espécie); destaque para as 3 espécies com casca mais grossa, nomeadamente o sobreiro (cortiça virgem), o pinheiro-bravo e o pinheiro-manso. As restantes espécies representadas são (não discriminadas): aroeira, azinheira, carrasco, castanheiro, carvalho-negral, carvalho-português, eucalipto, freixo, medronheiro, pilriteiro e zambujeiro.

Por outro lado, a qualidade do isolamento proporcionado pela casca dependerá também da sua estrutura, composição, densidade e do seu conteúdo em humidade (Hare, 1965), factores estes que variam de espécie para espécie. A textura da superfície da casca pode também afectar a sua probabilidade de ignição.

Um dos indicadores dos danos no tronco mais utilizados é a altura do tronco queimado expressa como proporção da altura total da árvore. A altura do tronco queimado pode ser um bom indicador dos danos sofridos e mesmo da mortalidade (e.g. Ryan, 1982), e está frequentemente correlacionado com o volume de copa afectado. Nas espécies de casca mais fina, quando a casca se apresenta carbonizada, o câmbio que se encontra

por baixo está frequentemente morto. Nas espécies de casca grossa (e.g. pinheiro-bravo ou pinheiro-manso) é mais frequente que a causa de morte esteja associada aos danos na copa ou raízes que aos danos no tronco; a morte do câmbio normalmente só ocorre se o tronco estiver exposto ao calor do fogo durante um longo período de tempo, o que pode acontecer se por exemplo existir acumulação de material lenhoso no solo junto ao tronco.

Por outro lado quando existem feridas no tronco, provocadas por fogos anteriores ou por qualquer acção mecânica, o câmbio fica mais susceptível a sofrer danos adicionais pelo fogo, pois a casca é geralmente mais fina ou inexistente junto da ferida e a existência de concavidades ou buracos pode favorecer um maior tempo de residência da chama junto ao tronco (Miller e Findley, 2001). Por exemplo Rundel (1973) registou uma forte correlação entre a morte da copa em sequóias gigantes e a presença de cicatrizes de fogo na base dos troncos. As feridas provocadas por um fogo (correspondendo aos locais onde o câmbio morreu) muitas vezes são visíveis quando a casca se desprende do tronco. Estas feridas podem ficar infectadas por microrganismos ou fungos, e a sobrevivência das árvores pode depender da sua capacidade em compartimentar rápida e eficazmente as feridas de modo a formar uma barreira em redor do tecido afectado que reduza o alastramento da infecção (Smith e Sutherland, 1999). A resinação nos pinheiros pode também torná-los mais susceptíveis ao fogo devido às feridas e cicatrizes que facilmente se incendiam devido à natureza inflamável da resina. Por exemplo Whelan (1995) refere que no SE dos Estados Unidos os pinheiros (*P. palustris*) com antigas cicatrizes de resinação são mais susceptíveis a serem afectados ou morrerem, mesmo em fogos de superfície e menos intensos.

A espessura e a textura da casca ou a presença de feridas pode também afectar a probabilidade de morte nos troncos de espécies arbustivas, embora, devido ao reduzido diâmetro da maioria dos seus troncos, a maior parte seja letalmente afectada por qualquer fogo que atinja a folhagem no topo, excepto se o tempo de residência for muito curto.

CAIXA 1

EFEITOS DO FOGO NAS ÁRVORES UM CASO DE ESTUDO EM PORTUGAL

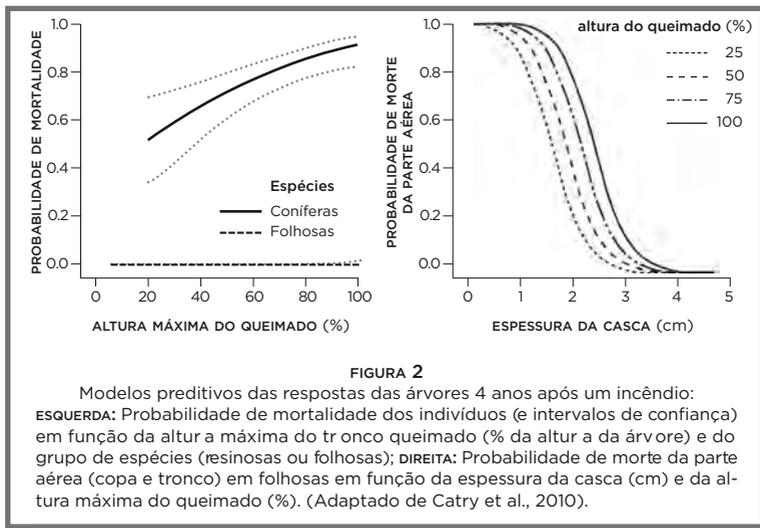
Na sequência de um grande incêndio (~3000 ha) que ocorreu em Setembro de 2003 no concelho de Mafra, deu-se início a um estudo para avaliar os efeitos do fogo nas principais espécies arbóreas. Foram seleccionados aleatoriamente 26 pontos e em cada um deles foram estabelecidos trajectos para monitorizar o estado vegetativo de cada árvore e medir diversos parâmetros relacionados com a intensidade do fogo, características do local, e características dos indivíduos. Durante os primeiros 4 anos após o incêndio, um total de 755 indivíduos de 11 espécies (9 de folhosas e 2 de resinosas) foram monitorizadas regularmente. As espécies estudadas foram: *Castanea sativa* (castanheiro), *Crataegus monogyna* (pilriteiro), *Eucalyptus globulus* (eucalipto), *Fraxinus angustifolia* (freixo), *Olea europaea* var. *sylvestris* (zambujeiro), *Pinus pinaster* (pinheiro-bravo), *P. pinea* (pinheiro-manso), *Pistacia lentiscus* (aroeira), *Quercus coccifera* (carrasco), *Q. faginea* (carvalho-português) e *Q. suber* (sobreiro).

Ao fim de 4 anos verificou-se que a maioria (89%) das resinosas (coníferas) morreu, enquanto que a maior parte das folhosas sobreviveu (92%). Porém, apesar da baixa mortalidade observada nos indivíduos das espécies folhosas, a maioria deles (74%) sofreu morte da parte aérea, regenerando apenas a partir da base do tronco ou raízes, o que significa um processo de recuperação muito mais lento que em caso de sobrevivência da copa. Nas resinosas estudadas a morte da parte aérea corresponde sempre à morte do indivíduo. Entre as folhosas, apenas o castanheiro apresentou mortalidade elevada, e o sobreiro (árvores não descortiçadas) foi a espécie com menor mortalidade da parte aérea.

Foram utilizados métodos de regressão logística para desenvolver modelos gerais relacionando a probabilidade de mortalidade (do indivíduo ou apenas da parte aérea), com indicadores de severidade do fogo e características dos indivíduos (Figura 2). Entre as variáveis analisadas, para além das diferenças entre os dois principais grupos funcionais (coníferas e folhosas), a altura do tronco queimado, o volume de copa afectada e a espessura da casca, foram aquelas que mais influenciaram o tipo de resposta das árvores. Os modelos seleccionados foram validados com dados independentes obtidos em 4 outros incêndios (945 árvores), tendo sido obtidos bons resultados.

Mais detalhes sobre este estudo podem ser consultados em Catry et al. (2007, 2010). Relativamente ao sobreiro, e devido às suas especificidades (ser a única árvore europeia com capacidade de regenerar a copa quando esta é destruída pelo fogo, e em que a casca é regularmente extraída), sugere-se a consulta de bibliografia específica para esta espécie (e.g. Catry et al., 2009; Moreira et al., 2007, 2009; Silva e Catry, 2006).





Sobrevivência das raízes

Uma planta pode perder a parte aérea (copa e tronco) mas ainda assim sobreviver. Isto acontece frequentemente com os indivíduos das espécies folhosas. Porém a morte das raízes de uma planta corresponde sempre à morte do indivíduo.

Tal como para as copas e troncos, existem características físicas e estruturais que influenciam os danos ao nível das raízes nas espécies lenhosas. As raízes estruturais de suporte que crescem lateralmente próximo da superfície são mais susceptíveis aos danos provocados pelo fogo que as raízes mais profundas. As raízes que se encontram nas camadas orgânicas têm uma maior probabilidade de serem letalmente afectadas ou consumidas que as raízes localizadas nas camadas minerais do solo. As raízes finas que captam a maior parte da água e nutrientes necessários à planta estão normalmente distribuídas junto à superfície, e a perda destas raízes pode constituir uma causa de morte mais significativa do que os danos provocados nas raízes estruturais (Wade, 1993). Embora a destruição de parte das raízes de uma árvore ou arbusto possa não matar o indivíduo, pode conduzi-lo a um estado de stress significativo que aumentará a probabilidade de morte no futuro.

Os danos provocados pelo fogo nas raízes ou em outras estruturas da planta situadas abaixo do solo não podem ser previstos pelo comportamento geral do fogo nem por outras características específicas tais como a intensidade da frente de fogo ou a altura das chamas, pois a maior parte do calor produzido é direccionado para cima. A morte das estruturas enterradas no solo está muito mais relacionada com o tempo de residência do fogo ou da fonte de calor (e.g. Wade, 1986), que por sua vez é influenciado pela quantidade, tipo, compactação e teor de humidade dos combustíveis presentes à superfície. A humidade do solo também retarda a penetração de calor no solo (Frandsen e Ryan, 1986), protegendo as estruturas subterrâneas das plantas. Pode existir alguma relação entre o calor libertado durante o fogo e os danos nas raízes, particularmente se apenas existir uma fina camada de combustível à superfície. Porém, se existir uma acumulação moderada ou elevada de combustível à superfície, o tempo de residência da fonte de calor será provavelmente bastante superior e poderá causar danos consideráveis nas estruturas subterrâneas, mesmo que na copa não se observem danos (Wade e Johansen, 1986).

2.2. Herbáceas

O conhecimento existente sobre os factores que conferem tolerância ao fogo às plantas herbáceas é bastante inferior relativamente às plantas lenhosas.

Nas plantas herbáceas existe uma diferença fundamental entre gramíneas e dicotiledóneas que tem a ver com a localização dos meristemas. As gramíneas têm os seus meristemas na base das folhas enquanto as dicotiledóneas os têm expostos e constantemente elevados à medida que a planta cresce. Esta característica das gramíneas protege muitas delas do fogo uma vez que muito do calor libertado por um fogo é direccionado para cima. Adicionalmente, os caules e folhas das gramíneas que formam uma massa densa e compacta ajudam também a proteger do calor os meristemas situados no centro, permitindo frequentemente uma muito rápida recuperação pós-fogo (Bond e van Wilgen, 1996).

Apesar de nas monocotiledóneas arborescentes e nas dicotiledóneas os meristemas estar em geral mais e expostos ao calor que nas gramíneas, existem arranjos particulares de folhas que podem proteger os gomos do calor letal durante a passagem do fogo (Gill, 1981).

Muitas espécies de gramíneas e de outras herbáceas são relativamente tolerantes ao fogo quando este ocorre no fim da época de crescimento e quando as plantas se encontram dormentes, sendo mais vulneráveis aos danos se arderem durante os períodos de crescimento activo (Bond e van Wilgen, 1996; DeBano et al., 1998). Como nas regiões Mediterrânicas a maior parte dos incêndios ocorre durante o Verão, coincidindo com o período de dormência (ou fim de crescimento) da maior parte das espécies herbáceas silvestres, o fogo acaba por não ter normalmente consequências tão graves sobre este tipo de vegetação como tem sobre as espécies lenhosas.

3. Formas de regeneração pós-fogo

A recuperação das comunidades vegetais após um fogo é variável de acordo com a resposta das espécies individuais, e é influenciada pelas características ambientais e perturbações posteriores. A mortalidade após um fogo pode ser diminuída, devido aos mecanismos de resistência descritos anteriormente, ou compensada pela germinação de sementes pouco depois do fogo (Llor et, 2004). Existem apenas duas possibilidades de regeneração das plantas após fogo, nomeadamente por resposta vegetativa ou reprodução sexual (seminal) (Figura 3).



FIGURA 3

Exemplos de tipos de resposta após fogo em espécies arbóreas: regeneração vegetativa (epicórmica no sobreiro e basal no medronheiro, à esquerda e ao centro, respectivamente) e regeneração sexual (seminal no pinheiro-manso, à direita). (Fotos: Filipe X. Catry)

3.1. Regeneração vegetativa

A regeneração vegetativa, que se exprime através da emissão de rebentos, é a forma através da qual muitas plantas perenes sobrevivem e recuperam após o fogo, refazendo a sua componente aérea. A capacidade de regeneração vegetativa após fogo é favorecida pelo isolamento térmico e está muito difundida entre as Angiospérmicas, particularmente em vegetação esclerófila e flor esta caducifólia; usualmente é apresentada dicotomicamente mas na realidade varia num *continuum* de zero a 100 por cento (% de plantas que rebentam) (Vesk e Westoby, 2004).

Consultando uma base de dados das características das plantas do Mediterrâneo relacionadas com o fogo (Paula e Pausas, 2009) constatamos que a resposta vegetativa pós-fogo é omnipresente nas espécies lenhosas Portuguesas. Praticamente todas as árvores, com excepção dos pinheiros, apresentam, nomeadamente as espécies dos géneros *Quercus*, *Betula*, *Ilex*, *Ceratonia*, *Ulmus*, *Fraxinus*, *Olea*, *Acer*, *Prunus* e *Sorbus*. De entre os arbustos salientem-se os géneros *Pistacia*, *Nerium*, *Buxus*, *Viburnum*, *Arbutus*, *Erica* (a grande maioria das espécies), *Pterospartum*, *Ruscus*, *Myrtus*, *Phillyrea*, *Daphne*, *Rhamnus* e *Crataegus*. Prevalece nos géneros *Cytisus* e *Genista* e está representada nalguns tojos (*Ulex europaeus*, *U. minor*) e zimbrós (*Juniperus oxycedrus*), sendo também relevante noutras plantas lenhosas ou sub-lenhosas (*Hedera*, *Rubus*, *Lonicera*, *Pteridium*, *Chamaerops*). Em contrapartida, a regeneração vegetativa rareia bastante nos *Cistus* (e restantes Cistáceas) e nas Lamiáceas, que incluem os géneros *Rosmarinus* e *Lavandula*.

A sobrevivência individual depende da sobrevivência de gomos adormecidos, os quais apenas produzem novos rebentos quando a folhagem sofre dano (Chandler et al., 1983; Trabaud, 1987). A resposta vegetativa provém de órgãos localizados a diferentes alturas e profundidades, respectivamente acima e abaixo da superfície do solo (Miller, 2000). As árvores capazes de reconstituição vegetativa podem rebentar do tronco ou da copa, mesmo quando esta arde, se a espessura da casca garantir que os gomos não são danificados pelo fogo. Caso contrário a actividade vegetativa manifestar-se-á através das estruturas basais ou subterrâneas, tal como nas plantas arbustivas e herbáceas. O texto que se segue foi essencialmente compilado a partir de Trabaud (1987), Miller (2000) e Lloret (2004).

Localização dos gomos dormentes

A Tabela 1 sumariza as estruturas das plantas que dispõem de capacidade vegetativa, de acordo com Miller (2000). Os gomos dormentes de muitas plantas lenhosas estão localizados nos tecidos dos troncos, acima ou abaixo da superfície do solo. O colo da raiz, zona de ligação da raiz ao caule e de onde as raízes se difundem, é um local comum de emissão de rebentos após fogo. A rebentação epicórmica resulta de gomos localizados no seio do tecido lenhoso dos troncos das árvores ou nas axilas dos ramos, sendo comum no sobreiro e eucalipto.

TIPO DE GOMO	LOCALIZAÇÃO	GRUPO DE PLANTAS
Epicórmico	Aérea	Folhosas sempre verdes*
Estolho	Acima do solo, manta morta	Herbáceas
Colo da raiz	Solo, acima do solo	Folhosas e arbustivas*
Tuberosidade lenhosa	Solo, acima do solo	Folhosas, arbustivas e herbáceas*
Cáudice	Solo ou manta morta	Herbáceas
Raiz	Solo ou manta morta	Folhosas, arbustivas e herbáceas
Rizoma	Solo ou manta morta	Arbustos e herbáceas
Bolbo, corno ou bolbo sólido	Solo	Herbáceas perenes

* invulgar em coníferas

Muitas espécies de plantas, especialmente e arbustos e eucaliptos, rebentam a partir de gomos localizados em tuberosidades lenhosas subterrâneas (*lignotuber*), que constituem engrossamentos da base do caule bem protegidos de temperaturas letais por se encontrarem enterrados no solo. O solo é um bom isolante e essa característica é particularmente bem explorada por plantas com estas estruturas raiz-copa especializadas e que estão presentes em muitas espécies lenhosas das regiões Mediter-

rânicas (Whelan, 1995). As tuberosidades lenhosas são não só uma fonte de gomos a utilizar em caso de destruição da parte aérea, como constituem uma estrutura de armazenamento de reservas de energia, necessária para a regeneração. A capacidade da planta regenerar a partir do *lignotuber* após o fogo poderá também depender da profundidade a que está enterrado no solo e do seu tamanho (Whelan, 1995).

Os gomos dormentes localizam-se também frequentemente em caules ou raízes de crescimento lateral em plantas lenhosas. Os rizomas – caules horizontais subterrâneos – têm uma rede regular de gomos dormentes que podem produzir novos rebentos e raízes adventícias.

Diversas plantas perenes, herbáceas ou sub-lenhosas, possuem estruturas regenerativas únicas, nomeadamente os estolhos, que são caules rastejantes que crescem à superfície do solo e desenvolvem raízes a partir dos nós. Um cáudice é uma base caulinar subterrânea, persistente e frequentemente lenhosa. Finalmente, referem-se outras estruturas subterrâneas como os bulbos e os cormos, típicos das Liliáceas e Iridáceas.

Processos de regeneração vegetativa pós-fogo

O processo da rebentação pós-fogo em plantas lenhosas é um processo altamente regulado, e no qual intervêm os mesmos factores que controlam a regeneração vegetativa subsequente a outras perturbações. O crescimento da maioria dos gomos dormentes é governado pela dominância apical. Hormonas de crescimento, como a auxina, são transportadas para os gomos dormentes, impedindo a emissão de rebentos. É na extremidade dos caules e nas folhas que as hormonas são produzidas, o que implica que a sua produção cessa quando aqueles são eliminados pelo fogo. Substâncias de crescimento localizadas nas raízes, particularmente as citoquininas, são então transportadas para os gomos causando o seu crescimento. Portanto é a morte das partes das plantas expostas ao fogo que inicia a regeneração a partir dos gomos, cujo crescimento aquelas inibiam. Os gomos que se desenvolvem em rebentos são geralmente aqueles mais próximos dos tecidos mortos.

A capacidade de rebentação depende de características morfológicas e fisiológicas da espécie, da condição dos indivíduos antes do fogo, do comportamento do fogo e das condições do meio ambiente. A época do fogo e o estado fisiológico da planta interagem e influenciam a regenera-

ção após fogo. A capacidade de regeneração vegetativa varia usualmente com a idade da planta, sendo tipicamente mais reduzida ou nula em plantas demasiado jovens ou mais envelhecidas. As plantas podem regenerar vegetativamente imediatamente após o fogo ou apenas na Primavera seguinte se o fogo tiver ocorrido durante o período de dormência. Os aumentos de exposição solar e de temperatura do solo após o fogo podem favorecer a magnitude da rebentação. Até que os rebentos sejam fotossinteticamente auto-suficientes, a energia necessária para o seu crescimento procede dos hidratos de carbono e nutrientes armazenados nas estruturas regenerativas ou nas raízes. Em espécies desprovidas de estruturas capazes de armazenamento significativo de hidratos de carbono (como *lignotubers*), fogos de Primavera podem ter um impacto maior na capacidade regenerativa, já que ocorrem quando o armazenamento de reservas é mínimo, mas em certas espécies o impacto é maior quando o fogo ocorre no final da estação de crescimento. Cremer (1973), por exemplo, verificou que diversas plantas em flor estas de eucalipto australianas regeneravam pior após períodos de rápido crescimento que após períodos de quiescência, o que relacionou com a acumulação de reservas, que é menor após terem sido direccionadas para o crescimento. A frequência de fogo também é importante devido ao tempo necessário para que a planta reponha as reservas de energia gastas. A capacidade de regenerar repetidamente após o fogo varia muito consoante as espécies.

Relação geral entre a regeneração vegetativa e a severidade do fogo

A energia libertada pelo fogo pode afectar a regeneração vegetativa de várias formas. Um fogo de severidade reduzida pode eliminar espécies cujos componentes reprodutivos se localizem mais superficialmente, por exemplo raízes e rizomas, ou estejam pouco protegidos. No entanto, pouco afectará os órgãos enterrados mais profundamente e estimulará significativamente a rebentação em caso de destruição da copa.

Um fogo de severidade moderada consome as estruturas vegetais situadas na folhada e topo da manta morta inferior, por exemplo rizomas superficiais, podendo matar gomos nas porções sub-superficiais dos caules e na parte superior de tuberosidades subterrâneas. As plantas com gomos na manta morta inferior ou solo mineral produzirão rebentos.

Um fogo de se veridade elevada elimina as plantas cujas estruturas reprodutivas se localizam na manta morta e pode aquecer letalmente algumas partes incluídas nos níveis superiores do solo, especialmente quando há acumulação de combustível lenhoso ou quando a manta morta é espessa. A rebentação ocorrerá apenas a partir de órgãos localizados em áreas adjacentes ou profundamente enterrados, mas, dependendo da espécie, pode ainda assim ser vigorosa.

3.2. Regeneração seminal

Independentemente da capacidade de cada espécie para regenerar vegetativamente, a grande maioria das espécies de plantas vasculares têm a possibilidade de produzir sementes. Em termos evolutivos, o aparecimento das primeiras plantas produtoras de semente durante o Período Devónico Superior há cerca de 365 milhões de anos (Raven et al., 2003), abriu um vasto leque de possibilidades de dispersão das populações de plantas em ambiente terrestre. Desde a dispersão pelo vento até à dispersão por animais ou pela corrente dos rios, foi possível desenvolver mecanismos muito eficazes de expansão das populações de plantas. Para além disso foi possível obter outras vantagens evolutivas para as plantas produtoras de semente, tais como a protecção física do embrião e uma reserva de nutrientes disponível para o seu desenvolvimento, aumentando assim as probabilidades de sucesso no processo de germinação e crescimento das plântulas.

O processo evolutivo deu origem aos inúmeros tipos e formas de sementes, que se podem encontrar actualmente na nossa flora. Desde as sementes minúsculas das Coníferas até às grandes produzidas pelas Fagáceas, apenas para referir duas famílias muito importantes da flora nativa em Portugal, existe toda uma diversidade de sementes, cada uma delas resultando de adaptações evolutivas de natureza diversa. Essas adaptações têm a ver com o tipo de dispersão, com a estratégia de colonização ou com a interacção com o meio ambiente, por exemplo. Tendo em conta que as espécies evoluíram em ambientes onde os recursos são inevitavelmente limitados, as sementes das plantas também evoluíram na base de compromissos, dos quais um dos mais importantes tem a ver com a relação entre o número de sementes e o seu tamanho (Fenner e Thompson, 2005). Deste modo será de esperar que espécies com sementes

de grandes dimensões sejam produzidas em pequenas quantidades e que sementes de pequenas dimensões sejam produzidas em grandes quantidades. Este aspecto é indissociável do ciclo de vida das diferentes espécies, na medida em que as sementes de maiores dimensões estão normalmente associadas a espécies com um ciclo de vida mais longo. Por sua vez, a duração do ciclo de vida tem sido associada à existência de um maior ou menor nível de perturbação nos ambientes onde as espécies evoluíram. De um modo geral associam-se ciclos de vida mais curtos a plantas de menores dimensões, com uma produção mais precoce de sementes e adaptadas a ambientes mais sujeitos a perturbações não previsíveis como fogos ou inundações (Kozłowski e Wiegert, 1987). Nestas espécies a colonização dos locais perturbados faz-se de forma massiva e a mortalidade não está muito dependente da densidade, ocorrendo sobretudo na fase adulta. Pelo contrário, as espécies associadas a menores níveis de perturbação têm à partida uma maturação mais tardia, ocorrendo uma forte mortalidade na fase juvenil, muito dependente da densidade de plântulas estabelecidas (Fenner e Thompson, 2005). Como veremos mais à frente, estas duas tendências evolutivas podem ser relacionadas com a capacidade das espécies para regenerar vegetativamente ou seja, com a sua maior ou menor dependência da produção e disseminação de sementes, para se propagarem.

Fornecimento e dispersão das semente

Os mecanismos de dispersão das sementes são muito diversos e estão estreitamente associados às características das próprias sementes e dos frutos. Para além da simples acção da gravidade (barocoria), a dispersão das sementes pode fazer-se através da acção do vento (anemocoria), através do arrastamento pela água (hidrocoria), ou através do transporte por animais (zooecoria). Estes modos de dispersão podem ainda ser bastante subdivididos e têm inúmeras variantes. Por exemplo o transporte por animais pode acontecer externamente (epizooecoria) como é o caso das sementes que ficam agarradas ao pêlo dos mamíferos, ou internamente (endozooecoria) como é o caso das sementes ingeridas e posteriormente expelidas pelas aves. Diferentes formas de dispersão correspondem a distâncias de transporte muito variáveis. Normalmente associam-se os mecanismos com maior poder de transporte aos estádios mais avançados da sucessão ecológica, ao passo que mecanismos com fraco poder de

dispersão, são normalmente associados aos estágios iniciais (Aparicio et al., 2008), existindo no entanto numerosas exceções a esta regra geral.

No que toca ao papel do fogo na dispersão das sementes, podemos encontrar vários exemplos em que a deiscência das sementes é facilitada através da acção do calor sobre os frutos. É esse o caso de várias espécies do género *Pinus* (e.g. Boydak, 2002; Goubitz et al., 2004; Fernandes e Rigolot, 2007) ou do género *Eucalyptus* (e.g. Potts, 1990; Lamont et al., 1991; Vivian et al., 2008). No entanto, a acção do fogo pode ainda favorecer a dispersão de sementes de outras formas, nomeadamente ao permitir uma circulação facilitada do vento e da água à superfície do solo, para além de uma diminuição dos obstáculos físicos ao transporte das sementes (Whelan, 1995).

Banco de sementes

A estimulação da deiscência pelo fogo tem sido associada à manutenção de um banco de sementes na copa, através de frutos que retardam a libertação das suas sementes durante períodos de vários anos. O pinheiro-bravo é referido como uma espécie que consegue manter um banco de sementes na copa através da produção de pinhas serôdias (Fernandes e Rigolot, 2007), uma designação também referida como bradisporia, por alguns autores (Whelan, 1995). As pinhas abrem entre dois a três dias após o incêndio, o que permite à semente (penisco), provida de uma asa de grandes dimensões, percorrer distâncias consideráveis na horizontal até cair sobre o manto já arrefecido de cinzas, onde tem a possibilidade de germinar. Aparentemente o efeito inibidor das cinzas na germinação, verificado em laboratório por alguns autores (e.g. Reyes e Casal, 2004), não é suficiente para impedir o elevado recrutamento de plântulas que se verifica em algumas áreas queimadas. Algumas das pinhas podem permanecer durante 40 anos na árvore à “espera” do próximo fogo, e o penisco pode manter-se viável durante 30 anos (Tapias et al., 2002). No entanto nem todos os autores interpretam a produção e a libertação de sementes em massa, simplesmente como uma adaptação ao fogo. Uma das teorias mais correntes explica a deiscência concentrada no tempo como uma forma de saciar os predadores, que dessa forma deixam uma grande quantidade de sementes disponíveis para a germinação. Aliás essa é igualmente uma das explicações apontadas para a irregularidade da produção de semente ao longo do

tempo, em que anos quase sem produção alternam com anos de safr a (Kelly, 1994; Fenner e Thompson, 2005) tal como se verifica em espécies do género *Quercus* por exemplo (Abrahamson e Layne, 2003).

A manutenção de bancos de sementes é ainda comum a várias espécies de arbustos como é o caso dos géneros *Cistus* e *Lavandula*. No entanto, no caso dos exemplos referidos o banco de sementes é mantido ao nível do solo e não na cõpa. O resultado em termos de colonização da área recentemente queimada é semelhante, dando igualmente origem a uma grande densidade de plântulas, que aproveitam o espaço criado pelo fogo, para crescer em aper tada competição entre si. Para que tal possa ac ontecer é necessário que o fogo exerça um estímulo sobre as sementes depositadas no solo ao longo d os anos, quebrando a sua dormência e permitindo a germinação.

Relação entre a germinação e o fogo

Devido ao facto de serem estruturas com uma actividade essencialmente latente em termos fisiológicos, as sementes apresentam naturalmente uma tolerância elevada ao calor (Whelan, 1995). Mesmo sementes com um tegumento pouco espesso como as glandes de algumas Fagáceas, podem suportar temperaturas de 150° C durante alguns minutos (Reyes e Casal, 2006). No entanto a resistência das sementes ao calor é muito variável, dependendo não só das características do tegumento, com das características do próprio fruto. Para além destas formas de isolamento há a contar com o isolamento proporcionado pelo solo, dado que muitas sementes são enterradas por animais. Neste caso uma maior profundidade de enterramento das sementes poderá ser vantajosa, sobretudo se pensarmos que as sementes que permanecem na folhada dificilmente resistem à passagem do fogo. No entanto, para todas as plantas, a partir de uma certa profundidade há um declínio acentuado nas taxas de geminação (Whelan, 1995) independentemente da ocorrência ou não de fogo . A questão da sobrevivência ao fogo torna-se ainda mais complexa se adicionarmos a questão da duração do aquecimento. De facto a sobrevivência de uma semente ao fogo é, tal como acontece com os tecidos vivos do tronco de uma árvore, o resultado de uma combinação temperatura/duração do aquecimento, ambas as variáveis contribuindo directamente para o aumento da mortalidade das sementes (e.g. Bell e Williams, 1998). Já no que diz

respeito à protecção proporcionada pelos frutos há que referir, de entre os grupos de espécies arbóreas com maior relevância, as espécies do género *Pinus*, através das brácteas das pinhas e as espécies do género *Eucalyptus*, através da protecção proporcionada pelas cápsulas que constituem o fruto destas espécies (Whelan, 1995).

Um aspecto tão ou mais bem estudado que o papel do calor na destruição das sementes, tem a ver com o papel do fogo como factor de estimulação da germinação. Esta estimulação pode fazer-se directamente através do calor que atinge as sementes, ou indirectamente através do calor que atinge os frutos, permitindo ou facilitando a sua deiscência (González-Rabanal e Casal, 1995; Izhaki et al., 2000; Clarke e French, 2005). Para além do calor, são apontados outros factores que poderão contribuir para estimular a germinação, nomeadamente: o fumo (e.g. Reyes e Trabaud, 2009), a concentração de nitratos (e.g. Bell et al., 1999) e a exposição à luz (e.g. Luna e Moreno, 2009). Em todo o caso, é importante ter em conta que os estímulos que permitem quebrar a dormência das sementes de pouco servem se não estiverem reunidas as condições ambientais necessárias à germinação. De referir que o estudo dos mecanismos que permitem o estímulo da germinação das sementes após o fogo, tem sido das áreas mais prolíficas em termos de trabalhos publicados, existindo uma enorme quantidade de artigos científicos relativos a comunidades de plantas de diversas regiões do Planeta.

Condições ambientais de germinação

As diferentes espécies estão adaptadas a diferentes condições óptimas de germinação. Muitos autores têm estabelecido uma relação estreita entre a capacidade das diferentes espécies para regenerar vegetativamente e as condições óptimas de germinação. As espécies que não têm capacidade de regeneração vegetativa dependem exclusivamente da produção de sementes para assegurar a continuidade da espécie, pelo que são designadas como espécies de regeneração obrigatória por semente (*obligate seeders*). Nestas espécies tudo se passa de modo a que possam completar o seu ciclo de vida, incluindo a produção de sementes, antes da chegada do próximo fogo. Neste grupo incluem-se todas as espécies cujos indivíduos geralmente morrem após a ocorrência do fogo e que, como tal, estão completamente dependentes da regeneração por via seminal para poder assegurar a sua

continuidade. Deste modo, o investimento faz-se preferencialmente na parte aérea, em detrimento do desenvolvimento das raízes, dando normalmente origem a relações raiz/parte aérea (biomassa) mais baixas (Figura 4). Dado apenas poderem aceder a camadas de solo sujeitas a uma intensa seca durante os meses de Verão, estas plantas necessitam de adaptações estruturais de defesa contra a seca, no sentido de evitar ao máximo as perdas de água, de forma a manter o seu equilíbrio hídrico. Deste modo, as espécies de regeneração obrigatória por semente e exibem frequentemente indumento nas folhas, menor área foliar, produção de óleos voláteis, cutícula e mesófilo mais espessos e um mais eficiente controlo estomático (Keeley, 1986). Estas espécies têm tendência a dominar em zonas mais secas e menos férteis e em fases pouco evoluídas da sucessão ecológica, sendo frequentemente associadas a matos baixos e dispersos (Margaris, 1981). Dado o intenso recrutamento que ocorre sempre que estejam reunidas as condições necessárias à germinação, nomeadamente o calor proporcionado pelo fogo ou a simples abertura de clareiras, estas espécies são normalmente conotadas com a estratégia *r* (Reyes, 1996; Díaz Barradas et al., 1999) no âmbito da classificação de MacArthur & Wilson (1967) para as estratégias populacionais. De entre as espécies que ocorrem no nosso país são importantes representantes deste grupo, as plantas dos géneros *Cistus*, *Lavandula*, *Rosmarinus* e *Halimium*.



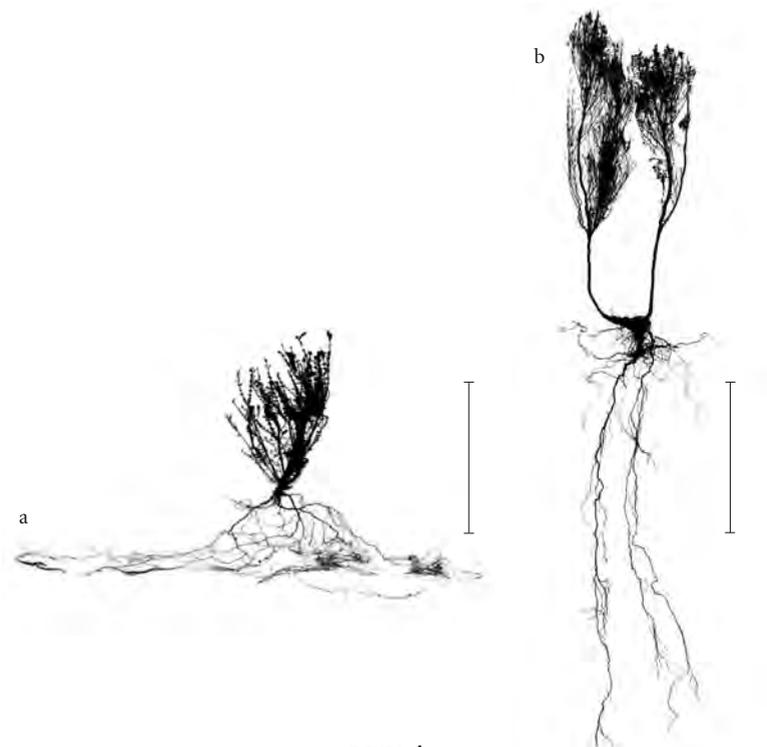


FIGURA 4

Imagens incluindo a raiz e a parte aérea de uma espécie (a) de regeneração obrigatória por semente (*Lavandula luisieri*) e de (b) uma espécie de regeneração vegetativa (*Erica scoparia*). As escalas representam 0.5 m.

Já as espécies com capacidade de regeneração vegetativa estão frequentemente associadas a etapas mais avançadas da sucessão, nomeadamente a matagais altos e apenas regeneram por semente quando estão reunidas condições ambientais mais favoráveis à germinação e ao crescimento das plântulas (Silva e Rego, 1998b). O recrutamento é feito de forma gradual dando origem a baixas densidades de plântulas (Clement e et al., 1996; Silva e Rego, 1998a). Dadas estas características, é normal referir estas espécies como estratégias *k*. Ao nível das espécies existentes em Portugal são incluídas neste grupo quase todas as espécies normalmente apontadas como dominantes das formações climácicas referidas para o nosso país, nomeadamente os géneros *Quercus*, *Arbutus*, *Pistacia*, *Rhamnus*, *Viburnum*, *Phyllirea* e *Laurus*, entre outros.

No entanto existem numerosas espécies que, muito embora estando obrigatoriamente incluídas numa das duas categorias referidas, não correspondem minimamente ao padrão de características descrito. Daí a necessidade constatada por vários autores de identificar sub-grupos que tivessem um número mínimo de semelhanças funcionais nomeadamente no que toca às adaptações ao fogo. De entre as diferentes classificações salientamos o modelo proposto por Pausas (1999) o qual simplesmente sub-divide os dois grupos de acordo com a existência ou não de um recrutamento de plântulas directamente favorecido pelo fogo, dando assim origem a quatro categorias distintas.

Nas condições do nosso país importa ter em conta várias espécies exóticas devido à sua capacidade de regeneração por semente após o fogo, nomeadamente as espécies do género *Acacia* e *Eucalyptus* (Marchante et al., 2009). Devido à ausência de pragas, espécies consumidoras e de competidores naturais, estas espécies quando germinam após o fogo apresentam vantagens competitivas relativamente à restante vegetação nativa. Estas características são complementadas por uma elevada rusticidade, por uma elevada taxa de crescimento e por uma elevada resiliência ao corte e ao fogo. No caso do género *Acacia* existem evidências experimentais quanto à estimulação da germinação por acção do calor proporcionado pelo fogo (Auld e Oconnell, 1991) o que faz com que possa existir um elevado recrutamento de plântulas nas áreas queimadas. Já no que toca ao género *Eucalyptus* e em particular à espécie *Eucalyptus globulus*, apesar das evidências quanto ao aparecimento de plântulas em áreas queimadas, não há evidências quanto à existência de um efeito positivo do calor sobre a germinação das sementes (Reyes e Casal, 2001). Há antes indícios de que a libertação das sementes poderá ser facilitada por fogos de copas e que a sua disseminação poderá ser potenciada através do transporte de ramos e cápsulas pelas correntes de convecção (Carr, 1974; Kirkpatrick, 1977). Os poucos trabalhos publicados sobre o assunto, apontam para a inexistência de bancos de sementes no solo e para a preferência pela germinação em solos minerais, sem vegetação (Vivian et al., 2008). Deste modo é possível igualmente uma dispersão a maiores distâncias através do arrastamento pela água ao longo de regos de escoamento superficial ou devido a fenómenos de fluxo laminar. Caso não existam estas formas de transporte, a regeneração deverá circunscrever-se

a alguns metros em volta das árvores mãe, e em função da sua altura (Potts, 1990; Virtue e Melland, 2003). Em todo o caso de ve referir-se a grande lacuna de conhecimento a este respeito para o nosso país. De acordo com trabalhos actualmente em curso há observações de regeneração de eucalipto em áreas queimadas a mais de 150 m do sementão mais próximo, o que pode indiciar um potencial de disseminação de sementes superior ao referido pela literatura disponível até agora.

4. Variabilidade e incerteza nos padrões de sucessão ecológica após fogo

O conceito clássico de sucessão ecológica como um processo mais ou menos linear de evolução da vegetação em direcção a um estágio climático estável, tem vindo a ser substituído pela ideia de que esse processo pode ser bastante mais complexo. Podem assim ocorrer múltiplas alternativas nunca se atingindo um estágio verdadeiramente estável devido à ocorrência de perturbações de natureza diversa (Christensen, 1988) incluindo o fogo (Cattalino et al., 1979). Também o conceito de vegetação natural potencial para um dado local tem vindo a ser contestado igualmente devido à instabilidade dos ecossistemas, que torna difícil conhecer o resultado da sucessão ecológica, sobretudo em regiões sujeitas a perturbações recorrentes desde tempos remotos (Chiarucci et al., 2010), como é o caso de Portugal. Deste modo, após a passagem de um incêndio o desenvolvimento da vegetação nas nossas condições segue um curso que depende de múltiplos factores e que, por esse motivo, não é fácil de prever com exactidão. De entre estes factores importa referir o regime de fogo, as características da vegetação antes do fogo e as características edafoclimáticas do local.

No que toca ao regime de fogo há sobretudo a ter em conta duas variáveis com uma relação sensivelmente inversa (Whelan, 1995; Bond e Keeley, 2005): a intensidade do fogo e a sua frequência. A intensidade do fogo determina, como vimos anteriormente neste capítulo, a probabilidade de mortalidade de forma diferenciada para diferentes espécies e para diferentes fases de desenvolvimento. Deste modo as características do fogo podem actuar como um mecanismo selectivo que influencia a futura composição da comunidade nas áreas queimadas (Bond e Keeley,

2005). Em fogos de baixa intensidade podemos ter uma muito baixa mortalidade da vegetação arbórea, sendo apenas afectada a vegetação do sub-coberto. Pelo contrário, em fogos de copas de elevada intensidade, podemos ter alterações ao nível de toda a comunidade de plantas, o que pode implicar a substituição do tipo de floresta anterior por um outro diferente (e.g. Broncano et al., 2005). Tal pode acontecer, quer por que surgem novas espécies dominantes, típicas de estádios mais precoces do processo de sucessão ecológica, quer por que o fogo tem um efeito de selecção ao eliminar algumas espécies, permitindo a continuidade de outras. Dois exemplos típicos do nosso País são o sobreiro e o pinheiro-bravo, ambos apontados como exemplos de selecção pelo fogo (Carrión et al., 2000; Fernandes e Rigolot, 2007), devido às características do ritidoma que permitem a sobrevivência a elevadas temperaturas e, no caso do pinheiro-bravo, devido à facilidade de colonização de áreas queimadas através da dispersão das sementes. No entanto, em regimes de fogo que combinam simultaneamente uma elevada intensidade, devida à elevada carga de combustível, e uma elevada frequência de origem antropogénica, o pinheiro-bravo perde a sua competitividade devido à impossibilidade de refazer o banco de sementes das copas (Fernandes e Rigolot, 2007) o que pode ditar o seu desaparecimento do processo de sucessão ecológica. O desaparecimento é mais provável ainda para as espécies que não apresentam mecanismos evidentes de adaptação ao fogo, tais como as espécies do género *Juniperus* (Lloret e Vilà, 2003). Por outro lado existem evidências que apontam para uma perda da capacidade de resiliência da vegetação para regimes de fogo com elevada frequência, sobretudo nas zonas com menor produtividade (e.g. Delitti et al., 2005).

As características da vegetação antes do fogo assumem uma importância fundamental na medida em que determinam o seu potencial regenerativo quer em termos de composição quer em termos de taxa de crescimento. No entanto em áreas de vegetação com características distintas (diferentes usos do solo ou diferentes estádios de desenvolvimento) mas partilhando as mesmas características de solo e clima, o fogo pode provocar uma homogeneização da paisagem dando origem ao reinício da sucessão a partir de fitocenoses arbustivas com características semelhantes (Lloret e Vilà, 2003; Acácio et al., 2009; Loepfe et al., 2010). Apesar de tudo os diferentes autores têm reportado o papel fundamental das características

da vegetação antes do fogo na sucção ecológica, na medida em que a composição da comunidade de plantas que surge após o fogo depende da regeneração vegetativa e do banco de sementes associados às espécies previamente existentes (Trabaud e Lepart, 1980; Guo, 2001; Capitanio e Carcaillet, 2008).

As características do solo e do clima locais têm um papel igualmente importante no percurso da vegetação após um fogo. Essa influência faz-se sentir directamente no desenvolvimento da vegetação, na medida em que aquelas características determinam o nível dos factores limitantes do crescimento vegetal, sobretudo a água, a temperatura e os nutrientes para as regiões de influência mediterrânica. Deste modo o resultado da sucessão pode ser significativamente diferente para diferentes condições de clima, quer no que diz respeito ao desenvolvimento global da vegetação após fogo (Röder et al., 2008) quer no que diz respeito à selecção de espécies devido à influência diferenciada que é exercida sobre diferentes grupos de plantas (Prieto et al., 2009). Estas considerações são igualmente válidas para as condições edáficas. Factores inevitavelmente inter-relacionados como a profundidade do solo, o teor médio de humidade ou o tipo de rocha-mãe, são determinantes no potencial de crescimento assim como no elenco de espécies e na diversidade da vegetação que surge após um incêndio (Keeley et al., 2005; Baeza et al., 2007; Capitanio e Carcaillet, 2008).

Apesar da elevada variabilidade associada ao percurso da vegetação após o fogo, existem alguns padrões mais ou menos comuns que importa referir. Um deles prende-se com a evolução da diversidade vegetal. A este respeito vários autores referem um aumento temporário da diversidade, durante os 1-3 anos que se seguem imediatamente ao fogo (Guo, 2001; Keeley et al., 2005; Capitanio e Carcaillet, 2008) dada a reduzida competição entre as plantas na área recentemente queimada. No entanto este padrão é fortemente influenciado por factores locais assim como pelo tipo de plantas previamente existentes, nomeadamente quanto às estratégias regenerativas após o fogo (Keeley et al., 2005). Um outro padrão sensivelmente comum prende-se com o crescimento da vegetação o qual, apesar de se processar a diferentes taxas dependendo da produtividade da estação e das estratégias regenerativas envolvidas, pode ser razoavelmente representado por uma curva exponencial tendencialmente assintótica (Viedma et al., 1997; Röder et al., 2008). No caso de o crescimento ser essencialmente o resultado

da contribuição de plantas com regeneração vegetativa vigorosa como é o caso do carrasco (*Quercus coccifera*), a taxa de recuperação da vegetação pode ser particularmente elevada nos primeiros anos após fogo. (Clemente et al., 1996; Delitti et al., 2005). Podemos ainda referir a existência de padrões quanto à sucessão de plantas, de acordo com o seu tipo fisionómico, taxonómico ou regenerativo. A este respeito têm sido estabelecidos modelos genéricos de sucessão utilizando as estratégias regenerativas após fogo (ver a secção 3 neste capítulo). Notavelmente estes modelos apresentam características comuns às diferentes regiões com clima mediterrânico do Planeta, apesar de envolverem espécies filogeneticamente distantes entre si (Keeley, 1986).

Em Portugal são praticamente inexistentes os estudos de longa duração sobre a sucessão da vegetação após fogo. Existem no entanto informações razoavelmente consistentes sobre a evolução da vegetação no curto prazo em que intervêm espécies com e sem capacidade de regeneração vegetativa assim como espécies com e sem recrutamento estimulado pelo fogo. Num estudo na Serra da Arrábida, Clemente et al. (1996) verificaram uma colonização inicial de plantas herbáceas e de plantas de regeneração obrigatória por semente (*Cistus* sp.) nos primeiros anos após o fogo, simultaneamente com uma rebentação vigorosa de carrasco (*Quercus coccifera*). Após esse período inicial o carrasco passou a dominar a estação o que implicou o desaparecimento dos outros dois grupos de plantas. Resultados semelhantes foram obtidos por Silva e Rego (1997) em estudos realizados nas Serras da Malcata e de Candeeiros. Através de uma abordagem sincrónica foi possível determinar a abundância de regeneração seminal ao longo de três etapas da sucessão ecológica (Figura 5). Em ambos os locais de estudo, verificou-se um aumento do estabelecimento de novos indivíduos das espécies mais exigentes em termos de água e de solo (medronheiro, gilbardeira, carrasco), todas elas com capacidade de regeneração vegetativa. Pelo contrário as espécies com elevada capacidade inicial de colonização (nomeadamente Cistáceas e alecrim) foram perdendo essa capacidade nas etapas mais avançadas.



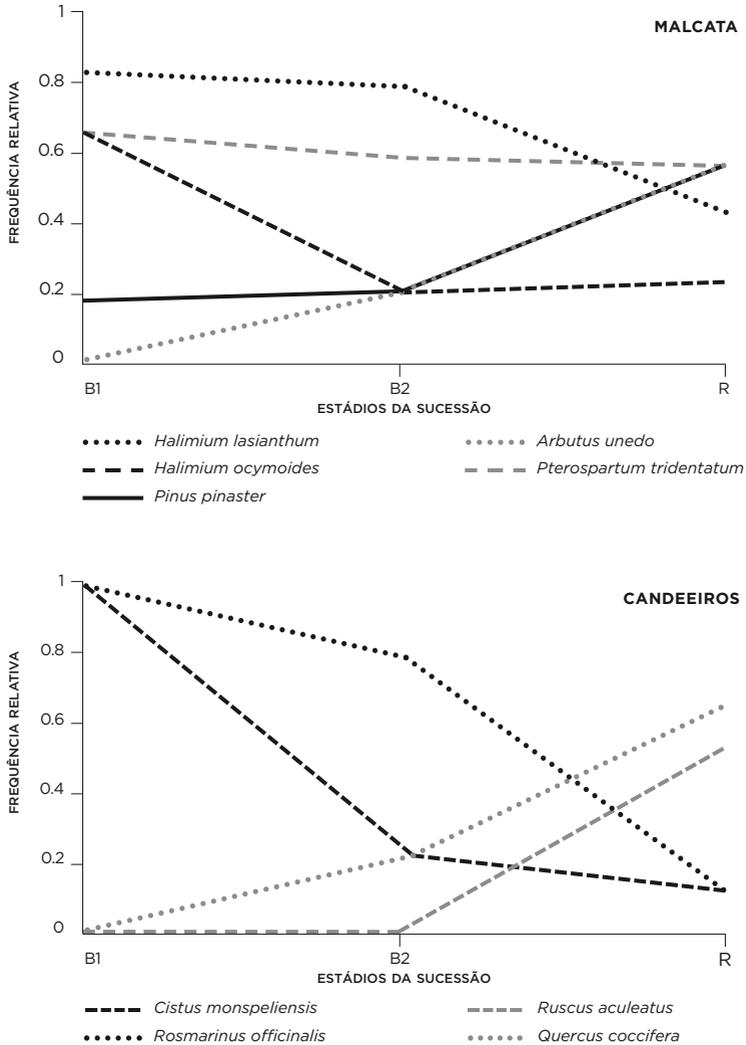


FIGURA 5

Variação na frequência relativa de plântulas (regeneração seminal) ao longo de 3 estádios da sucessão. Espécies de regeneração exclusiva por semente são representadas por linhas a negrito. B1 - vegetação com 1-3 anos; B2 - vegetação com 3-10 anos; R - vegetação com mais de 10 anos. A vegetação com 3 anos foi associada aos estádios B1 ou B2 em função do grau de coberto e da altura média.

No entanto depois de se atingir a fase de matagal poderá existir o que podemos designar como um *impasse ecológico*, devido a constrangimentos de ordem diversa relacionados com a dificuldade de passagem ao estágio de floresta. Este foi o resultado encontrado por Acácio et al. (2007) em esteiras da Serra do Caldeirão no Algarve, onde se verificou a dificuldade de regeneração da floresta natural de sobreiro, devido a constrangimentos relacionados com: a disponibilidade de sementes, a dispersão de sementes, a germinação de sementes e o recrutamento de plantas.

Um outro factor de incerteza, já referido anteriormente prende-se com a presença de espécies lenhosas exóticas. Dado o elevado potencial de regeneração e crescimento de algumas destas espécies (nomeadamente os géneros *Acacia*, *Eucalyptus* e *Ailanthus*), a recuperação da vegetação nativa após fogo pode encontrar dificuldades acrescidas e o padrão de sucessão ser consideravelmente alterado. A elevada ocorrência de fogo em algumas regiões do nosso país poderá estar a contribuir para agravar esta situação na medida em que estas espécies podem tirar vantagens competitivas deste tipo de perturbações tal como é referido por diversos autores, relativamente a outras regiões. (e.g. Crawford et al., 2001; Brooks et al., 2004). Resta lembrar que os conhecimentos a este respeito em Portugal são ainda essencialmente de natureza empírica, pelo que urge conseguir um maior nível de informação sobre o papel das espécies exóticas na sucessão ecológica após o fogo, para as condições do nosso país.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRAHAMSON, W. G., LAYNE, J. N., 2003 — Long-term patterns of acorn production for five oak species in xeric Florida uplands. *Ecology* 84, 2476-2492.

ACÁCIO, V., HOLMGREN, M., JANSEN, P., SCHROTTER, O., 2007 — Multiple Recruitment Limitation Causes Arrested Succession in Mediterranean Cork Oak Systems. *Ecosystems* 10, 1220-1230.

ACÁCIO, V., HOLMGREN, M., REGO, F., MOREIRA, F., MOHREN, G., 2009 — Are drought and wildfires turning Mediterranean cork oak forests into persistent shrublands? *Agroforestry Systems* 76, 389-400.

ALBINI, F. A., 1976 — Estimating wildfire behavior and effects. Gen. Tech. Rep. INT-30. Ogden, UT: U.S. Department Agriculture, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station. 92 p.

APARICIO, A., ALBALADEJO, R. G., OLALLA-TÁRRAGA, M. Á., CARRILLO, L. F., RODRÍGUEZ, M. Á., 2008 — Dispersal potentials determine responses of woody plant species richness to environmental factors in fragmented Mediterranean landscapes. *Forest Ecology and Management* 255, 2894-2906.

AULD, T. D., OCONNELL, M. A., 1991 — Predicting patterns of post-fire germination in 35 eastern australian Fabaceae. *Australian Journal of Ecology* 16, 53-70.

BAEZA, M. J., VALDECANTOS, A., ALLOZA, J. A., VALLEJO, V. R., 2007 — Human disturbance and environmental factors as drivers of long-term post-fire regeneration patterns in Mediterranean forests. *Journal of Vegetation Science* 18, 243-252.

BELL, D. T., KING, L. A., PLUMMER, J. A., 1999 — Ecophysiological effects of light quality and nit rate on seed germination in species from Western Australia. *Australian Journal of Ecology* 24, 2-10.

BELL, D. T., WILLIAMS, D. S., 1998 — Tolerance of thermal shock in seeds. *Australian Journal of Botany* 46, 221-233.

BOND, W. J., KEELEY, J. E., 2005 — Fire as a global 'herbivore': the ecology and evolution of flammable ecosystems. *Trends in Ecology & Evolution* 20, 387-394.

BOND, W. J., VAN WILGEN, W., 1996 — Fire and plants. Chapman and Hall, London, UK. 263 p.

BOYDAK, M., 2002 — Silvicultural characteristics and natural regeneration of *Pinus brutia* Ten. – a review. In, 2nd International Conference on Mediterranean Pines. Kluwer Academic Publ, Chania, Greece, pp. 153-163.

BRONCANO, M. J., RETANA, J., RODRIGO, A., 2005 — Predicting the Recovery of *Pinus halepensis* and *Quercus ilex* Forests after a Large Wildfire in Northeastern Spain. *Plant Ecology* 180, 47-56.

BROOKS, M. L., D'ANTONIO, C. M., RICHARDSON, D. M., GRACE, J. B., KEELEY, J. E., DITOMASO, J. M., HOBBS, R. J., PELLANT, M., PYKE, D., 2004 — Effects of Invasive Alien Plants on Fire Regimes. *BioScience* 54, 677-688.

BROWN, A. A., DAVIS, K. P., 1973 — Forest fire: Control and use. New York: McGraw-Hill Book Company. 686 p.

BYRAM, G. M., 1948 — Vegetation temperature and fire damage in the southern pines. U.S. Department of Agriculture, Forest Service. Fire Control Notes 1(34), 35-36.

CAPITANIO, R., CARCAILLET, C., 2008 — Post-fire Mediterranean vegetation dynamics and diversity: A discussion of succession models. *Forest Ecology and Management* 255, 431-439.

CARR, S. G. M., 1974 — Problems of the Geography of the Tropical Eucalypts. Bridge and barrier: the natural and cultural history of Torres Strait., 153-181.

CARRIÓN, J. S., PARRA, I., NAVARRO, C., MUNUERA, M., 2000 — Past distribution and ecology of the cork oak (*Quercus suber*) in the Iberian Peninsula: a pollen-analytical approach. *Diversity and Distributions* 6, 29-44.

CATRY, F. X., BUGALHO, M., SILVA, J., 2007 — Recuperação da Floresta após o fogo. O caso da Tapada Nacional de Mafra. Centro de Ecologia Aplicada Prof. Baeta Neves – Instituto Superior de Agronomia, Lisboa. 36 p.

CATRY, F. X., MOREIRA, F., DUARTE, I., ACÁCIO, V., 2009 — Factors affecting post-fire crown regeneration of cork oak (*Quercus suber*) trees. *European Journal of Forest Research* 128, 231-240.

CATRY F. X., REGO, F., MOREIRA, F., FERNANDES, P. M., PAUSAS, J. G., 2010 — Post-fire tree mortality in mixed forests of central Portugal. *Forest Ecology and Management* 206, 1184-1192.

CATTELINO, P. J., NOBLE, I. R., SLATYER, R. O., KESSELL, S. R., 1979 — Predicting the multiple pathways of plant succession. *Environmental Management* 3, 41-50.

CHANDLER, C., CHENEY, P., THOMAS, P., TRABAUD, L., WILLIAMS, D., 1983 — Fire in forestry. Vol. I: Forest fire behavior and effects. New York: John Wiley and Sons. 450 p.

CHIARUCCI, A., ARAÚJO, M. B., DECOCQ, G., BEIERKUHNLEIN, C., FERNÁNDEZ-PALACIOS, J. M., 2010 — The concept of potential natural vegetation: an epitaph? *Journal of Vegetation Science* in press.

CHRISTENSEN, N., 1988 — Succession and natural disturbance: paradigms, problems, and preservation of natural ecosystems. In: Agee, J.K., Johnson, D.R. (Eds.), *Ecosystem management for parks and wilderness*. University of Washington Press, Seattle, pp. 62–86.

CLARKE, S., FRENCH, K., 2005 — Germination response to heat and smoke of 22 Poaceae species from grassy woodlands. *Australian Journal of Botany* 53, 445-454.

CLEMENTE, A. S., REGO, F. C., CORREIA, O. A., 1996 — Demographic patterns and productivity of post-fire regeneration in Portuguese Mediterranean maquis. *International Journal of Wildland Fire* 6, 5-12.

CRAWFORD, J., WAHREN, C., KYLE, S., MOIR, W., 2001 — Responses of exotic plant species to fires in *Pinus ponderosa* forests in northern Arizona. *Journal of Vegetation Science* 12, 261-268.

CREMER, K. W., 1973 — Ability of *Eucalyptus regnans* and associated evergreen hardwoods to recover from cutting or complete defoliation in different seasons. *Australian Forest Research* 6(2), 9–22.

DEBANO, L. F., NEARY, D. G., FFOLLIOTT, P. F., 1998 — Fire's effects on ecosystems. New York: John Wiley and Sons. 333 p.

DELITTI, W., FERRAN, A., TRABAUD, L., VALLEJO, V. R., 2005 — Effects of fire recurrence in *Quercus coccifera* L. shrublands of the Valencia Region (Spain): I. plant composition and productivity. *Plant Ecology* 177, 57–70.

DÍAZ BARRADAS, M. C., ZUNZUNEGUI, M., TIRADO, R., AIN-LHOUT, F., GARCÍA NOVO, F., 1999 — Plant functional types and ecosystem function in Mediterranean shrubland. *Journal of Vegetation Science* 10, 709–716.

DIETERICH, J. H., 1979 — Recovery potential of fire-damaged southwestern ponderosa pine. United States Department of Agriculture, Forest Service, Research Note RM-379, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, Fort Collins, Colorado. 8 p.

FENNER, M., THOMPSON, K., 2005 — The ecology of seeds. Cambridge University Press, Cambridge.

FERNANDES, P., RIGOLOTT, E., 2007 — The fire ecology and management of maritime pine (*Pinus pinaster* Ait.). *Forest Ecology and Management* 241, 1–13.

FRANSEN, W. H., RYAN, K. C., 1986 — Soil moisture reduces belowground heat flux and soil temperatures under a burning fuel pile. *Canadian Journal of Forest Research* 16, 244–248.

GILL, A. M., 1981 — Fire adaptive traits of vascular plants. In: Mooney, H.A., Bonnicksen, T.M., Christensen, N.L., Lotan, J.E., Reiners, W.A. (Eds.). *Fire regimes and ecosystem properties*. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. WO-26, Washington, DC, pp. 208–230.

GILL, A. M., 1995 — Stems and fires. In: Gartner, N.G. (Ed.). *Plant stems physiology and functional morphology*. San Diego, CA: Academic Press, 323–342.

GONZÁLEZ-RABANAL, F., CASAL, M., 1995 — Effect of high temperatures and ash on germination of ten species from gorse shrubland. *Plant Ecology* 116, 123–131.

GOUBITZ, S., NATHAN, R., ROITEMBERG, R., SHMIDA, A., NE'EMAN, G., 2004 — Canopy seed bank structure in relation to: fire, tree size and density. *Plant Ecology* 173, 191–201.

GUO, Q., 2001 — Early post-fire succession in California chaparral: Changes in diversity, density, cover and biomass. *Ecological Research* 16, 471–485.

HARE, R. C., 1961 — Heat effects on living plants. Southern Forest Experiment Station Occasional Paper 183. U.S. Forest Service. 32 p.

IZHAKI, I., HENIG-SEVER, N., NE'EMAN, G., 2000 — Soil seed banks in Mediterranean Aleppo pine forests: the effect of heat, cover and ash on seedling emergence. *Journal of Ecology* 88, 667–675.

KEELEY, J. E., 1986 — Resilience of Mediterranean shrub communities to fires. In: Dell, B., Hopkins, A.J.M., Lamont, B.B. (Eds.), *Resilience in Mediterranean-type ecosystems*. Dr. Junk, Dordrecht, pp. 95-112.

KEELEY, J., FOTHERINGHAM, C., BAER-KEELEY, M., 2005 — Factors affecting plant diversity during post-fire recovery and succession of mediterranean-climate shrublands in California, USA. *Diversity and Distributions* 11, 525-537.

KEELEY, J. E., ZEDLER, P. H., 1998 — Evolution of life histories in Pinus. In: Richardson, D.M., ed. *Ecology and biogeography of Pinus*. Cambridge University Press, 219-247.

KELLY, D., 1994 — The evolutionary ecology of mast seeding. *Trends in Ecology & Evolution* 9, 465-470.

KIRKPATRICK, J. B., 1977 — Eucalypt invasion in southern California. *Australian Geographer* 13, 387-393.

KOZŁOWSKI, J., WIEGERT, R. G., 1987 — Optimal age and size at maturity in annuals and perennials with determinate growth. *Evolutionary Ecology* 1, 231-244.

KRUGER, F. J., BIGALKE, R. C., 1984 — Fire in Fynbos. In: Booysen, P.V., Tainton, N.M. (Eds.), *Ecological effects of Fire in South African Ecosystems*. Ecological studies 48. Springer Verlag, Berlin.

LAMONT, B. B., LEMAITRE, D. C., COWLING, R. M., ENRIGHT, N. J., 1991 — Canopy seed storage in woody-plants. *Botanical Review* 57, 277-317.

LITTKE, W. R., GARA, R. I., 1986 — Decay of fire-damaged lodgepole pine in south-central Oregon. *Forest Ecology and Management* 17, 279-287.

LLORET, F., 2004 — Régimen de incendios y regeneración. In Valladares, F. (Ed.), *Ecología del Bosque Mediterráneo en un Mundo Cambiante*. EGRAF, S.A., Madrid. pp. 101-126.

LLORET, F., VILÀ, M., 2003 — Diversity patterns of plant functional types in relation to fire regime and previous land use in Mediterranean woodlands. *Journal of Vegetation Science* 14, 387-398.

LOEPFLE, L., MARTINEZ-VILALTA, J., OLIVERES, J., PIÑOL, J., LLORET, F., 2010 — Feedbacks between fuel reduction and landscape homogenisation determine fire regimes in three Mediterranean areas. *Forest Ecology and Management* In Press.

LUNA, B., MORENO, J., 2009 — Light and nitrate effects on seed germination of Mediterranean plant species of several functional groups. *Plant Ecology* 203, 123-135.

MACARTHUR, R. H., WILSON, E. O., 2001 — *The theory of island biogeography*. Princeton Univ Press, Princeton

MARCHANTE, E., FREITAS, H., MARCHANTE, H., 2009 — Guia prática para a identificação de plantas em vasoras de Portugal continental. *Imprensa da Univ. de Coimbra*, Coimbra.

MARGARIS, N. S., 1981 — Adaptive strategies in plants dominating Mediterranean-type ecosystems. In: Castri, F., Goodal, D.W., Specht, R.L. (Eds.), *Ecosystems of the world*. Elsevier, Amsterdam, pp. 309-315.

MILLER, M., 2000 — Chapter 2 – Fire Autoecology. In: Brown, J.K., Smith, J.K. (Eds.), *Wildland Fire in Ecosystems. Effects of Fire on Flora*. US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-42-vol. 2. p. 9-34, Ogden (UT). disponível em: www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrs_gtr042_2.pdf

MILLER, M., FINDLEY, J., 2001 — Chapter VI - Plants. In: *Fire Effects Guide*. National Wildfire Coordinating Group. NFES 2394, Boise, ID. disponível em: www.nwcg.gov/pms/RxFire/FEG.pdf

MOREIRA, F., CATRY, F. X., DUARTE, I., ACÁCIO, V., SILVA, J., 2009 — A conceptual model of sprouting responses in relation to fire damage: an example with cork oak (*Quercus suber* L.) trees in Southern Portugal. *Plant Ecology* 201, 77-85.

MOREIRA, F., DUARTE, I., CATRY, F. X., ACÁCIO, V., 2007 — Cork extraction as a key factor determining post-fire cork oak survival in a mountain region of southern Portugal. *Forest Ecology and Management* 253, 30-37.

PAUSAS, J. G., 1999 — Mediterranean vegetation dynamics: modelling problems and functional types. *Plant Ecology* 140, 27-39.

PETERSON, D. L., 1985 — Crown scorch volume and scorch height: Estimates of post-fire tree condition. *Canadian Journal of Forest Research*. 15, 596-598.

PETERSON, D. L., ARBAUGH, M. J., 1986 — Postfire survival in Douglas-fir and lodgepole pine: Comparing the effects of crown and bole damage. *Canadian Journal of Forest Research* 16, 1175-1179.

POTTS, B., 1990 — The response of eucalypt populations to a changing environment. *Tasforests* 2, 179-193.

PRIETO, P., PEÑUELAS, J., LLORET, F., LLORENS, L., ESTIARTE, M., 2009 — Experimental drought and warming decrease diversity and slow down post-fire succession in a Mediterranean shrubland. *Ecography* 32, 623-636.

PYNE, S. J., ANDREWS, P. L., LAVEN, R. D., 1996 — *Introduction to wildland fire* 2nd ed. New York, NY: John Wiley and Sons. 769 p.

RAVEN, P. H., EVERT, R. F., SICHORN, S. E., 2003 — *Biology of Plants*. Freeman and Co. Worth Pub., New York.

REGELBRUGGE, J. C., CONARD, S. G., 1993 — Modeling tree mortality following wildfire in *Pinus ponderosa* forests in the central Sierra Nevada of California. *International Journal of Wildland Fire* 3(3), 139-148.

REYES, O., 1996 — Estrategias regenerativas de especies arbóreas de ecosistemas forestales de Galicia en relación con incendios: análisis del comportamiento germinativo y de la demografía de plántulas. Universidad de Santiago de Compostela, España, Santiago de Compostela.

REYES, O., CASAL, M., 2001 — The influence of seed age on gemminative response to the effects of fire in *Pinus pinaster*, *Pinus radiata* and *Eucalyptus globulus*. *Annals of Forest Science* 58, 439-447.

- REYES, O., CASAL, M., 2004 — Effects of forest fire ash on germination and early growth of four pinus species. *Plant Ecology* 175, 81-89.
- REYES, O., CASAL, M., 2006 — Seed germination of *Quercus robur*, *Q. pyrenaica* and *Q. ilex* and the effects of smoke, heat, ash and charcoal. *Annals of Forest Science* 63, 205-212.
- REYES, O., TRABAUD, L., 2009 — Germination behaviour of 14 Mediterranean species in relation to fire factors: smoke and heat. *Plant Ecology* 202, 113-121.
- RÖDER, A., HILL, J., DUGUY, B., ALLOZA, J. A., VALLEJO, R., 2008 — Using long time series of Landsat data to monitor fire events and post-fire dynamics and identify driving factors. A case study in the Ayora region (eastern Spain). *Remote Sensing of Environment* 112, 259-273.
- RUNDEL, P. W., 1973 — The relationship between basal fire scars and crown damage in Giant Sequoia. *Ecology* 54, 210-213.
- RYAN, K. C., 1982 — Evaluating potential tree mortality from prescribed burning. In: Baumgartner, D.M. (Ed.). *Site preparation and fuels management in steep terrain*. Pullman, WA: Washington State University, Cooperative Extension.
- RYAN, K. C., REINHARDT, E. D., 1988 — Predicting postfire mortality of seven western conifers. *Canadian Journal of Forest Research* 18, 1291-1297.
- SILVA, J. S., CATRY, F. X. 2006 — Forest fires in cork oak (*Quercus suber* L.) stands in Portugal. *International Journal of Environmental Studies* 63 (3), 235-257.
- SILVA, J. S., REGO, F., 1997 — Establishment of mediterranean woody species after fire in Central Portugal. *Silva Lusitana* 5, 193-209.
- SILVA, J. S., REGO, F. C., 1998A — Estimation of seedling densities of Mediterranean woody species after fire. In: Viegas, D.X. (Ed.), *III International Conference on Forest Fire Research*, Luso, Portugal, pp. 1753-1764.
- SILVA, J. S., REGO, F. C., 1998B — Factors affecting the establishment of woody species after fire in Central Portugal. In: Trabaud, L. (Ed.), *Fire Management and Landscape Ecology*. International Association of Wildland Fire, Fairfield, pp. 103-114.
- SMITH, K. T., SUTHERLAND, E. K., 1999 — Fire scar formation and compartmentalization in oak. *Canadian Journal of Forest Research* 29, 166-171.
- TAPIAS, R., CLIMENT, J., PARDOS, J. A., GIL, L., 2002 — Life histories of Mediterranean pines. In, *2nd International Conference on Mediterranean Pines*. Kluwer Academic Publ, Chania, Greece, pp. 53-68.
- TRABAUD, L., 1987 — Fire and survival traits of plants. In Trabaud, L. (Ed.), *The Role of Fire in Ecological Systems*. SPB Academic Publishing, The Hague. pp. 65-89.
- TRABAUD, L., LEPART, J., 1980 — Diversity and stability in garrigue ecosystems after fire. *Plant Ecology* 43, 49-57.
- VESK, P. A., WESTOBY, M., 2004 — Sprouting ability across diverse disturbances and vegetation types worldwide. *Journal of Ecology* 92, 310-320.

VIEDMA, O., MELIÁ, J., SEGARRA, D., GARCIA-HARO, J., 1997 — Modeling rates of ecosystem recovery after fires by using landsat TM data. *Remote Sensing of Environment* 61, 383-398.

VIRTUE, J. G., MELLAND, R. L., 2003 — The environmental weed risk of revegetation and forestry plants. Department of Water, Land and Biodiversity Conservation, Adelaide.

VIVIAN, L. M., CARY, G. J., BRADSTOCK, R. A., GILL, A. M., 2008 — Influence of fire severity on the regeneration, recruitment and distribution of eucalypts in the Cotter River Catchment, Australian Capital Territory. *Austral Ecology* 33, 55-67.

WADE, D. D., JOHANSEN, R. W., 1986 — Effects of fire on southern pine: Observations and recommendations. USDA, For. Serv. Gen. Tech. Rep. SE-41.

WADE, D. D., 1986 — Linking fire behavior to its effects on living plant tissue. In: *Forests, the world, and the profession; Proceedings: Society of American Foresters annual convention; 1986 October 5-8; Birmingham, AL.* Bethesda, MD: Society of American Foresters, 112-116.

WADE, D. D., 1993 — Thinning young loblolly pine stands with fire. *International Journal of Wildland Fire* 3(3), 169-178.

WAGENER, W. W., 1961 — Guidelines for estimating the survival of fire-damaged trees in California. Misc. Pap. No. 60. Berkeley, CA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Forest and Range Experiment Station. 11 p.

WHELAN, R. J., 1995 — *The ecology of fire.* Cambridge University Press, Cambridge.

WRIGHT, H. A., BAILEY, A. W. 1982 — *Fire ecology: United States and southern Canada.* New York: John Wiley & Sons. 501 p.

EFEITOS DO FOGO

IV.

EFEITOS DO FOGO NA FAUNA

RUI MORGADO
FRANCISCO MOREIRA

- 1. Introdução**
- 2. A importância do regime de fogo e das características biológicas das espécies**
- 3. Efeitos do fogo na fauna a curto-prazo**
 - 3.1. Mortalidade e ferimentos
 - 3.2. Fuga
 - 3.3. Atracção
- 4. Efeitos do fogo na fauna a médio/longo prazo**
 - 4.1. Alimento
 - 4.2. Habitat
- 5. Métodos para avaliar o impacto do fogo sobre a fauna**
- 6. Notas finais: implicações para a gestão**

1. Introdução

Na Região Mediterrânica o fogo constitui uma perturbação ancestral associada às características climáticas desta região e à forte presença humana ao longo de milhares de anos. Está, por isso, intimamente ligado à dinâmica dos ecossistemas (e.g. Blondel e Aronson, 1998). A acção do fogo sobre as comunidades animais e vegetais durante milhões de anos constituiu assim, independentemente da sua origem (natural ou humana), não só um importante factor ecológico mas também uma força evolutiva que terá influenciado e moldado estas comunidades. No entanto, se em relação às plantas mediterrânicas existe já bastante informação sobre as suas adaptações ao fogo, em relação aos animais são ainda escassos os exemplos de tais adaptações, existindo, inclusivamente, alguma controvérsia sobre a ideia de adaptação exclusivamente devida ao fogo (e.g. Whelan, 1995).

Os efeitos do fogo sobre a fauna são normalmente agrupados relativamente à sua dimensão temporal. A divisão mais comum separa os efeitos de curto-prazo, também denominados de efeitos directos, imediatos ou agudos, dos efeitos de médio/longo-prazo, também denominados de efeitos indirectos ou crónicos (Figura 1).

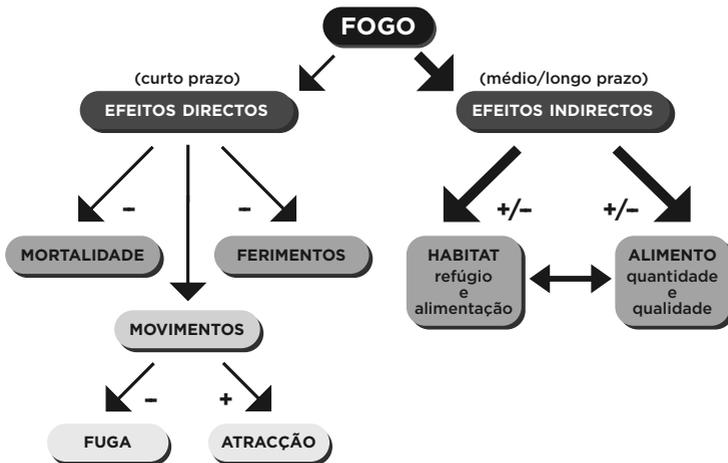


FIGURA 1

Quadro-resumo dos efeitos directos e indirectos do fogo sobre a fauna. Está igualmente assinalada a direcção dos impactos sobre as populações, positivos (+) ou negativos (-). A espessura das setas é proporcional à magnitude do impacto.

Os efeitos de curto-prazo ocorrem durante a fase de combustão propriamente dita e durante a fase de choque pós-fogo, podendo esta última durar até algumas semanas ou meses após o fogo. Por seu lado, os efeitos de médio-longo prazo correspondem à fase de recuperação e podem fazer-se sentir ao longo de vários anos após o fogo.

2. A importância do regime de fogo e das características biológicas das espécies

O regime do fogo constitui, provavelmente o factor com maior influência no efeito do fogo sobre a fauna (Figura 2). Este regime pode ser caracterizado através de uma série de variáveis como sejam a sua intensidade, frequência, época do ano, forma, extensão, heterogeneidade, velocidade de propagação, etc., que se irão reflectir no grau de severidade sobre as populações animais. A importância da frequência de incêndios sobre a fauna é óbvia; incêndios frequentes podem alterar permanentemente a vegetação (e.g. de florista para matos) e assim ter efeitos permanentes nas comunidades animais originais.



FIGURA 2

O regime de fogo, em particular a época, frequência, intensidade, velocidade de propagação e dimensão da área ardida, vão reflectir-se na severidade sobre as populações animais.

Relativamente à intensidade, incêndios de elevada intensidade podem destruir totalmente o habitat e alimentar o de uma espécie, mas após um incêndio de baixa intensidade podem permanecer parcelas não ardidas de vegetação que servem de refúgio para a fauna (Figura 3). Para além disso, incêndios de maior intensidade provocam maiores índices de mortalidade nos indivíduos abrigados ou enterrados no interior da área ardida devido à maior temperatura que atingem (e.g. Prodon, 2000). Bellido (1987), num estudo sobre a mortalidade de invertebrados do solo após fogos de diferentes intensidades numa zona de mato, observou mortalidade nula com baixas intensidades, e mortalidade de todos os invertebrados até 1 cm de profundidade no fogo mais intenso. A dimensão da área ardida é outro factor importante uma vez que determina a distância que animais têm para dispersar quer antes do fogo, quer após o fogo. A época do ano em que ocorre o incêndio pode também determinar o grau de afectação da fauna. Um incêndio de primavera que ocorra durante a época de nidificação de uma espécie de ave, em particular nas espécies que nidificam em arbustos ou no solo, terá muito maior impacto do que um incêndio de outono, quando já não há ninhos, ovos ou crias não voadoras.

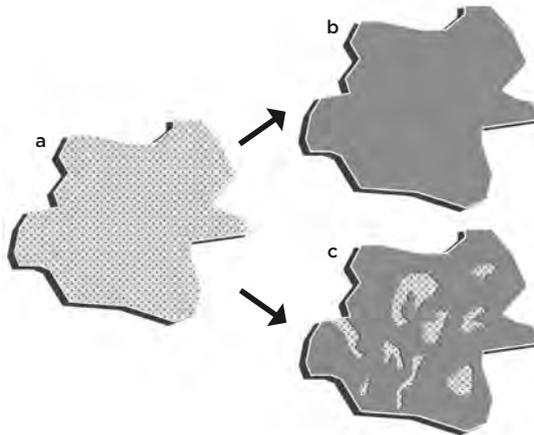


FIGURA 3

Importância da severidade do fogo na fauna. Comparativamente com uma área não ardida (a), um incêndio de elevada severidade destruirá toda a vegetação presente (b), enquanto que um incêndio de baixa severidade permitirá que manchas de vegetação não ardidas permaneçam no interior da área queimada (c). Estas manchas constituem refúgio e áreas de alimentação da fauna.

Este factor pode ser particularmente importante no actual contexto de alterações climáticas que podem antecipar a época de ocorrência de incêndios para o início da Primavera. Por exemplo, no caso da perdiz vermelha (*Alectoris rufa*), uma ave residente de elevado interesse cinegético, verifica-se que a actual época de incêndios que se concentra entre os meses de Junho e Outubro coincide nalgumas áreas com a época de ocorrência de crias não voadoras ou de jovens voadores, o que conduz, inevitavelmente, ao aumento da taxa de mortalidade sobre esta espécie. Além disso, de acordo com os cenários climáticos futuros, a tendência será para a época de fogos se estender no tempo (por exemplo de Abril a Novembro) e agravar ainda mais a situação, ao sobrepor-se com o período de incubação da espécie. A época do fogo pode também influenciar os níveis de mortalidade nos pequenos mamíferos (sobretudo roedores); são de esperar maiores níveis de mortalidade se os fogos coincidirem com as suas estações reprodutoras, devido à destruição dos seus ninhos e crias.

Outro tipo de factores que influenciam o efeito do fogo na fauna dizem respeito às características biológicas das espécies – incluindo os seus hábitos comportamentais, o seu grau de especialização em termos de habitat, a sua posição na cadeia trófica, a sua capacidade de dispersão, etc. É por isso de esperar que existam diferenças no efeito do fogo sobre diferentes grupos de fauna (e.g. mamíferos e aves), ou até, dentro do mesmo grupo faunístico, entre espécies com diferentes características biológicas ou que ocupam diferentes nichos ecológicos (e.g. espécies arborícolas *versus* espécies fossoriais). Espécies com carácter mais especialista tenderão também a sofrer mais impacto do fogo relativamente a espécies mais generalistas, se o habitat ou alimento no qual se especializaram se reduzir ou simplesmente desaparecer. Friend (1993) efectuou uma revisão sobre a resposta ao fogo de pequenos vertebrados (mamíferos, répteis e anfíbios) em 2 habitats da Austrália temperada e encontrou respostas concordantes em espécies com requerimentos semelhantes em termos de abrigo, alimento e reprodução, sugerindo que o impacto do fogo nestas espécies podia prever-se a partir destes seus requerimentos ecológicos.

3. Efeitos do fogo na fauna a curto-prazo

Os efeitos do fogo na fauna fazem-se sentir de forma directa e imediata (Figura 1) e são essencialmente observados ao nível do indivíduo. O efeito mais importante de curto-prazo é a mortalidade. Para além desta, o fogo pode também provocar ferimentos ou levar os animais a efectuar movimentações, que podem variar de simples fugas às damas, até movimentos de emigração ou imigração de maior amplitude. Estes efeitos são geralmente avaliados a partir de estudos/observações efectuadas durante o fogo ou até algumas semanas ou meses após o fogo.

3.1. Mortalidade e ferimentos

A mortalidade constitui o impacto negativo mais óbvio sobre as populações animais. A estimativa da mortalidade devida ao fogo é, no entanto, uma tarefa complexa. Os trabalhos científicos que envolvem a observação directa e contabilização de cadáveres carbonizados em áreas ardidadas são muito escassos, e não existem para a região da Bacia Mediterrânica. Apesar disso, os resultados disponíveis sugerem que, ao contrário do que se poderia pensar, os efeitos de mortalidade e ferimentos atingem geralmente uma pequena proporção das populações afectadas pelo fogo. A maioria dos animais parece resistir, quer fugindo, quer encontrando abrigos no interior da área ardidada. Há no entanto excepções; Hemsley (1967) e Wegener (1984) encontraram milhares de cadáveres de aves carbonizados, pertencentes a cerca de 60 espécies diferentes, em duas regiões da Austrália. Apesar dos números envolvidos, a ausência de outros registos de mortalidade de adultos faz supor que estes fenómenos deverão ser muito pouco frequentes e ocorrer apenas em circunstâncias excepcionais. A morte de mamíferos de grande porte ocorre normalmente associada a fogos de grande dimensão, de elevada velocidade de propagação e que produzem espessas cortinas de fumo. De facto a asfixia (por inalação de fumo) parece ser a principal causa de morte para estas espécies nestas circunstâncias (Singer e Schullery, 1989). A morte por asfixia não é, no entanto, exclusiva deste grupo, tendo sido igualmente registada em mamíferos de pequena dimensão que se refugiaram em abrigos no interior da área ardidada.

As características biológicas das espécies, a disponibilidade de refúgios, e o regime de fogo, particularmente a intensidade e época do fogo, mas

também a sua dimensão, uniformidade, velocidade de propagação e duração, parecem ser os factores determinantes nos níveis de mortalidade e ferimentos observados.

Em relação ao regime de fogo pode dizer-se, genericamente, que fogos mais intensos, mais uniformes, e com maior velocidade de propagação tendem a estar associados a níveis de mortalidade mais elevados.

No que respeita às características biológicas, os efeitos negativos tendem a ser de menor importância em animais com maior capacidade de deslocação (e.g. aves, artrópodes alados, mamíferos de grande porte) ou nos que vivem enterrados no solo ou em tocas (e.g. invertebrados do solo, algumas espécies de micromamíferos), sendo que os animais com menor mobilidade e que vivem na superfície do solo tendem a ser mais afectados (e.g. determinados invertebrados, répteis, anfíbios e micromamíferos). As aves apresentam em geral grande capacidade de deslocação e é, nas fases de cria e de juvenil não voador que o risco de mortalidade pelo fogo é mais elevado. Os mamíferos apresentam, relativamente às aves, uma menor capacidade de deslocação e assim as estratégias relativas à procura de abrigos assumem maior importância. No caso dos micromamíferos, há uma tendência para evitarem o fogo usando refúgios no interior da área ardida, utilizando para isso os seus abrigos habituais (e.g. buracos, tocas, túneis subterrâneos, etc.) ou outros que entretanto encontrem, ou utilizando manchas de vegetação não ardida ou onde o fogo foi menos intenso (e.g. zonas de vegetação mais húmida). Assim, é de esperar que neste grupo o fogo possa ter mais impacto nas espécies que utilizam abrigos mais junto à superfície, relativamente às espécies que utilizam abrigos subterrâneos, como constatou Simons (1991). Os mamíferos de maiores dimensões procuram geralmente locais seguros em parcelas não ardidas no interior da área ardida ou preferencialmente fora da área ardida, o que diminui consideravelmente o seu risco de morte.

Os artrópodes terrestres apresentam uma grande diversidade de características biológicas que dificultam a definição de um padrão típico nos seus níveis de mortalidade. As diferentes espécies de artrópodes terrestres diferem nos seus ciclos de vida e podem ocorrer em diferentes estádios (imaturos ou maturo) quando o fogo se inicia. Para além disso também diferem na sua capacidade de locomoção (e.g. voadores vs. não-voadores) e na selecção de micro-habitats (e.g. solo mais ou menos

profundo, superfície do solo, vegetação). Estes factores interagem ainda com o regime de fogo, o que faz com que os níveis de mortalidade neste grupo sejam muito variáveis. Por exemplo, Bock e Bock (1991) observaram uma redução de 60% na abundância combinada de adultos e ninfas de gafanhotos após um fogo intenso numa pradaria do Arizona. Em contrapartida, Evans (1988) reporta valores de mortalidade de gafanhotos muito reduzidos após fogo controlado primaveril numa pradaria no Kansas (E.U.A.), por que a maioria das espécies ocorria apenas no estado de ovo (enterrado) durante a época do fogo. Para os artrópodes com menor capacidade de locomoção há uma tendência para aqueles que vivem enterrados no solo sofrerem menos impactos do que aqueles que vivem à sua superfície ou sobre a vegetação (Prodon et al., 1987). Durante as épocas mais secas (e.g. o Verão na região mediterrânica) alguns grupos e espécies de invertebrados do solo têm tendência para se refugiar em zonas mais profundas do solo onde existe maior teor de humidade, podendo mesmo estar ou entrar em diapausa, sendo de esperar, por isso, que fogos nestas épocas possam causar menores níveis de mortalidade nestas espécies (Prodon et al., 1989).

Em relação à herpetofauna, existem poucos registos de morte ou ferimento induzidos pelo fogo, ainda que muitos destas espécies, particularmente os anfíbios, apresentem uma mobilidade limitada (Russel et al., 1999). Em relação a estes é possível que o facto de ocuparem normalmente habitats ou micro-habitats aquáticos ou com razoável grau de humidade, e que por tanto ardem menos, possa contribuir para estes resultados (Russel et al., 1999). Para além disso a principal época de fogos na região mediterrânica – o Verão – coincide com a época em que várias espécies de anfíbios se encontram em período de letargia (estivação) face à reduzida humidade atmosférica e temperaturas elevadas. Nesta época os indivíduos adultos refugiam-se normalmente perto de água ou em cavidades no solo, debaixo de pedras, etc., aumentando assim as suas hipóteses de sobrevivência face ao fogo. Esse efeito estará dependente, no entanto, do grau de protecção do seu abrigo e da intensidade do fogo, sendo de esperar que abrigos mais profundos e húmidos, e fogos menos intensos aumentarão as suas probabilidades de sobrevivência. Por outro lado, fogos controlados realizados a seguir às primeiras chuvas outonais, embora de baixa intensidade, podem, eventualmente, causar alguma mortalidade, por coincidirem

com uma das épocas de maior actividade deste grupo (Bury et al., 2002). Os répteis, ao contrário dos anfíbios, encontram-se normalmente activos nos meses de maior calor, que coincidem com o período de fogos. A utilização de cavidades constitui a sua principal defesa em relação à passagem do fogo, sendo também de prever que as espécies que utilizam abrigos com alguma profundidade sejam menos afectadas. Por outro lado, apresentam algumas vantagens em relação aos anfíbios como uma capacidade de locomoção ligeiramente superior, que nalguns casos lhes permitirá fugir à frente da linha de fogo, e uma pele mais seca e escamosa, e portanto mais preparada para resistir à dessecação.

3.2. Fuga

Outra das respostas mais frequentes dos animais ao fogo é a fuga desses locais assim que o fogo é detectado. Muitas espécies voltam rapidamente à área ardida depois do fogo, outras podem abandonar a área durante períodos superiores (até 1 a 2 anos) e algumas podem mesmo não regressar. De um modo geral, pode dizer-se que os diferentes padrões de comportamento de fuga ou emigração observados dependem no imediato da capacidade de locomoção dos vários grupos e espécies, mas principalmente da intensidade do fogo e, particularmente, do grau de alteração/destruição do habitat e/ou recursos alimentares produzido e do período de tempo que estes lhes permitem a recuperar. Este período de regeneração é obviamente muito variável, uma vez que depende das características do fogo, das condições locais, como sejam as condições edáficas e de humidade, e também da variação climática após o fogo. A forma e uniformidade do fogo podem também influenciar estes comportamentos para algumas espécies, uma vez que durante o período de ausência da área ardida, as manchas de vegetação não ardida quer no interior da área ardida, quer fora, são fortemente seleccionadas como locais de refúgio das chamuscas e muitas vezes como locais de permanência até regeneração do seu habitat.

A maioria das aves abandonam o seu habitat enquanto está a arder para evitar ferimentos mas muitas regressam após algumas horas ou dias. O seu regresso pode estar relacionado com as reduzidas alterações estruturais no habitat (e.g. a ves-flor está relativamente a fogo de baixa intensidade), com o aproveitamento da alteração do habitat produzida pelo fogo, ou pura e simplesmente devido à sua fidelidade à área (*site*

fidelity). Este efeito comportamental de *site fidelity*, relacionado com a associação das aves à sua área vital e locais de alimentação familiares, tem sido evocado por vários autores para justificar a permanência de certas espécies de aves em áreas onde o seu habitat foi bastante alterado pelo fogo e, nalguns casos, a sua adaptação a essas novas circunstâncias (e.g. Pons, 1998). Para outras espécies de aves, no entanto, o abandono pode ser mais alargado ou mesmo definitivo devido ao facto do habitat já não providenciar a estrutura ou o alimento que requerem para sobreviver e se reproduzirem. Izhaki e Adar (1997), por exemplo, estudando a sucessão da comunidade de aves não-reprodutoras num pinhal ardido em Israel, referem o abandono da área por parte de algumas espécies durante os primeiros dois anos após o fogo e o seu progressivo regresso no período de 3 a 5 anos pós-fogo.

Relativamente aos mamíferos, os animais de grande porte e de grande mobilidade parecem ser capazes de se mover rapidamente para as manchas de habitat não queimado, preferencialmente fora da área ardida. Existem também observações de movimentações de grandes mamíferos através da linha de fogo para as áreas já ardidas (e.g. Christensen, 1980). O comportamento territorial ou a familiaridade com as áreas que entretanto arderam têm sido apontados como uma das possíveis explicações para este fenómeno. Os micromamíferos tendem a procurar refúgio no interior da área ardida, por exemplo em zonas de vegetação que não arderam, e aí tentar sobreviver à passagem do fogo. Newsome et al. (1975), por exemplo, reportam a ocorrência de micromamíferos após o fogo em manchas de vegetação mais húmida associada a linhas de água, e portanto não ardida, e La wrence (1966) registou também a sobrevivência de micromamíferos em arrifes rochosos no interior de uma zona de mato (chaparral) percorrida por um fogo. Logo após o fogo muitas espécies de micromamíferos também podem abandonar as áreas ardidas. As razões apontadas para este fenómeno incluem a diminuição da protecção contra predadores, diminuição da disponibilidade de alimento e maior interacção entre indivíduos (Vacanti e Geluso, 1985). O período de ausência da área ardida e de restabelecimento das densidades pré-fogo pode ser muito variável, dependendo principalmente da intensidade e severidade do fogo.

A importância potencial da fuga ao fogo das populações animais está bem ilustrada nos estudos de gafanhotos acridídeos na savana africana (Gillon, 1972), onde indivíduos adultos foram observados a abandonar a área à frente da linha de fogo. Gandar (1982) verificou o mesmo padrão de forma indirecta. Este autor observou que após o fogo a densidade de gafanhotos aumentou fortemente nos blocos de vegetação não ardida, ao mesmo tempo que a espécie desapareceu praticamente da área ardida, evidenciando um movimento de indivíduos da zona ardida para zonas não ardidas. Alguns dias após o fogo começou a verificar-se um movimento gradual de indivíduos no sentido inverso (isto é, das áreas não ardidas para a área ardida), acompanhando o desenvolvimento da vegetação, e cerca de 4 meses após o fogo as densidades nas duas áreas eram de novo semelhantes.

3.3. Atracção

Os animais podem ser também atraídos pelo calor, chamas ou fumo durante a fase de combustão, ou pelas áreas recentemente ardidas. Várias espécies aumentam a sua abundância durante alguns dias ou semanas nestas áreas. O principal motivo destas deslocações para áreas queimadas está relacionado com o aumento temporário da disponibilidade de recursos alimentares, quer em termos quantitativos, quer em termos qualitativos (Figura 4). É de esperar que este comportamento seja mais frequente em espécies com maior capacidade de dispersão (e.g. artrópodes alados, aves, mamíferos de grande porte), que podem assim rapidamente colonizar/explorar estas áreas. A relação entre os padrões de atracção e o regime de fogo é complexa, uma vez que depende essencialmente do efeito do fogo no ecossistema, que por sua vez pode influenciar os padrões de atracção de diferentes grupos ou espécies. Por exemplo, um fogo muito severo, que provoca a destruição de toda a vegetação existente, pode atrair menos insectos do que um fogo de severidade média, e consequentemente vai atrair também menos aves insectívoras. Por outro lado este tipo de incêndios pode aumentar a disponibilidade alimentar (e.g. carcaças de animais queimados) e a acessibilidade a esse alimento para predadores oportunistas ou necrófagos.

Existem vários casos de espécies de aves que são atraídas para a frente de chamas ou para as áreas recentemente ardidas, e que, em muitos casos,

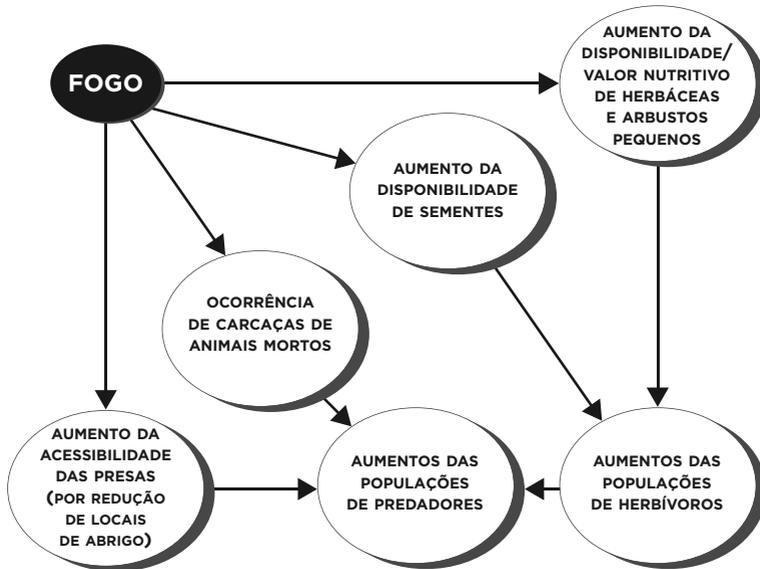


FIGURA 4

Esquema do impacto positivo do fogo sobre os recursos alimentares para a fauna.

umentam a sua abundância durante os dias ou semanas que sucedem ao fogo. As aves de rapina e necrófagas são normalmente atraídas para estas áreas devido à maior abundância de alimento ou à sua maior exposição. Parker (1974) refere importantes concentrações de aves de rapina e necrófagas durante o fogo, e o seu uso de áreas recém ardidadas para caçar, em duas regiões dos Estados Unidos da América. Gillon (1972) observou várias espécies de aves de rapina a alimentar em-se de insectos (gafanhotos, grilos) que voavam à frente da linha de fogo, na savana africana. Smallwood et al. (1982), durante um fogo em pastagens na Flórida, observaram garças-boeiras (*Bubulcus ibis*) e peneiros americanos (*Falco sparverius*) a alimentarem-se igualmente junto às chamas. Aparentemente a garça-boeira era atraída quer por pequenos vertebrados, quer por invertebrados, enquanto que o peneiro predou quase exclusivamente insectos que surgiam da frente de fogo.

As espécies de aves tipicamente insectívoras também tiram partido da maior abundância momentânea de invertebrados nas áreas ardidadas. É o caso, por exemplo, dos pica-paus, que podem ocupar estas áreas, quer

imediatamente após o fogo quer nas semanas seguintes (e.g. Schardien e Jackson, 1978). Este comportamento parece estar relacionado com a maior disponibilidade de invertebrados associados aos troncos das árvores queimadas (e.g. Schardien e Jackson, 1978). Para além disso, é também possível que a maior detectabilidade de alguns insectos após o fogo, devido à perda das suas vantagens crípticas (e.g. insectos verdes num fundo negro), possa também conduzir à atracção de aves insectívoras para estas áreas. De forma análoga, algumas espécies de aves granívoras podem também utilizar as áreas recém ardidadas face à maior abundância de sementes no solo (e.g. sementes caídas durante e após o fogo) e à sua maior acessibilidade. Izhaki e Adar (1997) por exemplo, referem que a maior acessibilidade às sementes, por remoção do coberto vegetal, parece ter sido o principal factor responsável pela ocupação de uma área recém ardidada por aves granívoras (e.g. tentilhão *Fringilla coelebs* e pombo-das-rochas *Columba livia*) em Israel, enquanto que Thibault e Prodon (2006) reportam que o aparecimento de grande número de aves granívoras imediatamente após o fogo, numa floresta de pinheiro na Córsega (França), esteve relacionada com a grande quantidade de sementes de pinheiro que passaram a estar disponíveis devido à abertura dos cones por acção do calor.

Tal como no caso das aves, também os mamíferos predadores podem tirar partido da disponibilidade ou acessibilidade temporária de recursos alimentares no pós-fogo. Por exemplo, na Califórnia os pumas (*Felis concolor*) parecem ser atraídos para os limites das áreas ardidadas onde os cervídeos tendem a concentrar-se (Quinn, 1990). Também as espécies de mamíferos herbívoros, desde os micromamíferos até aos mamíferos herbívoros de grande porte, são atraídos no curto-prazo para estas áreas por razões alimentares, nomeadamente em resposta à rápida regeneração da vegetação herbácea em locais anteriormente ocupados por outro tipo de vegetação. Este efeito está bem documentado em mamíferos de grande mobilidade como é o caso de marsupiais macrópodes na Austrália ou dos ungulados em África e na América do Norte (e.g. Oliver et al., 1978; Shaw e Carter, 1990). Para além disso, o valor nutritivo da vegetação herbácea em regeneração após o fogo é frequentemente superior ao de vegetação não queimada (Hobbs et al., 1991).

Alguns dos fenómenos de imigração pós-fogo mais interessantes são protagonizados pelos insectos, que são atraídos para estas áreas por

diferentes estímulos, incluindo o calor, o fumo, níveis elevados de dióxido de carbono. De entre estes, destacam-se algumas espécies de coleópteros perfuradores do tronco de árvores das famílias *Buprestidae* ou *Scolytidae*, que seleccionam as árvores hospedeiras (neste caso árvores queimadas) mediante sinais visuais, tácteis e químicos (Raffa e Berryman, 1983), onde depois depositam os seus ovos, de forma a garantir alimento para as suas larvas. O facto destas espécies terem frequentemente várias gerações por ano, e de constituírem também vectores de fungos, muitos dos quais patogénicos e agentes responsáveis pelo aparecimento de doenças, torna-os num dos grupos de insectos mais nocivos para as essências florístas e especialmente para as resinosas, onde podem nalgumas situações tornar-se verdadeiras pragas.

4. Efeitos do fogo na fauna a médio/longo prazo

Os efeitos do fogo na fauna a médio/longo-prazo fazem-se sentir de forma indirecta, através de alterações na vegetação, nomeadamente na sua composição específica, produtividade e estrutura, que por sua vez afectam, de forma positiva ou negativa, a disponibilidade de alimento e o habitat ou microhabitat das espécies presentes (e.g. qualidade de refúgios ou de locais de nidificação) (Figura 1). Estes efeitos são geralmente observáveis ao nível populacional (isto é, na população de determinada espécie) ou ao nível da estrutura das comunidades (e.g. riqueza específica ou abundância relativa das várias espécies) nos anos seguintes ao fogo. Os estudos que abordam esta temática tipicamente requerem uma de duas estratégias metodológicas: **a)** um programa de investigação de longo prazo (abordagem diacrónica), em que se faz um acompanhamento da situação através de monitorização regular (por exemplo anual) ou, **b)** o uso de uma crono-sequência – uma série de locais preferencialmente semelhantes em todas as características excepto no tempo decorrido desde o fogo (abordagem sincrónica). Desta forma utiliza-se a variabilidade no espaço como um substituto do factor tempo. Uma característica comum à maioria destes estudos consiste no facto de apenas caracterizarem as respostas das populações ou comunidades de fauna ao fogo e não isolarem os mecanismos exactos através dos quais o fogo exerce essas respostas (e.g. mortalidade, movimento de indivíduos, etc.).

4.1. Alimento

Anteriormente foram já focados alguns exemplos de como o aumento da qualidade e quantidade de recursos alimentares podem conduzir à atração de animais à área ardida no curto-prazo (geralmente num período de tempo de horas a poucos meses). No presente subcapítulo o impacto da disponibilidade alimentar nos animais é analisada a uma escala temporal mais alargada, e focando-se nos seus efeitos ao nível das populações e das comunidades. O efeito do fogo sobre o alimento é provavelmente o aspecto mais estudado da relação entre o fogo e a fauna. Este efeito pode ser positivo ou negativo conforme aumenta ou diminui a disponibilidade ou qualidade do alimento para determinado grupo ou espécie a médio/longo prazo. As características desse efeito vão depender principalmente do grupo faunístico ou espécies consideradas e respectivos hábitos alimentares. O regime de fogo, particularmente a época e frequência do fogo e a sua relação com o ecossistema em causa vão ter também enorme influência na resposta da vegetação e logo na quantidade ou qualidade de alimento disponível. A severidade do fogo e consequente heterogeneidade são outros factores que podem influenciar fortemente os efeitos do fogo no alimento.

No que respeita às aves insectívoras, a abundância de insectos imediatamente após o fogo pode aumentar, diminuir ou manter-se. A subsequente regeneração da vegetação após o fogo geralmente resulta num rápido incremento das populações de insectos, que beneficiam a médio prazo este grupo. Hutto (1995), por exemplo, num estudo realizado na região norte das Montanhas Rochosas (Estados Unidos) observou que 15 espécies de aves – maioritariamente insectívoras que se alimentam nos troncos das árvores – eram geralmente mais abundantes em áreas de floresta recentemente ardidas (1 a 2 anos) comparativamente com qualquer outro tipo habitat existente na mesma região, devido à maior disponibilidade de alimento nesses locais. As aves granívoras, por seu lado, frequentemente tiram partido do aumento da produção de sementes no primeiro ano após o fogo (e.g. Izhaki e Adar, 1997). No entanto a importância de um recurso alimentar não depende apenas da sua abundância mas também da sua acessibilidade ou detectabilidade. Isto diz respeito quer aos invertebrados (vivos ou mortos), quer às sementes, que podem estar mais acessíveis durante

alguns meses após o fogo. O fogo pode também favorecer várias espécies de aves rapina através da maior acessibilidade e facilidade de detecção das presas (e.g. micromamíferos), devido à redução de locais de refúgio. Lawrence (1966), por exemplo, detectou um forte incremento na abundância de aves predadoras após o fogo no chaparral californiano, que durou vários anos.

No caso dos mamíferos, um dos efeitos positivos mais conhecidos do fogo sobre o alimento consiste na sua contribuição para o aumento, a curto/médio prazo, na produtividade, disponibilidade e valor nutritivo de herbáceas e arbustos, que pode levar a um aumento das populações de mamíferos herbívoros (e.g. Hobbs et al., 1991). O aumento potencial deste grupo é, no entanto, parcialmente controlado pela severidade do fogo e estrutura espacial dos habitats na área queimada. Ivey e Causey (1984), por exemplo, mostraram que as populações de cervo-de-cauda-branca (*Odocoileus virginianus*) podem tirar partido da disponibilidade de zonas ardidas para se alimentar em desde que exista alguma vegetação não ardida que sirva de refúgio.

O fogo pode ainda favorecer as espécies de predadores (aves e mamíferos) de forma indirecta através do aumento das populações de herbívoros acima mencionada. Lehman e Allendorf (1989), num estudo conduzido no estado do Novo México (E.U.A.), reportam um aumento do número de águias-reais (*Aquila chrysaetos*) numa área ardida nos meses após o fogo e associam-no ao aumento das populações de micromamíferos que acompanham o crescimento da vegetação herbácea. O incremento das populações de grandes herbívoros nas áreas ardidas também parece beneficiar algumas populações de grandes mamíferos carnívoros (e.g. lobos, ursos) e o uso do fogo tem sido, inclusivamente, recomendado nalguns casos como medida de gestão para melhoramento do habitat destas espécies.

A falta de alimento é também muitas vezes avançada para explicar o decréscimo observado nalgumas populações logo após o fogo. Prodon et al. (1984) referem que os recursos alimentares parecem ser um factor limitante para as aves e mamíferos no primeiro Inverno após o fogo, embora sublinhem que as variações são complexas. Lawrence (1966), por exemplo, verificou que o roedor *Peromyscus truei* evidenciou uma redução significativa da sua condição corporal durante o primeiro ano após um fogo, como resultado da diminuição dos seus recursos alimentares, recuperando depois gradualmente a partir desse momento.

Ainda neste contexto, é de salientar o facto de algumas espécies terem a capacidade de alterar a sua dieta, como resposta ao fogo, como foi verificado em espécies de mamíferos marsupiais na Austrália e nalgumas espécies de primatas na ilha do Bornéu (Sudeste asiático), que deixaram de se alimentar de flores e frutos, inexistentes após o fogo, e passaram a alimentar-se de material foliar e herbáceo, e de larvas de borboletas e de insectos perfuradores da madeira.

4.2. Habitat

De uma forma geral, o fogo, através da sua acção na estrutura da vegetação, pode criar ou destruir habitats favoráveis a uma dada espécie ou grupo de espécies. O efeito do fogo no habitat vai depender das características do fogo (intensidade, heterogeneidade, frequência, etc.), do grupo faunístico ou espécies consideradas e respectivos requerimentos ecológicos, e também do ecossistema considerado. Este efeito pode variar também para um dado grupo ou espécie em função do tempo decorrido após o fogo.

Em geral, o padrão de alteração das comunidades após um incêndio de grande severidade reflecte-se num aumento das espécies associadas a zonas abertas, depois do fogo, e a sua progressiva substituição por espécies típicas de matos e depois floresta (Figura 5).

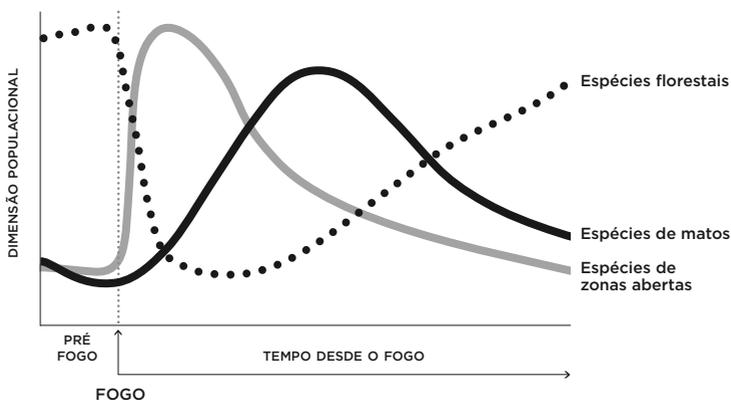


FIGURA 5

Resposta das populações de espécies florestais, de matos e de zonas abertas a um incêndio em floresta.

Em termos de abundância e diversidade de espécies, é geralmente numa primeira fase após o fogo que estes parâmetros atingem os valores máximos, devido ao aumento da abundância de espécies típicas de zonas abertas e de orlas. Numa segunda fase, que corresponde à fase de transição para as espécies que ocorrem associadas ao estrato florestal, os valores desses parâmetros são mínimos, voltando depois a aumentar para níveis próximos dos existentes antes da perturbação causada pelo fogo (Oliver et al., 1998). Frequentemente, diferentes espécies características de diferentes nichos ou habitats vão-se sucedendo de acordo com a transformação estrutural da floresta, evidenciando uma marcada variação inter-específica na resposta das espécies ao fogo.

O fogo normalmente afecta as comunidades de aves através de alterações provocadas no seu habitat, durante vários anos (e.g. White et al., 1999). Num estudo realizado em França, Prodon et al. (1989) analisaram a evolução da comunidade de aves de sobreirais após incêndio ao longo de 10 anos e identificaram uma série de padrões, respeitantes sobretudo à evolução da composição da comunidade, que podem utilizar-se como indicadores para outras florestas do Mediterrâneo: **i**) apesar de sempre difícil de quantificar a mortalidade esta foi, aparentemente, escassa; **ii**) logo após o fogo (e sobretudo durante o primeiro Inverno) verifica-se uma redução da abundância de aves; **iii**) as aves nidificantes no estrato arbustivo desaparecem mais ou menos completamente após o primeiro ano e regressam no segundo associadas à regeneração da vegetação. Aumentam depois progressivamente até atingirem abundâncias iniciais (4 anos e seguintes); **iv**) um grupo de espécies associadas a meios abertos (e.g. *Lullula arborea*, *Miliaria calandra*, *Alectoris rufa*) pode instalar-se no sobreiral arduido num curto período de 1 a 3 anos, mas abandonam progressivamente a área com o desenvolvimento da vegetação; **v**) do mesmo modo espécies típicas de espaços semi-abertos ou bosques descontínuos (e.g. *Lanius senator*, *Oriolus oriolus*, *Carduelis chloris*) podem ser mais ou menos comuns durante alguns períodos da sucessão; **vi**) um certo número de aves tipicamente florestais (chapins, pica-paus, trepadeiras, tentilhões) que ocorriam antes do fogo são sempre observadas nos anos seguintes. Capazes de se adaptar à transformação brutal do seu meio, mostram também uma forte associação aos seus territórios de reprodução e vêm instalar-se durante a primeira Primavera após o fogo; **vii**) apenas um número muito reduzido de espécies

desaparece como nidificante após 10 anos (*Regulus ignicapillus*, *Erithacus rubecula*). Os autores salientam que a rápida regeneração pós-fogo da folhagem do sobreiro pode influenciar alguns resultados e deve ser tida em conta quando comparada com outros povoamentos.

Relativamente à riqueza específica, Prodon et al. (1987), ainda em floresta de sobreiro, observaram uma marcada redução neste parâmetro imediatamente após o fogo, mas o seu regresso a níveis semelhantes aos da área não ardida, de controle, em cerca de 6 meses. No entanto, este padrão de variação de diversidade após o fogo pode ser muito variável de região para região (Whelan, 1995). Na verdade, nalguns casos a riqueza específica pós-incêndio aumenta, noutros casos pode nem sequer se alterar e as principais alterações ocorrerem ao nível das abundâncias relativas.

O regime de fogo é outro factor que influencia o padrão de resposta das diferentes populações ou comunidades de aves ao fogo. Pons (2000) efectuou uma comparação dos trabalhos desenvolvidos na região da Europa mediterrânica sobre a resposta das comunidades de aves ao fogo e mostra que fogos mais intensos produzem mais alterações na estrutura das comunidades de aves do que fogos menos intensos (e.g. fogos controlados), facto que poderá estar relacionado com as maiores alterações na estrutura e composição da vegetação produzidas pelos primeiros. Esta ideia é reforçada pelo trabalho de Moreira et al. (2003), que estudaram o efeito do fogo-controlado na estrutura da vegetação e na comunidade de aves nidificantes em povoamentos jovens de pinhal-bravo (Caixa 1).



CAIXA 1 A SEVERIDADE DO FOGO DETERMINA O GRAU DE AFECÇÃO DAS COMUNIDADES

Moreira et al. (2003) estudaram o efeito do fogo controlado sobre as comunidades de aves florestais em povoamentos de pinheiro-bravo (*Pinus pinaster*) do Minho. O efeito destas queimas na estrutura da vegetação foi visível sobretudo ao nível dos estratos herbáceo e arbustivo (Figura 6). Devido à baixa severidades destes fogos, estes autores verificaram que o fogo controlado afectou temporariamente a abundância de aves (Figura 6) mas não de todos os grupos. Apenas as espécies nidificantes no solo ou nos matos sofreram um impacto temporário, devido à redução do estrato herbáceo e arbustivo, mas não foi registado qualquer efeito do fogo controlado na abundância de espécies nidificantes nas copas das árvores, ou na diversidade total de espécies.

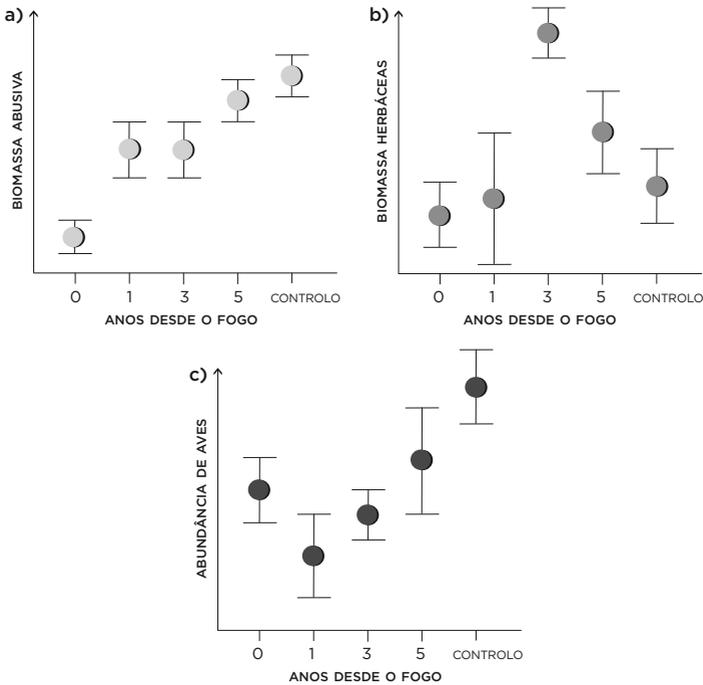


FIGURA 6

a) e b): Efeitos do fogo controlado na estrutura da vegetação (cobertura por arbustos e herbáceas). No caso dos arbustos, o grau de desenvolvimento 5 anos após a queima é semelhante ao de parcelas controlo (sem fogo). Nas herbáceas, o pico de abundância é registado 3 anos após a queima. **c):** Efeitos do fogo controlado na abundância de aves. Cinco anos após o fogo, a abundância é próxima da das parcelas controlo. Adaptado de Moreira et al. (2003).

O efeito do fogo sobre as comunidades de aves também depende de velocidade de regeneração do ecossistema considerado, e da sua taxa de regeneração. De um modo geral pode dizer-se que em fogos em áreas dominadas por coberto herbáceo as comunidades de aves tendem a restabelecer a estrutura e composição pré-fogo até 3 anos após o fogo. Em zonas de mato as comunidades estão geralmente em mudança até se atingir o coberto arbustivo original, o que pode levar até 20 anos. Em florestas, o fogo de superfície usualmente altera as comunidades de aves apenas por 1 ano, enquanto que fogos de substituição podem alterá-las por 30 anos ou mais. No entanto, existe uma grande variabilidade nestes padrões.

É de salientar o facto de algumas espécies de aves poderem alterar os seus comportamentos face à alteração do seu habitat, por exemplo através da alteração do comportamento de nidificação, ao seleccionarem diferentes substratos de nidificação e diferentes posições num substrato que foi alterado pelo fogo, ao longo da sucessão pós-fogo.

Por último, alguns trabalhos sugerem que o fogo pode favorecer algumas espécies de aves, em particular as que dependem de habitats abertos como os criados por actividades agrícolas (Caixa 2). Brotons et al. (2005) analisaram os padrões de colonização de áreas ardidas na Catalunha (Espanha) por aves típicas de zonas abertas e verificaram que a ocupação dessas áreas pelas espécies estudadas se baseava em dispersões de curta distância a partir de áreas-fonte próximas, evidenciando a importância da heterogeneidade da paisagem e o seu papel na dinâmica das populações destas espécies.



CAIXA 2

O FOGO PODE CONTRIBUIR PARA A BIODIVERSIDADE

Recentemente têm sido desenvolvidos um número crescente de trabalhos sobre a resposta das comunidades de fauna (principalmente aves) ao fogo considerando escalas espaciais mais alargadas. Ao contrário dos trabalhos sobre a sucessão de espécies após o fogo num determinado povoamento ou habitat (escala local), aqui é validado o impacto do fogo na fauna através do seu impacto na paisagem. Com esta abordagem são introduzidos conceitos como heterogeneidade, corredores ecológicos, fragmentação de habitats, etc., que são hoje reconhecidos como elementos tão determinantes para a ocorrência e abundância de espécies de fauna como os factores que operam a escalas mais reduzidas (e.g. factores de ordem local). Para além disso alguns animais têm requerimentos ecológicos em termos de habitat que incluem diferentes elementos a diferentes escalas, necessitando, por exemplo, de diferentes habitats para abrigo/nidificação e alimentação (e.g. algumas aves de rapina). Como exemplo deste tipo de estudos pode citar-se o trabalho de Moreira et al. (2001), que teve como objectivo avaliar até que ponto a alteração da paisagem, o fogo e a sua interacção, poderão ter afectado as populações de aves nidificantes numa região minhota, nos últimos 40 anos. Para tal foi reunida informação sobre a evolução do uso do solo durante o período 1958-1995 e, paralelamente, recolhida informação sobre a abundância e diversidade de aves em 6 categorias de uso do solo nessa mesma área. Como primeiro resultado, estes autores verificaram que a diversidade de aves era superior em áreas agrícolas, mínima em zonas de matos e intermédia em zonas de floresta (Figura 7). Num contexto de abandono de práticas agrícolas tradicionais, seria de esperar uma redução na diversidade avifaunística. Por outro lado, os fogos florestais, ao promoverem a transformação de florestas em habitats com características de matos, tenderão também a diminuir a diversidade de aves.

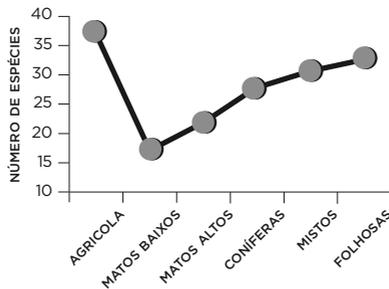


FIGURA 7

EM CIMA: Número de espécies de aves associadas a diferentes tipos de uso do solo numa região do Minho. PÁGINA SEGUINTE: Espécies de aves associadas a zonas florestais, agrícolas, matos altos e matos baixos (a partir de uma análise de correspondências). As espécies especializadas num dado tipo de uso do solo estão assinaladas a negro. (Adaptado de Moreira et al. 2001).





A composição da comunidade de mamíferos ao longo do período pós fogo vai variar, à semelhança das aves, em função dos requerimentos ecológicos das diferentes espécies envolvidas. Relativamente à região da Europa mediterrânica e aprofundando o nível de análise, neste caso sobre os micromamíferos – o grupo de mamíferos mais estudado no âmbito destas questões, podem citar-se os trabalhos de Fons et al. (1993) que monitorizaram a dinâmica populacional da comunidade de micromamíferos de uma floresta de sobreiro da Catalunha (Espanha) nos primeiros 6 anos após o fogo, de Arrizabala et al. (1993) que efectuaram investigação semelhante mas para florestas de pinheiro e azinheira por um período de 3 anos, também na Catalunha. Estes autores mostram que as espécies presentes

responderam ao fogo de modo diverso. A velocidade de recolonização dependeu, de acordo com a espécie, da capacidade de dispersão, reprodução, estratégias demográficas e particularmente do nicho ecológico. Tipicamente os principais padrões observados na sucessão de micromamíferos nos estudos realizados na Bacia Mediterrânea envolvem: **i**) uma baixa densidade de micromamíferos imediatamente após o fogo devido possivelmente à mortalidade e limitações alimentares, **ii**) uma crescente expansão após o fogo das populações de roedores não florestais (e.g. *Mus* sp.), que normalmente não existem ou são relativamente raros em áreas não ardidas e evidenciam assim um comportamento oportunístico; **iii**) o posterior decréscimo em abundância das populações de *Mus* sp., um ou vários anos após o fogo, acompanhando a expansão e o pico de abundância de roedores florestais omnívoros (e.g. *Apodemus sylvaticus*), **iv**) o reaparecimento dos insectívoros (e.g. *Crocidura russula*). Os insectívoros são muitas vezes as espécies menos resistentes, desaparecendo imediatamente após o fogo e ausentando-se por vezes por períodos longos, até a camada de folhada e fauna insectívora associada regenerar. A ocupação por parte dos roedores parece ser influenciada principalmente pela evolução da estrutura da vegetação pós-fogo e sua relação com os diferentes requisitos ecológicos destas espécies (e.g. presença ou não de árvores, arbustos e herbáceas; abundância e tipo de plântulas e sementes; etc.), e também pelas suas estratégias de dispersão. Em relação, por exemplo, a *Apodemus sylvaticus*, na fase de colonização a estrutura da população encontra-se desequilibrada com mais machos que fêmeas. A maior aptidão dos machos para efectuar dispersões sugere que a colonização das áreas ardidas se faz sobretudo a partir de zonas vizinhas não ardidas (e.g. Prodon et al., 1989).

Em termos gerais, os resultados ao nível da comunidade de mamíferos obtidos em vários ecossistemas apontam para um aumento da riqueza específica e das abundâncias a curto-prazo (cerca de 2-3 anos após o fogo), que pode estar associado à grande produtividade da vegetação alguns meses a partir do fogo (rebentos, plântulas, plantas anuais), a substituição do material queimado por vegetação verde e fresca e possivelmente mais nutritiva, bem como a maior disponibilidade de insectos e sementes (e.g. Prodon, 2000). Posteriormente, há uma tendência para esses parâmetros diminuírem com o aumento da complexidade estrutural da vegetação que ocorre ao longo da sucessão pós-fogo.

Relativamente à influência do regime de fogo, e focando ainda nos micromamíferos, os estudos existentes sugerem que as alterações ao nível da comunidade ou ao nível de determinadas espécies produzidas pelos fogos menos intensos, designadamente fogos controlados, são poucas e significativas (e.g. Ford et al., 1999). Existe também alguma evidência de que a estratégia de recolonização da área ardida por parte destas espécies varie em função da intensidade do fogo, com fogos menos intensos, que originam um mosaico mais heterogéneo de áreas queimadas e não queimadas, a proporcionarem uma estratégia de recolonização a partir de refúgios no interior da área ardida (hipótese do refúgio) e os fogos mais intensos a obrigar a estratégias de recolonização sobretudo por migração de áreas adjacentes (Prodon et al., 1987; Fons et al., 1993).

Em relação à herpetofauna os estudos são mais escassos, embora haja algumas evidências de que a alteração na estrutura dos habitats ou microhabitats possa influenciar este grupo. Relativamente a répteis, Simovich (1979), num trabalho realizado numa área de chaparral na América do Norte, mostrou que as populações pós-fogo evoluíram de acordo com a estrutura da vegetação. As espécies mais típicas de áreas abertas aumentaram ligeiramente nos primeiros três anos após o fogo, enquanto que as espécies que usavam ou toleravam vegetação mais densa diminuíram, mas não desapareceram. A abundância de répteis foi mais elevada nas áreas recentemente ardidas, comparativamente com áreas controle. Os anfíbios, por seu lado, estão muito associados à camada húmida de manta morta que se acumula sobre o solo e, logo, o efeito do fogo nas suas populações será tanto maior quanto maior for a intensidade e a frequência da destruição desse seu microhabitat. Outros possíveis efeitos indirectos do fogo nas populações ou comunidades de anfíbios estão relacionados com a alteração física (alteração do substrato) e/ou química (aumento das concentrações de nutrientes – e.g. fósforo, nitratos) dos habitats aquáticos de que dependem, devido aos fenómenos de erosão, lixiviação e sedimentação pós-fogo; a alteração do regime hídrico; ou alterações nas populações de invertebrados; sendo que nem todos são negativos (Pilliod et al., 2003). A intensidade do fogo parece constituir um factor determinante na dimensão dos efeitos do fogo sobre a herpetofauna, existindo vários trabalhos que mostram que muitas populações de herpetofauna não parecem afectadas por fogos de baixa intensidade (e.g. Ford

et al., 1999; Russel et al., 1999). Existem também evidências de que em determinadas condições o fogo pode até contribuir para o aumento das populações de herpetofauna. Por exemplo o fogo em zonas húmidas isoladas, pode favorecer algumas das espécies de herpetofauna aquática ou semi-aquática, ao aumentar a área de água aberta e melhorar a estrutura da sua vegetação (Russel et al., 1999).

Os invertebrados constituem um grupo muito diverso. Há desde logo uma grande diversidade de grupos e espécies com diferentes requerimentos ecológicos. Depois, as populações de invertebrados das diferentes espécies exibem também uma grande variabilidade quer no tempo, quer no espaço, o que dificulta a sua amostragem para efeitos comparativos. Para além disso, frequentemente, as metodologias utilizadas para estimar as abundâncias ou densidades deste grupo são também muito diversas e muitas vezes inadequadas. Face a todos estes constrangimentos, a variação nas populações e comunidades de invertebrados ao longo da sucessão pós-fogo resulta extremamente diversa e não facilmente uniformizável. No entanto, em geral, pode dizer-se que as abundâncias de muitas espécies de invertebrados diminuem depois do fogo mas podem recuperar rapidamente. As características biológicas das espécies, o seu habitat, e as características do fogo irão determinar a natureza precisa do declínio e a subsequente recuperação da população.

A redução da camada de manta-morta, que ocorre após o fogo, tem efeitos marcados nos invertebrados do solo e manta-morta. É possível que os invertebrados da manta-morta recuperem mais lentamente e as abundâncias iniciais, pois o fogo induz mais alterações físicas e químicas neste micro-habitat, através da remoção de pequenos ramos e folhas e respectiva simplificação do habitat, comparativamente com a camada inferior do solo (e.g. Prodon et al., 1987). Springett (1976), comparando as abundâncias de invertebrados da manta-morta antes e após um fogo-controlado em florestas de eucalipto na Austrália, reporta o desaparecimento de cerca de 50% destas espécies e a redução de até 25% na abundância de algumas delas. Relativamente à recuperação das populações, alguns autores sugerem que a fauna invertebrada do solo e manta-morta não chega a atingir os níveis pré-fogo por um período de cerca de 5 anos, enquanto que outros sugerem que o regresso a esses níveis se faz mais rapidamente (Whelan 1995). Já Prodon et al. (1989), no âmbito de um

estudo sobre o impacto dos incêndios nas comunidades de fauna de sobreiros em França, estima numa vintena de anos o tempo necessário para a fauna edáfica (solo e manta-morta) se restabelecer completamente após fogo na região Mediterrânica.

O regime de fogo também parece ter uma forte influência na resposta das populações e comunidades de invertebrados ao fogo. À semelhança do que acontece com os restantes grupos de fauna, há uma tendência para fogos mais intensos provocarem mais impacto que fogos de menor intensidade. Existem também evidências de que as características espaciais do fogo também influenciam a resposta deste grupo. Whelan e Main (1979), por exemplo, compararam a recuperação das populações de gafanhotos acridídeos no mesmo local após fogos de diferentes características e verificaram que a recuperação foi muito mais rápida face a um fogo espacialmente menos extenso e de contorno mais irregular, comparativamente com um fogo espacialmente extenso e uniforme. Na área ardida mais extensa, os mesmos autores encontraram ainda diferenças significativas entre a recuperação da espécie junto ao centro geográfico dessa área, onde a recuperação 6 meses após o fogo foi quase nula, e as áreas de orla do fogo, onde a espécie recuperou cerca de 30% dos seus efectivos após igual período.

5. Métodos para avaliar impacto do fogo sobre a fauna

A avaliação do impacto do fogo sobre a fauna pode ser efectuada através de métodos directos ou indirectos, ambos apresentando vantagens e desvantagens. Frequentemente, a informação que ambos fornecem apresenta limitações, nomeadamente em relação à sua extrapolação a outras situações. Isto deve-se não só à grande especificidade associada a um fogo num local determinado, mas também à deficiente descrição quer da metodologia utilizada, quer das circunstâncias locais (e.g. existência ou não de acções de gestão pós-fogo, data dessas acções, etc.) em alguns destes estudos.

Métodos directos

i) contagem de cadáveres

Não temos conhecimento de nenhum trabalho na Bacia Mediterrânica que tenha tentado contabilizar o número de cadáveres de animais em áreas ardidas. O número elevado de cadáveres contabilizados nos trabalhos publicados e a ausência de descrição de uma metodologia concreta para essa quantificação, sugerem que esta é apenas efectuada muito esporadicamente, em situações excepcionais, onde são observadas grandes concentrações de cadáveres e têm por isso apenas um valor indicativo, dificilmente comparável com outros trabalhos. Urge assim definir uma metodologia prática e que seja facilmente repetível em diferentes regiões e habitats de modo a que os seus resultados possam ser mais facilmente comparáveis e extrapoláveis. As áreas ardidas são frequentemente extensas demais para se poderem percorrer na totalidade. A utilização de transectos ou de quadrados pode constituir uma boa estratégia de amostragem para este tipo de objecto de estudo. O seu número, o seu comprimento ou a sua área, (conforme sejam transectos ou quadrados) e a sua localização sejam definidos em função do(s) grupo(s) de fauna a amostrar e da localização e extensão da área ardida. Esta metodologia seria mais indicada para os vertebrados, de maiores dimensões e logo mais visíveis, do que para os invertebrados. Para este grupo as dimensões dos transectos ou quadrados teriam de ser fortemente reduzidas para se adaptar em à sua escala espacial. A principal vantagem destes métodos directos consiste na sua rápida execução (nos primeiros dias pós-fogo). Por outro lado, exige disponibilidade imediata logo após o fogo, uma vez que passado pouco tempo uma parte dos cadáveres podem ser removidos por predadores e/ou necrófagos. De qualquer forma, os resultados obtidos referem-se apenas ao impacto do fogo a muito curto-prazo.

Métodos indirectos

i) Comparação antes e após o fogo

Na maioria dos estudos, a mortalidade pós-fogo dos animais não é medida directamente, mas apenas inferida através de armadilhagem ou censos, pela diferença na dimensão da população antes e depois do fogo, ou pela diferença entre uma parcela queimada e uma parcela não queimada (de controle). As principais vantagens desta metodologia consistem

numa maior flexibilidade temporal do trabalho de campo, isto é, não tem de ser efectuado logo após o fogo, e na possibilidade de obtenção de resultados a diversas escalas temporais (curto, médio e longo-prazo), de acordo com os objectivos do trabalho, e para todos os grupos animais. Por outro lado, este trabalho de monitorização é mais dispendioso, uma vez que implica pelo menos 2 períodos de amostragem, tornando-se tanto mais dispendioso quanto mais períodos de amostragem forem considerados. Para além disso, os resultados obtidos deste modo não permitem distinguir entre animais mortos pelo fogo e animais que abandonaram o local devido à deterioração das condições no pós-fogo (falta de alimento, água, abrigos). Adicionalmente, como é difícil de prever a ocorrência de incêndios, a amostragem de fauna pré-fogo é normalmente conduzida *à posteriori*, em zonas não ardidas semelhantes à zona ardida (zonas de controle), o que constitui uma fonte adicional de variabilidade. Os fogos-controlados, devido à sua previsibilidade, constituem, no entanto, uma excepção a esta última limitação, adequando-se perfeitamente a este tipo de metodologia.

ii) Relações espécies-habitat

Outras formas indirectas de avaliar o impacto do fogo podem incluir, numa primeira fase, o estudo das relações espécies-habitat e, posteriormente, uma análise indirecta do efeito fogo nas espécies através do seu efeito no habitat. Este tipo de abordagem será particularmente indicado para espécies com elevado grau de associação a um determinado habitat (especialistas). Podem também fazer-se associações entre determinadas espécies/grupos de espécies e habitats mais abrangentes, como matos, zonas agrícolas, florestas caducifólias, etc. Moreira et al. (2001), num estudo sobre o impacto do fogo nas comunidades de aves à escala da paisagem, usaram o conhecimento das relações espécie-habitat a esse nível, para prever o impacto do fogo na comunidade de aves (Caixa 2). Como vantagens desta abordagem, pode realçar-se o facto de, nos casos em que existe boa informação de base sobre relações espécie-habitat, o esforço de campo poder reduzir-se consideravelmente, resumindo-se ao mapeamento dos habitats.

6. Notas finais: implicações para a gestão

Podem resumir-se nos seguintes pontos os principais aspectos abordados neste capítulo que têm implicações para a gestão de áreas ardidas:

1. As respostas das populações animais ao fogo dependem sobretudo da interacção entre as características do regime de fogo (intensidade, dimensão, época, etc.) e as características ecológicas das espécies.
2. Frequentemente, o impacto do fogo na fauna é menos grave do que é vulgarmente assumido. Espécies com nichos ecológicos mais estreitos tendem a ser mais afectadas relativamente a espécies mais ubíquas ou generalistas;
3. A alteração de habitats e dos recursos alimentares constituem o principal impacto do fogo sobre a fauna. Esse impacto pode ser negativo ou positivo consoante as espécies;
4. Em geral, fogos menos intensos, mais heterogéneos, de menor velocidade de propagação e menor dimensão geográfica provocam alterações menos profundas nas comunidades animais e estas recuperam mais rapidamente;
5. Fogos homogéneos e de grandes dimensões podem ser muito impactantes para a fauna. No entanto, fogos que criem um mosaico de áreas queimadas e não queimadas ou um mosaico de áreas queimadas em diferentes datas, poderão permitir a co-existência de espécies com diferentes requerimentos ecológicos, contribuindo assim para aumentar a diversidade à escala da paisagem. De facto, em pequena escala (relativamente à extensão da paisagem), o fogo pode ser uma fonte de heterogeneidade paisagística, aumentando a disponibilidade de habitats que não estariam disponíveis de outra forma e aumentando a diversidade biológica (em comparação com uma paisagem sem fogo).
6. Relativamente à gestão pós-fogo podem destacar-se dois aspectos:
 - i) a importância para a fauna da manutenção de algumas árvores em pé (*snags*) e de troncos caídos no solo (sobretudo árvores e troncos de grandes dimensões), bem como de manchas não ardidas, devido à sua importância como refúgio para a fauna no

pós-fogo; *ii*) algumas espécies da fauna (sobretudo as de menor dimensão) podem beneficiar de acções de gestão pós-fogo como a utilização de resíduos orgânicos para evitar a erosão do solo.

7. O fogo controlado pode constituir uma importante ferramenta de gestão do habitat para a fauna, quer a nível local, quer à escala da paisagem – contribuindo para a criação/manutenção da diversidade da paisagem (mosaic o paisagístico) e consequentemente para a diversidade faunística. Possíveis aplicações desta técnica entre nós incluem a gestão de habitat par a espécies de interesse cinegético, incluindo grandes herbívoros (e.g. veados, corços) ou outras (e.g. coelho, perdiz) ou na gestão de habitat par a espécies protegidas, por exemplo mantendo ou criando áreas abertas que abrigam muitas espécies de aves de elevado estatuto de conservação. Por exemplo, na Escócia, desde há quase um século que matagais de urze são geridos de modo a maximizar a dimensão das populações de lagópode-escocês (*Lagopus lagopus scotica*), uma espécie de ave de elevado valor cinegético, através da queima de pequenas parcelas, para que os animais beneficiem simultaneamente de zonas de mato desenvolvido para abrigo, e de áreas recentemente ardidas onde obtêm alimento de qualidade. Por último, de referir que a aplicação desta técnica pode ser ainda integrada localmente com objectivos de gestão de combustíveis ao nível da paisagem, por exemplo combinada com o pastoreio, contribuindo assim para a redução do risco de grandes incêndios.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ARRIZABALA, A., MONYAGUD, E., FONS, R., 1993 — Post-fire succession in a small mammal community in Montserrat (Catalonia, N.E. Spain). In: Traubaud L., Prodon R. (Eds.), *Fire in Mediterranean ecosystems*, ECSC-EEC-EAEC, Brussels-Luxembourg pp. 281-292.
- BELLIDO, A., 1987 — Approche expérimentale de l'effect immédiat d'un incendie sur le peuplement de Microarthropods d'une lande. *Revue de Ecologie et Biologie du Sol* 24, 603-622.
- BLONDEL, J., ARONSON, J., 1999 — *Biology and wildlife of the Mediterranean region*. Oxford University Press, Oxford, UK.
- BOCK, C., BOCK, J., 1991 — Response of grasshoppers (Orthoptera: Acrididae) to wildfire in a Southeastern Arizona Grassland. *Notes and Discussion. American Midland Naturalist* 125, 162-167.
- BROTONS, L., PONS, P., HERRANDO, S., 2005 — Colonization of dynamic Mediterranean landscapes: where do birds come from after fire? *Journal of Biogeography* 32, 789-798.
- BURY, R. B., MAJOR, D. J., PILLIOD, D. S., 2002 — Responses of amphibians to fire disturbance in Pacific Northwest forests: A review. In: Ford, W.M., Russell, K.R., Moorman, C.E. (Eds.), *The role of fire in nongame wildlife management and community restoration: traditional uses and new directions*. USDA, Genl. Tech. Report, NE-288, pp 34-42.
- EVANS, E., 1988 — Community dynamics of prairie grasshoppers subjected to periodic fire: predictable trajectories or random walks in time? *Oikos* 52, 283-292.
- FONS, R., GRABULOSA, I., FELIU, C., MAS-COMA, S., 1993 — Postfire dynamics of a small mammal community in a Mediterranean forest (*Quercus suber*). In: Traubaud L., Prodon R. (Eds.), *Fire in Mediterranean ecosystems*, ECSC-EEC-EAEC, Brussels-Luxembourg, pp. 271-279.
- FORD, W. M., MENZEL M. A., MCGILL D. W., LAERM J., MCCAY T. S., 1999 — Effects of a community restoration fire on small mammals and herpetofauna in the southern Appalachians. *Forest Ecology and Management* 114(2), 233-243.
- FRIEND, G. R., 1993 — Impact of fire on small vertebrates in mallee woodlands and heathlands of temperate Australia: a review. *Biological Conservation* 65, 9-114.
- GANDAR, M. V., 1982 — Description of a fire and its effects in the Nylsvley Nature Reserve: a synthesis report. *South African National Science Report Series* 63, 1-39.
- GILLON, Y., 1972 — The effect of bush fire on the principal acridid species of an Ivory Coast Savanna. *Proceedings of the Tall Timbers Fire Ecology Conference* 11, 419-471.
- HEMSLEY, J., 1967 — *Bushfire - S. E. Tasmania*. National Parks and Wildlife Service, Tasmania.
- HOBBS, N., SCHIMMEL, D., OWENSBY, C., OJIMA, D. 1991 — Fire and grazing in the Tallgrass prairie: contingent effects on Nitrogen budgets. *Ecology* 72, 1374-1382.
- HUTTO, R. L., 1995 — Composition of bird communities following stand-replacement fires in northern Rocky Mountain conifer forests. *Conservation Biology* 9(5), 1041-1058.

IVEY, T. L., CAUSEY, M. K., 1984 — Response of white-tailed deer to prescribed fire. *Wildlife Society Bulletin* 12(2), 138-141.

IZHAKI, I., ADAR, M., 1997 — The effects of post-fire management on bird community succession. *International Journal of Wildland Fire* 7, 335-342.

LAWRENCE, G. E., 1966 — Ecology of vertebrate animals in relation to chaparral fire in the Sierra Nevada foothills. *Ecology* 47, 278-291.

LEHMAN, R. N., ALLENDORF, J. W., 1989 — The effects of fire, fire exclusion and fire management on raptor habitats in the western United States. *Western Raptor Management Symposium and Workshop*, 236-244.

MOREIRA, F., FERREIRA, P. G., REGO, F. C., BUNTING, S., 2001 — Landscape changes and breeding bird assemblages in north-western Portugal: the role of fire. *Landscape Ecology* 16, 175-187.

MOREIRA, F., DELGADO, A., FERREIRA, S., BORRALHO, R., OLIVEIRA, M., INÁCIO, M., SILVA, J. S., REGO, F., 2003 — Effects of prescribed fire on vegetation structure and breeding birds in young Pinus pinaster stands of Northern Portugal. *Forest Ecology and Management* 184, 225-237.

NEWSOME, A. E., MCLLOY, J., CATLING, P., 1975 — The effects of an extensive wild-fire on populations of 20 ground vertebrates in S. - E. Australia. *Proceedings of the Ecological Society of Australia* 9, 107-123.

OLIVER, M. D. N., SHORT, N. R. M., HANKS, J. 1978 — Population ecology of oribi, grey rhebuck and mountain reedbuck in Highmoor State Forest, Natal. *South African Journal of Wildlife Research* 8, 95-105.

OLIVER, C. D., OSAWA, A., CAMP, A., 1998 — Forest dynamics and resulting animal and plant population changes at the stand and landscape levels. *Journal of Sustainable Forestry* 6 (3/4), 281-312.

PARKER, J. W., 1974 — Activity of red-tailed hawks at a corn stubble fire. *Kansas Ornithological Society* 22, 17-18.

PILLIOD, D. S., BURY R. B., HYDE, E. J., PEARL, C. A., CORN, P. S., 2003 — Fire and amphibians in North America. *Forest Ecology and Management* 178, 163-181.

PONS, P., 1998 — Bird site tenacity after prescribed burning in a Mediterranean shrubland. In: Trabaud, L. (Ed.), *Fire Management and Landscape Ecology*. International Association of Wildland Fire, Fairfield, Washington, pp. 261-270.

PONS, P., 2000 — Prescribed burning and wildfires: do they have the same impacts on birds? In: Botelho et al. (ed.) *Fire Torch Deliverable E1 - State of the art on prescribed burning ecological effects: public concerns versus scientific results: Review of the existing research results on prescribed fire effects on Mediterranean ecosystems*. Fire Torch Project Contrat N° ENV4-CT98-0715, pp. 36-46.

PRODON, R., 2000 — Effects of fire and prescribed burning on mammals in the Mediterranean: a tentative overview. In: Botelho et al. (ed.) *Fire Torch Deliverable E1 - State of the art on prescribed burning ecological effects: public concerns versus scientific results: Review of the existing research results on prescribed fire effects on Mediterranean ecosystems*. Fire Torch Project Contrat N° ENV4-CT98-0715, pp. 47-60.

PRODON, R., FONS, R., PETER, A. M., 1984 — L'impact du feu sur la végétation, les oiseaux et les micromammifères dans diverses formations des Pyrénées-Orientales. *Revue d'Ecologie (La Terre et la Vie)* 39,129-158.

PRODON, R., FONS, R., ATHIAS-BINCHE, F., 1987 — The impact of fire on animal communities in Mediterranean area. In: L. Traubad (Ed.), *The role of fire in ecological systems*. SPB Academic Publishing, The Hague, pp. 121-157.

PRODON, R., FONS, R., ATHIAS-BINCHE, F., 1989 — Impact écologique des incendies sur la faune des subérais. *Scientia gerundensis* 15, 185-188.

QUINN, R. D., 1990 — Habitat preferences and distribution of mammals in California chaparral. Res. Pap. PSW-202. Berkeley, CA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station. 11 p.

RAFFA, K. F., BERRYMAN, A. A., 1983 — The role of host plant resistance in the colonization behavior and ecology of bark beetles. *Ecological Monographs* 53, 27-49.

SIMONS, L. H., 1991 — Rodent dynamics in relation to fire in the Sonoran Desert. *Journal of Mammalogy* 72(3), 518-524.

SIMOVICH, M. A., 1979 — Post fire reptile succession. *Cal-Neva Wildlife Transactions* 1979, 104-113.

SCHARDIEN, B. J., JACKSON, J. A., 1978 — Extensive ground foraging by pileated woodpeckers in recently burned pine forests. *The Mississippi Kite* 8(1), 7-9.

SHAW, J. H., CARTER, T. S., 1990 — Bison movements in relation to fire and seasonality. *Wildlife Society Bulletin* 18(4), 426-430.

SINGER, F. J., SCHULLERY, P., 1989 — Yellowstone wildlife: populations in process. *Western Wildlands* 15(2), 18-22.

SMALLWOOD, J. A., WOODREY, M., SMALLWOOD, N. J., KETTLER, M. A., 1982 — Foraging by cattle egrets and American kestrels at a fire's edge. *Journal of Field Ornithology* 53, 171-172.

SPRINGETT, J., 1976 — The effect of prescribed burning on the soil fauna and litter decomposition in Western Australia forests. *Australian Journal of Ecology* 1, 77-82.

THIBAUT, J. C., PRODON, R., 2006 — Seed predation by birds shortly after a wild-fire in a Corsican pine forest. *International Journal of Wildland Fire* 15, 81-86.

VACANTI, P. P., GELUSO, K. N., 1985 — Recolonization of a burned prairie by meadow voles (*Microtus pennsylvanicus*). *Prairie Naturalist* 17(1), 15-22.

WEGENER, A., 1984 — Animals killed by bushfires in coastal Victoria, February 1983. *Australian Bird Watcher* 10, 248-250.

WHELAN, R. J., 1995 — *The Ecology of Fire*. Cambridge University Press, Cambridge.

WHELAN, R. J., MAIN, A. R., 1979 — Insect grazing and post-fire plant succession in south-western Australian woodland. *Australian Journal of Ecology* 4, 384-398.

V.

CONCEITOS DE RESTAURO ECOLÓGICO E PLANEAMENTO DA GESTÃO FLORESTAL PÓS-INCÊNDIO

RAMON VALLEJO
FRANCISCO MOREIRA

- 1. Introdução**
- 2. O que fazer a seguir a um incêndio? Prever a resposta dos ecossistemas e definir objectivos de gestão**
- 3. Conceitos de restauro, reabilitação e substituição**
 - 3.1. Restauro (sensu strictu)
 - 3.2. Reabilitação
 - 3.3. Substituição
 - 3.4. Restauro activo, passivo e de emergência
 - 3.5. Como planear o restauro
- 4. Decisões no planeamento pós-fogo: da intervenção de emergência à recuperação de longo prazo**
 - 4.1. Identificação de áreas vulneráveis
 - 4.2. Avaliação de impactos in situ
 - 4.3. Intervenção de emergência
 - 4.4. Fase intermédia
 - 4.5. Fase de recuperação a longo prazo
 - 4.6. A importância da monitorização

1. Introdução

A estratégia tradicional de restauro de áreas degradadas na região mediterrânica, durante muito tempo, foi baseada na florestação com coníferas, havendo inúmeros programas e incentivos financeiros a esta prática, em Portugal e Espanha, desde meados do século XX. Estas arborizações, para além de providenciarem emprego nas áreas rurais, visavam sobretudo aumentar a produtividade florestal, mas também proteger os recursos hídricos e fixar dunas. Inerente a esta estratégia estava também o conceito de que a estratégia de restauro de áreas degradadas passava pela introdução de uma espécie pioneira de crescimento rápido – uma resinosa – que facilitaria a introdução posterior de folhosas, mais características de fases avançadas da sucessão ecológica (Pausas et al., 2004). Esta abordagem tradicional acabou por ter uma eficácia bastante pobre, devido ao regime de perturbação que uma maior frequência de incêndios impôs, bem como à excessiva simplificação na previsão das trajectórias de sucessão ecológica esperadas (basta pensar na ocorrência crescente de espécies exóticas invasoras, sobretudo nas áreas ardidas) e na falta de capacidade técnica e financeira de as concretizar no terreno.

Hoje em dia a panóplia de possibilidades, quer relativamente aos objectivos de gestão para uma área ardida, quer às técnicas silvícolas disponíveis para o gestor florestal, é muito superior, obrigando a repensar as práticas históricas que foram duramente ensinadas aos técnicos florestais. A lógica do “arderam 5000 hectares, mas nós vamos rearborear 5000 ha”, ainda hoje visível na primeira reacção de muitos políticos após um incêndio, expressa um argumento simplista que não faz sentido no contexto actual. Neste capítulo são sintetizados alguns conceitos básicos de restauro ecológico e de planeamento da gestão florestal pós-incêndio.

2. O que fazer a seguir a um incêndio? Prever a resposta dos ecossistemas e definir os objectivos de gestão

Após um incêndio, os gestores florestais e os políticos deparam-se com uma série de questões que podem não ter uma resposta óbvia: Devemos reflorestar? Toda a área afectada? Apenas uma parte? Ou será melhor não fazer nada? E caso se decida efectuar alguma intervenção, quando o fazer? E utilizando que técnicas? Mas, sobretudo, para quê? Com que objectivos queremos intervir numa área ardida?

A resposta a estas questões depende de duas variáveis fundamentais: (a) a nossa capacidade de prever a resposta dos ecossistemas afectados pelos incêndios e (b) os objectivos de gestão definidos para a área ardida. Este segundo aspecto é essencial, já que dele depende a panóplia de acções de intervenção que o gestor pode estar interessado em aplicar (Figura 1).



FIGURA 1

A definição da estratégia de gestão pós-fogo depende da resposta esperada dos ecossistemas, determinada pelo tipo de vegetação e pela severidade do fogo, e dos objectivos definidos para a área ardida. Estes são frequentemente definidos a uma escala local ou regional.

Os impactos dos incêndios dependem das características do fogo e das características dos ecossistemas afectados (mais detalhes em 4.1). Desta forma, a capacidade de prever a resposta dos ecossistemas depende do grau de conhecimento científico que temos sobre o tipo de flor esta ou vegetação afectada pelos incêndios, que podemos considerar ser bastante razoável para o contexto ibérico em que nos inserimos, em conjunto com uma análise da intensidade e severidade do incêndio.

Os objectivos de gestão para uma área ardida, por sua vez, podem ser bastante diversos conforme as situações. De um ponto de vista genérico, os objectivos “tradicionais” eram a regulação hidrológica, fixação de dunas, melhorar a produtividade florestal e, senso lato, melhorar a economia das populações rurais. A estes objectivos juntam-se actualmente novos objectivos, tais como o combate à desertificação, o aumento da biodiversidade, a mitigação das alterações climáticas, a fixação de carbono, a prevenção de incêndios ou o uso multifuncional da floresta (Figura 1 e Caixa 1). Os objectivos produtivos foram perdendo importância, sobretudo em regiões secas e com baixa produtividade madeireira.

CAIXA 1

FUNÇÕES DOMINANTES DA FLORESTA PORTUGUESA (OER, 2005)

Num contexto nacional, as orientações e estratégias para a recuperação das áreas ardidas definidas na sequência dos grandes incêndios de 2003 e 2004 (OER, 2005) definirão que a intervenção deverá identificar as funções dos espaços florestais e os modelos de silvicultura, de organização territorial e de infraestruturação mais adaptados a cada caso, os quais deverão ser definidos com base **(1)** na avaliação do efeito do fogo nos ecossistemas, **(2)** na avaliação da potencialidade das estações, **(3)** na integração das condicionantes socio-territoriais, incluindo as decorrentes dos planos municipais, planos florestais e planos especiais, para além da legislação geral, e **(4)** no conhecimento da vontade e das expectativas dos proprietários.

Neste contexto, os objectivos de gestão pós-fogo podem ser enquadrados nas seguintes funções dominantes:

Produção: tem como objectivo a contribuição dos espaços florestais para o bem-estar material das sociedades rurais e urbanas. Inclui funções como a produção de madeira (e.g. toros, rolaria, raízes), frutos e sementes (e.g. pinhão, castanha, medronho), biomassa para energia, cortiça, outros materiais vegetais e orgânicos (e.g. resinas, folhagens, vimes, cogumelos).

Protecção: tem como objectivo a contribuição dos espaços florestais para a manutenção das geocenoses e das infraestruturas antrópicas. Inclui funções como a protecção da rede hidrográfica (protecção das margens, manutenção da qualidade da água), protecção contra a erosão eólica (e.g. fixação das areias móveis), protecção contra erosão hídrica e cheias (e.g. fixação de vertentes, correcção torrencial, amortecimento de cheias), recuperação de solos degradados, protecção microclimática (e.g. compartimentação de campos agrícolas, intercepção de nevoeiros), protecção e segurança ambiental (e.g. filtragem de partículas e poluentes atmosféricos, fixação de CO₂), protecção contra incêndios.

Conservação de habitats, de espécies da fauna e da flora e de geomonumentos: tem como objectivo a contribuição dos espaços florestais para a manutenção da diversidade biológica e genética e de geomonumentos. Inclui funções como a conservação de espécies da fauna e flora, bem como de habitats protegidos, a conservação de geomonumentos (e.g. jazidas paleontológicas), conservação de recursos genéticos.

Silvopastorícia, caça e pesca nas águas interiores: tem como objectivo a contribuição dos espaços florestais para o desenvolvimento da caça, pesca e pastorícia. Inclui o suporte à caça e conservação de espécies cinegéticas, suporte à pastorícia e apicultura, e o suporte à pesca nas águas interiores.

Recreio, enquadramento e estética da paisagem: tem como objectivo a contribuição dos espaços florestais para o bem-estar físico, psíquico, espiritual e social dos cidadãos. Inclui o enquadramento de aglomerados urbanos, monumentos e equipamentos turísticos, o recreio, a conservação de paisagens notáveis, o enquadramento de infraestruturas (vias de comunicação, zonas industriais, etc.) e usos especiais (e.g. campos militares, estabelecimentos prisionais).

Esta diferença de atitudes reflecte-se também no significado da terminologia utilizada. No passado uma “acção de restauro florestal” confundia-se com uma florestação ou reflorestação, no caso de uma área florestal ardida. Presentemente, o termo é mais amplo, podendo incluir desde técnicas de introdução de espécies herbáceas, arbustivas ou arbóreas, até à ausência de qualquer acção de restauro activo, passando pela eliminação de espécies não desejadas.

Os objectivos actuais dos programas de restauro em ecossistemas mediterrânicos afectados por incêndios são diversos, mas é possível seleccionar alguns com ampla aplicação geográfica (e.g. Vallejo et al., 2006):

Conservar o solo e a água, uma vez que o solo é um recurso primário não renovável (ou renovável mas a muito longo prazo), exposto aos riscos de degradação e erosão após o fogo. Este objectivo é prioritário, e está na base da maioria das intervenções de emergência após o fogo.

Melhorar a resistência e resiliência dos ecossistemas ao fogo, considerando que a vegetação mediterrânica será provavelmente afectada pelos incêndios do mesmo modo que o foi no passado ou com maior intensidade ainda, a confirmarem-se os cenários de mudança global. Para atingir este objectivo deve ser explorado o potencial das espécies nativas, ecotipos e proveniências.

Promover florestas e matorrais adultos (onde não houver condições para florestas) com capacidade de autoregeneração, sobretudo florestas de folhosas que escasseiam nas paisagens da bacia do mediterrâneo.

Promover a biodiversidade e a reintrodução de espécies-chave que desapareceram devido à intervenção humana nos ecossistemas.

Para além destes objectivos globais existem frequentemente objectivos locais mais específicos, e extremamente variáveis conforme o nível de degradação dos ecossistemas, o contexto geográfico e climático, e os constrangimentos socio-económicos. No caso português, por exemplo, e em contraste com outras regiões mediterrânicas onde o problema nem se coloca, a colonização de áreas ardidas por espécies e xóticas invasoras representa uma preocupação crescente para os gestores florestais e um desafio para a comunidade científica.

3. Conceitos de restauro, reabilitação e substituição

As estratégias de restauro de ecossistemas têm como princípio genérico “imitar” a natureza e “acelerar” a sucessão ecológica, apoiando a regeneração através de uma sequência de etapas que primitivamente se designavam de sucessão secundária e se supunham lineares (Figura 2A). Estudos posteriores vieram mostrar que esta evolução na estrutura e função dos ecossistemas frequentemente não é linear, sendo mais frequente uma situação em que existem relações não lineares, com vários estados e transições possíveis (Figura 2B). Em termos gerais, o restauro permite estancar a degradação do ecossistema, promovendo ao mesmo tempo a sua regeneração, tendo em conta a sua estrutura e as funções. De acordo com a definição da *Society for Ecological Restoration* (www.ser.org) em 2004, o restauro ecológico é o processo de auxílio à recuperação de ecossistemas que se encontram perturbados, deteriorados ou destruídos. Esta definição implica a recriação de um ecossistema predeterminado a partir do ecossistema degradado.

Outras definições mais específicas têm, porém, sido desenvolvidas (Allen, 1988; Aronson et al, 1993; Bradshaw, 1995) no sentido de formalizar o conjunto de estratégias existentes para a intervenção em ecossistemas degradados. Aqui será utilizada a terminologia de Bradshaw (1995) e Vallejo et al. (2006).



FIGURA 2A

Modelo clássico da evolução linear dos ecossistemas e dos conceitos de restauro, reabilitação e substituição. (Adaptado de Bradshaw, 1984).

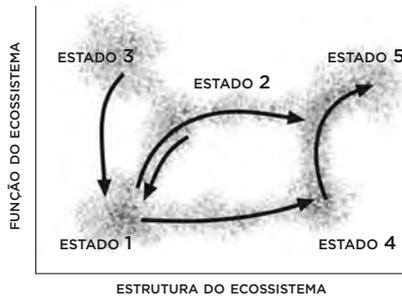


FIGURA 2B

Modelo mais actual, não linear, e em que existe mais do que uma possibilidade de chegar a um dado estado de desenvolvimento do ecossistema. (Adaptado de Cortina et al., 2006).

3.1. Restauro (*sensu stricto*)

Visa a reconstrução do ecossistema original anterior à perturbação. Podemos também designá-la como o processo de assistência à recuperação de ecossistemas degradados (Figura 2A). A dificuldade óbvia desta abordagem consiste em conhecer com exactidão a situação ecológica anterior à perturbação, especialmente na bacia do Mediterrâneo onde os ecossistemas sofreram transformações profundas durante séculos. Na prática, a caracterização do ecossistema original é feita a partir de ecossistemas de referência que subsistem em pequenas áreas não perturbadas.

3.2. Reabilitação

Em alternativa ao restauro, é mais frequente pôr em prática acções de reabilitação que procuram alcançar um funcionamento ecológico semelhante ao do ecossistema pré-perturbação (Figura 2A). A plantação de pinheiros em zonas cuja espécie nativa é a azinheira constitui um exemplo de reabilitação.

3.3. Substituição

Neste caso o objetivo é construir um novo ecossistema (Figura 2A), frequentemente mais simples que o original e por vezes mais produtivo, como o caso da substituição de charnecas por pastos agrícolas mais produtivos com baixa biodiversidade, por exóticas de crescimento rápido, ou por outra espécie florestal.

3.4. Restauro activo, passivo e de emergência

O *restauro activo* exige uma intervenção mais exigente, e onerosa, do gestor florestal. Em acções de restauro activo, num contexto florestal, recorre-se geralmente a sementeiras ou plantações. Estas técnicas apresentam alguns inconvenientes, já que podem implicar a preparação do local, a utilização de equipamento pesado, a aquisição e transporte de plantas ou sementes de viveiros ou outros locais, fertilização, protectores individuais, e muitos recursos humanos (e.g. Duryea, 2000; Lamb and Gilmour, 2003; Gardiner and Oliver, 2005; Mansourian et al., 2005). Para além disso, os níveis de sobrevivência das plântulas e plantas jovens são frequentemente bastante baixos, obrigando a operações de retanchar.

O *restauro passivo* é baseado no aproveitamento da existência de regeneração natural, proveniente de sementes ou rebentamento de toíça, e consiste em proteger as áreas em regeneração de outras perturbações, permitindo o desenvolvimento da vegetação através de processos sucesionais naturais (Lamb and Gilmour, 2003; Vallejo et al., 2006). Esta abordagem é frequentemente menos dispendiosa, apesar de poder implicar alguma intervenção (o que se designa por vezes de *restauro assistido*), por exemplo para evitar uma quantidade excessiva de regeneração (efectuando desbastes), seleccionar as varas a manter e as que de vem ser eliminadas, evitar a presença de animais herbívoros, ou ainda controlar a vegetação não desejada (matos, ou espécies exóticas invasoras) (ver Capítulos VI e XII). A utilização da rebentação de toíça, em particular, é particularmente eficaz, já que as plantas que estão a regenerar têm um sistema radicular bem desenvolvido e com reservas energéticas armazenadas que lhes conferem uma grande probabilidade de sobrevivência e potencial de crescimento. O restauro passivo não necessita de preparação de solo nem de equipamento pesado. Consequentemente, a mobilização e riscos de erosão do solo são menores. Se considerarmos que, para além disso, proporciona taxas de sobrevivência e crescimento geralmente superiores ao restauro activo (ver Capítulo XII), torna-se óbvia a maior relação esforço-benefício desta estratégia ainda pouco utilizada em muitas regiões.

O *restauro de emergência* justifica-se quando existe um risco elevado de ocorrer erosão do solo, nomeadamente em áreas com declives acentuados, com um tipo de solo bastante erosionável, e onde se espera

uma baixa capacidade de regeneração rápida da vegetação. As técnicas normalmente utilizadas nestas intervenções são as sementeiras ou a aplicação de mulching, ou seja, qualquer material que proteja a superfície do solo (e.g. palha, resíduos lenhosos resultantes de desbastes ou desramações). Podem ser também usadas outras técnicas como estruturas de obstrução (troncos deitados, pilhas de resíduos florestais, etc.) cujo objectivo é reter a matéria orgânica, nutrientes e propágulos, bem como diminuir a velocidade de escorrência da água (ver Capítulo X).

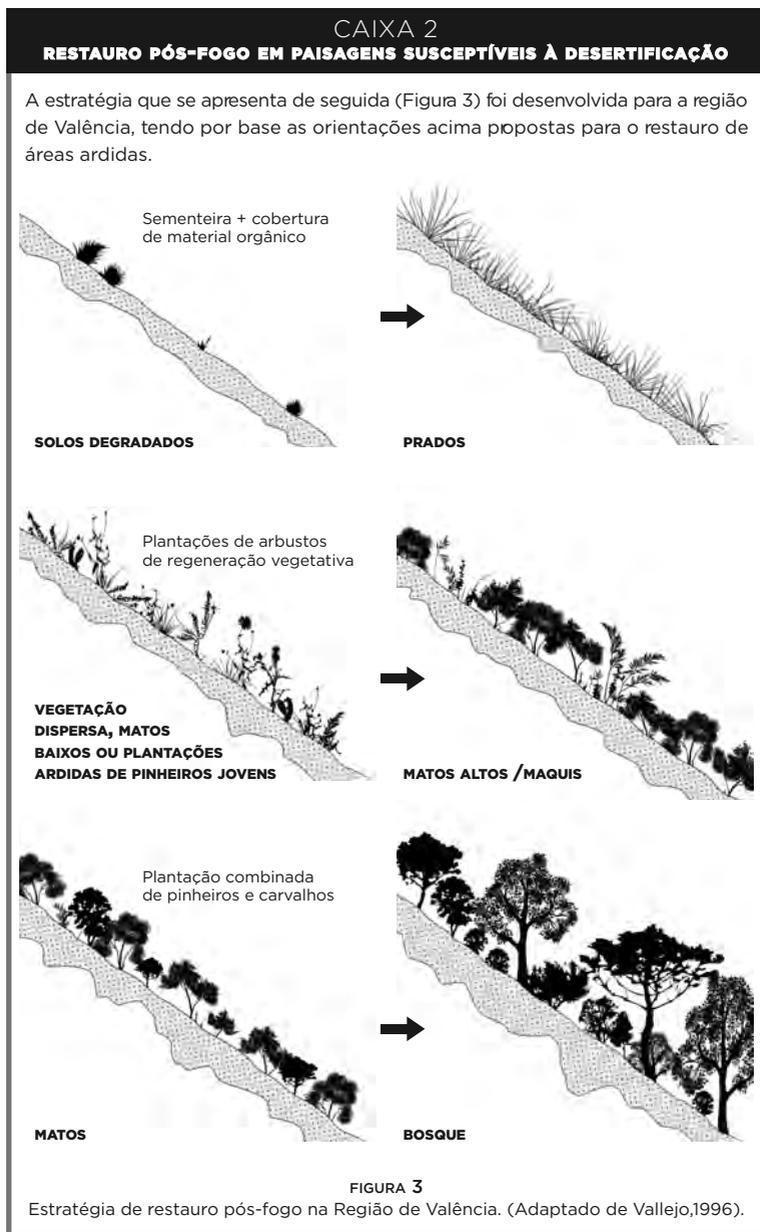
3.5. Como planear o restauro?

Na discussão que se segue o termo restauro será usado para nos referirmos tanto a reabilitação como a restauração (*sensu stricto*). Em geral, perante um ecossistema que não atingiu um estado de degradação muito avançado e quando o objectivo do restauro é re-estabelecer o ecossistema previamente existente, assume-se que é possível a regeneração espontânea do mesmo pela simples remoção dos factores antrópicos (incluindo o fogo) adversos (Aronson et al., 1993). Neste contexto, as acções de restauro são necessárias quando a regeneração natural é incerta ou demasiado lenta para os objectivos pretendidos e, particularmente, quando há a necessidade de evitar a progressão da degradação ou o risco de desastres. Há no entanto situações em que o nível de degradação é de tal forma avançado que o ecossistema não consegue regenerar sem uma intervenção mais activa.

Após identificada a necessidade de restauro e definidos os objectivos para a área a restaurar, é necessário projectar a intervenção. Aronson et al. (1993) enumeraram alguns atributos fundamentais da estrutura e função do ecossistema que deverão ser restabelecidos por intermédio do restauro. Os ecossistemas degradados perderam alguns dos componentes-chave do ecossistema original. Alguns são evidentes (certas espécies estruturais: as espécies principais de árvores e arbustos e a macrofauna directamente associada), mas a maior parte é desconhecida ou incerta (espécies de plantas pouco frequentes, microrganismos, etc). Além disso, nos ecossistemas degradados algumas funções ou as respectivas taxas encontram-se alteradas. Alguns princípios básicos no planeamento do restauro de ecossistemas degradados são de ampla aplicabilidade:

1. A estratégia de restauro consiste em imitar a natureza (Jordan et al., 1987), isto é, a sucessão secundária, e requer portanto o conhecimento dos parâmetros críticos que governam o funcionamento do ecossistema. A abordagem genérica em tecnologias de recuperação resume-se a introduzir alguns componentes chave (keystone species) que aceleram a sucessão, deixando depois a natureza prosseguir. Esta estratégia assume a teoria da facilitação na sucessão, na qual se baseou uma doutrina de restauro seguida durante muito tempo, em que se preconizava uma utilização inicial de coníferas pioneiras com a perspectiva de facilitar a entrada posterior, natural ou artificial, de folhosas assumidas como espécies tardias na sucessão. No entanto, a visão linear da evolução dos ecossistemas, baseada no conceito clássico de sucessão secundária, não é correcta (Cortina et al., 2006), uma vez que pode haver saltos e mais do que um caminho possível de sucessão (Figura 2B). Assim sendo, alguns passos intermédios no processo de restauro, podem ser dispensados das práticas de recuperação (Ashby, 1987) porque não são essenciais.
2. O resultado final da recuperação deverá idealmente ser um ecossistema auto-sustentável (Bradshaw, 1995).
3. A recuperação baseia-se essencialmente na introdução de uma ou mais espécies chave, cujo papel na estruturação do ecossistema é considerado crítico. Em particular, espécies que actuam como “engenheiros do ecossistema” (Jones et al., 1994), ou seja, espécies que modificam o habitat, tipicamente árvores ou arbustos altos. Assume-se que estas espécies melhoram as propriedades do solo, desenvolvem o subcoboerto, melhoram o microclima, facilitam indirectamente a importação de sementes através da fauna, etc.

Um exemplo da abordagem destas questões de restauro, num contexto mediterrânico, pode ser visto na Caixa 2.



CAIXA 2

Sementeira de emergência

Esta operação foi aplicada em solos com declives acentuados e com fraca capacidade regenerativa de modo a mitigar a deterioração do solo após o incêndio. Consiste em aplicar uma cobertura de resíduos orgânicos (*mulch*) e semear espécies herbáceas, de forma a obter-se uma rápida protecção do solo (Bautista et al., 1996; Vallejo, 1996). Esta prática reduz significativamente o escoamento e as taxas de erosão durante os primeiros dois anos após o incêndio. No decurso da regeneração do ecossistema as espécies introduzidas foram progressivamente substituídas pelas nativas, o que mostra que as primeiras não se comportaram como invasoras.

Plantações de árvores e arbustos de regeneração vegetativa

Esta prática pretendeu aumentar a resiliência e resistência dos matos susceptíveis ao fogo (frequentemente localizados em antigos campos agrícolas) dominados por espécies de regeneração por semente e que se comportam normalmente como acumuladores de combustível. Estas áreas correm o risco de regressar para solos degradados na sequência de fogos recorrentes. As árvores e arbustos de regeneração vegetativa são muito resilientes ao fogo (Keeley, 1986) e conferem ainda resiliência ao ecossistema (Ferran et al., 1991).

A resistência ao fogo, definida para cada espécie separadamente, deverá relacionar-se com a inflamabilidade das espécies, determinada pela estrutura da planta (densidade e quantidade de combustível), a proporção de biomassa morta, o teor de humidade, e a presença de substâncias que acentuam ou diminuem a inflamabilidade (compostos orgânicos voláteis, resinas). Ao nível da comunidade, a resistência deverá relacionar-se com a combustibilidade do ecossistema, mediante a composição em espécies, a estrutura da vegetação e as características da manta morta. A título exemplificativo, *Ulex parviflorus* é considerada altamente inflamável, sobretudo em povoamentos adultos onde se acumula muito material combustível; *Quercus coccifera*, *Erica multiflora*, *Rhamnus lycioides* e *Juniperus oxycedrus* são consideradas medianamente inflamáveis; e *Pistacia lentiscus* e *Rhamnus alaternus* mostram baixa inflamabilidade. Algumas espécies de arbustos altos consideradas resistentes e resilientes ao fogo foram introduzidas com sucesso, em condições sub-húmidas e semi-áridas onde essas espécies não estavam presentes, com o objectivo de diminuir o risco de incêndio e melhorar a resiliência e estrutura do ecossistema.

Plantação combinada de resinosas e folhosas

Este procedimento foi usado para o restauro de florestas adultas. Pretendeu-se combinar as características de crescimento rápido dos pinheiros em áreas degradadas com a elevada resiliência introduzida pelas azinheiras. Na tradição florestal esta operação é executada sequencialmente (Montero e Alcanda, 1993), introduzindo-se primeiro o pinheiro e só depois as folhosas. No entanto, foi efectuada a plantação simultânea dos dois tipos de espécies, numa perspectiva de redução de custos e de aumento da viabilidade destas operações.

4. Decisões no planeamento pós-fogo: da intervenção de emergência à recuperação de longo prazo.

Podemos distinguir diferentes fases, sequenciais, na definição de uma estratégia de intervenção pós-incêndio (Figura 4): a) a identificação de áreas vulneráveis, b) a avaliação de impactos *in situ*, c) intervenções de emergência, d) fase intermédia, e) fase de recuperação.

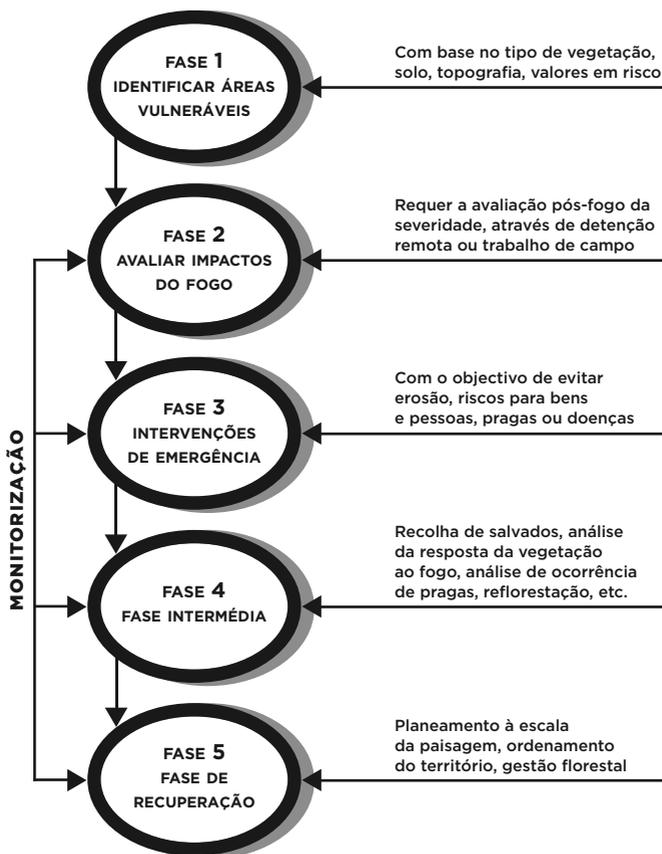


FIGURA 4

Enquadramento das acções de gestão pós-fogo e restauro de áreas ardidas.

4.1. Identificação de áreas vulneráveis

Mesmo antes da ocorrência de incêndios, os gestores florestais possuem ferramentas que lhes permitem cartografar a vulnerabilidade das áreas sob sua gestão e identificar as áreas prioritárias para intervenção após o fogo. Os dados necessários para esse planeamento consistem em informação cartográfica sobre a vegetação, tipo de solo e declives da área, que permitem mapear a vulnerabilidade. Informação adicional sobre a severidade do fogo pode depois ser adicionada imediatamente a seguir ao fogo para determinar áreas prioritárias para as intervenções de emergência, com objectivos de protecção do solo contra erosão.

Para a região de Valência (Espanha), foi utilizada uma ferramenta SIG de identificação de áreas vulneráveis ao fogo, baseada na combinação de cartografia que combinava a capacidade de regeneração da vegetação com factores de risco de degradação ambiental (Allosa e Vallejo, 2006). A capacidade de regeneração foi baseada em 2 variáveis: o potencial de autossucessão (capacidade de regeneração da vegetação após um incêndio), que naquele contexto geográfico foi considerada sempre alta com excepção dos povoamentos jovens de *Pinus halepensis*, e a taxa de regeneração (velocidade com que se dá a regeneração), definida em função da percentagem de espécies rebrotadoras e germinadoras de semente que ocorrem nos diferentes tipos de vegetação. Os factores de risco de degradação ambiental foram calculados como uma combinação do risco de erosão (a partir da USLE) e da intensidade do período seco na região (3 categorias). A cartografia de vulnerabilidade dos ecossistemas ao fogo resultou da combinação destas 4 camadas de informação e permitiu identificar as áreas prioritárias para intervenção de emergência e recuperação a longo prazo, em caso de incêndio. Estas áreas correspondem a locais com, simultaneamente, uma baixa capacidade de regeneração e um elevado risco de degradação (Allosa e Vallejo, 2006).

Ainda nesta fase, a cartografia dos valores em risco (infra-estruturas, áreas particularmente sensíveis, zonas com interesse cultural, etc.) deve ser integrada na identificação das áreas vulneráveis.

4.2. Avaliação de impactos *in situ*

Mesmo se uma dada área foi identificada como muito vulnerável a incêndios, um fogo com baixa intensidade e severidade pode implicar um risco muito baixo ou nulo de erosão e perda de solo. Obviamente, a severidade do fogo só pode ser avaliada após este ocorrer. Desta forma, imediatamente após os incêndios deve ser feita uma avaliação expedita dos danos, em particular dos padrões espaciais da severidade dentro da área ardida. Esta informação, em conjunto com a da fase anterior (4.1), vai permitir definir as áreas prioritárias para intervenções de emergência. A informação sobre severidade pode ser recolhida através de deteção remota ou observação directa no campo. A primeira abordagem ainda apresenta vários problemas metodológicos, pelo que a observação directa pode ser mais expedita e eficaz. Na região de Valência, todos os incêndios com uma área superior a 100 hectares são visitados no espaço de 2 semanas por uma equipa que faz um relatório sumário de avaliação de danos (em particular a severidade do fogo), tentando identificar as áreas com elevado risco de erosão e fraca capacidade de regeneração, e recomendando desde logo intervenções urgentes em locais específicos, à escala do projecto de restauro. Estes relatórios apresentam dados sobre a localização e limites da área ardida, geologia, climatologia e condições meteorológicas anteriores ao incêndio, sinopse das condições meteorológicas durante o incêndio, ocorrência de fogos anteriores na mesma zona, tipos de vegetação afectada, descrição genérica de níveis de severidade, identificação de áreas sensíveis de um ponto de vista biológico e de ocorrência de infraestruturas, breve descrição da resposta esperada de diferentes tipos de vegetação e do risco de erosão. Finalmente, são dadas recomendações de acções a tomar, a curto e médio prazo, tais como o seguimento de focos de esclitídeos, acções de protecção do solo, extracção da madeira queimada e monitorização da resposta da vegetação.

4.3. Intervenção de emergência

Estas intervenções, quando necessárias, devem ser efectuadas no prazo máximo de poucos meses após o incêndio, com o objectivo de minimizar os potenciais impactos negativos do fogo, em particular prevenir os processos de degradação, particularmente do solo e da qualidade da água,

e prevenir riscos sanitários (pragas e doenças). Outros critérios importantes para definir a localização e tipos de intervenção são os riscos para a segurança de pessoas e bens, questões paisagísticas (diminuição do impacto visual), e os objectivos preconizados para a área ardida. Frequentemente, as intervenções de emergência deveriam começar ainda na fase de combate ao incêndio, ao definir estratégias de priorização da rede hidrográfica, infraestruturas e habitats com interesse de conservação mais sensíveis.

4.4. Fase intermédia

Segue-se uma fase intermédia, nos dois anos seguintes ao incêndio, em que se procede, entre outras acções, à avaliação dos danos e monitorização da reacção dos ecossistemas, à recolha de salvados e, eventualmente, ao controlo fitossanitário, acções de recuperação biofísica e mesmo já à reflorestação de zonas mais sensíveis. Dependendo do grau de degradação dos ecossistemas e da aridez climática, nalgumas regiões a selecção da(s) espécie(s) para eventuais reflorestações tem de sair do âmbito restrito das espécies arbóreas e incluir igualmente espécies arbustivas, apesar de, pelo menos no actual contexto climático português, isso não ser previsível. Pelo contrário, devido à elevada produtividade das estações (nomeadamente no centro e norte do país), os matos apresentam taxas de crescimento muito elevadas após o fogo, repondo rapidamente a carga de combustível. Com frequência crescente, espécies exóticas invasoras aumentam ainda mais a biomassa. Para além disso, nalgumas situações ocorre regeneração excessiva, como é hoje visível em muitas áreas de pinhais adultos que arderam nos incêndios de 2003 e 2005. Neste contexto, devem ser programadas e implementadas acções de gestão que permitam o aumento das espécies desejáveis (nomeadamente folhosas) e impeçam a dominância das espécies indesejáveis (invasoras, ou regeneração excessiva de espécies nativas, em particular em pinhais).

4.5. Fase de recuperação a longo prazo

Na terceira fase são planeados e implementados os projectos definitivos de recuperação/reflorestação, ou outras acções, em função dos objectivos definidos para a área ardida, normalmente a partir dos três anos após a passagem do fogo. Exemplos incluem desbastes para controlar a regeneração excessiva ou acções para minimizar a invasão por espécies exóticas.

É também nesta fase que se deverá programar o planeamento à escala da paisagem, de forma a reduzir a combustibilidade e aumentar a sua resistência à propagação do fogo (ver Capítulo VI). Este planeamento pode implicar a promoção de políticas económicas, agrícolas, ou florestais, à escala local ou regional, com vista à prossecução dos objectivos pretendidos.

4.6. A importância da monitorização

O sucesso ou fracasso das acções de restauro estão sujeitos a um grande grau de incerteza, já que (1) os gestores não podem antecipar o contexto ambiental (incluindo o climático) em que uma dada acção vai ocorrer; (2) o nível de conhecimento científico sobre as espécies e ecossistemas, e sobre as interações biológicas entre os diferentes componentes do ecossistema, é ainda incipiente. Neste contexto, é importante aprender com os sucessos e os fracassos, pelo que o acompanhamento e avaliação científicas das acções de restauro pode ser muito importante para que o nível de conhecimento vá aumentando. Para além disso, o grau de incerteza no sucesso das acções aconselha a que sejam seguidos princípios de gestão adaptativa, nos quais se já possível rectificar e re-orientar as acções tomadas em função dos seus resultados. Uma vez mais, a monitorização científica é crucial, desde o controlo da qualidade das medidas implementadas até à avaliação da sua eficácia. Os custos económicos deste acompanhamento deveriam ser uma parte integrante de todas as acções de restauro (Vallejo et al., 2009). Dois aspectos-chave não podem ser esquecidos pelos gestores florestais, se desejarem que se possa avaliar a eficácia das acções que implementam no terreno. O primeiro é a caracterização da situação de referência. Esta caracterização deve ser feita antes da implementação da acção. Por exemplo, de que forma podemos avaliar a eficácia de uma acção de “mulching” na cobertura do solo se esta variável não foi medida no início? O segundo aspecto essencial é a existência de parcelas testemunha, com condições semelhantes às parcelas intervencionadas, mas onde não foi desenvolvida qualquer acção. Por exemplo, o significado de um aumento de 50% na cobertura do solo, ou uma diminuição de 50% na taxa de erosão, será muito diferente consoante a mesma variação nas parcelas testemunha tenha sido de 5% (a nossa acção foi muito eficaz) ou de 45% (o efeito da nossa acção foi marginal).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ASHBY, W. C., 1987 — Forests. In: W.R. Jordan III, M. E. Gilpin e J.D. Aber (Eds.), *Restoration Ecology*, pp. 89-108, Cambridge University Press, Cambridge, UK.

ALLEN, M. F., 1988 — Below ground structure: a key to reconstructing a productive arid ecosystem. In: Allen, E.B. (Ed.) *The reconstruction of disturbed arid lands, AAAS selected symposium 109*, pp. 113-135.

ALLOZA, J. A., VALLEJO V. R., 2006 — Restoration of burned areas in forest management plans. In: W.G. Kepner, J.L. Rubio, D. A. Mouat e F. Pedrazzini (eds.), *Desertification in the Mediterranean Region: a Security Issue*, pp. 475-488. Springer, Dordrecht, Holland.

ARONSON, J., FLORET, C., LE FLOCH, E., OVALLE, C., PONTANIER, R., 1993 — Restoration and rehabilitation of degraded ecosystems in arid and semi-arid lands. i. a view from the south. *Restoration Ecology* 1, 8- 17.

BAUTISTA, S., BELLOT, J., VALLEJO, V. R., 1996 — Mulching treatment for postfire soil conservation in a semiarid ecosystem. *Arid Soil Research And Rehabilitation* 10, 235-242.

BRADSHAW, A. D., 1984 — Ecological principles and land reclamation practice. *Landscape Planning* 11, 35-48.

BRADSHAW, A. D., 1995 — Alternative endpoints for reclamation. In: J Cairns Jr. (Ed.) *Rehabilitating Damaged Ecosystems*, pp. 165-185. Lewis Publishers, Boca Raton, USA.

CORTINA, J., MAESTRE, F. T., VALLEJO, V. R., BAEZA, M. J., VALDECANTOS, A., PÉEZ-DEVESA, M., 2006 — Ecosystems structure, function, and restoration success: are they related? *Journal of Nature Conservation* 14, 152-160.

DUYEA, M. L., 2000 — *Forest Regeneration Methods: Natural Regeneration, Direct Seeding and Planting*. Circular 759. Florida Cooperative Extension Service, Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida.

FERRAN, A., SERRASOLSAS, I., VALLEJO, V. R., 1991 — Soil evolution after fire on *Quercus ilex* and *Pinus halepensis* forests. In: A. Teller, P. Mathy e J.N.R. Jeffers (Eds.) *Response of Forest Ecosystems to Environmental Changes*, pp. 397-405. Elsevier, London.

JONES C. G., LAWTON, J. H., SHACHAK, M., 1994 — Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* 69, 373-386.

JORDAN, W. R. III, GILPIN, M. E., ABER, J. D., 1987 — Restoration ecology: ecological restoration as a technique for basic research. In: W.R. Jordan III, M. E. Gilpin e J.D. Aber (Eds.) *Restoration Ecology*, pp. 3-12. Cambridge University Press, Cambridge.

KEELEY, J. E., 1986 — Resilience of mediterranean shrub communities to fires. In: B. Dell, A.J.M. Hopkins e B.B. Lamont (Eds.) *Resilience in mediterranean-type ecosystems*, pp. 95-112. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht.

LAMB, D., GILMOUR, D., 2003 — *Rehabilitation and Restoration of Degraded Forests*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK and WWF, Gland, Switzerland.

MONTERO, J. L., ALCANDA, P., 1993 — Reforestación y biodiversidad. *Montes* 33, 57-76.

MOREIRA, F., CATRY, F., LOPES, T., BUGALHO, M., REGO, F., 2009 — Comparing survival and size of resprouts and planted trees for post-fire forest restoration in central Portugal. *Ecological Engineering* 35, 870-873.

OER, 2005 — Orientações estratégicas para a recuperação de áreas ardidas.

PAUSAS, J. G., BLADÉ, C., VALDECANTOS, A., SEVA J. P., FUENTES, D., ALLOZA, J. A., VILAGROSA, A., BAUTISTA S., CORTINA J., VALLEJO V. R., 2004 — Pines and oaks in the restoration of Mediterranean landscapes of Spain: New perspectives for an old practice – a review. *Plant Ecology* 209, 209-220.

VALLEJO, V. R. (EDITOR), 1996 — La r estauración de la cubier ta vegetal en la Comunidad Valenciana. CEAM, Valencia.

VALLEJO, R., J. ARONSON, J. G. PAUSAS E J. CORTINA., 2006 — Restoration of Mediterranean woodlands. In: J. van Andel e J. Aronson (Eds.), pp. 193–207. *Restoration Ecology. The new frontier*. Blackwell Publishing, Malden, USA.

VALLEJO, V. R., SERRASOLSES, I., ALLOZA, J. A., BAEZA, M. J., BLADÉ, C., CHIRINO, E., DUGUY, B., FUENTES, D., PAUSAS, J. G., VALDECANTOS, A., VILAGROSA, A., 2009 — Chapter 14: Long-term restoration strategies and techniques. In: A. Cerda and P. Robichaud (Eds.), *Fire effects on soils and r estoration strategies*, pp. 373-401. Science Publishers, Inc., Enfield, New Hampshire, USA.

PRINCÍPIOS GENÉRICOS DE GESTÃO PÓS-FOGO

VI. PRINCÍPIOS DE GESTÃO PARA MINIMIZAR IMPACTOS DE INCÊNDIOS FLORESTAIS

FRANCISCO MOREIRA
PAULO FERNANDES
JOAQUIM SANDE SILVA
JOÃO PINHO
MIGUEL BUGALHO

- 1. Introdução**
- 2. Princípios e estratégias de gestão**
- 3. Princípios de gestão à escala do povoamento florestal**
- 4. Técnicas de gestão de combustíveis**
 - 4.1. Gestão do combustível de superfície
 - 4.2. Gestão do combustível de copas
- 5. Gestão de combustíveis no espaço e no tempo**
 - 5.1. Faixas de gestão de combustíveis
 - 5.2. Mosaico de parcelas de gestão de combustível
 - 5.3. Expectativas, eficiência e otimização

1. Introdução

Este capítulo aborda os princípios de gestão com o objectivo de minimizar os impactes dos incêndios florestais. Estes princípios e estratégias dizem respeito a várias escalas temporais e espaciais, sendo que na componente espacial devem ser consideradas duas escalas distintas: a escala dos *povoamentos* e a escala da *paisagem*.

Num contexto de intervenções pós-fogo, estes princípios deverão ser aplicados em fases distintas, tendo desde logo em vista uma melhor resistência e resiliência dos ecossistemas afectados pelos incêndios face a novas ocorrências nas mesmas áreas. A recuperação de áreas ardidas envolve genericamente três fases distintas: (i) a primeira, muitas vezes designada como de “intervenção” ou “estabilização de emergência”, decorre logo após (ou ainda mesmo durante) a fase de combate ao incêndio e visa não só o controlo da erosão e a protecção da rede hidrográfica, mas também a defesa das infra-estruturas e das estações, habitats e espécies mais sensíveis ou com especial valor de conservação; (ii) segue-se uma fase de “reabilitação”, nos dois anos seguintes, em que se procede, entre outras acções, à avaliação dos danos e da reacção dos ecossistemas, à recolha de salvados e, eventualmente, ao controlo fitossanitário, a acções de recuperação biofísica e mesmo já à reflorestação de zonas mais sensíveis onde esta seja aconselhável; (iii) na terceira fase são planeados e implementados os projectos definitivos de recuperação/reflorestação, normalmente a partir dos três anos após a passagem do fogo. Mais detalhes sobre as diferentes fases da gestão pós-incêndios podem ser vistos no Capítulo V.

2. Princípios e estratégias de gestão

Os princípios genéricos de gestão para minimizar os impactes dos incêndios podem resumir-se em dotar os espaços florestais das características e infra-estruturas necessárias para a minimização da área ardida e consequentes danos ecológicos e patrimoniais, bem como gerir as interfaces floresta/agricultura e floresta/zonas edificadas. Estes princípios devem ser baseados em 3 aspectos essenciais:

- Facilitar e controlar o acesso às zonas florestais, permitindo as acções de vigilância, dissuasão, detecção e combate aos incêndios;

- Limitar a expansão dos incêndios compartimentando a paisagem e bloqueando os caminhos preferenciais do fogo, utilizando técnicas de gestão estratégica de combustíveis;
- Reduzir a severidade do fogo através das técnicas mais adequadas de gestão de combustíveis nos povoamentos e outras formações vegetais.

Pyne et al. (1996) distinguem três estratégias possíveis para a gestão de combustíveis, respectivamente, redução, conversão e isolamento, que podem ser usadas à escala da parcela ou do planeamento da paisagem. Os contextos biofísico e socioeconómico determinam a estratégia predominante e o balanço entre estratégias.

A **redução** de combustíveis, ou mais abrangentemente a sua modificação estrutural, altera a quantidade de combustível disponível para propagar o fogo e conseqüentemente reduz a intensidade do fogo. A redução da disponibilidade de combustível consegue-se removendo-o ou transformando-o. Para tal, podem utilizar-se técnicas alternativas que se aplicam isoladamente ou em conjugação: intervenções moto-manuais ou mecânicas no sub-bosque ou no arvoredo, fogo controlado, tratamento químico, e pastoreio dirigido.

A estratégia da **conversão** consiste na alteração da composição do coberto florestal e uso do solo, substituindo ou diminuindo a representatividade da vegetação de elevada combustibilidade. A mitigação do potencial de comportamento do fogo alcança-se através das características das espécies a implantar ou a favorecer, por exemplo formação de folhada compacta ou rapidamente decomposta. Adicionalmente, pode visar ou resultar em piro-ambientes mais húmidos e atenuadores da velocidade do vento. O critério para a substituição pode e deve incluir a resiliência da formação florestal à passagem do fogo. As espécies disponíveis para a conversão e as alterações ecológicas resultantes restringem a aplicabilidade desta estratégia. Em Portugal, e a prazo, a tendência natural de progressão da sucessão no sentido das quercíneas (esclerófilas ou caducifólias) ou de formações mistas resulta, num contexto florestal, na conversão desejada. A uma escala da paisagem, esta conversão pode ser conseguida através de políticas de planeamento e gestão do território.

A estratégia de **isolamento** interrompe a continuidade da vegetação e compartimenta o espaço florestal com o objectivo de confinar os incêndios.

Materializa-se através da instalação de faixas de largura variável nas quais se exclui, modifica estruturalmente ou converte a vegetação (Figura 1). Estas faixas corta-fogo, ou faixas de gestão de combustível, constituem assim a implementação linear das duas estratégias anteriores, preferencialmente acrescida de infra-estruturas de apoio à supressão do fogo.



FIGURA 1

Faixa de gestão de combustíveis efectuada com fogo controlado na serra do Marão.
(Foto: Paulo Fernandes).

3. Princípios de gestão à escala do povoamento florestal

À escala do povoamento florestal, as intervenções de silvicultura preventiva, incluindo a gestão do combustível propriamente dita, visam a redução da combustibilidade para níveis que aumentem as oportunidades e opções de controlo de um incêndio e, ou, que minimizem o impacto do fogo, nomeadamente no estrato arbóreo. Do ponto de vista prático, os tratamentos devem evitar fogos de copas ou transformar um fogo de copas num fogo de superfície. Estas intervenções incluem a modificação do tipo de vegetação ou da quantidade e estrutura do combustível.

Os princípios gerais que devem enquadrar as actividades de silvicultura preventiva à escala da formação florestal são os seguintes:

1. Reduzir a disponibilidade de combustível, por remoção ou modificação estrutural. Este princípio adequa-se aos tipos florestais (resinosas ou folhosas esclerófilas) cuja combustibilidade seja intrinsecamente mais elevada.
2. Favorecer estruturas florestais densas, que amenizem as condições ambientais favoráveis à propagação do fogo, isto é que reduzam a velocidade do vento e aumentem a humidade no interior da formação e que contrariem o desenvolvimento de sub-bosque heliófilo. Este princípio é eficaz em folhosas de folha caduca e resinosas de montanha, actuando em sinergia com a sua tendencialmente reduzida combustibilidade.
3. Para a maior parte dos tipos florestais, fomentar o desenvolvimento de características de maturidade, que reduz a vulnerabilidade estrutural ao fogo e o dano infligido às árvores. Em certos casos, porém, há algumas evidências que sugerem que as fases juvenis poderão ser menos combustíveis (e.g. *Eucalyptus globulus*).

A defesa contra incêndios em sistemas de silvicultura intensiva inicia-se na fase de desenho da plantação, a qual deve considerar a forma e dimensão dos talhões individuais, a densidade e características dos acessos, as faixas de interrupção e gestão do combustível, e a distribuição de classes de idade (FFMG, 2007). Além do controlo do combustível do sub-bosque, as práticas recomendadas para gerir a acumulação de combustíveis em plantações são a remoção dos resíduos lenhosos remanescentes da vegetação ou rotação anterior, o fomento do rápido crescimento das árvores e fecho de copas, a manutenção de densidade elevada (para evitar padrões de vento adversos em caso de incêndio), e a desramação precoce e frequente (FFMG, 2007).

O adensamento é consistente com a maximização da produção lenhosa mas quando a composição do povoamento favorece combustibilidade elevada tem efeitos contraproducentes. Se o fogo de superfície transitar para o copado – o que em condições meteorológicas severas pode suceder mesmo quando há descontinuidade vertical e tratamento do combustível de superfície – a consequência da densidade elevada será um fogo de copas extremamente violento, como o demonstram vários casos de estudo compilados por Fernandes e Rigolot (2007). Modelos de comportamento

do fogo e numerosa evidência empírica obtida nos E.U.A. após incêndios têm permitido a formulação de orientações para tratamento de combustíveis em florestas secas de coníferas. Em consonância com as etapas de desenvolvimento do fogo, preconiza-se a adopção da seguinte sequência de prioridades (Finney e Cohen, 2003; Graham et al., 2004):

1. Redução ou modificação estrutural do combustível superficial (manta morta e sub-bosque), para limitar a intensidade do fogo.
2. Desramação das árvores e eliminação de andares de transição (regeneração arbórea, arbustos altos), minimizando a possibilidade de transmissão do fogo ao copado.
3. Desbaste do povoamento, com o objectivo de dificultar a transmissão do fogo entre árvores, evitando o fogo de copas activo.

Pinhais resistentes a fogo frequente e de baixa severidade, inclusivamente na Península Ibérica (e.g. Fulé et al. 2008), apresentam-se abertos e verticalmente descontínuos, validando estas orientações (Figura 2). Os povoamentos cuja estrutura é assim modificada têm sido referidos como “corta-fogos sombreados” (Agee et al., 2000) e “zonas livres de fogo de copas” (FFMG, 2007) na literatura norte-americana e australiana, respectivamente.



FIGURA 2

Pinhal bravo resistente ao fogo, em Pegarinhos, Murça. O intervalo médio entre fogos sucessivos nesta área é de 6 anos. (Foto: Paulo Fernandes).

4. Técnicas de gestão do combustível

4.1. Gestão do combustível de superfície

Existe uma grande diversidade de técnicas de redução ou remoção dos combustíveis de superfície, com custos e eficácia muito diferenciadas, sendo em seguida apresentadas as mais relevantes no contexto nacional. Os recursos disponíveis e as condições locais de fisiografia, solo, clima e vegetação condicionam a escolha dos tratamentos de gestão do combustível mais adequados. Quando as exigências de manutenção são maiores, como nas faixas de gestão de combustível, é aconselhável o uso de sequências operacionais que combinem duas ou mais técnicas, e.g. Rigolot e Etienne (1998).

Fogo controlado

O fogo controlado (ou prescrito) consiste no uso planeado do fogo em condições ambientais compatíveis com a satisfação de objetivos de gestão específicos e formulados explicitamente. Das alternativas disponíveis para o controlo do combustível florestal, o fogo controlado é a mais utilizada mundialmente, devido à sua eficácia, versatilidade, possibilidade de uso em escala, e também por motivos económicos e ecológicos (Graham et al., 2004). O fogo controlado é a única intervenção de aplicação extensiva na paisagem, como sucede no sudeste e oeste dos EUA e na Austrália (Fernandes e Botelho, 2003). Em povoamentos florestais é o tratamento de eleição do combustível superficial, desde que a casca das árvores seja suficientemente espessa para evitar o dano no tronco ou a utilização económica não seja prejudicada pela permanência de material carbonizado (e.g. produção de pasta e papel) ou pelo calor/fogo (pinhais resinados ou de produção de fruto). Como principal limitação há a apontar a necessidade de execução dentro de uma janela meteorológica relativamente restrita, frequentemente coincidente com os dias frios e secos do Outono e Inverno.

O fogo controlado é, de entre os tratamentos alternativos de gestão do combustível superficial, aquele que assegura o mais completo impacto no complexo combustível (Graham et al., 2004):

1. Reduz efectivamente o combustível fino acumulado, e por tanto diminui substancialmente a energia que um incêndio subsequente pode libertar.

2. Reduz a continuidade horizontal do combustível, perturbando a expansão do fogo e diminuindo a probabilidade de focos secundários.
3. O combustível r emanescente é c onstituído por element os lenhosos grosseiros dispostos sobre manta morta compacta e por esqueletos de arbustos, com velocidade da combustão reduzida.
4. Dependendo da sua intensidade, o fogo controlado pode eliminar combustíveis de transição entre o sub-bosque e o estrato arbóreo (ramos mor tos, cascas suspensas, ar bustos alt os, r egeneração natural), subir a base da c opa por dessecação foliar , e causar mortalidade nos indivíduos dominados. Estes efeitos concorrem para dificultar um fogo de copas e diminuir o potencial de focos secundários.

Métodos manuais e mecânicos

As alternativas ao fogo controlado mais óbvias e mais usadas baseiam-se em meios mot o-manuais ou mecânicos. O corte da vegetação pode recorrer a motorroçadoras, corta-matos de facas e de correntes acoplados a tractor, destroçadores de mar telos e roçadores montados em br aço hidráulico. Comparativamente ao fogo controlado, as desvantagens mais óbvias residem nas restrições impostas pela topografia e tipo de solo, e na dificuldade, ou mesmo impossibilidade, de remover o combustível, com implicações económicas e de eficácia. Quando o combustível permanece no local, a efectividade das intervenções mecânicas na redução do perigo de incêndio está muito dependente do grau de modificação est rutural conseguido, por exemplo através de compactação ou estilhaçamento. Em plantações flor estais é muito comum a gradagem com discos, que simultaneamente corta e enterra todo o combustível. No entanto, à semelhança dos restantes tratamentos mecânicos, não afecta o combustível situado nas linhas de plantação, e por conseguinte dificilmente impede a progressão de um fogo impelido pelo vento. A prática, por vezes usada, de utilização de lâmina frontal associada a buldozer, pode acarretar efeitos negativos no solo, paisagem e património arqueológico.

Herbicidas

A aplicação de produtos fitocidas é eficiente no controlo da vegetação do sub-bosque, pese embora o custo relativamente elevado e a possibilidade de contaminação ambiental. O impacto não é contudo imediato, e a combustibilidade é temporariamente elevada por conversão de biomassa viva em morta (Brose e Wade, 2002).

Pastoreio

O pastoreio é essencialmente um complemento a outras intervenções, prolongando o espaço de tempo entre dois tratamentos consecutivos. O seu impacto é selectivo e disperso e depende do encabeçamento utilizado (e.g. Tsiouvaras et al., 1989), combinando o consumo de biomassa com um efeito de compactação.

O fogo e o pastoreio são processos ecológicos conceptualmente análogos. Ambos induzem perturbações da comunidade vegetal nomeadamente mortalidade de indivíduos e libertação de recursos e ambos são condicionados por características da vegetação comuns. Por exemplo, a quantidade de biomassa em pé, a proporção de material verde ou seco, a presença de compostos voláteis afectam tanto a probabilidade de ignição e propagação do fogo como a probabilidade de selecção de plantas pelos herbívoros (Bond e Keeley, 2005). Ambos os processos induzem efeitos nas comunidades tais como a alteração do balanço competitivo entre espécies ou da estrutura da comunidade.

No entanto, as características da vegetação que a tornam susceptível ao fogo são também aquelas que tornam a vegetação menos “apetecível” para os herbívoros. Estes normalmente evitam nas suas dietas plantas ricas em compostos voláteis ou anti-nutricionais e preterem o material seco ao verde, características que, ao invés, o fogo selecciona. Este factor tem implicações no controlo da vegetação combustível pelo pastoreio pois por vezes é necessário “obrigar” os animais a consumirem vegetação que normalmente não seleccionariam. Tal é possível utilizando-se suplementos alimentares ou cargas de pastoreio elevadas.

O conhecimento da estratégia alimentar dos animais (se são predominantemente consumidores de plantas lenhosas ou herbáceas) e o controlo da carga animal são factores essenciais na gestão da vegetação combustível pelo pastoreio. Por exemplo, em Portugal, no Alto Alentejo, experiências

de exclusão de pastoreio com cervídeos evidenciaram reduções de biomassa de herbáceas de 2 t/ha para 1.5 t/ha a cargas animais aproximadas de 0.4 indivíduos/ha (Ramos, 2006) o que pode ter implicações na propagação de fogos de superfície pois existe uma correlação forte e positiva entre a biomassa de herbáceas, em especial gramíneas, e a frequência dos fogos de superfície (Bond et al., 2001; Briggs et al., 2005). A utilização de animais cujas dietas sejam preferencialmente de herbáceas estará portanto mais vocacionada para o controlo do combustível fino e dos fogos de superfície que aquele origina (Hobbs, 2007).

Os animais que consomem preferencialmente espécies lenhosas encontram-se mais vocacionados para o controlo da vegetação arbustiva e arbórea. Por exemplo, em Huesca, Espanha, o controlo de *Genista scorpius*, uma arbustiva nativa problemática (devido ao seu potencial invasor e facilidade de ignição), foi efectivo através da utilização de pastoreio com cabras domésticas no Outono (tendo-se reduzido a sobrevivência da *G. scorpius* para 58% relativamente a áreas não pastadas) (Valderrábano e Torrano, 2000).

Ao nível do planeamento da paisagem, a utilização integrada do pastoreio e a instalação de pastagens pode contribuir para o controlo dos matos e a diminuição do risco de incêndio. Em Portugal, o pastoreio poderá contribuir para manter as redes de gestão de combustíveis. Caso a vegetação seja adequada em termos nutritivos, para além da redução da carga combustível, poderão potencialmente ocorrer ganhos de produção animal. Nos Estados Unidos da América (e.g. GoatsRUs, Goats Unlimited), e também em Portugal (Caprinos & Companhia) existem iniciativas empresariais cujos serviços são o controlo de vegetação ou eliminação de resíduos de culturas agrícolas, através da utilização de pastoreio por caprinos. Os rebanhos são transportados até às zonas alvo, confinados através de vedações eléctricas, com quantidades de água suficiente e deixados a pastar até que os objectivos de redução de carga combustível sejam cumpridos. Em alguns casos é necessário o fornecimento de suplementos de alimentação, particularmente se os tipos de vegetação a consumir tiver valores nutritivos baixos. A inventariação do potencial de utilização de herbívoros para controlo da carga combustível nas redes primária e secundária pode ser feito através da avaliação da disponibilidade e qualidade nutritiva da vegetação presente.

4.2. Gestão do combustível de copas

As intervenções silvícolas no estrato arbóreo recorrem à desramação das árvores e ao desbaste do povoamento, usando meios de corte moto-manuais ou mecânicos. O fogo controlado é também uma opção a considerar, particularmente em formações jovens ou de pouca estatura.

O tipo e intensidade do desbaste e a evolução posterior da vegetação determinam o impacto no complexo combustível e no piro-ambiente (Graham et al., 2004). A redução significativa do potencial de fogo de copas activo em resinosas exige desbastes relativamente fortes que originam povoamentos sub-lotados (Reyes e O'Hara, 2002). Um compromisso entre produção lenhosa e redução da combustibilidade é atingido através de desbastes pelo baixo que removam algumas árvores codominantes e dominantes (Peterson et al., 2003), especialmente recomendado para florestas densas constituídas por indivíduos pequenos (Weatherspoon e Skinner, 1996).

Paradoxalmente, o efeito imediato das operações silvícolas de tratamento do combustível das copas é de agravamento das condições do piro-ambiente, devido à adição de combustível ao sub-coberto e à abertura do povoamento ao vento e luz (Graham et al., 2004). Na verdade a remoção ou destroçamento do material produzido por um desbaste mais do que compensa o segundo efeito, sendo irrelevante um aumento da intensidade potencial do fogo de superfície na presença de uma redução drástica da possibilidade de fogo de copas (Weatherspoon, 1996). Intervenções complementares de tratamento dos resíduos de desbastes e desramações são portanto indispensáveis, tal como diversos estudos de caso demonstram (Graham et al., 2004). O custo envolvido é elevado, apesar de poder ser mitigado pelo valor comercial (inclusivamente para aproveitamento energético) do material lenhoso extraído.

5. Gestão de combustíveis no espaço e no tempo

O sucesso das actividades de prevenção de incêndios depende de adequado planeamento, o qual deve considerar questões espaciais e temporais. Onde intervir, como, quando e em que extensão? Nesta secção abordaremos sucintamente questões relacionadas com o planeamento, desempenho e optimização da gestão de combustíveis.

Do ponto de vista espacial, a operacionalização dos princípios e estratégias de gestão de combustíveis é redutível a duas opções, respectivamente intervenção linear ou em área. Em Portugal, as Redes Regionais de Defesa da Floresta contra Incêndios (RDFCI) foram conceptualizadas em torno destas duas opções. Estas RDFCI, propostas pelo Conselho Nacional de Reflorestação na sequência dos grandes incêndios de 2003 e 2005, e traduzidas em lei pelo Decreto-Lei nº 124/2006 de 28 de Junho (posteriormente alterado pelo Decreto-Lei nº 17/2009 de 14 Janeiro), têm como função primordial concretizar territorialmente, de forma coordenada, a estratégia regional de defesa da floresta contra incêndios (DFCI), a qual tem por finalidade a redução da taxa anual de incidência de fogos florestais para níveis social e ecologicamente aceitáveis. Esta estratégia aborda de forma integrada 3 áreas fundamentais:

1. Prevenção da eclosão do fogo, visando diminuir o número de ocorrências;
2. Planeamento do território, visando dotar os espaços florestais das características e infraestruturas necessárias para a minimização da área ardida e consequentes danos ecológicos e patrimoniais, bem como gerir as interfaces floresta/agricultura e floresta/zonas edificadas;
3. Combate aos incêndios, visando a redução da área de cada incêndio e a salvaguarda de pessoas e bens, incluindo não só a primeira intervenção como também toda a actividade de combate estendido.

As RDFCI são constituídas por um conjunto de redes e acções sectoriais, designadamente, (i) Rede de faixas de gestão de combustível; (ii) Mosaico de parcelas de gestão de combustível; (iii) Rede viária; (iv) Rede de pontos de água e de outros materiais retardantes; (v) Rede de vigilância e detecção de fogos; (vi) Rede de infraestruturas de combate. Neste subcapítulo concentramo-nos sobre faixas e parcelas de gestão dos combustíveis.

As **faixas de gestão de combustível** (FGC) servem uma lógica de contenção activa do fogo em bandas que definem compartimentos mais ou menos vastos. O tratamento extensivo em área, através das designadas **parcelas de gestão de combustível**, procura modificar o comportamento do fogo em áreas dispersas de grande dimensão e reduzir a conectividade na paisagem das manchas de grande combustibilidade, permitindo a adopção de um mais variado leque de tácticas de supressão. Cada uma destas duas

opções apresenta vantagens e inconvenientes e o peso relativo de cada uma nas RDFCI deve resultar das restrições associadas ao regime de fogo que se pretenda manter, aos sistemas e funções florestais prevalentes na região e aos diferentes aspectos sócio-económicos a respeitar.

5.1. Faixas de gestão de combustíveis

Podemos definir uma faixa de gestão de combustível (FGC) como uma parcela de território mais ou menos linear onde se garante a remoção total ou parcial de biomassa florestal, através da afectação a usos não florestais (agricultura, infraestruturas, etc.) e do recurso a determinadas actividades (silvopastorícia, etc.) ou a tratamentos silvícolas (desbastes, limpezas, fogo controlado, etc.), com o objectivo principal de reduzir o perigo de incêndio. As FGC cumprem três funções primordiais:

Objectivo 1: diminuir a superfície percorrida por grandes incêndios, permitindo e facilitando uma intervenção directa de combate na frente de fogo ou nos seus flancos;

Objectivo 2: reduzir os efeitos da passagem de grandes incêndios protegendo de forma passiva vias de comunicação, infra-estruturas e equipamentos sociais, zonas edificadas e povoamentos florestais de valor especial;

Objectivo 3: isolar potenciais focos de ignição de incêndios, como sejam as faixas contíguas às linhas eléctricas ou à rede viária, as faixas envolventes aos parques de recreio, etc.

De forma mais geral, ao nível da paisagem, as FGC têm por funções: (a) interromper efectivamente a continuidade de combustíveis de risco na paisagem, com o objectivo de reduzir a ocorrência de grandes incêndios; (b) reduzir a intensidade do fogo e proporcionar zonas alargadas onde as operações de supressão possam ser conduzidas com maior eficiência e segurança; (c) providenciar faixas que facilitem posteriormente outros trabalhos de tratamento dos combustíveis; (d) promover vários benefícios não relacionados com o fogo (e.g. diversidade de habitats, valor cénico da paisagem) (e.g. Weatherspoon e Skinner, 1996; Agee et al., 2000; Cumming, 2001; Rigolot, 2002; CNR, 2005).

Em Portugal, está a ser concebida uma rede de FGC a nível regional, de acordo com a funcionalidade e responsabilidade de manutenção: **(i) rede primária**, de nível sub-regional, delimitando compartimentos paisagísticos com determinada dimensão e sendo implementada nos espaços rurais; **(ii) rede secundária**, de nível municipal ou local, desenvolvida sobre redes viárias e ferroviárias, linhas eléctricas, envolventes aos aglomerados populacionais e a todas as edificações, aos parques de campismo, às infra-estruturas e parques de lazer e de recreio, aos parques e polígonos industriais, às plataformas logísticas e aos aterros sanitários; **(iii) rede terciária**, de nível local e apoiada nas redes viária, ferroviária, eléctrica e divisional das unidades de gestão florestal ou agro-florestal (vulgarmente designados como “aceiros”, “arrifes” ou “aceiros perimetrais”).

As especificações técnicas e objectivos para cada uma destas redes estão sumarizadas nas Tabelas 1 e 2. É importante salientar que a rede primária não é desenhada para parar, por si só, um incêndio, mas sim para conferir às forças responsáveis pelo combate uma maior probabilidade de sucesso no ataque e contenção de um grande fogo florestal.



TABELA 1 ESPECIFICAÇÕES TÉCNICAS DAS FAIXAS DE GESTÃO DE COMBUSTÍVEIS EM PORTUGAL			
TIPO DE FGC	REDE PRIMÁRIA	REDE SECUNDÁRIA	REDE TERCIÁRIA
LARGURA	>125-400m	>7-100m	6-10m
FORMA	1. rede 2. definindo blocos de 500-10,000 ha	Linhas ou buffers;	Linhas ou buffers
OBJECTIVOS	1. facilitar a supressão e diminuir a dimensão dos incêndios 2. promover a protecção passiva das áreas urbanas, equipamentos sociais e florestas com valor de conservação 3. facilitar a supressão de ignições	1. promover a protecção passiva das áreas urbanas, equipamentos sociais e florestas com valor de conservação 2. facilitar a supressão de ignições	1. facilitar a supressão de ignições
CRITÉRIOS PARA LOCALIZAÇÃO	1. eficácia esperada e segurança das forças de combate 2. topografia e uso do solo 3. ventos predominantes e historial anterior do fogo 4. custos de manutenção 5. ao longo de estradas 6. aproveitando estruturas lineares de grande dimensão (e.g. parques eólicos)	na adjacência das estruturas-alvo (estradas, áreas urbanas, linhas eléctricas, ferrovias, etc.)	na adjacência de estradas florestais, limites de parcelas e linhas eléctricas que atravessem povoamentos florestais
TÉCNICAS DE GESTÃO	1. fogo controlado 2. pastoreio 3. actividades agrícolas 4. tratamentos mecânicos 5. cobertura arbórea < 30-50% 6. base das copas > 3 m 7. carga combustível arbustiva < 2 ton/ ha	1. fogo controlado 2. pastoreio 3. actividades agrícolas 4. tratamentos mecânicos	1. fogo controlado 2. tratamentos mecânicos



TABELA 2 ESPECIFICAÇÕES TÉCNICAS ADICIONAIS PARA AS FAIXAS DE GESTÃO DE COMBUSTÍVEIS NAS INTERFACES URBANO-RURAIS		
TIPO DE ÁREA	LARGURA	ESPECIFICAÇÕES TÉCNICAS
ZONAS URBANAS	> 50-100 m	<ol style="list-style-type: none"> 1. distância entre copa das árvores > 4 m 2. desramações até 4m acima do solo ou 50% da altura das árvores 3. carga de combustível < 2 ton/ha, com < 20% cobertura por vegetação não superior a 100 cm de altura
EDIFÍCIOS ISOLADOS	> 50 m	<ol style="list-style-type: none"> 1. copas das árvores e arbustos a mais de 5 m dos edifícios 2. distância entre copas das árvores > 4 m 3. desramações até 4 m acima do solo ou 50% da altura das árvores 4. carga de combustível arbustivo < 2 ton/ha, com < 20% cobertura por vegetação não superior a 100 cm de altura 5. sempre que possível, faixas pavimentadas com 1-2 m em redor dos edifícios 6. uma faixa de 10m em redor do edifício sem combustíveis (excepto algumas árvores ou arbustos isolados)
FERROVIAS	> 10 m	
ESTRADAS	> 10 m	
LINHAS ELÉCTRICAS	> 7-10 m	
LOCAIS DE CAMPISMO, ZONAS DE RECREIO, ÁREAS INDUSTRIAIS	> 100 m	<ol style="list-style-type: none"> 1. copas das árvores e arbustos a mais de 5 m dos edifícios 2. distância entre copas das árvores > 4 m 3. desramações até 4 m acima do solo ou 50% da altura das árvores 4. carga de combustível arbustivo < 2 ton/ha, com < 20% cobertura por vegetação não superior a 100 cm de altura 5. sempre que possível, faixas pavimentadas com 1-2 m em redor dos edifícios

A rede primária deve apoiar-se sempre na rede viária existente, sem a qual não possui qualquer utilidade para as operações de combate ao fogo. O desenho da rede primária deve ter em consideração as particularidades da paisagem local e os padrões históricos dos incêndios na região, designadamente no que respeita às causas da ignição e às condições meteorológicas e de combustíveis que propiciam o desenvolvimento de fogos de grande extensão e intensidade. No desenho e estruturação das FGC deverão ser utilizados, sempre que possível, modelos de simulação de comportamento do fogo.

Por outro lado, a concepção de uma FGC implica a ad opção simultânea de *programa de manutenção* (em intervalos de 2-5 anos), sem o qual se torna virtualmente ineficaz ou mesmo perigosa. A manutenção deverá desejavelmente ser integrada com actividades geradoras de recursos financeiros como a silvopastorícia, a caça, a recolha de biomassa par a energia, a agricultura ou a produção de frutos silvestres. Igualmente deverá ser otimizada a utilização de sapadores florestais ou de outras estruturas locais que operem na gestão de combustíveis.

As FGC podem tomar formas diversas, integrando, aproveitando e expandindo a diversidade de usos da terra na sua concepção. Esta estratégia abarca desde faixas nuas e estreitas, com origem nos programas de reflorestação e que servem também propósitos da gestão e exploração florestal, até corta-fogos arborizados, largos (100-400 m) e equipados para o combate ao fogo (Pyne et al., 1996), passando pela utilização de terrenos agrícolas ou áreas sem combustível (albufeiras, rios, afloramentos rochosos). Desta forma são criadas condições que dilatam a capacidade de intervenção dos meios de combate terrestres ao aumentarem a sua segurança, eficiência e produtividade, e a eficácia das descargas efectuadas por aeronaves (Weatherspoon e Skinner, 1996). Estes autores assinalam porém que as FGC não modificam o comportamento e efeitos do fogo na massa florestal, uma vez atingida, implicam um custo de manutenção elevado e perpetuo (e que tendencialmente exclui a gestão de combustíveis das manchas florestais), e assenta em pressupostos facilmente violados (ver 5.3).

5.2. Mosaico de parcelas de gestão de combustível

Em conjunto com as FGC, a manutenção de um mosaico de parcelas onde se procede à gestão dos vários estratos de combustível e à diversificação da estrutura e composição das formações florestais e de matos, contribui decisivamente para mitigar a possibilidade de ocorrência de fogos de dimensão e severidade catastróficas.

Tal como no caso das faixas da rede primária, a localização, tipo e forma de instalação das parcelas deve ser determinada por uma análise inicial dos “caminhos” preferenciais do fogo e das condicionantes ecológicas, silvícolas, históricas e socioeconómicas na região, complementada pela simulação do comportamento do fogo. O objectivo aqui é garantir

uma implementação territorial de áreas tratadas que reduza a conectividade entre manchas de elevada combustibilidade e optimize os benefícios face às diferentes restrições em jogo, sejam elas o custo da sua criação e manutenção, a facilidade de combate aos incêndios, o impacte paisagístico, etc. Deverão ser observadas as seguintes orientações gerais para a sua implantação (no caso de formações florestais ou matos):

- A descontinuidade deve ser mantida em par celas de 20 a 60 ha, com variação na composição, idade e estrutura dos povoamentos;
- deverão ser identificadas anualmente as localizações estratégicas para a realização de ações de redução de combustíveis e alteração da estrutura dos povoamentos, bem como as superfícies que naturalmente cumprem as funções das par celas ou faixas: áreas agrícolas, águas interiores, áreas queimadas, afloramentos rochosos, infra-estruturas turísticas (campos de golfe), etc.;
- em igualdade de circunstâncias, deve ser dada prioridade ao tratamento de blocos adjacentes às FGC, em especial no que respeita à gestão do estrato arbustivo e à eliminação dos factores que propiciam os saltos de fogo longos.

5.3. Expectativas, eficiência e optimização

As expectativas em relação à gestão de combustíveis são frequentemente excessivas. Embora tal possa suceder, não é expectável que os tratamentos do combustível detenham por si só a expansão dos incêndios, particularmente em condições meteorológicas severas. Assim, a prontidão e desempenho do dispositivo de supressão do fogo condicionam geralmente a efectividade da gestão do combustível. As opções de combate ao incêndio e a efectividade da tática de supressão utilizada aumentam na presença de tratamentos recentes. A gestão de combustíveis pode porém não resultar em redução da área ardida no pior dos cenários meteorológicos, muito embora o decréscimo da intensidade do fogo mitigue os impactes ambientais e socioeconómicos dos incêndios nas áreas tratadas.

O sucesso da estratégia de isolamento mede-se pelo grau em que a expansão do incêndio nas áreas tratadas é limitada em área ou em perímetro. As intervenções lineares de gestão do combustível são as mais praticadas na Europa, mas o seu desempenho face ao fogo é incerto.

É ponto assente que a contenção por faixas est reitas de interrupção do combustível se restringe aos flancos ou retaguarda do incêndio (FFMG, 2007). FGC bem dimensionadas, isto é com largura superior a 100 m, são frequentemente atravessadas ou transpostas por incêndios de grande intensidade, devido à projecção de faúlhas com capacidade para iniciar focos secundários, orientação desfavorável em relação à cabeça do incêndio, ou inadequada manutenção ou armazenamento com meios de combate. A rede de faixas de gestão do sul de França raras vezes deteve a progressão frontal dos incêndios em 2003, apesar de ter atrasado o seu avanço e ter restringido a sua expansão lateral (Perchat e Rigolot, 2005).

A modificação estrutural do complexo combustível, de acordo com os princípios atrás enunciados, altera inegavelmente o comportamento e a severidade do fogo em floresta de coníferas (e.g., Pollet e Omi, 2002; Fernandes e Botelho, 2003; Finney et al., 2003; Fernandes e Rigolot, 2007; Safford et al., 2009). Estas evidências procedem essencialmente de observações em incêndios ou de análises comparativas pós-fogo, o que restringe a generalização dos resultados. Experimentação em eucaliptal (Gould et al., 2007) e pinhal bravo (Fernandes et al., 2004; Fernandes, 2009) põe em evidência a importância crítica do tempo decorrido desde o tratamento (Caixa 1). Condições estruturais e de acumulação de combustível mais benignas que na situação pré-tratamento podem perdurar por 10-15 anos. No entanto, do ponto de vista prático da supressão de um incêndio, a persistência do efeito será substancialmente mais curta.



CAIXA 1

LONGEVIDADE DO EFEITO DO FOGO CONTROLADO EM PINHAL BRAVO

A diminuição da combustibilidade é geralmente evidente imediatamente após o tratamento do combustível, mas a compreensão das alterações temporais subsequentes é limitada. Simulações para o pinhal bravo do noroeste de Portugal, sob condições meteorológicas extremas, indicam que a redução de combustível que resulta da prática do fogo controlado diminui em 96% a intensidade de um incêndio, com uma variação de 59-100% (Fernandes e Botelho, 2004).

A experimentação deve constituir a base das recomendações sobre efectividade e periodicidade dos tratamentos do combustível. Com este objectivo, Fernandes et al. (2004) efectuaram na serra da Padrela um fogo experimental no Verão, que percorreu um pinhal bravo com 28 anos de idade que incluía parcelas nunca intervencionadas e queimadas 13, 3 e 2 anos antes, respectivamente designadas por U, RX13, RX3 e RX2. Nas parcelas U e RX13 todas as árvores vieram a morrer e observou-se uma variação entre um fogo intenso de superfície e um fogo de copas, cuja intensidade atingiu cerca de 11 000 kW/m; esta variação foi sobretudo explicada pela variação na velocidade do vento, mas a intensidade do fogo tendeu a ser menor em RX13 para ventos comparáveis. Uma mudança drástica no comportamento do fogo foi observada em RX3 e RX2, onde o fogo se restringiu ao estrato superficial, respectivamente com intensidade reduzida e moderada e mortalidade arbórea de 55 e 41%.

No mesmo povoamento, compararam-se as características de 36 fogos experimentais (no período de Novembro a Junho) distribuídos por combustíveis com 10 e 25 anos de acumulação, respectivamente T10 e T25 (Fernandes, 2009). As duas situações diferiram estatisticamente nas cargas do horizonte de folhada em decomposição e dos arbustos, correspondendo em T10 respectivamente a 64% e 80% dos valores de T25. Após consideração do efeito de outras variáveis ambientais, verificou-se em T10 uma redução de 25% no comprimento da chama em relação a T25, não havendo distinção entre as respectivas velocidades de propagação do fogo.

Os dois estudos mostram como a persistência do efeito do tratamento com fogo controlado depende da dinâmica do combustível, isto é do tempo necessário para a sua reconstituição em carga e estrutura. No noroeste de Portugal o regresso às quantidades de manta morta e arbustos anteriores à intervenção faz-se respectivamente em 11 e 14 anos (Fernandes et al., 2002). Contudo, o facto do sucesso do ataque directo à cabeça de um incêndio ser comprometido quando a carga de combustível fino excede 8-10 t/ha sugere uma periodicidade ideal de 2-4 anos para o tratamento (Fernandes e Rigolot, 2007).

Os benefícios que advêm da modificação estrutural do complexo combustível são menos visíveis em sistemas dominados por fogos de copas. Em matos mediterrâneos, onde a intensidade do fogo atinge níveis extremos mesmo sob condições meteorológicas relativamente suaves, a eficácia e persistência do fogo controlado têm sido questionadas, e.g. Keeley e Zedler (2009). Em Portugal (dados de 1998-2008), a dimensão máxima dos incêndios tende a aumentar com o envelhecimento dos matos, e em áreas ocupadas por mosaicos de vegetação com idade média igual ou inferior a 4 anos a dimensão máxima dos incêndios foi sempre inferior a 400 ha (Fernandes et al., 2010).

O sucesso de qualquer estratégia de gestão do combustível é inseparável do seu padrão espacial, ou seja a dimensão, forma, orientação e densidade das zonas de intervenção (Finney e Cohen, 2003). É com facilidade que os grandes incêndios contornam, atravessam ou transpõem áreas estreitas, pequenas ou isoladas. Tratamentos dispersos e com localização aleatória, insuficientemente dimensionados ou com uma presença pouco significativa na paisagem reduzirão localmente a intensidade e severidade do fogo mas dificilmente servirão de obstáculo à sua expansão. A gestão de combustíveis deve recair sobre áreas estratégicas, em que as manchas tratadas apresentem um grau razoável de sobreposição na direção de propagação do fogo.

No SW da Austrália o tratamento do eucalipto com fogo controlado ao longo dos últimos 50 anos reduziu drasticamente a possibilidade de desenvolvimento de grandes incêndios (Boer et al., 2009). Nessa região, 71% da variação na área anual ardida é explicável pela superfície tratada com fogo controlado nos 6 anos anteriores, que é aplicado em manchas individuais extensas com vista à formação de mosaicos de combustível de idade variada. Como regra geral, a manutenção estratégica de cerca de 20% do território num estado de combustibilidade reduzida é satisfatória, permitindo reduzir para metade a área ardida num determinado intervalo de tempo (Finney, 2003). Este esforço de intervenção corresponde ao tratamento anual de 5% da paisagem, admitindo um intervalo de 4 anos entre tratamentos; naturalmente que a conjugação das estratégias de modificação estrutural e de conversão permitiria reduzir aquela taxa anual de esforço.

As decisões sobre os níveis pretendidos de redução do perigo e como os atingir devem ser ancoradas em informação espacialmente explícita sobre a probabilidade de incêndio. O uso de simuladores do comportamento e expansão do fogo na paisagem torna o processo de decisão mais objectivo e permitem comparar alternativas de intervenção. Aqui há que destacar o software FlamMap que permite otimizar o planeamento espacial da gestão de combustíveis ao identificar os “caminhos” preferenciais do fogo e as localizações de tratamento que maximizam os benefícios obtidos (Finney, 2007).

Ao planeamento espacial dos tratamentos do combustível sucede-se o planeamento à escala da unidade de intervenção, materializado numa prescrição explícita das modificações no complexo combustível. O desenvolvimento da prescrição exige a avaliação do comportamento do fogo, única forma de relacionar a pretendida resistência ao fogo com a concretização das operações necessárias. A simulação do comportamento do fogo preenche a necessidade de seguir critérios objectivos e quantitativos, contribuindo para a superar a actual incipiência das recomendações quantitativa de silvicultura preventiva. Infelizmente os actuais modelos de comportamento do fogo são limitados na sua capacidade de predição (e.g. Cruz e Alexander, 2010), nomeadamente no que se refere ao efeito das alterações estruturais nas características do fogo, o que naturalmente condiciona a capacidade de desenvolvimento de prescrições sólidas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGEE J., BAHRO, B., FINNEY, M., OMI, P., SAPSIS, D., SKINNER, C., VAN WAGTENDONK, J., WEATHERSPOON, C., 2000 — The use of shaded fuelbreaks in landscape fire management. *Forest Ecology and Management* 127, 55-66.

BOER, M. M., SADLER, R. J., WITTKUHN, R. S., MCCAW, L., GRIERSON, P. F., 2009 — Long-term impacts of prescribed burning on regional extent and incidence of wildfires – Evidence from 50 years of active fire management in SW Australian forests. *Forest Ecology and Management* 259, 132-142.

BOND, W. J., SMYTHE, K. A., BALFOUR, D. A., 2001 — Acacia species turnover in space and time in African savanna. *Journal of Biogeography* 28, 117-128.

BOND, W. J., KEELEY, J. E., 2005 — Fire as a global “herbivore”: the ecology and evolution of flammable ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution* 20, 387-394.

BRIGGS, J. M., KNAPP, A. K., BLAIR, J. M., HEISLER, J. L., HOCH, G. A., LETT, M. S., MCCARRON, J. K., 2005 — An ecosystem in transition. Causes and consequences of the conversion of mesic grassland to shrubland. *BioScience* 55, 243-254.

BROSE P., WADE, D., 2002 — Potential fire behavior in pine flatwood forests following three different fuel reduction techniques. *Forest Ecology and Management* 163, 71-84.

CNR, 2005 — Orientações estratégicas para a recuperação das áreas ardidas em 2003 e 2004. MADRP, Lisboa.

CRUZ, M., ALEXANDER, M., 2010 — Assessing crown fire potential in coniferous forests of western North America: a critique of current approaches and recent simulation studies. *International Journal of Wildland Fire* 19, 377-398.

CUMMING, S. G., 2001 — Forest type and wildfire in the Alberta boreal mixedwood: what do fires burn? *Ecological Applications* 11, 97-110.

FERNANDES P., BOTELHO, H., 2003 — A review of prescribed burning effectiveness in fire hazard reduction. *International Journal of Wildland Fire* 12, 117-128.

FERNANDES, P. M., BOTELHO, H., 2004 — Analysis of the prescribed burning practice in the pine forest of northwestern Portugal. *Journal of Environmental Management* 70, 15-26.

FERNANDES, P., LOUREIRO, C., BOTELHO, H., 2004 — Fire behaviour and severity in a maritime pine stand under differing fuel conditions. *Annals of Forest Science* 61, 537-544.

FERNANDES, P., LOUREIRO, C., BOTELHO, H., FERREIRA, A., FERNANDES, M., 2002 — Avaliação indirecta da carga de combustível em pinhal bravo. *Silva Lusitana* 10, 73-90.

FERNANDES, P. M., 2009 — Examining fuel treatment longevity through experimental and simulated surface fire behaviour: a maritime pine case study. *Canadian Journal of Forest Research* 39, 2529-2535.

FERNANDES, P. M., LOUREIRO, C., MAGALHÃES, M., FERREIRA, P., 2010 — Testing the fire paradox: is fire incidence in Portugal affected by fuel age? In: Azevedo, J.C., Feliciano, M., Castro, J., Pinto, M.A. (Eds.), *Forest Landscapes and Global Change – New Frontiers in Management, Conservation and Restoration*, Proceedings of the IUFRO Landscape Ecology Working Group International Conference, IPB, Bragança. pp. 705-710.

FERNANDES, P. M., RIGOLOTT, E., 2007 — Fire ecology and management of maritime pine (*Pinus pinaster* Ait.). *Forest Ecology and Management* 241, 1-13.

FFMG, 2007 — Softwood Plantation Fire Synopsis. Forest Fire Management Group.

FINNEY, M., 2003 — Calculating fire spread rates across random landscapes. *International Journal of Wildland Fire* 12, 167-174.

FINNEY, M., COHEN, J., 2003 — Expectation and evaluation of fuel management objectives. In: Omi, P., Joyce, L. (Eds.), *Fire, Fuel Treatments, and Ecological Restoration*, USDA Forest Service, Proc. RMRS-P-29, Ogden. pp. 353-366.

FINNEY, M., 2007 — A computational method for optimizing fuel treatment locations. *International Journal of Wildland Fire* 16, 702-711.

FINNEY, M., BARTLETTE, R., BRADSHAW, L., CLOSE, K., COLLINS, B., GLEASON, P., HAO, W., LANGOWSKI, P., MCGINELY, J., MCHUGH, C., MARTINSON, E., OMI, P., SHEPPERD, W., ZELLER, K., 2003 — Fire behavior, fuel treatments, and fire suppression on the Hayman fire. In: Graham, R. (Tech. Ed.), *Hayman Fire Case Study*, USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-114, Fort Collins. pp. 33-147.

FULÉ, P., RIBAS, M., GUTIÉRREZ, E., VALLEJO, R., KAYE, M., 2008 — Forest structure and fire history in an old *Pinus nigra* forest, eastern Spain. *Forest Ecology and Management* 255, 1234-1242.

GOULD, J., MCCAWE, L., CHENEY, P., ELLIS, P., KNIGHT, I., SULLIVAN, A., 2007 — Project Vesta – Fire in dry eucalypt forest: fuel structure, fuel dynamics and fire behaviour. *Ensis-CSIRO and Department of Environment and Conservation, Canberra, ACT, and Perth, WA.*

GRAHAM, R., MCCAFFREY, S., JAIN, T. (TECH. EDS.), 2004 — Science Basis for Changing Forest Structure to Modify Wildfire Behavior and Severity. *USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-120, Fort Collins.*

HOBBS, N. T., 2007 — Large herbivores as sources of disturbance in ecosystems. In: Danell, K., Bergstrom, R., Duncan, P., Pastor, J. (Eds) *Large Herbivore Ecology, Ecosystem Dynamics and Conservation*. Cambridge University Press, pp 261-282.

KEELEY, J., ZEDLER, P., 2009 — Large, high-intensity fire events in southern California shrublands: debunking the fine-grain age patch model. *Ecological Applications* 19, 69-94.

PERCHAT, S., RIGOLOTT, E., 2005 — Comportement au feu et utilisation par les forçes de lutte des coupures de combustible touchées par les grands incendies de la saison 2003. *Ed. De la Cardère, Morières.*

PETERSON, D., JOHNSON, M., AGEE, J., JAIN, T., MCKENZIE, D., REINHARDT, E., 2003 — Fuels planning: managing forest structure to reduce fire hazard. In: 5th Symp. Fire and Forest Meteorology and 2nd International Wildland Fire Ecology and Fire Management Congress, 3D.5. American Meteorological Society (CD-ROM).

POLLET J., OMI, P., 2002 — Effect of thinning and prescribed burning on crown fire severity in ponderosa pine forests. *International Journal of Wildland Fire* 11, 1-10.

PYNE, S., ANDREWS, P., LAVEN, R., 1996 — *Introduction to Wildland Fire*. 2nd edn. John Wiley and Sons, New York.

RAMOS, M. L., 2006 — Efecto de los cérvidos no ciclo de nutrientes e produtividade de uma pastagem. Tese final de Licenciatura em Engenharia Florestal. ISA,UTL, Lisboa.

REYES, C., O'HARA, K., 2002 — Quantifying stand targets for silvicultural prevention of crown fires. *Western Journal of Applied Forestry* 17, 101-109.

RIGOLOT, E., 2002 — Du plan départemental à la coupure de combustible. Guide méthodologique et pratique. *Réseau Coupures de Combustible n.º 6*, Éditions de Carrière Morières, 48 p.

RIGOLOT, E., ETIENNE, M., 1998 — Impact of fuel control techniques on *Cistus monspeliensis* dynamics. In: Proc. 13th Conf. on Fire and Forest Meteorology, International Association of Wildland Fire, Fairfield. pp. 467-471.

SAFFORD, H. D., SCHMIDT, D. A., CARLSON, C. H., 2009 — Effects of fuel treatments on fire severity in an area of wildland-urban interface, Angora Fire, Lake Tahoe Basin, California. *Forest Ecology and Management* 258, 773-787.

TSIOUVARAS, C., HAVLIK, N., BARTOLOME, J., 1989 — Effects of goats on understory vegetation and fire hazard reduction in a coastal plain in California. *Forest Science* 35, 1125-1131.

VALDERRÁBANO J., TORRANO L., 2000 — The potential for using goats to control *Genista scorpius* shrubs in European black pine stands. *Forest Ecology and Management*. 126, 377-383.

WEATHERSPOON, C., 1996 — Fire-silviculture relationships in Sierra forests. In: Sierra Nevada Ecosystem Project: Final Report to Congress, vol. II, Assessments and Scientific Basis for Management Options, University of California, Davis. pp. 1167-1176.

WEATHERSPOON, C., SKINNER, C., 1996 — Landscape-level strategies for forest fuel management. In: Sierra Nevada Ecosystem Project: Final Report to Congress, vol. II, Assessments and Scientific Basis for Management Options, University of California, Davis. pp. 1471-1492.

PRINCIPIOS GENÉRICOS DE GESTÃO PÓS-FOGO

VII.

PERIGO, INCIDÊNCIA E SEVERIDADE DO FOGO NAS FLORESTAS PORTUGUESAS

JOAQUIM SANDE SILVA

PAULO FERNANDES

FILIPE X. CATRY

FRANCISCO MOREIRA

FRANCISCO REGO

- 1. Introdução**
- 2. Perigo de incêndio das florestas portuguesas: composição versus estrutura florestal**
- 3. Incidência do fogo**
 - 3.1. Padrões de selecção pelo fogo por diferentes tipos de coberto do solo
 - 3.2. O risco de incêndio de vários tipos de floresta em Portugal
- 4. Modificação da severidade do fogo em tipos florestais contíguos a pinhal bravo**
- 5. Implicações para a gestão**

1. Introdução

Este capítulo resume os resultados da investigação realizada durante os últimos anos, no âmbito do projecto “Recuperação de áreas ardidas” e de outros projectos que foram desenvolvidos em paralelo pela equipa do projecto, com relevância para a gestão do fogo e das áreas ardidas. A informação encontra-se sumariada em três secções, que abordam, sequencialmente, o perigo de incêndio, os padrões de incidência do fogo em diferentes tipos de coberto do solo, e as alterações de níveis de severidade do fogo em função do tipo de floresta.

2. Perigo de incêndio das florestas portuguesas: composição versus estrutura florestal

A descrição e classificação das características do combustível florestal conduzem directamente à avaliação da combustibilidade ou perigo de incêndio, que no contexto da análise do risco de incêndio se refere ao comportamento potencial do fogo.

O Inventário Florestal Nacional (IFN) inclui variáveis que descrevem a estrutura e composição da floresta Portuguesa. A análise estatística dos dados do IFN efectuada por Godinho-Ferreira et al. (2005) sintetizou em 22 tipos florestais a variabilidade existente. Cada tipo foi definido por uma conjugação da(s) espécie(s) dominante(s) com a estrutura do povoamento, a qual foi descrita simplesmente por uma de quatro combinações entre os parâmetros altura (baixa ou alta) e densidade (formações abertas ou fechadas).

Com o objectivo de analisar e classificar o perigo de incêndio nestes tipos de floresta, Fernandes (2009) fez corresponder a cada tipo florestal um modelo de combustível, considerando apenas os 19 tipos estritamente florestais. Para esse efeito, a descrição estrutural de cada tipo (considerando a folhada e sub-bosque) foi traduzida nos parâmetros que constituem um modelo de combustível (ver Capítulo I) e que são necessários para estimar as características de comportamento do fogo através de software que implementa o modelo de Rothermel (1972). A combustibilidade de cada tipo florestal é determinada pelas características do complexo combustível mas também pelo piro-ambiente inerente à formação vegetal, isto é a forma como a sua estrutura afecta a velocidade do vento e humidade do combustível morto, e como a sua composição determina

a humidade do combustível vivo. A simulação do comportamento do fogo, efectuada com o software Behave Plus (Andrews et al., 2005) para condições estivais severas, levou aqueles efeitos em consideração. A avaliação do perigo de incêndio baseou-se em três parâmetros, respectivamente a *velocidade de propagação do fogo*, a sua *intensidade frontal* e a *probabilidade de fogo de copas*, cujas estimativas se converteram em índices relativos (escala 0-100). Uma análise conjunta dos índices permitiu agrupar os tipos florestais por nível geral de perigo de incêndio.

Os resultados evidenciaram uma enorme variação no perigo de incêndio (Figura 1), sugerindo que a estrutura dos povoamentos é mais determinante que a sua composição em espécies. Por exemplo, a velocidade de propagação e intensidade do fogo variam respectivamente dez e nove vezes nos quatro tipos estruturais de eucaliptal. Pinheiro bravo, sobreiro e eucalipto incluem pelo menos uma variante estrutural – alto e aberto no caso do pinheiro e eucalipto, e alto (fechado ou aberto) no caso do sobreiro – onde não é expectável a ocorrência de fogo de copas.

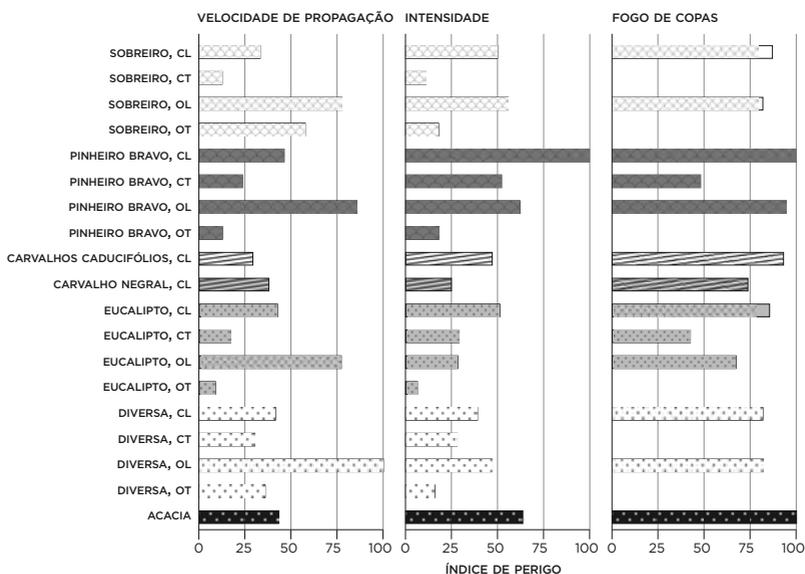


FIGURA 1

Componentes do perigo de incêndio dos diferentes tipos de floresta em Portugal. Tipos estruturais: CL = fechada e baixa, CT = fechada e alta, OL = aberta e baixa, OT = aberta e alta. Adaptado de Fernandes (2009).

Nos povoamentos abertos e baixos a humidade do combustível morto é menor e a exposição ao vento maior, contribuindo decisivamente para o maior potencial de expansão do fogo. No entanto, as estruturas abertas tendem a registar menores cargas de combustível e revestimento arbustivo, provavelmente reflectindo a dinâmica do combustível associada a plantações jovens e povoamentos maduros, bem como o tipo de gestão predominante no montado. Os carvalhais tendem a apresentar o sub-bosque mais expressivo e mais húmido, com efeitos contraditórios no comportamento do fogo. A base da copa apresenta-se por sua vez mais elevada nos povoamentos de maior estatura, o que diminui a probabilidade do fogo de copas. Os extremos superior e inferior da intensidade do fogo e potencial de fogo de copas são compreensivelmente ocupados por formações baixas e densas e por florestas altas e abertas, as primeiras apresentando desenvolvimento do sub-bosque e acumulação de combustível mais elevados. A classificação e distribuição dos tipos de floresta por classe de perigo podem ser vistas na Tabela 1.

TABELA 1
CLASSES DE PERIGO DE INCÊNDIO PARA OS VÁRIOS TIPOS
DE FLORESTA PORTUGUESA. BASEADO EM FERNANDES (2009)

PERIGO	TIPOS DE FLORESTA
BAIXO	
Velocidade de propagação variável. Intensidade reduzida. Risco nulo de fogo de copas.	Florestas abertas e altas; Florestas fechadas e altas de (i) <i>Quercus suber</i> ou (ii) outras florestas diversas (maioritariamente <i>Pinus pinea</i> , <i>P. sylvestris</i> , <i>Castanea sativa</i> e carvalhos de folha caduca)
MODERADO	
Fogo de superfície com potencial moderado. Risco elevado de fogo de copas, mas apenas moderado em pinhal bravo e eucaliptal.	Florestas fechadas e baixas de (i) carvalhos de folha caduca, (ii) sobreiros e (iii) floresta diversa (e.g. <i>Quercus rotundifolia</i> , <i>P. pinea</i> , <i>P. sylvestris</i> , <i>C. sativa</i> , entre outros); Florestas fechadas e altas de <i>P. pinaster</i> ; Florestas altas (abertas ou fechadas) de eucalipto
ALTO	
Intensidade moderada a elevada. Velocidade de propagação e susceptibilidade a fogo de copas são muito elevadas.	Florestas abertas e baixas
MUITO ALTO	
Velocidade de propagação moderada. Intensidade elevada a muito elevada. Risco extremo de fogo de copas.	Florestas fechadas e baixas de <i>P. pinaster</i> , eucaliptos e acácias

Os resultados não são inesperados, já que coincidem com observações dos efeitos da composição e estrutura florestal na incidência e severidade do fogo (ver as restantes secções deste capítulo), e vão de encontro aos princípios de silvicultura preventiva e gestão de combustíveis enunciados no Capítulo VI.

A metodologia adoptada permitiu avaliar de forma consistente e objectiva a combustibilidade associada a cada tipo florestal. Os resultados indicam que devem ser evitadas as generalizações sobre o perigo de incêndio efectuadas apenas com base na composição específica dos povoamentos. Pelo contrário, a estrutura florestal – que afecta o piro-ambiente meteorológico e tem alguma correlação com as características do complexo combustível – influencia sobremaneira a vulnerabilidade ao fogo. Desta forma torna-se evidente a relevância das actividades de gestão, pelo impacto que têm na dinâmica do combustível e do povoamento: o perigo de incêndio associado a tipos florestais de combustibilidade intrinsecamente elevada, como o pinhal bravo, o eucaliptal e as quercíneas esclerófilas, varia decisivamente com o tipo e intensidade da gestão a que são submetidos.

3. Incidência do fogo

3.1. Padrões de selecção do fogo por diferentes tipos de coberto do solo

O início dos incêndios e a sua propagação resulta da complexa interacção entre fontes de ignição, condições meteorológicas, topografia e coberto vegetal (associado à estrutura da vegetação e distribuição de combustível) (e.g. Rothermel, 1983; Mermoz et al., 2005). O coberto vegetal é uma variável chave, e à escala da paisagem o incêndio desenvolve-se, a partir de um epicentro local (ponto de ignição) com uma velocidade de propagação que é acentuada ou retardada pelo grau de heterogeneidade da paisagem (Turner e Dale, 1990). Certos tipos de coberto vegetal (e.g. matos ou plantações de coníferas) de uma paisagem são mais susceptíveis aos incêndios que outros (e.g. zonas húmidas, áreas agrícolas ou parcelas recentemente ardidas) (e.g. Forman, 1997; Moreira et al., 2001; Mermoz et al., 2005), devido a diferenças na estrutura, humidade e composição da carga combustível (Rothermel, 1983). Tais factores originam diferentes padrões de comportamento do fogo nos diferentes tipos de coberto vegetal (ver secção anterior).

A configuração final das parcelas ardidas pode fornecer-nos informação útil sobre o consumo diferenciado das classes de coberto vegetal previamente existentes. Numa dada paisagem, se os diferentes tipos de coberto vegetal apresentarem a mesma susceptibilidade ao fogo, pode-se então presumir que o incêndio se desenvolverá aleatoriamente, consumindo as diferentes classes de coberto proporcionalmente à sua abundância relativa antes do fogo. Alternativamente, se o fogo consumir preferencialmente certas classes em detrimento de outras, a gestão da paisagem poderá usar este conhecimento em aplicações práticas de minimização do risco de incêndio pela promoção de coberturas de solo menos susceptíveis ao fogo, por exemplo nas faixas de gestão de combustível.

Utilizando uma abordagem que se baseia na estimativa de um índice de selecção dos incêndios por diferentes tipos de coberto do solo, Moreira et al. (2009) utilizaram a cartografia de ocupação do solo de 1990 (COS90) e as áreas ardidas (com dimensão superior a 5 ha) no período de 1990 a 1994 (5590 áreas ardidas), para caracterizar o padrão de selecção dos incêndios, quer a nível nacional, quer em cada uma de 12 regiões ecológicas de Portugal continental.

Estimativa dos índices de selecção pelo fogo

A abordagem utilizada consistiu em comparar a composição do coberto vegetal existente antes do fogo num *buffer* circular que envolve (e inclui) cada parcela ardida (coberto vegetal *disponível*), com a composição do coberto vegetal no interior dessa parcela ardida (coberto vegetal *consumido*). Assim, se o incêndio se desenvolveu na paisagem de modo indiferente ao tipo de coberto, é de esperar que a composição do coberto vegetal na parcela ardida e no *buffer* (parcela ardida + envoltória) sejam semelhantes. Pelo contrário, se uma ou mais classes de coberto vegetal arderam mais (ou menos) que a sua disponibilidade relativa, é de esperar que a composição do coberto na parcela ardida e no *buffer* sejam diferentes e, neste caso, o fogo seria considerado selectivo.

Os padrões de selecção do coberto vegetal pelo fogo foram caracterizados através de coeficientes de selecção (Manly et al., 1993; Moreira et al., 2001). O coeficiente de selecção (w_i) para uma determinada classe de coberto vegetal i é um índice de selecção estimado por $w_i = o_i/\pi_i$ (Manly et al. 1993), onde o_i é a proporção ocupada pelo coberto vegetal i na parcela consumida pelo

fogo e π_i é a proporção ocupada pelo coberto vegetal i no respectivo *buffer*. Se um determinado tipo de coberto arde proporcionalmente à sua disponibilidade, então $w = 1$. Se $w > 1$, o coberto foi consumido em maior proporção (preferido) do que seria de esperar num evento aleatório. Por último, se $w < 1$, o coberto foi consumido em menor proporção (evitado).

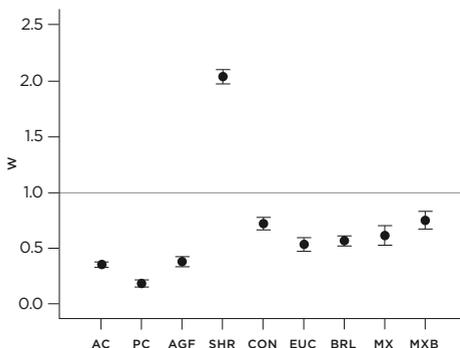
Como antes referido, o coberto vegetal consumido foi obtido, para cada parcela ardida, através da estimativa da proporção da sua área total coberta pelos diferentes tipos de coberto (antes do fogo). Para determinar o coberto vegetal disponível, criou-se em torno das parcelas ardidas um *buffer* circular, centrado nas coordenadas do centróide da parcela, com área igual à extensão do maior incêndio na respectiva região ecológica. Esta dimensão máxima foi utilizada como um indicador da extensão potencial de um incêndio em cada região. Determinaram-se médias e intervalos de confiança (95%) para cada tipo de coberto vegetal ao nível do país e separadamente em cada região. Intervalos de confiança que não incluíam $w=1$ representaram classes de coberto que foram significativamente preferidas (se o intervalo é acima de 1) ou evitadas (se o intervalo é abaixo de 1) pelo fogo.

Padrões gerais de selecção pelo fogo por diferentes tipos de coberto do solo

À escala nacional os matos constituíram a única classe de coberto vegetal que ardeu mais do que seria de esperar relativamente à sua disponibilidade, o que indica uma clara preferência do fogo por este tipo de coberto (Figura 2).

FIGURA 2

Coefficientes de selecção médios (w) (com intervalos de confiança de 95%) para os tipos de coberto vegetal ardidos no período 1990-1994 em Portugal. O coberto vegetal inclui culturas anuais (ac), culturas permanentes (pc), sistemas agro-florestais (agf), matos (srb), floresta de coníferas (con), floresta de eucaliptos (euc), floresta de folhosas (brl), floresta mista de coníferas e eucaliptos (mx), e floresta mista de folhosas e coníferas ou folhosas e eucaliptos (mxb). Adaptado de Moreira et al. (2009).



Um resultado semelhante foi obtido por Nunes et al. (2005) que caracterizaram os padrões de selecção do fogo em Portugal durante 1991, utilizando outro tipo de abordagem. Esta elevada susceptibilidade dos matos para arder poderá ser explicada por várias razões, incluindo: (a) a baixa prioridade dada ao combate a incêndios em zonas de matos (é o coberto vegetal ao qual normalmente se atribui um menor valor); (b) a ocorrência de fogos associados à actividade pastoril, com o objectivo de criar pastagens para o gado (os fogos de origem pastoril representam em média 20% do total de ocorrências com causa determinada); (c) o facto de os matos poderem ser um coberto vegetal muito comum nas zonas mais declivosas, que favorecem a propagação do fogo; (d) a velocidade e intensidade de propagação deverão ser elevadas neste tipo de coberto fechado e baixo (ver secção 2).

As florestas ocuparam o segundo lugar nas preferências do fogo, com os povoamentos de coníferas, mistos ou puros, a mostarem-se mais susceptíveis ao fogo do que as florestas de eucalipto e de outras folhosas. As culturas agrícolas (tanto anuais como permanentes) e os sistemas agro-florestais foram os cobertos vegetais menos preferidos pelo fogo. Uma análise multivariada de classificação com base nas variações regionais dos padrões de selecção do fogo nas diferentes regiões do país permitiu a identificação de três grupos geograficamente distintos (Figura 3). O primeiro grupo incluiu 4 regiões no noroeste de Portugal onde o fogo mostrou uma preferência muito baixa por culturas anuais, culturas permanentes, sistemas agro-florestais e florestas de folhosas, e uma preferência elevada por matos. Em contraste, num segundo grupo de 3 regiões no sul de Portugal, o fogo apresentou a preferência mais elevada para culturas anuais, culturas permanentes, sistemas agro-florestais e florestas de folhosas, e mais baixa para matos. O último grupo inclui 5 regiões no centro e nordeste de Portugal e apresenta principalmente padrões de fogo intermédios entre os dois grupos anteriores, mas também maior preferência por coníferas e menor por eucaliptos.

FIGURA 3

Regiões ecológicas utilizadas neste estudo, definidas por Albuquerque (1985), e agrupamentos de regiões com base nas semelhanças entre padrões de selecção do fogo. Cada um dos grupos está representado por uma cor.

Numeração das regiões:

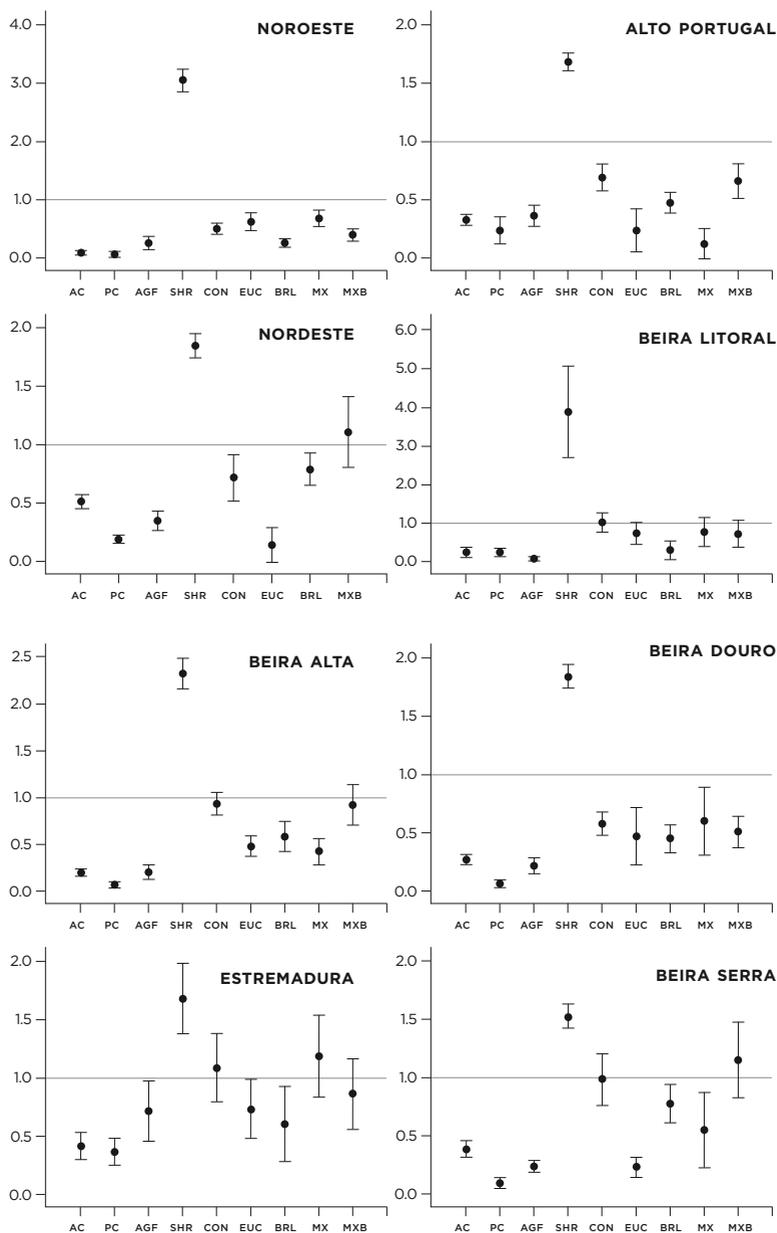
- 1 - Noroeste
- 2 - Alto Portugal
- 3 - Nordeste Transmontano
- 4 - Beira Douro
- 5 - Beira Litoral
- 6 - Beira Alta
- 7 - Beira Serra
- 8 - Estremadura
- 9 - Beira Baixa
- 10 - Sado e Ribatejo
- 11 - Alentejo
- 12 - Algarve

Adaptado de Moreira et al. (2009).



Variações regionais nos padrões de selecção

Os resultados obtidos para cada classe de coberto vegetal encontram-se na Figura 4. Em todas as regiões as culturas anuais foram evitadas pelo fogo, à excepção da região do Sado e Ribatejo e do Alentejo, onde arderam proporcionalmente à sua disponibilidade na região (i.e. os intervalos de confiança para os coeficientes de selecção incluíram o valor 1). Estas culturas foram particularmente evitadas nas regiões a noroeste. As culturas permanentes foram evitadas igualmente em todas as regiões, apesar de no sul terem sido comparativamente mais susceptíveis ao fogo (Estremadura, Sado e Ribatejo, Alentejo e Algarve). Os sistemas agro-florestais arderam proporcionalmente à disponibilidade no Sado e Ribatejo, e Alentejo. Nas outras regiões foram evitados pelo fogo, em particular nas regiões a noroeste.



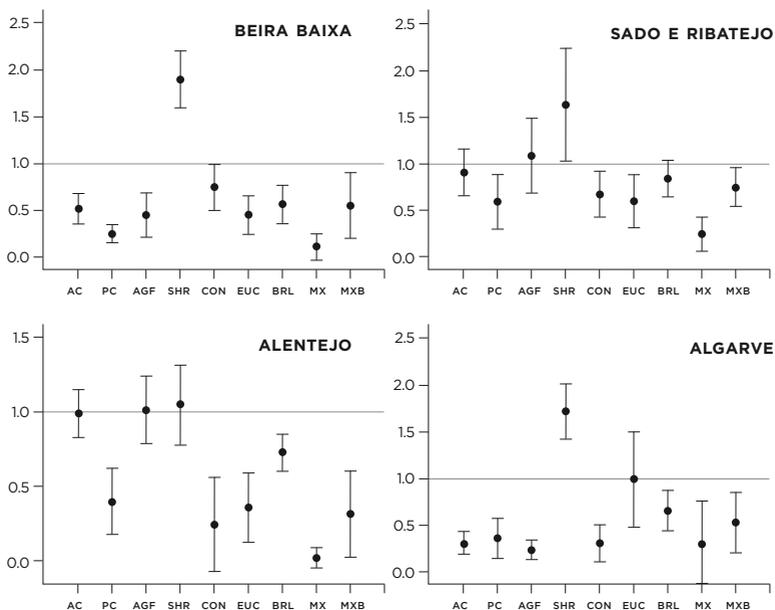


FIGURA 4

Coefficientes de selecção médios (e intervalos de confiança a 95%) para os tipos de coberto vegetal arditos em 12 regiões de Portugal. O coberto vegetal inclui culturas anuais (ac), culturas permanentes (pc), agro-florestais (agf), matos (srb), floresta de coníferas (con), floresta de eucaliptos (euc), floresta de folhosas (brl), floresta mista de coníferas e eucaliptos (mx), e floresta mista de folhosas e coníferas ou folhosas e eucaliptos (mxb). Adaptado de Moreira et al. (2009).

Os coeficientes de selecção mostraram uma clara preferência do fogo pelos matos, à excepção das regiões do Sado e Ribatejo e do Alentejo, onde os intervalos de confiança sugerem que os matos arderam proporcionalmente à sua disponibilidade. No que respeita às florestas de coníferas, os resultados sugerem que este coberto é ligeiramente evitado em todas as regiões, com excepção do centro de Portugal (Beira Litoral, Beira Alta, Beira Serra, Beira Baixa e Estremadura), onde as coníferas arderam proporcionalmente à sua disponibilidade. As florestas de eucaliptos arderam proporcionalmente à sua abundância relativa no Algarve, Beira Litoral e Estremadura, enquanto que nas restantes regiões, arderam menos do que o esperado. A maior preferência por este tipo de coberto vegetal foi observada nas regiões costeiras, tendo-se reduzido em direcção ao interior.

As florestas de folhosas arderam menos do que o esperado, excepto na região Sado e Ribatejo, onde arderam de acordo com a sua disponibilidade. As florestas mistas de eucaliptos e coníferas arderam de acordo com as disponibilidades na Beira Litoral e Estremadura, enquanto que nas restantes regiões arderam menos do que o esperado. As florestas mistas de folhosas e coníferas ou eucaliptos arderam proporcionalmente à sua disponibilidade na Beira Serra, Beira Alta, Beira Litoral, Nordeste e Estremadura, e foram evitadas nas restantes regiões.

O que explica as variações regionais na susceptibilidade do coberto vegetal?

As variações regionais na susceptibilidade ao fogo de um determinado tipo de coberto podem ser explicadas por vários factores: (a) os padrões de ignição podem variar de região para região; (b) diferenças climáticas, que podem fazer com que um determinado coberto vegetal possa ser mais susceptível ao fogo nas regiões mais áridas; (c) diferenças na gestão agrícola e florestal; (d) diferenças na estratégia e eficiência do combate aos incêndios; (e) diferenças na disponibilidade, uma vez que nas regiões onde um tipo de coberto escasseia, ainda que este seja altamente combustível, a preferência do fogo poderá ser baixa.

As diferenças regionais observadas nas culturas permanentes, nas culturas anuais e nos sistemas agro-florestais, podem ser explicadas por diferenças nas práticas agrícolas, claramente ligadas às condições climáticas. Por exemplo, as culturas anuais no noroeste de Portugal são na sua maioria irrigadas, o que reduz significativamente a combustibilidade. No sul e no interior nordeste o clima é mais árido, a proporção de campos irrigados muito menor e a proporção de terrenos em pousio e pastos secos aumenta bastante, o que contribui para o aumento do risco de incêndio. As diferenças regionais na susceptibilidade dos matos ao fogo são mais difíceis de compreender. O padrão de ocorrência das ignições pode explicar estes resultados, na medida em que nas regiões a noroeste o uso tradicional do fogo é ainda comum na gestão dos campos. Para além disso, dada a precipitação elevada nestas regiões, a consequente elevada produtividade permite gerar maiores cargas de combustível nos matos.

Como foi mencionado anteriormente, uma das hipóteses para explicar as diferenças regionais de preferência do fogo por um dado tipo de coberto

do solo é a sua disponibilidade regional. De facto, em regiões onde um tipo de coberto vegetal escasseia, ainda que este seja altamente combustível, a preferência estatística do fogo poderá ser baixa pelo simples facto de que a probabilidade de arder ser também baixa.

De facto, verificou-se que em relação às florestas de folhosas, coníferas, eucaliptos, e às florestas mistas de coníferas e eucaliptos, entre 40-85% das diferenças na susceptibilidade regional ao fogo pode explicar-se pelas diferenças na abundância relativa destes povoamentos. Tal significa que a susceptibilidade ao fogo cresce proporcionalmente à área ocupada. No caso dos outros tipos de coberto vegetal não foram encontradas correlações significativas.

Análise comparada do risco dos diferentes tipos de floresta

Nos tipos de floresta em que se comprovou existir uma influência da disponibilidade regional nos índices de selecção, foi modelada esta relação e extrapolada a proporção de coberto que corresponderia a um valor de coeficiente de selecção igual a 1 (área ardida proporcional à área disponível). Obtiveram-se valores de 10% para as florestas mistas de coníferas e eucaliptos, 30-35% para as florestas de coníferas e 40-45% para os eucaliptos. Para as florestas de folhosas a estimativa máxima do coeficiente de selecção foi inferior a 1 (0.87 para a 100% de cobertura). Estes valores indicam o risco relativo de incêndio nos diferentes tipos de povoamentos, que é independente da sua disponibilidade actual nas diferentes regiões e sugerem uma progressiva diminuição da susceptibilidade ao fogo ao longo do gradiente: floresta mista de coníferas e eucaliptos > coníferas > eucaliptos > folhosas.

Várias interpretações podem desenvolver-se no sentido de explicar estas diferenças. Em primeiro lugar, diferenças na estrutura dos povoamentos associadas a cada tipo de floresta, sobretudo ao nível da continuidade horizontal e vertical dos combustíveis, afectam a combustibilidade e consequentemente fazem variar a capacidade de controlo de um incêndio (ver secção 2). Em segundo lugar, o nível de gestão e prevenção de incêndios pode explicar as diferenças. Uma parte significativa das áreas de eucalipto são geridas de forma intensiva, incluindo uma gestão mais cuidada dos combustíveis e sistemas de vigilância e combate privados. Para além disso, os povoamentos de eucalipto têm geralmente ciclos de rotação mais curtos

do que as coníferas, o que resulta numa maior proporção relativa de plantações recentes e de áreas cortadas, que podem ser menos susceptíveis ao fogo. Em contraste, uma maior proporção de coníferas são geridas extensivamente (em termos de silvicultura e prevenção de incêndios), com uma menor frequência de acções de gestão. A situação nos povoamentos mistos pode ser ainda pior, na medida em que são característicos de parcelas de pequena dimensão, onde os proprietários não efectuam qualquer tipo de gestão da floresta. Todos estes factores poderão contribuir para o fraco incremento na susceptibilidade das florestas de eucalipto ao fogo à medida que a sua área aumenta, em comparação com os povoamentos mistos ou puros de coníferas.

Nas folhosas detectou-se igualmente que uma parte significativa (40%) da variação regional na susceptibilidade ao fogo pode ser explicada pela disponibilidade regional deste coberto. Não obstante, existem também variações regionais nas espécies de árvores envolvidas, com as espécies de folha caduca mais comuns no norte (e.g. *Castanea sativa*, *Quercus robur* e *Q. pyrenaica*) e as de folha perene (*Quercus rotundifolia* e *Q. suber*) mais comuns no sul e nordeste. As últimas são provavelmente mais susceptíveis ao fogo porque constituem piro-ambientes mais secos e expostos ao vento (ver secção 2).

3.3. O risco de incêndio de vários tipos de floresta em Portugal

Silva et al. (2009), utilizando dados do Inventário Florestal Nacional (IFN) de 1997/8, analisaram os padrões de selectividade do fogo por oito tipos diferentes de floresta (povoamentos puros e dominantes de *Castanea sativa*, *Quercus suber*, *Quercus rotundifolia*, *Eucalyptus globulus*, *Pinus pinaster*, *Pinus pinea*, folhosas não especificadas e resinosas não especificadas), utilizando 3 abordagens diferentes: (a) índices de selecção, (b) a proporção de parcelas dos vários tipos (baseadas no mapa de coberto do solo) queimadas, e (c) proporção de parcelas do IFN dos vários tipos queimadas. Para além disso, exploraram a relação entre a probabilidade de fogo (no período 1998-2005) e a composição e estrutura (baseada em 3 índices estruturais e na percentagem de cobertura em vários estratos de altura) dos povoamentos.

A análise integrada das 3 abordagens utilizadas mostrou que os povoamentos de pinheiro bravo, eucalipto e de folhosas não especificadas (maioritariamente *Quercus robur* e *Q. pyrenaica*) apresentavam um maior risco de incêndio quando comparados com os de pinheiro manso, sobreiro, azinheira e castanheiro. A aparente contradição com os estudos de Fernandes (2009) e Moreira et al. (2009), em que as folhosas são menos susceptíveis do que outros tipos de floresta, pode ser explicada pelo facto de, nas parcelas do IFN, uma parte substancial destes pontos corresponderem a áreas que apresentam uma fisionomia mais próxima de matos do que de floresta (ver abaixo).

As variáveis mais importantes na determinação da probabilidade de arder foram o tipo de floresta e o índice de cobertura (um indicador da cobertura acumulada nos estratos verticais considerados). De uma forma geral, a probabilidade de arder aumentou com o índice de cobertura (Figura 5), sendo o aumento mais notório no caso do pinheiro-bravo. No entanto, no caso das folhosas não especificadas, o risco de incêndio diminuiu com o aumento do índice de cobertura (Figura 5). Este facto pode ser

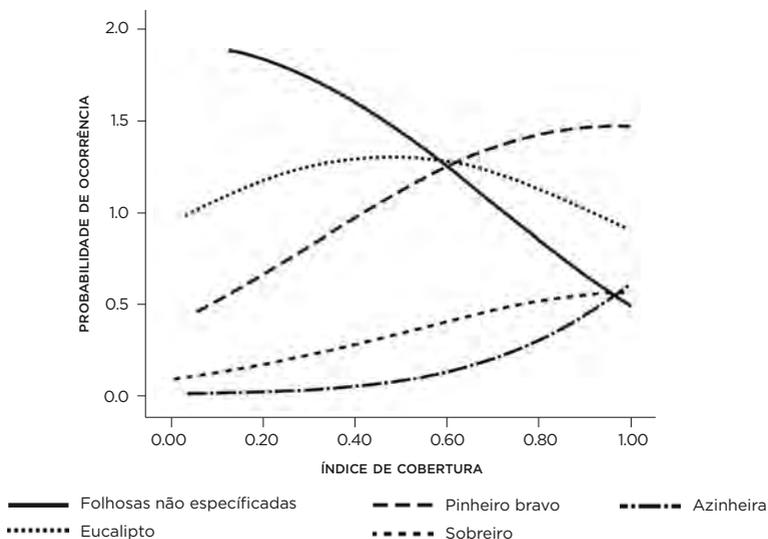


FIGURA 5

Probabilidade de ocorrência de fogo, durante o período 1998-2005, em função do índice de cobertura de 5 tipos de floresta. Sobreiro; Azinheira; Pinheiro bravo; Eucalipto; Folhosas não especificadas (maioritariamente *Q. robur* e *Q. pyrenaica*). Adaptado de Silva et al. (2009).

explicado pela ocorrência de temperaturas mais baixas, menos vento e maior humidade, no interior dos povoamentos adultos de folhosas. No caso dos eucaliptos, o risco era máximo para níveis intermédios de cobertura.

As diferenças verificadas para os diferentes tipos de floresta podiam ser explicadas em função da sua estrutura e do tipo de gestão. Por exemplo, os povoamentos de pinheiro bravo apresentavam os maiores valores de cobertura para as classes de vegetação até 1 m de altura, o que contribuía para a sua combustibilidade. Os povoamentos classificados como folhosas não especificadas correspondiam frequentemente a áreas não geridas em regeneração, com uma fisionomia semelhante a matos. Uma parte significativa dos povoamentos de sobreiro, azinheira e castanheiro, são geridos em sistemas agro-florestais com baixa densidade de árvores, o que explicará o seu baixo risco comparado.

4. Modificação da severidade do fogo em tipos florestais contíguos a pinhal bravo

É expectável que a severidade do fogo varie substancialmente entre tipos de vegetação. Fogos severos podem ter consequências nefastas nos atributos e processos dos ecossistemas, nomeadamente na erosão do solo, fragmentação e disponibilidade de habitats, padrões de resposta e recuperação da vegetação, invasão por espécies exóticas e dinâmica do carbono (Miller et al., 2009). Consequentemente, a gestão florestal beneficia grandemente do conhecimento e capacidade de prever os padrões de severidade do fogo.

Num determinado incêndio a interacção entre a vegetação, a topografia e a oscilação das condições meteorológicas condiciona o comportamento do fogo e por tanto os respectivos efeitos. O processo de expansão dos grandes incêndios, impelidos por situações meteorológicas extremas, pode ser independente do tipo de vegetação, e.g. Podur e Martell (2009). No entanto, mesmo nas condições mais adversas, é de esperar que os padrões espaciais da severidade do fogo respondam à interacção entre a composição e estrutura florestal, o ambiente meteorológico e a posição topográfica (Lentile et al., 2006; Oliveras et al., 2009). Em muitas circunstâncias os impactos ambientais e sociais dos incêndios são melhor avaliados pela área ardida por fogo de elevada severidade do que pela

superfície total afectada (Reinhardt et al., 2008), o que dá pertinência aos estudos comparados de severidade do fogo.

A nível europeu é muito escasso o conhecimento sobre a variação da severidade do fogo relativamente à composição florestal. Fernandes et al. (2010) estudaram à escala local a alteração da severidade do fogo na interface entre pinhal bravo (PS) e outros tipos de floresta (OF) nas montanhas do noroeste do país. Para tal, seleccionaram 10 incêndios ocorridos nos verões de 2005 e 2006, que na região foram marcados por condições invulgares de secura e incêndios excepcionalmente grandes.

A selecção dos pontos de amostragem obedeceu aos seguintes requisitos: 1) ausência de evidências de combate ao fogo, 2) deslocação do fogo no sentido de PS para OF, e 3) existência de diferenças entre PS e OF nos efeitos do fogo nas copas. Consequentemente, o estudo confundiu propositadamente a severidade do fogo e o tipo florestal, já que o objectivo principal era descrever a variação na severidade do fogo na presença de impactos do fogo provavelmente distintos entre os dois tipos de floresta. Os pares PS-OF eram fisiograficamente similares sempre que possível. A vegetação contígua ao pinhal bravo incluiu formações de *Quercus pyrenaica*, puras ou mistas (com *Betula alba*, *Castanea sativa* ou *Quercus robur*), bosques de *Betula alba* (puros ou com *Castanea sativa*), bosques de *Arbutus unedo* (puros ou em consociação com *Quercus suber*), e coníferas de montanha (*Pinus sylvestris*; *Pseudotsuga menziesii*; *P. sylvestris* – *Chamaecyparis lawsoniana*). Avaliou-se a variação na severidade do fogo em parcelas circulares com três metros de raio localizadas consecutivamente sobre transectos perpendiculares à orla PS-OF. Adoptou-se um número fixo de parcelas (três, cobrindo 18 m) no segmento PS do transecto, e um número variável de parcelas no segmento OF a fim de descrever todo o gradiente de severidade do fogo. No total amostraram-se 200 parcelas distribuídas por 56 segmentos de transecto em 13 locais.

As avaliações e cálculos pós-fogo efectuaram-se à escala da parcela. Mediram-se os diâmetros à altura do peito (DAP) e alturas de todas as árvores ou caules de espécies arbóreas. Calculou-se o DAP médio, densidade de indivíduos, área basal e altura dominante. O fogo foi descrito como sendo de superfície ou de copas. A classificação da severidade do fogo distinguiu os estratos arbóreo, arbustivo e da manta morta e seguiu Ryan e Noste (1985). A severidade do fogo nas árvores baseou-se em métricas

(altura de copa dessecada, altura de tronco carbonizado, grau de carbonização da casca) colhidas nas árvores dominantes e codominantes. Um índice global de severidade do fogo resultou da média das avaliações por estrato, sendo exprimido numa de quatro classes (reduzida, moderada, elevada ou muito elevada). As análises focaram-se nas diferenças entre PS e OF ou entre tipos gerais de coberto florestal, respectivamente pinhal bravo, folhosas perenifólias, folhosas caducifólias e coníferas de montanha.

Severidade do fogo e tipo de floresta

A severidade do fogo decresceu significativamente do pinhal bravo para as florestas adjacentes na maioria dos locais amostrados, e a transição observada foi frequentemente brusca, nomeadamente e aquando da propagação encosta abaixo em folhosas caducifólias. A percentagem de parcelas afectada por fogo de superfície dá uma primeira impressão das diferenças de severidade do fogo entre tipos florestais: 53, 79, 90 e 97%, respectivamente em pinhal bravo, folhosas perenifólias (EB), coníferas de montanha (SNC) e folhosas caducifólias (DB). A modelação das alturas de copa dessecada de tronco carbonizado, que explicou respectivamente 61% e 70% da variação existente, revelou diferenças de comportamento do fogo devidas ao tipo de coberto florestal. A altura de copa dessecada foi significativamente inferior em DB relativamente a PS após consideração dos efeitos das restantes variáveis com influência (altura dominante e exposição), quedando-se em valores intermédios nos outros tipos florestais. No entanto, a altura de copa dessecada não reflectiu a variação completa no comportamento do fogo, uma vez que as parcelas sem copa dessecada não entraram na análise. A altura de tronco carbonizado seguiu a tendência $PS > DB > SNC$, após neutralização dos efeitos da altura de base da copa, DAP e distância à orla PS-OF; as formações EB não se distinguiram estatisticamente de nenhum dos restantes tipos. As resinosas de montanha de acícula fina, que formam bosquetes densos sem sub-bosque e com folhada muito compacta, revelaram-se assim como o tipo de floresta menos favorável à propagação do fogo.

A Figura 6 exhibe a distribuição por tipo florestal da severidade do fogo, incluindo os seus componentes individuais. As maiores e menores severidades do fogo correspondem respectivamente ao pinhal bravo e às folhosas de folha caduca, situando-se os dois tipos restantes em posição

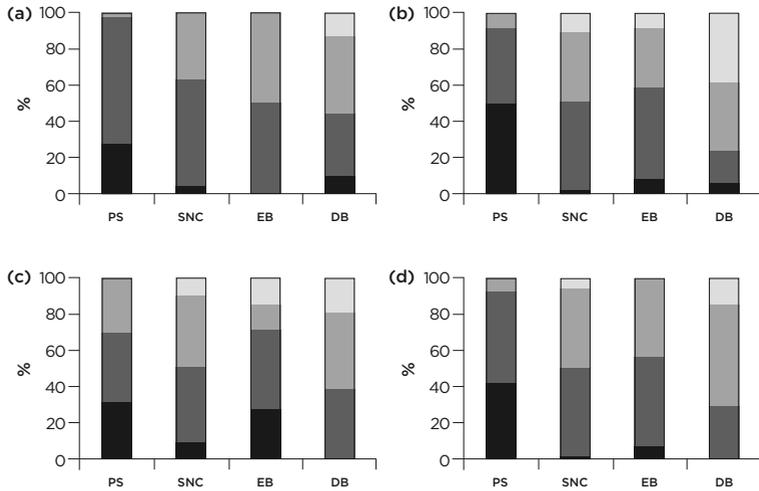


FIGURA 6

Distribuição das parcelas por nível de severidade do fogo na manta morta (a), sub-bosque (b), árvores (c) e globalmente (d). O gradiente de severidade do fogo aumenta do cinzento claro (reduzida) para o preto (muito elevada). PS = pinhal bravo; SNC = coníferas de montanha; EB = folhosas perenifólias; DB = folhosas caducifólias. Adaptado de Fernandes et al. (2010).

intermédia. É interessante constatar que o maior contraste de severidade entre PS e os tipos OF se regista nos estratos inferiores, apesar da maior incidência do fogo de copas em pinhal bravo.

A distância (a partir da fronteira PS-OF) correspondente à severidade do fogo mínima não foi afetada pelo tipo de floresta ($p=0.229$, mediana = 21 m), mas mostrou alguma associação crescente ($p=0.069$) com a severidade registada na porção PS do transecto. Da mesma forma, verificou-se correlação entre a severidade do fogo (componentes individuais e global, $p<0,01$) nos dois segmentos do transecto.

Análise global da severidade do fogo

Uma análise de classificação em árvore (Figura 7) explicou 44% da variação observada na severidade global do fogo. Este desempenho só aparentemente é modesto, uma vez que a avaliação da severidade do fogo à escala da parcela reflecte a micro-variação no complexo combustível e nos factores de índole meteorológica. O tipo de coberto, em consonância com a análise anterior, foi a variável mais importante. A primeira partição das parcelas correspondeu exactamente aos tipos PS e OF. Na ra-

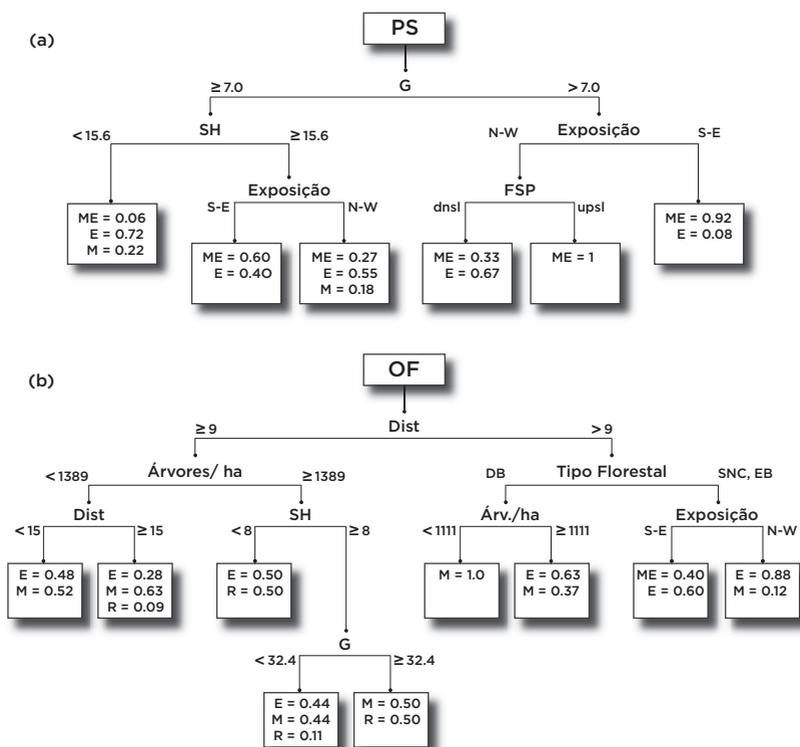


FIGURA 7

Árvore classificativa do índice global de severidade. (a) Sub-árvore do pinhal bravo (PS) e (b) sub-árvore dos restantes tipos florestais (OF). Os números no final dos nós terminais indicam a proporção de parcelas por classe de severidade (ME = muito elevada; E = elevada; M = moderada; R = reduzida). G = área basal ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$); SH = altura dominante (m); FSP = padrão de propagação do fogo (dnsl = encosta abaixo; upsl = encosta acima ou perpendicular à orientação do declive); Dist. = distância à orla PS-OF (m). Adaptado de Fernandes et al. (2010).

mificação PS da árvore prevalecem largamente as severidades elevada e muito elevada, enquanto que no tipo OF estão representados todos os níveis de severidade. Por ordem decrescente de importância, os factores responsáveis pela variação da severidade do fogo no pinhal bravo foram a área basal, a altura dominante e a exposição do terreno, e o sentido da propagação do fogo relativamente ao declive. A variável com maior capacidade de explicar a variabilidade da severidade do fogo nas formações OF foi a distância à orla PS-OFS seguida da densidade e tipo de floresta, e da altura dominante e exposição. Globalmente, a composição dos povoamentos, as suas características, a exposição, a distância à orla PS-OFS e o padrão de propagação do fogo explicaram respectivamente 51.3%, 28.3%, 9.3%, 9.1% e 4.5% da severidade compósita do fogo.

Para além de uma maior redução inicial em caducifólias, o tipo de OF não influenciou a severidade do fogo, apesar das diferenças detectadas no comportamento do fogo. A aquisição de maturidade estrutural contribuiu para reduzir o impacto do fogo, uma vez que a severidade do fogo diminuiu em povoamentos com árvores maiores ou maior área basal, em PS como em OF. Note-se que o aumento da densidade mitigou a severidade do fogo em formações OF maduras mas agravou-a no carvalhal jovem. Finalmente, refira-se o papel da exposição do terreno, com aumentos da severidade do fogo em pinhal bravo e nas formações SNC e EB nas encostas viradas a sul e este.

Os resultados são consonantes com a literatura (e.g., Hély et al., 2003; Epting e Verbyla, 2005; Lee et al., 2009) e suportam os resultados obtidos por Fernandes (2009) (Secção 2). Para o efeito de mitigação da severidade do fogo concorreram não só as diferenças entre PS e OF inerentes ao complexo combustível (folhada menos inflamável e mais compacta e/ou mais escassa, sub-bosque higrofilo) e ao piró-ambiente meteorológico (redução do vento, maior humidade do combustível morto e vivo), como também as modificações no microclima associadas à deslocação do fogo para situações topográficas mais húmidas e abrigadas, situação predominante em 10 dos locais amostrados.

5. Implicações para a gestão

Algumas conclusões resultantes destes estudos podem ser sumarizadas nos seguintes pontos:

1. A estrutura dos povoamentos é pelo menos tão importante como a sua composição, na determinação do perigo de incêndio. Este não pode ser dissociado da estrutura e distribuição horizontal e vertical dos combustíveis. A elevada combustibilidade inerente a certos tipos florestais pode ser contrariada ou até mesmo anulada pelo tipo e intensidade da gestão do povoamento.
2. Em termos de gestão florestal, as folhosas de folha caduca, em povoamentos puros ou mistos, podem reduzir o risco de incêndio. Povoamentos adultos e densos destas espécies são mais resistentes ao fogo e apresentam menor risco de incêndio.
3. Povoamentos de folhosas de folha persistente ou caducifolia e de coníferas de montanha podem sofrer menos com a passagem do fogo que o pinhal bravo, e podem eventualmente originar a auto-extinção do fogo, mesmo em condições meteorológicas muito adversas. Modificam o comportamento e a severidade do fogo, e podem contribuir para uma menor incidência do fogo e para uma maior resiliência à sua ocorrência.
4. É difícil implementar tratamentos de gestão do combustível numa escala espacial que se reflecta em alterações no regime de fogo, sendo evidentes os benefícios que poderiam advir de um maior esforço de fomento ou conversão em tipos florestais de menor combustibilidade. Assiste-se à recuperação das quercíneas, mas muitas formações apresentam acentuada continuidade vertical e baixa estatura correspondentes a um elevado perigo de incêndio. O desenvolvimento de maturidade conducente a maior resistência ao fogo e exige que se combinem técnicas silvícolas com a redução da incidência do fogo.
5. Estes estudos confirmaram que, quando está a causa o desenho de faixas de gestão de combustível à escala da paisagem, as culturas anuais (incluindo as pastagens), as culturas perenes e os sistemas agro-florestais são os usos mais eficientes na redução do risco de incêndio. Destes modos, as áreas com este tipo de uso deverão, sempre que possível, ser integradas nas faixas de gestão de combustível e, se necessário, ser promovidas em locais específicos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGEE, J. K., BAHROB, B., FINNEY, M. A., OMIID, P. N., SAPSISE, D. B., SKINNER, C. N., WAGTENDONKG, J., WEATHERSPOON, C. P., 2000 — The use of shaded fuelbreaks in landscape fire management. *Forest Ecology and Management* 127, 55-66.

ALBUQUERQUE, J. P. M., 1985 — Estação Agronómica Nacional.
<http://195.22.0.189/atlas/index>.

ANDREWS, P., BEVINS, C., SELI, R., 2005 — BehavePlus Fire Modeling System, version 3.0: user's guide. USDA Forest Service, General Technical Report RMRS-GTR-106WWW. Ogden, UT.

EPTING, J., VERBYLA, D., 2005 — Landscape-level interactions of prefire vegetation, burn severity, and postfire vegetation over a 16-year period in interior Alaska. *Canadian Journal of Forest Research* 35, 1367-1377.

FERNANDES, P., 2009 — Combining forest structure data and fuel modelling to classify fire hazard in Portugal. *Annals of Forest Science* 66, 415p1-415p9.

FERNANDES, P., LUZ, A., LOUREIRO, C., 2010 — Changes in wildfire severity from maritime pine woodland to contiguous forest types in the mountains of northwestern Portugal. *Forest Ecology and Management* 260, 883-892.

FORMAN, R. T., 1997 — Land mosaics. The ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press, Cambridge.

GODINHO-FERREIRA, P., AVEVEDO, A., REGO, F., 2005 — Carta da tipologia florestal de Portugal Continental. *Silva Lusitana* 13, 1-34.

HÉLY, C., FLANNIGAN, M., BERGERON, Y., 2003 — Modeling tree mortality following wildfire in the Southeastern Canadian mixed-wood boreal forest. *Forest Science* 49, 566-576.

LEE, S., LEE, M., LEE, Y., WON, M., KIM, J., HONG, S., 2009 — Relationship between landscape structure and burn severity at the landscape and class levels in Samchuck, South Korea. *Forest Ecology and Management* 258, 1594-1604.

LENTILE, L. B., SMITH, F. W., SHEPPERD, W. D., 2006 — Influence of topography and forest structure on patterns of mixed severity fire in ponderosa pine forests of the South Dakota Black Hills, USA. *International Journal of Wildland Fire* 15, 557-566.

MANLY, B., MCDONALD, L. L., THOMAS, D. L., 1993 — Resource selection by animals: statistical design and analysis for field studies. Chapman and Hall, London.

MERMOZ, M., KITZBERGER, T., VELEN, T. T., 2005 — Landscape influences on occurrence and spread of wildfires in Patagonian forests and shrublands. *Ecology* 86, 2705-2715.

MILLER, J. D., SAFFORD, H. D., CRIMMINS, M., THODE, A. E., 2009 — Quantitative evidence for increasing forest fire severity in the Sierra Nevada and Southern Cascade mountains, California and Nevada, USA. *Ecosystems* 12, 16-32.

MOREIRA, F., REGO, F., FERREIRA, P., 2001 — Temporal (1958-1995) pattern of change in a cultural landscape of northwestern Portugal: implications for fire occurrence. *Landscape Ecology* 16, 557-567.

MOREIRA, F., VAZ, P., CATRY, F., SILVA, J. S., 2009 — Regional variations in wildfire preference for land cover types in Portugal: implications for landscape management to minimise fire hazard. *International Journal of Wildland Fire* 18, 563-574.

NUNES, M. C., VASCONCELOS, M. J., PEREIRA, J. M., DASGUPTA, N., ALLDREDGE, R. J., REGO, F. C., 2005 — Land cover types and fire in Portugal: do fires burn land cover selectively? *Landscape Ecology* 20, 661-673.

OLIVERAS, I., GRACIA, M., MORÉ, G., RETANA, J., 2009 — Factors influencing the pattern of fire severities in a large wildfire under extreme meteorological conditions in the Mediterranean basin. *International Journal of Wildland Fire* 18, 755-764.

PODUR, J. J., MARTELL, D. L., 2009 — The influence of weather and fuel type on the fuel composition of the area burned by forest fires in Ontario, 1996-2006. *Ecological Applications* 19, 1246-1253.

REINHARDT, E. D., KEANE, R. E., CALKIN, D. E., COHEN, J. D., 2008 — Objectives and considerations for wildland fuel treatment in forested ecosystems of the interior western United States. *Forest Ecology and Management* 256, 1997-2006.

ROTHERMEL, R., 1983 — How to predict the spread and intensity of forest and range fires. Forest Service, United States Department of Agriculture, General Technical Report INT-143.

ROTHERMEL, R. C., 1972 — A mathematical model for predicting fire spread in wildland fuels. USDA Forest Service, Research Paper INT-115, Ogden, UT.

RYAN, K. C., NOSTEN, V., 1985 — Evaluating prescribed fires. In: Lotan, J.E., Kilgore, B., Fischer, W., Mutch, R. (Tech. Coords.), *Proceedings - Symposium and Workshop on Wilderness Fire*. USDA Forest Service, General Technical Report INT-182, Intermountain Forest and Range Experimental Station., Ogden, UT, pp. 230-238.

SILVA, J. S., MOREIRA, F., VAZ, P., CATRY, F., GODINHO-FERREIRA, P., 2009 — Assessing the relative fire proneness of different forest types in Portugal. *Plant Biosystems* 143, 597-608.

TURNER, M. G., DALE, V. H., 1990 — Modeling landscape disturbance. In: Turner, M.G., Gardner, R.H. (Eds) *Quantitative methods in landscape ecology. The analysis and interpretation of landscape heterogeneity*. Springer Verlag, New York, pp. 323-351.

GESTÃO PÓS-FOGO: O QUE FAZER A SEGUIR AOS INCÊNDIOS

VIII.

A EXTRACÇÃO DA MADEIRA QUEIMADA APÓS OS INCÊNDIOS FLORESTAIS

SUSANA BAUTISTA
RUI MORGADO
FRANCISCO MOREIRA

- 1. Introdução**
- 2. Prós e contras da extracção da madeira queimada**
 - 2.1. A degradação do solo
 - 2.2. A regeneração da vegetação
 - 2.3. A biodiversidade e conservação de nutrientes
 - 2.4. As pragas florestais
 - 2.5. A carga combustível
- 3. Balanço ecológico da gestão da madeira queimada**

1. Introdução

Após um incêndio, a decisão de retirar ou não as árvores afectadas deve depender de diferentes factores. O nível de severidade do fogo e a mortalidade provocada nas árvores (ver Capítulo III) são cruciais. Se um fogo for de baixa intensidade, ou se a espécie ou o povoamento forem resilientes, a taxa de sobrevivência dos indivíduos poderá ser razoável e elevada, condições em que não se justifica o abate de árvores. Mas mesmo quando a mortalidade é elevada, há outros factores que poderão fazer com que o gestor decida não remover o material lenhoso (por exemplo, o risco de erosão do solo, ou a promoção da biodiversidade associada à madeira morta). No entanto, a retirada dos troncos queimados após os incêndios florestais é uma prática relativamente comum que obedece geralmente a critérios económicos, fitossanitários ou relacionados com a facilitação dos trabalhos posteriores de gestão florestal, e também, ainda que em menor escala, a razões estéticas (Mciver e Starr, 2000; Beschta et al., 2004). Não obstante, tem sido argumentado que a recolha de salvados tem efeitos negativos e que a remoção das árvores queimadas causa alterações estruturais e funcionais nos ecossistemas. Os efeitos ambientais da extracção de árvores após um incêndio dependem das características dos povoamentos afectados, da severidade do fogo, do declive, do tipo de solo, das condições meteorológicas pós-incêndio, e da técnica de extracção utilizada, bem como do momento da sua aplicação.

O tipo de gestão que se aplica à madeira queimada e os motivos concretos que o justificam tem mostrado uma certa variação no tempo e no espaço. Nas florestas de portuguesas, e particularmente nos pinhais, uma prática comum nas últimas décadas consistiu em extrair o mais rapidamente possível os troncos queimados com o objectivo de minimizar a potencial perda de valor económico da madeira e os ataques de escolitídeos. Em contraste, nas regiões mediterrânicas mais áridas as florestas produtivas escasseiam e o valor comercial da madeira queimada é reduzido, prevalecendo outros critérios de gestão florestal, pelo menos nas florestas públicas. A título exemplificativo, no caso da Administração Florestal da Comunidade Valenciana (Espanha) recomenda-se retardar a extracção da madeira queimada até um ou dois anos após o incêndio, com o objectivo de garantir uma cobertura vegetal mínima para a protecção

do solo face à erosão. Tradicionalmente, a extracção de madeira após os incêndios florestais era efectuada sem ter em consideração critérios ecológicos (Beschta et al., 2004). Todavia, nos últimos anos tem-se gerado um intenso debate no qual as questões ecológicas e ambientais desempenham um papel central na controvérsia sobre esta actividade.

Normalmente, os responsáveis pela gestão florestal tendem a efectuar algum tipo de gestão activa da floresta após os incêndios. Em muitos casos, a extracção da madeira queimada destaca-se num conjunto de medidas direccionadas à recuperação da zona queimada e em Portugal, foi produzida legislação diversa para facilitar a comercialização desta madeira, particularmente em anos com grandes incêndios. A facilitação dos futuros trabalhos de gestão ou recuperação da floresta é um dos argumentos apontados a favor deste procedimento. A redução da carga de combustível para futuros incêndios (e.g. Barker, 1989) ou a prevenção da propagação de pragas de insectos perfuradores da madeira (e.g. Aman e Ryan, 1991) são também argumentos habituais a favor desta forma de gestão. Em sentido contrário, argumenta-se que as actividades de corte e extracção de madeira danificam a vegetação e o solo das zonas queimadas, exacerbando o efeito do fogo, e que a remoção dos troncos queimados induz importantes alterações estruturais e funcionais no sistema. Na realidade, e tal como assinalaram diversos investigadores e gestores florestais (Beschta et al., 1995; McIver e Starr, 2000), conhece-se muito pouco sobre as consequências ecológicas desta actividade e são poucas as evidências científicas que sustentam uma e outra posição.

A maior parte da informação deste capítulo diz respeito a povoamentos de resinosas.

2. Prós e contras da extracção da madeira queimada

As consequências ecológicas que podem associar-se à gestão da madeira queimada após os incêndios florestais constituem uma intrincada rede de efeitos potenciais, muitos deles relacionados entre si, que afectam uma larga série de variáveis estruturais e funcionais dos ecossistemas. O balanço ecológico deste tipo de actividade é, portanto, uma questão complexa e aberta a discussão, não apenas no contexto da gestão florestal mas também no da investigação. Os dados disponíveis na bibliografia

apontam para certos padrões genéricos em relação a alguns aspectos da extracção da madeira queimada, embora sejam ainda escassos e muito heterogéneos. São poucos os trabalhos de investigação relativos aos diferentes elementos afectados e praticamente inexistentes os que analisam de forma global todo o elenco de consequências potenciais (Bautista et al., 2004). Num trabalho de revisão, McIver e Starr (2000) apenas encontraram 21 trabalhos publicados nos quais se avaliou algum dos efeitos potenciais deste tipo de gestão. Destes, apenas 14 incluíram a avaliação de zonas testemunha sem extracção e, entre estes, apenas 7 apresentaram resultados de experiências adequadamente replicadas que permitiram inferência estatística. Somente um destes trabalhos, sobre os efeitos na vegetação, avaliou as consequências da extracção de madeira queimada a longo prazo (11 anos). Os resultados não são sempre consistentes e, em geral, indicam um forte efeito do local e das circunstâncias particulares, pelo que os efeitos descritos em zonas muito específicas não podem entender-se como genéricos e extrapolar-se a outros territórios.

A Tabela 1 resume os principais argumentos utilizados contra ou a favor da extracção da madeira queimada, os quais por vezes não são baseados

TABELA 1 PRÓS E CONTRAS DO CORTE E EXTRACÇÃO DA MADEIRA QUEIMADA	
PRÓS	CONTRAS
Evitar pragas (escolitídeos)	Aumento da erosão e compactação do solo provocada pela maquinaria e arraste de troncos
Melhorar a germinação dos pinheiros (se a extracção for imediata)	Impacte negativo na biodiversidade e fauna florestal
Aproveitar o potencial valor económico da madeira queimada	Impacte negativo na regeneração natural do povoamento
Reduzir o impacto visual	Impacte negativo na regeneração da vegetação
Reduzir o risco de acidentes provocados por quedas de árvores	Perda de matéria orgânica do sistema, que pode afectar negativamente a reciclagem de nutrientes
Redução da carga combustível que diminui o risco de futuros incêndios	

em critérios estritamente científicos. Caberá ao gestor tomar essa decisão (extrair ou não) em função do seu conhecimento da área e do balanço dos impactes (positivos e negativos) expectáveis. Algumas das questões mais polémicas são analisadas em seguida.

2.1. A degradação do solo

A perturbação do solo associada aos trabalhos de corte e extracção das árvores pode resultar num processo mais ou menos prolongado de degradação do solo. Os incêndios florestais provocam uma alteração brusca das condições da superfície do terreno que conduzem a um aumento do risco de degradação (DeBano et al., 1998). Pode colocar-se a hipótese de que a perturbação conjunta que se associa à retirada da madeira queimada potencia a degradação do solo em áreas queimadas. Os estudos existentes sugerem que as práticas de extracção de madeira podem alterar de forma severa a superfície do solo, acelerar os processos de erosão, aumentar a compactação superficial e a produção de escorrências, assim como a degradação da qualidade das águas da região (Gayoso e Iroumé, 1991; Rab, 1994; Edeso et al., 1999; Silins et al., 2009). Os efeitos aumentam em função do número de trilhos de extracção que se constroem e da intensidade do seu uso (Beschta, 1978). Não obstante, nos casos em que se conservaram os horizontes orgânicos e os resíduos da extracção de madeira na superfície, as alterações físico-químicas e os efeitos sobre a erosão do solo podem ser substancialmente reduzidos (Fernández et al., 2004). Em terrenos muito susceptíveis à erosão e compactação, a extracção por via aérea (ex. suspensão em cabos) permite reduzir ao mínimo os efeitos negativos destas operações.

Nalguns estudos realizados em Portugal detectaram-se incrementos notáveis nas taxas de erosão depois da extracção de madeira queimada em zonas de *Pinus pinaster* e de *Eucalyptus globulus* (Walsh et al., 1992; Shakesby et al., 1994; Terry, 1994). Também fora da área mediterrânica se mediram taxas mais altas de produção de escorrência e sedimentos em áreas de extracção de madeira em comparação com as zonas testemunha, ainda que, em alguns casos, os efeitos só tenham sido registados em condições de elevado declive. A degradação e erosão do solo que se relaciona com a gestão da madeira queimada parece ser altamente dependente do tipo de tratamento que se aplique (arresto dos toros com animais ou

tractor, suspensão em cabos, helicóptero, etc.), assim como das condições da superfície. A cobertura de folhada ou de resíduos da actividade de corte e extracção que ficam na superfície desempenham um papel determinante (Shakesby et al., 1994), pelo que se recomenda que os trilhos de extracção sejam coberto de ramos e bichadas para minimizar a compactação do solo e os riscos de erosão. Apesar dos impactes negativos da extracção das árvores queimadas, nas zonas em que se deixam os troncos queimados em pé, a sua posterior queda e o levantamento da coroa de raízes pode provocar o início de processos de erosão de tal forma que, nalgumas ocasiões, se considerou a extracção como uma acção preventiva face a este risco (Poff, 1989). No entanto, quando se dá a queda natural dos troncos queimados, esta ocorre geralmente vários anos depois do incêndio, quando a cobertura do solo devida à recuperação do coberto vegetal já deverá ser suficiente para minimizar estes impactes, que não se encontram documentados de um ponto de vista científico.

A recheia de troncos e/ou a compactação do solo por maquinaria associam-se ao aparecimento de sulcos de erosão linear (Gayoso e Iroumé, 1991; Rab, 1994). Na Comunidade Valenciana, um estudo a longo prazo realizado em 13 áreas de pinhal (Bautista et al., 2004) avaliou o efeito potencial sobre a degradação do solo por processos de escorrência superficial e a perda de solo por erosão linear associada aos trilhos de extracção. Estes trabalhos mostraram que sempre que se efectue uma actividade de arrasto de madeira de certa magnitude, a probabilidade de formação de sulcos lineares é muito alta, sobretudo em solos mais erosionáveis. A severidade dos efeitos está relacionada directamente com o comprimento das encostas e é muito mais marcada em áreas com substratos desagregáveis. Em geral, nos casos em que se produziram sulcos de erosão linear, os valores estimados de perda de solo podem considerar-se moderadamente altos. Há que destacar que estas perdas se concentram nos primeiros anos após o tratamento já que, em geral, os sulcos vão sendo colonizados parcialmente pela vegetação e vão perdendo o seu potencial erosivo com o tempo. No entanto, em zonas particularmente sensíveis, ainda eram visíveis sulcos activos 9 anos depois do fogo e é previsível que o processo de degradação e formação de sulcos continue no futuro.

O número de zonas em que se produziu estilha e se efectuou a aplicação de resíduos sobre a superfície foi muito escasso e não permite

extrair conclusões sobre esta medida de conservação de solos. Não obstante, os resultados obtidos apontam-na como uma prática eficaz na prevenção de possíveis danos associados à extracção de madeira, coincidindo com outros trabalhos prévios que evidenciaram o importante papel protector que desempenham os resíduos do corte (Shakesby et al., 1994).

Os resultados acima descritos justificam algumas recomendações aos gestores florestais, no que diz respeito às actividades de extracção (DGRF, 2005):

1. Sempre que o terreno apresente elementos que possam contrariar a erosão – armações do terreno em vala e câmara, muros ou muretes de suporte de terras, cordões de pedra, etc. – as operações de exploração, devem ser executadas de modo a garantir a sua conservação;
2. A extracção potencia o risco de erosão do solo pela movimentação de máquinas pesadas e arrastamento dos toros cortados. O uso de máquinas, mesmo as que utilizam sistemas de locomoção de baixa pressão, também provoca danos no terreno que importa prevenir. Os movimentos das máquinas sobre o terreno devem ser restritos ao essencial, e de modo a evitar configurações de sulcos que promovam um maior escoamento da água. O padrão espacial da rede de trilhos de extracção deve ser organizado na perspectiva da mesma ser feita para a cota superior, de modo a que a convergência em carregadouro não concentre erosão. É sempre preferível passar pelo mesmo trilho de extracção em vez de danificar toda a área, pelo que a movimentação de toros para carregadouro deve ser planeada de modo a utilizar um menor número de trilhos de extracção. A deposição de ramos e bicadas nesses trilhos minimiza a compactação do solo e riscos de erosão;
3. É preferível a utilização de técnicas que movimentem o material lenhoso sem que este entre em contacto com o solo (sistemas de cabos aéreos ou tractor transportador);
4. Para evitar a compactação do solo, deve ser evitado o uso de máquinas de exploração pesadas em períodos em que o solo se encontre saturado, após longos períodos de precipitação.

Em resumo, as técnicas de gestão adequadas podem minimizar os impactos da extracção na erosão do solo. No entanto, as taxas de erosão provocadas pela extracção podem ser mais importantes que as causadas

pelo próprio incêndio. Em particular, há um risco elevado de ocorrência de fenómenos importantes de erosão em sulcos associados aos trilhos de extracção. A técnica de extracção dos troncos queimados influencia fortemente o impacto sobre o solo. Em geral, a remoção de troncos por arrasto é a que causa maior impacto, seguida pelos tractores transportadores, cabos aéreos e pela utilização de helicópteros.

2.2. A regeneração da vegetação

A perturbação directa da superfície do solo ou da cobertura vegetal pelo abate e araste (rechega) de troncos é um efeito directo da retirada da madeira queimada da floresta. Este procedimento pode, por exemplo, causar uma redução relevante dos indivíduos de certas espécies ou alterar o regime de germinação e instalação de plântulas. Por outro lado, as alterações ambientais produzidas pela extracção das árvores mortas – fundamentalmente na quantidade de radiação que incide sobre a superfície do solo – podem afectar de algum modo a taxa de mortalidade das plântulas.

Não há muitos estudos sobre o efeito da extracção de madeira queimada na regeneração do coberto vegetal. Alguns trabalhos desenvolvidos nos Estados Unidos da América mostram uma redução significativa na biomassa do sobcoberto, na riqueza de espécies e no crescimento das plântulas de pinheiro, assim como um aumento na colonização por espécies exóticas, como consequência da extracção da madeira queimada (e.g. Sexton, 1994; Greenberg et al., 1994). No entanto, em regiões mediterrânicas, os resultados são mais diversos. Assim, num pinhal de *Pinus halepensis* do norte de Israel, 4 anos após o fogo e 3 anos após a extracção da madeira, não se detectaram alterações significativas na composição específica nem no desenvolvimento da cobertura vegetal (Ne'eman et al., 1993, 1995). Em povoamentos de *Pinus pinaster* e *Pinus halepensis* do leste espanhol, Bautista et al. (2004) observaram uma redução da cobertura vegetal em zonas de extracção 3 anos depois deste ter realizado, mas as diferenças desapareceram 9 anos após o fogo. Similarmente, num pinhal de *Pinus pinaster* no centro de Espanha, Pérez e Moreno (1998) não registaram um efeito duradouro da extracção das árvores na biomassa e estrutura da vegetação. Viegas et al. (1994) compararam duas zonas queimadas, com e sem extracção

de madeira, de um pinhal de *Pinus pinaster* do centro de Portugal e observaram menor diversidade de espécies na zona afectada pela extracção, mas também não observaram diferenças no desenvolvimento do coberto vegetal. Martínez-Sánchez et al. (1999) mostraram que a extracção de madeira queimada num pinhal de *P. halepensis* localizado no sudeste da província de Albacete, sob um clima semiárido, produziu um incremento na mortalidade das plântulas desta espécie geradas pós-fogo e uma redução moderada do crescimento das mesmas. Os autores atribuíram o efeito à remoção dos resíduos queimados e à consequente redução na protecção face à insolação e altas temperaturas. Pérez (1997) observou uma evolução mais lenta do coberto vegetal em áreas sem extracção, o que atribuiu à sensibilidade de algumas espécies à sombra produzida pelas árvores queimadas que ficaram no solo.

Por vezes, o impacto a curto prazo da extracção da madeira queimada pode ter vantagens de um ponto de vista de gestão. Como exemplo, refiram-se estudos desenvolvidos por Fernández et al. (2008) e Vega et al. (2008, 2010) após os incêndios de 2000 a 2003 na Galiza. Estes autores monitorizaram a germinação e sobrevivência das plântulas de pinheiro-bravo (*Pinus pinaster*) em povoamentos com idades entre 17 e 53 anos e densidade entre 650 e 1450 árvores/ha que sofreram 3 tipos diferentes de gestão pós-fogo: (1) ausência de intervenção, (2) corte de árvores e acumulação de resíduos em linhas (“slash windrowing”), e (3) corte de árvores e estilhaçamento de resíduos. Os autores chegaram à conclusão de que a extracção das árvores queimadas causa um aumento de mortalidade de plântulas e debilitação das sobreviventes, com a consequente redução na densidade e crescimento das plantas existentes, mas este impacto não comprometia o estabelecimento dos pinheiros novos, podendo até reduzir a necessidade de desbastes futuros.

No caso dos povoamentos de folhosas, em que é comum a sobrevivência dos indivíduos através de regeneração vegetativa (por exemplo de toiça ou de raiç; ver Capítulo III), o abate e arrastamento dos toros pode provocar bastantes danos na regeneração. Atrasar o corte das árvores cuja copa morreu em resultado do fogo, poderá ser benéfico para o desenvolvimento da vegetação espontânea e controlo da erosão, mas quanto mais tarde se cortar, maior será o risco de danificar a regeneração que entretanto cresceu, e a presença do próprio tronco junto aos rebentos

em crescimento poderá dificultar o desenvolvimento da regeneração. Por exemplo no caso de sobreiros queimados e com morte da parte aérea, Barberies et al. (2003) sugerem que uma antecipação do corte do tronco será mais vantajosa para o crescimento dos rebentos de toíça. Porém a informação disponível sobre o impacto do corte e extração de troncos em povoamentos de folhosas no Mediterrâneo é ainda muito escasso.

2.3. A biodiversidade e conservação de nutrientes

Um segundo grupo de efeitos potenciais da extração de madeira queimada deriva do papel estrutural e funcional da madeira morta após os incêndios. A presença de árvores queimadas determina condições físicas – espaços, enclaves, poleiros, condições microclimáticas – que podem desempenhar um papel importante na sucessão vegetal e animal após o fogo. A madeira morta é, para além disso, uma fonte de alimento que sustenta numerosas espécies de microorganismos, fungos e insectos, é um elemento chave na ecologia dos sistemas fluviais adjacentes e, por último, é fonte de nutrientes minerais (Harmon et al., 1986; Samuelsson et al., 1994; Lofroth, 1998). O papel ecológico dos resíduos de maiores dimensões – troncos e ramos maiores – de madeira morta não foi reconhecido até aos anos setenta do século passado (Maser et al., 1979). Antes disso, a retirada de madeira morta das florestas e rios era uma prática comum na gestão e exploração florestal. Para uma região do centro da Suécia, Linder e Östlund (1992, citado em Kruys et al., 1999) estimaram uma redução da madeira morta de grandes dimensões em bosques de $13 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ para menos de $1 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ desde finais do século XIX até à actualidade. Actualmente, o reconhecimento do dito papel possibilitou uma alteração de política na gestão e exploração de muitas florestas do norte da Europa, Estados Unidos da América e Canadá no sentido da manutenção, e até aumento, do volume de madeira morta nas florestas.

Grande parte dos efeitos positivos que se associam à madeira morta nas florestas não perturbadas por fogo é aplicável aos troncos e outros resíduos de grandes dimensões em áreas queimadas. O fogo é uma perturbação natural do ecossistema e há espécies de insectos, particularmente escaravelhos, e seus correspondentes predadores, que vivem dos seus efeitos (Moretti e Barbalot, 2003), de tal forma que a retirada sistemática

da madeira queimada após os grandes incêndios aumenta a probabilidade de extinções locais.

A maior parte dos estudos relativos aos efeitos dos tratamentos de extracção de madeira após o fogo sobre os vertebrados, fundamentalmente aves e pequenos mamíferos, concluem que as árvores queimadas desempenham um papel fundamental na recuperação da fauna das zonas afectadas (Haim, 1993; Llimona et al., 1993). À medida que as árvores queimadas vão caindo e o desenvolvimento de plântulas e rebentos se vai incorporando na nova cobertura aos resíduos queimados, as diferenças entre as zonas tratadas e não tratadas desaparecem progressivamente. A extracção dos troncos queimados pode reduzir o habitat de diversas comunidades de aves que os utilizam para nidificar ou como poio (Saab e Dudley, 1998; Kotliar et al., 2002). Izhaki e Adar (1997) estudaram o efeito da remoção da madeira queimada na evolução da comunidade de aves florestais não reprodutoras num pinhal em Israel e verificaram que o impacto do fogo na composição da comunidade de aves foi mais significativo onde existiu remoção de madeira queimada relativamente aos locais onde esta não ocorreu. Assim, no que respeita à biodiversidade de aves, estes autores sugerem uma estratégia de gestão que inclua áreas com e sem remoção da madeira queimada, criando-se assim um mosaico de diferentes habitats e respectivos nichos que aumentariam o número de espécies de aves presentes à escala da paisagem. Castro et al. (2010) verificaram que um dos impactos da extracção total de árvores numa região da Serra Nevada (Espanha) era que a abundância das principais espécies de aves dispersoras de sementes de árvores e arbustos (tordos e gaios), e que, portanto, podiam facilitar a posterior regeneração da área, era reduzida drasticamente.

Em geral, a extracção da madeira queimada tende a provocar uma alteração na composição específica da fauna, empobrecendo-a em espécies características de áreas florestais e enriquecendo-a em espécies próprias de habitats abertos ou secos. A magnitude e duração do efeito depende da intensidade e extensão do tratamento, podendo comprometer a permanência de algumas espécies nos casos mais extremos (Lindenmayer e Possingham, 1996). Para mais detalhes sobre esta temática, ver o Capítulo IV. A longo prazo, prevê-se um efeito significativo da extracção de madeira queimada sobre os ciclos biogeoquímicos e o

balanço de nutrientes (Brais et al., 2000). Este efeito ocorre devido à perda de parte dos horizontes orgânicos do solo, mas também devido à remoção de ramos e troncos que constituem, a longo prazo, reservas de nutrientes para microrganismos, plantas e animais.

2.4. As pragas florestais

Um dos argumentos utilizados a favor da remoção da madeira queimada é que se lhe atribui um papel facilitador da atracção e proliferação de insectos, particularmente escolitídeos, que podem constituir pragas para os povoamentos vizinhos (ver Capítulo IX). Este papel facilitador da madeira queimada apoia-se no facto conhecido de que as árvores debilitadas pelo fogo mostram menos defesas face ao ataque destes insectos, que acabam por colonizar os troncos com certa facilidade e incrementar as suas populações. Os indivíduos maduros destas espécies perfuram a casca e alcançam os tecidos subcorticais onde depositam os ovos. As larvas alimentam-se do câmbio à medida que escavam galerias que acabam por interromper a circulação no floema e provocar a morte da árvore.

Uma das razões utilizadas para a defender a extracção da madeira queimada é, conseqüentemente, a de que a atracção e colonização por escolitídeos das árvores parcial ou totalmente queimadas pode ser vir de foco de proliferação e facilitar a infecção dos povoamentos de pinhal mais próximos (Salman, 1934; Ryan e Amman, 1994). Wallin et al. (2003) estudaram a relação entre severidade do fogo e ocorrência de escolitídeos após um fogo controlado num pinhal de *Pinus ponderosa* e observaram um maior número de entradas de escolitídeos nas árvores mais danificadas pelo fogo. Todavia, as quatro categorias de dano analisadas no citado trabalho variavam desde árvores com a copa completamente intacta (verde) até árvores com 76-90% do volume de copa dessacada, sem que se registassem níveis de severidade maiores. No entanto, num estudo efectuado em Alicante (Espanha), os resultados sugerem que as árvores totalmente queimadas são menos atacadas que as que apresentam níveis de dano moderados (Caixa 1).

CAIXA 1 OS ESCOLITÍDEOS APÓS O FOGO NOS PINHAIS DA REGIÃO DE VALÊNCIA

Num estudo realizado no Parque de la Font Roja (Alicante, Espanha), no qual se quantificou o número de entradas de escolitídeos em *Pinus halepensis* para quatro categorias de dano das árvores, desde copas completamente verdes a copas completamente consumidas pelo fogo, foi observada a preferência dos escolitídeos por árvores que conservavam parte da copa verde (Figura 1).

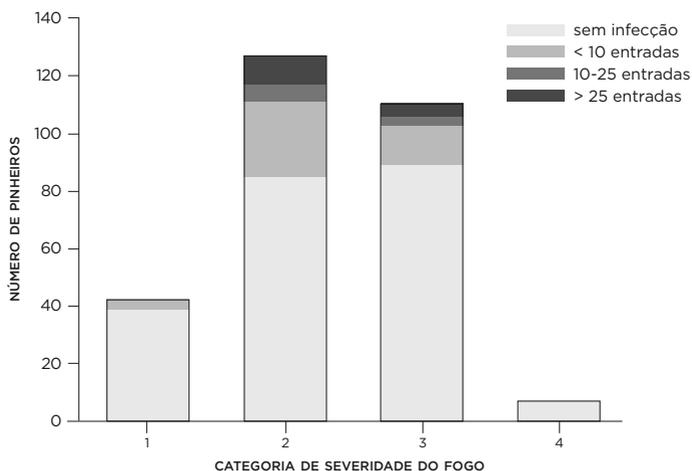


FIGURA 1

Número de pinheiros afectados por diferentes níveis de colonização por escolitídeos, em função da categoria de severidade do fogo: 1. árvores parcialmente afectadas no tronco mas com a copa verde; 2. tronco parcialmente queimado, copa com parte verde e parte dessecada; 3. copa dessecada; 4. copa consumida. Dados recolhidos 6 meses depois do incêndio. Extraído de Bautista et al. (2004).

Após um incêndio, os gestores frequentemente mantêm as árvores com a copa parcialmente afectada pelo fogo, na esperança que possam sobreviver, e abatem os exemplares com a copa consumida ou totalmente dessecada. Estes resultados sugerem que, de um ponto de vista dos escolitídeos, as árvores parcialmente danificadas são um foco potencial mais perigoso que árvores totalmente consumidas.

2.5. A carga combustível

É frequentemente afirmado que a permanência dos troncos queimados implica uma perigosa carga de combustível na zona, que aumenta a probabilidade e severidade potenciais de um incêndio futuro. Ainda que este argumento constitua um lugar comum entre os que defendem a extracção de madeira queimada, as diferentes revisões que foram efectuadas sobre o tema concordam que não há nenhum trabalho na literatura que mostre essa relação (Beschta et al., 1995; McIver e Starr, 2000). Normalmente, a extracção de madeira queimada limita-se aos grandes troncos, os quais acrescentam pouco à carga de combustível presente, devido à sua baixa relação superfície/volume e ao seu conteúdo de água (Amaranthus et al., 1989). Os materiais de menor diâmetro são os que mais contribuem para a combustibilidade do local e este tipo de material costuma deixar-se no solo após as actividades de extracção. Curiosamente, nos escassos trabalhos em que se quantificou a carga de combustível em zonas com e sem extracção de madeira, verificou-se que, a curto-prazo, a combustibilidade local aumentava nas zonas de extracção, devido à quantidade de resíduos de menor diâmetro que ficam no solo após os trabalhos de extracção (Stephens, 1998; Donato et al., 2006). De acordo com Donato et al. (2006), a estratégia de menor risco seria deixar as árvores queimadas em pé o maior período de tempo possível, por forma a minimizar a quantidade de combustível fino em contacto com a superfície do solo, e permitindo que a queda dos troncos e ramos se processe de forma mais lenta e repartida no tempo. Modelos de simulação mostram que a longo prazo, assim que os troncos queimados caem no solo, a combustibilidade das zonas sem extracção aumenta, mas apenas ligeiramente e durante um período de tempo limitado, dependendo da taxa de decomposição própria das condições do local.

3. Balanço ecológico da gestão da madeira queimada

Ainda que não se possa descartar que em algumas condições particulares a extracção da madeira queimada possa ter um efeito positivo sobre o ecossistema, o balanço líquido das consequências ecológicas deste tipo de actividades parece oscilar entre a neutralidade e o prejuízo. Logo, a recomendação genérica que decorre dos resultados obtidos é a precaução.

Em geral, a curto e médio prazo e para as condições habituais em que se aplica esta medida nas florestas mediterrânicas, a extracção de madeira queimada não parece modificar significativamente a recuperação pós-fogo do coberto vegetal ou a regeneração dos pinhais, nem afecta o desenvolvimento das plântulas de pinheiro num ou noutro sentido. Não obstante, em solos considerados sensíveis, como os solos desenvolvidos sobre margas, arenitos ou alguns tipos de argilas há um risco moderado-alto de erosão linear associada ao tratamento de extracção. Parte dos efeitos negativos potenciais podem mitigar-se com medidas correctoras oportunas ou aplicando métodos de extracção que minimizem o impacto sobre o solo. Nos casos em que a extracção de madeira se realize com uma forte participação de maquinaria e sobre ecossistemas menos resilientes, os efeitos negativos podem ganhar peso no balanço ecológico.

Os escolitídeos perfuradores parecem mostrar uma clara preferência por árvores afectadas de forma moderadamente severa pelo fogo. A confirmar-se este padrão, a eficácia da extracção de madeira queimada como medida preventiva contra a colonização por escolitídeos limitar-se-á, por isso, às árvores afectadas parcialmente, e a um período não superior ao primeiro ano após o incêndio, uma vez posteriormente os tecidos subcorticais das árvores mortas estão demasiado degradados para permitir o desenvolvimento das espécies de escolitídeos consideradas problemáticas. Não obstante, deve ter-se em conta que este período é de máximo risco de degradação e erosão do solo pelo que devem ponderar-se adequadamente as condições ambientais e as prioridades em cada zona.

A extracção dos troncos queimados não parece reduzir a carga efectiva de combustível nas zonas queimadas. Para que isso acontecesse, os restos de copas e ramos deveriam eliminar-se também. Além disso, se os resíduos forem eliminados através da queima, o dano potencial no solo é muito alto, com zonas que não recuperam durante dezenas de anos. Uma solução prometedora é a transformação dos resíduos em estilha e sua distribuição pela superfície do solo. Deste modo, ao mesmo tempo que se aplica uma medida de conservação de solos, grande parte da matéria orgânica fica na floresta.

Uma estratégia que é apontada pelas ideias mais recentes em gestão florestal é a da extracção selectiva. Segundo esta perspectiva, as actividades de extracção de madeira queimada intensivas e de larga-escala

devem ser substituídas por actividades selectivas, que evitem as áreas mais sensíveis e de maior risco de degradação, que apliquem medidas correctoras nos casos de risco (e.g. medidas de conservação de solo), que evitem a queima dos resíduos de corte, que concedam prioridade às árvores parcialmente afectadas pelo fogo em caso de risco de praga de escolítídeos e que se executem de forma heterogénea, deixando um mosaico de manchas com e sem tratamento para manter o papel estrutural e funcional de ramos e troncos. Evidentemente, as considerações ecológicas anteriores devem ponderar-se também face aos aspectos económicos e sociais afectados em cada caso.

É necessária mais investigação científica sobre este tema, e a colaboração dos gestores será a única forma de se atingir o design experimental necessário para o esclarecimento destas importantes questões.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMARANTHUS, M. P., PARRISH, D. S., PERRY, D. A., 1989 — Decaying logs as moisture reservoirs after drought and wildfire. In: Alexander, E.B. (Ed.), Proceedings of Watershed '89: Conference on the Stewardship of Soil, Air, and Water Resources. USDA-FS Alaska Region. RIO-MB-77, pp. 191-194.

AMMAN, G. D., RYAN, K. C., 1991 — Insect infestation of fire-injured trees in the greater Yellowstone area. Res. Note INT-398. USDA, Forest Service, Intermountain Research Station, Ogden, UT.

BARBERIS, A., DETTORI, S., FILIGHEDDU, M. R., 2003 — Management problems in Mediterranean cork oak forests: post-fire recovery. *Journal of Arid Environments* 54, 565-569.

BARKER, P. F., 1989 — Timber salvage operations and watershed resource values. In: Berg, N.H. (Tech. Coord.), Proceedings of the symposium on fire and watershed management, 26-28 October, Sacramento, CA. Gen. Tech. Rep. PSW-109. Berkeley, CA. USDA Forest Service, Pacific Southwest Forest and Range Experiment Station, pp.1-2.

BAUTISTA, S., GIMENO, T., MAYOR, A., GALLEGO, D., 2004 — El tratamiento de la madera quemada tras los incendios forestales. In: Vallejo, V. R., Alloza, J. A. (Eds.), Avances en el estudio de la gestión del mont e mediterráneo. Fundación Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo – CEAM, pp. 547-570.

BESCHTA, R. L., 1978 — Long-term patterns of sediment production following road construction and logging in the Oregon Coast Range. *Water Resources Research* 14, 1011-1016.

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. Oregon State University, Corvallis, Oregon.

BESCHTA, R. L., RHODES, J. J., KAUFFMAN, J. B., GRESSWELL, R. E., MINSHALL, G. W., KARR, J. R., PERRY, D. A., HAUER, F. R., FRISSELL, C. A., 2004 — Post-fire management on forested public lands of the Western United States. *Conservation Biology* 18, 957-967.

BRAIS S, DAVID, P., OUMET, R., 2000 — Impacts of wild fire severity and salvage harvesting on the nutrient balance of jack pine and black spruce boreal stands. *Forest Ecology and Management* 137, 231-243.

CASTRO, J., MORENO-RUEDA, G., HÓDAR, J. A., 2010 — Experimental test of post-fire management in pine forests: Impact of salvage logging versus partial cutting and nonintervention on bird-species assemblages. *Conservation Biology* 24, 810-819.

DEBANO, L. F., NEARY, D. G., FFOLIOTT, P. F., 1998 — Fire's Effects on Ecosystems. Wiley, New York.

DGRF, 2005 — Gestão pós-fogo: Extração da madeira queimada e protecção da floresta contra a erosão do solo. DGRF, Lisboa.

DONATO, D. C., FONTAINE, J. B., CAMPBELL, J. L., ROBINSON, W. D., KAUFFMAN, J. B., LAW, B. E., 2006 — Post-Wildfire Logging Hinders Regeneration and Increases Fire Risk. *Science* 311, 352.

EDESO, J. M., MERINO, A., GONZALEZ, M. J., MARAURI, P., 1999 — Soil erosion under different harvesting managements in steep forestlands from northern Spain. *Land degradation and development* 10, 79-88.

FERNÁNDEZ, C., VEGA, J. A., GRAS, J. M., FONTURBEL, T., CUIÑAS, P., DAMBRINE, E., ALONSO, M., 2004 — Soil erosion after *Eucalyptus globulus* clearcutting: differences between logging slash disposal treatments. *Forest Ecology and Management* 195, 85–95.

FERNÁNDEZ, C., VEGA, J. A., FONTURBEL, T., JIMÉNEZ, E., PÉREZ-GOROSTIAGA, P., 2008 — Effects of wildfire, salvage logging and slash manipulation on *Pinus pinaster* Ait. recruitment in Orense (NW Spain). *Forest Ecology and Management* 255, 1294-1304.

GAYOSO, J., IROUMÉ, A., 1991 — Compaction and soil disturbances from logging in Southern Chile. *Annals Sciencias Forestales* 48, 63-71.

GREENBERG, C. H., NEARY, D. G., HARRIS, L. D., LINDA, S. P., 1994 — Vegetation recovery following high-intensity wildfire and silvicultural treatments in sand pine scrub. *The American Midland Naturalist* 133, 149-163.

HAIM, A., 1993 — Resilience to fire of rodents in an East-Mediterranean pine forest on Mount Carmel, Israel: the effects of different managements. In: Trabaud, L., Prodon, R. (Eds.), *Fire in Mediterranean Ecosystems*. Commission of the European Communities, Brussels-Luxembourg, pp. 293-301.

HARMON, M., FRANKLIN, J. F., SWANSON, F., SOLLINS, P., GREGORY, S. V., LATTIN, J. D., ANDERSON, N. H., CLINE, S. P., AUMEN, N. G., SEDELL, J. R., LINEKAEMPER, G. W., CROMACK, K., CUMMINS, K. W., 1986 — Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. In: MacFaydeny, A., Ford, E.D. (Eds.), *Advances in Ecological Research*. Academic Press, pp. 133-302.

IZHAKI, I., ADAR, M., 1997 — The effects of post-fire management on bird community succession. *International Journal of Wildland Fire* 7, 335-342.

KOTLIAR, N. B., HEIL, S., HUTTO, R. L., SAAB, V. A., MELCHER, C. P., MCFADZEN, M. E., 2002 — Effects of fire and post-fire salvage logging on avian communities in conifer-dominated forests of the western United States. *Studies in Avian Biology* 25, 49-64.

KRUYS, N., FRIES, C., JONSSON, B. G., LÅMAS, T., STAHL, G., 1999 — Wood-inhabiting cryptogams on dead Norway spruce (*Picea abies*) trees in managed Swedish boreal forests. *Canadian Journal of Forest Research* 29, 178-186.

LINDENMAYER, D. B., POSSINGHAM, H. P., 1996 — Ranking conservation and timber management options for Leadbeater's possum in southeastern Australia using population viability analysis. *Conservation Biology* 10, 235-251.

LLIMONA, F., MATHEU, E., PRODON, R., 1993 — Role of snag persistence and of tree regeneration in a postfire bird successions: comparisons of pine and oak forests in Monserrat (Catalonia, NE Spain). In: Trabaud, L., Prodon, R. (Eds.), *Fire in Mediterranean Ecosystems*. Commission of the European Communities, Brussels-Luxembourg, pp. 315-332.

LOFROTH, E., 1998 — The dead wood cycle. In: Voller, J., Harrison, S. (Eds.), *Conservation biology principles for forested landscapes*. UBC Press, Vancouver, B.C., pp. 185-214.

MASER, C., ANDERSON, R. G., CROMACK JR., K., WILLIAMS, J. T., MARTIN, R. E., 1979 — Dead and down material. In: J.W. Thomas (Ed.), *Wildlife habitats in managed forests: the Blue Mountains of Oregon and Washington*. USDA Agricultural Handbook No. 553, pp. 78-95.

MARTÍNEZ-SÁNCHEZ, J. J., FERRANDIS, P., DE LAS HERAS, J., HERRANZ, J. M., 1999 — Effect of burnt removal on the natural regeneration of *Pinus halepensis* after fire in a pine forest in Tus valley (SE Spain). *Forest Ecology and Management* 123, 1-10.

MCIVER, J. D., STARR, L. (TECH. EDS.), 2000 — Environmental Effects of Postfire Logging: Literature Review and Annotated Bibliography. USDA Forest Service. PNWRS, Portland, Oregon. General Technical Report PNW-GTR-486.

MORETTI, M., BARBALAT S., 2003 — The effects of wildfires on wood-eating beetles in deciduous forests on the southern slope of Swiss Alps. *Forest Ecology and Management* 187, 85-103.

NE'EMAN, G., LAHAV, H., IZHAKI, I., 1993 — The resilience of vegetation to fire in an East-Mediterranean pine forest on Mount Carmel, Israel: the effect of post-fire management. . In: Trabaud, L., Prodon, R. (Eds.), *Fire in Mediterranean Ecosystems*. Commission of the European Communities, Brussels-Luxembourg, pp. 127-141.

NE'EMAN, G., LAHAV, H., IZHAKI, I., 1995 — Recovery of vegetation in a natural east Mediterranean pine forest on Mount Carmel, Israel as affected by management strategies. *Forest Ecology and Management* 75, 17-26.

PÉREZ, B., 1997 — Factores que controlan la variabilidad espacial de la respuesta de la vegetación al fuego en la Sierra de Gredos: Usos del territorio e intensidad del fuego. Tesis doctoral. Universidad Complutense de Madrid.

POFF, R. J., 1989 — Compatibility of timber salvage operations with watershed values. In: N.H. Berg (Tech. coord.), *Proceedings of the symposium on fire and watershed management*, Gen. Tech. Rep. PSW-109. Berkeley, CA. USDA, Forest Service, Pacific Southwest Forest and Range Experiment Station, pp. 137-140.

RAB, M. A., 1994 — Changes in physical properties of a soil associated with logging of Eucalyptus regnans forest in southern Australia. *Forest Ecology and Management* 70, 215-229

RYAN, K. C., AMMAN, G. D., 1994 — Interactions between fire-injured trees and insects in the Greater Yellowstone Area. In: Despain, D.G. (Ed), *Plants in their Environments: Proceedings of the First Biennial Scientific Conference on the Greater Yellowstone Ecosystem*. United States Department of the Interior, National Park Service, Yellowstone National Park, WY, pp.259-27.

SAAB, V. J., DUDLEY, J., 1998 — Responses of cavity-nesting birds to stand-replacement fire and salvage logging in ponderosa pine/Douglas-fir forests of southwestern Idaho. Res.Pap. RMRS-RP-11. USDA, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Ogden,UT.

SALMAN, K. A., 1934 — Entomological factors affect salvaging of fire injured trees. *Journal of Forestry* 32, 1016-1017.

SAMUELSSON, J., GUSTAFFSON, L., INGELOG, T., 1994 — Dying and dead trees: a review of their importance for biodiversity. Swedish Threatened Species Unit, Uppsala, Sweden.

SEXTON, T. O., 1994 — Ecological effects of post-wildfire salvage-logging on vegetation diversity, biomass, and growth and survival of *Pinus ponderosa* and *Purshia tridentata*. Oregon State University, Department of Range-land Resources, Corvallis, OR.

SHAKESBY, R. A., BOAKES, D. J., COELHO, C. O. A., GONÇALVES, A. J. B., WALSH, R. P. D., 1994 — Limiting soil loss after forest fire in Portugal: The influence of different post-fire timber clear ance practices. In: Proceedings 2nd International Conference on Forest Fire Research, vol II. November 1994, Coimbra, pp. 1161-1170.

SILINS, U., STONE, M., EMELKO, M. B., BLADON, K. D., 2009 — Sediment production following severe wildfire and post-fire salvage logging in the Rocky Mountain headwaters of the Oldman River Basin, Alberta. *Catena* 79(3), 189-197

STEPHENS, S. L., 1998 — Evaluation of the effects of silvicultural and fuels treatments on potential fire behavior in Sierra Nevada mixed-conifer forests. *Forest Ecology and Management* 105, 21-35.

TERRY, J. P., 1994 — Soil loss from erosion plots of differing post-fire forest cover. In: Sala, M., Rubio, J.L. (Eds.). *Soil erosion and degradation as a consequence of forest fires*. Geofoma ediciones, pp. 133-148.

VEGA, J. A., FERNÁNDEZ, C., PÉREZ-GOROSTIAGA, P., FONTURBEL, T., 2008 — The influence of fire severity, serotiny, and post-fire management on *Pinus pinaster* Ait. recruitment in three burnt areas in Galicia (NW Spain). *Forest Ecology and Management* 256, 1596-1603.

VEGA, J. A., FERNÁNDEZ, C., PÉREZ-GOROSTIAGA, P., FONTURBEL, T., 2010 — Response of maritime pine (*Pinus pinaster* Ait.) recruitment to fire severity and post-fire management in a coastal burned area in Galicia (NW Spain). *Plant Ecology* 206, 297-308.

VIEGAS, M. T., PÉREZ, B., VIEGAS, D. X., MORENO, J. M., 1994 — Vegetation recovery in a *Pinus pinaster* woodland in central Portugal in relation to fire severity and post-fire timber management. *Proc. 2nd conference on Forest Fire research II, Coimbra, November 1994*, pp. 1221-1222.

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 Agueda River Basin Portugal. *GEOÖKOplus* 3, 15-36.

WALLIN, K. F., KOLB, T. E., SKOV, K. R., WAGNER, M. R., 2003 — Effects of crown scorch on *Ponderosa* pine resistance to bark beetles in Noethwen Arizona. *Environmental Entomology* 32, 652-661.

GESTÃO PÓS-FOGO: O QUE FAZER A SEGUIR AOS INCÊNDIOS

IX. OS ESCOLITÍDEOS E O FOGO

LUISA NUNES

- 1. Introdução**
- 2. Ecologia dos escolitídeos**
- 3. Primeiros sinais e sintomas de colonização de escolitídeos**
- 4. Utilização da madeira de árvores mortas por escolitídeos**
- 5. Gestão das populações de escolitídeos**
 - 5.1. Os inimigos naturais
 - 5.2. Detritos de exploração florestal
- 6. Escolitídeos e fogo**

1. Introdução

Uma grande abundância de insectos conduz à ideia de praga, sobretudo quando esta interfere com os interesses económicos associados à floresta ou à agricultura, mas o conceito de praga não é assim tão simplista quanto possa parecer. Na luta contra os insectos nocivos nas plantações florestais é importante estimar a magnitude das suas populações, a tendência do seu crescimento e flutuações, e é preciso conhecer os efeitos dos diversos factores de origem ambiental ou antropológica que são exercidos sobre os mesmos.

Simplificando, pode-se reduzir o estudo das populações de insectos a dois factores: o potencial biótico e a resistência do meio. O **potencial biótico de um insecto** consiste na sua maior ou menor capacidade para se expandir. Pode definir-se igualmente como forma de quantificar a população que se pode desenvolver de uma fêmea adulta no período de um ano quando as condições ambientais são favoráveis à espécie. Quanto à **resistência do meio** esta é definida por todos os factores que num determinado ecossistema podem limitar a multiplicação dos insectos, como a temperatura, a precipitação, algumas intervenções culturais ou a própria fisiologia da árvore.

A maior parte dos problemas fitossanitários nas florestas resultam de repentinas e imprevisíveis alterações nas populações de insectos mas pode-se encontrar nocividade em alguns cujas populações apresentam níveis relativamente baixos sendo estes, por exemplo, os que transmitem microrganismos patogénicos (como o fungo denominado por azulado da madeira). Alguns insectos alimentam-se das partes lenhosas da árvore e entre estes os coleópteros da família Scolytidae são frequentemente os mais destrutivos.

Os escolitídeos, como mais comumente são designados, podem atacar resinosas e folhosas mas os seus surtos têm tido maior expressão em povoamentos de pinheiro bravo e, preferencialmente, após a passagem do fogo. Podem, no entanto, ocasionalmente atacar outras espécies de pinheiro em Portugal, mas com um menor grau de nocividade.

2. Ecologia dos escolitídeos

Os escolitídeos são, fundamentalmente, insectos de plantas lenhosas hospedeiras e constituem um dos poucos grupos que pode ser considerado como autênticos insectos da floresta. Ainda que alguns sejam específicos de determinados arbustos, a maioria das espécies ataca árvores. De forma mais ou menos semelhante, todos eles tendem a ser considerados ameaças potenciais devido à sua suposta capacidade de se “aproveitarem” da floresta quando esta está a passar por situações mais debilitantes – depois de um incêndio, na sequência de quedas de árvores por acção do vento, seca ou após ataques de desfolhadores. Existe sobre esta família de insectos uma má fama generalizada que não é de todo justificada. Apesar de apresentarem uma característica que todos eles têm em comum, o facto de serem organismos secundários de algum factor primário debilitante, a verdade é que as diferentes espécies diferem significativamente entre si em termos de grau de agressividade, comportamento e escolha de nicho ambiental.

A situação actual de mortalidade de povoamentos causada por escolitídeos resulta de uma combinação de factores naturais incluindo, designadamente: a seca, monoculturas extensas, incêndios, solos pouco profundos/rochosos e populações relativamente significativas de escolitídeos. Todos estes factores influenciam a quantidade de água, luz e nutrientes disponíveis para cada árvore. As árvores que não dispõem desses recursos em quantidade suficiente entram em processos de enfraquecimento e portanto de maior susceptibilidade. Os escolitídeos têm a capacidade de detectar os hospedeiros mais susceptíveis e a sua resposta consiste em colonizá-los, eliminando naturalmente algumas árvores do povoamento. Inadvertidamente, este processo vai contribuir para disponibilizar uma quantidade bastante maior de recursos para as árvores que sobrevivem. Este processo de compensação pode ser também observado com outras pragas como a processionária do pinheiro (*Thaumethopaea pityocampa*) cujos dejectos produzidos pelas larvas em grandes quantidades são mais facilmente disponibilizados para consumo da planta permitindo assim que os hospedeiros possam ter condições de sobrevivência após a desfolha (Cabral, 1995; Ferreira e Cabral, 1999).

Embora os escolitídeos sejam na sua maioria pragas secundárias que

se desenvolvem em condições naturais em árvores debilitadas, quando o ataque é elevado também se pode estender a árvores em melhor condição fitossanitária. As árvores atacadas por estes insectos apresentam amarelamento da copa, perfuração da casca com saída de resina, serrim e galerias entre a casca e o lenho.

Cada espécie de escolitídeo apresenta comportamentos específicos e é isto que determina o impacto de cada uma na produção florestal e no seu significado ecológico. Este assunto pode ser convenientemente discutido no âmbito do contexto de um ciclo de vida generalizado de um escolitídeo. Os primeiros adultos a atacarem uma árvore são, habitualmente, denominados de “pioneiros”. Existem estudos divergentes quanto ao mecanismo envolvido que leva estes pioneiros até uma árvore susceptível. Pode dar-se o caso de a população endémica da espécie, na fase de reprodução, procurar continuamente árvores susceptíveis ao acaso, testando de alguma forma possíveis hospedeiros num estado mais receptivo. Pode ainda acontecer que hospedeiros susceptíveis e em estado precário emitam sinais químicos, algo como um “engodo primário”, que atrai o adulto directamente ao alvo. Talvez ambos os mecanismos funcionem nesta família. Os escolitídeos pioneiros podem ser machos ou fêmeas, dependendo da espécie envolvida.

Os pinheiros susceptíveis emitem determinadas substâncias, químicos que não são mais que compostos voláteis (monoterpenos e etanol) que funcionam como um forte “chamamento” para insectos xilófagos. Numa evolução mútua entre hospedeiro e praga, os insectos desenvolveram formas de detectar estes compostos e utilizá-los para identificar árvores hospedeiras adequadas. Depois de localizar e colonizar uma árvore hospedeira susceptível, o escolitídeo emite uma feromona de agregação que atrai outros insectos xilófagos. Um número suficiente de escolitídeos é, então, atraído para determinada árvore. Após o processo de colonização, inicia-se então a emissão de uma feromona “anti-agregação”/dispersão, que lhes indica a necessidade de localizar uma outra árvore hospedeira (Sullivan et al., 2003; Campbell et al., 2008).

O orifício de entrada inicial realizado pelo escolitídeo e a passagem do material vegetal do hospedeiro pelo sistema digestivo do insecto geram um atractivo para outros indivíduos que não é mais que um conjunto de químicos denominados por feromonas de agregação, estes constituem como que um sinal de “venham até aqui” para ambos os sexos da mesma

espécie. A feromona é uma mistura de químicos, alguns dos quais produtos inalterados da planta hospedeira como terpenos e outras substâncias modificadas por processos digestivos do próprio insecto. Com a chegada dos insectos pioneiros e o encontro dos sexos dá-se o início da construção das galerias (Figura 1). Normalmente a colonização do hospedeiro inicia-se com uma câmara nupcial alargada e de forma característica, onde ocorre o acasalamento.

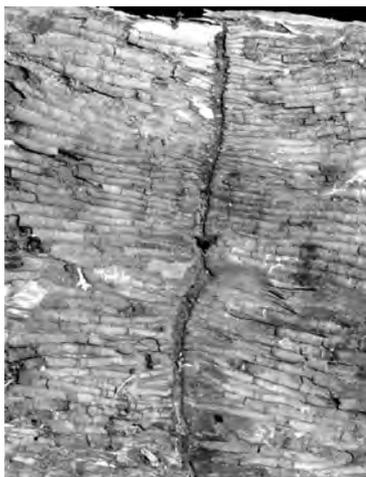


FIGURA 1

Galerias de escolitídeos (*T. piniperda*, Hilésina). A forma e distribuição das galerias facilitam a identificação da espécie. (Foto: Luisa Nunes).

A partir desta câmara estende-se uma ou mais galerias onde a fêmea coloca os ovos. A postura pode ser feita isoladamente ou em ambos os lados de cada galeria. Nas espécies monogâmicas, como *Tomicus piniperda* L. (Hilésina) existe uma única galeria de ovos; as espécies poligâmicas, como *Ips sexdentatus* (Bóstrico grande), apresentam uma galeria por fêmea, atingindo casos mais extremos nas espécies como o *Orthotomicus erosus* (Bóstrico pequeno) e *Pityogenes bidentatus* (Bóstrico Bidentado) que, sob determinadas circunstâncias, pode chegar a ter entre 8 a 12 galerias de ovos (Ferreira, 1998).

Quando os ovos eclodem, cada larva estende o sistema para lá da galeria materna. São muitas as variações existentes sobre este tema e cada uma é

característica de uma espécie concreta: as galerias larvares diferem em termos de formato, comprimento e direcção e também em termos de localização nos tecidos do tronco do hospedeiro. Cada túnel larvar aumenta em largura à medida que a larva cresce, terminando numa câmara pupal onde o insecto se torna adulto através do processo de metamorfose.

O ponto de emergência (saída da fase de pupa) é outra característica variável. Quando alcançam a maturidade, os adultos podem sair do hospedeiro perfurando a casca da câmara pupal, o que gera o típico efeito de “broca”. Outros podem utilizar um ponto de emergência comum e outros ainda podem sair em qualquer ponto por onde se proporciona o colapso da galeria.

Existem variações importantes entre espécies na chamada fase de *pasto de maturação* (Figura 2) (outra das fases do ciclo que provoca estragos) de adultos recentemente emergidos e que ocorre antes de estes começarem a estarem aptos a reproduzirem-se. Este fenómeno pode ver-se como uma extensão do sistema de galeria larvar, em que os escolitídeos deixam a câmara pupal para realizarem perfurações adicionais onde se vão alimentar antes de se tornarem sexualmente activos e iniciarem o período de voo.



FIGURA 2

Danos causados pelos escolitídeos durante o pasto de maturação.
(Fonte: Gyorgy Csoka, Hungary Forest Research Institute, www.forestryimages.org).

No Sul de Europa, o pasto de maturação dá-se geralmente na copa de árvores saudáveis enquanto que em espécies mais difundidas noutras zonas o pasto de maturação pode ocorrer em qualquer parte da árvore como o colo radicular de plantações ou regeneração natural e ainda nas raízes de árvores de maior dimensão ou no lado oculto de troncos de casca mais fina e acabadas de abater (Ferreira e Cabral, 1999).

Em algumas espécies, este comportamento parece ser obrigatório mas noutras parece ser meramente facultativo na medida em que os escolitídeos parecem alimentar-se aleatoriamente em diversos tecidos da árvore. Existe outro tipo de alimentação facultativa que pode ser denominado de “comportamento alimentar durante condições adversas”, no qual números significativos de escolitídeos de ambos os sexos se reúnem em espaços limitados da sua galeria. Este comportamento parece ocorrer depois de os adultos emergirem e de estarem prontos para o voo e para a reprodução, mas ser em subitamente assolados por condições meteorológicas adversas. Estas agregações de insectos parecem, pelo menos aparentemente, ter algo em comum com as mais pequenas agregações na hibernação de *T. piniperda* encontradas em galerias irregulares na base dos pinheiros.

Existem duas outras características dos escolitídeos que são frequentemente associadas e que não podem ser esquecidas. A primeira é a agressividade inerente de uma determinada espécie e a segunda o tipo de associações fúngicas que possa ter. Como é evidente, algumas espécies são mais agressivas na fase de reprodução do que outras e atacam árvores debilitadas mas ainda vivas como, por exemplo, a Hilésina (*T. piniperda*) (Ferreira e Cabral, 1994; Ferreira, 1998). As associações entre fungos e escolitídeos podem assumir inúmeras formas diferentes, do simples transporte de esporos, tal como sucede no escolito do ulmeiro, à relação altamente especializada dos escolitídeos da madeira. Neste último caso, os fungos são transportados pela fêmea em estruturas especiais (micângios) para cultura no sistema de galerias e para servirem de alimento às larvas. Existe também uma diversidade de relações extremamente complexas e pouco compreendidas entre determinadas espécies de escolitídeos e fungos onde se inclui o “azulado da madeira”.

As espécies *Tomicus minor* (espécie não encontrada em Portugal) e *Ips sexdentatus*, por exemplo, alimentam as suas larvas quase só, se não

mesmo totalmente, com fungos cultivados nas galerias larvares. Acredita-se que o patogénio envolvido pertence ao género *Ophiostoma*, um grupo de fungos bastante conhecidos por serem agressivos e causarem murchidão (Mathew et al., 1999). Contudo, não é de vidamente compreendida a relação entre o insecto e o fungo. Do mesmo modo, também não foi adequadamente demonstrado que é uma única espécie de fungo que tanto alimenta as larvas dos escolitídeos como ataca as próprias árvores (Mathew et al., 2004).

Em várias espécies destes insectos é frequente encontrar ataques (quando os níveis populacionais são baixos e ainda não considerados como praga) a árvores recentemente mortas ou em declínio. Qualquer tentativa para invadir uma árvore saudável com esses níveis populacionais significa que os insectos acabam por ser bloqueados pela resina dos orifícios abertos e são assim internamente eliminados pelo hospedeiro que acciona uma barreira natural contra escolitídeos e fungos.

Os factores de declínio, decorrentes de incêndios, seca, feridas mecânicas ou competição entre indivíduos em povoamentos densos, reduzem a capacidade directa da árvore para suportar o ataque destes perfuradores. A reacção do hospedeiro à entrada dos insectos constitui um processo que exige um elevado dispêndio de energia, podendo tornar-se ineficiente se os números e os ataques dos escolitídeos aumentarem ao longo de um qualquer ponto crítico do ciclo de vida da árvore (Bradley et al., 2004; Lombardero et al., 2006).

Os escolitídeos do pinheiro alimentam-se sobretudo de floema e exercem um efeito de incisão anelar na árvore. O dano causado por este tipo de alimentação funciona como um torniquete interno que corta o fluxo de nutrientes produzidos na copa, para as restantes partes da árvore. À medida que os danos progressivam, os açúcares e outros compostos complexos não podem ser translocados para as zonas mais baixas da árvore isto é desde as agulhas até às áreas não-fotossintéticas da árvore. O escolitídeo pode também introduzir o fungo já anteriormente mencionado – “Azulado da madeira” – que se desenvolve no xilema. Este fungo impede igualmente que a água se ja transportada para as zonas superiores da árvore, em direcção às agulhas. Deste modo, ambos os factores contribuem para o declínio e morte das árvores colonizadas (Breece et al., 2008).

3. Primeiros sinais e sintomas de colonização de escolitídeos

A descoloração das agulhas é o primeiro sintoma de colonização por escolitídeos. As agulhas passam de verde-escuro para verde-claro e, posteriormente, de um amarelo palha para um vermelho ferruginoso. A progressão do verde para o vermelho acontece ao longo de vários meses. Outros sintomas e sinais incluem as exsudações de resina, o serrim resultante das perfurações e as próprias galerias.

A resina é a única defesa natural da árvore contra os escolitídeos. Os insetos que colonizam árvores relativamente saudáveis acabam, geralmente, por criar tubos de resina por onde entram na árvore. O serrim fino das perfurações é, por vezes, visível exteriormente e é causado pelo facto dos insectos triturarem o lenho durante a construção das galerias. Durante a colonização inicial, o serrim das perfurações é vermelho vivo. Para se observar as galerias, pode-se retirar uma porção da casca com um machado. Isto só deve ser feito em árvores declaradas mortas. As galerias podem ser visíveis no interior da casca e podem conter larvas e pupas e/ou escolitídeos adultos. Um ou todos estes sinais/ sintomas podem estar presentes em simultâneo.

4. Utilização da madeira de árvores mortas por escolitídeos

O xilema na maior parte dos casos não se apresentará muito danificado pela presença de fungos no primeiro ano de ataque. Mesmo que os escolitídeos transportem os fungos do azulado da madeira, estes não chegam a decompor a madeira, isto é, invade as células mas não provoca qualquer alteração na estrutura da madeira. Apesar de os escolitídeos poderem transportar outros fungos que causem podridão, o mais frequente é que estes provoquem o apodrecimento do alburno, zona externa da árvore. A maioria dos microrganismos que causam podridões da madeira surge em geral após a morte da árvore independentemente da razão que a levou à morte. Para que haja decomposição significativa do lenho é preciso esperar no mínimo um ano.

A velocidade de deterioração das árvores mortas por escolitídeos não é, provavelmente, significativamente diferente da que se verifica nas árvores mortas por um relâmpago ou um incêndio. Parece que indepen-

dentemente da forma como uma árvore secou, é a espécie, a sua dimensão e a localização que determinam a velocidade de deterioração da mesma. Nos EUA e para a espécie *Pinus ponderosa* estudou-se a velocidade de decomposição após o ataque de insectos xilófagos e verificou-se que para árvores com DAP entre os 25 a 30 centímetros, estas começavam a cair no final do 2.º ano mas a maioria do povoamento tomba por volta do 4º e 5º anos. No caso das árvores com um DAP superior a 45 centímetros, observou-se grande fragilidade ao nível das copas mesmo antes da árvore tombar por inteiro (Hanula et al., 2002; McHugh et al., 2003; Elkin et al., 2004).

5. Gestão das populações de escolitídeos

5.1. Os inimigos naturais

Os escolitídeos têm uma grande diversidade de inimigos naturais. Em particular, pica-paus e outras aves podem limitar as suas populações. Alguns insectos são conhecidos por controlarem as populações de escolitídeos em condições de população endémica (sem surto). Os insectos predadores, como o *Rhizophagus depressus*, o *Thanasimus formicarius* e o *Aulonium ruficorne* e vespas parasitóides como *Pteromalus azureus* e *Dendrosoter hartigi*, são inimigos naturais destes xilófagos do pinheiro, sendo conhecidos por terem algum efeito nas populações de escolitídeos, mas a maior parte dos estudos consideram que os parasitóides e predadores dos escolitídeos são um factor menor no controlo dos mesmos (Ferreira e Cabral, 1999).

5.2. Detritos de exploração florestal

O corte dos povoamentos atacados acaba por produzir grande quantidade de despojos lenhosos com casca. O material recentemente processado emite os mesmos compostos voláteis que as árvores hospedeiras susceptíveis. Algumas observações preliminares indicaram que estes despojos atraem escolitídeos durante os seus períodos activos de voo, e que estes insectos colonizam árvores hospedeiras adjacentes aos locais onde os detritos de exploração florestal são mais abundantes (DeGomez et al., 2005).

As árvores infestadas devem ser removidas do local. O material morto e abatido constitui estação de refúgio para os escolitídeos, permitindo a

sua reprodução e a possibilidade de colonização das árvores saudáveis adjacentes. Contudo, o desbaste não é recomendado em condições de surto, uma vez que a perturbação causada pela remoção das árvores pode tornar as restantes em hospedeiros alternativos para colonização de escolitídeos.

6. Escolitídeos e fogo

A ocorrência de fogo, ou a realização de fogo controlado, durante a fase de actividade vegetativa das árvores parece aumentar a mortalidade das mesmas devido a danos radiculares ou a actividade de insectos xilófagos como os escolitídeos (Bradley e Tueller, 2001; Sullivan et al. 2003; Elkin et al., 2004; Schwilk, 2006; Schwilk et al., 2006; Breece, 2008). As árvores enfraquecidas pelo fogo tornam-se assim mais susceptíveis ao ataque destes insectos. Os problemas fisiológicos nas árvores ocorrem quando as reservas de hidratos de carbono se encontram baixas permitindo a instalação de insectos xilófagos por falta de defesas ou como resultado de determinadas características físicas e estruturais dos povoamentos de pinheiro (Charles et al., 2003). Contudo, individualmente os hospedeiros podem ter diferentes respostas dentro da mesma estação. Na verdade, quer árvores vigorosas, quer árvores muito enfraquecidas (por exemplo, totalmente queimadas), ambas fornecem fracas condições de instalação para escolitídeos, as primeiras porque as defesas fazem frente ao agente colonizador e as segundas porque devido ao seu grau de declínio não providenciam recursos suficientes para expansão dos insectos (Leatherman, 2002).

Diferenças no comportamento do fogo devidas a factores ambientais podem provocar efeitos distintos na susceptibilidade dos hospedeiros e na sua maior ou menor capacidade de reagirem à colonização dos xilófagos (Nunes, 2007; West et al., 2007).

A época do fogo pode igualmente afectar a mortalidade das árvores influenciando a sua susceptibilidade (Santoro et al., 2001) e influenciando a actividade dos escolitídeos através de efeitos directos nas suas populações e fenologia: fogos tardios realizados depois da actividade dos insectos ter cessado (Novembro/Dezembro, com excepção das espécies que podem voar todo o ano como o *Ips sexdentatus*), vão providenciar que as árvores possam recuperar após o fogo num período em que os escolitídeos não se encontram em fase de voo e por isso em que não há

infestação (Hanula et al., 2002). A vulnerabilidade dos povoamentos após o fogo parece também estar relacionada com a topografia das vertentes.

Segundo as directrizes do serviço de extensão da Universidade do Arizona, nos EUA (AFH, 2004) sugere-se as seguintes recomendações para minimizar o impacto de xilófagos antes e após a aplicação de fogo controlado:

1. Evitar fogos de elevada intensidade.
2. Aumentar o mais possível a duração entre fogos consecutivos (4 a 5 anos).
3. Evitar implementar os tratamentos de redução de combustíveis no período de voo dos escolitídeos.
4. Remover detritos lenhosos sem valor comercial do povoamento, ou destroçar esse material para dimensões o mais reduzidas possível.
5. Remover ou queimar o material lenhoso colonizado por escolitídeos.
6. Limitar os diâmetros das árvores. Os diâmetros maiores apresentam floema mais espesso e por isso mais apropriado para expansão das galerias dos escolitídeos. Geralmente estes insectos só atacam árvores com os diâmetros mais reduzidos durante estações epidémicas.
7. Evitar desbastes em povoamentos com susceptibilidade radicular a podridões.

Após incêndios, é frequentemente recomendada a remoção de material de risco (árvores queimadas, afogeadas e material resultante de exploração florestal) em pinhais queimados (Sousa et al., 2008). Para os pinheiros que não estão totalmente queimados sugere-se quase sempre o seu corte pois como são árvores debilitadas tornam-se nos alvos preferenciais dos escolitídeos (ver Capítulo VIII). As árvores totalmente queimadas não são colonizadas. No entanto, e logo após o fogo, estas podem contribuir para a sua atracção uma vez que continuam, por algum tempo, a “propagar” substâncias resultantes da volatilização da resina. Este aspecto relacionado com a gestão do arvoredo queimado é controverso, contudo as possibilidades de expansão de um ataque de escolitídeos após o fogo estará sempre relacionado com a existência anterior de pragas. A presença destas é frequentemente resultado de uma silvicultura incorrecta. A sua ocorrência antes do fogo aconselha a uma intensificação de operações de monitorização/intervenção de forma mais cuidada.

Em geral é menos óbvio o facto de que o fogo pode provocar danos nas árvores e torna-las susceptíveis ao ataque dos escolitídeos que por sua vez vão contribuir para o aumento das condições que as predis põem a ar der. Antes de se implementar em quaisquer medida cur ativas é necessário saber quais as árvores que vão morrer por danos causados directamente pelo fogo e quais as que, sobrevivendo, podem posteriormente ser atacadas por insectos. Uma terceira categoria tem a ver com aquelas que se podem tornar mais susceptíveis à infecção por fungos e consequente degradação (sobretudo onde já existam nas proximidades patogénios radiculares) (Nunes, 2007). As complexas interacções existentes entre as condições fisiológicas do hospedeiro antes e após o fogo, a época do fogo, a intensidade dos danos, as espécies de escolitídeos e as condições climáticas acabam por tornar mais difícil prever os níveis de mortalidade em resultado de um fogo controlado ou incêndio. Assim, as populações de escolitídeos podem aumentar após a aplicação de fogo controlado ou incêndio, dependendo de (Crawford e Peterson, 1998):

- a)* A intensidade dos danos causados pelo fogo.
- b)* Os níveis populacionais das espécies de escolitídeos antes do fogo.
- c)* Condições climáticas após o fogo.

Baseado nestes pressupostos, os gestores florestais podem determinar/avaliar a extensão de áreas que necessitam de intervenção, desenvolver alternativas de tratamento em métodos de gestão integrada e decidir como e quando esses tratamentos podem ser mais eficazes. Frequentemente a gestão das diferentes situações exige definição de prioridades e os gestores florestais não devem considerar que todas as estações com infestação de escolitídeos têm de ser tratadas de imediato. Para hierarquizar as prioridades sugere-se que se dê especial atenção às plantações localizadas em zonas de topografia menos elevada e/ou sujeitas a maior seca.

Algumas árvores que sobrevivem aos incêndios acabam por morrer nos 3-5 anos seguintes em consequência dos danos fisiológicos causados pelo fogo. Decidir sobre quais as árvores a retirar depende não apenas dos danos provocados no lenho e raiz como ainda do seu estado fitossanitário antes de o fogo ocorrer (Crawford et al., 1998).

Os insectos não infestarão árvores severamente afectadas pelo fogo, não havendo assim necessidade urgente de retirar árvores cujo câmbio não apresente uma coloração esbranquiçada e húmida (Mathew et al.,

2004). As árvores susceptíveis são aquelas que ainda oferecem condições de expansão para as populações de escolitídeos.

Na remoção de pinheiros após o fogo deve-se realizar o corte o mais próximo possível do solo, deixando a menor área de toça. Este procedimento reduz a colonização de xilófagos e patogénios das toças (Nunes, 2007). No armazenamento das árvores atacadas e cortadas é importante que sejam descascadas ou cobertas com plástico, para que os insectos permanecendo no seu interior se encontrem confinados. Uma vez que os escolitídeos conseguem voar distâncias consideráveis, as recomendações preconizadas pelas medidas fitossanitárias sugerem que se coloque o material lenhoso à distância mínima de 400 m de povoamentos não infestados (AFH, 2004). Esta medida pode ser dificultada sempre que as parcelas são de dimensões reduzidas e se encontram rodeadas por pinhais que sofreram a passagem do fogo. É importante que as árvores consideradas como aptas a ficar em na parcela depois do fogo não passem por períodos de seca e não sejam desramadas ou resinadas nos meses seguintes para evitar a atracção dos escolitídeos.

A melhor forma de evitar ataques de escolitídeos é através da prevenção antes e após fogo, com a monitorização sanitária das árvores de forma a detectar prematuramente os primeiros sinais de susceptibilidade por parte dos hospedeiros. As principais medidas preventivas são sugeridas na Tabela 1.

Um tema igualmente relevante é o de avaliar até que ponto os escolitídeos podem potenciar o risco de fogo. De facto, as agulhas vermelhas e secas em consequência dos ataques de escolitídeos constituem um risco grave de incêndio. As agulhas secas acabarão, eventualmente, por cair para o solo e o risco inicial de fogo sofrerá uma redução. Contudo, as árvores começarão a desfazer-se, aumentando a carga de combustível disponível no solo florestal. Isto pode criar uma escada de combustível, levando ao aumento do risco de um incêndio do solo às copas das árvores. No caso de um incêndio alcançar as copas de um conjunto contínuo de árvores mortas, este conseguirá espalhar-se com rapidez. Os incêndios das copas alastram com muita rapidez e são muito mais difíceis de controlar do que os incêndios ao nível do solo (Nunes, 2007). A madeira morta pelos escolitídeos é um combustível pesado e, uma vez em fogo, queima com um calor extremo.

TABELA 1
RESUMO DAS PRINCIPAIS MEDIDAS A IMPLANTAR NA
PREVENÇÃO DE ATAQUES DE ESCOLITÍDEOS ANTES E PÓS FOGO

MEDIDAS DE PREVENÇÃO CONTRA ATAQUE DE ESCOLITÍDEOS	DEPOIS DO INCÊNDIO	FOGO CONTROLADO
Eliminar árvores com defeitos estruturais	Suprimir as árvores parcialmente queimadas	Evitar a linha de fogo perto do colo das árvores
Evitar resinagem	Monitorizar os povoamentos vizinhos com mais regularidade a seguir ao incêndio	Evitar linha de fogo sobre raízes expostas
Evitar causar feridas no tronco durante as operações florestais		Evitar fogos de alta intensidade
Suprimir árvores infectadas com patogénios e pragas se o ataque for intenso		Evitar realizar fogo controlado durante os períodos de voo dos escolitídeos
Evitar detritos de exploração florestal		Não executar fogo controlado em povoamentos já infestados ou enfraquecidos/susceptíveis
Evitar densidades elevadas		
Fomentar povoamentos em mosaico e jardinados		

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ARIZONA FOREST HEALTH (AFH), 2004 — Bark Beetle FAQ. University of Arizona. Extension Dep. USA.

BRADLEY, T., TUELLER, P., 2001 — Effects of fire on bark beetle presence on Jeffrey pine in the Lake Tahoe Basin. *Forest Ecology and Management* 142, 205-214.

BREECE, C. R., KOLB, T. E., DICKSON, B. G., MCMILLIN, J. D., CLANCEY, K. M., 2008 — Prescribed fire effects on bark beetle activity and tree mortality in southwestern ponderosa pine forests *Forest Ecology and Management* 255, 119-128.

CABRAL, T., 1995 — Introdução à Protecção Integrada da Floresta. EFN/ISA. Lisboa.

CAMPBELL, J., HANULLA, J., OUTCALTA, K., 2008 — Effects of prescribed fire and other plant community restoration treatments on tree mortality, bark beetles and other saproxylic Coleoptera of longleaf pine, *P. palustris*, on the Coastal Plain of Alabama. *Forest Ecology and Management* 254, 134

CHARLES, W., KOLB, E., WILSON, J., 2003 — Bark beetle attacks on ponderosa pine following fire in northern Arizona. *Environmental Entomology* 32, 510-522.

CRAWFORD, B., PETERSON, E., 1998 — Insects and wildfires. Risk additional losses and management strategies for recovery. Florida Dep of Agriculture Services, Division of Forestry, USA.

DEGOMEZ, T. LOOMIS B., 2005 — Firewood and Bark Beetles in the South west. University of Arizona, College of Agriculture and Life Sciences Bulletin, AZ1370. Tucson, Arizona.

DEGOMEZ, T., YOUNG, D., 2002 — Pine Bark Beetles. University of Arizona, College of Agriculture and Life Sciences Bulletin, AZ1300. Tucson, Arizona.

DONALDSON, S. G., SEYBOLD, J., 1998 — Thinning and Sanitation: Tools for the Management of Bark Beetles in the Lake Tahoe Basin. Reno: University of Nevada Cooperative Extension Fact Sheet FS-98-42

ELKIN, C. M., REID, M. L., 2004 — Attack and Reproductive Success of Mountain Pine Beetles (Coleoptera: Scolytidae) in Fire-Damaged Lodgepole Pines. *Ent. Soc. Amer.*, 33:1070-1080.

FERREIRA M.C., 1998 — Manual dos Insectos Nocivos às Plantações florestais. Plátano Edições Técnicas, Lisboa.

FERREIRA, M. C., CABRAL, M. T., 1999 — Pragmas do pinhal. Ed. Estação Florestal Nacional. Lisboa, 159 p.

HANULA, J.L., MEEKER, J.R., MILLER, D.R., BARNARD, E.L., 2002 — Association of wildfire with tree health and numbers of pine bark beetles, reproduction weevils and their associates in Florida. *Forest Ecology and Management* 170, 233-247.

LEATHERMAN, D., 2002 — Insects and diseases associated with forest fires. Colorado State University, Cooperative Extension/ Report/Natural Resources Series, 12/02.142-144.

LOMBARDERO, M., AYRES, M., AYRES, B., 2006 — Effects off ire and mechanical wounding on *P. resinosa* resin defences, beetle attacks and pathogens. *Forest Ecology and Management* 225, 349-358.

MCHUGH, C., KOLB, T., WILSON, J., 2003 — Bark beetle attacks on ponderosa pine following fire in northern Arizona. *Environmental Entomology* 32, 510–522.

MATTHEW, P. AYRES, J., LOMBARDEO, B. D., SANTORO, A., 2004 — Interactions between fire and bark beetles in an old growth pine forest. *Forest Ecology and Management* 144, 245–254.

MATTHEW, P. AYRES, J., LOMBARDEO, B. D., SANTORO, A., 1999 — The biology and management of bark beetles in old growth pine forests of Itasca State Park. WI 54730. 128 pp.

FERNANDEZ, M., COSTAS, J., 1999 — Susceptibility of fire-damaged pine trees (*P. pinaster* and *P. nigra*) to attacks by *Ips sexdentatus* and *Tomicus piniperda* (Coleoptera: Scolytidae). *Entom. Gener.*, 24 (2): 105–114.

NUNES L., 2007 — Ecologia de escolitídeos. ESACB, Castelo Branco. 33p.

SALVATORE L., MAURICE, R., FAILLA, M., KOMAROMY, E., 1993 — Organic matter and nutrient cycling within an endemic birch stand in the Etna massif (Sicily): *Betula aetnensis* Rafin. *Plant Ecology* 111, 45–47.

SANTORO, A. E., LOMBARDEO, M. J., AYRES, M. P., RUEL, J. J., 2001 — Interactions between fire and bark beetles in an old growth pine forest. *Forest Ecology and Management* 144, 245–254.

SOUSA, E. M., EVANGELISTA, M., RODRIGUES, M. J. (EDS), 2008 — Identificação e Monitorização de Pragas e Doenças em Povoamentos Florestais. Programa AGRO, Ministério da Agricultura.

SULLIVAN, B. T., FETTIG, C. J., OTROSINA, W. J., DALUSKY, M. J., BERISFORD, C. W., 2003 — Association of severity of prescribed burns and subsequent activity of conifer-infesting beetles in stands of longleaf pine. *Forest Ecology and Management* 185, 327–340.

SCHWILK, D., 2006 — Tree mortality after early and late season burning. <http://www.werc.usgs.gov/pubbriefs/index.html>

SCHWILK, D. W., KNAPP, E. E., FERRENBURG, S. M., KEELEY, J. E., CAPRIO, A. C., 2006 — Tree mortality from fire and bark beetles following early and late season prescribed fires in a Sierra Nevada mixed-conifer forest. *Forest Ecology and Management* 232, 36–45.

WARING, M., SIX, D., 2005 — Distribution of bark beetle attacks after white bark pine restoration treatments: a case study. *Journal of Applied Ecology* 20, 110–116.

WEST, M., HEBERTSON, E., WESLEY, P., JORGENSEN, A., 2007 — Bark beetles, fuels, fires and implications for forest management in the intermountain west. *Forest Ecology and Management* 254, 16–34.

GESTÃO PÓS-FOGO: O QUE FAZER A SEGUIR AOS INCÊNDIOS

X.

ESTRATÉGIAS E TÉCNICAS DE CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA APÓS INCÊNDIOS

ANTÓNIO DINIS FERREIRA
SÉRGIO PRATS ALEGRE
TERESA CARVALHO
JOAQUIM SANDE SILVA
ALEXANDRA QUEIRÓS PINHEIRO
CELESTE COELHO

- 1. Introdução**
- 2. Estratégias de conservação do solo e da água**
- 3. Técnicas de conservação do solo e da água**
 - 3.1. Sementeiras
 - 3.2. Coberturas (“mulch”)
 - 3.3. Barreiras temporárias para controlo da erosão
 - 3.4. Criação de oportunidades de infiltração
 - 3.5. Tratamentos de canais
 - 3.6. Quadro-resumo das técnicas

1. Introdução

Como foi referido no Capítulo II, os incêndios florestais são, provavelmente, o fenómeno de maior impacto ambiental em Portugal. Os processos hidrológicos e erosivos delapidam um recurso já por si bastante degradado que são os nossos solos sem aptidão agrícola, geralmente ocupados por povoamentos florestais e matos.

Os conhecimentos adquiridos sobre os processos erosivos e os ciclos biogeoquímicos permitem-nos desenvolver e avaliar as estratégias mais eficazes de conservação do solo e da água.

A degradação das áreas queimadas apresenta vários problemas específicos. Desde logo, as extensas áreas queimadas tornam proibitivas intervenções a larga escala. Depois, a extrema rapidez com que ocorrem os processos de degradação, sendo que a maior parte dos nutrientes são perdidos nos primeiros quatro meses após o incêndio, exigem uma resposta a muito curto prazo.

A conectividade dos processos, ao nível da encosta, e a sua transmissão para os cursos de água, desempenham um papel importante na degradação das áreas queimadas. Essa continuidade é fruto da ausência de heterogeneidade, pelo que este é um aspecto fundamental para a intervenção antes e depois de um incêndio, tendo em vista a redução dos impactos sobre a conservação da água e do solo. Assim, as estratégias e técnicas capazes de promover a diversidade da paisagem, a ruptura dos processos de degradação do solo e da água, passam pela criação de descontinuidades às micro e meso escalas.

Surpreendentemente, a quantidade de trabalhos técnico-científicos publicados internacionalmente, sobre o que fazer após os incêndios, é bem menor do que a importância do tema e os seus impactos para a sustentabilidade dos ecossistemas florestais faria supor. Robichaud et al. (2000) fornecem uma descrição e avaliação qualitativa de várias técnicas usadas para mitigar os impactos dos incêndios florestais, baseadas simplesmente em inquéritos efectuados a gestores florestais. Todos os trabalhos que procuram quantificar a eficácia das técnicas de mitigação ou monitorizam um número muito restrito de técnicas, para permitirem uma avaliação comparativa, ou não medem os processos de degradação (ver por exemplo Montoro et al., 2000; De Luis et al., 2003; Wagenbrenner et al., 2006; Robichaud, 2005; Robichaud et al., 2006; Robichaud et al., 2008; Fox et al., 2006).

2. Estratégias de conservação do solo e da água

Embora seja urgente, e extremamente importante, o estudo e desenvolvimento de técnicas e estratégias para reduzir a degradação do solo e da água, após incêndios florestais, as soluções encontradas devem ter uma relação custo/benefício aceitável, e ser aplicáveis a locais chave, especificamente seleccionados para permitirem os maiores impactos possíveis, em termos de conservação.

Dado que alguns incêndios florestais queimam grandes áreas de floresta e matos, e é totalmente impossível intervir sobre toda a área em tempo útil, é conveniente desenvolver ferramentas que permitam indicar quais as áreas onde as intervenções se deverão realizar de forma a produzir os maiores efeitos, mitigadores, ao mais baixo custo possível (ver Capítulo V). De facto, a rapidez com que se processa a degradação após o incêndio (Ferreira, 1996; Ferreira et al., 2005a), limita muito as opções disponíveis para mitigar a degradação resultante do incremento na escorrência, nas taxas de erosão e nutrientes dissolvidos exportados logo após os incêndios. Ferreira et al. (2005a) demonstraram que a maior parte das perdas ocorrem nos primeiros 4 meses após o incêndio. Este facto limita as opções de gestão a dois grupos de soluções:

- a) Ordenar o espaço florestal antes dos incêndios, para minimizar os riscos;
- b) Intervir, imediatamente após o incêndio, de forma a criar rupturas na conectividade que potencia a transmissão da água, sedimentos e solutos em direcção aos cursos de água e para fora das bacias hidrográficas.

Ordenamento do espaço florestal

A diversidade da paisagem adquire uma enorme relevância na gestão antes do fogo, já que pode ser planeada de forma a criar obstáculos à progressão do fogo, diminuindo assim a área queimada. Essas descontinuidades e infra-estruturas também deveriam ser projectadas de forma a constituírem barreiras à progressão dos processos hidrológicos e erosivos, criando condições para a infiltração e sedimentação. Esta filosofia encontra-se já patente no Decreto-Lei nº 124/2006 de 28 de Junho, que têm por objectivo a implementação de uma estratégia de planeamento de defesa da floresta contra incêndios, composta entre outros, por i) redes de faixas de gestão de combustível, ii) mosaicos de parcelas de gestão de combustível, iii)

rede viária florestal e iv) rede de pontos de água, a implementar nos espaços rurais. Os primeiros dois pontos são focados em mais detalhe no Capítulo VI.

Dentro da gestão à escala da paisagem, a promoção de uma floresta mais resistente e resiliente ao fogo trará vantagens de um ponto de vista da conservação do solo, uma vez que protegerá de forma mais eficaz o substrato onde se desenvolve. Por isso, o processo de florestação deve assumir uma filosofia de prevenção de incêndios que se traduz em diferentes soluções e metodologias aplicáveis às diferentes unidades geomorfológicas da paisagem, aos diferentes estratos e associações vegetais, à escolha da espécie arbórea mais adequada às diferentes regiões climáticas e unidades geomorfológicas da paisagem.

Ainda no contexto do ordenamento florestal, o fogo controlado é uma técnica passível de ser utilizada ao nível do ordenamento do espaço florestal, de forma a criar uma maior diversidade da paisagem e diminuir a conectividade e transmissão dos processos hidrológicos e erosivos entre diferentes compartimentos da paisagem. Esse incremento na conectividade e logo, na transmissão de fluxos para jusante entre diferentes componentes da paisagem, resulta muitas vezes no ultrapassar de limiares de produção de fenómenos catastróficos em áreas mais latas (Ferreira et al., 2008a), com avultadas perdas de bens e mesmo de vidas humanas. Os fogos controlados apresentam padrões heterogêneos de repelência do solo à água. Lado a lado com áreas hidrófobas, ocorrem áreas hidrófilas onde a água gerada nas áreas repelentes se pode infiltrar, constituindo-se assim, como uma área de acumulação de sedimentos, fornecendo uma quebra na conectividade ao longo da encosta (Fryirs et al., 2007). O carácter de conservação dos fogos controlados está patente na quantidade de solutos perdidos que não apresenta diferenças significativas quando comparados com as parcelas de controlo (Ferreira et al., 2005b).

Todas estas soluções estão orientadas para a prevenção de fogos florestais, uma vez que a conservação dos solos e da água resulta da redução da frequência e intensidade da combustão. As acções descritas neste ponto promovem a conservação do solo e da água, não apenas pela redução da frequência e intensidade dos incêndios florestais, mas também por que promovem discontinuidades que podem ser relevantes na quebra da conectividade dos processos hidrológicos e erosivos, nas encostas e a quebra da transferência desses processos das encostas para os cursos de água.

Intervenção após o fogo

As estratégias após o fogo podem ser divididas entre (i) a criação de oportunidades de infiltração da água e sedimentação, para a redução da magnitude dos processos hidrológicos e erosivos, e (ii) evitar a actuação desses processos, em primeiro lugar, adicionando detritos orgânicos ou sementes, para a estabilização da camada de cinzas, de forma a impedir a saturação e dificultar o atingir do limiar de produção de escorrência. É sobre as técnicas disponíveis para aplicar estas estratégias que se debruça o remanescente deste capítulo.

3. Técnicas de conservação do solo e água

3.1. Sementeiras

A sementeira consiste em espalhar sementes num terreno previamente preparado através de uma simples lavragem ou de uma escarificação. Podem utilizar-se diferentes combinações de sementes, com por exemplo, misturar sementes de herbáceas vivazes (aplicação mais comum, até 6 sementes, (Rey, 2003)) com sementes de arbustos e árvores. A sementeira pode ser feita de forma manual, mecânica ou aérea, no caso de grandes superfícies (Rey, 2003). A hidrosementeira é feita de forma mecânica, sendo geralmente aplicada a pequenas superfícies. Na sementeira pretende-se obter um coberto vegetal para controlar a erosão do solo e para diminuir a perda de sedimentos (Llovet e Vallejo, 2004).

Um exemplo típico de uma mistura de sementes inclui herbáceas como *Agrostis stolonifera*, *Lotus corniculatus*, *Medicago trunculata*, *Trifolium fragiferum*, *Carex humilis*, *Trifolium subterraneum*, *Lolium multiflorum* ou lenhosas e arbustivas de rápido crescimento (*Artemisia herba-alba*, *Salvia lavandulifolia*, *Thymus vulgaris*, *Santolina rosmarinifolia*), em conjunto com espécies nativas. A sementeira pode realizar-se em toda a área queimada, ou então, de forma localizada em sulcos ou fileiras. A **sementeira directa** ou de transmissão consiste em distribuir as sementes directamente sobre a superfície do solo. É um método simples de se utilizar, barato e muito adequado a terrenos difíceis. A sementeira é manual para encostas de declive acentuado ou mecanizada, utilizando-se semeadores pneumáticos, em terrenos de inclinação moderada a sua ve-

A **sementeira em faixas** consiste na deposição das sementes em sulcos previamente abertos com um arado, machado ou ancinho. Uma vez colocadas as sementes no sulco, estas são tapadas com o cuidado de compactar depois o solo. Para zonas de topografia suave e solos livres de pedras, utilizam-se máquinas agrícolas na abertura dos sulcos. A **sementeira com aplicação de mulch** (ver mais à frente) permite melhorar a germinação das sementes dado que aumenta a infiltração e a humidade do solo (Robichaud et al., 2000). A protecção conferida pelo *mulch* contra o impacto das gotas de chuva, melhora a germinação (Montoro et al., 2000). A aplicação de *mulch* com sementes pode realizar-se a seco, com ar comprimido, usando uma semeadora ou então, manualmente. Em terrenos de textura fina é conveniente cobrir as sementes com *mulch*, ou então, enterrá-las. Para solos de textura grosseira, as sementes podem introduzir-se entre as pequenas fissuras do terreno, o que favorece a germinação.

Na **hidro-sementeira**, as sementes de herbáceas (gramíneas e leguminosas) são misturadas com água, bioestimulantes, adubo e aglutinadores tal como no *hidromulch*. Os componentes são misturados numa cisterna com agitador e expulsos por um canhão hidráulico. A hidro-sementeira é indicada para superfícies com fortes declives, terrenos pouco consolidados e inacessíveis à maquinaria convencional. Montoro et al. (2000) demonstraram que 3 tratamentos diferentes de hidro-sementeira levaram à redução da erosão e diminuição da produção de sedimentos. A hidro-sementeira aérea é feita com recurso a helicóptero e as sementes têm de ser bem espalhadas sobre a superfície. Para se obterem os melhores resultados, o local e a época de sementeira terão de ser os mais adequados; o solo terá de estar previamente preparado, a semente ter sido submetida a um tratamento adequado, ter qualidade, e ser usada na quantidade certa.

A utilização de sementeiras de vegetação herbácea não acompanhada por outras técnicas, revela-se geralmente ineficaz. Primeiro, porque dada a velocidade a que os processos de degradação ocorrem logo após o incêndio, as sementes que se mantêm na camada de cinzas são inviáveis para jusante, antes mesmo que consigam germinar e desempenhar qualquer papel na conservação dos solos. Por outro lado, logo após o incêndio, é difícil às plantas ultrapassarem a camada hidrófoba.

3.2. Coberturas (“mulch”)

Preende-se com esta técnica aumentar a cobertura do solo para reduzir o impacto das gotas de chuva e a consequente erosão (Robichaud e Brown, 2005). É conveniente, por uma questão de custos, que o efeito de cobertura seja conseguido com materiais locais baratos, de modo a tornar este tipo de operações económica e socialmente viáveis. Uma fonte óbvia de cobertura (*mulch*) são os resíduos do abate das árvores queimadas, que podem ser deixados por forma a constituir micro-armadilhas de retenção das cinzas. Para tal, devem ser dispostos perpendicularmente ao sentido do maior declive da encosta. Uma outra forma de cobertura, que podemos designar de *mulch* natural, acontece quando, em situações de baixa a moderada intensidade do fogo, as folhas (dessecadas) permanecem nas copas das árvores após o incêndio. Depois de caírem no solo, providenciam uma protecção natural contra a erosividade da chuva, aumentando a erodibilidade do solo, também devido à protecção que fornecem contra o arrastamento de partículas pela escorrência. Diversos autores recomendam mesmo que se espere pela queda das folhas ou agulhas para abater as árvores. Estas folhas que caem para o chão vão proporcionar um *mulch natural* como cobertura (Robichaud et al., 2000). Coelho et al. (1995) verificaram que a simples presença de agulhas provenientes de pinheiros queimados sobre o solo tinha um impacto positivo sobre os processos hidrológicos, as taxas de erosão e a exportação de nutrientes. Isto significa que quando a intensidade do fogo não chega a consumir as agulhas dos pinheiros, a queda destas sobre o solo pode proporcionar um mecanismo eficaz de protecção que deve ser tido em consideração.

Aplicação de Resíduos Vegetais

A aplicação de resíduos (i) aumenta a rugosidade superficial do solo logo, a retenção de sedimentos (Shakesby et al., 1996), (ii) mantém a humidade do solo, (iii) reduz a evaporação, (iv) aumenta o teor de matéria orgânica no solo e (v) conserva a estrutura superficial do solo. É uma técnica que apresenta muitas variações, consoante os materiais utilizados, o clima, os autores. Podem ainda, ser combinados um ou vários elementos. No *mulch de palha, cascas e ramos triturados* (Figura 1),

o material é espalhado manualmente na superfície do terreno. É um método adequado a terrenos difíceis ou de grande inclinação. Há que repartir o material sobre a área de risco pré-selecionada de modo a criar uma camada homogênea sobre o solo. No *mulch de ramos de árvores e de arbustos*, os ramos devem ser esmagados ou colocados em contacto com a superfície do solo, para assim reter maior quantidade de sedimentos. Uma solução de recurso pode consistir na *aplicação de pedras* sobre a superfície, sendo semelhante à aplicação anterior e sendo necessário um camião para o transporte das mesmas. É possível o uso de maquinaria para aplicar os diferentes tipos de *mulch* em terrenos de topografia suave. Infelizmente, a prática enraizada habitual é contrária à técnica de *mulch*, pois os restos vegetais são retirados das encostas e das áreas queimadas, em operações de limpeza ou de roça.



FIGURA 1

Mulch de cascas de eucalipto trituradas numa parcela. (Fonte: Prats, S., 2008).

Hidromulch

Este tratamento de redução da erosão é aplicado em taludes de aterro e corte dos caminhos, bermas de estradas, parques florestais e em encostas queimadas com inclinação. Pode também recorrer-se ao uso de helicópteros, no caso de grandes extensões (Figura 2). O hidromulch consiste numa mistura de palha, ou cascas trituradas à qual se junta um bioestimulante (dulzee), substrato, adubo ecológico, sementes e cola ecológicas ou aglutinador (não ecológico), que forma uma camada protectora consistente que, além de fixar as sementes, a palha ou cascas trituradas, protege contra as intempéries até à fixação do material, pois forma uma matriz sobre o terreno (Rey, 2003). No hidromulch o material é expelido por uma mangueira aspersora sob pressão e a mistura está dentro de um reservatório ou moto-bomba sem palhetas, para não entupir a passagem desde o reservatório. A aplicação do hidromulch está limitada a um raio de 70 m em redor do local onde se situa o equipamento.



FIGURA 2

Hidro-mulch aéreo. (Fonte: U.S. Forest Service, Cleveland National Forest).

Bandas ou Cordões de Mulch

As bandas ou cordões de mulch são barreiras formadas por faixas sucessivas de mulch, separadas por alguns metros nas encostas, com o efeito de (i) reduzir a velocidade da água de escorrência e a erosão; (ii) aumentar a taxa de infiltração e (iii) permitir a retenção das cinzas. Os cordões de *mulch* podem ser precedidos de um pequeno sulco que aumenta a taxa de infiltração de água no solo e permite a acumulação de cinzas (Ferreira, 2005c). As bandas ou cordões de *mulch*, podem ser compostas de restos de troncos e ramos de árvores, queimadas ou não. Estas devem ser agrupadas em cordões perpendiculares ao maior declive da encosta, em faixas regulares (Ferreira, 2005c). Com fio ou corda e estacas unem-se os ramos e restos de troncos e compactam-se bem junto ao solo, para aumentar o contacto com este, e promover uma maior deposição dos sedimentos. O espaçamento dos cordões de *mulch* é em função do declive da encosta, assim, a colocação de cordões separados em 5-6-10-15 m corresponderão a declives de 30-16-10-5%, respectivamente (WOCAT, 2007). Os sulcos, que precedem as bandas de *mulch*, são abertos de forma manual com um ancinho, ou em áreas extensas, com máquinas agrícolas que abrem sulcos mais profundos. Devem ser feitos perpendicularmente ao maior declive da encosta (Ferreira, 2005c).

3.3. Barreiras temporárias para controlo da erosão

As barreiras de troncos, tubos de nylon, e outras estruturas naturais ou de engenharia, têm sido usadas como barreiras para a escorrência, para (i) promover a infiltração; (ii) armazenar os sedimentos e (iii) reduzir o movimento de sedimentos nas encostas queimadas. A forma de aplicação das barreiras, no que respeita à escorção, à perpendicularidade em relação ao fluxo de escorrência, e à superfície de contacto com o solo, vai influenciar o volume potencial de armazenamento de sedimentos. A colocação de barreiras de troncos pode ser feita de forma manual ou com recurso a máquinas.

Barreiras de troncos

No caso de as áreas queimadas serem muito extensas e, existir um elevado excedente de madeira queimada, de difícil escoamento, ou ainda, se os troncos das árvores se encontrarem irremediavelmente queimados, podem utilizar-se esses troncos como barreiras (Figura 3). O objetivo desta técnica é criar pequenas barreiras mecânicas nas encostas onde o fluxo de escorrência e os sedimentos possam ficar retidos, reduzindo o seu transporte, e assim, promover a infiltração da água (Robichaud e Brown, 2005). A instalação consiste em derubar árvores queimadas, colocando-as em contacto com o solo segundo as curvas de nível da encosta (Robichaud et al., 2008a). Os troncos imobilizados no solo amparados por estacas ou pelos cepos (parte que fica no solo depois de cortada a árvore). Esta última solução só é possível se os povoamentos florestais possuírem compassos que permitam a sua aplicação e em que seja possível colocar os troncos perpendicularmente ao sentido do maior declive da encosta. Nos casos em que não se já possível tal disposição, devem usar-se estacas. Na aplicação da técnica devem ser abertos sulcos no solo, para melhorar o contacto dos troncos com este e assim tornar a técnica mais eficaz. Estes podem ser feitos com enxadas, pás ou picaretas. Os sulcos escavados com pá de tractor permitem um maior contacto entre os troncos e o solo, no entanto, o emprego de maquinaria irá perturbar o solo. O espaço livre entre os troncos e a superfície deve ser preenchida com solo para evitar o transbordo de água e sedimentos entre barreiras, pois contribuem para formar pequenas bacias de retenção. (Robichaud et al., 2008a). Podem também plantar-se arbustos ou árvores, à frente das barreiras, que recolhem a água e sedimentos. O comprimento dos troncos pode ir de 4 a 9 m, com diâmetro médio de 17 a 23 cm (Robichaud et al., 2008a). A distância entre as barreiras de troncos depende do declive da encosta. O espaçamento regular destes troncos deitados sobre o solo impede uma acumulação excessiva das cinzas, e constitui uma barreira que vai limitar a continuidade da escorrência nas encostas e, como tal, contribuir para reduzir as perdas de cinzas/nutrientes.



FIGURA 3

Colocação de troncos em encostas após incêndio.

(Fonte: P. R. Robichaud, U. S. Forest Service, Rocky Mountain Research Station).

Barreiras de tubos de nylon com palha

O objectivo das barreiras é diminuir a distância percorrida pelo fluxo de escorrência ao longo da encosta (Robichaud et al., 2000). São normalmente colocadas em áreas com fluxos de baixa intensidade ou na parte lateral das encostas, para reter pequenas quantidades de sedimentos suspensos (Robichaud et al., 2000). Substituem as barreiras de troncos quando estes não existem ou são escassos (Robichaud e Brown, 2005). As malhas de arame ou nylon preenchidas com palha são estruturas permeáveis que retêm a escorrência superficial e reduzem a velocidade do fluxo. A forma de aplicação é semelhante à colocação de troncos, mas neste caso, são substituídos por tubos de arame e nylon preenchidos com material filtrante, normalmente palha (Figura 4). As barreiras têm 0.25 m de diâmetro e podem ser dobradas cerca de 0.6 m nas extremidades do tubo, no sentido ascendente, para aumentar a capacidade de retenção dos sedimentos (Robichaud e Brown, 2005). Tal como as barreiras de troncos, os tubos de nylon e palha são colocados de acordo com as curvas de nível, ao longo da encosta, e imobilizados com estacas. A duração destas barreiras depende de parâmetros como a pluviosidade após a instalação (intensidade da chuva), da densidade da instalação, da topografia e das taxas de erosão do solo.



FIGURA 4

Barreira de arame e nylon com palha.

(Fonte: P. R. Robichaud, U. S. Forest Service, Rocky Mountain Research Station).

3.4. Criação de oportunidades de infiltração

O principal problema, no que concerne aos processos de degradação do solo e da água em áreas queimadas, diz respeito à ausência de obstáculos à desagregação e remoção dos agregados do solo pelo *splash* (salpicos causados pelo impacto das gotas da chuva na superfície do solo), à progressão da escorrência e à falta de oportunidades de infiltração. Assim, qualquer técnica aplicável à micro escala, ou à escala das encostas, para aumentar a rugosidade, criará obstáculos que vão promover a infiltração da água.

O aumento da capacidade de infiltração pode ser conseguido através da ruptura da camada do solo repelente à água. Esta camada encontra-se imediatamente por baixo da camada de cinzas (com a remoção destas acaba por aparecer à superfície) e raramente possui uma espessura superior a 10 cm. Como tal, pode ser destruída com relativa facilidade, usando uma ferramenta manual, ou através da utilização de métodos mecânicos, de lavragem ou gradagem. De notar que não existem dados experimentais sobre a eficácia desta solução. Uma alternativa consiste na utilização de maquinaria pesada para abrir sulcos, perpendiculares à linha de maior declive (técnica de vala-e-comôro), com maior profundidade e espaçamento. Tal permite destruir a camada hidrófoba e, consequentemente, acumular a água e cinzas na vala horizontal formada. A colmatação dos sulcos com as cinzas não impede a continuação do processo já que estas são hidrófilas. Como medida de segurança, que evita o galgamento do

cômodo e a abertura de uma ravina, a vala deverá ter um declive muito ligeiro, entre 1 e 2% para conduzir lentamente a água, excedente, para uma linha de água secundária, onde poderão ser efectuados pequenos açudes de retenção de forma a retardar e reter, quanto possível, os sedimentos e nutrientes residuais (Silva et al., 2007). No entanto, a circulação de máquinas pelas encostas ardidas removerá e perturbará o solo, com o qual a erosão poderá ser promovida mais do que evitada. Para mais informações técnicas sobre o dimensionamento deste sistema, o leitor é remetido para o trabalho de Silva et al. (2007). Em alguns incêndios intensos, os sistemas radiculares da vegetação também podem arder. Este fenómeno ocorre sobretudo em pinhais sujeitos a desbaste, onde os sistemas radiculares das árvores abatidas, que se encontram apodrecidos, produzem macroporos que podem funcionar como armadilhas para a progressão da escorrência, transporte de sedimentos e de solutos, diminuindo assim a perda de nutrientes e sedimentos e reduzindo o risco de picos de cheia catastróficos a jusante (Doerr et al., 2003; Ferreira et al., 2000, 2003, 2005a).

A **lavragem** consiste na acção mecânica de revolver o solo, com um arado ou uma charrua ligada a um tractor, que rasga a superfície do solo levando à formação de sulcos. Os sulcos acumulam água e sedimentos, podendo ser previstos pequenos depósitos para a acumulação dos sedimentos transportados, nos locais mais baixos (Robichaud et al., 2008). O objectivo é criar rugosidade superficial para permitir a infiltração da água no solo e quebrar a camada repelente à água, para controlar a erosão do solo. Após a lavragem pode realizar-se uma sementeira ou transplante de pequenas árvores. Na escarificação é quebrada a camada superior do solo, aumentando a rugosidade superficial. A **escarificação** pode ser efectuada manualmente, usando o ancinho ou gadanho, ou de forma mecânica usando um escarificador. As técnicas de lavragem e escarificação podem efectuar-se de forma manual ou mecânica, segundo as curvas de nível. Do ponto de vista florestal, não se devem realizar apenas lavragens e escarificações do solo. Estes tipos de preparação do solo, devem ser seguidos de técnicas como o mulch e ou a sementeira (Shakesby et al., 1996; Cassol e Lima, 2003; MacDonald e Robichaud, 2007) para um uso florestal ou agrícola do solo, de modo a melhorar a infiltração da água e a retenção de sedimentos e de acelerar a recuperação.

3.5. Tratamentos de Canais

As barreiras em canais, ou *check dams*, são estruturas feitas de palha, paus, pedras ou sacos de areia, instaladas para estabilizar o gradiente do canal e reter sedimentos. São usadas para alterar o movimento dos sedimentos e da água, reduzindo o fluxo de água, evitando cheias e retendo os detritos conduzidos na corrente, em canais de pequena ordem e valas, durante a primeira época de chuvas a seguir aos incêndios (Robichaud et al. 2000; Robichaud e Brown, 2005). São tratamentos adicionais, que são instalados após, ou em simultâneo, com o tratamento nas encostas. De notar que estes tratamentos devem ficar bem fixos no canal, sem que corram o risco de ruptura, que a acontecer, poderá ter impactos catastróficos a jusante. Pela mesma razão, devem ser removidos quaisquer barreiras formadas por materiais mobilizados pelo caudal, que por serem instáveis, podem romper, causando graves problemas a jusante, resultantes da libertação instantânea de grandes quantidades de água e sedimentos. Por esta razão, as barreiras dentro dos canais nunca poderão ser de grandes dimensões, o que reduz o risco de ruptura, e em caso de ruptura, as quantidades de água e sedimentos libertados nunca serão suficientes para causar problemas de maior.

Barreiras de fardos de palha

O objectivo principal desta técnica (Figura 5) é reduzir a velocidade do fluxo de escorrência e aumentar a deposição e retenção de sedimentos arrastados. As barreiras permitem ainda controlar a erosão nas encostas, após o corte de plantações. Esta técnica tem uma duração de 1 a 3 anos. Os sedimentos são depois libertados, gradualmente, à medida que o material se degrada. Este é um tipo de técnica usado para tratamento de canais em áreas pouco queimadas, ou após um fogo de intensidade baixa. Uma barreira de fardos de palha forma-se com 4 a 5 fardos, que são colocados perpendicularmente a um curso de água pequeno (ou linha de drenagem natural), para capturar os sedimentos arrastados pelo caudal do curso de água. A área de drenagem deve ser restrita e a barreira colocada para que a profundidade da água não exceda cerca de 30 cm em nenhum local. São mais adequadas para zonas de topografia suave. Devem ser monitorizadas após eventos chuvosos significativos, com o cuidado de remover os sedimentos e efectuar as reparações necessárias.



FIGURA 5

Pormenor de uma barreira de palha. (Fonte: Pinheiro, A., 2008).

Barreiras de Troncos

As barreiras de troncos são estruturas estabilizadoras, ancoradas desde o topo do canal ou ravina até à base, com troncos queimados disponíveis no local. Os troncos podem ser colocados na vertical (Figura 6) ou na horizontal, amarrados por cordas. Têm de se escavar pequenas covas cuja profundidade é metade da altura dos troncos. As covas podem ser abertas manualmente ou com recurso a tractor. Colocam-se os troncos na vertical com os mais grossos no meio da barreira onde a corrente da água é mais forte. Preenchem-se as covas com terra de forma a fixar os troncos. Os troncos colocados transversalmente devem ser ancorados por estacas. Nos trabalhos citados por WOCAT (2007), as barreiras construídas tinham um comprimento de 8m, largura de 15 a 20 cm e 1 m de altura. Podem também colocar-se pedras ou ramagem, de forma a estabilizar as barreiras, ou plantar árvores junto destas para estabilizar a ravina ou sulco, após sedimentação. Deve ser feito o nivelamento das barreiras.



FIGURA 6

Barreira de troncos. (Fonte: © Mats Gurtner, in WOCAT 2007).

Barreiras de Pedras

Estas estruturas estabilizam a estrutura do canal do topo até à base, permitindo manter a forma e a capacidade do canal e preservar as condutas de água. Provocam a redução da velocidade do caudal com retenção dos sedimentos grosseiros. O primeiro objectivo é prevenir o ravinamento e o aprofundar do canal para prevenir a geração de sedimentos nos canais queimados. Para construir barreiras de pedras devem escavar-se valas perpendiculares ao fluxo de água do canal, durante a época seca, após o incêndio, para criar uma depressão. As pedras são então colocadas a uma profundidade de 15 cm, ao longo de um comprimento de 2 a 3 m, com uma largura de 0.8 a 1 m e uma altura de 0.5 m. O centro da barreira deve ser 23 cm mais baixo que os bordos laterais. O espaçamento entre barreiras, numa sequência, deve ser planeado e executado para que a base de uma barreira esteja alinhada com o topo da seguinte. As pedras podem ser colocadas manualmente ou por método mecânico. Após episódios chuvosos, os sedimentos devem ser removidos antes que atinjam metade da altura da barreira, de forma a manter a sua eficácia e evitar o seu colapso. Nos trabalhos de WOCAT (2007), as barreiras de pedras foram usadas em conjunto com barreiras de troncos para estabilizar ravinas, mais largas, tendo sido também plantadas árvores, em frente e atrás das barreiras, após sedimentação da base. São usadas para áreas de drenagem até 5 ha.

Bacias de sedimentação (“Debris basins”)

Estas bacias retêm sedimentos, dissipam a energia do caudal, criando habitats para organismos aquáticos e impedem a deterioração da qualidade da água em áreas a jusante (Robichaud et al., 2000). Previnem perdas do solo e da água e danos nas bases das encostas, fruto da erosão das margens. Esta técnica é aplicada em último recurso, quando os tratamentos de encostas e canais são inadequados. A bacia de sedimentos é um pequeno reservatório de água, para onde é drenado o caudal de pequenos cursos de água e a escorrência das áreas adjacentes. À medida que o fluxo entra na bacia, a velocidade da água diminui e perde a capacidade de transportar grandes destroços, que aí ficam depositados. As bacias devem ser projectadas, com capacidade para reter os sedimentos da encosta, por um período de 10 anos. O tempo é menor, no caso da remoção de destroços ser

fácil, mas nunca inferior a 2 anos. A bacia deve ter descarregadores adequados para escoar o excesso do fluxo de água, para não exceder a capacidade máxima de armazenamento. As bacias de sedimentação devem ser limpas anualmente. Podem também escavar-se sulcos nos canais efémeros, para funcionarem como bacia de retenção, de forma a reter 50 a 90% do fluxo de água. Estas devem ser limpas todos os anos e localizarem-se numa secção do canal principal onde se possam remover os sedimentos. Ao serem abandonadas, não produzem grandes prejuízos.

Existem várias hipóteses de construção das bacias de sedimentação, sendo possível aproveitar infra-estruturas já existentes. Podem ser construídas com duas barreiras alinhadas, perpendicularmente ao curso de água, feitas de pedra ou cimento, alinhadas de forma a criarem bacias de retenção fechadas, dentro dos canais. Pode também construir-se um alicerce com troncos cruzados sobre o solo onde depois são colocadas pedras. As estruturas podem também ser de cimento. O projecto e construção destas bacias de sedimentação exige conhecimentos avançados de engenharia civil, e no caso das maiores, convém monitorizar assiduamente o estado da infra-estrutura.

Limpeza dos canais e bacias de retenção

Um aspecto importante da gestão das bacias de retenção e canais é que devem ser removidos destroços acumulados que foram arrastados na corrente de água, por forma a prevenir o aumento da altura do caudal e consequentes inundações súbitas das bacias de escoamento dos canais, podendo causar o colapso das estruturas e a geração de picos de cheia catastróficos (Robichaud et al., 2000). Por isso, devem ser removidos os detritos orgânicos, sedimentos ou toros, para impedir que sejam mobilizados em correntes ou cheias, e que alterem assim a hidrologia e geomorfologia do fluxo (Robichaud et al., 2000). Os detritos podem bloquear tubagens em caminhos, reduzir a capacidade do fluxo nos canais, e afectar o funcionamento das bacias de escoamento e aumentar a erosão dos caminhos e estradas. A remoção de sedimentos dos canais deve ser efectuada antes do Inverno, quando se produzem os fluxos mais significativos. A limpeza deve ser feita por técnicos, de forma a reconhecerem os destroços lenhosos flutuantes, os que são estabilizadores naturais e os que estão firmemente ancorados. As intervenções podem ser manuais, usando pás, picaretas ou enxadas ou, mecânicas, usando uma retroescavadora.

3.6. Quadro-resumo das técnicas

Na Tabela 1 são resumidos os aspectos mais relevantes de cada uma das técnicas mencionadas.



TABELA 1 LISTAGEM DAS TÉCNICAS MENCIONADAS DE CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS A CONSULTAR PARA INFORMAÇÕES SOBRE A TÉCNICA, CUSTO RELATIVO (NÚMERO DE SÍMBOLOS PROPORCIONAL AO CUSTO), MEIOS HUMANOS E MATERIAIS NECESSÁRIOS, FACILIDADE DE APLICAÇÃO, VANTAGENS E DESVANTAGENS, E BENEFÍCIOS E DESVANTAGENS ECOLÓGICAS								
TÉCNICA	REFERÊNCIA	CUSTO	MEIOS HUMANOS	MEIOS MATERIAIS	FACILIDADE DE APLICAÇÃO	VANTAGENS / DESVANTAGENS	BENEFÍCIO ECOLÓGICO	DESVANTAGENS ECOLÓGICAS
SEMENTEIRAS								
SEMENTEIRA MANUAL	Llovet e Vallejo 2004; Robichaud et al. 2000.	€	Indiferenciados, médios.	Pouco relevantes	Fácil	Fácil mas pouco eficaz se não associado a outra técnica.	Promove maior infiltração se associada a outras técnicas.	Sementes são lavadas nas primeiras chuvas, indo florescer a jusante. Introdução de novas espécies.
HIDRO-SEMENTEIRA	Montoro et al. 2000; Rey, 2003.	€	Especializados, poucos.	Equipamento especial	Média	Algumas das formas de aplicação (aérea) podem ser muito caras.	Redução de taxa de erosão.	Introdução de novas espécies.
COBERTURAS								
APLICAÇÃO DE RESÍDUOS VEGETAIS	Prats et al., 2008; 2009; Shakeraby et al. 1996; etc.	€	Indiferenciados, muitos.	Pouco relevantes	Fácil	Material disponível, baixo custo.	Aumenta matéria orgânica do solo. Bom controlo da erosão.	O uso de pedras não tem impacto na estrutura do solo, na humidade ou em nutrientes.
HIDROMULCH	Robichaud e Brown, 2005; Rey, 2003.	€€	Especializados, poucos.	Equipamento especial	Média	Reduz taxas de erosão e aumenta crescimento das plantas.	Aumenta fertilidade do solo e conteúdo de humidade. Bom controlo da erosão.	
BANDAS OU CORDÕES DE MULCH	Ferreira et al., 2005c; Robichaud e Brown, 2005.	€€	Indiferenciados, muitos.	Pouco relevantes	Média	Eficaz na redução de taxas de erosão e crescimento das plantas.	Aumenta fertilidade do solo e conteúdo de humidade.	
BARREIRAS TEMPORÁRIAS PARA CONTROLO DA EROÇÃO								
BARREIRAS DE TRONCOS	Robichaud et al., 2000; Ferreira et al., 2005; Wohlgemuth et al., 2001.	€	Indiferenciados, médios.	Pouco relevantes	Difícil	Utilização de materiais locais de baixo custo, socialmente viáveis.	Melhoria da fertilidade e da cobertura do solo.	Baixo controlo da erosão.
BARREIRAS DE TUBOS DE NYLON COM PALHA	Robichaud et al., 2000; Robichaud e Brown, 2005.	€€	Indiferenciados, poucos.	Pouco relevantes	Fácil	Mais caro que a anterior, o enchimento com palha encarece a técnica.	Melhoria da fertilidade.	Baixo controlo da erosão.

TÉCNICA	REFERÊNCIA	CUSTO	MEIOS HUMANOS	MEIOS MATERIAIS	FACILIDADE DE APLICAÇÃO	VANTAGENS/ DESVANTAGENS	BENEFÍCIO ECOLÓGICO	DESVANTAGENS ECOLÓGICAS
criação de oportunidade de infiltração								
LAVRAGEM E ESCARIFICAÇÃO	Shakesby et al., 1996; Robichaud et al., 2000; Cassol e Lima, 2003; Robichaud et al., 2008	€€	Indiferenciados, poucos.	Necessita de equipamento, que parzialmente está disponível	Fácil	Difícil de implementar mecanicamente em vertentes declivosas.		Perda da estrutura do solo, diminuição da biodiversidade do solo, pode aumentar as taxas de erosão.
TRATAMENTOS DE CANAIS								
BARREIRAS DE FARDOS DE PALHA	Robichaud et al., 2000; Robichaud e Brown, 2005	€€	Indiferenciados, médios	Pouco relevantes	Fácil	Fácil de implementar, duração limitada.	Cria áreas de acumulação de sedimentos e nutrientes.	Rápida decomposição, efeito apenas a curto prazo, possibilidade de colapso, se mal dimensionado.
BARREIRAS DE TRONCOS	Robichaud et al., 2000; Robichaud e Brown, 2005	€	Indiferenciados, médios	Pouco relevantes	Fácil	Fácil de implementar, duração limitada.	Cria áreas de acumulação de sedimentos e nutrientes.	Possibilidade de colapso, se mal dimensionado.
BARREIRAS DE PEDRAS	Robichaud et al., 2000; WOCAT, 2007	€€€	Especializados, médios	Equipamento especial	Média	Grande investimento em infra-estruturas.	Cria áreas de acumulação de sedimentos e nutrientes.	Obstáculo à dispersão de algumas espécies aquáticas.
BACIAS DE SEDIMENTAÇÃO	Robichaud et al., 2000	€€€	Especializados, muitos	Equipamento especial	Difícil	Grande investimento em infra-estruturas.	Cria áreas de acumulação de sedimentos e nutrientes.	Necessidade de intervenções para continuar activa.
LIMPEZA DOS CANAIS E BACIAS DE RETENÇÃO	Robichaud et al., 2000; BAER, 2004	€	Indiferenciados, muitos	Pouco relevantes	Fácil	Fácil de implementar, duração limitada.	Fluidez do caudal.	Duração limitada.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BAER, 2004 — Burned Areas Emergency Restoration. Cascade Lookout. Okanogan and Wenatchee National Forest, US Forest Service.

CASSOL E., LIMA A., SILVA V., 2003 — Erosão em entressulcos sob diferentes tipos de preparo e manejo do solo. *Pesq. agropec. bras.*, Brasília, v. 38, n. 1, p. 117-124.

COELHO, C. O. A., SHAKESBY, R. A., GONZÁLEZ DEL TÁNAGO, M., TERNAN, L., WALSH, R. P. D., WILLIAMS, A. G., 1995 — IBERLIM: Land management and erosion limitation in the Iberian Peninsula. Final Report to the EC in fulfilment of Project EV5V-0041 'Land management practice and erosion limitation in contrasting wildfire and gullied locations in the Iberian Peninsula (unpublished), 246 pp.

DE LUIS, M., GONZÁLEZ-HIDALGO, J. C., RAVENTÓS, J., 2003 — Effects of fire and torrential rainfall on erosion in a Mediterranean gorse community. *Land Degradation and Development* 14, 203–213.

DOERR, S. H., FERREIRA, A. J. D., WALSH, R. P. D., SHAKESBY, R. A., LEIGHTON-BOYCE, G., COELHO, C. O. A., 2003 — Soil water repellency as a potential parameter in rainfall-runoff modelling: experimental evidence at point to catchment scales from Portugal. *Hydrological Processes* 17, 363-377.

FERREIRA, A. J. D., 1996 — Processos hidrológicos e hidroquímicos em povoamentos de *Eucalyptus globulus* Labill. e *Pinus pinaster* Aiton. Unpublished PhD thesis, Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, Portugal.

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., WALSH, R. P. D., SHAKESBY, R. A., CEBALLOS, A., DOERR, S. H., 2003 — The impact of water-repellency on overland flow and runoff in Portugal. In: Ritsema, C.J., Dekker, L.W. (eds.), *Soil Water Repellency – occurrence, consequences, and amelioration*, Elsevier Science Publishers, Chapter 16.

FERREIRA, A. J. D., COELHO, C. O. A., A. K., LOPES, F. P., 2005A — Temporal patterns of solute loss following wildfires in Central Portugal. *International Journal of Wildland Fire* 14, 401-412.

FERREIRA, A. J. D., COELHO, C. O. A., BOULET, A. K., LEIGHTON-BOYCE, G., KEIZER, J. J., RITSEMA, C. J., 2005B — Influence of burning intensity on water repellence and hydrological processes at forest sites in Portugal. *Australian Journal of Soil Research* 43, 327-336.

FERREIRA, A. J. D., SILVA, J. S., MAIA, M., CAIRY, F., MOREIRA, F., 2005C — Gestão Pós Fogo: Extração madeira queimada e proteção da floresta contra a erosão do solo (dossier divulgativo). (Ed.) DGREF, Divisão Documentação, Comunicação e Imagem. Lisboa.

FERREIRA, A. J. D., COELHO, C. O. A., RITSEMA, C. J., BOULET, A. K., KEISER, J. J., 2008A — Soil and water degradation processes in burned areas: lessons learned from a nested approach. *Catena* 74, 273-285.

FERREIRA, A. J. D., COELHO, C. O. A., BOULET, A. K., KEIZER, J. J., CARREIRAS, M., 2008B — The Portuguese experience in managing fire effects. In Cerdà, A., Robichaud, P. (eds), *Fire Effects on soils and restoration strategies, Land Reconstruction and Management*, vol. 5., Science Publishers, 401-424.

FOX, D., BEROLO, W., CARREGA, P., DARBOUX, F., 2006 — Mapping erosion risk and selecting sites for simple erosion control measures after a forest fire in Mediterranean France. *Earth Surface Processes and Landforms* 31, 606-621.

FRYIRS, K. A., BRIERLEY, G. J., PRESTON, N. J., KASAI, M., 2007 — Buffers, barriers and blankets: The (dis)connectivity of catchment-scale sediment cascades. *Catena* 70, 49-67.

LLOVET, J., VALLEJO, R., 2004 — El control de la erosión y protección del suelo en proyectos de Restauración. Segundas Jornadas Científicas del Parque Natural y del Valle de El Páucar. Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo. Departamento de Ecología (CEAM). Alicante.

MACDONALD, L. H., ROBICHAUD, P. R., 2007 — Postfire Erosion and the Effectiveness of Emergency Rehabilitation Treatments over Time. Dept of Forest, Rangeland and Watershed Stewardship, Colorado State University, Fort Collins, CO 80523.

PRATS, S. A., PINHEIRO A., COELHO C. O. A., FERREIRA A. J. D, BARRAGÁN F, AMARAL L. P., BOULET A. K., 2008 — Two similar strategies to prevent soil erosion after forest fires, International conference for the Integral Valorization of the Forest: Non-timber products, Santiago Compostela – Silleda, 19-22th November 2008, Poster.

REY, M. S., 2003 — Catálogo de espécies herbáceas e leñosas bajas autóctonas para la revegetación de zonas degradadas en La Rioja. Gobierno de La Rioja. Consejería de Turismo, Medio Ambiente y Política Territorial. Dirección General de Medio Natural.

ROBICHAUD, P. R., BEYERS, J. L., NEARY, D. G., 2000 — Evaluating the effectiveness of postfire rehabilitation treatments. USDA, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, GTR 63, 85 p.

ROBICHAUD, P. R., BROWN, R. E., 2005 — Postfire rehabilitation treatments: are we learning what works? In Moglen, G.E., ed., *Managing Watersheds for Human and Natural Impacts: Engineering, Ecological, and Economic Challenges*. Proceedings of the 2005 Watershed Management Conference, July 19-22, 2005, Williamsburg, VA; Sponsored by Environmental and Water Resources Institute (EWRI) of the American Society of Civil Engineers. 12p.

ROBICHAUD, P. R., 2005 — Measurements of post-fire hillslope erosion to evaluate and model rehabilitation treatment effectiveness and recovery. *International Journal of Wildland Fire* 14, 475-485.

ROBICHAUD P. R., LILLYBRIDGE T. R., WAGENBRENNER J. W., 2006 — Effects of postfire seeding and fertilizing on hillslope erosion in north-central Washington, USA, *Catena*, 67, 56– 67.

ROBICHAUD, P. R., PIERSON, F. B., BROWN, R. E., WAGENBRENNER, J. W., 2008 — Measuring effectiveness of three postfire hillslope erosion barrier treatments, western Montana, USA. *Hydrological Processes* 22, 159-170.

ROBICHAUD, P. R., WAGENBRENNER, J. W., BROWN, R. E., WOHLGEMUTH, P. M., BEYERS, J. L., 2008A — Evaluating the effectiveness of contour-felled log erosion barriers as a post-fire runoff and erosion mitigation treatment in the western United States. *International Journal of Wildland Fire* 17, 255-273.

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. *Applied Geography* 16, 337-335.

SILVA, J. S., FERREIRA, A. J. D., SEQUEIRA, E. M., 2007 — Depois do Fogo. In Silva, J.S. (ed.) *Proteger a Floresta, Incêndios, pragas e doenças, Coleção Árvores e Florestas de Portugal*, nº 8, Fundação Luso Americana, Público e LPN, 93-128.

WAGENBRENNER, J. W., MACDONALD, L. H., ROUGH, D., 2006 — Effectiveness of three post-fire rehabilitation treatments in the Colorado Front Range. *Hydrological Processes* 20, 2989-3006.

WOCAT, 2007 — Where the Land is greener – case studies and analysis and water conservation initiatives worldwide. Hanspeter Liniger and William Critchley.

GESTÃO PÓS-FOGO: O QUE FAZER A SEGUIR AOS INCÊNDIOS

XI.

A REGENERAÇÃO ARTIFICIAL EM ACÇÕES DE REABILITAÇÃO PÓS-INCÊNDIO

VASCO PAIVA
CARMEN CORREIA
JOAQUIM SANDE SILVA

- 1. Introdução**
- 2. Sementeira versus plantação**
- 3. A selecção de espécies**
- 4. A produção de plantas em viveiro**
 - 4.1. Aspectos gerais
 - 4.2. Selecção da semente
 - 4.3. Substrato e fertilização em viveiro
 - 4.4. Contentores
 - 4.5. Transporte e acondicionamento de plantas
- 5. A instalação no terreno**
 - 5.1. Introdução
 - 5.2. Mobilização do solo
 - 5.3. A operação de plantação
 - 5.4. Fertilização
 - 5.5. Factores críticos para o sucesso das plantações — experiências post-transplante

1. Introdução

A regeneração artificial das áreas queimadas é a alternativa mais frequentemente referida como forma de mitigar os efeitos dos incêndios florestais. Muito embora a mitigação desses efeitos inclua vários outros aspectos e alternativas, tal como é evidenciado ao longo de outros capítulos do presente livro, a necessidade de recorrer a operações de regeneração artificial pode de facto ser uma necessidade incontornável, dependendo dos objectivos a atingir e das condicionantes de cada situação. Na verdade, o processo de sucessão ecológica secundária que se segue a um incêndio poderá não ser minimamente compatível com a evolução que se pretende para a área recentemente ardida. Frequentemente essa incompatibilidade prende-se com o tipo de utilização que se pretende fazer da área queimada, implicando a instalação de espécies que nunca irão surgir espontaneamente. Noutros casos mesmo quando se pretende um coberto constituído por espécies nativas do local, essa regeneração pode não surgir com a abundância ou com a rapidez pretendidas. No caso específico das áreas de clima mais temperado do continente português, há ainda a ter em conta a frequente regeneração de espécies exóticas cujo controlo poderá ter que passar pela instalação de outras espécies que possam competir vantajosamente pela luz. Existe ainda a situação menos comum de poder ser necessário assegurar o revestimento vegetal de solos muito degradados, onde o potencial de regeneração da vegetação seja reduzido. No entanto esse tipo de situações normalmente não é resultante da ocorrência de incêndios, dada a baixa carga de combustíveis que estes locais normalmente apresentam, pois coincidem com as zonas mais áridas e com menor produtividade. Apesar de tudo não podemos deixar de lembrar os trabalhos de arborização que se realizaram nas Seras do Centro e Norte do País pelos Serviços Florestais do Estado sobretudo durante a primeira metade do Século XX (Radich e Alves, 2000). Estes trabalhos tiveram também como motivo a recuperação de solos degradados por práticas ancestrais de queima, pastoreio e roça de matos. Esse tipo de situações poderá voltar a ocorrer em áreas frequentemente percorridas por incêndios, onde os processos erosivos se poderão revestir de particular gravidade, impedindo a instalação natural da vegetação.

Deste modo, dada a importância que poderão potencialmente desempenhar em estratégias de longo prazo na reabilitação pós-incêndio, importa referir e descrever as alternativas a ter em conta ao nível da regeneração artificial de áreas queimadas. Apesar dessa importância, não existem muitos trabalhos cientificamente válidos que permitam avaliar as condições específicas da arborização destas áreas relativamente às áreas não ardidas. Questões como o efeito da diferente disponibilidade de nutrientes ou a influência da fauna nas plantas ou sementes recentemente instaladas, não têm sido devidamente estudadas para as áreas queimadas. Por esse motivo, muitas das considerações que se seguem são uma recolha do conhecimento disponível para a regeneração artificial de um modo geral, normalmente sem uma referência específica às áreas recentemente percorridas por incêndios.

2. Sementeira versus plantação

A regeneração artificial com espécies lenhosas pode fazer-se essencialmente de duas formas: através da utilização directa de semente ou pela utilização de plantas normalmente produzidas em viveiro e posteriormente transplantadas para um local definitivo.

A sementeira apresenta como principais vantagens: a maior facilidade de execução e o menor investimento associado. No entanto é uma alternativa que exigirá mais intervenções e maiores custos nos primeiros anos de crescimento (Forestry Commission, 1991). Quando bem sucedida, permite um desenvolvimento natural das raízes e assegura um melhor desenvolvimento da planta, que no entanto terá um crescimento inicial mais lento relativamente ao de uma planta transplantada a partir de um viveiro (Alves, 1982; Argillier et al., 1991).

A necessidade de elevadas quantidades de semente por unidade de superfície, com o consequente desperdício associado, é um dos inconvenientes mais significativos da sementeira (Forestry Commission, 1991). Outros inconvenientes são a ocorrência de grandes perdas antes da germinação e durante o primeiro ano de crescimento devido a factores como a humidade excessiva, o gelo, a seca, a competição inter e intra-específica, a acção de gado ou da fauna selvagem. Por exemplo quanto a este último factor Pausas et al. (2004) referem uma predação de sementes

nos seis primeiros meses superior a 80%, numa sementeira de *Pinus halepensis* em áreas queimadas da região de Valência. Por outro lado o nascedio irregular em termos de estrutura e de distribuição espacial (clareiras versus elevada densidade) implica, com frequência, a necessidade de novas sementeiras e/ou limpezas. No entanto e apesar destas limitações, a sementeira é particularmente recomendada em locais de difícil instalação de povoamentos, tais como zonas de escarpa, zonas de elevada pedregosidade e zonas dunares, recorrendo a sementes localmente bem adaptadas (Alves, 1982; Ribeiro et al., 1999; Burkhart, 2008; Vander Mijnsbrugge e Bischoff, 2010).

Devido a estes condicionalismos há algumas indicações que devem ser seguidas. As sementes devem ser colocadas no terreno a uma profundidade adequada e proporcional ao seu tamanho de modo a facilitar a emergência da plântula (Forestry Commission, 1991). Esta profundidade pode variar entre 0.5-1.5 cm para as sementes pequenas das resinosas até 3-6 cm para as sementes das Fagáceas e Juglandáceas (Louro et al., 2003). Por outro lado, quanto mais se revolve o solo, maior é o risco da acção nefasta de aves, de roedores ou outros animais. A sementeira deve ser realizada quando o solo tiver humidade e ocorrer temperatura suficiente para se iniciar a germinação e permitir o rápido desenvolvimento das jovens plantas (Fenner e Thompson, 2005). A época para a realização das sementeiras, depende das condições do clima da região (Louro et al., 2002). Em regiões de Invernos suaves, Primaveras frescas e Verão quente e seco (clima mediterrânico) é preferível a sementeira outonal para permitir que as plantas já tenham o sistema de raízes bem desenvolvido para melhor tolerarem a época quente e seca (Correia e Oliveira, 2002). Em zonas de ocorrência de neve, a sementeira deve ocorrer antes do Inverno para reduzir o risco da acção de aves e roedores. Em regiões de clima atlântico deve-se realizar a sementeira no fim do Inverno e/ou início da Primavera (Correia e Oliveira, 2003).

Existem várias modalidades de sementeira que poderão ser escolhidas em função dos objectivos e das características da estação. A sementeira pode abranger toda a superfície a regenerar, designando-se como sementeira total, ou incluir apenas uma parte da superfície a regenerar, designando-se como sementeira parcial (Forestry Commission, 1991). A sementeira total obriga a uma maior quantidade de semente, podendo

ser realizada a lanço ou por meios aéreos dando origem a uma disposição irregular no terreno. A sementeira parcial em situações de declive pode ser realizada em faixas, linhas ou regos segundo as curvas de nível. A utilização de semeadores é possível em zonas planas ou de pouco declive, podendo assim obter-se uma disposição regular das plantas no terreno. Em terrenos pedregosos ou de elevado declive só é possível a sementeira manual, em manchas, a lanço ou em covachos ou furos.

As dificuldades da realização das sementeiras e a incerteza do seu sucesso têm levado a que o recurso à plantação seja a forma de regeneração artificial mais utilizada. A plantação está normalmente associada a uma melhor selecção, a uma adequada preparação do terreno e a um maior e melhor aproveitamento das sementes disponíveis, assegurando melhores condições para garantir a qualidade das plantas e a recuperação da área ardida (Landis et al., 2010). No desenvolvimento da silvicultura, a sementeira correspondeu a uma fase inicial das técnicas de regeneração artificial. O recurso à plantação foi introduzido posteriormente sendo actualmente a técnica predominante devido ao insucesso de muitas sementeiras e à necessidade de utilizar técnicas com resultados mais seguros e rápidos (Correia e Oliveira, 2002, 2003; Landis et al., 2010). A utilização de semente da mesma proveniência, plantas de qualidade e técnicas de preparação do solo e plantação adequadas permitiram ganhar tempo no processo de recuperação de áreas ardidas (Landis et al., 2010; Vander Mijnsbrugge e Bischoff, 2010). Tal não invalida no entanto que existam situações específicas que favoreçam a opção pela sementeira, tal como se ilustra (ver Caixa 1) com o exemplo dos trabalhos de arborização das dunas do litoral realizados entre o final do séc. XIX e o início do século XX (Vieira, 2007).



CAIXA 1 A ARBORIZAÇÃO DAS DUNAS

Diversas tentativas de instalar povoamentos com recurso à plantação em zonas arenosas ou dunares têm-se revelado de maior insucesso que o recurso à sementeira. A instalação de povoamentos de *Pinus pinaster* por sementeira na orla costeira litoral teve sempre uma prévia preparação do terreno com a adição de matéria orgânica (matos e/ou algas) para compensar a pobreza de nutrientes e reduzida capacidade de retenção de humidade das areias. Assim, era criada uma manta, ou espécie de “cama” com matos, moliços, algas, consoante os materiais disponíveis na região (ver a este respeito a interessante descrição feita por Vieira (2007).



Foto de sementeiras em Mira no princípio do século XX (cedida por Luis Alcaide).

3. A selecção de espécies

A selecção das espécies é um factor determinante numa acção de reabilitação após incêndio, sendo que a utilização de plantas autóctones ecológica e economicamente adaptadas garante à partida maiores taxas de sucesso. Assim, o uso de flora nativa é prioritária em acções de conservação e reflorestação (Vander Mijnsbrugge e Bischoff, 2010). A decisão quanto à selecção das espécies para um dado local ou região resulta da conjugação de vários factores, nomeadamente: a ocupação desse solo antes do fogo, as condições edafoclimáticas e o interesse do proprietário, nomeadamente se visa objectivos de protecção ou de produção e dentro deste último se pretende obter receitas a curto ou médio/longo prazo (Forestry Commission, 1991).

Se na ocupação anterior do solo predominavam espécies invasoras, como por exemplo espécies do género *Acácia sp.*, é conveniente que se privilegie uma espécie que rapidamente ocupe a estação minimizando o risco da regeneração da invasora. Também em situações de degradação dos solos poderá não ser adequado arborizar apenas com espécies nativas típicas de estádios avançados da sucessão ecológica, pois com frequência verificam-se elevadas taxas de insucesso. Nesses casos pode ser recomendável a instalação de povoamentos mistos (Forestry Commission, 1991; Pausas et al., 2004; Burkhart, 2008) incluindo espécies mais tolerantes à secura, à insolação e à pobreza de nutrientes como as resinosas. Esta estratégia obriga a uma eficaz gestão do povoamento, nomeadamente na definição do momento em que se deve remover a espécie pioneira. As experiências realizadas com a instalação de povoamentos mistos, nomeadamente *Pinus pinaster* ou *Pinus pinea* e com *Quercus suber* têm apresentado bons resultados em algumas zonas do Alentejo em que a espécie pioneira, o pinheiro, protege as jovens plantas de sobreiro permitindo ainda um rendimento intercalar para o proprietário (Louro et al., 2002; Barros e Sousa, 2006). Num outro exemplo, neste caso no sítio conhecido como Hortas no Perímetro Florestal da Lousã, a presença de um povoamento de *Pinus pinaster* possibilitou um bom desenvolvimento dos castanheiros no seu interior.

Seguindo as indicações de Correia e Oliveira (2002, 2003) onde se identificam as Principais Espécies Florestais com interesse para Portugal, apresentam-se duas tabelas (Tabelas 1 e 2) com indicação das espécies mais adaptadas a cada uma das zonas de Influência Mediterrânica e de Influência Atlântica.

Normalmente, a utilização da espécie ou espécies dominantes presentes na proximidade da área a recuperar e em ecossistemas semelhantes, é um bom critério de escolha. Não obstante, em territórios profundamente transformados o conhecimento da flora potencial pode não ser evidente. Para os projectos de recuperação ecológica, a utilização de espécies e proveniências autóctones é em princípio o critério mais seguro, garantindo a máxima adaptação às condições locais e minimizando o risco que podem representar algumas espécies alóctones devido ao seu comportamento invasor (Vallejo et al., 2003).

TABELA 1 ESPÉCIES ADAPTADAS ÀS ZONAS DE INFLUÊNCIA MEDITERRÂNEA DE ACORDO COM CORREIA E OLIVEIRA (2002, 2003)		
ZONA ECOLÓGICA	CARACTERIZAÇÃO	ESPÉCIES
SUBMEDITERRÂNEA	Pma: 550-900 mm (>1000 nas cotas mais elevadas) Tma: 15-18° C	<i>Quercus suber</i> <i>Pinus pinaster</i> <i>Pinus pinea</i> <i>Eucalyptus globulus</i> <i>Cupressus lusitanica</i>
SUBIBEROMEDITERRÂNEA	Pma: 500-700 mm Tma: 15.2-17.5° C	<i>Quercus suber</i> <i>Quercus rotundifolia</i> <i>Pinus pinea</i> <i>Cupressus sempervirens</i> <i>Cupressus macrocarpa</i> <i>Casuarina equisetifolia</i>
IBEROMEDITERRÂNEA	Pma: 400-600 mm Tma: 16-18.5° C	<i>Quercus rotundifolia</i> <i>Pinus pinea</i> <i>Pinus halepensis</i> <i>Cupressus sempervirens</i> <i>Cupressus macrocarpa</i> <i>Casuarina equisetifolia</i>
MEDITERRÂNEA	Pma: 300-600 mm Tma: 16-18° C	<i>Quercus rotundifolia</i> <i>Cerantonia siliqua</i> <i>Pinus pinea</i> <i>Pinus halepensis</i> <i>Cupressus sempervirens</i> <i>Cupressus macrocarpa</i>

Pma – Precipitação média anual

Tma – Temperatura média anual

TABELA 2 ESPÉCIES ADAPTADAS ÀS ZONAS DE INFLUÊNCIA ATLÂNTICA DE ACORDO COM CORREIA E OLIVEIRA (2002, 2003)		
ZONA ECOLÓGICA	CARACTERIZAÇÃO	ESPÉCIES
BASAL ATLÂNTICA	Pma: 1000-2400 mm Tma: 12.5-16° C	<i>Quercus robur</i> <i>Castanea sativa</i> <i>Eucalyptus globulus</i> <i>Cupressus lusitanica</i> <i>Pinus pinaster</i> <i>Pinus radiata</i> <i>Cedrus atlantica</i>



ZONA ECOLÓGICA	CARACTERIZAÇÃO	ESPÉCIES
BASAL MEDITERRÂNEO ATLÂNTICA	Pma: 700-1200 mm Tma: 12.5-17.5° C	<i>Quercus faginea</i> <i>Quercus robur</i> <i>Quercus suber</i> <i>Castanea sativa</i> <i>Eucalyptus globulus</i> <i>Cupressus lusitanica</i> <i>Pinus pinaster</i> <i>Pinus radiata</i> <i>Cedrus atlantica</i>
BASAL ATLANTE MEDITERRÂNICA	Pma: 500-1400 mm Tma: 7.5-16° C	<i>Quercus faginea</i> <i>Quercus robur</i> <i>Quercus suber</i> <i>Castanea sativa</i> <i>Eucalyptus globulus</i> <i>Cupressus lusitanica</i> <i>Pinus pinaster</i> <i>Pinus radiata</i> <i>Cedrus atlantica</i>
SUBMONTANA SUBATLÂNTICA	Pma: 600-2000 mm Tma: 7.5-15° C	<i>Quercus faginea</i> <i>Quercus robur</i> <i>Quercus pyrenaica</i> <i>Quercus rubra</i> <i>Castanea sativa</i> <i>Prunus avium</i> <i>Pinus pinaster</i> <i>Pinus radiata</i> <i>Pinus nigra</i>
MONTANA SUBATLÂNTICA	Pma: 1000-1800 mm Tma: 7.5-15° C	<i>Quercus robur</i> <i>Quercus pyrenaica</i> <i>Quercus rubra</i> <i>Castanea sativa</i> <i>Betula celtiberica</i> <i>Pinus sylvestris</i> <i>Pinus radiata</i> <i>Pinus nigra</i> <i>Cedrus atlantica</i>
MONTANA IBÉRICA	Pma: 700-1200 mm Tma: 7.5-16° C	<i>Quercus pyrenaica</i> <i>Quercus rotundifolia</i> <i>Castanea sativa</i> <i>Pinus nigra</i>
ALTIMONTANA	Pma: > 2200 mm Tma: <10° C	<i>Quercus robur</i> <i>Quercus pyrenaica</i> <i>Quercus rubra</i> <i>Betula celtiberica</i> <i>Pinus sylvestris</i> <i>Pinus radiata</i>

4. A produção de plantas em viveiro

4.1. Aspectos gerais

Nas últimas décadas, com a evolução das práticas silvícolas, também todo o processo de produção de plantas evoluiu, garantindo-se actualmente maiores taxas de sobrevivência e sucesso nas plantações (Landis et al., 2010). Sendo inúmeras as vantagens em utilizar plantas produzidas em viveiro, destacam-se sobretudo as seguintes referidas por diversos autores (Argillier et al., 1991; Landis et al., 2010):

1. Obtenção de plantas com adequado volume de substrato (torrão consolidado com as raízes da planta) capaz de permitir ultrapassar as dificuldades iniciais de abastecimento em água e nutrientes, sobretudo quando instaladas em solos esqueléticos e pobres;
2. Obtenção de plantas equilibradas, com bom desenvolvimento da parte aérea e devidamente atempadas, facilitando a sua adaptação mesmo quando plantadas em condições de clima agressivo;
3. Viabilização e maior rapidez na produção de determinadas espécies, com o adequado tratamento das sementes (ex: *Arbutus unedo*) ou optando por outros processos de produção, nomeadamente a propagação vegetativa (ex: *Ilex aquifolium*); Esta técnica de produção permite igualmente assegurar as características genéticas das plantas produzidas, sendo amplamente utilizada em muitos planos de produção de espécies com génotipos seleccionados;
4. Também no caso em que se verificam, como acontece com frequência em algumas espécies, situações de fraca produção de semente (anos de contra-safra; ver capítulo III) a produção de plantas consegue ser rentabilizada através de um eficaz processo produtivo em viveiro (ex: *Quercus faginea*).

De igual modo, a qualidade das plantas produzidas, é avaliada desde há mais de uma década através de determinados padrões previamente estabelecidos para cada espécie. O respeito por estes padrões de qualidade permite a certificação das plantas de acordo com as disposições legais, tendo em conta os seguintes aspectos (Ribeiro et al., 2001):

1. Tempo de permanência no viveiro – A idade com que a planta sai do viveiro pode condicionar o seu comportamento no local definitivo, dependendo das condições edafo-climáticas onde é utilizada, assim como do seu desenvolvimento morfológico e fisiológico nesse momento;
2. Características morfológicas – Dentro destas, os principais critérios utilizados são a altura da parte aérea, o diâmetro do colo, a conformação do sistema radicular e a relação entre o sistema radicular e a parte aérea;
3. Condições fisiológicas – O estado fisiológico da planta, juntamente com as duas condições anteriores, é um factor determinante de sucesso quando a planta é colocada no local definitivo. Características da planta produzida em viveiro, tais como o teor de hidratos de carbono de reserva, o seu estado nutricional e hídrico, a superfície foliar, a relação caule/raiz, a biomassa total, etc., têm sido correlacionados em diversos estudos de sobrevivência em plantação (e.g. Hartman et al., 1997 Oñoro et al., 2001) (Tabela 3).



TABELA 3
CRITÉRIOS UTILIZADOS NO CONTROLO DE QUALIDADE
EM PLANTAS FLORESTAIS (ADAPTADO DE VILLAR-SALVADOR, 2003)

CRITÉRIOS QUALITATIVOS	
MORFOLOGIA	Plantas com feridas não cicatrizadas Plantas parcialmente ou totalmente secas Caules com fortes curvaturas Caules múltiplos Caules com várias bifurcações Caules e folhas com fraco vigor vegetativo Caules desprovidos de gomo apical intacto
FISIOLOGIA	Concentração de nutrientes Concentração de açúcares de reserva Atraso nas gemas terminais Teste de fluorescência dos pigmentos fotossintéticos Condutividade estomática Termografia foliar através de sensores de infravermelhos Emissão de compostos voláteis induzidos por stress
RESPOSTA DAS PLANTAS	Potencial de formação de novas raízes Resistência às geadas Resistência à dessecação (teste de vigor da OSU) *
CRITÉRIOS QUANTITATIVOS	
	Altura da parte aérea Diâmetro do colo da raiz Massa aérea e radicular Calibre do caule (altura/diâmetro) Proporção entre a massa aérea e a massa radicular Índice de Dickson ** Desenvolvimento dos gomos

* Oregon State University

** Índice de Dickson: $\text{biomassa total} / [(\text{altura/diâmetro}) + (\text{biomassa aérea/biomassa radicular})]$

A produção de plantas em viveiro depende de vários factores críticos, que condicionam a qualidade e a quantidade de produção. Os factores mais importantes no processo de produção de plantas em viveiro são: a selecção da semente, o substrato, os contentores e posteriormente o transporte das plantas (Argillier et al., 1991; Ribeiro et al., 2001).

A utilização de plantas de contentor é aconselhável para as áreas de influência mediterrânica e/ou para as condições de stress (e.g. solos delgados, baixa disponibilidade de água). A utilização de plantas de raiz nua é recomendada para áreas de influência atlântica e em solos mais profundos e frescos (Argillier et al., 1991).

4.2. Selecção da semente

A origem e qualidade do material genético utilizado vão naturalmente reflectir-se no resultado das acções silvícolas futuras (Menziés et al., 2001). A semente ou os propágulos vegetais usados no processo produtivo em viveiro determinam fortemente a qualidade das plantas produzidas (D.G.F., 2003). Em Setembro de 2003 foi publicado o Decreto-lei 205, que legisla uma diversidade de parâmetros que regulamentam a produção das espécies em viveiro, bem como os povoamentos ou indivíduos onde é recolhido o material florestal de reprodução (sementes, propágulos ou plantas jovens).

Através deste decreto-lei determinam-se quatro diferentes categorias de acordo com a origem do material base:

- a) Identificada (etiqueta amarela);
- b) Seleccionada (etiqueta verde);
- c) Qualificada (etiqueta cor de rosa);
- d) Testada (etiqueta azul)

É também a partir desta data que se constituiu o Catálogo Nacional de Materiais de Base, registando os povoamentos ou indivíduos avaliados de acordo com as normas decretadas que dão origem aos materiais florestais de reprodução (MFR) para todas as espécies identificadas no anexo I, parte A e B, do referido decreto-lei. Igualmente fica obrigada a produção de plantas das espécies: *Eucalyptus globulus*, *Pinus pinaster*, *Pinus pinea* e *Quercus suber*, através de MFR da categoria *Seleccionada* ou superior (D.G.F., 2003).

A selecção das árvores para recolha de semente tem como critério geral a escolha dos indivíduos de maior valor económico, em povoamentos com elevada percentagem de bons fenótipos, isto é: indivíduos bem conformados (forma de tronco e copa), com boa taxa de crescimento e com boa qualidade do lenho. Pela legislação actual, os povoamentos onde se recolhe semente devem estar aprovados pela Autoridade Florestal Nacional (AFN) e inscritos no Catálogo Nacional de Materiais de Base. Estes povoamentos devem ser conduzidos através de desbastes que retirem os indivíduos mal conformados e/ou de crescimento lento (D.G.F., 2003).

Diversos factores afectam a produção seminal: a idade, o vigor, a exposição da copa, o clima e os factores genéticos. A idade madura é a mais

favorável para a colheita de sementes (Ribeiro et al., 2001). As árvores mais vigorosas são os melhores “sementões” e os solos férteis proporcionam também mais semente, pelo que os povoamentos destinados a este objectivo devem ser adequadamente fertilizados. Em árvores isoladas devem ser preferidas as que têm copa mais expandida e sistema radicular não afectado pela concorrência, o que vai permitir uma maior produção fotossintética e uma maior produção seminal. Em povoamento as árvores dominantes são as que produzem maior floração e conseqüentemente mais frutificação (D.G.F., 2003). As árvores de bordadura têm uma localização mais favorável. Nestas árvores a parte da copa mais exposta proporciona mais e melhor semente, sobretudo na parte virada a Sul e a Oeste. A meteorologia tem influência determinante na formação de gomos florais e no sucesso das florações. A conjugação de temperaturas elevadas, conveniente iluminação e adequada humidade do solo estimula a fotossíntese e a acumulação de hidratos de carbono o que proporciona mais e melhores sementes. Pelo contrário, extensos períodos de chuva actuam negativamente sobre a polinização anemófila (realizada pelo vento) e reduzem a actividade dos insectos (polinização entomófila). De igual forma as situações chuvosas e de céu enevoado reduzem a fotossíntese provocando menor produção seminal e queda de frutos. As geadas tardias de Primavera são também outro elemento negativo na floração (Vander Mijnsbrugge et al., 2010).

Se por um lado se pretende com a legislação em vigor (Decreto-Lei 205/2003) obter indivíduos com melhores características genéticas, muitas vezes a obtenção da semente é dificultada e limitada, nomeadamente em anos de fraca colheita. Este é um factor de peso relevante, podendo condicionar seriamente a produção de determinadas espécies. É por isso muito importante o conhecimento das melhores práticas de processamento, de conservação da semente e do tipo de tratamentos pré-germinativos (Tabela 4), para a obtenção de boas taxas de sucesso, considerando as exigências relativas a cada espécie.

TABELA 4 EXEMPLOS DE PROCEDIMENTOS E CRITÉRIOS PARA SELECÇÃO E DE TRATAMENTOS PRÉ-GERMINATIVOS PARA SEMENTES DE ALGUMAS ESPÉCIES	
ESPÉCIE	CRITÉRIOS QUALITATIVOS
<i>Quercus suber</i>	A primeira semente que cai em finais de Outubro - início de Novembro, denominada bastão, nunca deverá ser utilizada para produção por ter fraca viabilidade.
<i>Quercus spp.</i> , <i>Pinus spp.</i> , <i>Juglans spp.</i> , <i>Fraxinus spp.</i> , <i>Prunus spp.</i>	Colocar a semente em recipientes com água e eliminar toda a que ficar à superfície.
ESPÉCIE	TRATAMENTO PRÉ-GERMINATIVO
<i>Arbutus unedo</i>	Maceração da polpa (frutos maduros) com estrume de vaca.
<i>Pistacia lentiscus</i>	Após limpeza do fruto para extracção da semente, imersão em água, durante 48 horas; eliminar os frutos de baga vermelha devido à inviabilidade da semente.
<i>Ceratonia siliqua</i>	Escaldar a semente em água a ferver e manter, até arrefecer, durante 12 horas.

No planeamento da produção de viveiro, seria desejável que os organismos oficiais disponibilizassem a informação do número de projectos florestais aprovados por região e respectivas áreas, o que possibilitaria estimar a necessidade de plantas e espécies. O conhecimento antecipado das futuras áreas de intervenção permitiria a aquisição de semente de melhor qualidade e das providências adequadas, possibilitando deste modo a obtenção de maiores taxas de sucesso nas acções de regeneração artificial.

O tempo que decorre entre a colheita da semente e a sementeira tem igualmente peso relevante no êxito do processo produtivo, essencialmente para sementes recalcitrantes com maiores dimensões, tanto no que diz respeito à obtenção de boas taxas de germinação como aos custos que lhe são inerentes (Ribeiro et al., 2001). Nas Quercíneas, este é um aspecto particularmente relevante, pois as sementes mantêm a viabilidade durante pouco tempo, pelo que as taxas de sucesso estão condicionadas pelo

período que medeia entre a colheita da semente (meados de Novembro) e a respectiva sementeira em viveiro. Quanto mais curto for este período, preferencialmente com a emergência da radícula em fase inicial (< 10 mm), melhor será a germinação (Ribeiro et al., 1999).

No entanto, nem sempre é viável fazer a sementeira num curto prazo de tempo para grandes quantidades de semente. Como regra, quantidades acima de 10 toneladas obrigam ao prolongamento do processo, que poderá ir até 4 a 5 meses após colheita da bolota ou lande. Nesta situação e para todas as sementes recalcitrantes, torna-se indispensável planejar convenientemente o ritmo de colheita, transporte, processamento e conservação da semente em condições que não acelerem a germinação e assegurem uma taxa de viabilidade elevada. É por isso recomendável a manutenção em condições de temperatura baixa (5-6° C) e de alguma humidade, mas com arejamento para evitar problemas de fitossanidade (fungos).

4.3. Substrato e fertilização em viveiro

Entre os variados factores que influenciam determinantemente a produção de plantas, destacam-se além da semente, o substrato e o contentor utilizado, os quais se vão reflectir directamente na qualidade do produto final. Tem havido desde há muito tempo, um trabalho de estudo e experimentação sobre os variados substratos que se podem utilizar, adequando-os à produção de plantas com qualidade desejável, garantindo que as exigências das plantas relativamente à capacidade de retenção de água, arejamento e disponibilidade de nutrientes possam ser satisfeitas (Hartman et al., 1997).

O substrato contribui profundamente para as características morfológicas e fisiológicas da planta e posteriormente para o sucesso da instalação (Hartman et al., 1997). A sua selecção é fundamental na medida em que este exerce uma influência significativa na arquitectura do sistema radicular, no estado nutritivo das plantas, assim como na translocação de água no sistema solo – planta – atmosfera, sendo por isso um factor chave no sucesso da plantação (Peñuelas e Ocaña, 1996).

Na selecção de um substrato, devem ser consideradas as características físicas e químicas adequadas à espécie que se pretende produzir, assim como os aspectos económicos associados a essa selecção. O substrato ideal deve apresentar homogeneidade, baixa densidade, boa porosidade (relação

arejamento/retenção de água), boa estrutura (agregação entre as partículas), boa capacidade de campo, boa capacidade de troca catiónica e deve estar isento de pragas, organismos patogénicos e sementes (Argillier et al., 1991; Hartman et al., 1997; Ribeiro et al., 2001). Para que a sua utilização seja economicamente viável, o substrato deve apresentar diversas características: **a**) ser abundante; **b**) ser estável (não estar ainda em processo de compostagem) **c**) com manutenção ou reprodutibilidade das suas propriedades físicas e químicas; **d**) com boa capacidade para transporte, manuseamento e armazenamento; **e**) com resistência ao desenvolvimento de pragas e doenças (meios minerais versus orgânicos); e **f**) ser preferencialmente um meio estéril (Argillier et al., 1991; Hartman et al., 1997).

Os solos minerais, inicialmente utilizados na produção de plantas em viveiro, foram gradualmente substituídos por outros materiais, predominantemente de natureza orgânica, cujas características satisfazem de forma mais adequada as exigências das plantas em contentor (Ribeiro et al., 2001). É muitas vezes difícil encontrar um material que por si só isolado reúna todas as características desejadas (Santos et al., 2000). Em geral são incorporados aos substratos materiais substâncias melhoradoras das suas características físicas e/ou químicas, denominadas condicionadores e que integram a mistura em proporções menores do que 50% (Santos et al., 2000). De modo geral, pode dizer-se que é preferível a mistura de dois ou mais materiais para a obtenção de um substrato adequado e de boa qualidade (Ribeiro et al., 2001). A escolha dos materiais utilizados deve considerar a espécie produzida, as condições de produção (sistema de rega, fertilização e dimensão do contentor), a disponibilidade e o preço do material, além dos aspectos técnicos relacionados com a sua utilização (Argillier et al., 1991; Burkhart, 2008).

São diversos os materiais utilizados para, individualmente ou em mistura, constituírem um substrato, desde a turfa, a casca de pinheiro (que deve ser compostada), a fibra de coco, lamas e resíduos tratados, a perlite e vermiculite (minerais de argila), a casca de arroz e a esteva compostada, entre outros. A turfa é sem dúvida o substrato com maior utilização na produção de plantas, sendo que no entanto é um recurso natural não renovável e por isso a sua disponibilidade irá estar condicionada a médio prazo. Também a casca de pinheiro compostada foi muito utilizada durante largos anos (Figura 1) por ser economicamente mais acessível e por ter

características físicas interessantes (Argillier et al., 1991). No entanto a sua utilização está actualmente fortemente condicionada devido aos problemas de fitossanidade que têm sido detectados no género *Pinus*, nomeadamente o fungo *Fusarium circinatum* e o nemátodo *Bursaphelenchus xylophilus*.



FIGURA 1

Produção de planta em contentor com recurso a uma mistura com predominância de turfa, evidenciando um bom desenvolvimento do sistema radicular. (Foto: Vasco Paiva)

A fertilização em viveiro e nomeadamente a do substrato tem também forte influência na morfologia e fisiologia da planta e na sua performance quando plantada no terreno (Villar-Salvador et al., 2008). Para que as fertilizações administradas possam causar o efeito desejado e para que os aspectos qualitativos, quantitativos, frequência e modo de aplicação sejam os mais adequados a cada caso concreto, é necessário ter um bom conhecimento dos seguintes aspectos (Ribeiro et al., 2001; Villar-Salvador et al., 2008):

- Características químicas, físicas, hídricas e mesmo biológicas do substrato, sendo importante a análise laboratorial dos materiais que constituem o substrato para proceder à fertilização mais adequada;
- Necessidades específicas em elementos minerais das diferentes espécies ao longo do seu ciclo vegetativo e dinâmica dos nutrientes entre o substrato e a planta. Estas necessidades podem ser determinadas, numa primeira fase por observação visual das plantas e, numa segunda etapa, através de análises laboratoriais ao material vegetal;

- Processo de produção utilizado: propagação vegetativa ou sexuada; no processo rizogénico é determinante a presença de nutrientes que vão estimular as fases de divisão e crescimento celular;
- Características dos diferentes adubos existentes no mercado, bem como do seu comportamento para cada caso de aplicação específico.

As características químicas do substrato, nomeadamente o seu valor médio de pH, têm peso determinante na escolha da fertilização a utilizar e consequentemente no equilíbrio desejado; os valores podem ser bastante variáveis dependendo do material utilizado, de acordo com o expresso na Tabela 5.

TABELA 5		
VALORES MÉDIOS DE PH EM ÁGUA DE VÁRIOS MATERIAIS NORMALMENTE UTILIZADOS COMO SUBSTRATO. ADAPTADO DE LEMAIRE ET AL. (1989)		
	SUBSTRATO	PH (H₂O)
PRODUTOS ORGÂNICOS	Turfa negra	5.0
	Casca de folhosas compostada	7.5
	Turfa loura	4.5
	Resíduos compostados	6.5
	Casca de pinheiro fresca	5.1
	Fibras vegetais	4.5
PRODUTOS MINERAIS	Terra argilo-limosa	5-7.5
	Vermiculite grau 3	7.5
	Perlite	6.9
	Vermiculite grau 1	8.7
	Lã de rocha	7.5
	Areia	6-8
	Argila expandida	8.3

Na produção de plantas florestais em contentores, os macro-nutrientes (azoto, fósforo, potássio, cálcio, magnésio e enxofre) deverão ser sempre fornecidos às plantas. No entanto, nunca se deverá excluir a possibilidade de ocorrerem deficiências de micronutrientes, nomeadamente ferro, cobre, zinco, boro e manganês (Hartman et al., 1997).

O azoto (N) é considerado o mais importante nutriente e a sua utilização em fertilizações aumenta de forma expressiva o crescimento da planta, a sua taxa fotossintética e o crescimento das raízes (Villar-Salvador et al., 2008).

Contrariamente ao que é defendido por muitos técnicos florestais e produtores de plantas, uma pobre fertilização em azoto em espécies mediterrânicas normalmente reduz a taxa de sobrevivência e de crescimento na plantação (Oliet et al. 1997, Villar-Salvador et al. 2004, Oliet et al. 2005). Boas taxas de sucesso após a plantação são obtidas quando o teor de azoto na planta é superior a 70 mg . Nem todas as espécies exigem as mesmas quantidades e equilíbrio de nutrientes nem tão pouco reagem de maneira semelhante à fertilização. Por exemplo as espécies do género *Quercus* apresentam uma resposta menos evidente às fertilizações que as coníferas, pelo que geralmente muitos viveiristas não fertilizam as Quercíneas (Villar-Salvador et al., 2004).

O equilíbrio entre os diferentes nutrientes é também importante porque o excesso de alguns pode afectar a absorção e a utilização de outros, e porque este equilíbrio afecta também o pH da solução, de acordo com o expresso na Tabela 6 (Ribeiro et al., 2001).

TABELA 6
O EXCESSO OU DEFICIÊNCIA DE DETERMINADOS NUTRIENTES, ASSIM COMO DIFERENTES VALORES DE PH PODEM AFECTAR A DISPONIBILIDADE DE CERTOS NUTRIENTES. ADAPTADO DE LANDIS ET AL (1989)

DEFICIÊNCIAS OBSERVADAS										CAUSA DAS DEFICIÊNCIAS
S	Ca	Mg	Mn	Fe	B	Cu	Zn	Mo		
•	•	• •		• • •		• •	•			excesso de azoto excesso de fósforo pouco potássio
		•		•	•		•			excesso de cálcio excesso de magnésio
			• •	• •		• •		•		excesso de manganês excesso de ferro excesso de cobre
	•	•	•	•		• •			•	pouco zinco excesso de zinco baixo pH
	•	• •	•	•	•	•	•		•	alto pH excesso de enxofre excesso de sódio
				•						excesso de bicarbonatos

4.4. Contentores

Sendo o contentor o suporte físico para a produção de plantas em viveiro, é fundamental a selecção dos contentores adequados em função das espécies a produzir, do período de permanência em viveiro e do local de plantação (Argillier et al., 1991; Landis et al., 2010).

A matéria-prima utilizada na sua fabricação limita a sua durabilidade e reutilização. Por outro lado a sua forma determina as características morfológicas e funcionais, reflectindo-se na qualidade da planta produzida (Landis, 1990). A selecção do contentor deve estar de acordo com as características morfológicas exigidas por cada espécie (Landis et al., 2010).

As características que um contentor deve reunir para a produção de plantas de qualidade, visam proporcionar melhores condições quando a planta é instalada no campo. Entre estas refere-se a sobrevivência e o crescimento, as quais estão relacionadas com a capacidade do sistema radicular regenerar rapidamente novas raízes (Argillier et al., 1991; Landis et al., 2010). A parte aérea da planta está estritamente dependente do desenvolvimento do sistema radicular e vice-versa, pelo que existe a preocupação em manter um adequado equilíbrio raiz/parte aérea (Ribeiro et al., 2001). Já há bastante tempo que os sacos de plástico deixaram de ser utilizados para a produção de plantas, pelo facto de induzirem deformações acentuadas no sistema radicular (enrolamento das raízes). Por outro lado era difícil a sua operacionalidade em viveiro assim como o seu transporte e distribuição das plantas (Ribeiro et al., 2001), dado que usualmente o substrato utilizado neste tipo de contentor era simplesmente terra (pura ou misturada com outros materiais).

Um contentor condiciona diferentes variáveis associadas à produção, nomeadamente a densidade de plantas, a facilidade de manipulação, o volume, a estrutura e o desenvolvimento do sistema radicular. Muitas destas variáveis têm sido estudadas em diferentes épocas, com diferentes modelos de contentores e com diferentes espécies (Oñoro et al., 2001). O volume do contentor parece ser a variável que mostra maior correlação com a altura da planta e a sobrevivência no campo (Dominguez, 1997; Dominguez et al., 1997). Os mesmos autores não obtiveram resultados conclusivos sobre a influência da profundidade do contentor a qual poderá no entanto ter importância na produção de espécies do género *Quercus* que desenvolvem

uma forte raiz pivotante (Dominguez et al., 1997). Deste modo, a profundidade do contentor poderá determinar o comprimento da raiz principal das plantas em viveiro, influenciando positivamente a profundidade de enraizamento das plantas quando colocadas no campo (Peñuelas e Ocaña, 1996).

A legislação (Decreto-Lei 205/2003) obriga a que as plantas de *Pinus pinaster* e de *Eucalyptus globulus* tenham um volume mínimo de vaso de 120 cm³ e que esse volume seja de 200 cm³ para as restantes espécies, sujeitas a certificação. Geralmente são utilizados contentores com volume de 300 a 400 cm³ para a produção de folhosas mais exigentes. Para as plantas de eucalipto é utilizado normalmente o volume de 150 a 200 cm³; e para as resinosas o volume de 200 cm³ é considerado suficiente (Ribeiro et al., 2001).

A arquitectura do sistema radicular antes e depois da plantação é também fortemente influenciada pelo contentor utilizado, já que este pode induzir o enrolamento das raízes, o que pode reduzir a performance e a futura estabilidade da árvore, devido à fraca presença de raízes laterais (Lindström e Rune, 1999; Argillier et al., 1991). O enrolamento é fortemente contrariado pela presença interna de estrias longitudinais que induzem um maior desenvolvimento de raízes laterais (Argillier et al., 1991; Landis et al., 2010). Por outro lado, a redução da capacidade (volume) do contentor, até ao limite mínimo permitido, pode provocar uma maior diferenciação do sistema radicular originando uma maior quantidade de raízes secundárias e de raízes finas, o que aumenta a capacidade de absorção de água e nutrientes (Lindström e Rune, 1999). No entanto, este objectivo deverá ser compatibilizado com a necessidade de se criar um volume de torrão capaz de enfrentar o impacto do transplante com maior sucesso (Argillier et al., 1991; Landis et al., 2010).

Independentemente de todas as considerações atrás referidas, é importante sublinhar que a escolha de um contentor não deve ser feita sem ponderar seriamente que a sua aquisição representa um grande investimento para o viveiro, tanto pelo seu custo como por toda a logística associada, incluindo as máquinas de sementeira ou de enchimento de tabuleiros, os meios mecânicos (quando existem) associados à respectiva movimentação, e as estruturas de suporte necessárias para a suspensão dos tabuleiros (bancadas móveis, fixas ou outro tipo de estrutura). É uma opção de grande responsabilidade cujos efeitos se repercutem no mínimo durante uma década, tendo em conta a necessária amortização do investimento realizado.

4.5. Transporte e acondicionamento de plantas

O transporte de plantas entre o viveiro e o local de plantação merece especiais cuidados para evitar danos devido à acção do vento e do calor (Argillier et al., 1991; Ribeiro et al., 2001). Com frequência as plantas sofrem danos durante o seu transporte, que comprometem a própria viabilidade da plantação. Os riscos maiores estão associados: **a)** ao stress hídrico devido às perdas de água sobretudo através das folhas; **b)** à perda do gomo apical por deficiência e acondicionamento e **c)** ao aquecimento, favorável ao desenvolvimento de agentes patogénicos (Ribeiro et al., 2001). Os cuidados devem ser tanto maiores quanto maior for a distância de transporte e os riscos são particularmente graves quando se trata de espécies folhosas menos resistentes (Argillier et al., 1991). Se forem plantas de raiz nua, as suas raízes devem ser envolvidas de forma a manterem-se protegidas e húmidas mas também a permitir a sua respiração, por exemplo em sacos de serapilheira, película transparente e perfurada (Ribeiro et al., 2001). As raízes das plantas de torrão, em contentor, estão mais protegidas contra danos de natureza física e contra a acção do vento (Ribeiro et al., 2001).

Assim, no caso de grandes distâncias é necessário que os transportes sejam realizados, numa viatura com toldo. No caso de distâncias menores é recomendável a utilização de rede ou outro material que atenuie os efeitos dos agentes climáticos. Em situações em que esse transporte demore vários dias, por exemplo entre vários países, é aconselhável a utilização de contentores refrigerados (Argillier et al., 1991; Louro et al., 2003). Antes de saírem do viveiro as plantas devem ser regadas, se possível com uma solução fosfatada para estimular o desenvolvimento das raízes. É de todo desaconselhável que permaneçam demasiado tempo dentro da viatura. A carga deve ser feita o mais próximo possível do momento do transporte e deve ser correctamente estabilizada para um bom acondicionamento das plantas. A descarga das plantas também deverá ser realizada imediatamente após a chegada ao local de plantação ou armazenamento das plantas (Ribeiro et al., 2001).

No momento de recepção das plantas no campo deverá ser escolhido o local onde devem permanecer, dado que com frequência não são plantadas de imediato, permanecendo muitas vezes em estaleiro dias ou

semanas. Convém que se já um local limpo (sem problemas de fitossanidade), arejado, protegido da acção do vento e da geada e com relativa proximidade de água para poderem ser regadas durante o período de tempo de armazenamento (Argillier et al., 1991; Burkhart, 2008). Deve evitar-se que estejam expostas ao vento, por exemplo em planaltos, o que pode fazer aumentar a evapo-transpiração e o risco de emurchecimento (Burkhart, 2008). Não se recomendam zonas baixas, sobretudo em tempo frio, porque aí é maior o risco de ocorrência de geada, caso em que se devem proteger as plantas durante a noite com recurso a uma rede sobrelevada (Argillier et al., 1991). Em caso de temperaturas demasiado elevadas será necessário regar as plantas com maior frequência e devem permanecer numa zona de sombra. Em caso de tempo frio devem-se evitar os locais com exposição Norte ou Este (Hartman et al., 1997). Em caso de ocorrência de problemas fitossanitários (fungos) deve-se proceder à desinfecção com um produto anti-fungico. As plantas de raiz nua devem ser abaceladas em locais frescos e húmidos (Ribeiro et al., 2001).

5. A instalação no terreno

5.1. Introdução

O sucesso de uma plantação ou de uma sementeira depende, numa primeira fase, de diversos factores tais como a selecção das espécies, a qualidade da planta ou da semente, a preparação da estação (mobilização do solo), o método de plantação ou sementeira e o tipo de fertilização adoptados (Forestry Commission, 1991). A qualidade das plantas florestais pode deteriorar-se rapidamente. Uma planta pode ter qualidade à saída do viveiro e um mau transporte, acondicionamento ou um deficiente manuseamento podem causar danos irreversíveis (e.g. perda do gomo apical). Por outro lado, a mobilização do solo e o momento/época de instalação no terreno são decisões importantes a considerar no planeamento da arborização (Peñuelas, 2001).

Em diversos capítulos deste livro foram já abordadas questões que devem nortear a preocupação de preservação do solo e de minimização dos riscos de erosão pós-fogo, assim como as linhas orientadoras de restauro, de constituição de unidades de paisagem e de uma silvicultura

preventiva que minimize os riscos que proporcionaram a ocorrência e propagação do fogo. Nas secções seguintes abordam-se alguns factores críticos associados à instalação das plantas ou sementes no terreno, com particular destaque para a primeira opção, dada a sua muito maior importância enquanto forma de regeneração artificial das áreas queimadas.

5.2. Mobilização do solo

A mobilização do solo influencia o desenvolvimento inicial das jovens plantas e pode melhorar as condições edáficas da zona repovoada (Simón et al, 2004). O mesmo autor sublinha que, em zonas mediterrâneas, a preparação do solo está sempre relacionada com a água e todos os procedimentos de mobilização devem aumentar a quantidade de água utilizável pelas plantas, nos primeiros anos. Serrada (1993) destaca como objectivos imediatos de preparação do solo: **(i)** aumentar a profundidade útil do solo, desagregando camadas profundas por acção mecânica; **(ii)** aumentar a capacidade de retenção de água; **(iii)** aumentar a capacidade de infiltração para a água; **(iv)** facilitar a penetração mecânica das raízes e o seu desenvolvimento; **(v)** reduzir as possibilidades de invasão da vegetação espontânea depois da plantação ou sementeira.

De acordo com Gomes et al (2005) na preparação da estação há que encontrar soluções e equipamentos que minimizem a superfície afectada e a intensidade da mobilização com o objectivo de reduzir os custos de instalação, minimizar o impacte ambiental no solo, na fauna e na flora e de, simultaneamente, favorecer o crescimento inicial, sobretudo das raízes, garantindo assim uma boa taxa de sobrevivência. A tomada de decisão deve ser função: **a)** da qualidade da estação, **b)** da relação custo/benefício numa perspectiva de valorização do investimento, dependendo portanto do valor sócio-económico do povoamento e **c)** das restrições ambientais, nomeadamente as que dizem respeito à conservação do solo e à protecção das linhas de água. Deste modo, pretende-se reduzir o número de operações, utilizando soluções apropriadas que permitam uma mobilização mínima, tendo como objectivo garantir boas taxas de sobrevivência, favorecer o desenvolvimento do sistema radicular, valorizar o investimento do custo de instalação no produto final e manter a capacidade de produzir bens e serviços numa base sustentável (Gomes et al., 2005).

As características do solo interferem de forma relevante nas soluções

específicas a preconizar, na medida em que condicionam o crescimento, sendo de referir as seguintes: profundidade do solo, rocha-mãe, pedregosidade, horizontes impermeáveis, textura, densidade aparente, teor em matéria orgânica, capacidade de retenção de água, dinâmica e disponibilidade de nutrientes (Morris e Miller, 1994). Em solos pouco profundos com rocha-mãe pouco desagregável, uma operação de ripagem pode conduzir a consequências indesejáveis, como o transporte de blocos de pedra para níveis superiores, ou mesmo para a superfície do terreno, originando um aumento significativo da pedregosidade, limitando intervenções mecanizadas no futuro (Louro et al., 2003). No entanto, a ripagem com o objectivo de rompimento de um horizonte impermeável (horizonte árgico, relativamente próximo da superfície) pode permitir um aumento do volume de solo explorado pelas raízes e aumentar a taxa de sobrevivência e a produtividade do povoamento (Gomes et al., 2005).

Nilsson et al. (1995) referem que para a assimilação de água e nutrientes é crucial a eficiência das raízes finas. Estas devem desenvolver-se em maiores volumes de solo (sem restrições), sendo a superfície de absorção função do comprimento das raízes, do seu diâmetro e da facilidade de penetração da coifa. A eficiência das raízes depende em boa parte das condições de penetração, nomeadamente do solo e do seu grau de suberização e da infecção simbiótica por micorrizas.

Na proximidade das linhas de água não se deve realizar qualquer mobilização mecânica do solo, respeitando uma faixa mínima de 30 metros nas linhas de água permanentes e de 10 metros nas linhas de água temporárias. São áreas de maior infiltração, e em que qualquer mobilização do solo pode afectar a estabilidade desses solos e gerar fenómenos erosivos. Nestas faixas a mobilização deverá limitar-se à abertura de covachos sem qualquer tipo de intervenção mecânica, sendo sempre as espécies ripícolas as mais indicadas para estas situações (Louro et al. 2003; Carneiro et al., 2007).

5.3. A operação de plantação

A plantação deve realizar-se sempre com o solo húmido, no Outono (após as primeiras chuvas), ou no final do Inverno, início da Primavera. É aconselhável a época outonal, para as regiões mais secas, o que permitirá que as jovens plantas possam beneficiar das chuvas de Inverno para

que as suas raízes se desenvolvam durante este período e as plantas possam suportar o tempo seco no Verão seguinte (Correia e Oliveira, 2002). O final do Inverno até meados da Primavera, é apenas recomendado para as regiões de influência atlântica, mais chuvosas, mais frias e/ou com maior probabilidade de ocorrência de geadas (Correia e Oliveira, 2003). A dimensão das covas ou covachos está directamente relacionada com a dimensão do torrão ou do sistema radicular, nos casos de plantas de raiz nua (Louro et al., 2004).

O manuseamento das plantas e a operação de plantação propriamente dita devem merecer cuidados especiais sob pena de se danificarem as plantas comprometendo irremediavelmente o seu sucesso, pelo que se enumeram algumas recomendações. A extração da planta do contentor deve ser realizada com cuidado de forma a evitar que sejam danificadas as suas raízes e/ou desagregado o torrão que as envolve. Assim é preferível sempre bater no contentor de forma a descolar o torrão, do que puxar pela parte aérea da planta. A planta deverá ser colocada no fundo do sulco da faixa mobilizada, consoante a operação previamente realizada, para beneficiar da maior disponibilidade de água e proteger de excessos de radiação solar, com excepção das zonas baixas ou com risco de encharcamento, em que a planta deverá ser colocada no terço superior do sulco. O substrato que envolve o sistema radicular deve ser bem humedecido antes de se proceder à instalação da planta no terreno. A distribuição das plantas deve ser efectuada de forma simultânea com a plantação evitando a sua exposição ao sol por tempo prolongado, bem como quaisquer outros danos físicos. O torrão deve ficar na vertical, coberto com uma camada de solo no mínimo de 2 cm de altura e, após plantada, deve ser calcada a terra envolvente para permitir uma melhor ligação entre o torrão e o solo, para que a expansão das raízes se faça de uma forma natural evitando também assim o seu enrolamento ou efeito de envasamento (Louro et al. 2003).

A importância e os cuidados que devem ser observados na plantação associados aos seus elevados custos, nomeadamente mão-de-obra, tem estimulado a procura de soluções alternativas mecanizadas. Em Portugal as soluções mecanizadas de plantação estão limitadas pela natureza dos solos, em particular nas áreas queimadas, com frequência com textura pesada, com declive acentuado e com elevada pedregosidade. No entanto

este tipo de soluções é extensivamente utilizado noutros países (Figura 2), em solos com características mais favoráveis o que permite aumentar o rendimento da operação. Em Portugal têm vindo a utilizar-se com sucesso, plantadores manuais que asseguram uma importante melhoria na colocação da planta e um maior rendimento da operação (Figura 3) relativamente à simples plantação manual.



FIGURA 2

Plantação mecanizada em áreas de reduzido declive e com prévia mobilização do solo.
(Foto: Vasco Paiva).



FIGURA 3

Plantação manual com recurso a plantadores que permitem um maior rendimento da operação. (Foto: Vasco Paiva).

5.4. Fertilização

De modo a garantir maiores taxas de sucesso e um crescimento inicial mais vigoroso, poderá ser de considerar a possibilidade de aumentar a disponibilidade de nutrientes no solo através de práticas de fertilização. De acordo com Gomes et al. (2005) a tomada de decisão quanto à realização de fertilizações deve ser função: **a)** da qualidade da estação (profundidade do solo e características da rocha-mãe); **b)** dos teores em argila e matéria orgânica, na medida em que condicionam a capacidade de troca catiónica e, consequentemente, as perdas de nutrientes por lixiviação; **c)** da dinâmica e disponibilidade de nutrientes pelo processo de mineralização da matéria orgânica; **d)** da gestão de resíduos de exploração e **e)** do tipo de fertilizantes disponíveis (nomeadamente quanto à taxa de libertação dos nutrientes, mais lenta ou mais rápida).

As quantidades de nutrientes a aplicar são definidas em função das características do solo e das necessidades específicas das plantas. Para viabilizar economicamente a fertilização, há que identificar as necessidades em nutrientes, estudando e avaliando o balanço solo/espécie/nutrientes para identificação dos valores aconselhados, e os valores disponíveis no solo a partir dos quais o investimento em fertilização não é compensado em crescimento/productividade (ou seja, não há uma valorização significativa do investimento). Tamm (1995) refere que o sucesso da florestação de novas áreas (solos agrícolas abandonados, incultos, áreas com restrições solo/clima) por vezes depende da aplicação de fertilizantes, observando-se que uma variação de macro e micro elementos podem limitar o crescimento. Assim, a fertilidade do solo pode ser melhorada por diferentes formas como a fertilização directa ou outros meios (utilização de culturas leguminosas, introdução de micorrizas, utilização de resíduos, etc.) sendo a avaliação do efeito dos tratamentos baseada no crescimento do povoamento, na dinâmica e na disponibilidade dos nutrientes e noutras características indicadoras da qualidade da estação. É importante estudar e avaliar práticas culturais, como a utilização de plantas micorrizadas versus fertilização, como processo para o aumento da taxa de sobrevivência, adaptação e posterior crescimento (Corkidi et al., 2008).

Os solos florestais em Portugal apresentam geralmente carências em azoto e fósforo o que, combinado com o volume restrito de solo explorado

pelas raízes na fase inicial de crescimento, recomenda que sejam fornecidos às plantas nutrientes através de fertilizações adequadas, tirando partido da descompactação do solo originada pela mobilização. O azoto beneficia em particular o desenvolvimento do sistema foliar, enquanto o fósforo contribui notoriamente para o aumento do sistema radicular (Santos, 1991). A prévia análise de solos permite identificar quais as principais carências, calcular as necessidades de nutrientes, tipo de fertilizantes e respectivas doses. Como recomendação geral aponta-se para uma fertilização de fundo fosfatada, com menor dose de azoto e potássio e, dependendo das situações, com alguns micronutrientes (e.g. Cálcio, Magnésio, Boro). A colocação do adubo deverá ser realizada no fundo da cova e separada das raízes por uma camada de terra ou em 2 covachos laterais. A utilização de um adubo de libertação lenta (com custo unitário superior), será sempre em menor quantidade, podendo ser colocado no fundo da cova junto das raízes, reduzindo-se assim o custo da operação e o custo de transporte de adubo (Louro et al., 2003).

5.5. Factores críticos para o sucesso das plantações – experiências post-transplante

Numa fase inicial, o sucesso de uma acção de flor estação, depende essencialmente da qualidade da plantação (selecção da espécie, preparação da estação, qualidade da planta e processo de plantação) das características da estação e da evolução da meteorologia. Uma limitação significativa das plantações é a pequena janela meteorológica em que podem decorrer em Portugal. As incertezas da meteorologia associadas às alterações climáticas têm com frequência atrasado a possibilidade de plantação no Outono, pelo prolongamento do tempo seco, e comprometido as plantações de Primavera pelo súbito aparecimento de tempo quente e seco. Com o objectivo de alargar o período de plantação e/ou de fazer face às inconstâncias meteorológicas durante a época da plantação, têm vindo a ser estudadas técnicas auxiliares na instalação de povoamentos, entre as quais a rega, a aplicação de gel e o uso de protectores individuais.

Os produtos designados como gel ou hidrogel são polímeros retentores de água que têm como objectivo manter o armazenamento da água no solo por mais tempo, tornando-a disponível para as plantas durante a primeira fase do seu crescimento. Os polímeros de ligação cruzada são

característicos por absorverem água e nutrientes solúveis, contrariamente aos polímeros de cadeia linear que se dissolvem na água. Em Portugal são escassas ainda as experiências de adição de gel nas plantações. O processo consiste no essencial em mergulhar as raízes, ou o torrão da planta, numa solução de gel no momento da plantação. Algumas experiências de utilização isoladas não revelaram sucesso. As empresas de celulose (grupo Portucel-Soporcel/Raiz e grupo Altri) têm ensaiado a sua aplicação não sendo ainda conhecidos os seus resultados. No Brasil diversas empresas de celulose, (International Paper e Votorantin Celulose e Papel) adoptaram a aplicação do gel em larga escala associada à rega das plantações, sendo o seu objectivo principal a redução do número de regas (Silva, 2007). Apesar de ainda não existirem resultados conhecidos da sua experimentação em Portugal, é de assinalar o acréscimo de custos quer pela sua aplicação quer pela rega.

A utilização de tubos protectores nas plantas no momento da sua instalação foi uma técnica que teve uma grande expansão na década de 90. Por um lado procurava-se defender a planta da acção dos herbívoros, assunto que é tratado noutro capítulo (Capítulo XII) e desenvolveram-se diversos tubos adequados a essa função. Por outro lado admitiu-se e difundiu-se que podiam induzir um melhor e maior crescimento das plantas pelo que se desenvolveram tubos compactos. As experiências revelaram-se em geral desencorajadoras. Em zonas húmidas criava-se um ambiente propício à proliferação de moluscos (caracóis, lesmas) que se alimentavam das folhas e destruíam as plantas. Em climas mais secos, gerava-se no seu interior um microclima extremo no Verão, em ambientes mediterrânicos, alcançando-se temperaturas superiores a 50° C e valores de humidade relativa inferiores a 20% (Peñuelas, 2001). Posteriormente desenvolveu-se um sistema de perfuração nos tubos tendo em vista provocar alguma ventilação, mas os efeitos nefastos mantiveram-se gerando um movimento de ar por convecção que dessecava as folhas. Por essa razão, nas diversas experiências em Portugal e na maior parte das espécies verificou-se uma maior mortalidade nas plantas protegidas com tubos, facto que também é referido por Peñuelas (2001) em Espanha. Na espécie *Quercus ilex* verificou-se uma maior sobrevivência nas plantas protegidas com os referidos tubos (ver também Nicolás et al., 1997). No entanto constatou-se um estiolamento das plantas, com caules

demasiado finos no interior dos tubos. Quando emergiam fora dos tubos as plantas ficavam com um desenvolvimento prostrado. No momento em que os tubos eram retirados ou se deterioravam pela acção do tempo, as plantas tombavam pela acção do mais leve vento. Peñuelas (2001) refere os estudos realizados pelo Centro Nacional de Mejora Forestal “El Ser ranillo” que também concluíram que o desenvolvimento das plantas em tubos produz distorções no padrão de crescimento, alterando e desequilibrando as relações morfológicas e de massa entre a parte aérea e radicular. Vários autores coincidem na confirmação da existência de condições menos favoráveis dentro dos tubos do ponto de vista da micro-meteorologia dado verificar-se durante o Verão uma maior temperatura e uma menor humidade relativa (Nicolás et al., 1997; Oñoro et al., 2001). Por estes motivos o entusiasmo inicial sobre a aplicação desta técnica foi diminuindo. Em todo o caso existem resultados contraditórios sendo de referir o trabalho de Pausas et al. (2004) que refere um aumento da sobrevivência de bolotas pré-germinadas de *Quercus ilex* na região espanhola de Valência e um aumento do crescimento. Por outro lado existe algum consenso quanto ao papel que este tipo de estruturas podem desempenhar na protecção contra os animais. Em particular os tubos protectores em rede mantiveram a sua aplicabilidade, neste caso não para o crescimento da planta, mas para protecção contra a acção dos herbívoros.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVES A. M., 1982 — Técnicas de Produção Florestal. Instituto Nacional de Investigação Científica, Lisboa.

ARGILLIER, C., FALCONNET, G., GREUZ, J., 1991 — Production de plants forestiers. Guide technique du forestier méditerranéen français. CEMAGREF, Aix-en-Provence.

BARROS, M. C., SOUSA, E. (EDS.), 2006 — Boas práticas de gestão em sobeirão e azinheira. Direcção-Geral dos Recursos Florestais, Lisboa.

BURKHART, B., 2008 — Relocating sensitive mediterranean climate shrub species. Ecological restoration 26, 128-135.

CARNEIRO, M., PIMENTEL, F., FABIÃO, A., FABIÃO, A., 2007 — Produção de plantas de espécies lenhosas ribeirinhas por via seminal: técnicas e resultados. Silva Lusitana 15, 13-23.

CORKIDI, L., MIKE, E., JEFF, B., 2008 — An introduction to propagation of arbuscular mycorrhizal fungi in pot cultures for inoculation of native plant nursery stock. Native Plants Journal 9, 29-38.

CORREIA, A. V., OLIVEIRA, A. C., 2003 — Principais espécies florestais com interesse para Portugal. Zonas de influência atlântica. Estudos e Informação nº 322, Direcção-Geral das Florestas, Lisboa.

CORREIA, A. V., OLIVEIRA, A. C., 2002 — Principais espécies florestais com interesse para Portugal. Zonas de influência mediterrânica (2ª ed.), Estudos e Informação, nº 318. Direcção-Geral das Florestas, Lisboa.

D. G. F., 2003 — Comercialização de materiais florestais de reprodução. Decreto-Lei nº 205/2003. Direcção-Geral das Florestas, Lisboa.

DOMINGUEZ, S., 1997 — La importancia del en vase en la producción de plantas forestales. Quercus 134, 34-37.

DOMINGUEZ, S., HERRERO, N., CARRASCO, I., OCAÑA, B., PEÑUELAS, J. L., 1997 — Ensayo de diferentes tipos de contenedores para Quercus ilex, Pinus halepensis, Pinus pinaster y Pinus pinea: resultados de vivero. In: Actas del II Congreso Forestal Español. Mesa 3. Pamplona, pp 189-194.

FENNER, M., THOMPSON, K., 2005 — The ecology of seeds. Cambridge University Press, Cambridge.

FORESTRY COMMISSION, 1991 — Forestry practice, Handbook 6. HMSO Publ., London.

GOMES, F., GONÇALVES, J., RODRIGUES, D., PÁSCOA, F., 2005 — Dossier técnico, mecanização, operações florestais. Vida Rural Dez 2005/Jan 2006 33-35.

HARTMAN, H. T., KESTER, D. E., DAVIES, J. F. T., GENEVE, R. L., 1997 — Plant propagation: principles and practices, 6th ed. Prentice-Hall, Inc., New Jersey.

LANDIS, T. D., STEINFELD, D. E., DUMROESE, R. K., 2010 — Native plant containers for restoration projects. Native Plants Journal 11, 341-348.

LANDIS, T. D., TINUS, R. W., MCDONALD, D. E., BARNETT, J. P., 1989 — Seedling Nutrition and irrigation. In: The Container Tree Nursery Manual. Agric. Handbook, 674, USDA, Forest Service, Washington D.C.

LANDIS, T. D., TINUS, R. W., MCDONALD, D. E., BARNETT, J. P., 1990 — Containers and growing media. In: The Container Tree Nursery Manual, Vol.2, Agric. Handbook, 674, USDA, Forest Service, Washington D.C.

LEMAIRE, F., DARTIGUES, A., RIVIERE, L. M., CHARPENTIER, S., 1989 — Cultures en pots et conteneurs. INRA, Paris e PHM Revue Horticole, Limoges.

LINDSTRÖM, A., RUNE, G., 1999 — Root deformation in plantations of container-grown Scots pine trees: effects on root growth, tree stability and stem straightness. Plant and Soil 217, 31-39.

LOURO, G., MARQUES, H., SALINAS, F., 2002 — Elementos de apoio à elaboração de projectos florestais (2ª ed), Estudos e Informação, nº 321. Direcção-Geral das Florestas, Lisboa.

LOURO, V., PORTUGAL, A., TEIXEIRA, C., ANASTÁCIO, D., RIBEIRO, D., SALINAS, F., LOURO, G., MARQUES, H., GARDETE, J., 2003 — Principios de boas práticas florestais. Direcção-Geral das Florestas, Lisboa.

MENZIES, M. I., HOLDEN, D. G., KLOMP, B. K., 2001 — Recent trends in nursery practice in New Zealand. New Forest 22, 3-17.

MORRIS, L. A., MILLER, R. E., 1994 — Evidence for long-term productivity change as provided by field trials. In: Dyck, W.J., Cole, D.W., Comerford, N.B. (Eds.), Impacts of forest harvesting on long-term site productivity, Chapman & Hall, pp. 41-80.

NICOLÁS, J., DOMÍNGUEZ, S., HERRERO, N., VILLAR, P., 1997 — Plantación y siembra de *Quercus ilex* L.: efectos de la preparación del terreno y de la utilización de protectores en la supervivencia de plantas. In: Actas del II Congreso Forestal Español, Pamplona, pp. 449-454.

NILSSON, L. O., HUTTL, R. F., JOHANSSON, U. T., JOCHHEIM, H., 1995 — Nutrient uptake and cycling in forest ecosystems - present status and future research directions. In: Nilsson, L.O., Huttel, R.F., Johansson, U.T. (Eds.), Nutrient uptake and cycling in forest ecosystems. Kluwer Academic Publishers, pp. 5-13.

OLIET, J. A., PLANELLES, R., LÓPEZ, M., ARTERO, E., 1997 — Efecto de la fertilización en vivero sobre la supervivencia en plantación de *Pinus halepensis*. Cuadernos de la SECF 4, 69-79.

OLIET, J. A., PLANELLES, R., ARTERO, E., JACOBS, D., 2005 — Nursery Fertilization and tree shelters affect long-term field response of *Acacia salicina* Lindl planted in Mediterranean semiarid conditions. Forest Ecology and Management 215, 339-351.

OÑORO, F., VILLAR-SALVADOR, P., DOMINGUEZ LERENA, S., NICOLÁS, J., PENUELAS, J. L., 2001 — Influencia de la siembra y plantación con dos tipos de tubos protectores en el desarrollo de una repoblación de *Quercus faginea* Lam. In: Actas del III Congreso Forestal Español, Granada, pp. 137-142.

PAUSAS, J., BLADÉ, C., VALDECANTOS, A., SEVA, J., FUENTES, D., ALLOZA, J., VI-LAGROSA, A., BAUTISTA, S., CORTINA, J., VALLEJO, R., 2004 — Pines and oaks in the restoration of Mediterranean landscapes of Spain: New perspectives for an old practice — a review. Plant Ecology 171, 209-220.

PEÑUELAS, J. L., 2001 — El Centro Nacional de Mejora Forestal “El Serranillo”: Diez años buscando la calidad de la planta forestal para las actuaciones en ámbito mediterráneo. In: Actas del III Congreso Forestal Español, Granada.

PEÑUELAS, J. L., OCAÑA L., 1996 — Cultivo de plantas for estales en contenedor. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.

RADICH, M., ALVES, A. M., 2000 — Dois séculos da floresta em Portugal. CELPA-Asociação da Indústria Papeleira, Lisboa.

RIBEIRO D., RIBEIRO H., LOURO V., 2001 — Produção em Viveiros Florestais. DGDR – Direcção-Geral de Desenvolvimento Rural, Lisboa.

RIBEIRO, D., BAIÃO, M., TEIXEIRA, A., 1999 — Sementes e Plantas Florestais, importância da sua qualidade. DGF, Lisboa.

SANTOS, C. B., LONGHI, S. J., HOPPE, J. M., MOSCOVICH, F. A., 2000 — Efeito do volume de tubetes e tipos de subst ratos na qualidade de mudas de *Cryptomeria japonica* (L.F.) D. Don. *Ciência Florestal* 10, 1-15.

SANTOS, J. Q., 1991 — Fertilização – fundamentos da utilização dos adubos e correctivos. Publicações Europa-América, Lisboa.

SERRADA, R., 1993 — Apuntes de repoblaciones forestales. Fundación Conde del Valle de Salazar. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes. Madrid.

SILVA, R., 2007 — Empresas adotam sistema de plantio com gel que aumenta a sobrevivência das mudas de eucalipto. In: IPEF Notícias nº 187, Julho/Agosto de 2007.

SIMÓN E., RIPOLL M. A., BOCIO I., NAVARRO F. B., JIMÉNEZ M. N., GALLEGO E., 2004 — Preparación del suelo en repoblaciones de zonas semiáridas. In: Vallejo V.R., Alloza J.A. (Eds.), *Avances en el estudio de La Gestión del Monte Mediterráneo*, pp. 161-194.

TAMM, C. O., 1995 — Towards an understanding of the relations between tree nutrition, nutrient cycling and environment. In: Nilsson, L.O., Huttel, R.F., Johansson, U.T. (Eds.), *Nutrient uptake and cycling in forest ecosystems*. Kluwer Academic Publishers, pp. 21-27.

VALLEJO R., CORTINA J., VILAGROSA A., SEVA J. P. ALLOZA J. A., 2003 — Problemas y perspectivas de la utilización de leñosas autóctonas en la restauración forestal. In: Rey, J., Nicolau, J. (Eds.), *Restauración de ecosistemas mediterráneos*. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Alcalá, Alcalá, pp. 11-42.

VANDER MIJNSBRUGGE, K., BISCHOFF, A., SMITH, B., 2010 — A question of origin: Where and how to collect seed for ecological restoration *Basic and Applied Ecology*. 11, 300-311.

VIEIRA, J. N., 2007 — Floresta Portuguesa - Imagens de tempos idos. Público/Fundação Luso-Americana para o Desenvolvimento/Liga para a Protecção da Natureza, Lisboa.

VILLAR-SALVADOR P., PLANELLES, R., ENRÍQUEZ, E., PEÑUELAS, J. L., 2004 — Nursery cultivation regimes, plant functional attributes, and field performance relationships in the Mediterranean oak *Quercus ilex* L. *Forest Ecology Management* 196, 257-266.

VILLAR-SALVADOR P., PUÉRTOLAS, J., PEÑUELAS, J. L., 2008 — Assessing morphological and physiological plant quality for mediterranean woodland restoration projects. Cap. 7. CEAM, València.

VILLAR-SALVADOR, P., 2003 — Importancia de la calidad de planta en los proyectos de revegetación. In: Rey, J., Nicolau, J., (Eds.), Restauración de ecosistemas mediterráneos. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Alcalá, Alcalá, pp. 65-86.

PÁGINAS DA INTERNET

www.americansoiltech.com/faq/index.asp (consultado em 15 de Outubro de 2010)

GESTÃO PÓS-FOGO: O QUE FAZER A SEGUIR AOS INCÊNDIOS

XII. GESTÃO DA VEGETAÇÃO PÓS-FOGO

FILIPE X. CATRY
MIGUEL BUGALHO
JOAQUIM SANDE SILVA
PAULO FERNANDES

- 1. Introdução**
- 2. Aproveitamento da regeneração natural**
 - 2.1. Vantagens e desvantagens da regeneração natural
 - 2.2. Condução da regeneração natural
 - 2.3. Minimização de factores adicionais de stress
- 3. A herbivoria como factor limitante na recuperação de áreas ardidas**
 - 3.1. Efeitos dos herbívoros nas comunidades vegetais
 - 3.2. Gestão das populações de herbívoros
 - 3.3. Protecção da vegetação contra os herbívoros
- 4. Gestão de espécies exóticas invasoras**

1. Introdução

A gestão da vegetação que surge naturalmente após um incêndio, seja ela de origem vegetativa ou seminal, é um factor muito importante a considerar na recuperação de uma área ardida. Também nos casos em que o repovoamento da área ardida se ja feito através de plantação ou sementeira, é normalmente fundamental proceder a uma gestão adequada da vegetação de forma a garantir o seu sucesso de acordo com os objectivos estabelecidos.

No Capítulo III abordaram-se diversas características adaptativas que permitem às plantas persistir após um incêndio. Características tais como a presença de uma casca grossa ou folhagem resistente permitem que as plantas sobrevivam a fogos de intensidade reduzida ou moderada, enquanto que características como a germinação estimulada pelo fogo, a presença de pinhas serôdias ou de gomos subterrâneos, permitem que as plantas persistam mesmo após fogos de intensidade elevada (e.g. Brown, 2000). A intensidade e a severidade do fogo têm uma grande influência na composição e estrutura da comunidade vegetal que surgirá inicialmente após o fogo. Porém, e embora fogos muito severos criem oportunidades para o estabelecimento de novas espécies de plantas, em geral nas áreas ardidas a vegetação natural tende a retornar à composição florística pré-incêndio (e.g. Bond and van Wilgen, 1996).

Neste capítulo abordam-se vários aspectos relacionados com a gestão da vegetação após um incêndio. Dependendo das características do local a recuperar e dos objectivos estabelecidos, poderá ser necessária uma gestão mais ou menos activa da área ardida. Existem ainda diversos factores, tais como as práticas silvícolas utilizadas, o perigo de incêndio, a presença de herbívoros, ou a presença de espécies vegetais invasoras, que podem interferir seriamente com os esforços para restabelecimento da vegetação após um incêndio. Qualquer acção de gestão bem-intencionada pode falhar por completo se aqueles factores não forem antecipados e geridos correctamente (e.g. Brown, 2000).

2. Aproveitamento da regeneração natural

A recuperação da vegetação numa área ardida poderá ser feita através de diferentes métodos, nomeadamente a plantação e/ou sementeira, ou através do aproveitamento da regeneração natural (e mais raramente através de

técnicas mistas). O Capítulo XI abordou diversos aspectos relativos à plantação e sementeira, pelo que nesta secção será dado maior ênfase ao aproveitamento da regeneração natural de espécies arbóreas. Na bacia do Mediterrâneo a regeneração natural da floresta após um incêndio ocorre predominantemente por via vegetativa no caso das espécies folhosas (rebentação de toija, de raiz ou a partir da copa), e por via seminal no caso das coníferas (e.g. Silva e Páscoa, 2002; Catry et al., 2007a). No caso das espécies arbustivas e herbáceas ambas as formas de regeneração são frequentes.

2.1. Vantagens e desvantagens da regeneração natural

Em Portugal é frequente a ideia de que a recuperação de áreas florestais ardidas deve ser feita através de plantações ou sementeiras, sendo estas opções frequentemente preferidas independentemente de ser ou não possível o aproveitamento da regeneração natural. Na verdade não existe uma tradição em Portugal de aproveitamento da regeneração natural, nem mesmo ao nível dos serviços técnicos do Estado. Basta para tal atentar no pouco relevo que tem sido dado a este assunto em muita da literatura técnica de base produzida no nosso país (e.g. Alves, 1982; Louro et al., 2003). Ressalve-se porém o trabalho de condução da regeneração natural de pinhal bravo efectuado no passado pelos serviços florestais, e que Silva (1988) descreve com detalhe.

Para um aproveitamento efectivo e viável da regeneração natural é evidentemente necessário que ela esteja presente, em densidade suficiente e com as espécies desejadas, na área a recuperar. Uma vistoria da área ardida nos primeiros meses após o incêndio permitirá avaliar a executabilidade desta opção. No caso de áreas que antes do incêndio eram ocupadas por povoamentos florestais de espécies folhosas, não existem normalmente limitações pois a grande maioria dos indivíduos tenderá a regenerar por via vegetativa (e.g. Catry et al., 2010). Porém existem excepções e essa regeneração nem sempre é garantida (por exemplo em povoamentos de sobreiro recentemente descortçados onde a mortalidade poderá ser elevada). Já a maior parte das coníferas (resinosas) regeneram apenas por semente, sendo necessário um número suficiente de árvores produtoras de semente na área ardida ou nas suas imediações. Em pinhais jovens (com idade inferior a 15-20 anos) a regeneração natural poderá ser reduzida ou inexistente, sendo eventualmente necessário rearborear

através de sementeira ou plantação. Essa necessidade poderá também existir no caso de se verificarem condições ambientais adversas que impeçam o regular estabelecimento das jovens plântulas.

Por outro lado, a potencial utilização da regeneração natural dependerá também dos objetivos de gestão (e.g. produção ou conservação). A plantação ou a sementeira poderão ser as únicas opções viáveis quando na recuperação da área ardida se pretende por exemplo introduzir espécies anteriormente ausentes ou presentes em baixas densidades (nesse caso deverá ter-se em atenção a legislação que limita a substituição de espécies florestais em áreas ardidas). Estas opções permitem geralmente um melhor controlo sobre a densidade, compasso, estrutura e composição dos futuros povoamentos, e permitem também a utilização de plantas e sementes seleccionadas ou melhoradas, o que nalguns casos poderá ser determinante na escolha da técnica a utilizar. No entanto, em muitos casos o aproveitamento da regeneração natural que surge após um incêndio pode ser uma opção bastante mais vantajosa, quer do ponto de vista económico, quer do ponto de vista ecológico e social (e.g. Vallejo et al., 2006; Catry et al., 2007a).

O investimento associado a uma nova plantação (ou sementeira) é, em geral, mais elevado do que o aproveitamento da regeneração natural (e.g. Vallejo et al., 2006). Entre as despesas de curto prazo normalmente associadas a uma plantação estão o custo da maquinaria e mão-de-obra para preparação do terreno (podendo incluir a mobilização do solo, o corte das árvores queimadas e o arranque de cepos), o custo das plantas e do adubo, da mão-de-obra necessária para o transporte das plantas e para a abertura da cova de plantação, bem como as retanchas necessárias para substituição das plantas que morrem durante os primeiros anos. Considerando que numa plantação é frequentemente necessário substituir entre 10% e 20% dos indivíduos durante os primeiros anos, esta operação pode ainda representar um acréscimo significativo dos custos totais associados à reflorestação de uma área ardida. No caso de uma sementeira as despesas associadas poderão ser inferiores às de uma plantação, dependendo das técnicas utilizadas. Em contraste, no caso de se optar pelo aproveitamento da regeneração natural, os custos serão nulos ou muito inferiores, pelo facto de não ser necessário proceder às diversas operações anteriormente mencionadas, à excepção de um eventual corte das árvores queimadas.

Entre as principais acções de gestão dos povoamentos a médio ou longo prazo, incluem-se os desbastes, as podas, e o controlo dos matos (ver secção 2.2). Estas acções são frequentemente necessárias independentemente da técnica utilizada (plantação, sementeira ou aproveitamento da regeneração natural), embora as podas possam ser mais exigentes no caso da regeneração vegetativa das espécies folhosas, devido à possível necessidade de seleccionar os múltiplos rebentos basais em cada indivíduo (operação normalmente designada como monda), ou no caso da regeneração seminal de coníferas (resinosas), devido à elevada densidade de plântulas que frequentemente surge após um incêndio.

Para além dos custos económicos, existem outros factores muito importantes a ter em consideração quando se equacionam as vantagens e desvantagens dos diferentes métodos na recuperação da vegetação de uma área ardida. Tendo em conta que na maior parte dos casos o principal objectivo após um incêndio é reestabelecer o mais depressa possível o coberto vegetal existente antes do fogo, uma das principais vantagens do aproveitamento da regeneração natural é a maior rapidez do processo de recuperação da área ardida. Enquanto a plantação ou sementeira geralmente só se inicia vários meses ou anos após o incêndio, a regeneração natural, quer seja vegetativa ou seminal, inicia-se normalmente no espaço de poucas semanas. Por outro lado, no caso da regeneração vegetativa de espécies folhosas, a velocidade de crescimento dos indivíduos é normalmente muito superior à das plantas semeadas ou plantadas (e.g. Moreira et al., 2009). Este maior crescimento deve-se ao facto de os indivíduos possuírem um sistema radicular já bem desenvolvido e reservas energéticas acumuladas (e.g. Bond and van Wilgen, 1996), o que constitui também uma grande vantagem ao nível da sua capacidade de sobrevivência (ver Caixa 1). Deste modo, a regeneração natural assegura muito mais rapidamente a cobertura e protecção do solo contra a erosão, sem a necessidade de proceder a mobilizações, o que frequentemente se desaconselha em terrenos declivosos por potenciar os processos erosivos.

Outra possível desvantagem da plantação ou sementeira é o facto de frequentemente se utilizarem plantas e sementes provenientes de outras regiões e que poderão estar menos adaptadas às condições climáticas e edáficas do local a recuperar, e poderem ser também (tal como a terra dos contentores) um vector de disseminação de agentes patogénicos,

nomeadamente fungos. Uma desvantagem não menos importante tem a ver com o facto de a introdução de plantas de outras regiões induzir poluição genética que se poderá traduzir na diminuição ou mesmo extinção das raças locais. Estas potenciais desvantagens poderão ser eliminadas ou substancialmente reduzidas através da utilização de plantas, sementes e terra provenientes da região onde se pretende intervir.

CAIXA 1 REGENERAÇÃO NATURAL DE TOIÇA *VERSUS* PLANTAÇÃO: SOBREVIVÊNCIA E CRESCIMENTOS

Na sequência de um incêndio na Tapada Nacional de Mafra, foi monitorizada a sobrevivência e regeneração vegetativa de freixos (*Fraxinus angustifolia*) e carvalhos (*Quercus faginea*) cuja copa foi destruída pelo fogo. Paralelamente, os gestores da Tapada efectuaram plantações com estas espécies, o que constituiu uma oportunidade para comparar a eficácia destas duas formas de restauro pós-fogo (passivo e activo).

A sobrevivência das árvores plantadas, após quase dois anos, foi bastante razoável, mas inferior à das árvores queimadas pré-existentes, em particular no caso dos carvalhos (Figura 1). O dado mais significativo foi que entre as árvores sobreviventes, o crescimento em altura foi duas a cinco vezes superior na regeneração de toiça, relativamente ao crescimento das árvores plantadas (Figura 1). Estes resultados sugerem que, no caso de espécies arbóreas que regenerem após o fogo de forma vegetativa, a regeneração natural possibilita maiores taxas de sobrevivência e maiores crescimentos do que plantações. Mais detalhes sobre este trabalho podem ser consultados em Moreira et al. (2009).

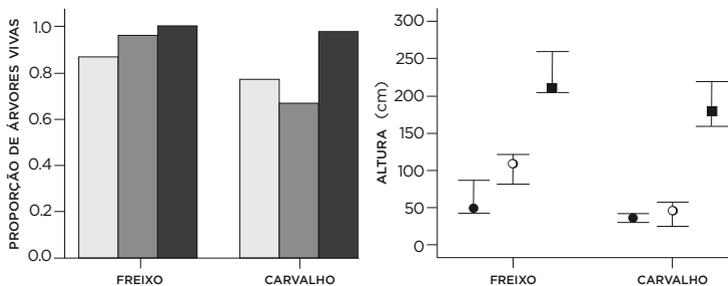


FIGURA 1

À ESQUERDA: Sobrevivência de árvores (freixo e carvalho-português) plantadas em 2003 e 2004 (barras brancas e cinzentas, respectivamente) versus o aproveitamento da regeneração natural (barras negras) para freixos e carvalhos, após 20-22 meses. À DIREITA: Altura mediana (e distância interquartis) dos freixos e carvalhos plantados em 2004 e 2005 (círculos negros e círculos brancos, respectivamente) versus a altura dos rebentos de toiça das árvores em regeneração (quadrados negros). (Gráficos adaptados de Moreira et al., 2009).

2.2. Condução da regeneração natural

A condução da regeneração natural de n uma área queimada de verá reger-se por um objectivo de base, que por sua vez deverá condicionar todas as operações a realizar. Esse objectivo consiste em favorecer o crescimento da regeneração no sentido de obter, o mais cedo possível, povoamentos de árvores adultas menos susceptíveis ao fogo. Árvores maiores têm em geral uma casca mais espessa e uma base das copas mais alta, o que faz aumentar a sobrevivência em povoamentos percorridos pelo fogo. Vários autores apontam o estado de maturação das florestas como um factor fundamental de resistência ao fogo. Em florestas mais maduras a incidência e severidade do fogo tendem a ser menores (Ordóñez et al., 2005; González et al., 2006; Román-Cuesta et al., 2009).

Para além deste objectivo geral, há no entanto o que definir o tipo de utilização florestal que se pretende para a área queimada. De entre as espécies com porte arbóreo que regeneram naturalmente, poderá existir um interesse exclusivo apenas n uma delas, com vista ao estabelecimento de um povoamento puro para produção de lenho, por exemplo. Um dos casos mais comuns é o aproveitamento da regeneração natural de pinheiro-bravo, que aparece frequentemente em grande profusão nas áreas ardidas anteriormente ocupadas por pinhal adulto. Neste caso particular é apontada uma outra estratégia que passa pela abertura do povoamento, acompanhada pela gestão do combustível de superfície, como forma de garantir uma maior resistência ao fogo e uma menor combustibilidade (Fernandes e Rigolot, 2007). Por vezes ter-se-á que aguardar algum tempo para decidir que espécie aproveitar, pois a observação da área queimada pouco tempo após o fogo poderá não dar indicações suficientes sobre as espécies que irão regenerar por semente nos anos seguintes. Há igualmente que ter em conta a velocidade de crescimento das diferentes espécies, o por te final que conseguirão atingir e o facto de a regeneração ser de origem seminal ou vegetativa. A regeneração vegetativa tem normalmente uma taxa inicial de crescimento muito superior (Moreira et al., 2009). A partir do momento em que se define a espécie ou espécies a privilegiar, deverá favorecer-se o crescimento da regeneração natural através de acções que passam pela selecção das plantas, pela intervenção em redor de cada planta e pela intervenção sobre as próprias plantas.

Seleção

A seleção de plantas é uma questão fundamental no aproveitamento da regeneração natural dado que as decisões iniciais irão influenciar todo o restante processo de recuperação da vegetação. Antes da seleção de indivíduos convém identificar as áreas a intervir. Esta questão é muito importante porque o investimento só deve ser efectuado se a densidade de plantas e o potencial de crescimento o justificar em. Este modo a densidade de plantas deve ser avaliada primeiro para determinar o potencial para a constituição de um povoamento florestal. Para tal poderão utilizar-se diferentes métodos. Para além da utilização de parcelas de amostragem, existem métodos mais expeditos com medição de distâncias, que permitem um maior rendimento do trabalho no campo. Silva e Rego (1998) utilizaram um método de amostragem à distância (distance sampling), inicialmente desenvolvido para a realização de censos de animais (Buckland, 2001), para a estimar a densidade de plântulas de espécies lenhosas em áreas queimadas. Este método pode ser utilizado para avaliar densidades de plântulas em situações de difícil detecção, com um coberto arbustivo já estabelecido, alguns anos após o fogo. Existem ainda outros métodos baseados na medição de distâncias que poderão ser vantajosamente utilizados, pois dispensam a delimitação de parcelas no campo e posterior contagem integral dos indivíduos (Cottam e Curtis, 1956; Zhu e Zhang, 2009).

A escolha das áreas onde intervir deve também considerar o potencial de crescimento da regeneração natural. Esse potencial é completamente diferente se a área seleccionada se situar junto a uma linha de água ou na cumeada de uma zona montanhosa. Devem ser privilegiadas situações de maior fertilidade e que consequentemente correspondam a maiores taxas de crescimento da vegetação, como sejam os vales e os sopés das encostas em geral. O aproveitamento da regeneração natural em linhas de água deverá ser uma prioridade, quer pelo motivo apontado, quer porque a reconstituição de galerias ripícolas de espécies folhosas com descontinuidade vertical poderá ser uma estratégia vantajosa para contrariar a propagação e diminuir a severidade do fogo (Fernandes et al., 2010). Existem no entanto situações de degradação da vegetação ripícola em que o restauro activo é a única abordagem capaz de garantir o sucesso da intervenção.

Após escolhida a área a intervir deverão ser seleccionadas as plantas dentro do leque de espécies a aproveitar. À partida deverão ser escolhidas as plantas de maior porte, e deverá conduzir-se o povoamento para uma estrutura regular o que aumenta descontinuidade vertical de combustíveis e reduz a combustibilidade (González et al., 2006). As plantas escolhidas deverão idealmente ser sinalizadas. Trata-se de uma prática com uma justificação acrescida sempre que se opte por controlar a vegetação arbustiva concorrente. No entanto existem frequentemente dificuldades físicas concretas em aceder às plantas. Na verdade a vegetação arbustiva poderá ser de tal forma impenetrável (presença de plantas espinhosas por exemplo) que poderá impedir o acesso dos operadores encarregados de fazer essa marcação em toda a área a tratar.

Intervenção em redor das plantas seleccionadas

Uma das maiores preocupações é diminuir a combustibilidade da formação vegetal de modo a que o fogo não venha a destruir a regeneração natural e dessa forma a comprometer os objectivos em vista. Simultaneamente conseguem-se libertar as plantas da concorrência pela luz, água e nutrientes, se bem que as evidências sobre os reais benefícios a este respeito sejam contraditórias (Vilà e Sardans, 1999; Gómez-Aparicio et al., 2004). Em todo o caso trata-se sempre de uma intervenção onerosa e difícil de pôr em prática tendo em conta as condicionantes mais comuns neste tipo de situações. A intervenção mecanizada pode ser difícil dada a irregularidade da distribuição das plantas no terreno, pelo que em muitos casos apenas são possíveis intervenções com o uso de motorçadora, mais onerosas mas também mais selectivas. No caso de uma grande abundância de regeneração como acontece frequentemente em pinhais queimados, é aconselhável a remoção mecânica de linhas contínuas de plantas intercaladas com linhas mais estreitas sem intervenção ou com intervenção moto-manual (Louro et al., 2002). Os elevados custos destas operações levaram Fernandes et al. (2005) a examinar a viabilidade do fogo controlado como técnica alternativa de limpeza e desbaste da regeneração natural de pinheiro bravo, com excelentes resultados (Caixa 2).



CAIXA 2

EFEITO DE UM DESBASTE TÉRMICO EM REGENERAÇÃO NATURAL DE PINHAL BRAVO

Um pinhal bravo na serra do Alvão com 14 anos de idade e estrutura irregular foi sujeito a fogo controlado. Quatro anos e meio depois, os pinheiros na zona tratada (D) distribuía-se normalmente pelas classes de diâmetro, enquanto na zona adjacente não intervencionada (T) 45% dos indivíduos apresentavam DAP inferior a 2,5 cm (Figura 2). O número de indivíduos por hectare e a altura dominante cifravam-se na zona D respectivamente em 2800 ha⁻¹ e 10.9 m, representando 58% e 108% dos valores observados em T. Note-se também o substancial aumento da área basal (44%) na classe de DAP dos 20 cm em D relativamente a T. Um incêndio percorreu o pinhal posteriormente, com um decréscimo para a metade da intensidade do fogo em D, onde não se registou qualquer mortalidade; pelo contrário, o dano foi generalizado em T, tendo as árvores sido cortadas (Figura 2).

Um desbaste térmico (através de fogo controlado) só será efectivo em formações com uma variação razoável de diâmetros e dimensões, caso contrário a grande maioria dos indivíduos sucumbirá ou sobreviverá. As vantagens do fogo controlado face a uma limpeza convencional são evidentes, nomeadamente a pouca precisão na selecção dos indivíduos a eliminar e na definição da densidade residual, e a quase ausência de controlo sobre o espaçamento das árvores. Informação adicional sobre este trabalho pode ser consultada em Fernandes et al. (2005).

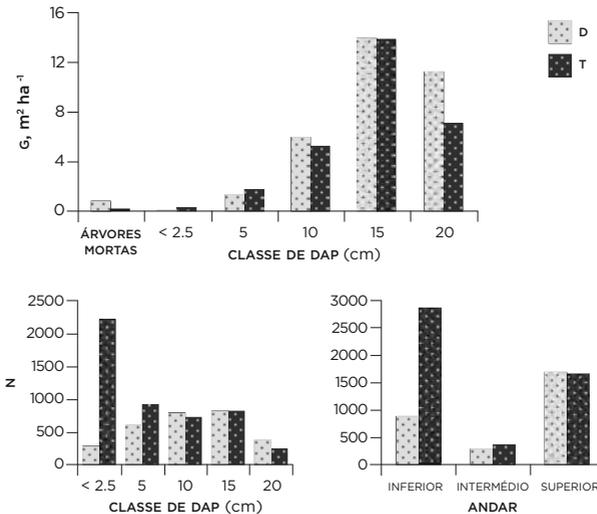


FIGURA 2

Repartição da densidade (G, N) por classe de DAP e da densidade (N) por andar arbóreo nas parcelas de desbaste (D) e testemunha (T).

Numa fase mais avançada de desenvolvimento haverá que ponderar a necessidade de efectuar desbastes, de modo a favorecer as plantas com melhor conformação e melhor potencial de crescimento, reduzir o potencial de fogo de copas e aumentar a resistência individual ao fogo. Em formações de menor combustibilidade poderá ser vantajosa a manutenção de um coberto denso (Colin et al., 2001; Fernandes, 2006; Silva et al., 2009), de modo a reduzir a velocidade do vento, aumentar a humidade e reduzir a luminosidade no interior do povoamento para dificultar o crescimento do sub-bosque. A manutenção destas condições consegue-se, como já referimos, em povoamentos mais maduros os quais têm sido associados a uma menor severidade do fogo com menores danos na vegetação arbórea dominante (Román-Cuesta et al., 2009; Fernandes et al., 2010). Estas condições são mais rapidamente atingidas quanto mais favoráveis forem as condições para o crescimento da regeneração natural e no nosso país correspondem sobretudo a exposições norte e oeste e à base das encostas, onde o teor de humidade do solo é maior durante o período óptimo de crescimento vegetativo.

Quanto aos critérios de regulação dos desbastes a aplicar, dependem da espécie em questão. Para o pinheiro-bravo existem tabelas para a regulação dos desbastes de acordo com as classes de qualidade da estação (Alves, 1982). Para outras espécies, nomeadamente as folhosas, a informação a este respeito é muito mais escassa e igualmente vocacionada para uma optimização do ponto de vista da produção de lenho (e.g. Oliveira et al., 2001; Carvalho, 2005) a qual não coincide forçosamente com os critérios relacionados com a prevenção de incêndios. O uso de simuladores do comportamento do fogo permite desenhar intervenções de desramação e desbaste que minimizam a probabilidade de fogo de copas em resinosas.

Intervenção sobre as plantas seleccionadas

Trata-se aqui de cumprir dois objectivos: por um lado melhorar a conformação da planta de modo a favorecer o seu crescimento em altura; por outro criar descontinuidades verticais de modo a diminuir os danos causados por um eventual fogo. A intervenção será obviamente diferente consoante se trate de plantas de regeneração vegetativa ou quando se trate de plantas provenientes de regeneração seminal. No primeiro caso, dependendo dos objectivos de gestão, poderá ser feita uma selecção dos

rebentos de toixa de modo a favorecer os mais vigorosos. Seguidamente deverão ser removidos os ramos dos andares inferiores de modo a atingir os objectivos atrás referidos.

No caso de plantas de regeneração seminal apenas se terá que intervir ao nível dos ramos dos andares inferiores através da realização de desramações. Se existirem dois lançamentos terminais a competirem pela dominância apical, de verás ser mantido apenas um deles de modo a acelerar o crescimento em altura. Este crescimento poderá ser ainda estimulado através da manutenção de densidades elevadas de vegetação, nomeadamente com indivíduos da mesma espécie. No entanto este tipo de medidas implicam a manutenção de uma continuidade horizontal nos combustíveis prolongando assim o período em que risco de fogo severo é elevado. A intervenção nas plantas poderá revestir-se de alguma complexidade técnica no caso de ser necessário conformar a copa, nomeadamente tendo em vista o aproveitamento económico da cortiça ou da produção de furo. Este tipo de intervenções tem a designação de podas de formação muito embora alguns autores utilizem a designação de forma abrangente, mesmo quando se trate de mera intervenção ao longo do fuste. Algumas normas técnicas a seguir quanto à execução de desramações e podas de formação podem ser encontradas em literatura técnica diversa produzida de forma mais genérica (Montoya, 1996; Louro et al., 2002; Louro et al., 2003) ou mais dirigida para as espécies de interesse florestal (Natividade, 1950; Montoya, 1988, 1993; Oliveira et al., 2000; Oliveira et al., 2001; Carvalho, 2005).

Os custos associados

Os custos associados à condução da regeneração natural poderão ser elevados. Há no entanto que ponderar a importância destes investimentos na medida em que poderão fazer a diferença entre a possibilidade de voltar a ter um coberto florestal ou o simples retornar ao início da sucção ecológica de vido à acção do fogo. Por exemplo, Fernandes et al. (2010) mostram como é vulnerável ao fogo a regeneração natural de carvalho negro (*Quercus pyrenaica*) e o interesse em acelerar a aquisição de resistência ao fogo e reduzir a combustibilidade das formações. Os custos associados às várias operações para aproveitamento da regeneração natural constam na Tabela 1 (preços propostos para 2008-

-2009 pela Comissão de Acompanhamento das Operações Florestais – CAOFE, www.anefa.pt/site/pdf/matrizes0809.zip). Para além das operações descritas na presente secção, incluíram-se por conveniência as operações especificamente associadas ao controlo de plantas e exóticas. O planeamento das operações a realizar no aproveitamento da regeneração natural poderá incluir todas ou apenas algumas das operações referidas.

TABELA 1
CUSTOS POR HECTARE REFERENTES A 2008/09 PROPOSTOS PELA COMISSÃO DE ACOMPANHAMENTO DAS OPERAÇÕES FLORESTAIS, RELATIVOS A OPERAÇÕES ASSOCIADAS AO APROVEITAMENTO DA REGENERAÇÃO NATURAL

TIPO DE OPERAÇÃO	MÍNIMO	MÁXIMO
Sinalização da regeneração natural	26.94	107.74
Controlo da vegetação espontânea total	359.48	1078.44
Controlo das plantas lenhosas invasoras (pincelagem)	61.61	323.22
Controlo das plantas lenhosas invasoras (corte)	269.61	539.22
Controlo de densidade excessiva	89.87	1078.44
Desramação *	0.39	1.50

* Custos por planta

2.3. Minimização de factores adicionais de stress

Após um incêndio as árvores sobreviventes encontram-se em geral mais debilitadas, sendo mais susceptíveis a factores adicionais de stress que podem conduzir à sua morte. Alguns desses factores, tais como a ocorrência de condições meteorológicas desfavoráveis, são imprevisíveis e não poderão ser controlados. Porém o stress adicional provocado por determinadas práticas silvícolas ou pela herbivoria podem ser minimizados ou evitados.

A poda e o descortçamento

As práticas silvícolas aqui mencionadas aplicam-se essencialmente a povoamentos florestais de folhosas e aos casos em que pelo menos parte da copa sobrevive ao fogo. As considerações apresentadas referem-se à gestão dos povoamentos de sobreiro por ser uma folhosa espécie particularmente representativa em Portugal, embora no caso das podas estas possam ser generalizáveis a outras espécies.

Após um incêndio, as árvores dispõem de reservas energéticas, principalmente na forma de amido, para restaurar os tecidos danificados (e.g. as folhas da copa) e para cicatrizar as feridas. Porém determinadas práticas silvícolas como a poda e o descortiçamento, quando realizadas nos anos imediatamente após o fogo, poderão criar novas exigências e originar situações de grande debilidade. Adicionalmente muitas pragas e doenças oportunistas aproveitam esta debilidade e as feridas abertas para progredir onde em circunstâncias normais não o poderiam fazer (Cardillo et al., 2007).

Uma das questões mais controversas em relação aos sobreiros afectados pelo fogo relaciona-se com o momento do primeiro descortiçamento após o incêndio. Para decidir qual o momento mais adequado para a extração da cortiça, devem considerar-se não só os aspectos económicos de curto prazo mas também, e principalmente, os aspectos silvícolas associados à manutenção do vigor e potencial produtivo das árvores no futuro, bem como das restantes funções associadas. Em geral, os factores determinantes para essa decisão de ver se a verdade do fogo, a idade da cortiça no momento do fogo, e o vigor das árvores (Cardillo et al., 2007).

Em Portugal não é permitido extrair cortiça com menos de nove anos de idade, salvo raras excepções sujeitas a autorização, entre as quais se incluiu recentemente o descortiçamento de sobreiros queimados após verificação da sua recuperação (DL nº 155/2004). Porém não existe na lei qualquer referência ao que se entende por recuperação dos sobreiros afectados, podendo assim a decisão ser bastante subjectiva. Apesar desta lacuna, uma publicação técnica recente (DGRF, 2006) recomenda que o descortiçamento só deve ser efectuado em árvores que tenham pelo menos 75% da copa revestida com folhagem, mas ainda assim poderão surgir dúvidas na aplicação desta recomendação. Em Espanha o IPR OCOR (Instituto del Corcho, la Madera y el Carbón Vegetal) é mais explícito e recomenda que se deve esperar até que a copa tenha recuperado cerca de 75% do volume existente antes do fogo, e que a cortiça tenha um calibre de pelo menos 2 a 3 cm de espessura. Quando a cortiça tem menos de 2 cm de espessura, as probabilidades de produzir feridas no entrecasco durante o descortiçamento aumentam significativamente (Amo e Chacón, 2003). Segundo estes autores, o descortiçamento deve fazer-se no início da época e de forma conservadora, reduzindo a altura de descortiçamento e deixando as árvores em que a cortiça não ceda facilmente. É também

possível reduzir os danos por corte do entrecasco se o descortiçamento for efectuado por trabalhadores experientes ou através da utilização de máquinas de descortiçamento automático. De facto, mesmo em condições normais (i.e. sem fogo), a extracção da cortiça constitui um factor de debilidade para as árvores, tornando-as mais susceptíveis aos agentes bióticos e abióticos (Natividade, 1950). Natividade (1950) refere ainda que a prática do descortiçamento constitui um forte estímulo para a produção suberosa, mas que este é obtido à custa da vitalidade da árvore e conduz ao seu envelhecimento prematuro.

Em Portugal não é permitido extrair cortiça nos dois anos após uma poda (nos sobrelheiros explorados em pau batido), não sendo também permitido efectuar podas nos dois anos após o descortiçamento (DL nº 169/2001). Em Espanha (Extremadura), este período de tempo de espera entre as duas operações é de três anos. A Lei estabelece assim um período mínimo de separação entre duas operações que reconhecidamente causam stress às árvores, para que estas possam recuperar (Cardillo et al., 2007). Tendo em conta que os incêndios causam frequentemente nas árvores uma desfoliação da copa e feridas tão ou mais severas do que as provocadas por uma poda, seria prudente definir objectivamente as condições a observar antes de proceder à extracção da cortiça ou, tal como acontece no caso das podas, estabelecer um período mínimo de intervalo entre o fogo e o descortiçamento seguinte.

Relativamente à realização de podas em árvores afectadas por incêndios a situação é semelhante, pelo que não é aconselhável proceder a este tipo de intervenções nos primeiros anos após o fogo. Num estudo realizado na Sardenha (Itália) sobre a recuperação pós-fogo de sobreiros em exploração (Barberies et al., 2003), registou-se uma percentagem de plantas inviáveis de 72% a 80% (árvores mais jovens e menos jovens, respectivamente) em sobreiros cuja copa foi podada alguns meses após o incêndio, enquanto em sobrelheiros não intervençionados (grupo de controlo) a percentagem de plantas inviáveis foi entre quatro e duas vezes inferior (cerca de 18% a 38%, respectivamente).

Outros factores

As mobilizações do solo após um incêndio deverão ser evitadas sempre que possível ou reduzidas ao mínimo, quer por que aumentam

frequentemente o risco de erosão, quer por que existe o perigo de aumentar ainda mais os danos nas plantas que resistiram ao fogo. Os potenciais danos directos provocados pela mobilização de solo sobre as plantas sobreviventes incluem tanto a destruição das raízes superficiais, como a destruição da regeneração de toça ou raiz que entretanto se começou a desenvolver. A regeneração de semente que muitas vezes surge após um incêndio também pode ser destruída por estas mobilizações.

A herbivoria pode ser um importante factor limitante da regeneração natural em áreas ardidas (e.g. Catry et al., 2007a). No caso de existirem densidades de animais incompatíveis com o sucesso da regeneração numa área ardida, poderá optar-se pela redução da carga animal, ou pela protecção de “áreas de regeneração” ou protecção individual das plantas. As questões relacionadas com a herbivoria são abordadas em mais detalhe na secção seguinte.

3. A herbivoria como factor limitante na recuperação de áreas ardidas

Os grandes herbívoros ruminantes, domésticos (e.g. cabras, ovelhas, vacas, cavalos), ou silvestres (e.g. veados, corços, gamos, muflões), podem ter um impacto muito significativo sobre a vegetação, nomeadamente em situações de pós-incêndio altura em que as plantas se encontram muito susceptíveis ao pastoreio. Se o pastoreio ocorrer demasiado cedo após o incêndio pode reduzir ou mesmo eliminar a vegetação que se pretende estabelecer (Brown, 2000). Embora existam inúmeras espécies de herbívoros mais pequenos que também podem afectar o desenvolvimento da vegetação (e.g. coelhos, ratos, insectos), nesta secção concentramo-nos apenas sobre os grandes herbívoros ruminantes, por serem aqueles que frequentemente têm um maior impacto na vegetação após um incêndio.

Quando existem populações abundantes de grandes herbívoros nas imediações das áreas ardidas, é normalmente necessário intervir, sob pena de comprometer todo o processo de recuperação da vegetação. A redução das cargas animais (i.e. densidade de animais num dado período de tempo) para níveis compatíveis com o desenvolvimento das espécies de plantas existentes, poderá constituir a solução ideal do ponto de vista da recuperação da vegetação durante os primeiros anos após o incêndio.

Porém isso pode não ser possível ou compatível com os objectivos de gestão da área em causa, sendo nesses casos necessário adoptar outras medidas, tais como a protecção das plantas.

3.1 Efeitos dos herbívoros nas comunidades vegetais

Os herbívoros podem alterar a composição florística, estrutura, produtividade e ciclo de nutrientes das comunidades vegetais (Huntly, 1991; Catry et al. 2007b). Estes efeitos manifestam-se sobretudo através da selecção alimentar que depende da disponibilidade de plantas existente em dado momento. Os grandes herbívoros preferem as folhas aos caules, as partes verdes das plantas relativamente às partes secas, e as espécies de porte alto relativamente a espécies de porte mais rasteiro. A selecção de determinadas espécies provoca a diminuição da frequência destas na comunidade vegetal (e.g. Bugalho et al., 2006). Caso as espécies seleccionadas preferencialmente sejam dominantes, então a sua diminuição na comunidade poderá induzir o aparecimento de espécies anteriormente dominadas e até aumentar a diversidade florística da comunidade. Por outro lado, o consumo das plantas pelos herbívoros vai também alterar a estrutura da comunidade (e.g. altura média e densidade de plantas) e consequentemente alterar o habitat de outras espécies, desde insectos a aves e mamíferos, podendo este efeito estender-se até ao topo da cadeia alimentar (Bugalho, 1994; Fuller, 2001).

Espécies de herbívoros diferentes têm comportamentos e estratégias alimentares (isto é o modo como seleccionam plantas) também diferentes (Hoffman, 1989; Bugalho, 1995). O conhecimento das estratégias alimentares dos herbívoros ocorrentes na área e o controlo da carga animal é pois essencial na gestão da vegetação pós-fogo e na recuperação de áreas ardidas. No grupo dos herbívoros ruminantes a principal divisão é entre espécies que têm dietas predominantemente de tipo lenhoso (e.g. corço, ou a cabra) e ruminantes que consomem sobretudo herbáceas (e.g. ovelhas). Existem ainda espécies, como o veado, cuja dieta dominante varia entre herbáceas e lenhosas em função da variação da disponibilidade sazonal. Na Bacia do Mediterrâneo a dieta do veado é constituída por proporções elevadas de lenhosas durante o verão, enquanto que na Primavera é predominantemente constituída por herbáceas (Bugalho e Milne, 2003).

Após o fogo as principais espécies vegetais a regenerar são inicialmente muito deficitárias em defesas físicas e químicas, sendo particularmente

susceptíveis ao pastoreio. Adicionalmente, o fogo provoca liberação de nutrientes (antes imobilizados na vegetação) que são devolvidos ao solo sob a forma de cinzas (e.g. potássio, fósforo, cálcio). As primeiras espécies vegetais a despontar, com disponibilidade de nutrientes elevada e competição reduzida, têm normalmente valores de digestibilidade elevados e são muito atractivas para os grandes herbívoros que as incluem preferencialmente na dieta (Hobbs, 2007; Figura 3). É por esta razão que a densidade de herbívoros aumenta frequentemente em áreas recentemente ardidadas (Figura 4).

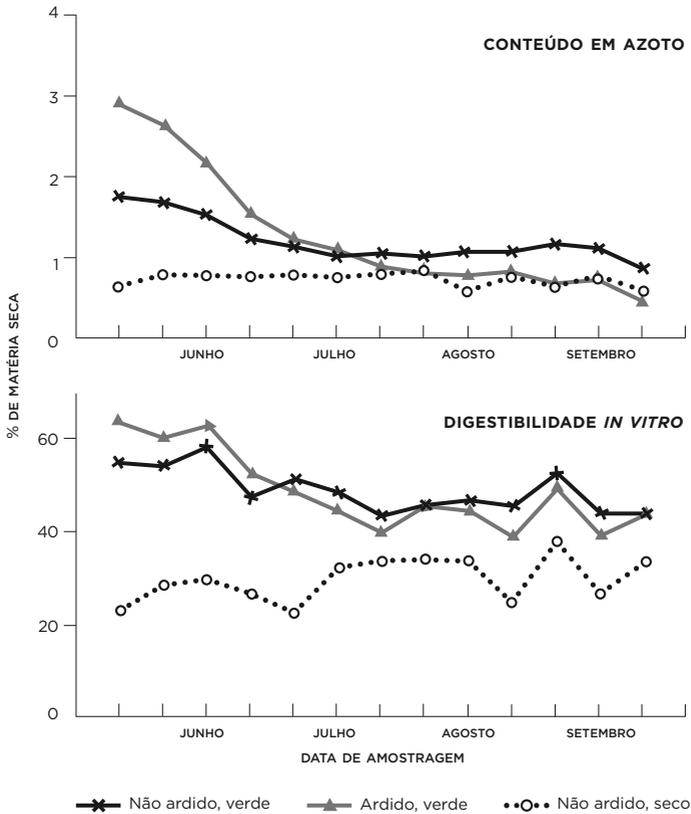


FIGURA 3

Valores de concentração média de azoto e digestibilidade *in vitro* de biomassa vegetal de pastagens com e sem fogo controlado. Adaptado de Hobbs et al. (1991).

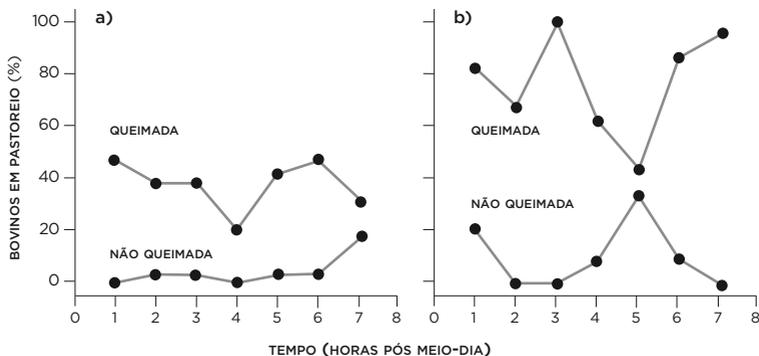


FIGURA 4

Percentagem média de animais em pastoreio em parcelas com e sem fogo controlado em a) 74 dias após o fogo e b) 83 dias após o fogo. Adaptado de Laterra et al., (2003).

A utilização intensiva de plantas perenes por parte de herbívoros domésticos ou silvestres, sobretudo durante a primeira estação de crescimento após o fogo, poderá causar danos graves às plantas. Por exemplo as espécies lenhosas mais consumidas diminuem ou podem mesmo desaparecer em zonas com cargas elevadas de cervídeos, em benefício de outras menos preferidas ou mais resistentes (Bonnet e Klein, 1966). Dependendo da comunidade de plantas em causa, da severidade do fogo e da intensidade do pastoreio, poderá ser necessário esperar entre um e mais de sete anos após o fogo para que a vegetação recupere suficientemente para poder ser novamente submetida a uma utilização pastoral (Brown, 2000).

Os efeitos, provocados pelos herbívoros, sobre a vegetação lenhosa são diversos. As actividades que têm maior impacto são aquelas que implicam consumo directo (integral ou não) das plantas e dos seus órgãos reprodutores ou propágulos. Os herbívoros podem ainda afectar indirectamente determinadas espécies ao alterarem o balanço competitivo entre espécies.

Os efeitos do consumo frequente de diferentes partes de plantas traduzem-se numa alteração da estrutura da vegetação. Em sistemas mediterrânicos, e em espécies como a azinheira, o sobreiro ou outros carvalhos, os efeitos vão desde o adaparramento das árvores mais baixas,

até à formação de uma linha de desramação na parte inferior da copa das árvores mais altas que marca o alcance dos herbívoros (Orueta et al., 1993). Relativamente ao consumo de rebentos, muitas espécies de plantas suportam bem um consumo ligeiro, mas as árvores reagem mal a um consumo repetido do rebento terminal, imprescindível ao seu crescimento em altura. Quando todos os rebentos são afectados, a árvore fica totalmente deformada e em certos casos acaba por secar e morrer (Bonnet e Klein, 1966). Hannan e Whelan (1989) referem que em plantações de coníferas se detectaram danos em 50% dos indivíduos, estando 15% das árvores afectadas no rebento terminal. Os prejuízos económicos que daí advêm podem, em certos casos, ser consideráveis. Bonnet e Klein (1966) referem que o consumo de plantas jovens ou rebentos de árvores é o principal estrago provocado pelos cervídeos na floresta.

No que se refere ao consumo massivo de sementes e plantas jovens, exceptuando as espécies que desenvolveram um sistema de disseminação endozoócora (através do sistema digestivo de certos animais), este pode traduzir-se numa acentuada redução ou mesmo na ausência de regeneração, com o consequente envelhecimento das comunidades vegetais (Catry, 1999; Orueta et al., 1993). Algumas das espécies mais afectadas no Mediterrâneo são as do género *Quercus*, sobretudo a azinheira devido à qualidade da sua bolota e pelo facto de existir frequentemente em zonas com cargas elevadas de herbívoros (Orueta et al., 1993).

3.2 Gestão das populações de herbívoros

Devido aos impactes que os herbívoros podem ter sobre a vegetação, é desejável que se faça uma gestão adequada das suas populações de modo a garantir um equilíbrio entre plantas e animais.

Indicadores de pastoreio excessivo

É importante avaliar se determinada área está ou não sujeita a pastoreio excessivo quer no pré-fogo quer no pós-fogo. Existem diversos indicadores que poderão auxiliar o gestor nessa avaliação. Como indicadores observáveis na vegetação, o excesso de utilização das espécies mais apetecíveis, ou o consumo crescente de espécies que se sabe ser em de valor nutritivo baixo ou até tóxicas (Garcia-Gonzalez e Cuartas, 1992) podem indicar uma situação de pastoreio excessivo. O excesso de pastoreio

sobre determinadas espécies lenhosas provoca o seu achaparramento, sendo este facilmente detectável no terreno (Orueta et al., 1993). Ao mesmo tempo a planta reage produzindo folhas de menor tamanho, aumentando a quantidade de espinhos, encurtando a distância entre nós e provavelmente aumentando a sua esclerofilia (Garcia-Gonzalez e Cuartas, 1992).

No caso dos animais, principalmente silvestres, a ocorrência em zonas sobre-pastoreadas reflecte-se na sua condição corporal. Existem indicadores anatómicos que permitem verificar se se encontram ou não em stress nutricional. As reservas de gordura, podem ser estimadas qualitativamente de modo visual, ou, no caso de cervídeos, a diminuição dos crescimentos anuais das armações ou a presença de malformações (Fandos, 1991) dão indicações sobre se os animais em determinada área se encontram ou não em stress nutricional e portanto em situação de pastoreio excessivo. No caso de herbívoros domésticos e silvestres existem ainda indicadores populacionais importantes. Por exemplo, o decréscimo da fertilidade e o incremento da mortalidade juvenil, o atraso no início da puberdade, ou as alterações provocadas na relação de idades da população (Fandos, 1991) podem dar indicações sobre o estado nutritivo da população em causa.

Controle das cargas animais

A gestão das populações de herbívoros domésticos é mais fácil do que a gestão das populações de herbívoros silvestres. Relativamente a espécies domésticas, poderão considerar-se técnicas como o pastoreio rotacional. Neste caso os animais pastam determinadas áreas durante períodos determinados enquanto em outras áreas a vegetação recupera. A duração destes períodos dependerá de factores tais como a rapidez de recuperação da vegetação ou a espécie animal em causa (e.g. superior para cabras do que para ovelhas). Embora possível, este é um método que muito dificilmente se aplica a populações de animais silvestres como o veado ou o gamo. Nestes casos a gestão das populações, e nomeadamente a redução da carga animal, é geralmente efectuada através da caça. Em áreas que não permitam o pastoreio rotacional ou a caça, deverá optar-se por outros métodos de protecção da vegetação.

3.3. Protecção da vegetação contra os herbívoros

Em áreas onde existam cargas animais elevadas que comprometam a recuperação da vegetação após o fogo, será necessário tomar medidas de protecção das plantas. Dependendo da área e dos objectivos de gestão, essa protecção poderá passar pela utilização de protectores individuais ou pela vedação de áreas de maior dimensão durante períodos temporais que permitam a regeneração e o re-estabelecimento da vegetação.

Protecção individual das árvores

A protecção individual das árvores é utilizada em diversos países, nos casos em que os animais têm acesso a zonas em regeneração ou a plantações. Existem vários tipos de protectores, com preços e eficiências de protecção variáveis. O método mais utilizado consiste em proteger cada árvore com um protector de rede metálica cilíndrico ou em forma de paralelepípedo. Para cumprir adequadamente o seu objectivo, a rede deve ser suficientemente forte e não elástica. Em áreas onde existam cervídeos, gado bovino ou equino, a rede deverá ter no mínimo 2 metros de altura, mas será preferível optar por rede mais alta (2.5 m), sobretudo se o terreno não for plano e se existirem veados na área a proteger (Figura 5). Para herbívoros de menor porte a altura pode ser reduzida (em função da altura que o animal consegue atingir).

Na Figura 6 apresenta-se um esquema de um tipo de protecção individual, contra cervídeos ou outros herbívoros de grande porte, que poderá ser utilizada para proteger a regeneração natural ou árvores plantadas. Este tipo de protecção permite, por um lado, poupar na quantidade de rede necessária e, por outro, permite retirar facilmente a rede para aumentar a altura da protecção, ou para proceder ao desbaste selectivo dos rebentos de toixa no caso da regeneração natural. Para cada protecção são necessários dois postes de madeira (com cerca de 2 m), rede de malha fina, e grampos metálicos. No momento da instalação das protecções deve colocar-se a rede rente ao solo, de forma a não deixar aberturas. Quando a árvore atingir a parte superior da protecção, deve subir-se a rede 50 cm acima do solo, permitindo que a planta cresça em altura com a parte superior fora do alcance dos herbívoros, e permitindo simultaneamente que a sua base fique parcialmente acessível aos animais, o que poderá beneficiar a árvore por reduzir a competição com a

vegetação arbustiva ou herbácea que cresce em se u redor. Para evitar a operação de ter de subir a rede ao fim de alguns anos, pode optar-se logo de início por uma rede com 2.5 m de altura.



FIGURA 5

A ESQUERDA E AO CENTRO: Protecções individuais contra cervídeos, feitas com rede metálica com 250 cm de altura (regeneração vegetativa de carvalho e de pilriteiro três anos após o incêndio); A DIREITA: regeneração vegetativa de carvalho, não protegida (três anos após o mesmo incêndio). (Fotos: Filipe X. Catry).

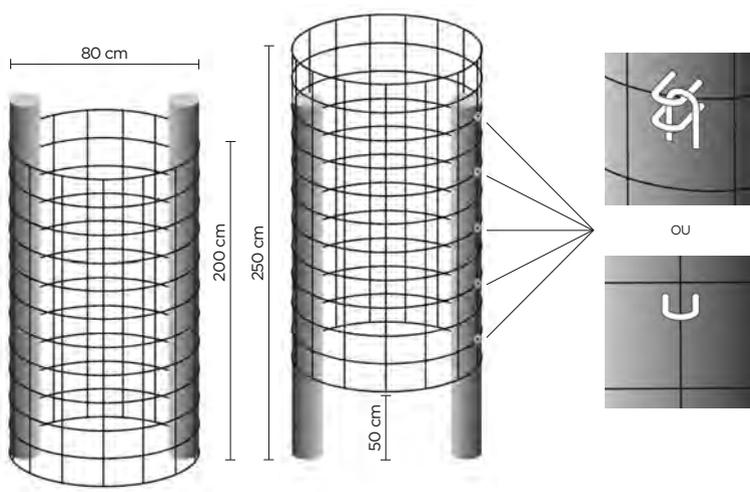


FIGURA 6

Sistema de protecção contra grandes herbívoros ajustável a dois níveis, com uma rede metálica com 200 cm de altura. (figura reproduzida de Catry et al. 2007a).

Outro método possível é a utilização de repelentes químicos. A protecção química consiste na aplicação de produtos repulsivos sobre os rebentos das jovens árvores, porém na maior parte dos casos a sua eficácia é de curta duração ou está ainda por comprovar.

Protecção de parcelas

Vedar totalmente uma parcela que se pretende regenerar, natural ou artificialmente, pode constituir uma boa solução para recuperar a floresta em áreas ardidas onde existam grandes herbívoros. Dependendo dos objectivos de gestão, da dimensão da área a proteger e da densidade de árvores no povoamento, esta opção poderá ser mais ou menos vantajosa. Em geral para áreas maiores e densidades de árvores elevadas, esta técnica tenderá a ser mais económica do que a protecção individual das plantas. Esta opção tem ainda a vantagem de permitir uma regeneração mais densa na área ardida, e uma melhor cobertura do solo, sendo a opção mais eficaz em termos de prevenção dos riscos de erosão após um incêndio.

Uma desvantagem deste método é que ao impedir o acesso dos animais a determinadas áreas, reduz-se a disponibilidade alimentar, aumentando simultaneamente a pressão que estes irão exercer sobre as áreas não protegidas. Outra possível desvantagem é que alguns anos após o fogo a vegetação na área se torne muito densa (dependendo da produtividade do local), aumentando o perigo de incêndio. Porém, se a área vedada não for muito extensa e se as áreas circundantes tiverem pouca acumulação de combustível, o perigo de incêndio é muito limitado, e estas áreas poderão representar uma mais valia importante, funcionando simultaneamente como locais de abrigo para diversas espécies. No caso de se optar por este tipo de protecção, pode também proceder-se a limpezas de matos e a desbastes (ao fim de alguns anos e em intervalos regulares) para reduzir a carga combustível e para favorecer as espécies mais interessantes. Estas operações de limpeza e desbaste podem ser bastante vantajosas ou mesmo necessárias, dependendo dos objectivos de gestão, mas constituem também um acréscimo do custo financeiro associado a este método. É ainda de referir que nas áreas onde existam grandes herbívoros silvestres, não se deverão vedar áreas contínuas de grande dimensão, uma vez que quanto maior for a área, mais difícil se torna retirar os animais que eventualmente tenham ficado no seu interior após a instalação da vedação.

Por outro lado, ao abrigo da vedação, a vegetação espontânea regenera rapidamente, constituindo um suplemento substancial de alimento nos anos que se seguem à abertura da parcela, devendo esta ocorrer o mais precocemente possível, desde que os rebentos terminais das árvores estejam fora do alcance dos herbívoros (Bonnet e Klein, 1966).

Uma vedação mecânica de rede é um bom método para proteger a vegetação dos grandes herbívoros. Para impedir o acesso de cervídeos como o veado, pode utilizar-se uma rede metálica que deverá ter entre 2.0 m e 2.5 m de altura (Bonnet e Klein, 1966). Geralmente a rede fica assente em postes colocados em cada 3 ou 4 m, podendo ser fixada solidamente por meio de grampos, ou através de um sistema desmontável, que permite retirar parte da vedação para e vacuar animais que ficaram fechados, retirar árvores e outros materiais, ou retirá-la definitivamente (Klein e Saint-Andrieux, 1989).

A proteção temporária através da colocação de uma vedação eléctrica é mais indicada para as espécies domésticas, sendo pouco adaptada ao meio florestal, onde a presença de vegetação torna difícil a sua utilização. Nos casos em que se opte por esta solução, é necessário utilizar pelo menos três fios (estendidos respectivamente a 40, 90 e 130 cm do solo) para impedir eficazmente a passagem dos cervídeos (Bonnet e Klein, 1966). A manutenção deste sistema em boas condições implica verificações frequentes e uma limpeza total da vegetação circundante. A sua eficácia pode ser aumentada através da colocação de bandeirolas coloridas, suficientemente visíveis. Tal como no caso anterior, as vedações deverão ser retiradas depois de atingidos os objectivos.

CAIXA 3 IMPACTE DOS CERVÍDEOS SOBRE A REGENERAÇÃO VEGETATIVA APÓS UM INCÊNDIO

Durante os primeiros anos após um incêndio que afectou grande parte da Tapada Nacional de Mafra, monitorizou-se anualmente o estado vegetativo de várias espécies de folhosas aí existentes. Devido à presença de uma população de cervídeos, constituída por gamos e veados (densidade de 0.4 animais/ha), parte das árvores na área ardida foram protegidas com protectores individuais de modo a permitir uma avaliação dos efeitos dos herbívoros sobre a mortalidade e crescimento da regeneração de toija.

Três anos após o fogo registou-se uma elevada sobrevivência, independentemente do consumo por parte dos herbívoros. Porém no caso do carrasco, do carvalho-português e do pilriteiro, registou-se uma maior mortalidade nas árvores que foram consumidas, apesar de só o carrasco apresentar diferenças significativas entre indivíduos protegidos e não protegidos (Figura 7). No caso do pilriteiro e do carrasco só no terceiro ano se começaram a observar árvores mortas, e a grande maioria os indivíduos que morreram (90%) não se encontravam protegidos. O consumo repetido das plantas por parte dos animais pode levar ao esgotamento das reservas acumuladas antes do fogo. Assim, se as plantas não conseguirem repor essas reservas, será de esperar um aumento da mortalidade com o passar do tempo.

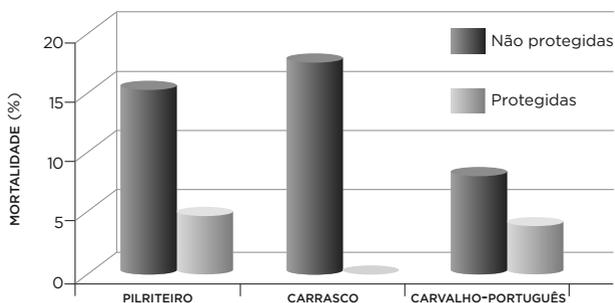
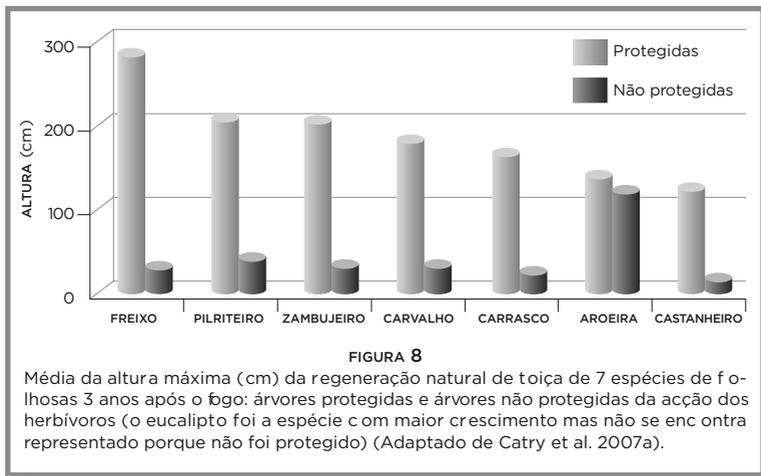


FIGURA 7

Mortalidade observada ao fim do terceiro ano após o incêndio em três espécies de folhosas: comparação entre árvores protegidas e não protegidas da acção dos herbívoros.

Relativamente ao crescimento da regeneração natural de toija, verificou-se que este foi muito afectado pelos cervídeos na maior parte das espécies estudadas (Figura 8). As únicas exceções foram a aroeira e o eucalipto que, devido às suas características (elevada concentração de taninos, óleos e baixa digestibilidade) são evitadas pelos herbívoros. Ao fim de três anos, os indivíduos não protegidos de todas as outras espécies apresentavam uma altura média inferior a 40 cm, evidenciando o impacto negativo que os herbívoros podem ter na recuperação da floresta após um incêndio. Informação adicional sobre este trabalho pode ser consultada em Catry et al. (2007a).



4. Gestão de espécies exóticas invasoras

Um dos maiores problemas da recuperação da vegetação num cenário pós-fogo é o aparecimento de espécies exóticas com carácter invasor. Trata-se de um problema com uma importância particular na gestão das áreas ardidas, na medida em que a expansão de muitas espécies invasoras é facilitada ou estimulada pela ocorrência de perturbações como o fogo. Por sua vez a expansão destas espécies pode alterar de forma significativa o regime de fogo (Brooks et al., 2004). Cria-se desta forma um ciclo de fogo associado às espécies invasoras em que a sua expansão está associada a uma elevada combustibilidade e em que a ocorrência de fogo facilita a sua expansão. Neste tipo de condições e mesmo nas áreas não queimadas as espécies nativas têm frequentemente muito poucas oportunidades para se voltarem a estabelecer e o restauro ecológico destas áreas poderá ser particularmente difícil (Brooks et al., 2004).

Muito embora não seja um problema generalizável a todo o território português, a ocorrência de espécies exóticas invasoras assume frequentemente características de grande gravidade dadas as consequências negativas no funcionamento dos ecossistemas, na perda de biodiversidade, nas alterações da paisagem e no aumento do risco de incêndio (Marchante e Marchante, 2007). Essa gravidade decorre ainda da grande dificuldade

técnica e dos grandes custos financeiros associados às operações de controlo das espécies invasoras. Tais constrangimentos assumem em algumas situações quase um carácter de irreversibilidade em termos práticos, tal a extrema dificuldade de erradicação de algumas espécies. De acordo com Marchante e Marchante (2007) as acções de controlo deverão necessariamente passar por três fases: um controlo inicial com carácter massivo, um controlo de seguimento para complementar o tratamento inicial e um controlo de manutenção para eliminar possíveis focos esporádicos da espécie invasora. O reconhecimento da importância e da complexidade técnica do problema apenas recentemente têm merecido o devido relevo, dado que até há relativamente poucos anos a questão se encontrava ausente dos manuais técnicos de boas práticas editados pelos serviços florestais do Estado (e.g. Louro et al., 2002; Silva e Páscoa, 2002; Louro et al., 2003). Aparentemente o agravamento do problema dos incêndios durante a última década contribuiu para chamar a atenção relativamente à questão das invasoras lenhosas na gestão das áreas queimadas (Conselho Nacional de Reflorestação, 2005).

A invasão pós-fogo por espécies exóticas é sobretudo mais grave na faixa Centro e Norte litoral, se nos restringirmos apenas às espécies lenhosas. No entanto as situações são muito diversas e estão bastante relacionadas com o historial de introduções deliberadas no local ou nas imediações, de plantas ou propágulos destas espécies. Em 2006 encontravam-se listadas para Portugal 564 taxa de plantas vasculares exóticas naturalizadas, estando esta listagem em constante evolução (Almeida e Freitas, 2006). De entre estas espécies, são sobretudo preocupantes as espécies lenhosas, dado terem maior capacidade para dominar os ecossistemas onde se desenvolvem. O efeito sobre as espécies nativas pode ir muito para além da competição directa pela luz, água e nutrientes. Alguns destes efeitos no funcionamento dos ecossistemas poderão ser pouco evidentes, como a ruptura de associações mutualistas presentes nas raízes das espécies nativas (Stinson et al., 2006) ou o efeito depressivo na restante vegetação causado por substâncias alelopáticas (Carballeira e Reigosa, 1999). De entre as espécies presentes no nosso país de vemos salientar pela sua importância em Portugal Continental os géneros *Acacia*, *Hakea*, *Ailanthus* e *Eucalyptus*. Estes quatro géneros de plantas com porte arbóreo ou arbustivo têm características muito diversas em

termos da capacidade de disseminação de sementes e de germinação em situações pós-fogo. Por outro lado a utilização que tem sido feita destas plantas é muito diversa, dando origem a problemas específicos dada a sua diferente expansão no país. A este respeito a *Eucalyptus globulus*, vulgarmente conhecida simplesmente por eucalipto, é a espécie que apresenta maior potencial de regeneração em termos absolutos dado ser utilizada em plantações industriais em grande escala, sendo provavelmente a espécie arbórea com maior área de expansão no território nacional (Silva et al., 2007b). No entanto o reconhecimento do carácter invasor da espécie é controverso, em grande parte devido à sua importância económica. Na verdade não estão estabelecidos em Portugal métodos objectivos de avaliação e classificação do carácter invasor das espécies exóticas. Tal poderá explicar o facto da espécie não constar na lista oficial de espécies invasoras (Dec.Lei 565/99). A este respeito poderá vir a ser útil a adopção de um sistema objectivo de classificação tal como os propostos para países como o Canadá (Murphy et al., 2006) ou a Nova Zelândia (Pheloung et al., 1999).

Apesar da dimensão do problema e das elevadas consequências em termos económicos e ecológicos, sabe-se ainda muito pouco sobre a dinâmica da regeneração natural das espécies invasoras em áreas queimadas e da sua interacção com as plantas nativas locais, para as condições do nosso país. Muito do conhecimento existente ao nível do território de Portugal Continental encontra-se compilado em Marchante et al., (2005) e em Marchante et al., (2009), mas poucos trabalhos específicos de natureza científica têm sido publicados de modo a validar para o nosso país o conhecimento empírico existente. Importa assim descrever cada um dos géneros de plantas referidos, tentando perceber o impacte que causam ao nível da gestão das áreas queimadas.

O género *Acacia*

Trata-se sem dúvida do género de plantas lenhosas mais recorrentemente associado a processos de invasão biológica em Portugal. Em Marchante et al. (2005) são descritas oito espécies de acácias com carácter invasor, com particular destaque para as espécies *A. dealbata* e *A. melanoxylon* devido à sua importância. Godinho-Ferreira et al. (2005) fez pela primeira vez um levantamento dos povoamentos onde plantas do género

Acacia se tornaram dominantes, correspondendo a cerca de 18500 ha (dados relativos ao inventário florestal de 1995-98). Estes povoamentos foram identificados sobretudo no Centro e Norte Litoral e não incluem as muitas outras situações onde estas plantas se encontram de forma dispersa ou no sub-bosque constituindo igualmente um obstáculo à recuperação da regeneração natural das espécies nativas. Uma das situações-tipo com maior gravidade é a substituição das galerias ripícolas de espécies nativas junto às linhas de água por indivíduos de *A. dealbata*. Muito embora não existam estudos conhecidos a este respeito, aparentemente parece existir uma expansão da espécie através do transporte das vagens pela corrente dos rios e ribeiras fazendo com que surjam novas colonizações a jusante. A relação com o fogo é razoavelmente conhecida, sabendo-se que existe de facto uma estimulação da germinação em muitas espécies do género *Acacia* (Hill, 1982; Auld e O'connell, 1991; Marchante e Marchante, 2007). No entanto as vantagens competitivas relativamente à restante vegetação derivam também do facto de serem espécies que regeneram vigorosamente após o corte (Yongqi e Fuwen, 2006), tornando as operações de controlo particularmente difíceis.

De acordo com Marchante et al. (2005) os métodos de controlo da *A. dealbata* e *A. melanoxylon* incluem o arranque de plântulas, o descasque e o corte seguido de aplicação de herbicida. É ainda referida a utilização de controlo biológico com a libertação de insectos do género *Melanterius*, método ainda não aplicado em Portugal. No entanto a ocorrência de incêndios dificulta bastante o processo de controlo, na medida em que o calor e a criação de espaços abertos estimula a germinação do banco de sementes no solo (Marchante et al., 2005). No caso de *A. dealbata* Gilbert (1959) sugere uma grande longevidade (300 a 400 anos) para as sementes no solo das flores da Tasmânia. Deverá assim privilegiar-se a manutenção de um coberto denso sempre que possível dado que poderá ser uma solução para tentar controlar a germinação das sementes. Por outro lado é fundamental eliminar as plantas de maiores dimensões mesmo que muitas vezes seja sugerida a condução em alto-fuste de povoamentos de acácia, particularmente *A. melanoxylon*, devido às grandes dimensões que podem atingir (Santos et al., 2004). Na verdade a manutenção de exemplares de grandes dimensões apenas poderá agravar o problema devido à grande quantidade de sementes que serão libertadas destes sementões, aumentando a área colonizada por novas plantas.

O género *Hakea*

As duas espécies do género *Hakea*, referenciadas para Portugal são a *H. sericea* e *H. salicifolia*. (Marchante et al., 2005; Almeida e Freitas, 2006; Marchante et al., 2009). Em particular a primeira tem sido relacionada com a ocorrência de áreas queimadas. Trata-se de uma espécie espinhosa com frutos termo-deiscentes (folículos lenhosos) contendo duas sementes aladas, que se libertam quando a planta é queimada ou morre (Marchante et al., 2009). A invasão por plantas desta espécie origina problemas não apenas de competição com a vegetação nativa devido à densa copa, mas também de acesso de pessoas e animais devido à presença de folhas aciculares muito desenvolvidas. Os métodos de controlo propostos passam pelo corte mecânico e permanência no solo durante 1 a 1.5 anos, após o que se aconselha a queima do material, incluindo as sementes que entretanto foram libertadas (Marchante et al., 2005). Quaisquer acções de controlo manual estão fortemente limitadas devido à presença de espinhos. O fogo controlado, que começou a ser utilizado recentemente como técnica de controlo no Alto Minho, é muito eficaz se um segundo fogo for efectuado antes que a regeneração produza sementes.

O género *Ailanthus*

No nosso país encontra-se representado pela espécie *A. altissima*. Trata-se de uma árvore dióica com um grande potencial de dispersão dos propágulos alados (sâmaras) e com uma grande capacidade para regenerar vegetativamente a partir da raiz. Devido à sua utilização como ornamental e às suas características heliófilas é sobretudo frequente junto a estradas, bordadura de campos agrícolas e outros locais sujeitos a perturbação. Dada a facilidade em emitir rebentos a partir das raízes, é fortemente desaconselhado o corte. O único processo aparentemente eficaz consiste na aplicação de herbicida em feridas profundas abertas no tronco (Marchante et al., 2005).

O género *Eucalyptus*

Em termos de utilização florestal, o género *Eucalyptus* encontra-se representado em Portugal quase exclusivamente pela espécie *Eucalyptus globulus*. Apesar de a espécie ter sido introduzida em Portugal há mais de cento e cinquenta anos e de ter começado a ser utilizada em grande escala desde o início do século XX (Goes, 1977; Radich, 2007), a existência de regeneração natural de origem seminal só recentemente começou a ser

mais amplamente documentada (Machado et al., 2001; Silva et al., 2007a; Silva et al., 2007b; Marchante et al., 2009). Alguns autores referem-se explicitamente ao carácter invasor da espécie (Marchante e Marchante, 2007; Silva et al., 2007b; Marchante et al., 2009) embora não existam ainda estudos e critérios objectivos que permitam estabelecer inequivocamente essa classificação, tal como aliás acontece com a generalidade das restantes espécies apontadas como invasoras. Apesar de só recentemente ter ganho visibilidade, a questão da regeneração seminal do eucalipto é já descrita por Goes (1977) numa propriedade no Ribatejo em 1954, o que indicia que o facto de não existirem referências mais antigas, pouco diz sobre a real evolução do processo de regeneração natural por semente no nosso país. Muito embora não seja aparentemente tão eficiente na colonização de novas áreas como as espécies anteriores, a enorme área de expansão da espécie e a ocorrência generalizada de regeneração por semente nas áreas de melhor adaptação ecológica, fazem com que existam preocupações quanto à competição com a vegetação nativa, nomeadamente em áreas queimadas. No caso de colonização de áreas onde se pretenda fazer o aproveitamento da regeneração natural de outras espécies, o aparecimento de regeneração seminal de eucalipto poderá dificultar bastante esta tarefa dado o muito maior potencial de crescimento das plantas desta espécie. Por outro lado a espécie apresenta uma grande resiliência ao corte e ao fogo, através da regeneração vegetativa a partir das toijas e ao longo do fuste, apresentando também aqui vantagens competitivas com as espécies nativas (Catry et al., 2007a). Devido a estas características existe a necessidade de estabelecer medidas no sentido de minimizar os impactos negativos causados pela regeneração natural de eucalipto em áreas queimadas (Silva et al., 2007a).

Num estudo realizado com base em cartografia de ocupação do solo da Tapada Nacional de Mafra, Catry (2000) reportou um aumento da área de eucalipto, de 4 ha em 1974 para 64 ha em 1999, apesar de não terem sido efectuadas plantações ou sementais nesse período. Posteriormente, Heathfield et al. (2001) conseguiram simular de forma aproximada o aparecimento de manchas de eucalipto nesta Tapada, com base num modelo de dispersão linear difusa com um alcance máximo de 200 m. Os autores atribuíram as diferenças entre as manchas modeladas e as manchas reais à ocorrência de dois incêndios que poderão ter

favorecido o aparecimento da regeneração natural, proveniente sobretudo de povoamentos exteriores à Tapada. Existem no entanto muitos aspectos que não se encontram devidamente esclarecidos cientificamente. Um deles prende-se com a explicação para o aparecimento de uma aparentemente maior quantidade de regeneração natural em áreas queimadas, como resultado do efeito do fogo. Na verdade segundo alguns autores, a espécie parece não formar um banco de sementes no solo (Vivian et al., 2008) e parece igualmente devidamente afastada a hipótese de existir um estímulo de germinação por acção do fogo (Reyes e Casal, 2001) (ver igualmente o Capítulo III). No entanto não existem ainda estudos conhecidos em Portugal que permitam explicar o aparecimento de regeneração natural de eucalipto em áreas queimadas. A nível de controlo da espécie, várias técnicas têm sido utilizadas, incluindo a destruição mecânica das toičas, e o corte com tratamento químico ou a simples pulverização da regeneração por semente.

Agradecimentos

À Fundação para a Ciência e a Tecnologia (projecto POCI/AGR/61407/2004 e bolsa de doutoramento SFRH/BD/65991/2009). À Tapada Nacional de Mafra, e em particular ao Ricardo Paiva, Pedro Carrilho e Tito Lopes.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALMEIDA, J. D., FREITAS, H., 2006 — Exotic flora of Continental Portugal-A reassessment. *Botanica Complutensis* 30, 117-130.

ALVES, A. A. M., 1982 — Técnicas de produção florestal, fundamentos, tipificação e métodos.

AMO, E., CHACÓN, C., 2003 — Recomendaciones selvícolas para alcornoques afectados por el fuego . Cuadernos Forestales, Instituto del Corcho, la Madera y el Carbón Vegetal (IPROCOR), Mérida.

AULD, T. D., O'CONNELL, M. A., 1991 — Predicting patterns of postfire germination in 35 eastern australian Fabaceae. *Australian Journal of Ecology* 16, 53-70.

BARBERIS, A., DETTORI, S., FILIGHEDDU, M. R., 2003 — Management problems in Mediterranean cork oak forests: post-fire recovery. *Journal of Arid Environments* 54, 565-569.

BOND, W. J., VAN WILGEN, W., 1996 — Fire and plants. Chapman and Hall, London, UK. 263 p.

BONNET, G., KLEIN, F., 1966 — Le cerf. Société Géologique de France, Paris.

BROOKS, M., D'ANTONIO, C., RICHARDSON, D., GRACE, J., KEELEY, J., DITOMASSO, J., HOBBS, R., PELLANT, M., PYKE, D., 2004 — Effects of invasive alien plants on fire regimes. *BioScience* 54, 677-688.

BROWN, J. K., 2000 — Ecological principles, shifting fire regimes and management considerations. In: Brown, J.K., Smith, J.K. (Eds.), *Wildland Fire in Ecosystems. Effects of Fire on Flora*. US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-42 vol. 2. p. 185-203, Ogden (UT). (Disponível em: www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrs_gtr042_2.pdf).

BUCKLAND, S., 2001 — Introduction to distance sampling: estimating abundance of biological populations. Oxford University Press, USA.

BUGALHO, M. N., 1994 — A importância do pastoreio para a conservação da natureza. *Pastagens e Forragens* 14/15, 257-262.

BUGALHO, M. N., 1995 — Food utilization and niche separation on large mammalian herbivores. *Revista de Ciências Agrárias* 18, 75-82.

BUGALHO, M. N., LECOMTE X., PILE S., CALDEIRA M. C., 2006 — Efeitos do pastoreio por cervídeos na regeneração arbórea e composição florística de uma pastagem. *Revista de Ciências Agrárias* 29, 145-150.

BUGALHO, M. N., MILNE, J. A., 2003 — The composition of the diet of red deer (*Cervus elaphus*) in a Mediterranean environment: a case of nutritional constraint? *Forest Ecology and Management* 181, 23-29.

CARBALLEIRA, A., REIGOSA, M., 1999 — Effects of natural leachates of *Acacia dealbata* Link in Galicia (NW Spain). *Botanical Bulletin of Academia Sinica* 40, 87-92.

CARDILLO, H., BERNAL, C., ENCINAS, M., 2007 — El alcornoque y el fuego. Instituto del Corcho, la Madera y el Carbón Vegetal (IPROCOR), Mérida.

CARVALHO, J. P. (ED.), 2005 — O carvalho negral. UTAD, Vila-Real.

CATRY, F. X., 1999 — Impacte provocado por diferentes densidades de veado (*Cervus elaphus*) sobre a regeneração natural do sobreiro (*Quercus suber*): um factor a ter em conta na gestão de Áreas Protegidas. Resumo In: Instituto da Conservação da Natureza (Ed.) Comunicações do IV Congresso Nacional de Áreas Protegidas: 189. ICN, Lisboa, Portugal.

CATRY, F. X., 2000 — Projecto de elaboração de cartografia digital de ocupação do solo para a Tapada Nacional de Mafra e área envolvente. Relatório de Projecto. Estação Florestal Nacional, Lisboa.

CATRY, F., BUGALHO, M., SILVA, J., 2007A — Recuperação da Floresta após o fogo. O caso da Tapada Nacional de Mafra. Centro de Ecologia Aplicada Prof. Baeta Neves – Instituto Superior de Agronomia, Lisboa. 36 p.

CATRY, F. X., BUGALHO, M., LOPES, T., REGO, F. C., MOREIRA, F., 2007B — Post-fire effects of ungulates on the structure, abundance and diversity of the vegetation in a Mediterranean Ecosystem. In: Rokich, D., Wardell-Johnson, Y.C., Stevens, J., Dixon, K., McLellan, R., Moss, G. (Eds.) Proceedings of the International Mediterranean Ecosystems Conference - Medecos XI 2007, pp. 43-44. Kings Park and Botanic Garden, Perth, Australia.

CATRY, F. X., REGO, F., MOREIRA, F., FERNANDES, P. M., PAUSAS, J. G., 2010 — Post-fire tree mortality in mixed forests of central Portugal. *Forest Ecology and Management* 206, 1184-1192.

COLIN, P. I., JAPPIOT, M., MARIEL, A. (EDS.), 2001 — Protection des forêts contre l'incendie - Fiches techniques pour les pays du bassin méditerranéen. FAO/CEMAGREF, Rome.

CONSELHO NACIONAL DE REFLORESTAÇÃO, 2005 — Orientações estratégicas para a recuperação de áreas ardidas em 2003 e 2004. Ministério da Agricultura do Desenvolvimento Rural e das Pescas, Lisboa. 117 p.

COTTAM, G., CURTIS, J., 1956 — The use of distance measures in phytosociological sampling. *Ecology* 37, 451-460.

FANDOS, P. 1991 — La cabra montés (*Capra pyrenaica*) en el Parque Natural de las Sierras de Cazorla, Segura y las Villas. Instituto para la Conservación de la Naturaleza (ICONA), Madrid.

FERNANDES, P., 2006 — Silvicultura preventiva e gestão de combustíveis: Opções e optimização. In: Pereira, J.S., Pereira, J.M.C., Rego, F.C., Silva, J.M.N., Silva, T.P.d. (Eds.), Incêndios Florestais em Portugal - Caracterização, impactos e prevenção. ISAPress, Lisboa. 515 p.

FERNANDES, P., C. LOUREIRO, BOTELHO, H., 2005 — Alterações estruturais num pinhal bravo de regeneração natural submetido a desbaste térmico. In Silva, R., Páscoa, F. (Eds.), Actas das Comunicações do 5º Congresso Florestal Nacional, 16-19 Maio, Instituto Politécnico de Viseu. Sociedade Portuguesa de Ciências Florestais, Lisboa. CD-ROM.

FERNANDES, P., LUZ, A., LOUREIRO, C., 2010 — Changes in wildfire severity from maritime pine woodland to contiguous forest types in the mountains of northwestern Portugal. *Forest Ecology and Management* 30, 883-892.

FERNANDES, P., RIGOLOTTI, E., 2007 — The fire ecology and management of maritime pine (*Pinus pinaster* Ait.). *Forest Ecology and Management* 241, 1-13.

FULLER, R. J., 2001 — Response of woodland birds to increasing numbers of deer: a review of evidence and mechanisms. *Forestry* 74, 289-298.

GARCIA-GONZALEZ, R., CUARTAS, P., 1992 — Relaciones entre diversos índices nutricionales y la densidad de población: el caso de la cabra montés (*Capra pyrenaica hispanica*) en la Sierra de Cazorla. International Congress on *Capra* genus in Europe. Ronda (España).

GILBERT, J., 1959 — Forest succession in the Florentine Valley, Tasmania. Papers and Proceedings of the Royal Society of Tasmania, pp. 129-151.

GODINHO-FERREIRA, P., AZEVEDO, A., REGO, F., 2005 — Carta da tipologia florestal de Portugal continental. *Silva Lusitana* 13, 1-34.

GOES, E., 1977 — Os eucaliptos – ecologia, cultura produção e rentabilidade. Portucel, Lisboa.

GÓMEZ-APARICIO, L., ZAMORA, R., GÓMEZ, J. M., HÓDAR, J. A., CASTRO, J., BARAZA, E., 2004 — Applying plant facilitation to forest restoration: a meta-analysis of the use of shrubs as nurse plants. *Ecological Applications* 14, 1128-1138.

GONZÁLEZ, J. R., PALAHÍ, M., TRASOBARES, A., PUKKALA, T., 2006 — A fire probability model for forest stands in Catalonia (north-east Spain). *Annals of Forest Sciences* 63, 169-176.

HANNAN, M. J., WHELAN, J., 1989 — Deer and habitat relations in managed forest. In: Carling, B. (Ed.) *Mammals as pest*. Chapman and Hall.

HILL, R., 1982 — Rainforest fire in western Tasmania. *Australian Journal of Botany* 30, 583-589.

HEATHFIELD, D., ARIANOUSOU, M., GEORGHIOU, K., THANOS C., LOUREIRO, C., 2001 — Soil water relation and root development in Mafra, Portugal. In: Mazzoleni, S., Legg, C. (Eds.), *Modmed III – Modelling Mediterranean Ecosystem Dynamics Final Report*. European Commission, DG XII, Brussels, pp. 211-218.

HOBBS, N. T., 2007 — Large herbivores as sources of disturbance in ecosystems. Danell K, Bergstrom R., Duncan P., Pastor J. (Eds) *Large herbivore ecology, ecosystem dynamics and conservation*. Cambridge University Press, pp. 261-282.

HOBBS, N. T., SCHIMEL, D. S., OWENSBY, C. E., OJIMA, D. S., 1991 — Fire and grazing in the Tallgrass Prairie: Contingent effects on nitrogen budgets. *Ecology* 72, 1374-1382.

HOFMANN, R. H., 1989 — Evolutionary steps of ecophysiological adaptation and diversification of ruminants: a comparative view of their digestive system. *Oecologia* 78, 443-457.

HUNTLY, N., 1991 — Herbivores and the dynamics of communities and ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 22, 477-503.

KLEIN, F., SAINT-ANDRIEUX, C., 1989 — Quelles protections pour les plants forestiers? *Bulletin Office National de la Chasse* 141, 31-35.

LATERRA, P., VIGNOLIO, O. R., LINARES, M. P., GIAQUINTA, A., MACEIRA, N., 2003 — Cumulative effects of fire on a tussock pampa grassland. *Journal of Vegetation Science* 14, 43-54.

LOURO, G., MARQUES, H., SALINAS, F., RIBEIRO, D., TEIXEIRA, C., PINHO, J., ALMEIDA, P. D., LOURO, V., COSTA, Z., 2002 — Elementos de apoio à elaboração de projectos florestais. Direcção-Geral das Florestas, Lisboa.

LOURO, V., PORTUGAL, A., TEIXEIRA, C., ANASTACIO, D., RIBEIRO, D., SALINAS, F., LOURO, G., MARQUES, H., GARDETE, J., 2003 — Princípios de boas praticas florestais. Direcção-Geral das Florestas, Lisboa.

MACHADO, C., CARRILHO, A., MARQUES, A. F., ACÁCIO, V., 2001 — Caderno técnico – o eucalipto. Federação dos Produtores Florestais de Portugal/Silviconsultores, Lisboa.

MARCHANTE, E., FREITAS, H., MARCHANTE, H., 2009 — Guia prático para a identificação de plantas invasoras de Portugal continental. Imprensa da Univ. de Coimbra, Coimbra.

MARCHANTE, E., MARCHANTE, H., 2007 — As exóticas invasoras. In: Silva, J.S. (Ed.), *Do castanheiro ao teixo, (Árvores e Florestas de Portugal, vol 5)*. Público/Fundação Luso-Americana para o Desenvolvimento/Liga para a Protecção da Natureza, Lisboa, pp. 179-198.

MARCHANTE, H., MARCHANTE, E., FREITAS, H., 2005 — Plantas invasoras de Portugal Continental - fichas para identificação e controlo. ed. dos autores, Coimbra.

MONTOYA, J. M., 1988 — Los alcornocales. Manuales Técnicos SEA. MAPA, Madrid.

MONTOYA, J. M., 1993 — Encinas y encinares. Mundi-Prensa, Madrid.

MONTOYA, J. M., 1996 — La poda de los arboles forestales. Mundi-Prensa, Barcelona. 85 p.

MOREIRA, F., CATRY, F., LOPES, T., BUGALHO, M., REGO, F., 2009 — Comparing survival and size of resprouts and planted trees for post-fire forest restoration in central Portugal. *Ecological Engineering* 35, 870-873.

MURPHY, H., VANDERWAL, J., LOVETT-DOUST, L., LOWTT-DOUST, J., 2006 — Invasiveness in exotic plants: immigration and naturalization in an ecological continuum. *Conceptual ecology and invasion biology: reciprocal approaches to nature*, 65-105.

NATIVIDADE, J., 1950 — Subercultura. Direcção-Geral dos Serviços Florestais e Aquícolas, Lisboa.

OLIVEIRA, A., PEREIRA, J., CORREIA, A., 2000 — A silvicultura do pinheiro bravo. Centro Pinus, Porto.

OLIVEIRA, A. C., FABÍÃO, A., GONÇALVES, A. C., CORREIA, A. V., 2001 — O carvalho-cerquinho em Portugal. ISA Press, Lisboa.

ORDÓÑEZ, J., RETANA, J., ESPELTA, J., 2005 — Effects of tree size, crown damage, and tree location on post-fire survival and cone production of *Pinus nigra* trees. *Forest Ecology and Management* 206, 109-117.

ORUETA, J. F., ARANDA, Y., FANDOS, P., 1993 — Impacto de los herbívoros silvestres sobre la vegetación mediterránea. *Quercus* 91, 24-27.

PHELOUNG, P. C., WILLIAMS, P. A., HALLOY, S. R., 1999 — A weed risk assessment model for use as a biosecurity tool evaluating plant introductions. *Journal of Environmental Management* 57, 239-251.

RADICH, M. C., 2007 — Introdução e expansão do eucalipto em Portugal. In: Silva, J.S. (Ed.), *Pinhais e eucaliptais (Árvores e Florestas de Portugal, vol. 4)*. Público/Fundação Luso-Americana para o Desenvolvimento/Liga para a Protecção da Natureza, Lisboa, pp. 151-165.

REYES, O., CASAL, M., 2001 — The influence of seed age on geminative response to the effects of fire in Pinus pinaster, Pinus radiata and Eucalyptus globulus. *Annals of Forest Science* 58, 439-447.

ROMÁN-CUESTA, R., GRACIA, M., RETANA, J., 2009 — Factors influencing the formation of unburned forest islands within the perimeter of a large forest fire. *Forest Ecology and Management* 258, 71-80.

SANTOS, A., SIMÕES, R., PEREIRA, H., ANJOS, O., 2004 — Alternative species for the forest industry as for ms of diversify the landscape. I Iber-o-American Symposium on Forest Management and Economics, Barcelona, Spain.

SILVA, J. M., 1988 — Corta-fogos e outras práticas silvícolas de prevenção dos incêndios florestais. In: *Simpósio sobre a Floresta e o Ordenamento do Espaço de Montanha*, UTAD, Vila Real, Sociedade Portuguesa de Ciências Florestais, pp. 213-226.

SILVA, J. N., FEITH, H., PEREIRA, J. C., 2007A — Exploração e silvicultura pós-fogo em eucaliptais. In: Alves, A.M., Pereira, J.S., Silva, J.N. (Eds.), *O eucaliptal em Portugal - Impactes ambientais e investigação científica*. ISAPress, Lisboa, pp. 285-312.

SILVA, J. S., REGO, F. C., 1998 — Estimation of seedling densities of Mediterranean woody species after fire. In: Viegas, D.X. (Ed.), *III International Conference on Forest Fire Research*, Luso, Portugal, pp. 1753-1764.

SILVA, J. S., PÁSCOA, F. (EDS.), 2002 — *Manual de Silvicultura para a Prevenção de Incêndios*. Direcção-Geral das Florestas, Lisboa.

SILVA, J. S., SEQUEIRA, E., CATRY, F., AGUIAR, C., 2007B — Os contras. In: Silva, J.S. (Ed.), *Pinhais e eucaliptais (Árvores e florestas de Portugal, vol. 4)*. Público/Fundação Luso-Americana para o Desenvolvimento/Liga para a Protecção da Natureza, Lisboa, pp. 221-256.

SILVA, J. S., MOREIRA, F., VAZ, P., CATRY, F., GODINHO-FERREIRA, P., 2009 — Assessing the relative fire proneness of different forest types in Portugal. *Plant Biosystems* 143, 597-608.

STINSON, K., CAMPBELL, S., POWELL, J., WOLFE, B., CALLAWAY, R., THELEN, G., HALLETT, S., PRATI, D., KLIRONOMOS, J., 2006 — Invasive plant suppresses the growth of native tree seedlings by disrupting belowground mutualisms. *PLoS Biology* 4, 727.

VALLEJO, R., ARONSON, J., PAUSAS, J., CORTINA, J., 2006 — Restoration of Mediterranean woodlands. In: van Andel, J., Aronson, J. (Eds.), *Restoration Ecology: The New Frontier*. Blackwell Science, Oxford, UK, pp. 193-207.

VILÀ, M., SARDANS, J., 1999 — Plant competition in mediterranean-type vegetation. *Journal of Vegetation Science* 10, 281-294.

VIVIAN, L. M., CARY, G. J., BRADSTOCK, R. A., GILL, A. M., 2008 — Influence of fire severity on the regeneration, recruitment and distribution of eucalypts in the Cotter River Catchment, Australian Capital Territory. *Austral Ecology* 33, 55-67.

YONGQI, F., FUWEN, W., 2006 — Invasive potential of two introduced tree species: *Acacia mearnsii* and *Acacia dealbata*. *Scientia Silvae Sinicae* 42 (10), 48-53.

ZHU, X., ZHANG, J., 2009 — Quartered neighbor method: A new distance method for density estimation. *Frontiers of Biology in China* 4, 574-578.