



Universidade de Aveiro Departamento de Ambiente e Ordenamento
Ano 2012

Iryna Skulska
Kolos

**Perdas de matéria orgânica por escorrência
superficial pós-fogo**



**Iryna Skulska
Kolos**

**Perdas de matéria orgânica por escorrência
superficial pós-fogo**

Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente, realizada sob a orientação científica de Jan Jacob Keizer, Ph.D. Investigador Auxiliar do Centro de Estudos do Ambiente e do Mar (CESAM), Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro e co-orientação de Doutor Valdemar I. Esteves Professor Auxiliar do Departamento de Química da Universidade de Aveiro.

Tese desenvolvida no âmbito do projeto FIRECNUTS (PTDC/AGRCFL/104559/2008), com apoio financeiro da FCT/MCTES através de fundos nacionais (PIDDAC) e com cofinanciamento pelo Fundo Europeu de Desenvolvimento Regional (FEDER) através do COMPETE – Programa Operacional Factores de Competitividade (POFC).

Aos que sempre me apoiam nas dificuldades.

o júri

Presidente

Prof.^a Doutora Maria Helena Gomes De Almeida Gonçalves Nadais
Professora Auxiliar, Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro.

Doutor Jan Jacob Keizer

Investigador Auxiliar do Centro de Estudos do Ambiente e do Mar (CESAM)
Departamento do Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro

Professor Doutor Valdemar Inocêncio Esteves

Professor Auxiliar, Departamento de Química, Universidade de Aveiro

Professor Doutor António José Dinis Ferreira

Professor Auxiliar, Escola Superior Agrária de Coimbra

agradecimentos

Grandes e sinceros agradecimentos aos meus orientadores Doutor Jacob Keizer e Prof. Doutor Valdemar Esteves. Antes de mais agradeço por me darem a oportunidade de participar no projecto de investigação FIRECNUTS (PTDC/AGRCFL/104559/2008) bem como a compreensão, paciência, orientação, sabedoria e pelo tempo que desperderam comigo para o desenvolvimento deste trabalho.

Um grande obrigado a todos os colaboradores envolvidos no FIRECNUTS, mas em especial a duas pessoas à Doutora Marifé Varela e a Mestre Sílvia Faria pela sua disponibilidade, pelo apoio incansável sobretudo e pelo estímulo sem o qual não seria possível concluir este trabalho. Agradeço, ainda, ao Martinho, à Isabel, à Renata e à Margarida que me acompanharam e ajudaram no trabalho de campo

Agradeço a todas as pessoas dos laboratórios dos Departamentos da Química e do Ambiente e Ordenamento, especialmente ao António que sempre me ajudou quando precisei.

Agradeço a todos os meus professores, colegas e restantes elementos do Departamento de Ambiente e Ordenamento. Agradeço à Alexandra e à Helena pela simpatia e ajuda demonstradas ao longo do meu mestrado.

Muito obrigada à minha família por todo o amor, apoio e compreensão que demonstraram nesta última fase, especialmente ao meu marido pelo esforço e ajuda que sempre fiz para que eu pudesse continuar e terminar mais esta etapa da minha vida.

À todos aqueles que, diretamente ou indiretamente contribuíram na realização desta tese.

E por fim, a Ele, o meu refúgio e a minha cidadela...

palavras-chave

Carbono; eucaliptais; incêndios florestais; perdas por escorrência superficial

resumo

Os incêndios florestais são um fenómeno frequente e recorrente nos ecossistemas mediterrânicos. Tem vários impactos ecológicos e ambientais, entre outros pelos seus efeitos de curto e médio prazo sobre as características físicas e químicas do solo como, por exemplo, a quantidade e qualidade da sua matéria orgânica (MO). Os efeitos no solo podem, ainda, aumentar a ocorrência de processos erosivos, levando à perda de um recurso natural que seja pouco renovável. Devido à grande quantidade de carbono (C) armazenado no solo, mesmo pequenas mudanças na MO dos solos poderão ter um efeito significativo sobre os ciclos biogeoquímicos e, consequentemente, sobre o clima global. A erosão do solo, aparte de provocar perdas diretas de MO, aumenta a exposição da MO aos processos de mineralização, o que representa um dos principais factores de perdas de C da superfície da terra. Embora seja bem documentado que os incêndios podem ter grandes impactos sobre os processos hidrológicos e de erosão, as perdas de MO por escorrência superficial foram pouco estudadas. O presente trabalho faz parte do projeto FIRECNUTS (PTDC/AGR-CFL/104559/2008), em que um dos objetivos principais é precisamente quantificar estas perdas. As escorrências que correspondem aos maiores eventos de precipitação mensal durante o primeiro ano após incêndio foram medidas, colectadas e analisadas em laboratório. Os estudos tiveram também como o objectivo a identificação das variações temporais do teor de C em escoamentos de encostas queimadas e análise de impacto de vários factores sobre a perda de C em suas diferentes condições bem como a detecção de uma ligação entre as perdas de carbono orgânico (CO), processos hidrológicos em diferentes escalas durante o primeiro ano após o fogo. Para este fim foi seleccionada uma área de floresta de 250 ha que ardeu durante o verão de 2010 no concelho de Sever do Vouga (Região Centro de Portugal) e, dentro desta área, duas as encostas com plantações de *Eucalyptus globulus* Labill. sobre xisto. Ambas as encostas foram instrumentadas com dois tipos de parcelas de erosão 4 micro-parcelas com 0.25 m² e uma parcela à escala de encosta com 112,47-191,73 m². Para este estudo analisou-se as amostras de escorrência superficial produzida pelo maior evento de precipitação de cada mês entre Setembro de 2010 e Setembro de 2011. As amostras recolhidas no campo foram filtrados no laboratório, e o filtro e o filtrado da cada amostra foram analisados separadamente. Para a determinação do CO Total foi utilizado um Analizador TOC-V CPH - Shimadzu, equipado com um amostrador de sólidos SSM-5000A devidamente calibrado. O carbono orgânico dissolvido foi determinado através da oxidação a temperatura elevada (680°C) com catalisador de platina. A amostra foi acidificada com HCl 2N e depois para enfim ocorrer à detecção em um detector dispersivo de infravermelho. O C particulado foi determinado pela oxidação da amostra à temperatura de 900°C, usando oxigénio ultra puro para obter o produto final CO₂. Para determinação de C amostra sólida foi acidificada com ácido fosfórico diluído com água ultra pura (1:2, v/v) e aquecida à temperatura de 200°C. As concentrações de C nas escorrências ao longo de estudos variaram entre CO dissolvido (COD)- 1,86 a 114,0 mgL⁻¹; C inorgânico dissolvido (CID) - 0,5 a 102,5 mgL⁻¹ e CO particulado (COP) -12,4 a 1328 mg/L⁻¹ Os resultados obtidos indicam que as ambas de encostas apresentam valores de escorrência e perdas de sedimentos semelhantes aos valores obtidos por outros estudos em áreas ardidas na região de estudo. Em ambas as encostas observou-se mais escorrência e maiores, perdas de sedimentos e de CO à escala de micro-parcela do que de encosta. No entanto, as diferenças entre as duas encostas não eram consistentes às duas escalas. Devido a pouca erosão observada em ambas as encostas nas escorrências após fogo as perdas de COD e COP pequenas. As concentrações de COD bem como de CID apresentaram baixos coeficientes de correlação com as quantidades de precipitação e de escorrência, indicando a importância de outros factores como, por exemplo recuperação da vegetação, humidade do solo, repelência do solo à água que devem ser investigados.

keywords

carbon; eucalypt plantations; forest fires; losses by overland flow

abstract

Forest fires are common and regular phenomenon in Mediterranean ecosystems. They cause various short and long-term changes of physical and chemical properties of the soil such as quantity of organic matter (OM) and its quality. The fire can also increase erosion of the soil that leads to loss of non-renewable natural resources. Due to high amount of carbon (C) stored in soil, even slight alterations of OM can affect significantly biogeochemical cycles, hence, affect the whole global climate. Besides that erosion induces direct organic matter loss, increases impact of OM on mineralization which occurs to be the main factor of carbon loss from surface. Much research about negative impact of fires on hydrological processes and erosion has been done, however, there is still little research about loss of organic matter caused by runoffs. This present research is a part of the project FIRECNUTS (PTDC/AGR-CFL/104559/2008). The main aim of the research is to assess qualitatively the loss of organic matter by runoff. To have done so, runoffs that correspond to maximum precipitation rate during the first year after fire were measured, collected and analyzed in laboratory. Research also aimed at identification of temporary variation of carbon content in surface runoff of burnt slopes and at analysis of various factors influencing carbon losses in different conditions as well as detection of connection between organic carbon loss (OC) and hydrological processes on different levels during the first year after the fire. In order to achieve this aim two slopes with eucalyptus plantation located in 250 ha of forest area were chosen for taking measurements. The area was affected by fire during summer 2010 in Ermida, North Vouga (Central region of Portugal). Both slopes were divided into two types of sites for erosion observation. Thus, in total, slopes had four bounded-plotes with 0,25 m² and one site with slope scale ranging from 112,47 until 191,73 m². During this research samples of the runoffs that have occurred after maximum precipitation every month in period from September 2010 until September 2011 were analysed. Collected samples were filtered in laboratory and filters from each of the sample were analyzed separately. For determining the Total Organic Carbon Analyzer was used TOC-V_{CPH} - Shimadzu equipped with solid sampler SSM-5000A calibrated. Dissolved organic carbon was determined by oxidation at elevated temperature (680°C) with platinum catalyst. The sample was acidified with 2N HCl and then finally to occur in a detector to detect dispersive infrared. The carbon particles was determined by oxidation of the sample at a temperature of 900 ° C, using ultra pure oxygen for the final product – CO₂. For determination of IC solid sample was acidified with phosphoric acid diluted with ultra pure water (1:2, v / v) and heated at 200°C. Carbon concentrations in runoffs varied throughout the research. Thus, COD was in 1,86 - 114,0 mg L⁻¹ range, CID in 0,5 - 102,5 mg L⁻¹ and COP in 12,4 a 1328 mg L⁻¹. Results have shown that runoffs from both slopes and precipitation loss were similar to values obtained on different burnt sites of the same region. The greatest runoffs and CO loss were observed on micro-scale of the both slopes, there as the least are observed on slope scale. Nonetheless, differences were still noticeable not only between two slopes, but also between two scales. The loss of dissolved and suspended CO by surface runoffs was insignificant due to not very wide erosion that is observed on both slopes after fire. At the same time, concentration of COD and CID showed small coefficient of correlation with precipitation amount and amount of collected runoff. This indicates the importance of various factors such as temperature, recovery of vegetation, humidity of the soil, soil water repellency that are necessary to be investigated as well.

Índice

Índice de Tabelas.....	4
CAPÍTULO 1 – Introdução.....	1
1.1 Enquadramento	1
1.2 Florestas e incêndios florestais.....	2
1.2.1 A floresta em Portugal.....	2
1.2.2 Os incêndios florestais	3
1.2.3 Tipos de incêndios florestais e a sua dinâmica.....	5
1.3 Solo e os impactes dos fogos.....	6
1.3.1 O solo como compartimento do ciclo biogeoquímico de carbono	6
1.3.2. Carbono orgânico em solos de Portugal.....	9
1.3.3. Os impactes dos incêndios florestais no solo	10
1.3.4. Os impactes dos incêndios florestais na escorrência superficial	11
1.3.5. Fluxos de carbono nos solos florestais durante e após incêndio	12
1.3.6 Movimentação de carbono no solo.....	13
1.4 Objetivos	16
CAPÍTULO 2 - Exportação de carbono por escorrência superficial pós-fogo, em dois eucaliptais	17
2.1. Resumo.....	17
2.2. Abstract	17
2.3. Introdução	19
2.4 Materiais e métodos	21
2.4.1 Área e locais de estudo.....	21
2.4.2 Desenho experimental	22
2.4.3 Recolha de dados e amostras no campo	24
2.4.4. Análise laboratorial	24
2.4.4.1 <i>Análises de Carbono</i>	25
2.4.4.2 <i>Rectas de calibração</i>	27
2.4.5. Os cálculos de exportação de C e coeficientes de escorrência superficiais.....	28
2.5. Resultados e discussão	29
2.5.1. Valores globais de perdas de carbono, escorrência superficial e taxas de erosão	29
2.5.2. Variação temporal das perdas de carbono	32
2.5.2.1. <i>Á microescala</i>	32
2.5.2.2. <i>Á escala de encosta</i>	34

2.5.2.3. <i>Correlação das perdas de C com precipitação e escoamentos</i>	36
2.5.2.4. <i>Correlação das perdas de COP com as perdas de sedimentos erodidos</i>	36
2.5.3. Padrões temporais das concentrações de carbono na escoamento superficial	37
2.5.3.1. <i>À microescala</i>	37
2.5.3.2. <i>À escala de encosta</i>	41
2.5.3.3. <i>Correlação das concentrações das várias formas de C com precipitação e escoamentos</i>	43
2.5.4. Relações das perdas de carbono com chuva, escoamento superficial e erosão.....	44
2.5.4.1. <i>À microescala</i>	45
2.5.4.2. <i>À escala de encosta</i>	46
2.6. Conclusões	48
CAPÍTULO 3 - Considerações finais.....	49
Agradecimentos.....	50
Referências	51
Anexo	55

Índice de Tabelas

Tabela 1- Características gerais dos locais de estudo.....	23
Tabela 2 - Determinação de LD e LQ por rectas de calibração	27
Tabela 3 - scorrência superficial, perda de C e de sedimentos erodidos nas micro-parcelas das encostas D e E durante os maiores eventos de precipitação mensais no primeiro ano após incêndio	31
Tabela 4 - Coeficientes de correlação das perdas de várias formas de C com quantidade de.....	36
Tabela 5 - Coeficientes de correlação das concentrações de C com quantidade de precipitação (P) e escorrências produzidas (E).	44

Índice de Figuras

Figura 1 - Número de incêndios e área ardida em Portugal entre 1980-2010 (AFN).	4
Figura 2 - Classificação de incêndios: a) Incêndio subterrâneo; b) Incêndio superficial; c) Incêndio de copa.	5
Figura 3 - Principais processos no solo que influenciam o conteúdo de carbono no solo (Adaptado de: Machado, 2005).....	7
Figura 4 - Quantidade de precipitação média anual (a) e de C orgânico no solo até 30 cm de profundidade (b) em Portugal Continental (Adaptado de Madeira et al., 2004); PMA:Precipitação Media Anual; C:Carbono	9
Figura 5 - Processo de formação da camada hidrófoba após um incêndio (adaptado de Moreira et al., 2010).....	11
Figura 6 - Ciclo de Carbono Total em ecossistema terrestre (Adaptado de Dawson e Smith, 2007), onde: COD - carbono orgânico dissolvido; COP - carbono orgânico particulado; CID – carbono inorgânico dissolvido; CIP - carbono inorgânico particulado.....	14
Figura 7 - Localização da área e dos locais de estudo.....	22
Figura 8 - Esquema da instrumentação dos locais de estudo com quatro micro-parcelas de escorrência (BP's) e uma parcela à escala de encosta (OP's).	23
Figura 9 - a) Amostras de escorrências recolhidas antes (frasco plástico de 0,5 L) e depois de filtração (frasco de vidro e filtro de microfibras); b) Analizador TOC- Shimadzu (esquerda: modulo Shimadzu TOC-V CPH, direita: modulo Shimadzu SSM-5000A)	25
Figura 10 - Escorrências superficiais e perdas das várias formas de C nas micro-parcelas das encostas D e E.	33

Figura 11 - Escorrências superficiais e perdas de várias formas de C nas parcelas abertas das encostas D e E.....	34
Figura 12 - Correlações entre as quantidades de sedimentos totais perdidos e de COP perdido por escorrências superficiais em micro-parcelas e parcelas abertas das encostas D e E.....	37
Figura 13 - Variação temporal das concentrações de COD nas amostras das micro-parcelas das encostas D e E.....	
Figura 14 - Variação temporal das concentrações de COP nas amostras das micro-parcelas das encostas D e E.....	39
Figura 15 - Variação temporal das concentrações de CID nas amostras de escorrências das micro-parcelas das encostas D e E.....	40
Figura 16 - - Variação temporal das concentrações médias de COD e CID nas amostras de escorrências das parcelas abertas da encosta D e E.....	42
Figura 17 - Variação temporal das concentrações médias de COP nas amostras das parcelas abertas da encosta D e E.....	43
Figura 18 - Escorrências e precipitação nas micro-parcelas (BP's) e parcelas abertas (OP's) na encosta D e E. (maiores eventos mensais do período Setembro 2010 – 2011).	45

Lista de abreviaturas e símbolos

Siglas e acrónimos

AHP	área horizontal projectada
BP's	“bounded plots” – mini-parcelas
C	Carbono
CO	Carbono Orgânico
CID	Carbono Inorgânico Dissolvido
COD	Carbono Orgânico Dissolvido
COP	Carbono Orgânico Particulado
COS	Carbono Orgânico do Solo
MO	Matéria Orgânica
TOC	Carbono Orgânico Total
OP's	“open plots” – parcelas abertas
USDA	United States Department of Agriculture

CAPÍTULO 1 – Introdução

1.1 Enquadramento

Os incêndios florestais apresentam-se como um dos maiores impactes sobre os ecossistemas terrestres naturais do planeta, cuja consequência ambiental, económica e social é difícil de estimar. A perda das áreas florestais, os danos da camada orgânica do solo, a crescente ameaça da erosão do solo, as mudanças na composição química do ar e, como resultado, a possibilidade de aquecimento global - são apenas alguns dos exemplos do impacte do fogo sobre os ecossistemas, clima e economia.

Os ecossistemas florestais representam um enorme reservatório de carbono atmosférico acumulado na manta morta bem como no solo (Cerri e Andreux, 1992; Schimel, 1995; Machado, 2005, etc.). Aproximadamente o 15% do carbono atmosférico é fixado anualmente pelas plantas terrestres através da fotossíntese (Stevenson e Cole, 1999). A manta morta da superfície do solo é a fonte principal de matéria orgânica no solo e, por sua vez, um reservatório poderoso de acumulação de carbono em ecossistemas florestais.

Nas últimas décadas, em vários países do mundo foram implementados projetos de reflorestação artificial, cujo objectivo é o armazenamento de carbono e consequentemente a protecção e o enriquecimento do solo com matéria orgânica.

Do ponto de vista qualitativo, a matéria orgânica do solo influencia as suas propriedades físicas e químicas, assim como a disponibilidade de nutrientes para as plantas e o desenvolvimento da biomassa microbiana. Vários estudos têm demonstrado que a degradação da floresta e a falta do coberto superficial florestal pode causar de 20 a 50% de perdas em carbono armazenado, em grande parte através da erosão. Portanto, é importante avaliar a contribuição dos incêndios na mudança da reserva de carbono em solos florestais.

Durante milhares de anos, os incêndios florestais passaram a ser um factor ecológico significativo que diversificou a natureza da floresta, ao preservarem a sua estrutura única de mosaico e a sua vasta gama de habitats. Hoje, os incêndios florestais são as catástrofes naturais mais graves em Portugal. Segundo os dados do último relatório técnico de Autoridade Florestal Nacional (AFN, 2008-2010), desde 2000 até 2010, os incêndios devastaram mais de 1,5 milhões de hectares de áreas florestais. As mudanças globais do clima previstas podem aumentar a frequência de incêndios florestais e a expansão da sua área de distribuição. Isto pode causar a da floresta e alterar o processo de deposição do carbono nos ecossistemas florestais (Pausas, 2004). Estes factores impõem a necessidade de avaliar os efeitos diretos e indiretos dos incêndios no solo. A geração de escorrências induzidas pelo fogo e a erosão do solo associadas, põem em risco a sustentabilidade dos ecossistemas, e aumentam os riscos fora das áreas afectadas. Mesmo pequenas

mudanças de conteúdo de matéria orgânica no solo podem ter um efeito significativo sobre os ciclos biogeoquímicos e no clima global (González-Pérez *et al.*, 2004). Mesmo que alguns autores considerem que o carbono orgânico mobilizado por processos de erosão pode ser recompensado por mineralização (Knicker, 2007), a tendência geral é considerar que a erosão do solo expõe a matéria orgânica para processos de mineralização e que esta representa o principal fator de perdas de carbono da superfície. Embora esteja bem documentado que os incêndios podem ter grandes impactos sobre os processos hidrológicos e de erosão, o transporte associado de MO foi muito menos estudado. Existem ainda lacunas essenciais no conhecimento dos efeitos hidrológicos e erosivos dos incêndios. Dessa forma, vários dos projetos desenvolvidos pelo CESAM (Centro de Estudos do Ambiente e do Mar) nascem e trabalham nesse sentido.

Esta dissertação, cuja recolha e análise de dados foi desenvolvida no âmbito do projecto FIRECNUTS (Efeitos de fogos florestais na quantidade e dinâmica de carbono e nutrientes no solo e na sua exportação por escorrência superficial) PTDC/AGR-CFL/104559/2008, financiado pela Fundação para a Ciência e Tecnologia de Portugal (FCT) centrou-se no estudo dos efeitos hidrológicos e erosivos dos incêndios na transporte e variações de padrões sazonais de carbono orgânico perdido por escorrência superficial numa área ardida no Centro de Portugal (Ermida, concelho de Sever do Vouga), caracterizada por povoamentos de *Eucalyptus globulus* Labill.

O estudo aqui realizado abrange a análise das escorrências dos maiores eventos mensais de precipitação no primeiro ano após um incêndio ocorrido em 26 de Julho de 2010. O principal objetivo deste estudo é quantificação das perdas de carbono, nas suas três frações, por escorrência superficial pós-fogo.

1.2 Florestas e incêndios florestais

1.2.1 A floresta em Portugal

O sector florestal português representa uma riqueza estratégica com exigências cada vez mais evidentes, no que diz respeito à sua preservação, proteção e desenvolvimento sustentável. Assume-se como um dos sectores que mais contribui para a economia nacional, representando 1,6% do PIB (FAO, 2011) e 11% das exportações (AFN, 2011).

Do ponto vista ambiental, a floresta é um elemento perene de estruturação do território, compondo alguns dos ecossistemas mais biodiversos e integrando os ciclos da água e do carbono. A promoção do desenvolvimento sustentável nos recursos florestais, hoje em dia, é uma componente fundamental no ordenamento do território e no desenvolvimento económico do país. Para além da importância no fornecimento de bens e serviços tradicionais como a madeira e outros,

as florestas são úteis para a protecção do solo contra a erosão e têm ainda um valor indireto associado ao armazenamento ou absorção de carbono (APIF, 2005).

Segundo os últimos dados do 5º Inventário Florestal Nacional (DNGF, 2010) a área florestal total em Portugal atinge cerca de 39% do território nacional. Quanto à sua composição por espécies, verifica-se que o pinheiro bravo (*Pinus pinaster* Aiton), o sobreiro (*Quercus suber* L.) e os eucaliptos (*Eucalyptus* spp.) são as três espécies mais representativas e, também, de maior interesse económico (DNGF, 2010).

1.2.2 Os incêndios florestais

Portugal é o país da União Europeia com mais floresta nas mãos de proprietários privados que, em grande parte, enfrentam com a sua baixa rentabilidade, apresentando assim alguns problemas na silvicultura. A fragmentação da propriedade florestal e a baixa rendibilidade da exploração causam um défice de gestão das áreas florestais, a que se vem juntar o crescente abandono de muitas áreas rurais. Este despovoamento e abandono da prática silvícola reduzem a limpeza florestal, elevando assim o risco de incêndio (APIF, 2005).

Os incêndios florestais e a falta de uma correta gestão da floresta constituem as principais ameaças à sustentabilidade da floresta portuguesa. Todos os anos, Portugal é assolado por numerosos incêndios que, a um ritmo preocupante, levam à progressiva diminuição da mancha florestal (Silva *et al.*, 2008).

A conjugação das condições naturais com a intervenção humana (negligente e inadequado uso do fogo, incendiarismo) tem originado o aumento progressivo das áreas queimadas por incêndios (CNR, 2005; CEIF, 2007). Os efeitos dos incêndios nas componentes bióticas e abióticas dos ecossistemas podem ser drásticos, já que constituem uma ruptura dos ciclos e cadeias que deles fazem parte. A degradação ambiental, o desaparecimento do coberto vegetal, o empobrecimento dos solos (erosão superficial e perda de nutrientes) e a diminuição da infiltração da água são alguns dos exemplos dos efeitos negativos desses incêndios (Ramos e Ventura, 1992).

Nas últimas décadas houve um aumento preocupante do número de incêndios florestais e da área ardida (vide Figura 1), fazendo com que se tornasse um tema de preocupação nacional. A área ardida em Portugal tem vindo a aumentar consideravelmente, sendo o país da Europa Mediterrânica com mais hectares queimadas por unidade de área. Entre 1990 e 2005 arderam cerca de 2,3 milhões de hectares, representando cerca de 25% da área de Portugal Continental (APIF, 2005). Na Figura 1 apresentam-se os dados do número de incêndios e as áreas ardidas desde 1980 até 2010. Verifica-se que o número dos incêndios tem vindo a aumentar ao longo das três décadas, estabilizando em torno de um valor médio muito elevado, na ordem dos 20 mil por ano (Silva *et al.*, 2008).

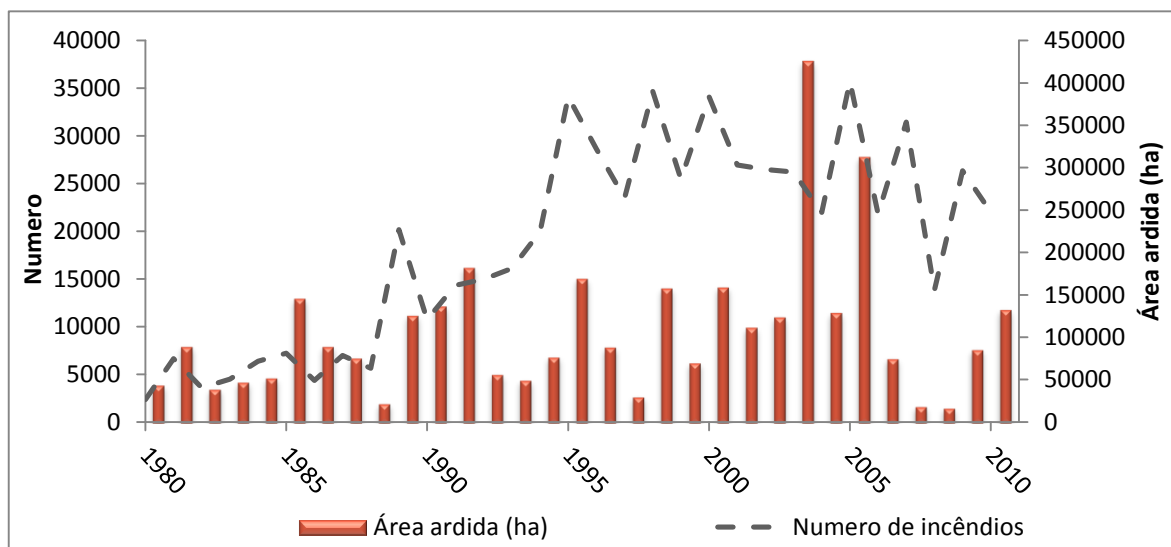


Figura 1 - Número de incêndios e área ardida em Portugal entre 1980-2010 (AFN).

A análise de vários estudos de incêndios florestais em Portugal (Sardinha *et al.*, 2002; Silva *et al.*, 2008; Moreira *et al.*, 2010) permite concluir que:

- A predominância e a intensidade de fogo têm uma distinta relação com o relevo e a topografia do local;
- O início dos incêndios e a sua propagação resultam da complexa interação entre fontes de ignição, condições meteorológicas, topografia e tipo de coberto vegetal (associado à estrutura da vegetação e distribuição de combustível);
- Os indicadores quantitativos de regimes de fogo são determinados por condições climáticas de local, condições de crescimento e especificidade de coberto vegetal, bem como de influência antropogénica;
- A alta-freqüência de incêndios que se propagam pela superfície não danifica profundamente os povoamentos florestais ou a mudança de espécies principais, mas afeta significativamente o processo de regeneração natural e a estrutura dessas áreas, o que muitas vezes leva a consequências irreversíveis.

A recuperação dos espaços florestais após o incêndio é um processo que decorre muito lentamente, sendo necessário muito tempo para que se estabeleçam os equilíbrios fundamentais entre as diferentes espécies e o meio físico envolvente (PNPOT, 2007).

1.2.3 Tipos de incêndios florestais e a sua dinâmica

Os tipos de incêndios florestais, e especialmente os seus efeitos sobre o meio, dependem de diversos fatores associados à combustão de materiais de origem vegetal existentes quer à superfície (árvores, arbustos, herbáceas), quer no subsolo (raízes, turfa e carvão mineral) (Sardinha *et al.*, 2002).

Segundo Moreira *et al.* (2010) dependendo da natureza de ignição e de composição florestal do povoamento, distinguem-se três tipos de propagação dos incêndios florestais (Figura 2):

Incêndio subterrâneo ou do subsolo – quando a propagação de combustão sem chama se propaga pelo interior da camada orgânica, pelas raízes das plantas e das árvores. A intensidade de calor e o poder de destruição desses incêndios são bastante elevados. Além de causarem a morte das raízes e, conseqüentemente, das árvores, podem danificar seriamente a microbiologia e a fertilidade do solo, favorecendo também a ocorrência de erosão.

Incêndio superficial - é o tipo de incêndio mais comum. O fogo propaga-se apenas sobre a cobertura do solo, abrangendo as partes mais baixas de troncos de árvores e as raízes sitas na superfície do solo.

Incêndio de copa ou aéreo - neste caso o fogo alcança e cobre as folhas/caruma, galhos, e no final a copa toda das árvores;



Figura 2 - Classificação de incêndios: a) Incêndio subterrâneo; b) Incêndio superficial; c) Incêndio de copa.

Nas últimas décadas, os incêndios florestais mudaram o seu sentido e passaram a ser das catástrofes naturais mais graves em Portugal, não só pela elevada frequência com que acontecem e pela dimensão que alcançam, mas pelos efeitos destrutivos. Os maiores danos desses incêndios são aplicados à micorriza, bem como às propriedades químicas e físicas do solo.

Centenas e milhares de espécies de fungos micorrizos são completamente destruídos por incêndios (Michael e Trappe, 1993; Knicker, 2007), juntamente com a matéria orgânica e/ou carbono orgânico no solo, tão necessários para o desenvolvimento de cobertura vegetal e, como consequência, para a regeneração de áreas ardidas.

1.3 Solo e os impactes dos fogos

1.3.1 O solo como compartimento do ciclo biogeoquímico de carbono

Em termos globais, o ciclo do carbono (a seguir designado C) ocorre entre os seguintes principais reservatórios de carbono da Terra: oceânico, atmosférico e terrestre. Estes três reservatórios encontram-se em equilíbrio dinâmico, interagindo e trocando C entre eles. O quarto reservatório são os recursos naturais, onde o C é libertado como resultado da mineração (Cerri e Andreux, 1992).

O ciclo de troca de C é um factor extremamente importante na vida do solo já que esse elemento é uma parte integrante de toda a estrutura celular de plantas, de animais, bem como da biomassa no solo. Pulrolnik (2009) dividiu o ciclo do C em três fases: a) de organização do C atmosférico, realizada principalmente pelos vegetais fotossintetizantes (grande parte do carbono entra no solo por meios dos produtos de fotossíntese); b) fase de libertação dos produtos obtidos durante o processo de fotossíntese e a sua acumulação e estabilização no solo; c) a fase de mineralização de substratos orgânicos e de transferência para a atmosfera. A maior parte da segunda e da terceira fase ocorrem no solo, constituindo o ciclo inteiro do C. Destaca-se ainda a importância da biomassa microbiana neste processo, que exerce uma grande influência sobre a transformação da matéria orgânica e no armazenamento de C (Wardle, 1992).

Foram efetuadas estimativas do conteúdo global de C em solos por Bohn (1976), Buringh (1984), Swift (2001) e Machado (2005) entre outros. Este processo de cálculo foi difícil por vários motivos tais como: alta variabilidade espacial do C armazenado nos solos, estimativas duvidosas de áreas com diferentes tipos de solo, diversidade de vegetação e vários tipos de uso da terra, entre outros. Globalmente 15×10^{12} – 23×10^{12} toneladas C são armazenadas na camada superficial dos solos com espessura de 100 cm (González-Pérez *et al.*; 2004, Machado, 2005). A reserva de C no solo é aproximadamente 4 vezes maior do que a reserva na vegetação e 3,3 vezes a da atmosfera, representando o balanço dinâmico entre a adição de material vegetal morto e a perda pela decomposição ou mineralização. Cerca de 60-70% de C do solo é o C Orgânico (a seguir designado CO) e o restante - C Inorgânico (a seguir designado CI), que está na forma de carbonatos (González-Pérez *et al.*; 2004, Machado, 2005). Quase todo o CO entra no solo a partir da decomposição das plantas e fica como uma mistura complexa e heterogénea de materiais orgânicos (a seguir designado MO) (Knicker, 2007), que variam no tamanho físico, na composição química e no grau de interação com os minerais do solo (Baldock, 2008). Segundo o estudo de Machado (2005), o CO do solo está presente na MO viva e corresponde à maior parte do CO total do solo (cerca de 98%). Em áreas florestais, a maior quantidade encontra-se na superfície do solo. A

contribuição da manta morta é maior do que a das raízes. A taxa de rotatividade de CO depende de quantidade e atividade da biomassa microbiana no solo (Knicker, 2007).

A quantidade de MO no solo é muitas vezes apresentada como a percentagem de CO que está presente numa amostra de solo (Robertson *et al.*, 1999). As diferentes frações de MO decompõem-se a taxas diferentes e contêm diferentes quantidades de nutrientes, que, posteriormente, terão um impacto sobre as características e a produtividade do solo; portanto, o tipo de MO e o tipo de clima determinam o grau de fertilidade do solo (Costa, 2004).

Os três principais processos responsáveis pela retenção do C nos solos são a humificação, agregação e sedimentação (Stevenson e Cole, 1999). Ao mesmo tempo, os processos responsáveis pelas perdas de C no solo são a erosão, decomposição, volatilização e lixiviação (Lal *et al.*, 1997; Machado, 2005) (Figura 3).



Figura 3 - Principais processos no solo que influenciam o conteúdo de carbono no solo (Adaptado de: Machado, 2005)

Humificação –é um conjunto de processos de transformação de MO aos ácidos húmicos e ácidos fúlvicos e que depende do clima regional, da rocha matriz, da vegetação e dos organismos presentes no solo. O húmus é a fonte principal dos nutrientes tão necessários para plantas, e, assim, é um critério importante na avaliação da fertilidade do solo (Stevenson e Cole, 1999).

Agregação A matéria orgânica do solo é crucial para a formação da estrutura do horizonte (Moreira *et al.*, 2010). As substâncias orgânicas, provenientes das raízes das plantas, juntamente com os produtos de decomposição e ação de hifas de fungos, tornam-se um dos factores mais importantes para a acumulação de C no solo (Machado, 2005).

Sedimentação. Os estudos realizados por Stallard (1998) demonstram que a sedimentação pode enterrar no solo enormes quantidades de carbono orgânico, cerca de 10^{12} kg ano⁻¹. É um ciclo terrestre talvez mais desequilibrado do que todos os processos geomórficos naturais combinados já que a massa de sedimentos em movimento anual é por volta de $30-100 \times 10^{12}$ kg ano⁻¹. Deste

sedimento, aproximadamente 20×10^{12} kg ano⁻¹ são transferidas para o oceano (Milliman e Syvitski, 1992), e o resto volta a ser depositado na terra, muitas vezes perto do local da erosão (Stallard, 1998). Este processo é largamente controlado por relevo topográfico, geologia do solo em erosão, e o clima do local.

Decomposição - é um processo essencial para o funcionamento dos ecossistemas terrestres, onde a MO é decomposta em formas mais simples e os nutrientes são libertados para a absorção por plantas (Van Veen e Kuikman, 1990). A velocidade de decomposição depende da relação C/N, das condições ambientais (temperatura, humidade, pH do solo), entre outros. Durante este processo uma proporção variável de CO (60-80%) é retirada para atmosfera como CO₂. É um procedimento de rápida mineralização que normalmente ocorre durante o primeiro ano (González-Pérez *et al.*, 2004). O restante C não mineralizado sofre processos mais lentos de oxidação e posteriores transformações complexas, transformando-se em biomassa microbiana; ou então é estabilizado na forma de substâncias húmicas. O fogo diminui a fração da MO facilmente degradável por microrganismos e deixa as formas mais resistentes ao ataque microbiano, produzindo uma substância orgânica muito mais estável. Isto terá um impacto sobre a taxa de mineralização da MO, o que irá atrasar e retardar a libertação de nutrientes (Stevenson e Cole, 1999, Pulrolnik, 2009). Por outro lado, o aquecimento global previsto futuramente, causará a aceleração do processo de degradação da MO e, como consequência, o conteúdo de CO no solo pode diminuir bastante, devido a um retorno do C para a atmosfera (Kirschbaum, 1995), onde fica novamente disponível para a absorção vegetal.

Erosão do solo - é uma das maiores ameaças relacionadas com a perda de solo. Os longos períodos de seca substituídos por chuvas intensas nas zonas de forte declive com solos frágeis e de baixa densidade provocam perdas drásticas de solo (Petan *et al.*, 2001). Uma vez deslocado, arrancado de sua posição original, o solo fica sujeito ao transporte. Qualquer tipo de esta perda que supera 1 t ha^{-1} ano pode ser considerado como irreversível dentro de um período de 50 a 100 anos (EEA, 1999). As taxas de erosão e das perdas de MO são muito sensíveis ao clima e ao uso do solo. Portanto, a avaliação efectiva dos processos de erosão do solo é de uma grande importância para a gestão e prevenção de futuros problemas ambientais associados (Petan *et al.*, 2001).

Lixiviação. A quantidade de CO que pode ser lixiviado é influenciada principalmente pelos fatores que determinam o fluxo de água no solo, como a textura e a estrutura, bem como pela concentração e forma do CO presente no solo (Cerri e Andreux, 1992).

Resumindo, pode afirmar-se que o solo desempenha um papel importante no ciclo global do C, trocando com outros reservatórios as diferentes formas de C nos vários processos. A alteração ou desaparecimento de coberto vegetal influencia a quantidade de C nos reservatórios, pois pode alterar a taxa de adição da MO, influenciando de seguida a taxa de decomposição e alterando a

eficiência da protecção física da MO pelos agregados do solo (Pulrolnik, 2009). Portanto, o conteúdo de CO é um indicador chave da qualidade do solo, tanto em termos de função biológica como na sua importância ambiental. A MO é um dos principais determinantes da atividade biológica do solo já que se apresenta como fonte primária de energia. A diversidade e a atividade de microorganismos do solo, estão diretamente relacionados com o nível de MO presente e da sua qualidade. A agregação, e como consequência, a estabilidade da estrutura do solo aumenta com a acumulação de CO. Estes fatores aumentam a taxa de infiltração e a capacidade de solo para reter a água, bem como a resistência da superfície à erosão eólica e hídrica.

1.3.2. Carbono orgânico em solos de Portugal

Nos solos de Portugal Continental a quantidade de CO até à profundidade de 30 cm é extremamente variável (Figura 4), tomando valores entre 0,21 e 23,50 kg m⁻² (Madeira *et al.*, 2004).

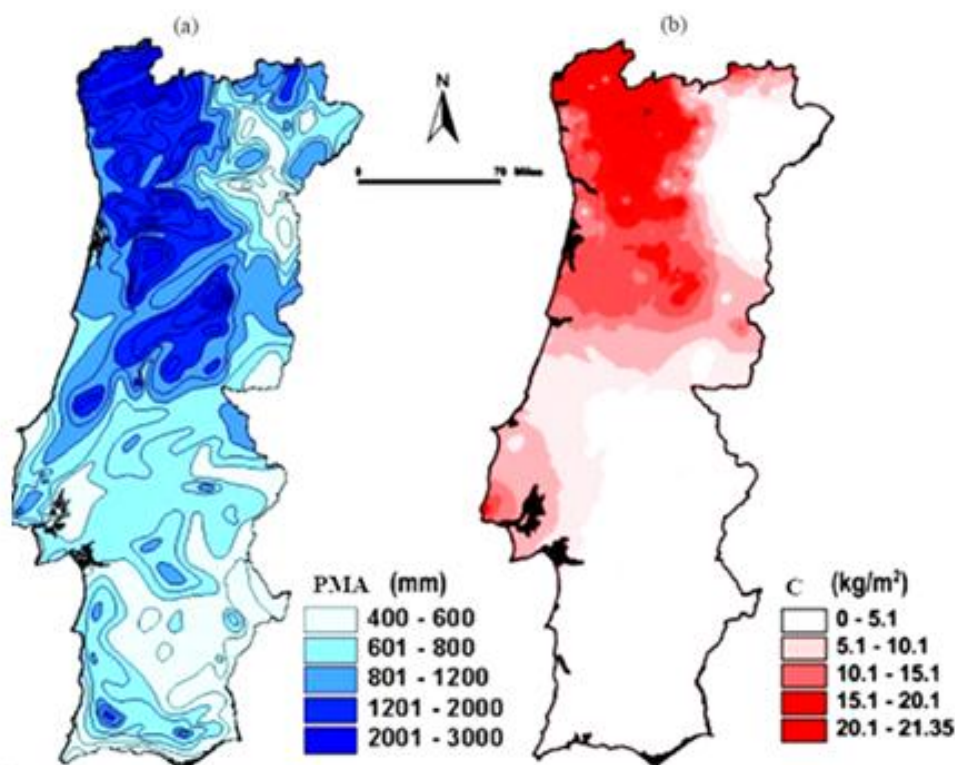


Figura 4 - Quantidade de precipitação média anual (a) e de C orgânico no solo até 30 cm de profundidade (b) em Portugal Continental (Adaptado de Madeira *et al.*, 2004); PMA:Precipitação Media Anual; C:Carbono

A variação de CO do solo está relacionada com o sistema de uso do solo, sendo os solos das áreas com formações arbustivas os que apresentam maior quantidade de CO (Madeira *et al.*, 2004).

Os valores mais baixos ocorrem naturalmente nas áreas em que a precipitação média anual é inferior a 600mm, localizadas sobretudo no Sul do País. Pelo contrário, os valores mais elevados observam-se nos solos, onde a precipitação média anual chega a atingir valores próximos de 3000mm (Figura 4).

Apenas 27,5% do território continental têm uma quantidade de MO considerada média ou alta, devido a uma política de uso de solo. Constatam-se a existência de áreas degradadas devido à erosão dos solos, e que correspondem habitualmente a situações de desrespeito pelas regras e medidas necessárias ao seu ordenamento e controlo, na maior parte já previstas por lei (DGA, 2000).

1.3.3. Os impactes dos incêndios florestais no solo

As propriedades físico-químicas e os processos do solo têm um impacto direto sobre a produtividade da biomassa e a dinâmica da MO no solo (Costa, 2004). No entanto, as suas alterações durante um incêndio podem afetar significativamente a qualidade e a quantidade de MO tanto a curto como a longo prazo. A literatura contém numerosos resultados relativamente ao impacto dos incêndios nas propriedades do solo, cujo grau e duração dependem de vários parâmetros (González-Pérez *et al.* 2004; Certini, 2005; Knicker, 2007; Moreira *et al.*, 2010; Shakesby, 2011). As propriedades físicas e químicas, a porosidade, a permeabilidade, a temperatura, a humidade, o teor de MO e as quantidades de diversos nutrientes existentes no solo vão ser afetados, bem como o pH. A MO existente no solo ao longo do incêndio destrói-se completamente nas camadas superficiais ou vai sofrer alterações na sua composição; como consequência, diminui a actividade microbiana e enzimática do solo (Knicker, 2007).

Todas essas alterações que ocorrem nas áreas florestais afetadas pelo fogo podem provocar danos irreversíveis, favorecendo a erosão do solo. É um problema de grande relevância, já que o solo é um recurso finito, limitado e pouco renovável com taxas de formação extremamente lentas. A erosão elimina diversos constituintes do solo, alterando composição química e física desse recurso. Após a combustão da vegetação superficial nos horizontes orgânicos do solo, ricos em nutrientes, permanecem as cinzas que aumentam o pH do solo afectado (Knicker, 2007), juntamente com uma camada subjacente fortemente hidrofóbica (Figura 5), que impede a infiltração no solo (Ferreira, 1996).

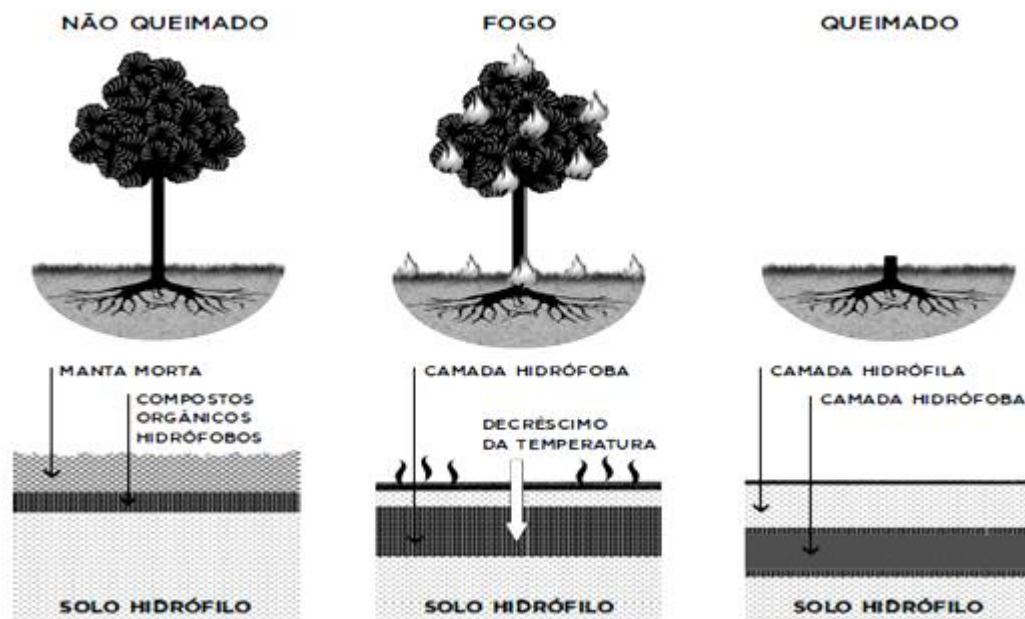


Figura 5 - Processo de formação da camada hidrófoba após um incêndio (adaptado de Moreira et al., 2010).

1.3.4. Os impactes dos incêndios florestais na escorrência superficial

Um dos efeitos 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, 2000). O clima do Centro de Portugal, os períodos de verões quentes e secos, os tipos de solos e elevados teores de MO são as condições favoráveis para o desenvolvimento da repelência.

Este processo tem sido encontrado em locais afetados 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* Labill. (Ferreira et al, 2000). A capacidade de infiltração nesse tipo de povoamentos ainda diminui mais nos primeiros anos após incêndio (Shakesby et al., 1993).

A repelência dificulta a infiltração de água no solo e é considerada uma das principais causas do aumento do escoamento superficial e erosão do solo acelerada em áreas recentemente queimadas (DeBano, 2000). Alguns autores registaram taxas de erosão baixas após incêndio (Kutiel e Inbar, 1993). Já em Portugal, Coelho et al. (1995) encontraram taxas de erosão logo após incêndio na ordem das 2 t ha⁻¹ ano.

Durante os incêndios de alta intensidade, os compostos hidrófobos, resultantes da decomposição das plantas e microorganismos, evaporam-se sob a influência de altas temperaturas, condensando a superfície das partículas minerais do solo mais frias, situadas mais abaixo (DeBano, 1981). O resultado final é a formação de uma camada hidrofóbica na área queimada de espessura variável na superfície do solo ou a poucos centímetros abaixo da superfície, e paralela à superfície

do solo mineral (DeBano, 2000; Ferreira *et al.*, 1997, 2000; Moreira *et al.*, 2010). No entanto, a distribuição e a espessura da camada repelente produzida em *Eucalyptus globulus* Labill. durante o incêndio podem variar bastante (Doerr *et al.*, 1998; Keizer *et al.*, 2008) e dependem do comportamento e de severidade do fogo, de gradientes de temperatura no solo, da qualidade da MO (Doerr e Thomas, 2000) e do conteúdo de água no solo, entre outros.

1.3.5. Fluxos de carbono nos solos florestais durante e após incêndio

Os incêndios florestais provocam efeitos diretos sobre o solo, essencialmente derivados da acção do calor sobre a sua componente orgânica e de efeitos indiretos, derivados do desaparecimento da proteção proporcionada pelo coberto vegetal e pela folhada (Moreira *et al.*, 2010). Durante os incêndios, uma grande quantidade de CO é queimado e retorna para a atmosfera na forma de CO₂ e CH₄. Em seguida é de novo transferido da atmosfera pela MO das plantas, através da fotossíntese (Levine *et al.*, 1995).

O efeito do fogo sobre o conteúdo de MO total no solo varia muito e depende de vários fatores, incluindo a duração e o tipo de incêndio, humidade e tipo de solo, do tipo de MO queimada, e ainda da intensidade do fogo (González-Pérez *et al.*, 2004). Dependendo da severidade do incêndio, os efeitos do fogo sobre a MO são diferentes (Certini, 2005). No intervalo 180° - 300°C ocorre a destilação e combustão de cerca de 85% da manta morta. A queima significativa de MO começa a partir de 400°C (DeBano, 2000; Certini, 2005; Knicker, 2007; Moreira *et al.*, 2010) e reduz ou remove totalmente a manta morta (Certini, 2005). Nas áreas onde a temperatura do solo atinge 450°C, toda a MO à superfície do solo se decompõe e praticamente desaparece (Neary *et al.*, 1999). Na presença de grande quantidade de combustível as temperaturas podem atingir até 1500°C (Knicker, 2007). Em geral, as altas temperaturas de incêndios não costumam aprofundar-se por camadas inferiores, dado que o solo seco é um bom isolador (DeBano *et al.*, 1998).

Apenas uma pequena parte do calor gerado durante um incêndio florestal é irradiada para o solo. A natureza das alterações na MO depende das temperaturas atingidas em diferentes profundidades do solo e do grau de aquecimento que os componentes do solo podem suportar antes de serem alterados e/ou destruídos (González-Pérez *et al.*, 2004)

Em incêndios de baixa ou média severidade (100 - 200°C), a MO transforma-se numa outra substância química, chamada “húmus piromórfico”. Este tipo de húmus é composto por substâncias macromoleculares com fracas propriedades coloidais e possui uma elevada resistência à degradação química e biológica (González-Pérez *et al.*, 2004). Em zonas Mediterrânicas, devido às condições ambientais específicas, a actividade biológica não é muito favorável para os processos de humificação e, muitas vezes, observa-se uma intensa mineralização. A radiação solar intensa e os

ciclos periódicos de seca causam desidratação do solo e, juntamente com os incêndios intensos, formam nos solos MO estável (González-Pérez *et al.*, 2004).

Uma das consequências mais importantes da passagem do fogo é a libertação de grandes quantidades de nutrientes, devido à mineralização de MO. Assim, ficam temporariamente disponíveis para as plantas sob a forma de sais dissolvidos na solução do solo, que fica assim com um pH muito alcalino. Os nutrientes em solução são facilmente arrastados em profundidade e eventualmente à superfície através de escorrência e por consequência, são perdidos em grandes quantidades (Moreira *et al.*, 2010).

Um incêndio de baixa intensidade geralmente resulta em pouca mudança do C no solo, mas a combustão intensa de manta morta pode causar uma grande perda de solo, e, como consequência, as mudanças do conteúdo de CO a longo e médio prazo. Os estudos de pedólogos florestais, recentemente, prestavam menos atenção ao C no solo em relação a outros nutrientes (Dawson e Smith, 2007), embora o papel da MO em fertilidade do solo seja fortemente reconhecido (Stevenson e Cole, 1999). As perdas de CO por escorrências superficiais dependem do grau de erosão do solo após o incêndio, quantidade e sazonalidade de precipitação, bem como da inclinação de local afetado. Porém, a significância da perda de CO por essa via encontra-se de momento pouco estudada em Portugal.

A erosão é um processo espacialmente dinâmico. A combinação de erosão com a deposição em áreas inclinadas sugere que os solos menos orgânicos abaixo de encosta podem ser reabastecidos com CO de escorrências superficiais provenientes de zonas ardidas.

1.3.6 Movimentação de carbono no solo

O clima, a geologia e o uso do solo são os principais fatores do controlo inicial sobre a quantidade de C no reservatório terrestre (Dawson e Smith, 2007). O C presente no solo é uma mistura complexa e heterogênea de vários compostos químicos. Cada um destes diferentes tipos de C dará contribuições diferentes para as propriedades do solo. A maioria dos estudos determina a quantidade total de C presente no solo sem quantificar os constituintes desse total (Baldock, 2008).

As principais formas de C armazenado no solo, tal como os recorrentes processos dinâmicos que causam mobilização dessas formas apresentam-se esquematicamente na Figura 6. O Carbono Orgânico Dissolvido (COD) é a principal forma de C transportada da manta morta florestal para as camadas mais profundas do solo. A fracção biodegradável do COD serve como fonte de energia para os microorganismos heterotróficos (Qualls e Haines, 1992).

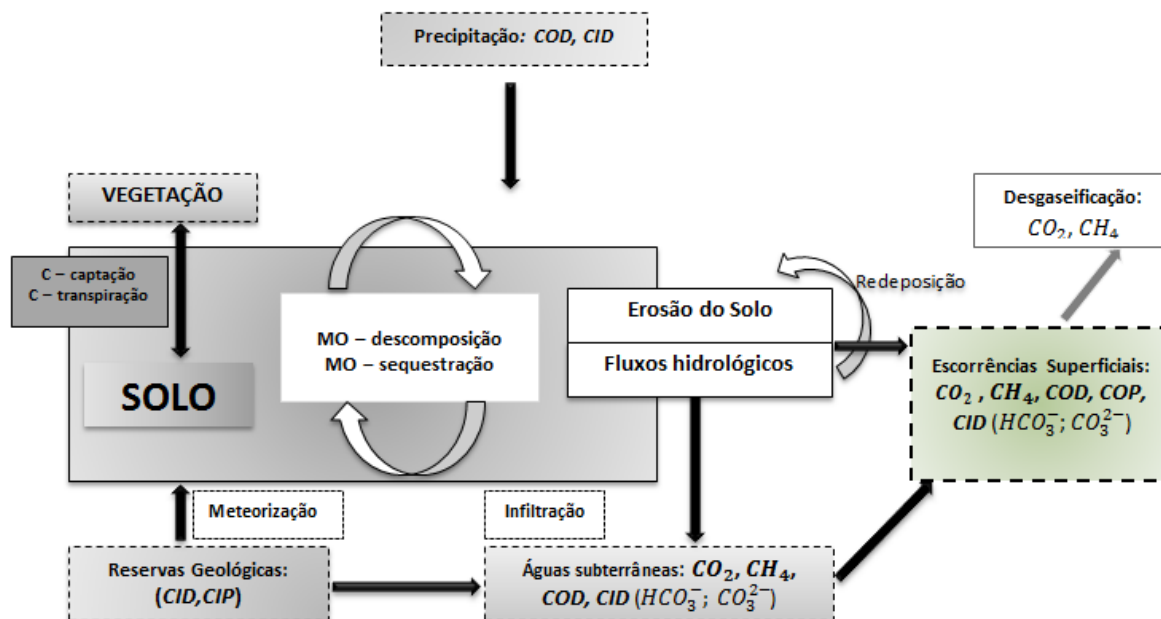


Figura 6 - Ciclo de Carbono Total em ecossistema terrestre (Adaptado de Dawson e Smith, 2007), onde: COD - carbono orgânico dissolvido; COP - carbono orgânico particulado; CID – carbono inorgânico dissolvido; CIP - carbono inorgânico particulado.

Segundo os estudos de Blanco-Canqui e Lal (2004) a concentração de COD nas soluções superficiais está bem relacionada com a temperatura do ambiente, que controla o metabolismo microbiano, com o tipo de coberto vegetal (especialmente de folhas caídas em cima da superfície), com a decomposição de MO no solo florestal e a lixiviação de substâncias orgânicas de manta morta. O COD é composto por substâncias orgânicas de baixo peso molecular e ácidos húmicos, cujas formas químicas dependem da origem do C terrestre. A precipitação anual, dependendo de zona geográfica, também contribui para a taxa de COD no solo. Assim, nas zonas de temperaturas moderadas, a precipitação aumenta para concentrações de 0,82 até 2,00 mg COD L⁻¹, enquanto as concentrações de carbono inorgânico dissolvido (CID) são geralmente inferiores (Dawson e Smith, 2007). As concentrações de COD em solução podem variar espacialmente e temporalmente (Dawson e Smith, 2007). No seu estudo, Hope *et al.* (2004) observaram que os padrões sazonais de concentrações de COD em soluções superficiais do solo são mais elevados nos meses de verão em comparação com os meses de inverno.

O Carbono Orgânico Particulado (COP) é composto pelo resto das plantas que são menores que 2mm, mas maior do que 0,05mm (Stevenson e Cole, 1999). De acordo com Woods e Balfou (2010), esta é a fracção mais sensível da matéria orgânica do solo e durante os primeiros 5-10 anos após a alteração de uso de solo, a diminuição de teor de Carbono Orgânico Total e (COT) está quase na totalidade relacionada com a mudança de fracção de COP no solo.

Os incêndios florestais, por induzirem alterações no coberto vegetal e nas propriedades do solo, levam a alterações consideráveis nos processos geomorfológicos e hidrológicos que,

frequentemente, intensificam o processo de erosão do solo (Shakesby e Doer, 2006). A diminuição de capacidade de solo após incêndio no que respeita à infiltração de água provoca o aumento de quantidade de escoamentos superficiais (DeBano, 2000, Doerr e Thomas, 2000) que removem a parte de superfície do solo juntamente com as substâncias de MO incorporadas. A primeira fase na perda de C do solo por erosão hídrica é o movimento de MO do solo por águas dos poros. A variabilidade temporal de perdas de COD e COP por transporte depende, na maioria das vezes, dos eventos de precipitação, sazonalidade e da concentração de MO nos fluxos de escorrências superficiais. Por sua vez, as direções e o comprimento dessas escorrências dependem de diferentes tipos de solos, bem como da altitude e inclinação do local erodido (Dawson e Smith, 2007). A relação entre as perdas de COP e o caudal de escorrências é mais complexa do que o de COD, porque o processo de transporte de uma quantidade significativa de COP requer uma energia inicial (Lawler *et al.*, 1997).

O CID em soluções de solo pode ter varias origens: dissolução de CO₂ da atmosfera; dissolução de CO₂ presente nos solos como resultado da atividade biológica; dissolução dos carbonatos no solo da zona de infiltração por exemplo: CaCO₃, MgCO₃, CaMg(CO₃)₂, ou interperismo de carbonatos de rocha mãe (Freeze e Cherry, 1979). O equilíbrio e a proporção de formas dissolvidas aniônicas de CID (HCO₃⁻ e CO₃²⁻) dependem de temperatura, do pH e de presença dos iões na água.

Em solos ácidos orgânicos, as concentrações de CID nas águas do solo são mais baixas do que em solos minerais alcalinos (Dawson e Smith, 2007).

O Carbono Inorgânico Particulado (CIP) está presente nos fluxos superficiais associado aos processos erosivos mecânicos de carbonatos.

O CO no solo, que fica localizado muito próximo da superfície, é drasticamente afetado por processos de erosão (Lal, 2003). As águas de precipitação arrastam o solo, rico em nutrientes e MO, enriquecem os solos de base de encostas ou provocam o enchimento dos rios ou lagoas. Segundo os estudos de Dawson e Smith (2007) as perdas de C provocadas por erosão do solo (Figura 6), nomeadamente por escorrências superficiais, ainda não estão contabilizadas no total, e não podem ser ignoradas no contexto do ciclo de C global.

A avaliação do escoamento superficial, a produção de sedimentos e a remoção de CO pelos maiores eventos mensais ao longo do primeiro ano após um incêndio florestal no Centro de Portugal usando as parcelas em diferentes escalas são discutidas neste trabalho.

1.4 Objetivos

O objetivo principal do presente trabalho consiste no estudo da ação dos incêndios florestais nas perdas de C por exportação em escorrências de duas encostas recentemente ardidadas de eucaliptal xistoso na região Centro de Portugal.

Os objetivos específicos são:

1. Quantificar e comparar a exportação de C nos maiores eventos das escorrências mensais em duas plantações de eucalipto durante o primeiro ano após o incêndio à micro - escala e à escala de encosta.

2. Estudar as variações temporais dos teores de C nas escorrências das áreas queimadas.

3. Estabelecer as relações entre as perdas de CO e os processos hidrológicos e erosivos (precipitação, escorrência e perda de sedimentos) após-fogo à escala de micro-parcela e encosta.

CAPÍTULO 2 - Exportação de carbono por escorrência superficial pós-fogo, em dois eucaliptais

2.1. Resumo

Os incêndios florestais são um fenómeno frequente e recorrente nos ecossistemas mediterrânicos. Tem vários impactos ecológicos e ambientais, entre outros pelos seus efeitos de curto e médio prazo sobre as características físicas e químicas do solo como, por exemplo, a quantidade e qualidade da sua matéria orgânica (MO). Os efeitos no solo podem, ainda, aumentar a ocorrência de processos erosivos, levando à perda de um recurso natural que seja pouco renovável. Devido à grande quantidade de carbono (C) armazenado no solo, mesmo pequenas mudanças na MO dos solos poderão ter um efeito significativo sobre os ciclos biogeoquímicos e, conseqüentemente, sobre o clima global. A erosão do solo, aparte de provocar perdas diretas de MO, aumenta a exposição da MO aos processos de mineralização, o que representa um dos principais fatores de perdas de C da superfície da terra. Embora seja bem documentado que os incêndios podem ter grandes impactos sobre os processos hidrológicos e de erosão, as perdas de MO por escorrências superficiais foram pouco estudadas. O presente trabalho faz parte do projeto FIRECNUTS (PTDC/AGR-CFL/104559/2008), em que um dos objetivos principais é precisamente quantificar estas perdas.

As escorrências que correspondem aos maiores eventos de precipitação mensal durante o primeiro ano após incêndio foram medidas, colectadas e analisadas em laboratório. Os estudos tiveram também como o objectivo a identificação das variações temporais do teor de C em escoamentos de encostas queimadas e análise de impacto de vários fatores sobre a perda de C em suas diferentes condições bem como a detecção de uma ligação entre as perdas de carbono orgânico (CO), processos hidrológicos em diferentes escalas durante o primeiro ano após o fogo. Para este fim foi seleccionada uma área de floresta de 250 ha que ardeu durante o verão de 2010 no concelho de Sever do Vouga (Região Centro de Portugal) e, dentro desta área, duas as encostas com plantações de *Eucalyptus globulus* Labill. sobre xisto. Ambas as encostas foram instrumentadas com dois tipos de parcelas de erosão 4 micro-parcelas com 0.25 m² e uma parcela à escale de encosta com 112,47-191,73 m². Para este estudo analisou-se as amostras de escorrência superficial produzida pelo maior evento de precipitação de cada mês entre Setembro de 2010 e Setembro de 2011. As amostras recolhidas no campo foram filtrados no laboratório, e o filtro e o filtrado da cada amostra foram analisados separadamente. Para a determinação do CO Total foi utilizado um Analizador TOC-V CPH - Shimadzu, equipado com um amostrador de sólidos SSM-5000A devidamente calibrado. O carbono orgânico dissolvido foi determinado através da oxidação a temperatura elevada (680°C) com catalisador de platina. A amostra foi acidificada com HCl 2N e depois para enfim ocorrer à detecção em um detector dispersivo de infravermelho. O C particulado

foi determinado pela oxidação da amostra à temperatura de 900°C, usando oxigénio ultra puro para obter o produto final CO₂. Para determinação de C amostra solida foi acidificada com ácido fosfórico diluído com água ultra pura (1:2, v/v) e aquecida à temperatura de 200°C. As concentrações de C nas escorrências ao longo de estudos variaram entre CO dissolvido (COD) - 1,86 a 114,0 mgL⁻¹; C inorgânico dissolvido (CID) - 0,5 a 102,5 mgL⁻¹ e CO particulado (COP) - 12,4 a 1328 mg/L⁻¹. Os resultados obtidos indicam que as ambas de encostas apresentam valores de escorrência e perdas de sedimentos semelhantes aos valores obtidos por outros estudos em áreas aridas na região de estudo. Em ambas as encostas observou-se mais escorrência e maiores, perdas de sedimentos e de CO à escala de micro-parcela do que de encosta. No entanto, as diferenças entre as duas encostas não eram consistentes às duas escalas. Devido a pouca erosão observada em ambas as encostas nas escorrências após fogo as perdas de COD e COP pequenas. As concentrações de COD bem como de CID apresentaram baixos coeficientes de correlação com as quantidades de precipitação e de escorrência, indicando a importância de outros factores como, por exemplo recuperação da vegetação, humidade do solo, repelência do solo à água que devem ser investigados.

2.2. Abstract

Forest fires are common and regular phenomenon in Mediterranean ecosystems. They cause various short and long-term changes of physical and chemical properties of the soil such as quantity of organic matter (OM) and its quality. The fire can also increase erosion of the soil that leads to loss of non-renewable natural resources. Due to high amount of carbon (C) stored in soil, even slight alterations of organic matter can affect significantly biogeochemical cycles, hence, affect the whole global climate. Besides that erosion induces direct organic matter loss, increases impact of OM on mineralization which occurs to be the main factor of carbon loss from surface. Much research about negative impact of fires on hydrological processes and erosion has been done, however, there is still little research about loss of organic matter caused by runoffs.

This present research is a part of the project FIRECNUTS (PTDC/AGR-CFL/104559/2008). The main aim of the research is to assess qualitatively the loss of organic matter by runoff. To have done so, runoffs that correspond to maximum precipitation rate during the first year after fire were measured, collected and analyzed in laboratory. Research also aimed at identification of temporary variation of carbon content in surface runoff of burnt slopes and at analysis of various factors influencing carbon losses in different conditions as well as detection of connection between organic carbon loss (OC) and hydrological processes on different levels during the first year after the fire. In order to achieve this aim two slopes with eucalyptus plantation located in 250 ha of forest area were chosen for taking measurements. The area was affected by fire

during summer 2010 in Ermida, North Vouga (Central region of Portugal). Both slopes were divided into two types of sites for erosion observation. Thus, in total, slopes had four bounded-plotes with 0,25 m² and one site with slope scale ranging from 112,47 until 191,73 m². During this research samples of the runoffs that have occurred after maximum precipitation every month in period from September 2010 until September 2011 were analysed. Collected samples were filtered in laboratory and filters from each of the sample were analyzed separately. For determining the Total Organic Carbon Analyzer was used TOC-V_{CPH} - Shimadzu equipped with solid sampler SSM-5000A calibrated. Dissolved organic carbon was determined by oxidation at elevated temperature (680°C) with platinum catalyst. The sample was acidified with 2N HCl and then finally to occur in a detector to detect dispersive infrared. The carbon particles was determined by oxidation of the sample at a temperature of 900 ° C, using ultra pure oxygen for the final product – CO₂. For determination of IC solid sample was acidified with phosphoric acid diluted with ultra pure water (1:2, v / v) and heated at 200°C. Carbon concentrations in runoffs varied throughout the research. Thus, COD was in 1,86 - 114,0 mg L⁻¹ range, CID in 0,5 - 102,5 mg L⁻¹ and COP in 12,4 a 1328 mg L⁻¹. Results have shown that runoffs from both slopes and precipitation loss were similar to values obtained on different burnt sites of the same region. The greatest runoffs and CO loss were observed on micro-scale of the both slopes, there as the least are observed on slope scale. Nonetheless, differences were still noticeable not only between two slopes, but also between two scales. The loss of dissolved and suspended organic carbon by surface runoffs was insignificant due to not very wide erosion that is observed on both slopes after fire. These losses were caused not by quantity of carbon in runoff, but by its concentration. At the same time, concentration of COD and CID showed small coefficient of correlation with precipitation amount and amount of collected runoff. This indicates the importance of various factors such as temperature, recovery of vegetation, humidity of the soil, soil water repellency that are necessary to be investigated as well.

2.3. Introdução

As crescentes evidências de mudanças climáticas causadas pelo aumento de concentração de CO₂ (V Protocolo de Quioto, 1997) têm provocado grande interesse no ciclo de carbono orgânico do solo (COS) florestal, que constitui um dos maiores reservatórios de carbono (Robert, 2011).

A dinâmica do COS está diretamente relacionada com o uso do solo e com uma combinação de fatores como fortes declives, clima e catástrofes ecológicas (nomeadamente incêndios florestais). Dependendo do seu estado, o solo pode emitir o CO₂ para a atmosfera, ou este pode acumular-se na forma de matéria orgânica (MO) (IPCC, 2000).

A MO melhora as propriedades físicas, químicas e biológicas de um solo, mantém um solo bem estruturado e com uma boa porosidade, contribuindo por exemplo para o desenvolvimento do sistema radicular das plantas (González-Pérez *et al.*, 2004). Por sua vez, a estrutura e a porosidade de um solo são fundamentais para a sua capacidade de infiltração e a sua resistência à erosão hídrica (Costa, 2004).

O carbono orgânico (CO) é o principal componente da MO do solo. Estima-se que, à escala mundial, a quantidade total de CO armazenado nos solos seja de aproximadamente 300×10^{13} kg (FAO-UNESCO, 1988). No caso de Portugal Continental, a quantidade de CO nos primeiros 30 cm do solo é extremamente variável, variando entre 0,21 e 23,50 kg m⁻² (Madeira *et al.*, 2004). As diferenças de uso de solo são um fator importante nesta variabilidade. Por exemplo, desflorestação pode diminuir, a quantidade de CO armazenado num solo de 20 até 50 %. As perdas de CO por a desflorestação podem, em grande parte, resultar de erosão do solo e, nomeadamente, dos seus horizontes superficiais mais ricos em CO (Eswaran *et al.*, 1993; Bertol *et al.*, 2007).

Os incêndios florestais são um fenómeno frequente e recorrente nos ecossistemas florestais Mediterrânicos (Pausas, 2004) que provocam, entre outras consequências, várias alterações nas características do solo (Certini, 2005). Dependendo da sua severidade, os fogos afetam diretamente ou indiretamente e por períodos de curta a média duração características como a porosidade, a permeabilidade, a humidade, o pH e o teor e composição de MO (González-Pérez *et al.*, 2004; Certini, 2005; Dale *et al.*, 2007; Chaplot e Poessen, 2012).

Tem sido observado frequentemente um forte aumento de escorrência superficial após incêndios florestais. Estes aumentos são habitualmente atribuídos a um conjunto de fatores como, por exemplo, a repelência à água do solo (Shakesby *et al.*, 1993; DeBano, 2000; Doer e Thomas, 2000, Ferreira *et al.*, 2000), a perda da cobertura vegetal e de manta morta (Johansen *et al.*, 2001) e a compactação do solo por partículas de sedimentos (Neary, *et al.* 1999) e por cinzas (Woods e Balfour, 2010). As escorrências superficiais após-fogo transportam frequentemente sedimentos ricos em MO e nutrientes, degradando a fertilidade dos terrenos afectados. No entanto, em Portugal, as perdas de sedimentos após incêndios têm sido estudadas com muito maior frequência que as perdas de MO e, em particular, de CO.

A presença C em escorrências superficiais resulta de seguintes processos principais, que são decomposição e a mineralização, a lixiviação e a erosão (Meyer *et al.*, 1998; Gregoricha *et al.* 1998). O C pode estar presente em três fracções: Carbono Orgânico Particulado (COP), Carbono Orgânico Dissolvido (COD) e Carbono Inorgânico Dissolvido (CID) (Johnson *et al.*, 2006; Dawson e Smith, 2007).

Neste estudo, o COD e CID são definidos como as frações de carbono que passam por um filtro de microfibras com porosidade entre 12-15 µm, O COP, por sua vez, é a fração retida pelo mesmo filtro. Assim a carga total de C na escorrência pode ser descrita pela seguinte fórmula:

$$COD + COP + CID = \text{carga total de carbono}$$

As concentrações de COD e COP em águas superficiais dependem de vários fatores como, por exemplo, o estado do solo, a precipitação, a sazonalidade e o declive da encosta (Dawson *et al.*, 2002).

A principal fonte de COD é o CO no solo derivado, nomeadamente os compostos instáveis de baixo peso molecular e ácidos húmicos, quimicamente dependentes da origem do C terrestre. A actividade microbiana e a fotodegradação levam à mineralização do COD e à formação de CID. O CID é considerado como a soma do CO₂ e dos iões carbonatados (CO₃²⁻) e bicarbonatados (HCO₃⁻), cujas formas estão fundamentalmente relacionadas com o pH do meio (Stevenson e Cole, 1999). Além disso, o meteorização de carbonatos de rocha mãe também vai aumentar a carga de CID em escorrências.

O principal objetivo deste estudo é uma primeira quantificação das perdas de carbono, nas suas três frações, por escorrência superficial pós-fogo. Para tal, estudaram-se dois eucaliptais recentemente ardidos na Região Centro do Portugal, recolhendo e analisando amostras de escorrência dos maiores eventos mensais durante os primeiros treze meses após um incêndio florestal.

2.4 Materiais e métodos

2.4.1 Área e locais de estudo

A área de estudo, Ermida, localiza-se na zona Centro de Portugal, distrito de Aveiro, concelho de Sever do Vouga (Figura 7), e está situada a uma altitude média de 305 m acima do nível médio da água do mar. Segundo os dados do Relatório Anual de Áreas Ardidas e Ocorrências (AFN, 2011), o incêndio ocorreu a 26 de Julho 2010, destruindo um total de 295 ha. O período do presente estudo corresponde ao primeiro ano após o incêndio, nomeadamente desde Agosto 2010 até Setembro 2011.

A área de estudo tem um clima temperado húmido (classificação de Köppen; ARH, 2002), com temperatura média anual de 14,9°C (estação de Barragem de Castelo Burgães; SNIRH, 2012) e precipitação média de 1609 mm (SNIRH, 2011: 1990-2010). A área de estudo é caracterizada por

ter um relevo acidentado, e está inserida na bacia Hidrográfica do Vouga. Apresenta também um relevo acidentado com declives de 20°. A geologia da zona é composta principalmente por xistos. Predominam os povoamentos de Eucalipto (*Eucalyptus globulus* Labill.) ou Pinheiro bravo (*Pinus pinaster* Ait.), enquanto também a vegetação (sub-) arbustiva apresenta um elevado grau de incendimento (PME, 2006).

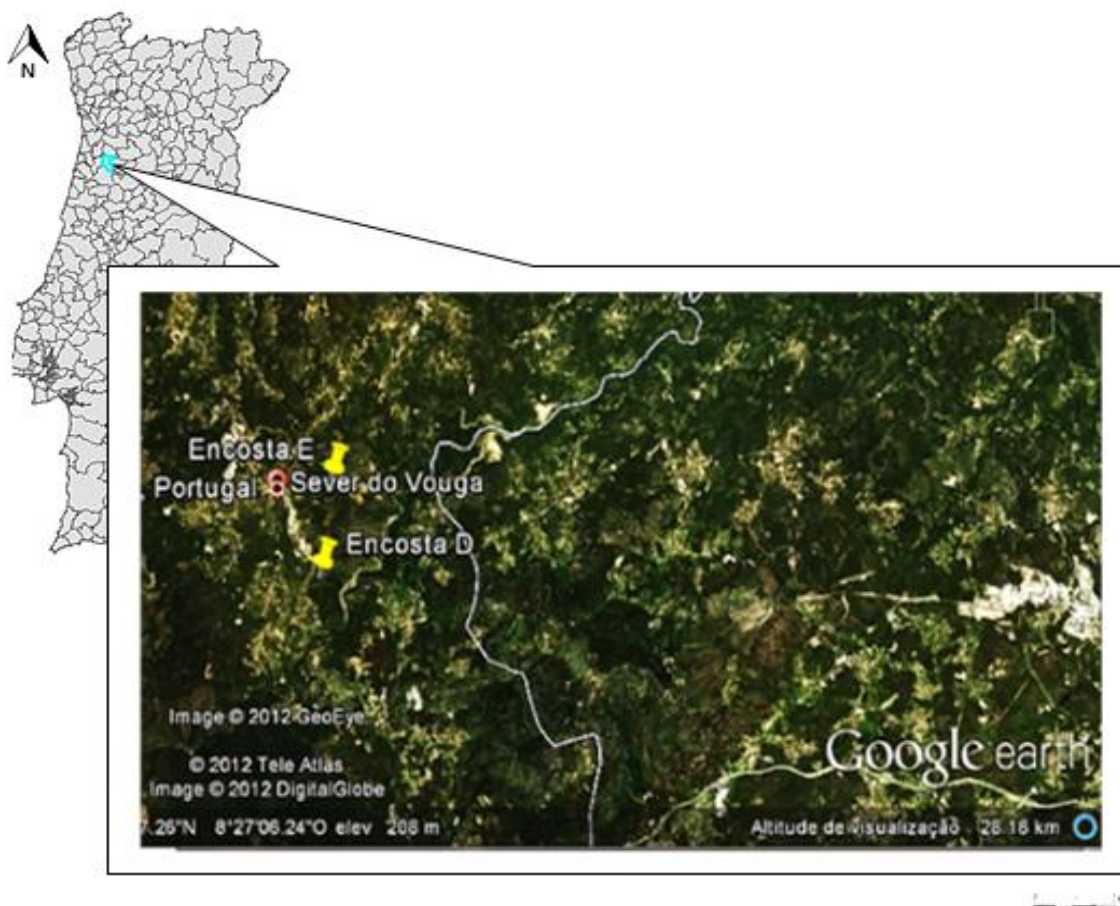


Figura 7 - Localização da área e dos locais de estudo

2.4.2 Desenho experimental

Dentro de área de estudo foram selecionadas duas encostas: D e E. As principais características das encostas estão apresentadas na Tabela 1. Trata-se de duas plantações de eucalipto com solos derivados de xistos. Ambos os eucaliptais foram instrumentados com parcelas de erosão para recolher as escorrências de acordo com o esquema da Figura 8. Foram instaladas quatro micro-parcelas fechadas (BP's, "bounded plots") e uma parcela aberta na base de encosta (OP's, "open plots") (Figura 8). As BP's eram quadradas e tinham, uma largura de

aproximadamente 2 m dimensões enquanto as OP's tinham entre 112 m² (encosta D) e 191 m² (encosta E). As saídas das parcelas estavam ligadas a tanques de 30 (BP's) e 70 litros (OP's) para a recolha da escorrência superficial.

Tabela 1- Características gerais dos locais de estudo

	Encosta D	Encosta E
Espécie florestal predominante	<i>Eucalyptus globulus</i>	<i>Eucalyptus globulus</i>
	Labill	Labill
Coordenadas	40°43,502'N 8°20,963'O	40°44,096'N 8°21,266'O
Altitude (m)	183	200
Orientação	N	SO
Declive (°)	20 ± 2	19 ± 3
Conteúdo de MO no solo (0-2 cm) (%)	22	16
Textura [0-2] cm	Franco argilo-arenoso	Franco-arenoso
Areia (%)	67	71
Limo (%)	9	10
Argila (%)	24	18

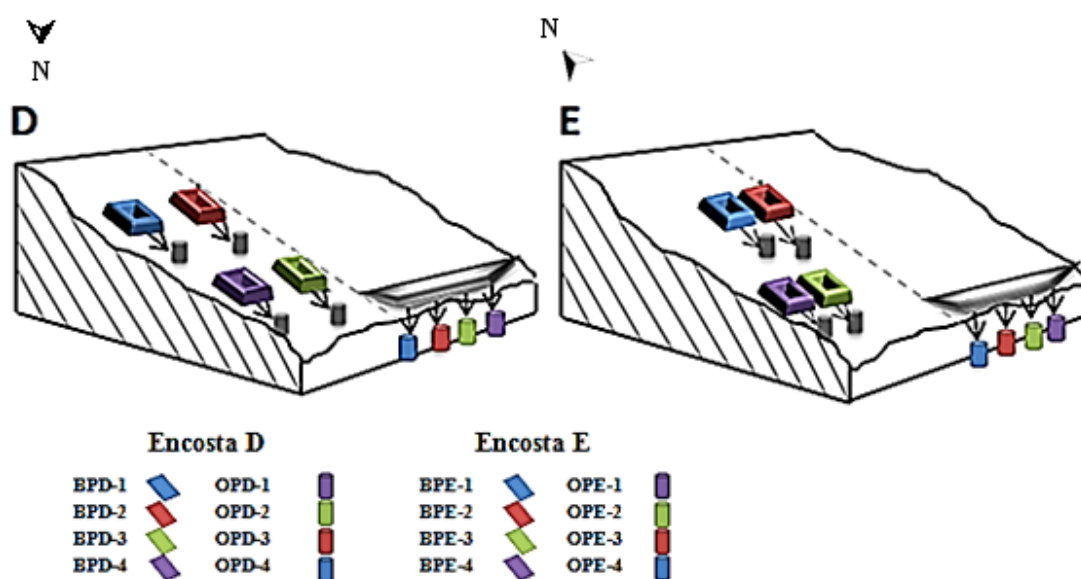


Figura 8 - Esquema da instrumentação dos locais de estudo com quatro micro-parcelas de escorrência (BP's) e uma parcela à escala de encosta (OP's).

2.4.3 Recolha de dados e amostras no campo

Aproximadamente um mês após o incêndio deu-se início à recolha de amostras. As leituras de precipitação e recolha das amostras de escoamentos foram realizados em intervalos de 1 a 2 semanas, dependendo da ocorrência de precipitação. Antes da colheita das amostras de escoamentos, estas foram homogeneizadas. De seguida, as amostras foram recolhidas em garrafas de polietileno (0,5 L) previamente lavadas com ácido clorídrico ($\text{pH} < 2$) e água destilada. Depois de recolhidas as amostras, os frascos que as continham foram colocados em arcas térmicas e transportados para o laboratório, para posterior filtração. O número total de amostras de escoamentos recolhidas e analisadas foi de 192 amostras em ambas as encostas.

2.4.4. Análise laboratorial

A análise de textura do solo foi realizada segundo o método internacional da análise mecânica e seguindo a classificação do USDA, enquanto a determinação de fração da MO foi determinada pela perda de peso por calcinação. Todas as amostras de solo secas ao ar foram sujeitas a uma temperatura de 550°C durante 4 horas numa mufla (Botelho da Costa, 2004).

Foram filtrados 50 mL de escoamentos com filtros de microfibras de 12-15 μm de poro, previamente pesados e congelados até à análise. Os filtros com sedimentos foram secos numa estufa a 50°C durante 48 horas. As águas de escoamento, depois de filtradas, foram utilizadas para a determinação de frações dissolvidas de carbono das amostras, tais como COD e CID. O material particulado retido no filtro serviu para determinar o conteúdo de COP e CIP nas escoamentos (Figura 9).

Para determinar a quantidade de CO presente nas escoamentos, que pode ser considerado como soma de COD e COP foi utilizado um analisador Shimadzu com dois módulos TOC-V_{CPH} (combustão húmida) e SSM-5000A (combustão seca) (Figura 10b). O TOC-V_{CPH} faz a análise do carbono total dissolvido seguida da análise do carbono inorgânico dissolvido e pela diferença das duas determinações obtém-se o carbono orgânico dissolvido. De modo semelhante o mesmo instrumento acoplado ao módulo SSM-5000A determina o carbono total e o carbono inorgânico das amostras sólidas e pela diferença das duas quantidades obtém-se o carbono orgânico.

O Analizador TOC –Shimadzu é um equipamento com o qual é possível obter análises rápidas, altamente reprodutível e grandemente automatizado (Anexo I).

Para determinar a concentração de carbono em amostras foram utilizadas três etapas: acidificação, oxidação e a quantificação (através da detecção do CO₂ formado, por infravermelhos não dispersivo (NDIR) (Shimadzu Corporation, 2009).

O COD nas soluções de escorrência em análise é proveniente de compostos orgânicos, de componentes biogeoquímicos do solo gerados a partir de lixiviação de manta morta e da actividade da biomassa microbiana no solo (Chantigny, 2003) O COD teoricamente abrange todos os componentes orgânicos de uma amostra, independentemente de seu estado de oxidação (Stevenson e Cole, 1999). O CID em soluções em análise é considerado como a soma do CO₂ e dos iões carbonatados (CO₃²⁻) e bicarbonatados (HCO₃⁻), cujas formas estão fundamentalmente relacionadas com o pH do meio (Stevenson e Cole, 1999). Além disso, o meteorização de carbonatos de rocha mãe também junto com efeito de lixiviação de precipitação aumenta a carga de CID em escorrências (Dawson e Smith, 2007).

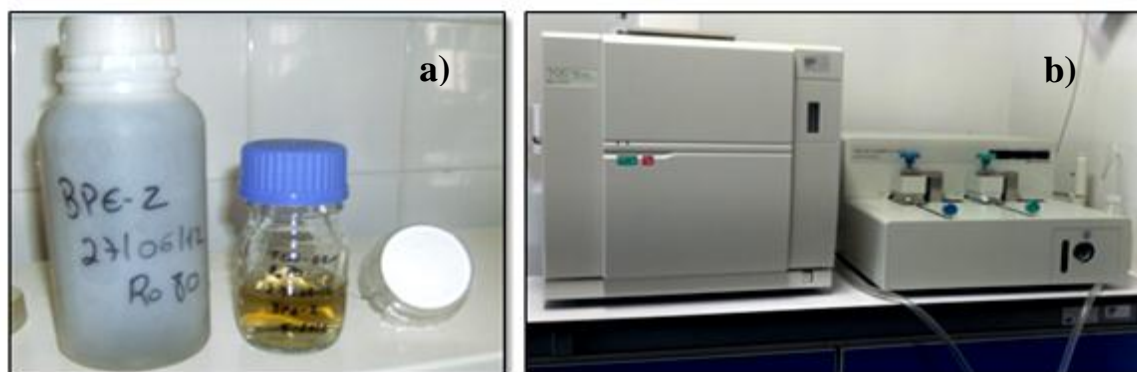
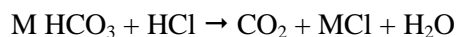


Figura 9 - a) Amostras de escorrências recolhidas antes (frasco plástico de 0,5 L) e depois de filtração (frasco de vidro e filtro de microfibras); b) Analizador TOC- Shimadzu (esquerda: modulo Shimadzu TOC-V CPH, direita: modulo Shimadzu SSM-5000A)

2.4.4.1 Análises de Carbono

O Carbono Total dissolvido (CT) foi determinado através da oxidação da amostra à temperatura de 680°C na presença de um catalisador de platina e em atmosfera de oxigénio num analisador de carbono. É a soma dos compostos de carbono orgânico e inorgânico presentes numa amostra. Após a combustão, o CO₂ é direccionado para dentro da célula do detetor, onde ocorre a absorção de luz infravermelha. O sinal de detecção de CO₂ ocorre em função do tempo que o CO₂ flui na célula do detetor e da sua concentração, sendo esta fluidez contínua. As suas medidas serão somadas, resultando em picos. A área deste pico é proporcional à concentração de CO₂ (Shimadzu, 2009), que por sua vez é proporcional ao conteúdo em carbono da amostra.

O Carbono Inorgânico dissolvido (CID) é uma combinação de carbonatos e bicarbonatos. A parte líquida das amostras foi acidificada com uma pequena quantidade de ácido clorídrico. Assim os carbonatos e hidrogenocarbonatos foram convertidos a CO₂ segundo as seguintes reacções:



Sendo: M₂ e M – metais com valências ⁺² e ⁺¹ respetivamente. O CO₂ é o produto final da reacção química determinada quantitativamente por NDIR.

O conteúdo de Carbono Orgânico Total dissolvido (COT) presente na amostra é determinado pela subtracção da concentração de carbono inorgânico (CI) da concentração de carbono total (CT)

$$COT = CT - CI$$

Também para as amostras sólidas se utiliza a mesma metodologia de quantificação de Carbono Orgânico Particulado (COP). Assim, o carbono orgânico é determinado por subtracção do carbono inorgânico do carbono total. O CT é determinado pela oxidação da amostra à temperatura de 900 ° C, usando oxigénio ultra puro para obter o produto final – CO₂. O catalisador de platina coberto por óxido de alumínio garante uma oxidação completa dos componentes gasosos. Para determinação de CI a amostra é acidificada com ácido fosfórico diluído com água ultra pura (1:2, v/v) e aquecida à temperatura de 200°C sendo os carbonatos e hidrogenocarbonatos transformados em CO₂.

Em ambos os casos, o CO₂ libertado é determinado por meio do método de NDIR (método de detecção infravermelho não dispersivo).

Ao longo de análises realizadas verificou-se que os valores obtidos para o C total e C inorgânico da componente líquida das escorrências, são superiores aos LD e LQ do método. Sendo assim a quantidade de CO nessa componente foi calculado a partir de fórmula:

$$COD \text{ (Carbono Orgânico Dissolvido)} = CT \text{ (Carbono Total)} - CID \text{ (Carbono Inorgânico Dissolvido)}$$

A quantidade de carbono inorgânico dos filtros (CIP) foi inferior ao limite de detecção do método de análise, de modo que pode-se considerar que o conteúdo de carbono inorgânico é zero, ou seja:

$$\text{COP (Carbono Orgânico Particulado)} = \text{CT (Carbono Total)}$$

2.4.4.2 Rectas de calibração

Para a garantia da qualidade analítica dos resultados dos dois módulos de determinação de carbono em amostras líquidas e sólidas, procedeu-se a uma calibração periódica, a fim de validar no início de cada dia as rectas de calibração anteriormente efectuadas.

Para a determinação do carbono total dissolvido, prepararam-se padrões de hidrogenoftalato de potássio ($\text{KHC}_8\text{H}_4\text{O}_4$), com concentrações entre 0 a 10 mg L^{-1} construiu-se uma reta de calibração representando as áreas dos picos em função da concentração em carbono. Para o carbono inorgânico (CI) a reta foi preparada com os padrões com concentrações na gama de 0 a 10 mg L^{-1} de hidrogenocarbonato de sódio (NaHCO_3). De seguida fizeram-se as respectivas retas de calibração. A água utilizada na preparação das soluções foi água ultrapura MiliQ.

Para a determinação de carbono orgânico particulado, foi construída a curva padrão com glicose ($\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$) na gama de massas de 0,5 a 10 mg de $\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$.

Foram obtidas as respectivas equações das retas ($y = bx + a$), coeficiente linear (a), angular (b) e coeficiente de correlação (R^2).

Tabela 2 - Determinação de LD e LQ por rectas de calibração

	Padrões de rectas de calibração		LD(mg/L ou mg C) *	LQ(mg/L ou mg C) *	R^2	Equações das retas.
CT	0 - 10	mg L^{-1}	0,64	2,16	0,999	$y = 4,841x + 1,688$
CI	0 - 10	mg L^{-1}	0,50	1,68	0,998	$y = 12,825x + 2,119$
COT	0 - 40	mg	0,27	0,9	1,000	$y = 91,301x + 6,089$

* LD – Limite de Detecção, $LD = a + 3 S_y/x$

*LQ – Limite de Quantificação, $LQ = a + 10 S_y/x$

a - coeficiente linear

S_x/y - desvio padrão da reta

Em cada sessão de trabalho verificou-se a validade da calibração em vigor analisando um padrão com uma concentração situada a meio da reta. A calibração em vigor era aceite se os desvios, entre os valores obtidos e os previstos para o padrão, não fossem superiores a 10%, caso contrário procedia-se a uma nova calibração.

Os Limites de Detecção (LD) e de Quantificação (LQ) que foram determinados matematicamente pela relação entre desvio padrão da curva de calibração e sua inclinação (Tabela 2), através do método descrito por Miller e Miller (2005). O LD representa a menor concentração do analito que pode ser detectada, utilizando um determinado procedimento experimental. Já o LQ representa a menor concentração do analito que pode ser quantificada.

2.4.5. Os cálculos de exportação de C e coeficientes de escorrência superficiais

A massa de COD, COP e CID transportados pela escorrência, foi calculada através da seguinte equação:

$$m_i = \frac{C_i \times V_{\text{escorrência}}}{A_{\text{parcela}}}$$

m_i - massa das formas de C em escorrências ($mg\ m^{-2}$),

$V_{\text{escorrência}}$ - volume de escorrência entre datas de amostragem (L),

A_{parcela} - área da parcela (m^2)

C_i - concentração de C nas escorrências ($mg\ L^{-1}$)

O coeficiente de escorrência (%) é calculado como o rácio de escorrência/quantidade de precipitação. É multiplicado pela razão entre a área de parcela e a denominada área horizontal projectada (AHP), de modo a corrigir o coeficiente de escorrência com o declive, para possibilitar a comparação entre parcelas. A fórmula de cálculo é a seguinte:

$$C.E. = \frac{Rt}{P} \times \frac{1}{\cos(\theta)} \times 100 = \frac{Rt}{P} \times \frac{0,28}{AHP}$$

$C.E.$ - coeficiente de escorrência (%)

Rt - escorrência total em todo período (mm)

P - quantidade total de precipitação durante o mesmo período (mm)

AHP - área horizontal projectada (m^2)

2.5. Resultados e discussão

2.5.1. Valores globais de perdas de carbono, escorrência superficial e taxas de erosão

Na Tabela 3, encontram-se resumidos os resultados obtidos nos maiores eventos mensais de escorrência durante o período de Setembro 2010 a Setembro de 2011, bem como as perdas de carbono orgânico total (COT), carbono orgânico dissolvido (COD), carbono orgânico particulado (COP) e carbono inorgânico dissolvido (CID) neste período.

À escala de micro-parcelas verificam-se as perdas de COT são, em média, claramente maiores na encosta E do que na D (32,3 vs. 14,0 g m⁻²). Esta diferença reflete sobretudo uma maior mobilização na encosta E de CO em forma particulado (30,0 vs. 11,8 g m⁻²) do que em forma dissolvido (2,4 vs 2,1 g m⁻²). O coeficiente de escorrência superficial médio é similar para as duas encostas (33-34 %) mas as perdas de sedimentos são, em média, quatro vezes maior na encosta E do que na encosta D (130 vs. 33 g m⁻²). Na comparação entre as micro-parcelas de ambas encostas verifica-se que a escorrência nem sempre contribui para as perdas de sedimentos e de CO. Assim os 90 mm de escorrência na micro-parcela BPE-3 causaram 38 g m⁻² de perdas de sedimentos nessa parcela, enquanto nas micro-parcelas da encosta D os 42 g m⁻² de sedimentos foram arrastados por 238 mm de escorrência na micro-parcela BPD-1 e 328 mm na micro-parcela BPD-3. Na encosta D as perdas de 17 gm⁻² de COT foram obtidas com 238 mm de escorrências na BPD-1 enquanto em BPD-4 com 328 mm. Na encosta E 31 gm⁻² de COT foi arrastado por 362 mm de escorrências na micro-parcela BPE-1 enquanto as menores quantidades de escorrências de BPE-4 (182 mm) causaram uma perda maior (37,2 gm⁻²).

Analisando a micro-parcela BPE-2 e comparando com as outras micro-parcelas da mesma encosta observa-se maior coeficiente de escorrência (51%), assim como a maior perda de COT (43,7 g/m²), de COP (40 g/m²), de COD (3,7 g/m²), de CID (6,25 g/m²) e de sedimentos (263 g/m²).

Relativamente as perdas à escala de encosta os valores de perdas de carbono são muito menores de que à micro-escala. À escala de encosta, a diferença na perda de COT entre a encosta D e a E em termos de valores absolutos é pequena (1,5 g m⁻²), embora em percentagem a encosta D apresenta um 35% de perdas mais do que a encosta E. À microescala esta diferença eleva-se até o 43%.

Ao contrário da microescala, as maiores perdas de COT à escala de encosta coincide com os maiores coeficientes de escoamento e não apenas com as maiores perdas de sedimentos.

A escala encosta as diferenças na exportação de C nos dois locais de estudo poderia ser explicada por diferenças da escorrência superficial (com coeficientes de escoamento muito diferentes, de 4 e 13%), embora na microescala as duas encostas apresentam coeficientes de

escoamento similares (33 e 34%) mas as perdas de C são de 14 g m⁻² na encosta D e de 32 g m⁻² na encosta E.

A perda de COT à escala de encosta reflete-se basicamente nas perdas de COP (5,5 g m⁻² na encosta D vs. 4,1 g m⁻² na encosta E). As perdas de CID nas duas encostas diferem pouco mas são também maiores na encosta D (0,2 versus <0,1 g m⁻², respectivamente).

Assim de um modo geral as perdas de C em ambos os locais e em ambas as escalas foram largamente determinada pela fracção de carbono particulado, correspondentes pelo menos ao 83% do total de carbono exportado.

O predomínio da fracção particulada foi mais pronunciada nas escorrências à escala de encosta, com 96-98% versus 83-91% à microescala.

Observa-se que a variabilidade de perdas das varias fracções de carbono entre micro-parcelas é maior de que em parcelas abertas.

Esta primeira análise permite verificar que a escorrência não influencia na quantidade de perdas de sedimentos e de C, pois as mesmas quantidades de escorrência podem resultar em perdas muito diferentes quando confrontamos não só encostas diferentes mas também as diferentes parcelas da mesma encosta. O mesmo fenómeno foi observado em outras encostas da mesma área ardida (Caria, 2011, Machado et al., 2012), e também em encostas sitas no Centro de Portugal (Fernandes et al., 2010).

Os dois locais de estudo, no entanto, revelaram uma diferença nas duas escalas espaciais de estudo. A encosta D apresenta um conteúdo de CO de 65-67%, enquanto a encosta E apresenta um 85%. Os dados das microparcels individuais sugerem que no E sítio as fracções (in-) orgânicas dependem fortemente da sua inclinação.

Tabela 3 - Escorrência superficial, perda de C e de sedimentos erodidos nas micro-parcelas das encostas D e E durante os maiores eventos de precipitação mensais no primeiro ano após

<i>MICROESCALA</i>										
	D				E				Media	
	BPD-1	BPD-2	BPD-3	BPD-4	BPE-1	BPE-2	BPE-3	BPE-4		
Angulo de inclinação (°)	22	21	23	30	17	15	23	18	24,5	19
Total de precipitação (mm)	819	819	819	819	819	819	819	819	819	8819
Escorrência Total (mm)	238	239	206	328	362	382	90	182	253	254
Coefficiente de escorrência (%)	31	31	27	46	46	51	11	23	34	33
Total de sedimentos (g m ⁻²)	42,7	17,0	31,2	41,7	61,0	263,7	38,3	157,5	33,1	130,1
Perda de COT (g m ⁻²)	17,5	11,2	9,7	17,1	31,3	43,7	17,1	37,2	14,0	32,3
Perda de COD (g m ⁻²)	1,5	2,2	1,7	3,1	4,3	3,7	0,6	1,2	2,1	2,4
Perda de COP (g m ⁻²)	15,7	8,6	8,2	13,7	26,7	40,0	17,4	36,4	11,75	30,1
Perda de CID (g m ⁻²)	0,3	02	0,2	0,5	0,7	6,25	0,3	0,65	0,3	1,9

<i>ESCALA DE ENCOSTA</i>	
D	E
OPD's	OPE's
Angulo de inclinação (°)	19
Total de precipitação (mm)	819
Escorrência Total (mm)	29
Coefficiente de escorrência (%)	3,70
Total de sedimentos (g m ⁻²)	12,30
Perda de COT (g m ⁻²)	4,20
Perda de COD (g m ⁻²)	0,03
Perda de COP (g m ⁻²)	4,10
Perda de CID (g m ⁻²)	0,02

2.5.2. *Variação temporal das perdas de carbono*

2.5.2.1. *Á microescala*

A evolução temporal da perda das várias formas de C por escorrência superficial à microescala está representada na figura 10. Os valores obtidos apresentam uma variação temporal de perda das várias formas de C ao longo do período em estudo. Verifica-se uma maior perda de COD e COP na encosta E do que na encosta D, especialmente no período desde Setembro de 2010 até Abril de 2011.

Nas duas encostas, as maiores perdas de C ocorrem durante os seis primeiros meses após o fogo. Na encosta D o maior pico de perda de COP ocorre em Novembro de 2010 na parcela BPD-1 (14 g m^{-2}), enquanto na encosta E os maiores picos aparecem em Dezembro de 2010 nas parcelas BPE-2 (26 g m^{-2}) e BPE-4 (25 g m^{-2}).

Quanto as perdas de COD, os valores registados em todas as parcelas são pequenos e nunca superiores a 1 g m^{-2} com exceção dos primeiros eventos da parcela BPE-1 em Setembro e Novembro de 2010 ($1,1\text{-}1,2 \text{ g COD g m}^{-2}$).

As perdas observadas nos meses seguintes não são muito significativas, conforme também observado por Claya *et al.* (2009), cujo estudo da solução do solo e de escorrências das áreas após uma queima controlada no Reino Unido tinham apresentados picos de concentração de COD mas esses picos foram de curta duração.

Quanto as perdas de COD, os valores registados em todas as parcelas são pequenos e nunca superiores a 1 g m^{-2} com exceção dos primeiros eventos da parcela BPE-1 em Setembro e Novembro de 2010 ($1,1\text{-}1,2 \text{ g COD g m}^{-2}$). As perdas observadas nos meses seguintes não são muito significativas, conforme também observado por Claya *et al.* (2009), cujo estudo da solução do solo e de escorrências das áreas após uma queima controlada no Reino Unido tinham apresentados picos de concentração de COD mas esses picos foram de curta duração.

A variabilidade do conteúdo de CID nas amostras de escorrência de todas as parcelas das encostas D e E é pouca ao longo do ano, apresentando valores baixos entre $0,1\text{-}0,2 \text{ g m}^{-2}$, exceto na micro-parcela BPE-2 de Setembro a Novembro de 2010, com valores de $1,3$ até 2 g m^{-2} . As perdas totais anuais de CID nessa micro-parcela apresentaram $6,25 \text{ g m}^{-2}$, que são 16 vezes maiores, comparativamente com a média de perdas de g m^{-2} , por micro-parcelas de encosta D. Segundo Dawson e Smith, (2007) o conteúdo de CID nas águas de solo depende da temperatura, pH e conteúdo iónico da água presente no solo. Outros autores também referem que as quantidades de CID mobilizado são dependentes de outra série de factores, tais como o material de origem, tipos de solos, topografia e hidrologia (Hope *et al.*, 2004).

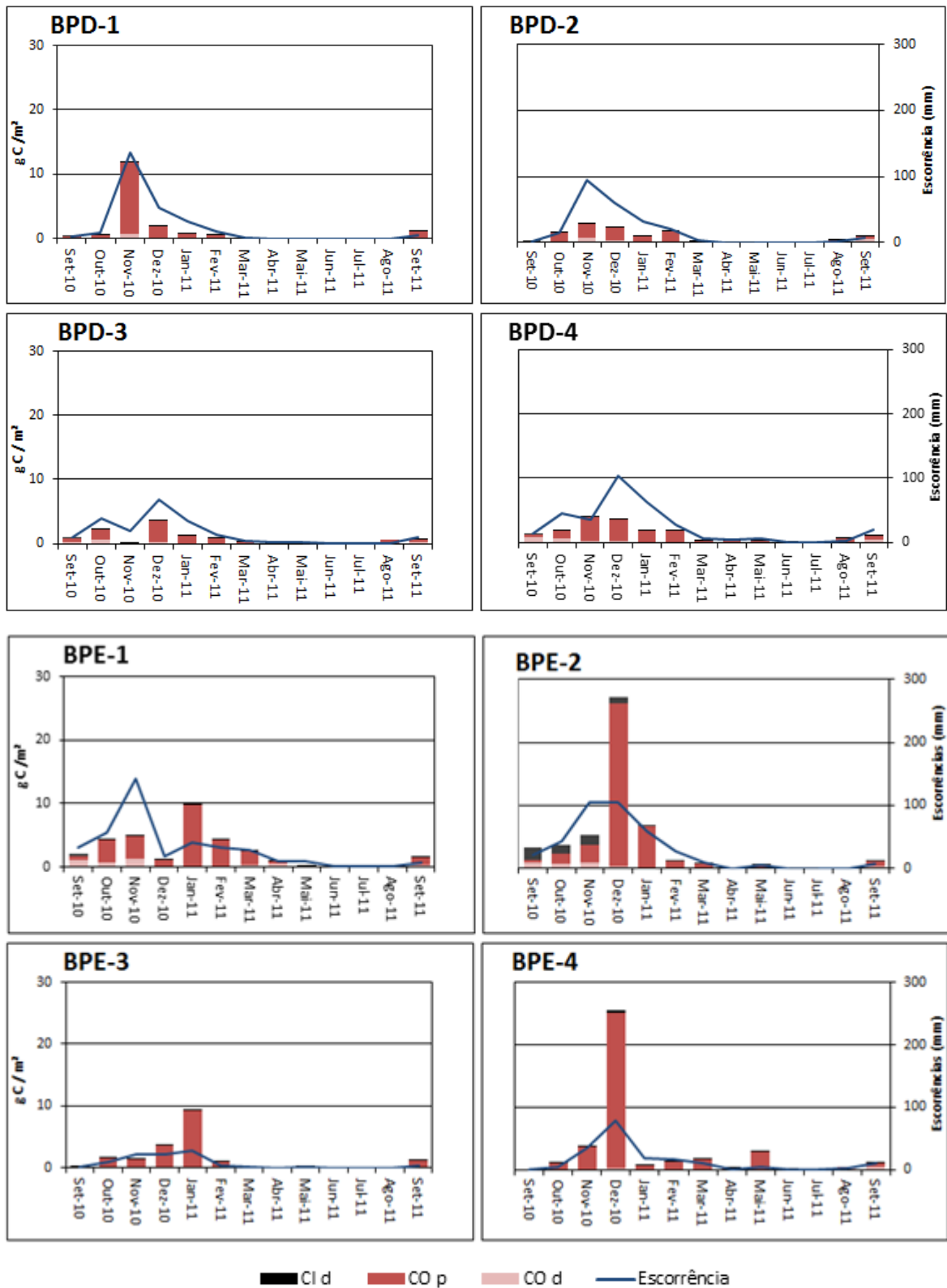


Figura 10 - Escorrências superficiais e perdas das várias formas de C nas micro-parcelas das encostas D e E.

A porosidade e os níveis de humidade do solo também podem controlar a proporção de CID que é transportado através da água do solo (Skiba e Cresser, 1991).

Observa-se na Figura 10 que os maiores picos de escorrência nem sempre coincidem com os maiores picos de perda de C. Um exemplo é a microparcela BPE-1 que mostra a maior quantidade de escorrência no mês de Novembro de 2010 enquanto que a maior perda de C observada ocorre no mês de Janeiro de 2011, possivelmente devido também à influência de outros factores.

A análise preliminar dos padrões temporais a microescala indica que as perdas de C variaram fortemente durante os meses de estudo, mas sem mostrar uma clara diminuição com o tempo após o incêndio. Isto concorda com os estudos de Andreu *et al.* (2001), onde as variações das quantidades de escorrências e de perdas de sedimentos obtidas ao longo do estudo apresentam os valores mais elevados no primeiro período após o incêndio

2.5.2.2. Á escala de encosta

À escala de encosta, as perdas de todas as formas de C, assim como as quantidades de escorrências são menores do que nas micro-parcelas (Figura 11).

Ao contrário do que se verifica nas micro-parcelas, a encosta D apresenta as maiores escorrências, o coeficiente de escorrência mais elevado e as maiores perdas de COT. A maior mobilização de COP foi detetada em Dezembro de 2010 nas duas encostas com 2,85 g m⁻² (encosta D) e 1,81 g m⁻² (encosta E). De uma forma geral, a variação temporal e a quantidade de C perdido por parcelas abertas são muito semelhantes em ambas as encostas, apesar de as quantidades de escorrências recolhidas na encosta D serem 3 vezes maiores do que a de encosta E.

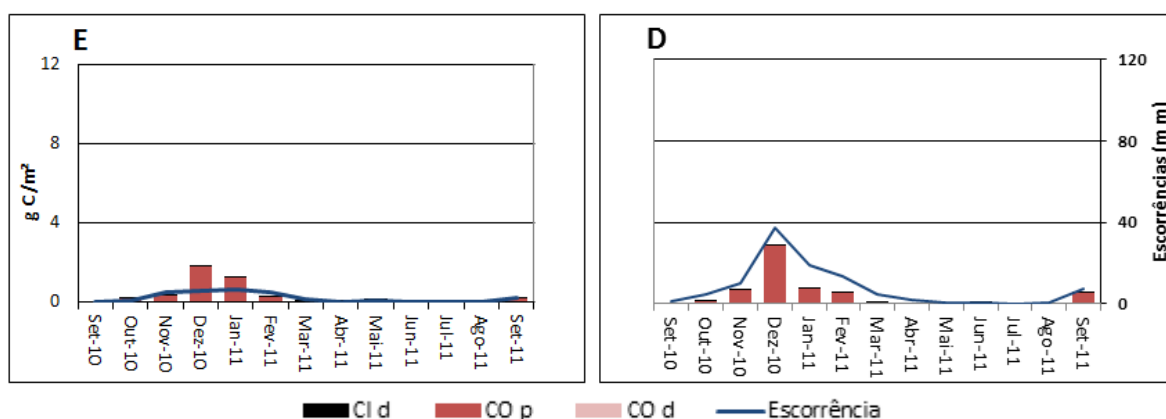


Figura 11 - Escorrências superficiais e perdas de várias formas de C nas parcelas abertas das encostas D e E.

Ao compararmos as duas escalas de trabalho, comprovamos que as maiores perdas de C em todas as parcelas das duas escalas ocorreram durante o período de Novembro de 2010 a Janeiro de 2011, correspondendo a 50-70% de perdas totais.

Segundo Qualls *et al.* (2000) o COD é a principal forma de C transportada da superfície florestal para os solos minerais. A temperatura do solo é um fator importante na regulação da taxa de decomposição de MO e formação do COD, bem como de CID em forma de produtos de decomposição CO₂ e CH₄, o que influencia a observação dos padrões sazonais de COD mais elevados no verão em comparação com os meses mais frios do inverno (Dawson e Shmith, 2007). É provável que os primeiros meses após o incêndio (Setembro-Outubro de 2010) se apresentaram com grandes quantidades de COD detetadas nas amostras de escorrências foram devidas as altas temperaturas verificadas nesses meses. Como consequência, nos meses de outono e inverno, o conteúdo de COD nas escorrências de todas as parcelas diminuiu e começou a aumentar nos meses de primavera (Março-Abril de 2011), apresentando o seu pico nas escorrências de Agosto de 2011 em todas as parcelas.

O conteúdo de CID nas escorrências pode ser explicado pelo mesmo processo de decomposição de MO acima descrito, já que apresenta comportamentos semelhantes com a concentração de COD nas escorrências ao longo de todo o tempo de estudo. As concentrações de CID nas escorrências têm valores relativamente baixos, mas alguns dos picos de maior concentração coincidem com o mesmo período dos picos de COD.

A falta de dados iniciais sobre o conteúdo de carbono no solo e na superfície no local de estudo antes do incêndio complica o processo de avaliação de perda de carbono após incêndio. As quantidades de C na manta morta e C armazenado em várias camadas até 60 cm de profundidade do solo num povoamento eucaliptal situado no centro de Portugal foram calculadas por Madeira *et al.* (2002), de acordo com o método descrito por De Leenheer e Hove Van (1958). Assim, a quantidade de C na manta morta analisada era de 4,03 kg m⁻² e na camada de terra de topo (0-10 centímetros) a concentração de C era de 2.50 ± 0.47 g C kg⁻¹. A comparação dos resultados de perda do C por escorrências após incêndios obtidos neste estudo com os valores apresentados por Madeira (2002) demonstra uma perda de CO pouco significativa. Desse modo, nas microparcelas em estudo ao longo do primeiro ano após incêndio por escorrências superficiais foram perdidos, em média 14-32 g CO m⁻² e 0,3-2 g CI m⁻², enquanto nas parcelas abertas 4,2-5,7 g CO m⁻² e 0,02-0,03 g CI m⁻². Mas deve-se ter em conta que os métodos de estimação do teor de C em ambos os estudos foram diferentes.

2.5.2.3. Correlação das perdas de C com precipitação e escorrências.

Verificou-se também que as perdas de C em todas as parcelas apresentaram uma boa correlação com os coeficientes de precipitação e ainda maior com as quantidades de escorrências produzidas nessas parcelas (Tabela 4), sendo bastante visível que em ambas as encostas e para as duas escalas em estudo, as perdas de COD, COP e CID foram causadas mais por escorrências produzidas de que por quantidade de precipitação.

Tabela 4 - Coeficientes de correlação das perdas de várias formas de C com quantidade de precipitação (P) e escorrências (E).

	<i>COD</i>		<i>COP</i>		<i>CID</i>			<i>COD</i>		<i>COP</i>		<i>CID</i>	
	P	E	P	E	P	E		P	E	P	E	P	E
BPD-1	0,67	0,96	0,63	0,97	0,68	0,96	BPE-1	0,23	0,76	0,60	0,45	0,00	0,37
BPD-2	0,56	0,77	0,91	0,87	0,80	0,96	BPE-2	0,38	0,54	0,71	0,72	0,41	0,65
BPD-3	0,19	0,55	0,61	0,93	0,61	0,90	BPE-3	0,41	0,44	0,63	0,83	0,43	0,64
BPD-4	0,06	0,28	0,94	0,76	0,14	0,40	BPE-4	0,23	0,42	0,63	0,93	0,84	0,69
OPDs	0,48	0,61	0,78	0,96	0,73	0,87	OPEs	0,52	0,57	0,80	0,80	0,74	0,56

2.5.2.4. Correlação das perdas de COP com as perdas de sedimentos erodidos.

Como foi referido no ponto 2.5.1., as perdas de CO por escorrências no primeiro ano após incêndio estão relacionadas com perdas de COP. Assim, ao compararmos a quantidade de COP perdido ao longo do tempo com a quantidade de sedimentos transportados na água de escorrências, verificou-se uma boa correlação (Figura 12). Os valores dos coeficientes de correlação (R^2) nas micro-parcelas situam-se entre 0,91-1,00 na encosta D e 0,99-1,00 na encosta E.

Os coeficientes obtidos nas parcelas abertas também apresentam uma boa correlação: $r_2 = 0,97$ na encosta E e $R^2 = 1,00$ na encosta D.

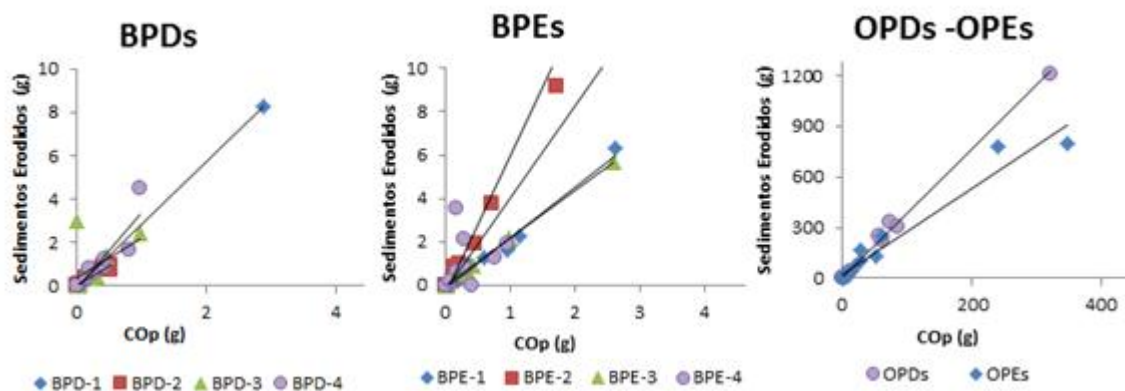


Figura 12 - Correlações entre as quantidades de sedimentos totais perdidos e de COP perdido por escorrências superficiais em micro-parcelas e parcelas abertas das encostas D e E

2.5.3. Padrões temporais das concentrações de carbono na escorrência superficial

2.5.3.1. À microescala

Tal como já foi anteriormente referido, o teor de COD nas amostras de escorrências superficiais depende de vários fatores, tais como a temperatura e precipitação média anual, qualidade da manta morta (Dawson e Smith, 2007), e altera-se ainda muito após o incêndio, dependendo de severidade de fogo e o declive das encostas Claya *et al.* (2009). Ao analisar os dados de concentrações de COD nas amostras das micro-parcelas das encostas D e E (Figura 13) verificou-se que as características e o comportamento dessas concentrações em ambas as encostas apresentam valores e tendências parecidas desde Setembro de 2010 até Abril de 2011. Assim, a partir de Abril de 2011 observam-se picos de concentração do COD mais elevados na encosta E.

De acordo com a Figura 13, na encosta D o comportamento das micro-parcelas é mais semelhante entre si ao contrário do que se observa na encosta E. Inicialmente, no primeiro evento de chuva (Agosto-Setembro), as concentrações de COD variam de 56 mg L⁻¹ (parcela BPD-4) até 15 mg L⁻¹ (parcela BPE-3). Após este primeiro evento, os valores começam a descer, apresentando pouca variação nos valores até ao mês de Fevereiro de 2011. Nos meses seguintes observa-se uma subida da concentração de COD em todas as micro-parcelas. Os valores mais altos da concentração de COD foram encontrados na encosta E - parcela BPE-4 (124 mg L⁻¹) e na encosta D - parcela BPD-2 (90 mg L⁻¹). Ambos os valores foram obtidos nas escorrências de Agosto de 2011 (um ano após o incêndio florestal). Isto pode ser explicado pelo processo de estabilização natural da área ardida. Ribeiro *et al.* (2002) estudaram a decomposição da manta morta de *Eucalyptus globulus* Labill, na região centro de Portugal. Os referidos autores obtiveram um aumento de concentração

de MO nas águas extraídas do solo depois de decomposição de manta morta. No nosso caso observou-se uma recuperação das micro-parcelas da encosta E no 11º mês após incêndio (Agosto de 2011) e a presença de restos vegetais, cuja decomposição talvez pudesse servir como fonte de aumento de concentrações COD e CID nas escorrências deste período.

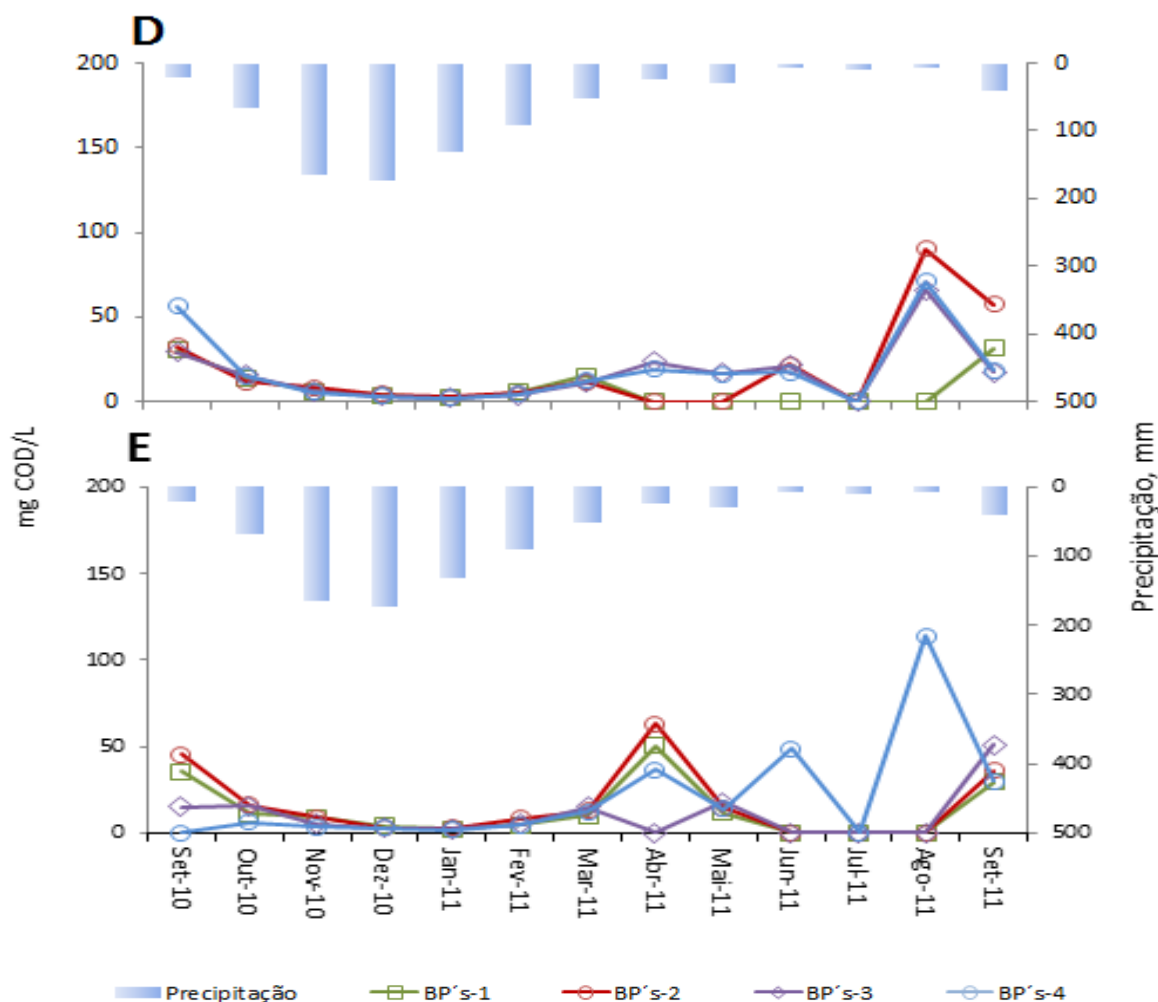


Figura 13 - Variação temporal das concentrações de COD nas amostras das micro-parcelas das encostas D e E

Um ano após do fogo as concentrações de COD voltam a ter valores parecidos aos do primeiro mês após incêndio em todas as micro-parcelas.

Em relação à concentração de COP nas amostras das micro-parcelas, a Figura 14 demonstra que os valores da encosta E apresentam uma maior variabilidade temporal, comparativamente com os da encosta D.

No caso da encosta E observam-se valores de COP com uma grande variabilidade entre si. Apesar desta encosta ter o pico de maior perda de COP em Maio 2011 (BPE-4, 580 mg L⁻¹; 9 meses após o incêndio), não foram observadas as tendências gerais na variação temporal da

concentração de COP nas suas micro-parcelas. Na encosta D, os maiores picos foram detetados em BPD-3 e BPD-4 em Agosto de 2011, com 393 e 208 mg L⁻¹ respetivamente.

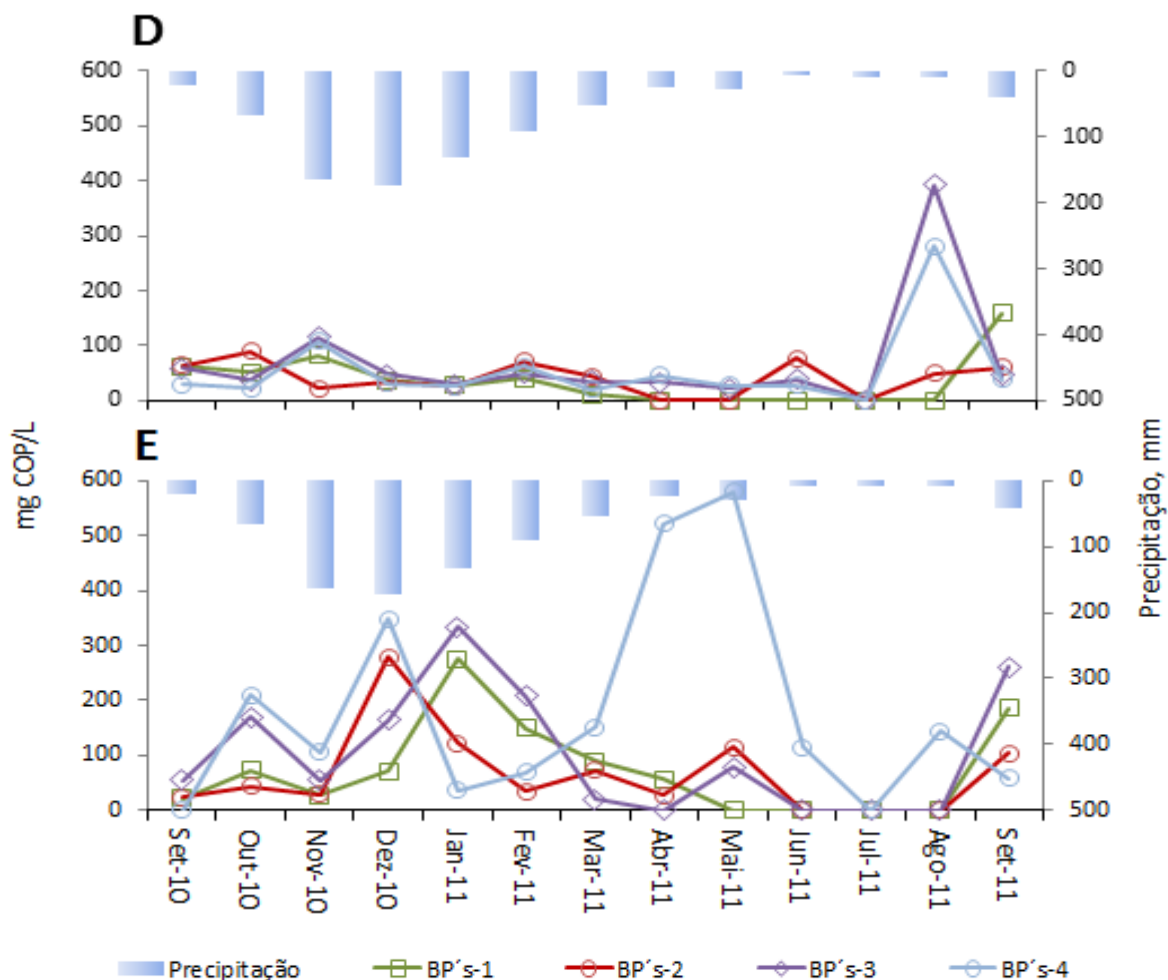


Figura 14 - Variação temporal das concentrações de COP nas amostras das micro-parcelas das encostas D e E.

Devido às poucas quantidades de escorrências ocorridas neste período as perdas de COP são insignificativas, mesmo com as altas concentrações dessas escorrências.

Enquanto ao CID, os resultados obtidos nas amostras de todas as micro-parcelas em estudo demonstraram baixos valores (menos de que 18 mg L⁻¹), excepto na parcela BPE-2 com 102,5 mg L⁻¹ (Figura 15).

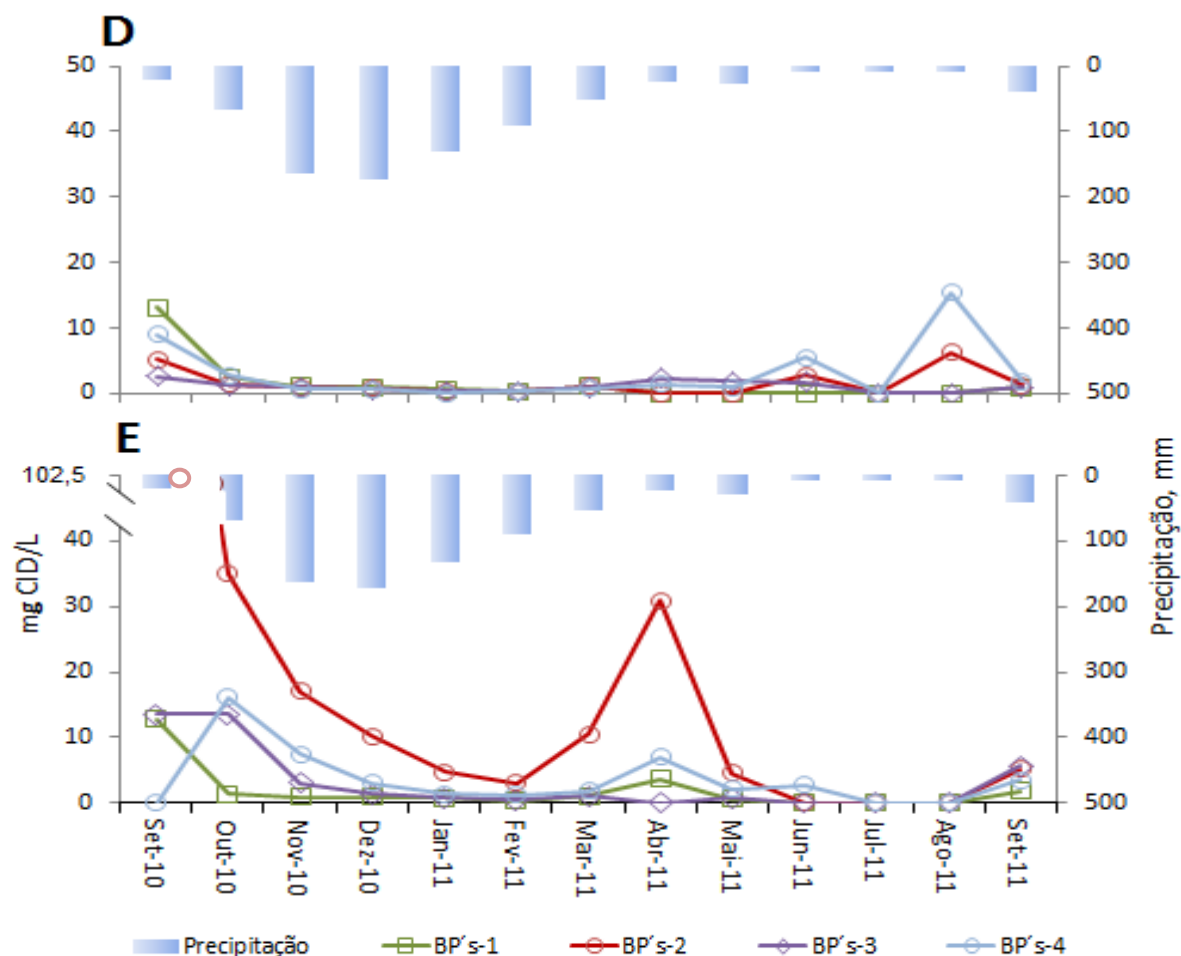


Figura 15 - Variação temporal das concentrações de CID nas amostras de escorrências das micro-parcelas das encostas D e E.

Na encosta D, o comportamento das concentrações de CID nas amostras das micro-parcelas apresenta valores e tendências parecidas durante todo o período de estudo, com o maior pico em Agosto de 2011 (BPD-4 com $15,4 \text{ mg L}^{-1}$). Esta encosta apresenta valores elevados de concentrações de CID após o incêndio e depois verifica-se um decréscimo, voltando a aumentar em Agosto de 2011, e, no mês seguinte, volta a descer outra vez. Isto também já foi observado para o COD, e obteve-se um coeficiente de correlação entre 0,84 e 0,98 para os conteúdos de CID e COD na encosta D, o que pode sugerir que ambos compostos são produtos de decomposição dos restos vegetais.

As concentrações de CID nas amostras das micro-parcelas na encosta E demonstraram um comportamento diferente. O CID foi mais mobilizado na parcela BPE-2 ($6,25 \text{ mg L}^{-1}$), devido às escorrências dos primeiros eventos, que foram muito mais concentradas, comparando com as outras parcelas ao longo de todo o tempo de estudo (Figura 15). Este comportamento pode dever-se ao menor ângulo de inclinação dessa parcela (15°), comparando com as outras micro-parcelas da mesma encosta (Tabela 3). O menor declive, junto com as forças da gravidade, podem retardar a

escorrência dessa micro-parcela, assim, a água de precipitação tem mais tempo para contactar com a superfície dessa parcela, dissolvendo os produtos de decomposição e criando as escorrências mais concentradas com CID e, como consequência, as maiores perdas de CI.

Na comparação dos valores obtidos nas diferentes micro-parcelas, constatou-se que as escorrências em quase todas essas parcelas ficaram mais concentradas nas várias formas de C no período menos chuvoso de Abril a Agosto 2011, com o seu pico na BPE-2 (31 mg L⁻¹).

2.5.3.2. À escala de encosta

Após a análise da variabilidade temporal da concentração de COD nas parcelas abertas das encostas D e E, verificaram-se algumas semelhanças e diferenças bem notórias entre ambas (Figura 16). Ao comparar os primeiros meses de estudo, observa-se uma diminuição da concentração de COD nas amostras em ambas as encostas. A partir de Março de 2011, a concentração de COD aumenta quer na encosta D como na E, que inicialmente coincide com as tendências de variação temporal de concentrações nas micro-parcelas das mesmas encostas. O máximo de concentração de COD na encosta D foi encontrada no OPE's em Abril de 2011, com 73,5 mg L⁻¹, enquanto na encosta E, em Abril, a concentração foi de 53 mg L⁻¹. As elevadas concentrações de COD nas escorrências da encosta E, não significam maiores perdas em massa de COD como se verifica na tabela 3.

Em oposição à microescala, as amostras das parcelas abertas apresentam concentrações de CID baixas e semelhantes ao longo de todo o período em estudo, com os maiores picos nos primeiros eventos de precipitação, em OPE's em Outubro de 2010 (20,35 mg L⁻¹) e em OPD's em Setembro de 2010 (8,5 mg L⁻¹).

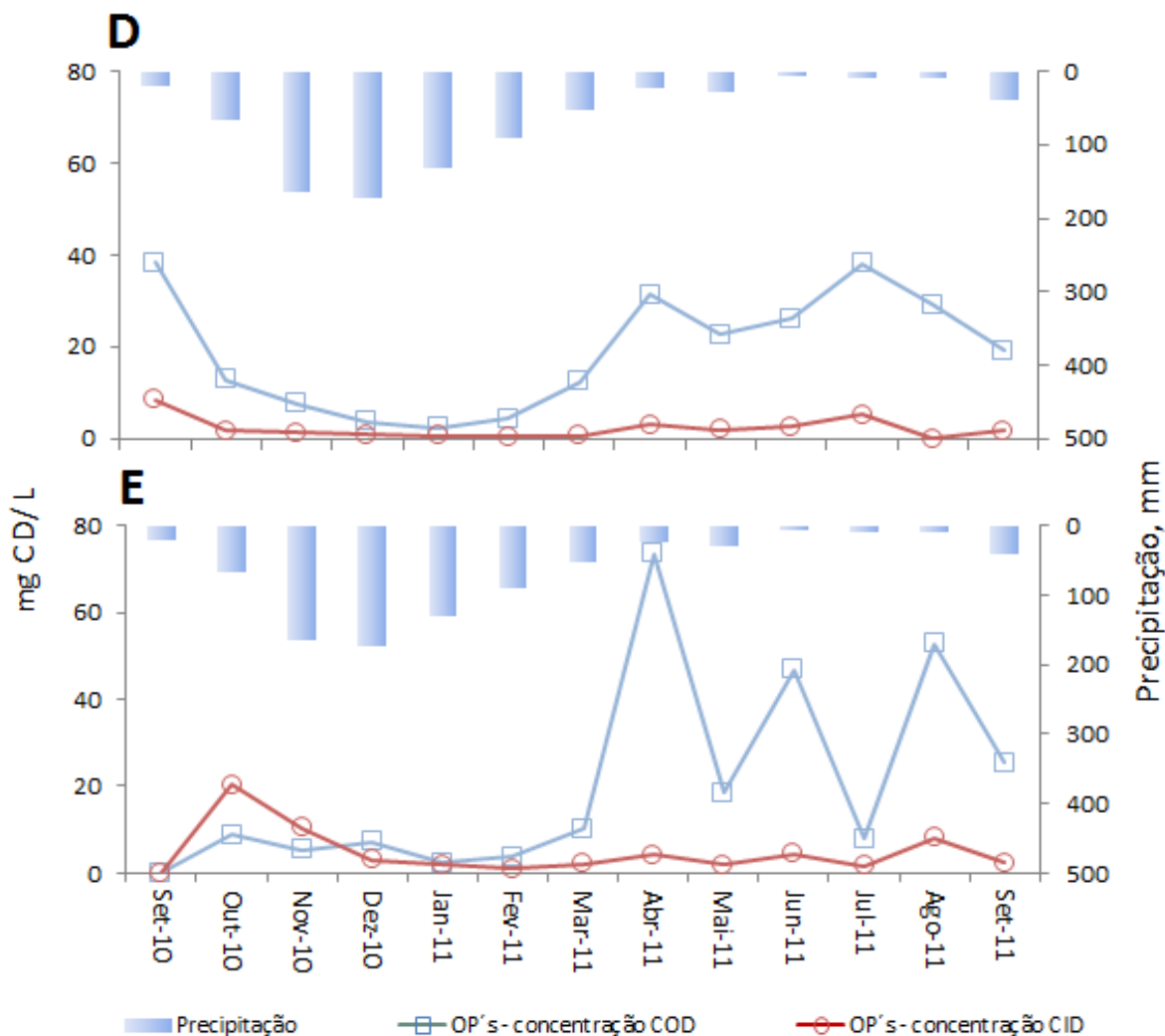


Figura 16 - - Variação temporal das concentrações médias de COD e CID nas amostras de escorrências das parcelas abertas da encosta D e E

Em relação à concentração de COP nas amostras à escala de encosta, observa-se que os valores da encosta E apresentam uma maior quantidade e variabilidade temporal, comparativamente com os da encosta D (Figura 17). O aumento de concentrações de COP em ambas as encostas começa com primeiros eventos de precipitação, e atinge a sua maior diferença dentro das encostas no período de Outubro até Janeiro.

Na encosta E, a evolução temporal de COP na escorrência é muito mais irregular, ocorrendo o seu primeiro maior pico em Outubro de 2010 (1112 mg L⁻¹) e o segundo, ainda maior, já em Dezembro (1328 mg L⁻¹). Nos meses seguintes, menos chuvosos, as concentrações de COP em escorrências de ambas as encostas descem, apresentando uma diferença menor.

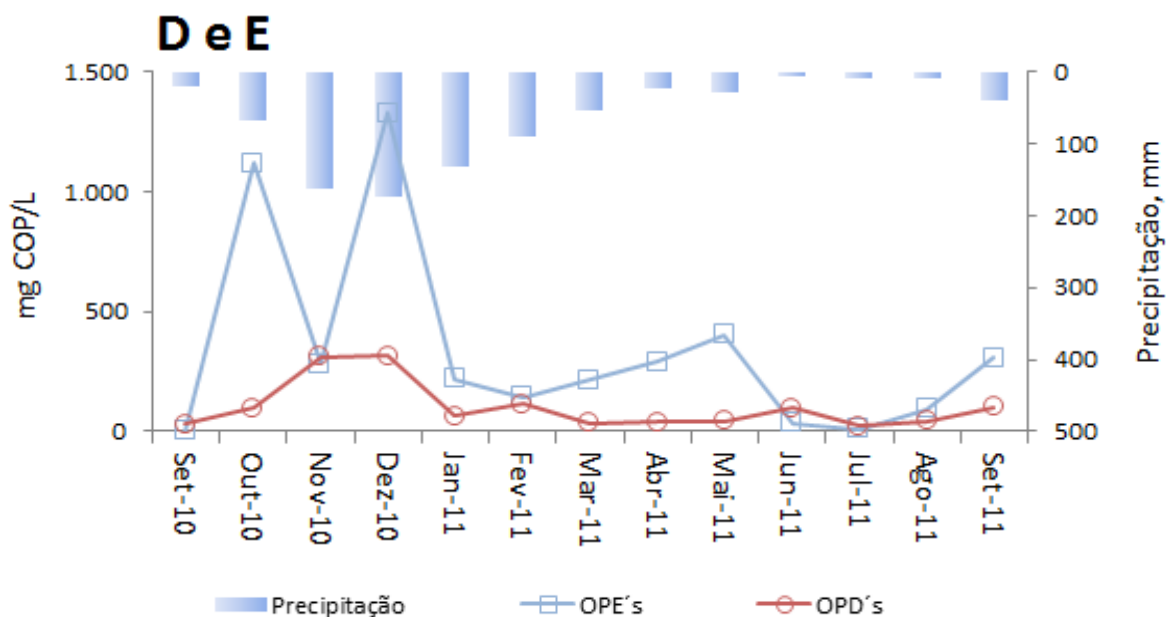


Figura 17 - - Variação temporal das concentrações médias de COP nas amostras das parcelas abertas da encosta D e E

De um modo geral, nas escoências de todas as parcelas, seja à microescala, seja ao longo de todo o tempo de estudo, é visível uma tendência de diminuição da concentração de COD e CID em períodos com grandes eventos de precipitação, que aumenta em períodos menos chuvosos, gerando as escoências mais concentradas. No caso do COP, a situação é praticamente oposta. Os grandes eventos de precipitação batem em cima de superfície e arrastam as partículas em suspensão, formando as escoências concentradas com sedimentos ricos em COP.

2.5.3.3. Correlação das concentrações das várias formas de C com precipitação e escoências.

A análise dos coeficientes de correlação do nível de concentração das várias formas de C com a quantidade de precipitação e de escoamentos demonstrou uma fraca interdependência dessas ocorrências entre si nas micro-parcelas em ambas as encostas. Nas parcelas abertas da encosta D, as concentrações de COP demonstraram uma boa correlação tanto com a precipitação como com as quantidades de escoências, e na encosta E só com as concentrações de CI (Tabela 5). Isto indica que tanto a precipitação como a quantidade de escoências nem sempre influenciam na concentração de C nas escoências superficiais.

Tabela 5 - Coeficientes de correlação das concentrações de C com quantidade de precipitação (P) e escoamentos produzidos (E).

	COD		COP		CID			COD		COP		CID	
	P	E	P	E	P	E		P	E	P	E	P	E
BPD-1	-0,09	-0,09	0,29	0,34	-0,12	-0,06	BPE-1	-0,27	-0,06	0,43	0,06	-0,20	0,37
BPD-2	-0,38	-0,25	-0,07	-0,12	-0,38	-0,24	BPE-2	-0,29	-0,27	0,62	0,57	-0,12	0,65
BPD-3	-0,55	-0,39	-0,13	-0,15	-0,27	-0,18	BPE-3	-0,13	-0,16	0,53	0,61	-0,04	0,64
BPD-4	-0,52	-0,39	-0,08	0,17	-0,46	-0,32	BPE-4	-0,47	-0,31	-0,02	0,14	0,22	0,69
OPDs	-0,85	-0,73	0,82	0,71	-0,44	-0,40	OPEs	-0,52	-0,50	0,54	0,33	0,57	0,74

2.5.4. Relações das perdas de carbono com chuva, escoamento superficial e erosão

Para uma análise mais pormenorizada da precipitação durante o período de amostragem de Setembro de 2010 até Setembro de 2011, foram utilizados os valores de observações semanais dos 4 pluviómetros automáticos instalados na área de estudo. Os elevados valores de correlação entre os valores obtidos nesses pontos (0,98-0,99) permitiram afirmar que as encostas D e E, apesar de se encontrarem um pouco distanciadas entre si, recebem uma quantidade de precipitação semelhante.

O total de precipitação no período de monitorização (13 meses) foi de 1477 mm, dos quais 819,21mm (cerca de 55%) correspondem aos eventos analisados neste trabalho. Distinguem-se nesta análise dois períodos fundamentais: os primeiros 7 meses de estudo (desde Setembro de 2010 até Março de 2011), com cerca de 650 mm de precipitação (80% de precipitação dos eventos analisados neste estudo); e o segundo período, de Março até Setembro de 2011 com bastante menos precipitação - cerca de 137 mm. Na Figura 18 podem observar-se as escoamentos produzidas nas parcelas das encostas em estudo ao longo desses dois períodos.

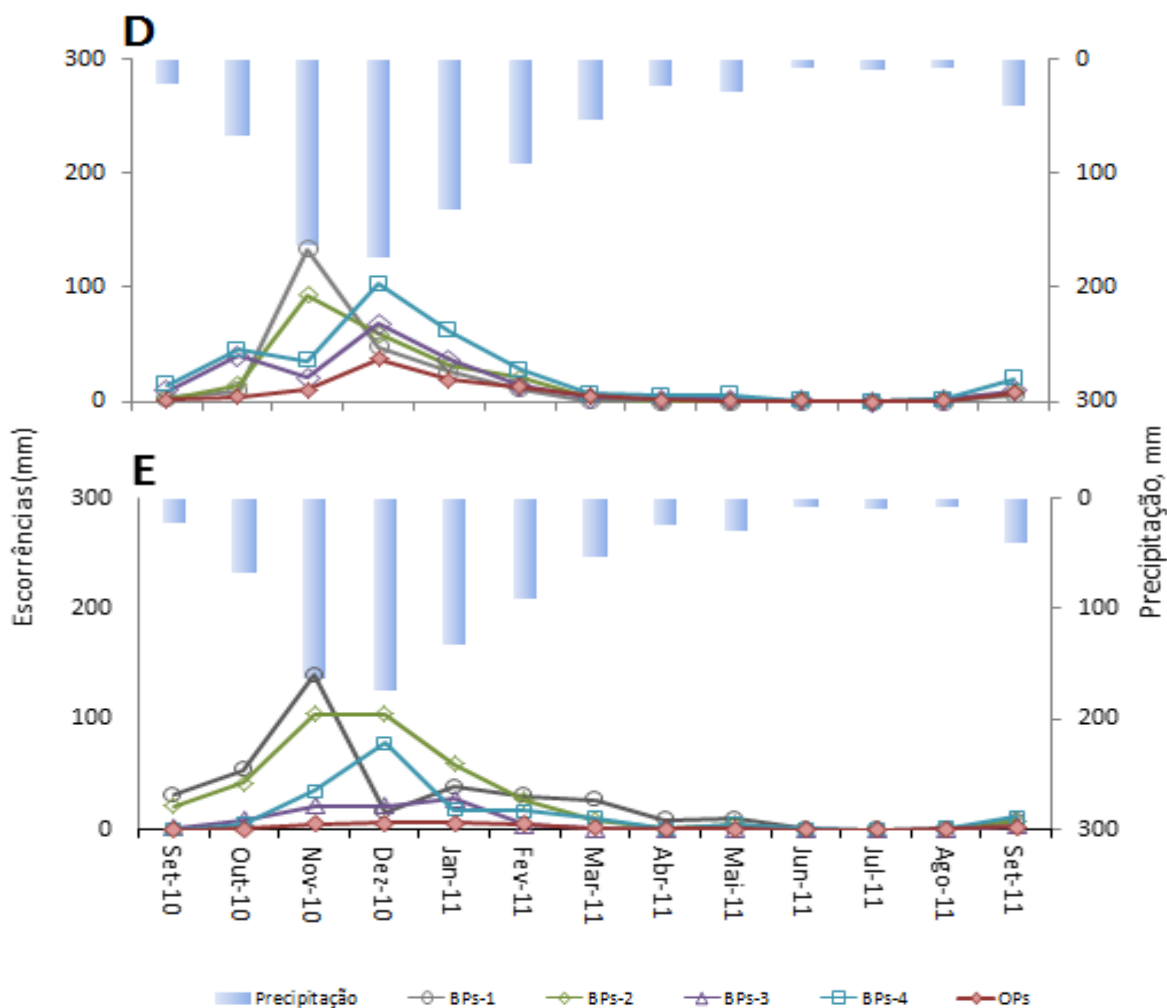


Figura 18 - Escorrências e precipitação nas micro-parcelas (BP's) e parcelas abertas (OP's) na encosta D e E. (maiores eventos mensais do período Setembro 2010 – 2011).

A variação temporal da quantidade de escorrências registrada em ambas as encostas evidencia uma tendência muito semelhante, tal como se verifica com os eventos de precipitação. Para verificar qual a importância do factor de precipitação na produção de escoamento superficial, foi calculado o coeficiente de correlação entre estas variáveis em todas as parcelas. Assim, nas duas encostas, as escorrências apresentam uma boa relação com a precipitação, variando entre 0,85 e 0,95 na encosta E, e entre 0,78 e 0,91 na encosta D.

2.5.4.1. À microescala

Através da Figura 18 acima apresentada é possível observar que as maiores quantidades de escorrências recolhidas em micro-parcelas em ambas as encostas, e em parcelas abertas de encosta D, correspondem aos eventos de maior precipitação (Outubro de 2010 até Janeiro de 2011).

Os picos da escorrência registaram-se nas micro-parcelas BP's- 1 e BP's-2 em Novembro de 2010, quando nas micro-parcelas BP's-3 e BP's-4 se registaram em Dezembro de 2010. Após estes eventos, os valores diminuíram e variaram pouco ao longo do restante período de amostragem.

As maiores perdas das várias formas de C na micro-parcela BPE-2 de encosta E, tal como dos sedimentos, foram provocadas por escorrências (Tabela 3). Os três maiores eventos de quantidade de escorrências ocorridos em Novembro, Dezembro e Janeiro nessa parcela (Figura 18) atingiram cerca de 70% do total de escorrências de BPE-2. As grandes perdas nessa parcela podem ser explicadas pelo alto coeficiente de correlação entre a precipitação e a quantidade de escorrências nessa parcela (0,96).

Em todas as parcelas, as escorrências apresentam uma boa correlação com as quantidades de precipitação. Os valores obtidos situam-se entre 0,86-0,96, exceto na parcela BPE-1, onde a correlação com a precipitação é de 0,60 e com a quantidade de escorrências 0,4. Os altos valores dessa correlação demonstram uma fraca capacidade do solo à infiltração de água da precipitação em quase todas as parcelas. O valor relativamente baixo da correlação em BPE-1, em comparação com as outras parcelas, demonstra que a formação de escoamentos nesse sítio não depende só da quantidade de precipitação recebida, mas também de outros fatores, tais como, por exemplo, a textura do solo ou a densidade de coberto vegetal.

2.5.4.2. À escala de encosta

À escala de encosta (vide Figura 18) existe uma variabilidade temporal entre parcelas abertas (OP's) de encostas. Assim, o pico da escorrência em OP's (37,6 mm) da encosta D ocorreu em Dezembro, enquanto em parcelas abertas da encosta E verificam-se valores relativamente constantes ao longo do tempo.

Há uma diferença nas quantidades de escorrências recolhidas entre as micro-parcelas (BPs) e parcelas abertas (OP's) em ambas as encostas. Assim, a escorrência por unidade de área nas parcelas abertas é bastante inferior à registada nas micro-parcelas. A proporção entre a quantidade média de escorrências recolhidas nas BP's e OP's de encosta D é de 2:1, enquanto que na parcela E é de 8:1.

Durante os primeiros meses após o incêndio, a maior produção de escoamentos aconteceu na encosta D com a sua viragem para N, ao contrário das observações de Andreu *et al.*, (2001) que observou os maiores escoamentos num Pinhal Mediterrâneo orientado à Sul.

Apesar da ocorrência de precipitação, nem sempre se verificou escoamento superficial em todas as parcelas em estudo. O fenómeno de menores quantidades de escorrências à escala de encosta pode dever-se ao comprimento do percurso e de modificações das direções das linhas de

escoamentos ao longo do seu trajeto, cuja separação inicial é controlada pela forma e relevo das encostas. Embora, na análise dos dados obtidos nas micro-parcelas deve-se dar mais atenção à localização, declive e micro-relevo, entre outros aspetos.

Em áreas aridas, a repelência à água do solo, bem como a sua variabilidade espacial, também poderão ser fatores considerados importantes na formação do escoamento. A maior erosão do solo observa-se nas encostas recentemente aridas (DeBano, 2000; Doerr, 2000; Keizer *et al.*, 2008; Ferreira *et al.*, 2008). Vários estudos sobre as áreas aridas demonstraram que a distribuição espacial das características, bem como o estado dinâmico da superfície do solo, são os fatores mais relevantes na formação de escoamentos (Cammeraat, 2004; Shakesby, 2011) e na quantidade de sólidos arrastados por escorrências (Ferreira *et al.*, 2008). Assim, as variações temporais e espaciais da repelência do solo à água após um incêndio influenciam a quantidade de água infiltrada ao longo do seu percurso (Keizer *et al.*, 2008); em conjunto com a conectividade hidrológica (ligação entre áreas de geração de escorrências) entre pontos de encosta e a sua parte mais baixa, geram condições para a escorrência produzida num ponto, que reinfiltre nas partes mais baixas das encostas- por exemplo, em macroporos ou zonas de maior capacidade de infiltração (Fernandes *et al.*, 2010). Conforme verificado por Ferreira *et al.*, (2008) o coeficiente de escorrência diminui com o aumento da distância que deve percorrer o escoamento. O processo de transporte de sedimentos também depende da área percorrida e das partículas suspensas em escorrências poderem ser removidas antes de se depositarem (Cammeraat, 2004, Fernandes *et al.*, 2010).

Os fenómenos acima descritos talvez possam explicar a diferença nas quantidades de escorrências recolhidas não só entre as micro-parcelas e as parcelas abertas dentro da mesma encosta, mas também entre as encostas E e D. As parcelas abertas da encosta E apresentam maior área drenada, comparando com as outras parcelas, e, como resultado, as perdas de C nessas parcelas são menores.

2.6. Conclusões

O presente estudo quantificou as perdas de carbono (C) por escorrência superficial em dois eucaliptais recentemente ardidas na Região Centro de Portugal, focando nos maiores eventos mensais durante os primeiros treze meses após o incêndio florestal. A variabilidade de resultados realça que a perda de C varia entre as encostas bem como no espaço e no tempo.

As suas principais conclusões a s seguintes:

- as concentrações de carbono nas escorrências de duas encostas ao longo de estudos variaram entre carbono orgânico dissolvido - 1,86 a 114,0 mgL⁻¹; carbono inorgânico dissolvido - 0,5 a 102,5 mgL⁻¹ e carbono orgânico particulado -12,4 a 1328 mg/L⁻¹
- as maiores perdas de sedimentos e de varias formas de carbono à microescala ocorreram na encosta E. No que se refere à escala de encosta, as maiores perdas foram observadas na encosta D (virada para N). Está diferença refleta sobretudo uma maior mobilização de carbono orgânico em forma particulado de que em forma dissolvido;
- as perdas de carbono à microescala foram mais provocadas por fracção particulada (83-89%). De 7 até 13% o carbono foi pedido na forma carbono orgânico dissolvido e de 2 até a 6% na forma de carbono inorgânico dissolvido;
- à escala de encosta maior parte de carbono também foi perdido por carbono orgânico particulado (96-99 %). O conteúdo de carbono dissolvido nas escorrências dessa escala era menores comparando com a de microescala e foram de 3-0,7% de carbono orgânico dissolvido e < 0,5% de carbono inorgânico. Assim o predomínio da fracção particulada foi mais pronunciada nas escorrências à escala de encosta;
- os valores de perdas de carbono à escala de encosta são muito menores de que à microescala. Na encosta E as perdas totais de carbono orgânico nas microparcels foram 8 vezes maiores de que em parcelas abertas enquanto na encosta D só 2,5 vezes;
- os dados das microparcels individuais demonstraram que na encosta E as fracções (in-) orgânicas nas escorrências dependem fortemente da inclinação das micro-parcelas;
- as perdas de CO₂, especialmente de carbono orgânico particulado (a principal fracção nas perdas observadas) aumentam com e as perdas de sedimentos, em ambas as escalas estudadas;
- na comparação entre as micro-parcelas de ambas encostas verificou-se que a escorrência nem sempre contribui para as perdas de sedimentos e de carbono orgânico. As concentrações de carbono dissolvido, tanto orgânico (COD) como inorgânico (CID) apresentaram fracos coeficientes de correlação com a quantidades de precipitação ou de escorrência superficial, sugerindo que outros factores sejam mais importantes e que devem ser estudados.

CAPÍTULO 3 - Considerações finais

A quantidade de área ardida em Portugal que aumenta todos os anos, a problemática dos processos erosivos nas áreas queimadas com declive, bem como a falta de conhecimento sobre as perdas de carbono orgânico por escorrência superficial após incêndio fez com que fosse importante a realização deste tipo de trabalho, aqui apresentado.

Apesar de as causas de degradação do solo queimado serem um tema bastante actual e interessante, aparece agora informação quantitativa sobre os fatores que influenciam essa erosão. Embora esteja bem documentado que os incêndios podem ter grandes impactos sobre os processos hidrológicos e de erosão, as perdas de MO por escorrência superficial foram pouco estudadas. Ao longo do estudo encontrou-se a dificuldade da comparação direta com outros estudos devido à diversidade de escalas e metodologias utilizadas.

Compreende-se que são os múltiplos fatores que podem intervir no processo de erosão hídrica do solo e que, qualquer que seja a metodologia adotada, sempre continua a ter lacunas em relação à obtenção de dados, sobre todos os fatores intervenientes neste processo. Assim, este trabalho serve para esclarecer as perdas de CO do solo por erosão hídrica nos maiores eventos ao longo do primeiro ano após fogo. É preciso fazer mais para compreender melhor todo o processo que envolve a exportação de CO por escorrências, nomeadamente: o estudo da repelência e da humidade do solo, a análise dos dados de pH e a recuperação do coberto vegetal. Em termos de trabalho de campo seria necessário instalar mais parcelas para compreender melhor a variabilidade espacial, olhar não só para os maiores eventos de precipitação mensal, mas sim para todos os ocorridos ao longo de todo o ano, bem como prolongar o período de estudo. Sugere-se ainda que sejam estudados os conteúdos de C no solo, para ter a ideia sobre o balanço na exportação de CO. Este estudo pode ser ampliado para outros tipos de solo e de usos do solo.

Espera-se que estes resultados possam ser úteis para trabalhos de recuperação das áreas ardidas, já que dão uma ideia das perdas de CO que se produzem por erosão hídrica após os incêndios florestais.

Agradecimentos

Esta tese foi desenvolvida no âmbito do projeto FIRECNUTS (PTDC/AGRCFL/104559/2008), com apoio financeiro da FCT/MCTES através de fundos nacionais (PIDDAC) e com cofinanciamento pelo Fundo Europeu de Desenvolvimento Regional (FEDER) através do COMPETE – Programa Operacional Factores de Competitividade (POFC).

Referências

- Andreu, V.; Imeco, N. A. e Rita, J. L. (2001). Temporal changes in soil aggregates and water erosion after a wildfire in a Mediterranean pine forest. *Catena*, 44: 69-84.
- Aravena, R. W. (2004). Chemical and carbon isotopic composition of dissolved organic carbon in a regional defined methanogenic aquifer. *Isotopes in Environmental and Health Studies*, 103-114.
- AFN, Autoridade Florestal Nacional (2010). Relatório Anual de Áreas Ardidas e Ocorrências . Direcção de Unidade de Defesa da Floresta; Ministerioa da Agricultura, Mar, Ambiente e Ordenamento de Territorio.
- AFN, Autoridade Florestal Nacional (2011). Observatório para as fileiras florestais. Lisboa: Ministerioa da Agricultura, Mar, Ambiente e Ordenamento de Territorio.
- APIF, Agencia Para a Prevenção de Incendios Florestais. Plano Nacional de Defesa de Floresta contra Incêndios . http://www.isa.utl.pt/pndfci/relatorio_intercalar/docs/2_3.pdf.
- Baldock, J. A. (2008). The low down on soil carbon. *Proceedings of the New Zealand Grassland Association* 70: 101-106.
- Blanco-Canqui, H. e Lal. R. (2004). Mechanisms of carbon sequestration in soil aggregates. *Crit Rev Plant Sci*, 481-504.
- Bertol, I. E. (2007). Phosphorus, potassium and organiccarbon concentrations in runoff water and sediments under different soil tillage systems during soybean growth . *Soil and Tillage Research*, 142-150.
- Bohn, H. (1976). Estimate of organic carbon in world soil. *Soil Sci. Soc. Am.*, 40: 468-470.
- Buringh, P. (1984). Organic carbon in solis of the world. Chichester: Published on behalf of the scientific commite on problems of the enviroment. John Wiley e Sons;
- CEIF, 2.º Relatório da Comissão Eventual para os Fogos Florestais, Assembleia de Republica, Lisboa, Janeiro 2007.
- Cammeraat, E. L. (2004). Scale dependent thresholds in hydrological and erosion response of a semi-arid catchment in southeast Spain. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 104: 317-332.
- Caria, M. M. (2011). Erosão e exportação de matéria orgânica do solo em áreas ardidas. *Dissertação de Mestrado em Engenharia do Ambiente*. Universidade de Aveiro.
- Cerri, G. C. e Andreux, F. (1992). Ciclo do Carbono no Solo. *Ciência do Solo*, 73-90.
- Certini, G. (2005). Effects of fire on properties of forest soils: a review. *Oecologia*, 143: 1-10.
- Chaplot, V. e Poesen, J. (2012). Sediment, soil organic carbon and runoff delivery at various spatial scales. *Catena* 88: 46-56.
- CNR, Conselho Nacional de Reflorestação, Orientações estratégicas para a recuperação das áreas ardidas em 2003 e 2004; Ministério da Agricultura, Mar, Ambiente e Ordenamento de Território; Lisboa 2005;
- Coelho, C. O.; Shakesby, R. A.; González Del Tánago, M.; Ternan, L.; Walsh, R. P. e Williams, A. G., (1995). Land management and erosion limitation in the Iberian Peninsula. Final Report to the EC in fulfilment of Project EV5V-0041. Iberlim.
- Claya, G. D.; Worralla, F. e Fraserb, E. D. (2009). Effects of managed burning upon dissolved organic carbon (DOC) in soil water and runoff water following a managed burn of a UK. *Journal of Hydrology*, 367: 41-51.
- Costa, J. B. (2004). Caracterização e Constituição do Solo. Lisboa: Gulbenkian.
- Dale, J.; Murphy, J. D.; Glass, D. e Miller, W (2007). Wildfire effects on forest carbon and nutrient budgets. *Ecological Engineering*, 31: 183-192.
- Dawson, J.; Billett, M.F.; Neal, C. e Hill, S. (2002). A comparison of particulate, dissolved and gaseous carbon in two contrasting upland streams. *Journal hydrology*, 257: 226-246.
- Dawson, J.e Smith, P. (2007). Carbon losses from soil and its consequences for land- use management. *Science of The Total Environment*, 382: 165-190.

- DeBano, L. (1981). Water repellent soils: a state-of-the-art. USDA *Forest Service General Technical Report PS 46*, 21p.
- DeBano, L. (1998). Fire's effects on ecosystems. *Wiley*.
- DeBano, L. (2000). The role of fire and soil heating on water repellence in wildland environments: a review. *Journal of Hydrology*, 231: 195-206.
- De Leenheer, L. ; Van Hove, J. e Van Ruymbeke, M. (1957) Détermination quantitative de la matière organique du sol. *Pedologie*,7: 324–347
- DGA, Direção Geral do Ambiente (2000). Relatório do Estado do Ambiente-1999.
- DNGF, Direção Nacional de Gestão Florestal (2010) 5.º Inventário Florestal Nacional, Apresentação do Relatório Final . Lisboa: SEFDR.
- Doerr, S.H.; Shakesby, R. A. e Walsh, R. P.D. (1998). Spatial Variability of Soil Hydrophobicity in Fire-Prone Eucalyptus and Pine Forests, Portugal . *Soil Science*, 163: 313-324.
- Doerr, S.H. e Thomas, A.D. (2000). The role of soil moisture in controlling water repellency. *Journal of Hydrology*, 231: 134-137.
- EEA, European Environment Agency (1999). Environment in the European Union at the Turn of the Century. Copenhagen, Denmark.
- Eswaran, H.; Berg, E.V. e Reich, P. (1993). Organic carbon in soils of the world. *Soil Science Society of America*. 234-245.
- FAO, Food and Agriculture Organization of the United Nations, (2011). State of Europe's Forests. Status and Trends in Sustainable Forest Management in Europe. Oslo: Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe. Forest Europe Liaison Unit.
- FAO-UNESCO. (1988) (World Soil Resources). *Soil map of the world: Revised legend (with corrections and updates)*” Rome.: Report 60, FAO.
- Fernandes, I.A.C.; Nunes, J.P.; Ferreira, R.S.; Pereira, L. M.; Vieira, D. C. e Keizer, J. J. (2010). Escorrência e erosão a múltiplas escalas espaciais numa área florestal mista recentemente ardida no centro de Portugal. *Territorium 17*: 135-144.
- Ferreira, A. J. (1996). Processos hidrológicos e hidroquímicos em povoamentos de Eucalyptus globulus Labill. e Pinus pinaster Aiton. *Tese de Doutoramento em Ciências Aplicadas ao Ambiente*, p.418, Universidade de Aveiro.
- Ferreira, A. J.; Coelho, C. O. A.; Shakesby, R. A. e Walsh, R.P. (1997). Hydrological and erosional impacts of forest land use changes in the North and Centre of Portugal. Environmental Challenges In An Expanding Urban World And The Role Of Emerging Informatio. Lisbon, Portugal: *Machado and Jack Ahern*.
- Ferreira, A. J.; Coelho, C.O.A.; Walsh, R.P.D.; Shakesby, R.A.e Ceballos (2000). Hydrological implications of soil water repellency in Eucalyptus globulus forests, north-central Portugal. *Journal of Hydrology* 231-232.
- Ferreira, A.J.; Coelho, A.C.O.; Ritsema, C.K.; Soa, A.; Keizer, J. J. (2008). Soil and water degradation processes in burned areas: Lessons learned from a nested approach. *Catena*, 74: 273-285.
- Freeze, A. e Cherry, J. (1979). Groundwater. New Jersey: Prentice-Hall.
- González-Pérez, J. A.; Gonzalez - Vila, F. J.; Knicker, H.e Almendros, G. (2004). The effect of fire on soil organic matter - a review. *Environment International*, 30: 855– 870.
- Gregoricha, E.G.; Greerb, K.J.; Andersonb, D.W.e Liang, B.C. (1998). Carbon distribution and losses: erosion and deposition effects . *Soil and Tillage Research*, 47: 291–302.
- Hope, D.; Palmer, S. M.; Billett, M.F.e Dawson, J.J. (2004). Variations in dissolved CO₂ and CH₄ in a headwater catchment: an investigation of soil-stream linkages. *Hydrol Process*, 18: 3255–3275.
- IPCC, I. P. (2000b). Land Use, Land Use Change and Forestry. *Cambridge University Press*.
- Johansen, M. P.; Hakonson, T. E. e Breshears, D. D (2001). Post-fire runoff and erosion from rainfall simulation: contrasting forests with shrublands and grasslands. *Hydrological Processes*, 15: 2953-2965.

- Jonson, M.S.; Lenhmann, J.; Sela, E.C.; Abdo, M.; Riha, S. e Couto, E.G. (2006). Organic carbon fluxes within and streamwater exports from headwater catchments. *Hydrological Processes*, 20: 2599-2614.
- Keizer, J.J.; Doerr, S.H.; Malvar, M.C.; Prats, S.A.; Ferreira, R.S.V.; Oñate, M.G.; Coelho, C.O.A. e Ferreira, A.J.D. (2008). Temporal variation in topsoil water repellency in two recently burnt eucalypt stands in north-central Portugal. *Catena*, 192-204.
- Kirschbaum, M. (1995). The temperature dependence of soil organic matter decomposition, and the effect of global warming on soil organic C storage. *Soil Biology and Biochemistry*, 27: 753-760.
- Knicker, H. (2007). How does fire affect the nature and stability of soil organic nitrogen and carbon? A review. *Biogeochemistry*, 118: 85-91.
- Kutiel, P. e Inbar, M. (1993). Fire impacts on soil nutrients and soil erosion in a Mediterranean pine forest plantation. *Catena*, 20: 129-139.
- Lal, R. (2003). Soil erosion and the global carbon budget. *Environment International*, 29: 437-450.
- Lal, R.; Blum, W.H. e Stewart, B.A. (1997). Methods for Assessment of Soil Degradation (Advances in Soil Science). CRC - Press.
- Lawler, I. R.; Foley, W. J.; Woodrow, I. E. e Cork, S. J. (1997). The effects of elevated CO₂ atmospheres on the nutritional quality of Eucalyptus foliage and its interaction with soil nutrient and light availability. *Biomedical and Life Sciences*, 1: 59-68.
- Levine, J.S.; Cofer, W.R. e Cahoon, D.R. (1995). Biomass burning a driver for global change. *Environmental Science and Technology*, 29: 120-125.
- Machado, P. (2005). Carbono do solo e a mitigação da mudança climática global. *Quim. Nova*, 28(2): 239-334.
- Machado, A.; Nunes, I.; Cerqueira, M.; Pinto, R.; Martins, M.; Patoilo, D. e Keizer, J. (2012). Perdas de nutrientes por escorrência superficial em três encostas florestais recentemente ardidas. *Recursos Hídricos*, 33: 47-59.
- Madeira, M.; Correia, A.; Garcez, A.; Monteiro, F.; Raposo, A. T. e Constantino J. (2004). Quantidade de carbono orgânico nos solos de Portugal Continental. *Edafologia*, 11 (3): 279-293.
- Meyer, J. W.; Bruce, W. e Eggert, S.L. (1998). Leaf litter as a source of dissolved organic carbon in streams. *Ecosystems*, 1 (3): 240-249.
- Michael, P.A. e Trappe, J.M. (1993). Effects of erosion on ecto- and VA-mycorrhizal inoculum potential of soil following forest fire in southwest Oregon. *Plant and soil*. 41-49.
- Milliman, J.D. e Syvitski, J.P. (1992). Geomorphologic tectonic control of sediment discharge to the ocean. The importance of small mountainous rivers. *Journal Structural Geology* 100: 525-544.
- Moreira, F.; Catry, F.X.; Silva, J.S. e Rego, F. (2010). Ecologia do Fogo e Gestão de Áreas Ardidas. Lisboa: *Isapress*.
- Naveh, Z.; Kozłowski, T.T. e Ahlgreen, C.E. (1974). Effects of fire in the Mediterranean region. *Fire and Ecosystems* 31: 401-434.
- Neary, D. G.; Klopatec, C. C.; DeBano, L. F. e Ffolliott, P. F. (1999). Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. *Forest Ecology and Management*, 122: 51-71.
- Pausas, J. G. (2004). Changes in Fire and Climate in the Eastern Iberian Peninsula (Mediterranean Basin). *Climatic Change*, 63-3: 337-350.
- Petan, S.; Taveira-Pinto, F.; Miko, M. e Pais-Barbosa, J. (2001). Modelação da erosão do solo da bacia hidrográfica do Rio Leça, com a equação RUSLE e SIG. *Recursos Hídricos* 31: 99-110;
- PNPOT, Programa Nacional da Política de Ordenamento do Território (2007). http://www.dgotdu.pt/pnpot/Storage/pdfs/PNPOT_PROGRAMA_DE_ACCAO.pdf;
- Pulrolnik, K. (2009). Carbon transformations in the soil. Planaltina DF: Embrapa Cerrados.

- Qualls, R.G. e Haines, B.L. (1992). Biodegradability of dissolved organic matter in forest throughfall, soil solution, and stream water. *Soil Science Society of America Journal*, 56: 653-668.
- Quioto, P. d. (1997). *V. Protocolo de Quioto da Convenção Quadro das Nações Unidas sobre Alterações Climáticas*. Obtido de United Nations Framework Convention on Climate Change: <http://unfccc.int/2860.php>
- Ramos, C. e Ventura, J. E. (1992). Um índice climático de perigo de incêndio aplicado aos fogos florestais em Portugal. *Revista portuguesa de geografia*, 79-93.
- Ribeiro, C.; Madeira, M. e Araújo, M. C. (2002). Decomposition and nutrient release from leaf litter of *Eucalyptus globulus* grown under different water and nutrient regimes. *Forest Ecology and Management*, 171: 31-41.
- Robert, M. (2011). Soil carbon sequestration for improved land management. Rome: Food and agriculture organization of the united nations
- Robertson, G.P.; Coleman, D.C.; Bledsoe, C.S. e Sollins, P. (1999). Standard Soil Methods for Long-Term Ecological Research. Berlin: *Oxford University Press Copyring*.
- Sardinha M.; Macedo, F. W. e Macedo, V. (2002). Combustão lenhosa directa e indirecta. Sua relevância para a temática dos fogos florestais. *Silva Lusitana*, EFN, Lisboa. Portugal, 91 – 100.
- Schimel, D. (1995). Terrestrial ecosystems and the carbon cycle. *Global Change Biology*, 77-91.
- Shakesby, R.A.; Coelho, C.D.A.; Ferreira, A.D.; Terry, J.P.; Walsh, R.P.D. (1993). Wildfire Impacts on Soil-Erosion and Hydrology in Wet Mediterranean Forest, Portugal. *International Journal of Wildland Fire*, 3(2): 95 - 110.
- Shakesby, R.A. e Doerr, S. H. (2006). Wildfire as a hydrological and geomorphological agent. *Earth-Science Reviews* 74: 269–307.
- Shakesby, R.A. (2011). Post-wildfire soil erosion in the Mediterranean: Review and future research directions. *Earth-Science Reviews*, 105: 71–100.
- Shimadzu, Corporation (2009) User manual for Analizador TOC-V CSH, Kyoto, Japão.
- Silva, J. S.; Deus, E.e Saldanha, L. (2008). Incendios Florestais, 5 anos apos 2003. Obtido de http://www.bombeiros.pt/Arquivo1/Perdidos_e_achados/Brochura_24Nov2008_FIM.pdf.
- Stallard, R. F. (1998). Terrestrial sedimentation and the carbon cycle: Coupling weathering and erosion to carbon burial. *Global Biogeochemical cycles*, 12: 231-257.
- Skiba, U. e Cresser, M.S. (1991). Seasonal changes in soil atmospheric CO₂ concentrations in two upland catchments and associated changes in river water chemistry. *Chemistry Ecology*, 217–225.
- Stevenson, J. F. e Cole, M. A. (1999). Cycles of soils: C, N, P, S. Canada: John Wiley and Sons;
- Swift, R. (2001). Sequestration of carbon by soil. *Soil Science Society of America Journal*, 166: 858-871;
- Van Veen, J. A.; Kuikman P. J. (1990). Soil structural aspects of decomposition of organic matter by micro-organisms. *Biogeochemistry*, 11: 213-233.
- Wardle, D. A. (1992). A comparative assessment of factors which influence microbial biomass carbon and nitrogen levels in soil. *Biological Reviews*, 67: 321–358.
- Woods, S.W.; Balfour, V. N. (2010). The effects of soil texture and ash thickness on the post-fire hydrological response from ash-covered soils. *Journal of Hydrology*, 393: 274–286.

Anexo

Diagrama do princípio de funcionamento do TOC-V_{CPH}. (Fonte: Shimadzu, 2009)

