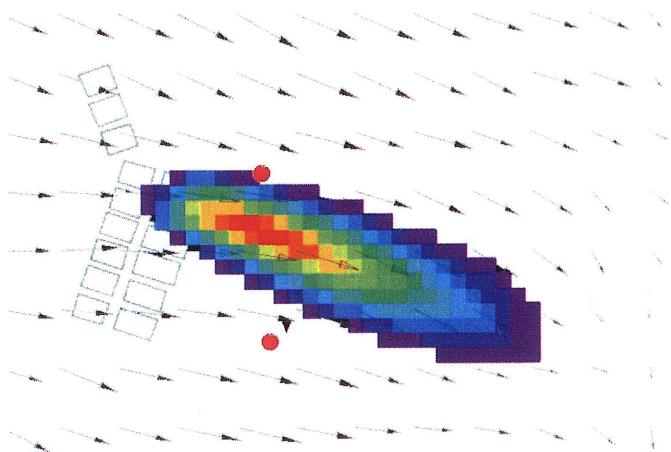




Joana da Fonseca
Valente

**Modelação do Fogo Florestal e dos seus Impactes na
Qualidade do Ar**



UA-SD



241736



**Joana da Fonseca
Valente**

**Modelação do Fogo Florestal e dos seus Impacts na
Qualidade do Ar**

Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Poluição Atmosférica, realizada sob a orientação científica da Doutora Ana Isabel Miranda, Professora Auxiliar do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro e do Doutor António Manuel Gameiro Lopes, Professor Auxiliar do Departamento de Engenharia Mecânica da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra.

Apoio financeiro do POCTI no âmbito do projecto STRATOZON – O Ozono Estratosférico na Baixa Troposfera sobre Portugal (POCTI/CTA/42702/2001).

Apoio financeiro da CE no âmbito do V Programa Quadro Comunitário de Apoio ao projecto SPREAD – Forest Fire Spread Prevention and Mitigation (EVG1-CT-2001-00043).

o júri

presidente

Doutor Carlos Alberto Diogo Soares Borrego
Professor Catedrático da Universidade de Aveiro

vogais

Doutor Hermínio da Silva Botelho
Professor Associado da Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro

Doutor António Manuel Gameiro Lopes
Professor Auxiliar da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra (co-orientador)

Doutora Ana Isabel Couto Neto da Silva Miranda
Professora Auxiliar da Universidade de Aveiro (orientadora)

agradecimentos

Ao Professor Carlos Borrego por me ter acolhido na “família” GEMAC, que gera e orienta com sábia dedicação.

À Professora Ana Isabel Miranda, um agradecimento pela sua orientação que foi essencial, não só na tese, mas em todo o trabalho realizado ao longo destes anos.

Ao Professor António Gameiro Lopes, pela sua ajuda preciosa na realização deste trabalho, um sincero obrigado.

A todos os Gemaquianos, e em especial ao ex e presente 222, por me proporcionarem um ambiente de trabalho e camaradagem único, cheio de boa-disposição.

Ao Luís Mário Ribeiro por toda a disponibilidade e cedência de dados.

Um especial agradecimento aqueles que mais de perto me acompanham na Vida, Inês, pais, avós e João.

palavras-chave

Fogo florestal; modelação; qualidade do ar; emissões atmosféricas; visibilidade.

resumo

O trabalho central desta dissertação consistiu na melhoria de um sistema de modelos em tempo real, DISPERFIRE, desenvolvido para calcular a dispersão de poluentes atmosféricos emitidos por um fogo florestal, e na sua integração com um modelo de progressão do fogo, FireStation. O melhoramento do DISPERFIRE implicou o desenvolvimento e inclusão de um módulo de cálculo de redução da visibilidade, com base em equações empíricas que relacionam a concentração de poluentes atmosféricos com a visibilidade.

A qualidade do ar e a redução da visibilidade durante as queimas experimentais GESTOSA 2004 foram estimadas recorrendo à ferramenta desenvolvida. Foi simulada a emissão, transporte, dispersão e efeito na visibilidade do dióxido de azoto (NO_x) e das partículas em suspensão susceptíveis de passar através de um filtro com 50% de eficiência, para um diâmetro aerodinâmico de $10 \mu\text{m}$ (PM_{10}) e $2,5 \mu\text{m}$ ($\text{PM}_{2,5}$). Estas simulações, cujos resultados foram comparados com valores medidos de concentração de poluentes, serviram de complemento à avaliação da qualidade do ar realizada experimentalmente na GESTOSA 2004.

Essa comparação permitiu constatar o bom desempenho do sistema de modelos desenvolvido, que resultou na criação de uma ferramenta que possibilita a avaliação da qualidade do ar e da visibilidade na área envolvente de um fogo florestal de pequena dimensão.

keywords

Forest fire; modelling; air quality; atmospheric emissions; visibility.

abstract

The main work of this thesis was the improvement of a system of models, DISPERFIRE, a real time system developed to simulate the dispersion in the atmosphere of the pollutants emitted during a forest fire, and its integration with a software system for the simulation of fire spread on complex topography, FireStation. The improvement of DISPERFIRE consisted in the development and integration of a model for the estimation of visibility impairment, based on the relationship between the air pollutants concentration and visibility.

Air quality and visibility impairment, during the GESTOSA 2004 experimental fires were simulated with this new integrated tool. The emission, dispersion and effect on visibility of nitrogen oxides (NOx), particles with an aerodynamic diameter smaller than 2.5 µm (PM_{2.5}), and smaller than 10 µm (PM₁₀) were calculated. These simulations, whose results were compared with measured pollutant concentration values, were a complement of the air quality evaluation experimentally performed in GESTOSA 2004.

This comparison allowed to verify the good performance of the developed system of models, that resulted in a new and more powerful tool, that can be used to assess the air quality and visibility impairment of the area affected by a small scale wildfire.

Índice

1	<u>INTRODUÇÃO</u>	1
1.1	O FOGO FLORESTAL	1
1.2	EFEITO DAS EMISSÕES DOS FOGOS FLORESTAIS	3
1.2.1	INFLUÊNCIA NO CLIMA GLOBAL E CONTRIBUIÇÃO PARA A FORMAÇÃO DE OZONO	3
1.2.2	QUALIDADE DO AR	4
1.2.3	EFEITOS NA SAÚDE	5
1.2.4	VISIBILIDADE	7
1.3	OS FOGOS FLORESTAIS E O AMBIENTE ATMOSFÉRICO EM PORTUGAL	10
1.4	OBJECTIVO DO TRABALHO E ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO	14
2	<u>COMPORTAMENTO DO FOGO</u>	17
2.1	PROPAGAÇÃO	17
2.1.1	FACTORES QUE INFLUENCIAM A PROPAGAÇÃO	18
2.1.2	A MODELAÇÃO DA PROPAGAÇÃO	20
2.2	EMISSÃO	23
2.2.1	FACTORES DE QUE DEPENDEM AS EMISSÕES	23
2.2.2	Os COMPOSTOS EMITIDOS	25
2.2.3	MODELAÇÃO DAS EMISSÕES	28
2.3	DISPERSÃO	30
2.3.1	MODELAÇÃO DA DISPERSÃO	32
2.4	VISIBILIDADE	34

3	<u>A INTEGRAÇÃO DOS MODELOS</u>	39
3.1	NUATMOS	39
3.2	FIRESTATION	42
3.2.1	OS MODELOS MATEMÁTICOS	43
3.2.2	A INTERFACE GRÁFICA	48
3.3	DISPERFIRE	51
3.4	MELHORIA DO SISTEMA ATRAVÉS DO CÁLCULO DA VISIBILIDADE	55
3.5	INTEGRAÇÃO DOS MODELOS	59
4	<u>CASO DE ESTUDO</u>	67
4.1	GESTOSA 2004	67
4.1.1	EQUIPAMENTO E TÉCNICAS DE MEDIÇÃO	69
4.1.2	ANÁLISE E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS	74
4.2	APLICAÇÃO DA FERRAMENTA DESENVOLVIDA AO CASO DE ESTUDO.	81
5	<u>CONSIDERAÇÕES FINAIS</u>	91
<u>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</u>		97

Índice de Figuras

Figura 1.1 – Fotografias de satélite sobre Portugal no Verão de 2003. A) 3 de Agosto. B) 13 de Setembro [URL 1]	9
Figura 1.2 – Condições de visibilidade reduzida durante situações de combates a incêndios florestais [URL 3]	9
Figura 1.3 - Ocorrências de incêndios florestais e fogachos, de 1993 a 2004 [DGF, 2004].	10
Figura 1.4 – Áreas ardidas para Portugal e Sul da Europa (Portugal, Espanha, França, Grécia e Itália), de 1980 a 2004*. [EC, 2004]	11
Figura 1.5 – Área ardida de povoamentos florestais e de matos de 1993 a 2004, em Portugal.	12
Figura 2.1 – Efeito do vento no fogo, [Tomé, 2004].	19
Figura 2.2 – Tipos de fogos relativamente ao meio em que se propagam [Cottrell, 1989 <i>in</i> Miranda, 1998].....	22
Figura 3.1 – Geometria da dupla-elipse de acordo com o modelo de Anderson [Lopes, 2003].....	45
Figura 3.2 – Geometria da elipse simples de acordo com o modelo de Alexander [Lopes, 2003].....	46
Figura 3.3 – Método para o cálculo do contágio [Lopes, 2003].....	47
Figura 3.4 – Comparação entre a forma calculada e a forma ideal [Lopes, 2003].....	47
Figura 3.5 – Ambiente de trabalho MicroStation.	48
Figura 3.6 – Janelas da aplicação FireStation, que permitem escolher o módulo a que se quer aceder.....	49
Figura 3.7 – Organograma representativo dos estrutura organizacional do FireStation [Lopes, 2000].	49
Figura 3.8 – Exemplo de resultado do FireStation. Visualização do campo de ventos calculado pelo NUATMOS, sobre a representação da topografia. As cores diferentes correspondem a diferentes altitudes.....	50
Figura 3.9 – Exemplo de resultado do FireStation. Visualização de um fogo. As cores diferentes correspondem a diferentes instantes do tempo.....	51

Figura 3.10 - Esquema do sistema de modelos DISPERFIRE com módulo de visibilidade.....	56
Figura 3.11 – Campo de visibilidade calculado para a queima do talhão 519 nas experiências Gestosa 2002 [Valente <i>et al.</i> , 2004]	58
Figura 3.12 – Menu que acede à janela que comanda o cálculo da dispersão.....	60
Figura 3.13 – Janela que permite introduzir os dados da simulação da dispersão e iniciar o cálculo da mesma. A) Aspecto da janela antes da simulação da dispersão. B) Aspecto da janela após a simulação da dispersão.....	61
Figura 3.14 – Perspectiva de um campo tridimensional de concentração de PM ₁₀	63
Figura 3.15 – Campo bidimensional de concentração de PM ₁₀ e escala de concentrações associada em $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$	64
Figura 3.16 – Campo bidimensional de visibilidade e escala de concentrações associada em dV.	65
Figura 4.1. Mapa e vista esquemática dos talhões queimados nos fogos experimentais da Gestosa 2004 na área do Trevim [Viegas, 2004B].	68
Figura 4.2 – Fotografia do exterior (A) e interior (B) do laboratório móvel 2.	71
Figura 4.3 - Fotografia de um difusor passivo utilizado nos ensaios.....	72
Figura 4.4 - Fotografias dos difusores passivos utilizados por diferentes equipas. A – bombeiros; B – ADAI; C – GEMAC.	72
Figura 4.5 - Posição dos bombeiros relativamente ao talhão a arder. A seta indica a direcção do vento predominante.	73
Figura 4.6 – Fotografia de um momento de amostragem de COV(A) e de um saco de Tedlar(B).	74
Figura 4.7 - Direcção e velocidade do vento no dia 12 de Maio de 2004.....	75
Figura 4.8- Valores de PM ₁₀ medidos no laboratório móvel 1 no dia 12 de Maio de 2004.	76
Figura 4.9 - Valores de CO medidos no laboratório móvel 1 no dia 12 de Maio de 2004. 77	
Figura 4.10 - Valores de NO e NO ₂ medidos no laboratório móvel 1 dia 12 de Maio de 2004.....	78
Figura 4.11 – Campo de concentrações de CO, ao nível do solo e respectiva escala de concentração em $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$, após a queima dos talhões 702, 701 e 707, representada sobre uma carta topográfica da região envolvente aos ensaios.	83

Figura 4.12 – Campo de concentrações de NO ₂ , ao nível do solo e respectiva escala de concentração em $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$, após a queima dos talhões 702, 701 e 707. 400m x 330m.	84
Figura 4.13 – Campo de concentrações de PM _{2.5} , ao nível do solo e respectiva escala de concentração em $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$, após a queima dos talhões 702, 701 e 707. 400m x 330m.	85
Figura 4.14 – Campo de concentrações de PM ₁₀ , ao nível do solo e respectiva escala de concentração em $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$, após a queima dos talhões 702, 701 e 707. 400m x 330m.	86
Figura 4.15 - Campo de concentrações de CO, ao nível do solo e respectiva escala de concentração em $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$, após a queima dos talhões 702, 701 e 707. 400m x 330m.	87
Figura 4.16 – Iso-superfície de concentração de CO, após a queima dos talhões 702, 701 e 707.....	89
Figura 4.17 – Campo vertical de visibilidade, em dV, após a queima dos talhões 702, 701 e 707.....	90

Índice de Tabelas

Tabela 1.1. Emissões de poluentes em fogos florestais, em percentagem, para os países do Sul da Europa, usando o modelo EMISpread. O total é apresentado em valor absoluto [adaptado de Miranda <i>et al.</i> , 2005c].....	13
Tabela 2.1 - Factores de emissão para aplicação a Portugal e regiões do Sul da Europa ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$) [adaptado de Miranda, 1998]. F – flamejante; I – incandescente; B – backing fire; H – heading fire.	29
Tabela 2.2 - Modelos de qualidade do ar com cálculo de visibilidade [adaptado de Gray & Kleinheseling, 1996].....	37
Tabela 4.1 – Equipamento meteorológico utilizado na GESTOSA 2004.	69
Tabela 4.2 – Técnicas de medição de poluentes durante os ensaios Gestosa 2004.	70
Tabela 4.3 - Valores limite de poluentes no ar, estabelecidos pela legislação comunitária, para a protecção da saúde humana.	74
Tabela 4.4 - Valores de concentração de NO_2 e SO_2 obtidos com os amostradores passivos (médias horárias).....	79
Tabela 4.5 – Concentração de COV (mgC.Nm^{-3}) nas amostras. I – incandescente; F – flamejante; G – global.....	80
Tabela 4.6 - Poluentes e respectivo factor de emissão usados na simulação dos fogos experimentais Gestosa 2004 – Trevim [Miranda <i>et al.</i> , 2004B].	82
Tabela 4.7 - Poluentes e respectivo coeficiente de extinção usados na simulação da visibilidade resultante dos fogos experimentais Gestosa 2004 - Trevim [Heisler, 2002].....	82
Tabela 5.1. Relação entre categorias de qualidade do ar e visibilidade [Theriault, 2001].	95

Abreviaturas

CH₃Br - brometo de metilo

CH₃Cl - cloreto de metilo

CH₄ – metano

CO – monóxido de carbono

CO₂ – dióxido de carbono

COV – compostos orgânicos voláteis

EUA – Estados Unidos da América

GEE – gases com efeito de estufa

H₂ - hidrogénio

HCNM – hidrocarboneto não metânico

MP – partículas em suspensão

N – azoto

N₂O – óxido nitroso

NH₃ – amoníaco

NMC – hidrocarbonetos não metânicos

NO – monóxido de azoto

NO₂ – dióxido de azoto

NOx – óxidos de azoto

O₃ - ozono

OH[•] – radical hidroxilo

OMS – Organização Mundial de Saúde

PAH – hidrocarboneto poliaromático

PCDD – policlorobibenzodioxina

PM₁₀ - partículas em suspensão susceptíveis de passar através de um filtro com 50% de eficiência para um diâmetro aerodinâmico de 10 µm

PM_{2,5} - partículas em suspensão susceptíveis de passar através de um filtro com 50% de eficiência para um diâmetro aerodinâmico de 2,5 µm

S - enxofre

SIG – sistema de informação geográfica

URL – *Uniform Resource Locator*

Símbolos

b_{ag} - absorção da luz por gases [km^{-1}].

b_{ap} - absorção da luz por partículas [km^{-1}].

b_{dg} - difusão da luz por gases [km^{-1}].

b_{dp} - difusão da luz por partículas [km^{-1}].

b_{ext} – coeficiente de extinção de luz [km^{-1}].

C_i – concentração do poluente i [$\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$].

E_{fyn} - razão entre a massa de n emitida e a massa consumida de combustível [$\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$].

e_i – eficiência de extinção [$\text{m}^2 \cdot \mu\text{g}^{-1}$].

H - altura de sobre-elevação [m].

Ir – intensidade da reacção, i.e., libertação de calor por unidade de área da frente de chama [$\text{J} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$].

Q - taxa média de libertação de calor pelo fogo [$\text{cal} \cdot \text{s}^{-1}$].

Q_i - calor de pré-ignição, i.e., calor necessário para levar à ignição uma unidade de massa de combustível [$\text{J} \cdot \text{kg}^{-1}$].

q_{yn} - taxa de emissão do poluente n [$\text{g} \cdot \text{m}^{-1} \text{ s}^{-1}$].

S_{ct} - número de Scmidt turbulento.

U - velocidade média do vento [$\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$].

\bar{U}_m – velocidade do vento a meia altura da chama.

\bar{U}_{eq} – velocidade do vento, equivalente ao efeito do declive.

\bar{U}_{tot} – velocidade do vento efectiva.

$V = (u, v, w)$ - campo de ventos final.

v'_i - componente determinista do deslocamento de uma partícula.

$V_0 = (u_0, v_0, w_0)$ - campo de ventos inicial interpolado.

v_{gi} - componente gravítica do deslocamento de uma partícula.

v_{ri} - uma componente aleatória do deslocamento de uma partícula.

w_y - massa de combustível consumido por unidade de área [$\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$].

x, y - as coordenadas horizontais.

y - se existente, relaciona-se com a fase da combustão, quer flamejante (f), quer incandescente (s), se ausente, a variável assume-se como aplicável ao fogo no global.

z - a coordenada vertical.

Δt - incremento de tempo.

ε – número de aquecimento efectivo.

η - viscosidade efectiva.

λ_{ef} - difusividade efectiva.

Λ_t - difusividade turbulenta efectiva.

π – razão de propagação do fluxo, i.e., fracção do calor libertado que é responsável pelo aquecimento do combustível e pela sua subsequente ignição.

ρ_b - massa de combustível por unidade de volume [$\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$].

σ_i - variância.

ν_t - viscosidade turbulenta.

$\vec{\Phi}_s$ - factor que parametriza a influência do declive.

$\vec{\Phi}_w$ - factor que parametriza a influência do vento.

\vec{R} - velocidade de propagação [$\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$].

ϕ - é o potencial da velocidade do vento.

ψ - função de forçamento baseada na espessura da camada limite atmosférica e nos gradientes de elevação do terreno.

α_1 e α_2 - coeficientes de precisão de Gauss.

μm – micrómetro

1 INTRODUÇÃO

Pensa-se que o fogo existe na Terra desde o aparecimento das plantas terrestres, há 350 a 400 milhões de anos. A produção de matéria vegetal em terra possibilitou a acumulação de combustível. A partir do aparecimento deste combustível, e de acordo com parâmetros ecológicos e climáticos, como a duração e intensidade das estações secas e a ocorrência de trovoadas, foi estabelecida uma frequência natural de ocorrência de fogos.

1.1 O FOGO FLORESTAL

Os fogos florestais são parte integrante da gestão dos ecossistemas e essenciais na manutenção da sua funcionalidade. Entre outras, o fogo é utilizado como ferramenta para as seguintes tarefas:

- abertura de clareiras para uso agrícola do solo;
- controlo de espécies indesejáveis em pastagens e campos de cultivo;
- regeneração de nutrientes em pastagens e campos de cultivo;
- controlo da acumulação de combustíveis em florestas;
- gestão de áreas protegidas;
- produção de energia e carvão para usos industriais e domésticos.

Esta relação ecossistema/fogo foi tradicionalmente sustentável para populações rurais de crescimento limitado. Contudo, com o aumento da população humana, e conversão acelerada de florestas e outra vegetação natural em terras agrícolas, os regimes de fogo começaram a mudar um pouco por todo o Mundo. No presente, a maior parte da queima de biomassa controlada, ou não, ocorre nos trópicos. Devido à perda do coberto vegetal, a área de zonas erodidas aumentou, provocando perturbações no ciclo de nutrientes e no estado do solo e ecossistemas [Levine, 1991]. O antigo equilíbrio começa agora a destabilizar pela mudança dos regimes de fogo: aumento da frequência do fogo e consequente diminuição dos períodos de recuperação da vegetação.

Devido ao aumento de frequência do fogo e à magnitude dos seus efeitos nas mais diversas áreas, entre as quais o ambiente, a saúde, a economia, a segurança e o património, os fogos florestais tornaram-se uma preocupação para os governantes, gestores, operacionais, cientistas e cidadãos em geral. As razões desta preocupação são por demais evidentes: diminuição do património biológico, destruição de ecossistemas, elevados custos materiais, riscos durante as operações de combate e até perdas humanas.

Entre as consequências da queima de biomassa encontra-se a emissão de variados gases e partículas, que interferem com diversos processos na atmosfera. Os produtos emitidos durante a combustão da biomassa incluem dióxido de carbono (CO_2), monóxido de carbono (CO), metano (CH_4), hidrocarbonetos não-metânicos (HCNM), óxidos de azoto (NO_x), óxido nitroso (N_2O) e partículas (MP) [Miranda & Borrego, 2002].

Também a utilização do fogo controlado, apesar de ser uma técnica preventiva, cuja utilização na zona Mediterrânica tem reconhecido sucesso na redução da frequência e da severidade dos fogos [Botelho *et al.*, 2002], tem emissões para a atmosfera de poluentes, que merecem um estudo aprofundado, de modo a monitorizar os efeitos desta técnica no ambiente atmosférico.

1.2 EFEITO DAS EMISSÕES DOS FOGOS FLORESTAIS

A poluição, pelo fumo, associada a estas emissões, é considerada um assunto de extrema importância, em particular pelas comunidades médica e científica, devido aos riscos relevantes para a saúde humana e para o ambiente. Entre esses riscos incluem-se o perigo para a saúde e a segurança do pessoal operacional no combate aos fogos, assim como para a população em geral, causado pela degradação da qualidade do ar e pela diminuição da visibilidade e consequente diminuição de segurança nas estradas.

1.2.1 INFLUÊNCIA NO CLIMA GLOBAL E CONTRIBUIÇÃO PARA A FORMAÇÃO DE OZONO

Um dos impactes dos fogos florestais no ambiente, causador de alguma preocupação, é a emissão de gases com efeito de estufa (GEE), tais como o CO₂, o CH₄ e o N₂O e, a sua consequente contribuição para o aquecimento global. Estimativas de Sandberg *et al.*, [2002], apontam a queima de biomassa como responsável por um quinto das emissões globais de CO₂. No entanto, os fogos nos ecossistemas temperados, como é o caso de Portugal, têm uma contribuição não tão significativa para estes números, quando comparados com as contribuições dos fogos em savanas e florestas tropicais e boreais. A emissão de GEE pelos fogos contribui para o aquecimento global, que por sua vez, ao provocar mais períodos de seca, pode influenciar a frequência e severidade dos fogos [Flannigan *et al.*, 2000], dando origem a ainda maiores emissões de poluentes.

A destruição química do ozono (O₃) na estratosfera, favorecida pelo brometo de metilo (CH₃Br), emitido pelos fogos florestais [Levine *et al.*, 1991], assim como a significativa produção de aerossóis, interferem com o balanço radiativo global e, consequentemente, com o clima global.

O CO, o CH₄, os HCNM, e os NOx são também, na troposfera, gases quimicamente activos que influenciam fortemente as concentrações locais e regionais de importantes oxidantes atmosféricos como o O₃ e o radical hidroxilo (OH[·]). Levine [1991] apresenta estimativas que indicam que, numa base de cálculo anual, a queima de biomassa possa

dar origem à formação de 38% do ozono na troposfera, 32% do CO, 39% do carbono orgânico particulado e mais de 20% do hidrogénio (H_2), HCNM, cloreto de metilo (CH_3Cl) e NOx.

No contexto Europeu, e de acordo com o inventário CORINAIR – 1990 [EMEP – CORINAIR, 2002], as emissões dos fogos florestais representam 0,2% das emissões totais de dióxido de azoto (NO_2), 0,5% de HCNM, 0,2% de CH_4 , 1,9% de CO, 1,2% de N_2O e 0,1% de amoníaco (NH_3).

1.2.2 QUALIDADE DO AR

A deterioração da qualidade do ar na envolvente das áreas onde ocorrem fogos florestais é incontestável. No entanto, com excepção de trabalhos realizados no Sudoeste Asiático e nos Estados Unidos da América (EUA), não se encontram muitos estudos onde estes dados sejam apresentados com rigor, juntamente com medições efectuadas.

A dimensão dos fogos ocorridos no Sudoeste Asiático justifica a atenção prestada, por parte das autoridades nacionais, à qualidade do ar, dado que os níveis de concentração de poluentes atingidos e o tempo pelo qual se prolongam, geram verdadeiros problemas de saúde pública. Em 1997, em Paleambang, na Indonésia, estações de qualidade do ar registaram valores de concentração (média horária) de partículas totais de $4900 \mu g.m^{-3}$ [Dawud, 1999], ultrapassando o valor limite para aquele país em cerca de 20 vezes. Valores que ultrapassam o limite estabelecido em cerca de 5 a 6 vezes ocorreram também em várias províncias. Diversos estudos apontam concentrações de poluentes muito significativas, provocadas por emissões de fogos florestais naquela zona [Dawud, 1999; Kunii, 1999; Phonboon *et al.*, 1999].

Em Portugal existem poucos registos de concentrações elevadas de poluentes provocadas por emissões de fogos florestais. Esta inexistência de registos deve-se ao facto do país não ter uma grande cobertura espacial em termos de estações de qualidade do ar, estando estas maioritariamente localizadas em zonas urbanas, e distantes de zonas onde ocorram incêndios. No entanto, no ano de 2003, devido à grande extensão de área ardida, registaram-se em várias estações de qualidade do ar elevadas

concentrações de poluentes, especialmente partículas, associadas a fogos florestais. Em Lisboa, estações de qualidade do ar atingiram o valor máximo de concentração de PM₁₀, do ano de 2003, no dia 13 de Setembro; às 19h, a estação da Avenida da Liberdade registou um valor de 539 µg.m⁻³ (média horária) [Martins *et al.*, 2004]. Poluentes como o O₃ e o CO atingiram, igualmente, valores de concentração bastante elevados.

Para além dos valores medidos no decorrer de incêndios florestais, têm-se realizado alguns trabalhos de avaliação da qualidade do ar durante fogos experimentais em ensaios de campo [Miranda & Borrego, 2002; Miranda *et al.*, 2003; Miranda *et al.*, 2004A; Miranda *et al.*, 2005A]. Estes estudos indicam que, no que diz respeito à qualidade do ar, e apesar da pequena dimensão das queimas realizadas, se registam aumentos significativos da concentração dos poluentes medidos. Por exemplo, os níveis de concentração de partículas obtidos durante a campanha de fogos experimentais Gestosa 2002, indicam valores considerados perigosos para a saúde humana, 3000 µg.m⁻³, para médias de 15 minutos. As concentrações médias horárias atingiram valores de 2350 e 1430 µg.m⁻³ para PM_{2.5} e PM₁₀, respectivamente [Miranda *et al.*, 2005A]. Os valores de concentração de NO₂, medidos em amostradores passivos, colocados em bombeiros, demonstram que os indivíduos monitorizados estiveram expostos a concentrações elevadas, ultrapassando os valores recomendados pela legislação nacional e comunitária.

1.2.3 EFEITOS NA SAÚDE

Segundo a Organização Mundial de Saúde (OMS), a exposição ao fumo proveniente de fogos florestais tem sérios impactos na saúde humana [WHO/UNEP/WMO, 1999], que resultam no aumento das entradas nos serviços de urgência, no aumento das admissões hospitalares devido a doenças do foro respiratório e cardiovascular, e no aumento da mortalidade. A inalação de fumo de fogos florestais aumenta o risco de infecções respiratórias na infância, um factor responsável pela mortalidade infantil nos países em via de desenvolvimento [WHO/UNEP/WMO, 1999]. Em particular, a exposição às partículas em suspensão tem vindo a ser associada a doenças respiratórias e cardiovasculares e mesmo ao aumento da mortalidade; estimativas da OMS indicam que

anualmente se verificam 100 mil mortes prematuras, associadas à exposição a este poluente.

Apesar dos efeitos a longo prazo da exposição ocupacional ao fumo se manterem por determinar com rigor, estudos sugerem também que a exposição breve e intensa pode facilmente exceder os limites de exposição de curto prazo, em situações como ataque directo e contenção de linhas de fogo, a jusante de um fogo florestal ou controlado [Sandberg *et al.*, 2002].

Entre os compostos emitidos para a atmosfera pelos fogos florestais, os que causam mais preocupação são o monóxido de carbono, os aldeídos e as partículas [Reinhardt & Otmar, 2000]. Dost [1991 *in Reinhardt & Otmar, 2000*] afirma que, com base no conhecimento actual, os outros compostos emitidos não causam efeitos significativos na saúde. Outros autores [Fowler, 2003; Miranda *et al.*, 2005A] identificam o NOx como um poluente cujas concentrações atingem valores preocupantes para a saúde, durante os fogos.

Os efeitos nocivos, na saúde, resultantes da exposição ao fumo descrevem-se como irritação aguda, instantânea, dos olhos e do tracto respiratório. A diminuição da função respiratória pode dar origem a dores de cabeça, tonturas e náuseas, que se podem prolongar por várias horas. No que diz respeito aos efeitos agudos, os aldeídos causam irritação ocular e do tracto respiratório superior. As partículas causam também irritação ocular e do tracto respiratório superior, assim como das membranas mucosas. As partículas de diâmetro inferior causam mais problemas do que as de diâmetros superiores, dado que penetram mais profundamente no sistema respiratório. O mecanismo de acção do CO no organismo humano é potencialmente perigoso, impedindo o transporte de oxigénio pela hemoglobina e afectando rapidamente os tecidos mais sensíveis à diminuição de oxigénio no sangue, como são os do cérebro e do coração. Os efeitos agudos vão desde a diminuição da capacidade de trabalho até à ocorrência de náuseas, dores de cabeça e diminuição da acuidade mental. No entanto, a maior parte destes efeitos é reversível e o CO é rapidamente removido do organismo [Letts *et al.*, 1991, Reh *et al.*, 1994, Rothman *et al.*, 1991 *in Reinhardt & Otmar, 2000*].

Efeitos a longo prazo, como a diminuição da função pulmonar, têm sido identificados entre os bombeiros. De acordo com Therriault [2001], bombeiros urbanos, quando expostos ao fumo durante a sua vida profissional, têm o risco de sofrer cancro do pulmão aumentado em três vezes.

O CO₂, apesar de emitido em grandes quantidades na combustão, quando atinge os bombeiros já está diluído no ar, em concentrações não tóxicas.

A preocupação com os efeitos adversos da exposição ao fumo na população levou a OMS a publicar guias de actuação para proteger a saúde pública durante episódios de fogos florestais [WHO/UNEP/WMO, 1999]. Nos EUA existe legislação que regula a prática de fogo prescrito, obrigando a que determinados níveis de concentração de poluentes no ar ambiente não sejam ultrapassadas [Riebau & Fox, 2001 *in* Miranda & Borrego, 2002].

1.2.4 VISIBILIDADE

A informação obtida através do sentido da visão depende da percepção da diferença no brilho e na cor. Mesmo na ausência de poluentes atmosféricos, o brilho de um objecto diminui com o aumento da distância ao observador, devido à absorção e difusão da luz pela atmosfera que se interpõe entre o observador e o objecto. A presença de poluentes aumenta ainda mais a difusão e absorção pela atmosfera, alterando o brilho e a percepção da textura e da cor. Por esta razão, o estudo da visibilidade requer a compreensão de características e fontes de constituintes da atmosfera que reduzem a visibilidade.

A diminuição da visibilidade resultante da emissão de poluentes durante fogos florestais é um assunto de crescente importância. De facto, esta redução de visibilidade pode causar várias dificuldades em operações de combate aéreo ou terrestre, e até à população em geral, em especial em fogos junto a aglomerações urbanas.

Também sérios perigos para o trânsito rodoviário podem ter lugar. Nos EUA um elevado número de acidentes em auto-estradas é atribuído à falta de visibilidade provocada por

fumo ou por uma combinação de fumo e nevoeiro [Achtemeier *et al.*, 1998; Achtemeier, 2003]. Estes acidentes ocorreram maioritariamente ao início ou ao fim do dia, quando condições de inversão atmosférica dificultam a dispersão do fumo.

Em 1999, fumo proveniente de fogos florestais reduziu a visibilidade a menos de 30 m na Florida, levando as autoridades a aconselhar as pessoas com problemas respiratórios a não sair de casa [Sandberg *et al.*, 2002]. Nos trópicos, aeroportos como o de Santarém (Brasil), em plena bacia do Amazonas, têm que ser frequentemente encerrados durante a época de queima, devido à visibilidade reduzida resultante do fumo emitido pelos enormes fogos que ocorrem na região [Andreae, 1991].

A redução de visibilidade, fruto de emissões de fogos florestais, é um fenómeno recorrente no Sudeste Asiático [Keywood *et al.*, 2003]. Em 1994, em particular, penachos de fumo provenientes de Sumatra (Indonésia) reduziram a visibilidade diária média em Singapura para valores tão baixos como 500 metros [WHO/UNEP/WMO, 1999]. Em 1997, em Sumatra, o fumo provocou a queda de um avião que resultou na morte de 234 pessoas [Goldammer, 1997].

Em Portugal, durante o Verão de 2003, o fumo de fogos florestais invadiu algumas zonas urbanas e redes viárias, obscurecendo a luz do dia, enchendo as ruas de cinzas e levando ao corte da circulação em algumas estradas. A Figura 1.1 mostra duas imagens obtidas pelo MODIS (*moderate resolution imaging spectroradiometer*) instalado no satélite Aqua, que reflectem a dimensão dos penachos criados pelos fogos florestais que lavravam dia 3 de Agosto e dia 13 de Setembro, e o seu impacto na visibilidade. Na Figura 1.2 apresentam-se duas fotografias que reflectem as condições de visibilidade durante situações de combate a fogos florestais.

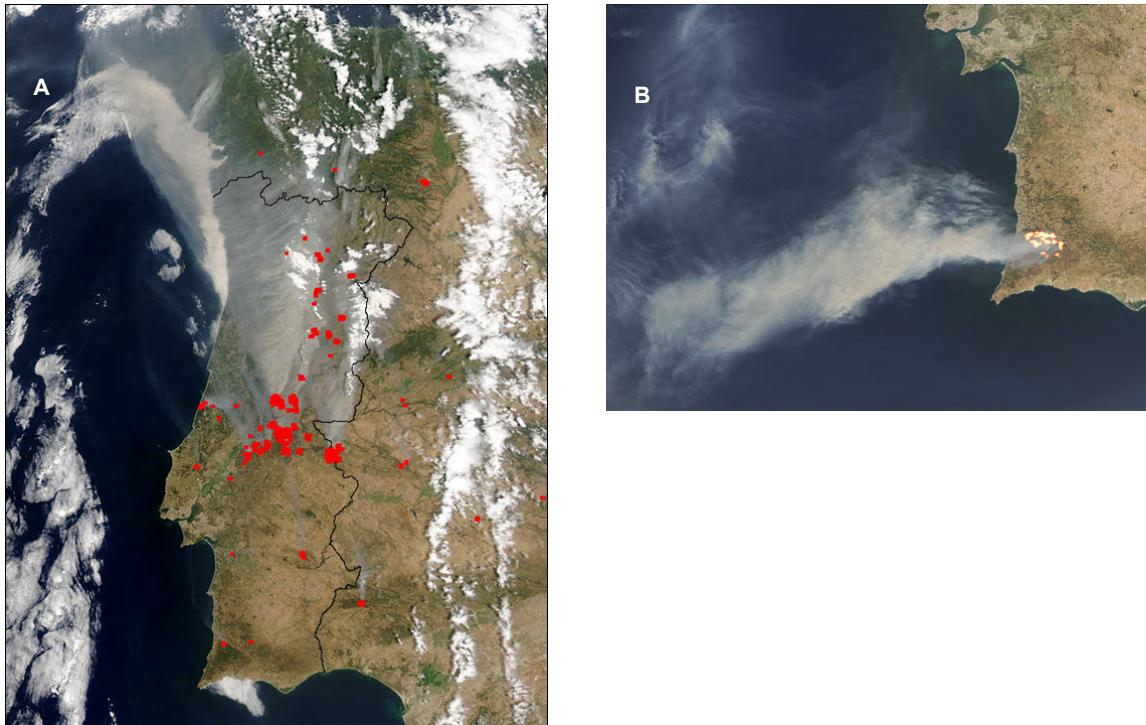


Figura 1.1 – Fotografias de satélite sobre Portugal no Verão de 2003. A) 3 de Agosto. B) 13 de Setembro [URL 1].

No dia 13 de Setembro de 2003, uma nuvem de fumo proveniente de fogos florestais que lavravam em zonas envolventes de Lisboa, chegou à cidade, havendo relatos de grande diminuição de visibilidade - “um pôr do sol antecipado” relatou a comunicação social [URL 2].



Figura 1.2 – Condições de visibilidade reduzida durante situações de combates a incêndios florestais [URL 3].

Várias notícias durante o Verão de 2003 relatam a dificuldade dos operacionais do combate ao fogo em actuar, quer com meios terrestres quer com meios aéreos, devido à diminuição de visibilidade provocada pelo fumo [URL 2].

1.3 OS FOGOS FLORESTAIS E O AMBIENTE ATMOSFÉRICO EM PORTUGAL

Apesar do número de incêndios estar a aumentar de década para década [Viegas, 2004A], nos últimos anos este número tem estabilizado em cerca de 25 mil ocorrências por ano, tal como se verifica na Figura 1.3. Estas ocorrências estão divididas em duas classes: fogachos (quando a área ardida não ultrapassa 1 ha) e incêndios florestais (quando a área ardida é maior que 1 ha).

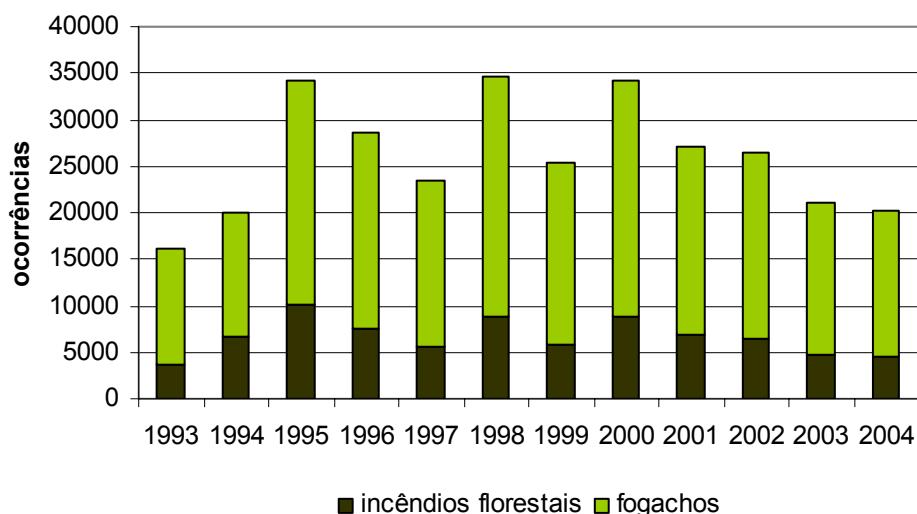


Figura 1.3 - Ocorrências de incêndios florestais e fogachos, de 1993 a 2004 [DGF, 2004].

No que diz respeito à área ardida, a média anual em Portugal rondou os 100 mil ha nos últimos 20 anos, correspondendo a cerca de 20% da área ardida nos países do Sul da Europa: Portugal, Espanha, França, Itália e Grécia (Figura 1.4).

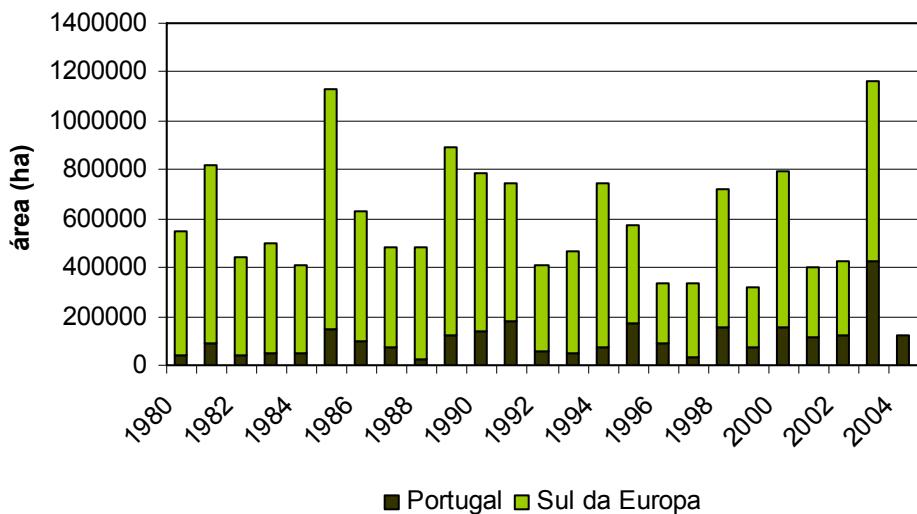


Figura 1.4 – Áreas ardidas para Portugal e Sul da Europa (Portugal, Espanha, França, Grécia e Itália), de 1980 a 2004*. [EC, 2004].

* para o ano de 2004 não existe área ardida na UE disponível.

O único ano que se afasta desta média é o de 2003, ano em que em Portugal arderam cerca de 400 mil ha (Figura 1.5). De notar que este aumento se registou essencialmente na área de povoamentos florestais ardidos (283 mil ha), não tendo a área de mato consumida (140 mil ha) aumentado do mesmo modo, relativamente aos anos anteriores. Neste ano, 57% do território ardido no Sul da Europa localizou-se em Portugal. Esta área ardida correspondia, de acordo com o Inventário Florestal Nacional [DGF, 2001], a cerca de 8,6% da floresta portuguesa existente em 1995.

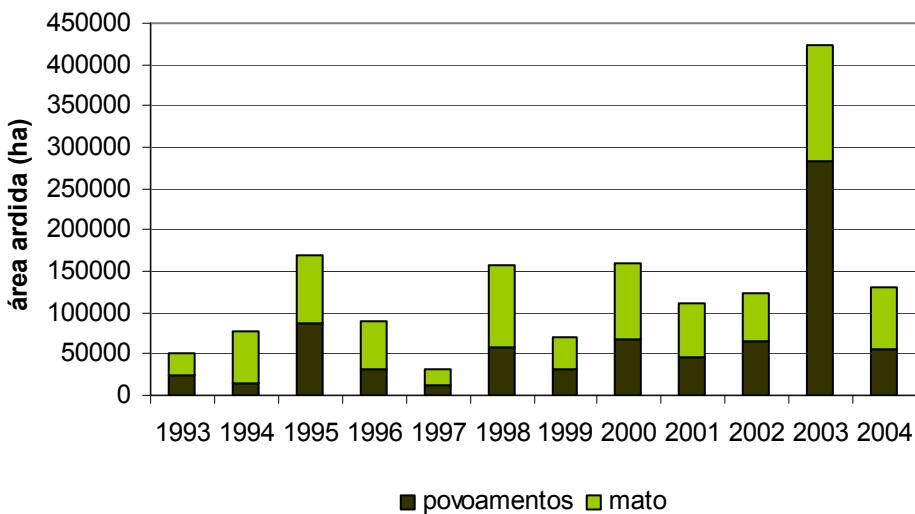


Figura 1.5 – Área ardida de povoamentos florestais e de matos de 1993 a 2004, em Portugal.

O ano de 2003 representa, do ponto de vista de área consumida por fogos florestais, o pior ano de que há memória, desde que existem registos sistemáticos [DGF, 2004], sendo o seu valor cerca de quatro vezes maior do que o dos últimos 24 anos, apesar do número de ocorrências ser ligeiramente inferior, para a média para o mesmo período.

Depreende-se, pois, que se verificaram um conjunto de factores que contribuíram para a elevada extensão de área ardida. Entre as razões apontadas pela DGF [2004], encontra-se a anormalidade das condições meteorológicas desse Verão (temperaturas muito elevadas, baixa humidade relativa do ar, ventos continentais quentes e secos e ocorrência de trovoadas). Viegas [2004A] verificou, numa análise mais aprofundada, que a precipitação abundante entre Setembro de 2002 e Abril de 2003 (precipitação acumulada duas a três vezes superior ao normal), provocou um crescimento de vegetação herbácea e arbustiva, que potencia a propagação do fogo. Por outro lado, o período de seca registado a partir de Maio de 2003, fez com que a abundante vegetação disponível se tornasse muito seca, sustentando a propagação do fogo.

O ano de 2003 foi também trágico noutros aspectos, que não unicamente a destruição do coberto vegetal. Os incêndios causaram directamente a morte de vinte e uma pessoas, mais de 1000 milhões € de danos materiais, 2000 edifícios danificados e cerca de 200 desalojados [EC, 2004].

No que diz respeito à influência no ambiente atmosférico, estes fogos, e em particular os do ano de 2003, emitiram para a atmosfera uma quantidade muito significativa de poluentes. De modo a estimar, comparativamente, as emissões dos fogos florestais em vários países do Sul da Europa num dado ano, considerado como típico, o modelo EMISPREAD, um modelo de cálculo de emissões de fogos florestais [Miranda *et al.*, 2005B] foi aplicado para o ano de 2001 [Miranda *et al.*, 2005C]. A Tabela 1.1 apresenta as emissões de fogos florestais, de vários poluentes, para países do Sul da Europa (Portugal, Espanha, França, Itália e Grécia).

Tabela 1.1. Emissões de poluentes em fogos florestais, em percentagem, para os países do Sul da Europa, usando o modelo EMISPREAD. O total é apresentado em valor absoluto [adaptado de Miranda *et al.*, 2005c].

País	CO ₂	CO	CH ₄	HCNM	TP	PM _{2,5}	PM ₁₀	NOx
Portugal	49,8 %	43,9 %	47,5 %	45,9 %	47,4 %	45,3 %	45,3 %	47,3 %
Espanha	23,5 %	22,7 %	22,8 %	22,3 %	22,3 %	22,3 %	22,3 %	21,9 5
França	4,1 %	5,0 %	4,4 %	4,5 %	4,3 %	4,7 %	4,7 %	4,2 %
Itália	18,2 %	23,0 %	20,6 %	22,1 %	21,1 %	22,6 %	22,6 %	21,6 %
Grécia	4,4 %	5,4 %	4,8 %	5,3 %	4,9 %	5,2 %	5,2 %	5,0 %
TOTAL (ton)	5212480	202179	11342	15970	45449	23195	25446	12182

Proporcionalmente à área ardida, a contribuição dos fogos florestais para a emissão de poluentes em Portugal, em 2001, tem valores muito expressivos, quando comparada com a contribuição dos outros países do Sul da Europa. Como se pode verificar na Tabela 1.1, quase metade dos poluentes emitidos, para os países considerados, provém de Portugal.

Estes poluentes têm uma contribuição muito significativa para as emissões nacionais. Miranda *et al.* [2005c] estimaram o CO₂ equivalente, para o ano de 2001, a partir das emissões de CO₂ e CH₄, recorrendo ao conceito de potencial de aquecimento global. Em Portugal, a contribuição dos fogos florestais é a mais significativa, atingindo cerca de 3,8% do total de emissões de gases com efeito de estufa, enquanto que a média dos outros países do Sul da Europa se situa nos 0,2%.

O problema dos fogos florestais tem uma dimensão particularmente expressiva no nosso país quando comparado com o contexto europeu, revestindo-se por esta razão, o estudo do seu efeito na qualidade do ar de uma importância significativa.

1.4 OBJECTIVO DO TRABALHO E ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO

O objectivo principal desta dissertação é a integração de um modelo de dispersão do fumo com um modelo de progressão do fogo, contribuindo para a análise dos efeitos dos fogos florestais no ambiente atmosférico. Como resultado desta integração, surge uma nova ferramenta que permite o estudo integrado da diminuição da qualidade do ar e visibilidade decorrentes de um fogo florestal, contribuindo para um potencial aprofundar do conhecimento nessa área. Recorrendo a esta ferramenta foi feita uma avaliação da qualidade do ar e da visibilidade resultantes dos ensaios de campo GESTOSA 2004. A quantificação destes dois parâmetros reveste-se de particular importância na avaliação das condições de segurança dos bombeiros, durante a actividade de combate ao fogo.

Neste capítulo inicial expôs-se a problemática do fogo e dos seus efeitos no ambiente atmosférico, e fez-se uma pequena introdução aos fogos florestais em Portugal. Tendo em atenção os objectivos da dissertação e, nesse âmbito, a importância do conhecimento do comportamento do fogo, realiza-se no capítulo 2 uma revisão bibliográfica que cobre, não só aspectos de propagação do fogo, mas também das suas emissões e da dispersão dos poluentes na atmosfera, e do seu efeito na visibilidade. O capítulo da integração dos modelos (capítulo 3) inclui a descrição dos dois modelos já existentes, a metodologia do melhoramento do modelo de dispersão do fumo, através do desenvolvimento de um

módulo de cálculo da redução da visibilidade, a integração propriamente dita, e o sistema de modelação resultante.

Esta ferramenta numérica foi aplicada a um caso de estudo, as queimas experimentais GESTOSA 2004, que ocorreram no Trevim, concelho da Lousã, de modo a complementar a avaliação da qualidade do ar realizada no âmbito desta campanha. Esta avaliação e os seus resultados são descritos no capítulo seguinte (capítulo 4). Por fim, apresentam-se as considerações finais (capítulo 5), quer sobre a ferramenta desenvolvida, quer sobre a problemática da produção e dispersão do fumo em fogos florestais.

2 COMPORTAMENTO DO FOGO

Um fogo florestal é um fenómeno dinâmico que possui diferentes características, dependendo do espaço e do tempo. O seu comportamento é determinado por um conjunto complexo de fenómenos de transferência de calor e termoquímicos [Viegas, 1993], cuja análise passa pelo estudo da propagação do fogo, da emissão de poluentes e da dispersão do fumo.

2.1 PROPAGAÇÃO

Os mecanismos que regem a propagação do fogo florestal são complexos, de diversa natureza, e actuam consoante a intensidade do próprio fogo [Macedo & Sardinha, 1993]. Três mecanismos distintos são responsáveis pela transferência de calor na propagação do fogo:

- *condução*: em que o calor é transmitido de um corpo para o outro por contacto directo;
- *convecção*: consiste na transferência de calor por meio do movimento de um gás ou líquido aquecidos;
- *radiação*: transmissão directa do calor através de um meio transparente, ou do próprio vácuo.

2.1.1 FACTORES QUE INFLUENCIAM A PROPAGAÇÃO

Existem três grupos de factores que afectam directamente o fenómeno da propagação do fogo: o combustível, a topografia e as condições meteorológicas.

Os **combustíveis** florestais têm características variadas, dependendo das espécies de plantas presentes na área considerada, do facto de estarem vivas ou mortas, da sua humidade, do tamanho das suas partículas, da carga combustível na área em questão e da sua distribuição espacial. A humidade do combustível é um factor extremamente importante por absorver energia, a qual é utilizada na evaporação da água. O conteúdo em matérias voláteis do combustível é também crucial e está intrinsecamente relacionado com a humidade. Por norma, os combustíveis mortos têm um baixo conteúdo em voláteis, pelo que o conteúdo máximo de humidade que estes combustíveis devem ter, de modo a assegurar uma propagação do fogo auto-sustentada, ronda os 30% (percentagem relativamente ao peso seco). Os combustíveis vivos, por sua vez, possuem um teor em voláteis bastante mais elevado, o que permite que a propagação auto-sustentada ocorra com teores de humidade do combustível de 150% [Lopes, 1993]. O tamanho das partículas de combustível interfere na energia necessária para a ignição: os combustíveis finos necessitam de menos energia para entrar em ignição. Outras características das partículas como a relação superfície/volume e o coeficiente de compactação influenciam a transmissão de energia para o combustível não queimado e, consequentemente, a propagação [Lopes, 1993]. O tamanho e forma do material combustível têm muita importância nos fogos de pequena intensidade. Quando um fogo atinge proporções de conflagração, esses factores já não assumem tanta importância [Macedo & Sardinha, 1993]. A distribuição espacial é também um factor a considerar; a não existência de continuidade no combustível dificulta a propagação do fogo.

A **topografia** tem um papel primordial na propagação. Um fogo propaga com mais velocidade no sentido ascendente, do que na horizontal ou no sentido descendente, por proporcionar um aquecimento convectivo mais eficaz do combustível que se encontra à frente da chama. Além da influência directa, a topografia afecta também o escoamento atmosférico, criando circulações de carácter local com grande influência na propagação. A topografia pode ainda condicionar o estado da vegetação devido à exposição solar do terreno.

As **condições meteorológicas** afectam a propagação, quer numa perspectiva de curto-prazo, quer numa perspectiva de longo prazo. No primeiro caso, a temperatura do ar, a humidade relativa, a estabilidade atmosférica e, principalmente, as características do vento afectam directamente a propagação. A temperatura do ar ambiente é um dos factores determinantes para o início e propagação de um fogo, pelo seu efeito directo na temperatura dos combustíveis. Também por esta influência directa nas características dos combustíveis, a humidade do ar tem um papel fundamental, variando a humidade dos combustíveis directamente com esta condição meteorológica. A estabilidade atmosférica condiciona a propagação; em condições de instabilidade, um pequeno impulso vertical numa massa de ar pode produzir uma corrente ascendente importante. Este facto cria situações arriscadas em que está facilitado o desenvolvimento de grandes incêndios [Miranda, 1998].

O vento é o elemento meteorológico mais variável, cujo comportamento é mais difícil de prever e que mais influência tem sobre a propagação do fogo [Miranda, 1998], contribuindo para a secagem do combustível e assegurando o fornecimento de oxigénio à reacção de combustão. Em caso de direcção do vento coincidente com a direcção da propagação (*heading fire*) (Figura 2.1), o vento provoca a inclinação da chama na direcção do combustível não queimado, aumentando a energia irradiada, o fornecimento de oxigénio e o transporte convectivo de energia para o combustível não queimado [Lopes, 1993].

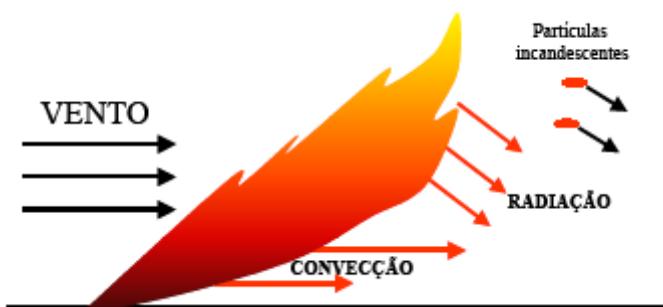


Figura 2.1 – Efeito do vento no fogo, [Tomé, 2004].

A longo-prazo, as condições meteorológicas são fulcrais, quer no desenvolvimento do combustível disponível, quer no seu teor de humidade.

2.1.2 A MODELAÇÃO DA PROPAGAÇÃO

Entende-se por modelo de propagação do fogo, um modelo capaz de estimar quantitativamente, em termos espaço-temporais, alguns aspectos físicos do comportamento natural de toda, ou parte, de uma frente de chama de um fogo florestal, baseando-se em informações de entrada sobre as componentes relevantes da floresta e do ambiente envolvente [André & Viegas, 2001]. Estes modelos podem enquadrar-se em diferentes tipos de classificações, de acordo com a natureza das equações, com as variáveis estudadas ou com o sistema físico modelado [Perry, 1998; André & Viegas 2001; Pastor *et al.*, 2003].

De acordo com a **natureza das equações**, dividem-se em:

- *empíricos* - caracterizam-se pelo facto de a maior parte das equações utilizadas para relacionar variáveis de entrada e de saída terem carácter empírico, baseado num determinado número de experiências à escala de aplicação do modelo. A forma matemática de uma relação empírica não resulta de leis físicas fundamentais, aplicáveis num âmbito físico mais geral que o das experiências em causa. São baseados em resultados, quer de experiências de campo, quer de experiências à escala laboratorial.
- *semi-empíricos ou físicos incompletos* - são aqueles modelos que, apesar de se basearem em leis físicas, a principal das quais a lei da conservação da energia, não simulam fisicamente os fenómenos que ocorrem no interior da frente de fogo, que são a origem do termo fonte de calor da equação da conservação da energia. Para simular estes fenómenos utilizam relações empíricas que os caracterizam de uma forma geral. O modelo de Rothermel [1972], vastamente utilizado, é um modelo com estas características.

- *teóricos ou físicos completos* - baseiam-se em leis físicas e químicas para descrever o maior número de fenómenos envolvidos na propagação da frente de fogo. Tanto a informação de entrada necessária, como a informação de saída fornecida por estes modelos é bastante detalhada. O seu esforço computacional é muito elevado, pondo para já de parte, a possibilidade da sua utilização em aplicações operacionais, apesar do seu bom desempenho. São, por esta razão, modelos usados essencialmente em investigação.

De acordo com as **variáveis estudadas**, dividem-se em:

- *modelos de carácter global* - são modelos de previsão do comportamento da frente de fogo completa, ou seja, abarcam uma parte extensa da linha da frente de fogo, tendo que lidar com condições de leito e ambientais que não são, nem constantes, nem uniformes;
- *modelos de carácter local* - são modelos que lidam apenas com uma parte da frente de fogo. A sua informação de saída básica é a velocidade de propagação da frente, segundo a normal à linha da frente.

De acordo com o **sistema físico simulado** (extracto de combustível que assegura a propagação, Figura 2.2), dividem-se em:

- *modelos de fogos de superfície* – o sistema físico é constituído por combustível superficial até 2 m de altura. Estão incluídas as pequenas árvores e vegetação arbustiva e herbácea;
- *modelos de fogos de copas* – o sistema é formado, quer pela vegetação superficial, quer pela vegetação aérea. Quando a combustão toma lugar em ambos os strata o fogo considera-se de copas;

- *modelos de fogos de combustão lenta* – o sistema físico é constituído pela camada de material orgânico (húmus) que se acumula sobre o solo mineral numa floresta;
- *modelos de fogos por projecção* – o sistema simulado é constituído por faúlhas ou material em chamas, que é transportado pela coluna de convecção e projectado para fora do perímetro do fogo.

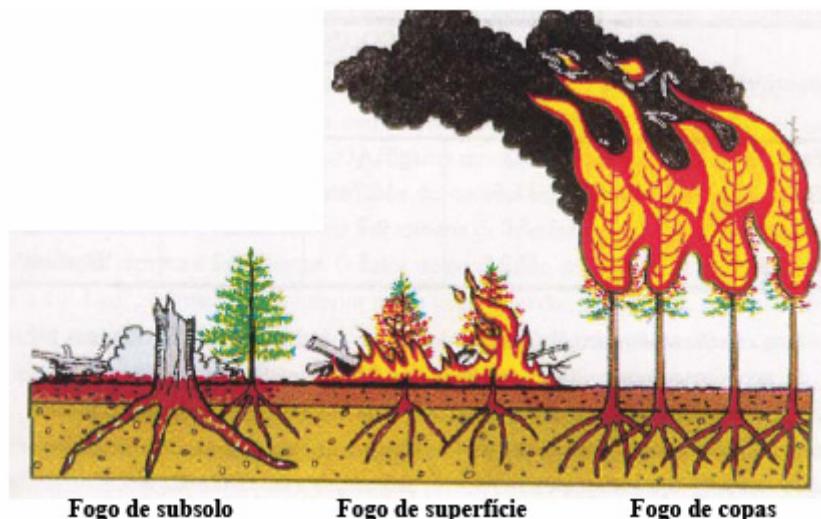


Figura 2.2 – Tipos de fogos relativamente ao meio em que se propagam [Cottrell, 1989 in Miranda, 1998].

Com a vulgarização da utilização de computadores pessoais, foram criados alguns programas informáticos para facilitar e complementar a aplicação de modelos de propagação. O *United States Department of Agriculture Forest Service* foi pioeiro neste campo, desenvolvendo a primeira versão do programa *Behave* [Burgan & Rothermel, 1984], em 1984.

Muitos destes modelos de propagação, particularmente úteis como ferramenta de apoio à decisão, estão programados sobre sistemas de informação geográfica (SIG), de modo a aceder a informação de entrada, que se encontra em bases de dados geo-referenciadas, assim como, usufruir de ferramentas de pré e pós-processamento e até de ambientes de programação.

Pastor *et al.* [2003] efectuaram uma revisão bibliográfica identificando os vários sistemas informáticos deste tipo. Em Portugal foram desenvolvidos o FireStation [Lopes *et al.*, 2002], o Geofogo [Vasconcelos *et al.*, 1998], o Firegis [Almeida *et al.*, 1997 *in Pastor et al.*, 2003] e o Spread [Mendes-Lopes & Águas, 2000]. Dos sistemas identificados, a utilização do modelo de Rothermel para o cálculo da velocidade de progressão é comum a quase todos.

2.2 EMISSÃO

Um incêndio florestal é considerado um processo de combustão natural em grande escala, que consome diversas espécies vegetais numa área geográfica específica. Consequentemente, consiste numa fonte potencial de elevadas quantidades de poluentes para a atmosfera, sendo indispensável conhecer essas emissões quando se pretende avaliar a qualidade do ar [Miranda, 1998].

2.2.1 FACTORES DE QUE DEPENDEM AS EMISSÕES

As emissões para a atmosfera dos fogos florestais dependem de um conjunto de factores, a maior parte dos quais inter-relacionado, dos quais se destacam as características do combustível, a eficiência de combustão, a fase e o tipo de fogo e a meteorologia.

O **tipo de combustível** e a sua composição química específica, têm uma influência óbvia na emissão por constituírem um dos reagentes da combustão. A disposição espacial do combustível, seu tamanho e humidade afectam o tipo e a eficiência de combustão e, consequentemente, as emissões. O tipo e a carga de combustível são dos factores que mais influência têm nas emissões. Segundo Peterson & Sandberg [1988], a variação no tipo de combustível contribui com cerca de 30% das incertezas associadas ao cálculo das emissões dos fogos florestais.

Em condições teóricas ideais, todo o carbono produzido na reacção de combustão é libertado sob a forma de CO₂. A **eficiência da combustão** define-se como a percentagem de carbono libertado sob a forma de CO₂ relativamente ao valor máximo teórico. Em fogos de elevada eficiência os compostos emitidos são oxidados, enquanto que, em fogos de baixa eficiência predominam os compostos parcialmente oxidados ou reduzidos.

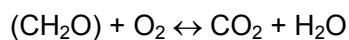
Um fogo desenvolve-se essencialmente em dois estágios: a pirólise, que corresponde à decomposição química inicial a altas temperaturas, e a combustão, a reacção de oxidação dos vapores pirolisados que se libertam do combustível. Estes estágios coexistem e ocorrem a taxas diferentes através do leito. Existem várias classificações para as **fases de desenvolvimento de um fogo**, entre as quais, a que divide as fases em: 1) pré-ignição e ignição; 2) flamejante e 3) incandescente. Durante a fase de pré-ignição e ignição a pirólise é dominante. Este processo, inicialmente endotérmico, passa posteriormente para uma fase de decomposição exotérmica. Ao longo do processo produz-se uma mistura gasosa combustível provocando a ignição. Na fase flamejante, na qual predomina a oxidação em meio gasoso, a temperatura aumenta rapidamente devido ao calor libertado nas reacções exotérmicas. A pirólise continua, acompanhada pela oxidação rápida e flamejante dos combustíveis gasosos libertados, em concentrações elevadas. Os produtos da zona em chama são predominantemente o CO₂ e, em menor quantidade, o NO_x, o dióxido de enxofre (SO₂), o N₂ e as partículas com elevado teor de carbono. Estas emissões mais oxidadas são fruto da elevada eficiência de combustão. No final, durante a fase incandescente, o processo dominante é a oxidação em fase sólida. As emissões parcialmente oxidadas ou reduzidas são dominantes, nomeadamente o CO, CH₄, HCN, PAH, NH₃ e partículas com baixo teor de carbono.

Um outro factor com influência no tipo de emissões é a direcção de propagação da frente de fogo relativamente à direcção do vento. Existem dois **tipos de fogo** os *heading fires*, em que as direcções são coincidentes, e os *Backing fires*, em que as direcções são contrárias. Os primeiros têm uma velocidade de propagação mais elevada, e, consequentemente, baixa eficiência de combustão e emissões menos oxidadas. Por outro lado, os *Backing fires* têm uma velocidade de propagação mais baixa e tempo de residência do fogo mais elevado, o que conduz a eficiências de combustão mais elevadas e emissão de compostos mais oxidados.

Os **parâmetros meteorológicos** têm também influência sobre as emissões. Afectam o tipo de combustível formado, o seu teor em humidade, e durante o fogo influenciam o seu tipo e eficiência de combustão.

2.2.2 Os compostos emitidos

A combustão de material orgânico produz vapor de água (H_2O) e dióxido de carbono como principais produtos de acordo com a seguinte reacção:



equação 2.1

considerando que o CH_2O é a composição química média do material orgânico.

Esta reacção (equação 2.1) é, na sua essência, a reacção da fotossíntese – respiração. Neste sentido, a queima de biomassa pode ser vista como o equivalente abiótico do catabolismo respiratório do material biológico, restituindo os produtos da fotossíntese para a atmosfera na forma de CO_2 . Porém, a biomassa não é exclusivamente formada por CH_2O , nem arde estequiométricamente, emitindo uma variedade de produtos que incluem compostos de carbono, compostos de azoto e enxofre, assim como partículas.

2.2.2.1 COMPOSTOS DE CARBONO

Usualmente, devido ao facto de as combustões serem incompletas, menos de 90% do carbono é libertado na forma de CO_2 , cerca de 10% é libertado na forma de CO e o restante na forma de CH_4 e HCNM (1% cada) [Levine *et al.*, 1991].

Numa escala de tempo suficientemente alargada, a queima de biomassa não influencia o balanço de CO_2 na atmosfera, dado que devolve para a atmosfera o CO_2 removido pelas plantas algum tempo antes. No entanto, dado que a biomassa removida não é restituída tão rapidamente, o CO_2 é adicionado à atmosfera e aí fica até ser removido por outro processo. Contribui, assim, para o efeito de estufa e, consequentemente, para as alterações climáticas [Andreae, 1991]. Por esta razão, e apesar de não ser considerado

um poluente no sentido clássico, é um composto muito significativo, cujo estudo não deve ser descurado.

O CO é produzido durante a combustão incompleta da biomassa e por essa razão libertado em maior quantidade durante a fase incandescente de um fogo. Os níveis máximos de CO são obtidos imediatamente após o fim da fase flamejante.

A percentagem de emissão de hidrocarbonetos, relativamente ao seu conteúdo em carbono, pode atingir os 2 – 3 %, sendo o CH₄ o componente mais significativo, com um valor de 0,5%. Os HCNM de C₁₀ constituem 1% e os restantes, sob a forma de hidrocarbonetos de cadeia longa e de hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PAH), contribuem com cerca de 0,5% [Miranda, 1998].

Os fogos emitem compostos orgânicos voláteis (COV) em quantidades muito significativas, porém, não existem muitos estudos de caracterização detalhada destes poluentes. Entre os COV, destacam-se os compostos fenólicos por serem bastante irritantes para os tecidos humanos. São abundantemente produzidos por oxidação parcial da celulose.

As policlorodibenzodioxinas (PCDD) são também emitidas durante fogos florestais.

2.2.2.2 COMPOSTOS DE AZOTO E ENXOFRE

Os compostos de azoto (N) e enxofre (S) são emitidos na combustão de vegetação que contenha azoto e enxofre e variam linearmente com a concentração destes compostos na vegetação, podendo depender da eficiência da combustão.

A emissão mais significativa de azoto reactivo é representada sob a forma de NOx (NOx = NO + NO₂), dado que a combustão de biomassa é uma fonte de emissão muito significativa deste poluente para a atmosfera.

O NOx participa na formação do ácido nítrico (HNO₃), responsável pela deposição ácida, assim como na formação de O₃ na troposfera.

A combustão, assim como o rápido aquecimento dos solos, é responsável pela emissão de N₂O para a atmosfera durante os fogos florestais [Winstead *et al.*, 1991]. O N₂O, além de ser um gás com efeito de estufa, tem um papel relevante na destruição do ozono na estratosfera.

O composto de enxofre emitido em maiores quantidades é o SO₂. Todavia, só uma pequena parte do conteúdo em S é emitido; cerca de 40 a 60% permanece retido nas cinzas [Miranda, 1998]. A problemática da emissão deste composto reside na sua contribuição para a acidificação.

2.2.2.3 PARTÍCULAS

A emissão de partículas durante um fogo é bem visível, afectando a qualidade do ar e a saúde humana. São produzidas em grande quantidade, podendo ser emitidas mais de 0,6 ton.s⁻¹ em fogos de grandes dimensões [WHO/UNEP/WMO, 1999]. As partículas consistem em matéria orgânica, carbono negro e material inorgânico, como o carbonato de potássio e a sílica [Andrae, 1991].

Em número, a maior parte das partículas emitidas são ultra-finas (com diâmetro médio menor que 0,1 μm). Em termos mássicos, as partículas emitidas distribuem-se essencialmente em dois modos: partículas finas, com um diâmetro médio de 0,3 μm, produzidas durante a combustão do material orgânico, e partículas grosseiras, com um diâmetro médio superior a 10 μm.

Muitos compostos carcinogénicos estão contidos na fracção constituída pelo carbono orgânico.

2.2.2.4 RADICAIS LIVRES

Os radicais livres são produzidos em abundância durante o processo de combustão nos fogos florestais. O tempo de vida destes compostos na atmosfera e a sua actividade, quando em contacto com tecidos humanos, são motivos de preocupação. A maior parte destes compostos condensa em poucos segundos, no entanto, alguns mantêm a sua

reactividade durante cerca de vinte minutos, sendo por isso a exposição a aerossóis recém formados um motivo de preocupação.

2.2.3 MODELAÇÃO DAS EMISSÕES

Tal como referido anteriormente, a taxa de emissão de poluentes, assim como a quantidade total emitida, varia com:

- as características do combustível (composição química, teor em humidade e estrutura física);
- as características do fogo (tipo e fase do fogo);
- as condições meteorológicas (velocidade do vento e humidade relativa).

No entanto, é possível detectar um padrão de comportamento das emissões. Um modelo simples de cálculo de taxa de emissão de um poluente é [Ward & Radke, 1993]:

$$q_{yn} = (Ef_{yn})w_{yr} \quad \text{equação 2.2}$$

em que:

- q_{yn} - taxa de emissão do poluente n, $[\text{g.m}^{-1} \text{s}^{-1}]$;
- n - poluente;
- Ef_{yn} - razão entre a massa de n emitida e a massa consumida de combustível, $[\text{g.kg}^{-1}]$;

- w_y - massa de combustível consumido por unidade de área, [kg.m⁻²];
- r - taxa de progressão do fogo, [m.s⁻¹];
- y - se existente, relaciona-se com a fase da combustão, quer flamejante (f), quer incandescente (s), se ausente, a variável assume-se como aplicável ao fogo no global.

Em Miranda [1998] pode encontrar-se uma compilação detalhada sobre os factores de emissão de fogos florestais a aplicar para Portugal (Tabela 2.1).

Tabela 2.1 - Factores de emissão para aplicação a Portugal e regiões do Sul da Europa (g.kg⁻¹)
[adaptado de Miranda, 1998]. F – flamejante; I – incandescente; B – *Backing fire*; H – *heading fire*.

Tipo de Vegetação	Fase da Combustão/ Tipo de Fogo	CO ₂	CO	PT	CH ₄	HCNM	HCT
Caruma	F / B	1792	59	7	0,7		8
	I / H	1464	164	39	1		6
	Global	1757	49		5		
Folhosas	F / B		44	13	2	4	
	I / H		146	20	8	8	
	Global		112	18	6	6	
Resinosas	F / B	1615	50	14	0,7	2	
	I / H	1416	195	38	4	5	
	Global	1497	100	20	5	4	
Florestais	Global	1304	96	19	5		
Arbustivas	F / B		88	36	3	6	
	I / H	1496	95	19	5	9	
	Global		82	20	4	8	
Herbáceas	Global	1370	75	10	2	0	
Diversa	Global	1178	108	5	5	12	11

A aplicação de factores de emissão deve ser feita tendo em atenção as limitações destes, dado que os valores obtidos resultam de situações diferentes daquelas em que são aplicados. Atendendo à complexidade das variáveis envolvidas num fogo, bem como à dificuldade em monitorizar algumas delas, mesmo em experiências de queima controlada, a aplicação de factores de emissão pode estar associada a grandes erros. Por esta razão, os resultados obtidos recorrendo a estes devem ser analisados cuidadosamente.

Existem várias ferramentas que permitem o cálculo das emissões resultantes de fogos controlados e de incêndios, as quais foram desenvolvidas essencialmente para aplicação nos EUA. Estes modelos, utilizados usualmente a montante de modelos de dispersão de poluentes, incluem: FOFEM (*First Order Effects Model*) [Reinhardt *et al.*, 1997]; EPM (*Emissions Production Model*) [Sandberg & Peterson, 1984]; FETM (*Fire Emissions Trade-Off Model*) [Schaaf, 1996] e CONSUME [Ottmar *et al.*, 1993 e 2000].

O trabalho de desenvolvimento de modelos para aplicação à realidade europeia é mais recente. Trozzi *et al.* [2002] desenvolveram o modelo AIR FIRE com base na metodologia EMEP/CORINAIR. O *National Fire Danger Rating System* (NFDRS) [Deeming *et al.*, 1977; Burgan 1988] foi adaptado pelo EC Joint Research Center no âmbito do *European Forest Fires Information System* (EFFIS) [Barbosa *et al.*, 2005]. Muito recentemente, Miranda *et al.*, [2005B] desenvolveram um modelo de cálculo de emissões de fogos florestais, apropriado para aplicação a fogos no Sul da Europa.

2.3 DISPERSÃO

Após a sua formação, o transporte dos produtos da combustão depende da velocidade e termodinâmica da atmosfera. Um penacho lançado a partir de uma chaminé isolada e colocada num terreno plano, evolui em três fases distintas [Beça, 1986]:

- *fase 1:* o penacho é quase vertical, porque a componente vertical da sua velocidade própria é superior à velocidade horizontal do vento. Esta fase termina quando as duas componentes da velocidade são da mesma ordem de grandeza;
- *fase 2:* nesta fase, chamada fase de transição, o penacho curva-se e torna-se aproximadamente horizontal. Esta fase termina quando a componente vertical da velocidade do penacho é da mesma ordem de grandeza que as flutuações da velocidade do vento;
- *fase 3:* o penacho tem, nesta fase, uma quantidade de movimento relativo praticamente nula, pelo que não possui movimento próprio. A sua dispersão depende por isso das propriedades da atmosfera circundante.

Os penachos emitidos durante os fogos florestais são, com excepção da formação da coluna de convecção que ocorre na fase 1, semelhantes aos emitidos por uma chaminé industrial. O fogo, como uma fonte de calor intensa, induz a formação de turbulência e movimentos convectivos, que originam a formação de uma coluna de convecção que resulta na sobre-elevação dos poluentes. A velocidade vertical numa coluna de convecção pode ir de 20 a 40 $m.s^{-1}$, sendo determinante na altura do penacho. Existe ainda muita incerteza na estimativa da altura da coluna de convecção, sendo este um factor essencial no cálculo da distância a que os poluentes serão transportados [Garstang, 1999]. Deste modo, para estudar o seu comportamento na atmosfera, o fenómeno da sobre-elevação do penacho requer um tratamento específico para o caso dos fogos florestais. O fenómeno de transporte e dispersão dos poluentes tem um tratamento semelhante ao utilizado em qualquer modelo de qualidade do ar.

A altura da coluna de convecção não depende apenas do calor libertado, mas também da estabilidade atmosférica e da velocidade do vento. Por esta razão, a modelação deste fenómeno implica o cálculo da taxa de calor libertado, das condições meteorológicas do local (temperatura, vento e humidade) e da altura da camada de mistura. Chandler *et al.*, [1991] desenvolveram uma série de relações semi-empíricas para o cálculo da altura de sobre-elevação da coluna de convecção formada durante um fogo florestal.

2.3.1 MODELAÇÃO DA DISPERSÃO

Os modelos de qualidade do ar revestem-se de especial importância, devido à sua capacidade de quantificar a relação entre as emissões e a concentração e deposição, assim como o estudo de cenários e avaliação de estratégias de qualidade do ar [Buitjes, 2003].

Não existe nenhuma teoria completa sobre a dispersão, ou seja, não há actualmente nenhum esquema físico que considere todos os aspectos do problema. Encontram-se, no entanto, várias técnicas para a simulação numérica da dispersão, que são geralmente divididas em duas categorias, que se baseiam no sistema de referencial - os modelos Eulerianos e os modelos Lagrangeanos:

- *modelo Euleriano*: na aproximação Euleriana o observador adopta um referencial fixo, usualmente a Terra. Esta aproximação permite a representação dos processos de produção e transformação dos poluentes com facilidade. A maior parte dos modelos Eulerianos usa uma malha num sistema ortogonal de coordenadas para descrever a dinâmica da atmosfera, as fontes de emissão e a produção e consumo químico. Estes modelos produzem campos de concentração de poluentes 4D (tempo e espaço);
- *modelo Lagrangeano*: na abordagem Lagrangeana formulam-se as equações das trajectórias das parcelas de fluido contaminado. O comportamento do poluente é simulado por partículas marcadoras, cujo deslocamento reproduz estatisticamente o transporte turbulento. A média temporal de um grande número destas partículas representa uma solução global para a equação de dispersão do poluente.

Os modelos de dispersão de fumo são, por vezes, classificados de acordo com o tipo de aplicação. Breyfogle & Ferguson [1996] apresentam a seguinte sistemática:

- *modelos para investigação*: são modelos muito completos, e por norma computacionalmente exigentes, que não têm objectivos operacionais mas de investigação;

- *modelos reguladores/planeadores*: podem ser usados para a obtenção de licenças de emissão. Nenhum modelo foi ainda validado para a dispersão de fumo proveniente de fogos florestais, pelo que a utilização deste tipo de modelos como instrumentos reguladores não é oficial;
- *modelos para screening*: modelos para utilizadores que necessitem de simular cenários de modo a estabelecer quais as melhores situações para realizar um fogo prescrito. Podem ser utilizados no momento do fogo com informação meteorológica em tempo-real.

Vários modelos foram já desenvolvidos para a simulação do transporte e dispersão do fumo de fogos florestais [Breyfogle & Ferguson, 1996; Miranda, 1999], nomeadamente: SASEM (*Simple Approach Smoke Estimation Model*) [Sestak & Riebau, 1988], HYSPLIT (*Hybrid Single-Particle Langrangian Integrated Trajectory model*) [Draxler, 1992; Draxler & Hess, 1997], TSARS Plus [Hummel & Rafsnider, 1995], CALPUFF [Scire *et al.*, 2000], AIRFIRE [Miranda, 2004], DISPERFIRE [Miranda, 1998], VALBOX (*Ventilated Valley Box model*) [Sestak *et al.*, 1988], TAPAS [Fox *et al.*, 1983], VSMOKE [Lavdas, 1996] e VSMOKE-GIS [Harms & Lavdas, 1997], NFSPUFF [Harrison, 1995], o *Regional Modeling System for Aerosols and Deposition* (REMSAD) [ICF Consulting, 2002].

Existem também ferramentas de gestão de fogos florestais que incluem a modelação da dispersão do fumo como o FFMIS (*Florida Fire Management Information System*) [Brenner *et al.*, 1997]. O U.S. Department of Agriculture Forest Service (USDA-FS) criou em 2000/2001 o *Fire Consortia for Advanced Modeling of Meteorology and Smoke* (FCAMMS) [URL 4], envolvendo todas as USDA-FS Research Stations. Nesse âmbito, o *BlueSky Smoke Modelling Consortium* dedica-se especialmente ao desenvolvimento e aplicação de modelação da dispersão do fumo, em tempo-real, para o auxílio a operações de gestão de fogos florestais [O'Neill *et al.*, 2003].

Apesar do número elevado de modelos disponíveis para simular a dispersão do fumo e da existência de alguns modelos que simulam os fenómenos mais importantes a ter em conta, a integração com modelos de propagação do fogo é ainda uma questão a melhorar na maioria destes sistemas. Na generalidade, o avanço da linha de fogo e a interacção entre o fogo e a atmosfera não são considerados [Borrego *et al.*, 2004].

2.4 VISIBILIDADE

A visibilidade atmosférica é definida como a mais longa distância à qual um objecto negro de dimensões consideráveis, localizado perto do solo pode ser reconhecido quando observado contra o horizonte [Katsev & Zege, 1994]. No entanto, está muito mais associada a condições de segurança, bem-estar e de apreciação de características e beleza da paisagem.

Embora intimamente relacionada com a percepção do observador, é um fenómeno físico que depende também da natureza da luz, da constituição da atmosfera e das características do objecto [Malm, 1999]:

- *características do observador*: limite de detecção, resposta do organismo à luz recebida, julgamento de valor;
- *características do objecto*: cor, textura, forma e brilho;
- *características da luz incidente*: ângulo solar e condições meteorológicas;
- *características da atmosfera*: constituição da atmosfera.

A visibilidade é geralmente quantificada em [Gray & Kleinhesseling, 1996; Pitchford & Malm, 1994]:

- *alcance visual*: definido como a maior distância a que um objecto negro pode ser visto contra um fundo branco;
- *coeficiente de extinção da luz* (b_{ext}): definido pela fração de luz extinta por unidade de comprimento;

- índice de deciview: relacionado com o b_{ext} .

2.4.1.1 A MODELAÇÃO DA VISIBILIDADE

O coeficiente de extinção é o indicador de visibilidade mais comum na avaliação da qualidade do ar, devido à sua relação directa com a concentração dos constituintes da atmosfera [USEPA, 1996]. Por esta razão, o cálculo do coeficiente de extinção é considerado um dos métodos mais adequados para estimar alterações na visibilidade, causadas por mudanças na concentração de poluentes atmosféricos. A extinção da luz é um fenómeno físico bem estudado, que pode ser representado pelo somatório da absorção e difusão por partículas e gases:

$$b_{ext} = b_{dp} + b_{dg} + b_{ap} + b_{ag}$$

equação 2.3

em que,

- b_{dp} - difusão da luz por partículas [km^{-1}];
- b_{dg} - difusão da luz por gases [km^{-1}];
- b_{ap} - absorção da luz por partículas [km^{-1}];
- b_{ag} - absorção da luz por gases [km^{-1}]

Na prática, o modo mais comum de calcular a extinção da luz por determinados poluentes é [Gray & Kleinhesseling, 1996]:

$$b_{ext} = \sum (C_i \times e_i)$$

equação 2.4

em que,

- C_i - concentração do poluente i [$\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$];
- e_i - eficiência de extinção do poluente i [$\text{m}^2 \cdot \mu\text{g}^{-1}$].

Esta metodologia revela-se importante para estabelecer as consequências da emissão de determinadas fontes ou para determinar o controlo necessário para cumprir determinada condição de visibilidade [Pitchford & Malm, 1994].

Nesta abordagem, a concentração de cada poluente é multiplicada por um coeficiente de extinção, que contabiliza tanto a extinção por difusão como por absorção. Estas eficiências de extinção podem ser derivadas teoricamente ou através de métodos empíricos. O cálculo teórico dos coeficientes de extinção baseia-se essencialmente na teoria de Mie [Trijonis et al., 1991]. No entanto, as incertezas no cálculo teórico deste coeficiente são ainda muito grandes, pois há muitos parâmetros, não observáveis, dos aerossóis que têm que ser considerados no cálculo [Gray & Kleinhesseling, 1996]. Por esta razão, a utilização dos valores empíricos é mais comum. A limitação mais significativa da utilização dos valores obtidos pelos métodos empíricos é que estes são específicos para a região onde foram determinados e por isso a sua aplicação está confinada a esses locais. Existem também, no entanto, estimativas de coeficientes de extinção, através de análises de regressão múltipla entre a extinção da luz e a composição dos aerossóis [Trijonis et al., 1991]. Esta abordagem permite obter valores de coeficientes de extinção estatisticamente mais significativos e de aplicação mais alargada, quer espacial, quer em termos de condições meteorológicas [Gray & Kleinhesseling, 1996].

Existem vários modelos de qualidade do ar que integram módulos de cálculo de diminuição de visibilidade, como pós-processadores. A Tabela 2.2 lista vários modelos que calculam a diminuição da visibilidade com base nas concentrações de poluentes na atmosfera.

Tabela 2.2 - Modelos de qualidade do ar com cálculo de visibilidade [adaptado de Gray & Kleinhesseling, 1996].

Modelo	Referência	Saída
VASM / ASTRAP	[Doe, 1994]	extinção, <i>deciview</i>
MESOPUFF II	[USEPA, 1993]	extinção, alcance visual
CALPUFF	[Scire <i>et al.</i> , 1995]	extinção
NPAQMS (RIM II)	[Gray <i>et al.</i> , 1993]	extinção, alcance visual, <i>deciview</i>
VISCREEN / PLUVUE II	[USEPA, 1992]	contraste
STAGHAZE	[Latimer, 1993]	contraste, alcance visual
RIVAD	[Latimer, 1990]	extinção, alcance visual
GCVTC	[USEPA, 1995]	extinção, alcance visual
ELSIE	[Sloane <i>et al.</i> , 1991]	extinção, contraste
ROME	[Gabruck <i>et al.</i> , 1999]	rácio de radiação entre o penacho e o céu.

Apesar dos fenómenos físicos, que relacionam a qualidade do ar com os parâmetros ópticos, estarem bem estabelecidos, existem ainda algumas fragilidades na modelação da visibilidade; entre elas, a caracterização dos aerossóis específicos de cada local,

assim como, as propriedades ópticas da fracção orgânica das partículas. As funções que relacionam as propriedades das espécies higroscópicas com a humidade da atmosfera também não estão ainda bem estabelecidas.

3 A INTEGRAÇÃO DOS MODELOS

O objectivo principal desta dissertação, como referido no capítulo introdutório, consiste na integração entre um modelo de dispersão de fumo, o DISPERFIRE, e um sistema de simulação numérica da progressão do fogo em topografia complexa, o FireStation.

O sistema em tempo real DISPERFIRE, desenvolvido por Miranda [1998], consiste essencialmente na interligação entre dois modelos: um modelo meteorológico de diagnóstico construído a partir do modelo NUATMOS, e um modelo de dispersão, baseado na aproximação lagrangeana. A correcta aplicação deste sistema está limitada a situações de pequenos fogos, já que não considera a interacção entre o escoamento atmosférico e a fonte de calor que o fogo constitui.

O FireStation, desenvolvido por Lopes *et al.* [2002], é um *software* que implementa um modelo semi-empírico para o cálculo da taxa de progressão do fogo, recorrendo também ao modelo de diagnóstico de campo de ventos, NUATMOS. Todo o sistema foi criado sobre uma interface gráfica que facilita a sua utilização em condições operacionais.

3.1 NUATMOS

O modelo NUATMOS [Ross *et al.*, 1988] resulta do aperfeiçoamento de um modelo já existente, o modelo ATMOS1 [Davis *et al.*, 1984 *in* Miranda 1998], que se baseia nos conceitos do modelo MATHEW [Sherman, 1978] e utiliza coordenadas que acompanham o terreno e espaçamento vertical variável, o que é essencial para uma simulação correcta do escoamento em terreno de orografia complexa.

Este modelo meteorológico calcula campos tridimensionais de vento para a região em análise, atendendo às características orográficas, e à informação proveniente de estações meteorológicas existentes na região. Recorrendo às observações meteorológicas que são fornecidas como informação de entrada, o modelo interpola o campo de ventos ao longo do domínio em análise, realizando depois os ajustes necessários para atingir a convergência. Ou seja, o modelo desenvolve, com base nas observações disponíveis e através de interpolações, um campo de ventos inicial $V_0 (V_0 = (u_0, v_0, w_0))$. Seguidamente, minimiza a diferença entre o campo V_0 e um campo de ventos final $V (V = (u, v, w))$, utilizando o cálculo variacional, sujeito à limitação de que a divergência deverá ser nula. Esta é condição necessária à continuidade, em escoamento incompressível, verificando-se a conservação da massa [Miranda, 1998].

Matematicamente, o problema consiste em minimizar a seguinte expressão (equação 3.1):

$$E(u, v, w) = \iiint \left[\alpha_1^2 (u - u_0)^2 + \alpha_1^2 (v - v_0)^2 + \alpha_2^2 (w - w_0)^2 \right] dV \quad \text{equação 3.1}$$

respeitando a condição imposta pela equação 3.2:

$$H(u_x, v_y, w_z) = \frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} + \frac{\partial w}{\partial z} = 0 \quad \text{equação 3.2}$$

e sendo:

- x, y - as coordenadas horizontais;
- z - a coordenada vertical;
- $V_0 = (u_0, v_0, w_0)$ - o campo de ventos inicial interpolado;

- $V = (u, v, w)$ - o campo de ventos final;
- α_1 e α_2 - os coeficientes de precisão de Gauss.

Objectivamente, a metodologia de análise utilizada pelo modelo NUATMOS consiste em:

- determinação do campo superficial de vento através da interpolação das observações meteorológicas, usando um factor ponderado;
- ajuste do vento, de acordo com a topografia, através da resolução da equação de Poisson (equação 3.3):

$$\nabla^2 \phi = \psi(x, y)$$

equação 3.3

em que: ϕ é o potencial da velocidade do vento e ψ é uma função de forçamento, baseada na espessura da camada limite atmosférica e nos gradientes de elevação do terreno;

- interpolação dos ventos não superficiais num sistema de coordenadas influenciadas pelo terreno;
- realização de iterações até que a divergência do campo de ventos interpolado seja reduzida a um valor aceitável, definido pelo utilizador.

O modelo foi testado, através da comparação dos seus resultados com soluções conhecidas do escoamento potencial [Ross *et al.*, 1988], sendo o erro associado dependente da malha utilizada, mas sempre inferior a 10%. Ross *et al.* [1988] apresentam também alguns testes de avaliação do modelo, tendo concluído que este é preciso, eficiente e totalmente estável. Connell *et al.* [1989] compararam os resultados do modelo com dados meteorológicos reais, verificando que os resultados se aproximavam mais dos dados medidos, quando os postos de medição se localizavam junto ao topo de montanhas. Foi também possível observar que a concordância entre os valores

estimados e os valores medidos, para baixas velocidades do vento e em situações de recirculação a jusante das montanhas, era pequena, devido ao modelo ser cinemático.

Borrego *et al.* [1999] efectuaram uma análise de sensibilidade ao modelo e compararam os seus resultados com dados meteorológicos reais, tendo verificado que o seu desempenho é bastante aceitável. Alertam, no entanto, para a necessidade de seleccionar os parâmetros de entrada com algum cuidado, nomeadamente o parâmetro relacionado com o ajuste entre as componentes vertical e horizontais do vento, que quantifica a estabilidade da atmosfera.

Não obstante a sua reconhecida potencialidade, este modelo apresenta alguns pontos fracos. Dado o seu carácter linear, fenómenos não lineares, como a ocorrência de recirculações (que podem acontecer em situações de declive acentuado), não podem ser previstos. Consequentemente, os resultados obtidos com este modelo são mais fiáveis em topografias menos accidentadas e a exactidão dos seus resultados é maior a montante do que a jusante de grandes declives.

Apesar de alguns problemas apontados, Lopes [2003] considera o modelo bastante realista e, dado o carácter operacional dos sistemas de modelos em que está integrado, o equilíbrio do seu baixo esforço computacional com a aceitabilidade dos seus resultados torna-o uma escolha acertada. Aliás, segundo André & Viegas [2002], este é o programa de previsão de vento mais utilizado nos sistemas de simulação do comportamento florestal a esta escala.

3.2 FIRESTATION

O FireStation é um sistema integrado de previsão do campo de ventos e da propagação de incêndios em topografia complexa. Integra três módulos principais: um para o cálculo dos campos de vento, um para o cálculo da progressão do fogo e outro para o cálculo do Índice de Risco de Incêndio, baseado no Sistema Canadiano. O software FireStation, foi desenvolvido no ambiente da aplicação de CAD (do inglês *Computer Aided Design*) MicroStation, da *Bentley Company*. O MicroStation proporciona uma interface amigável e

um ambiente de programação que possibilita o desenvolvimento de ferramentas que funcionam como aplicações adicionais. As ferramentas desenvolvidas no MicroStation para o desenvolvimento do FireStation foram criadas em MDL (*MicroStation Development Language*), uma linguagem baseada em C, que contém subrotinas internas que permitem o *design* de janelas de interface e geração e visualização de elementos tridimensionais, para além das reconhecidas capacidades matemáticas da linguagem C. Os dois modelos de vento disponíveis (Canyon e NUATMOS) foram desenvolvidos em linguagem de programação *Fortran* e funcionam como programas externos.

3.2.1 OS MODELOS MATEMÁTICOS

O cálculo da propagação do fogo no FireStation assenta na interligação de três modelos matemáticos distintos: i) o primeiro calcula a velocidade de progressão; ii) um outro que reproduz a geometria do fogo; iii) e um terceiro que implementa o processo de simulação do crescimento do fogo.

3.2.1.1 VELOCIDADE DE PROPAGAÇÃO DO FOGO

O modelo de comportamento do fogo é baseado no modelo de propagação de Rothermel [Rothermel, 1972]. Este é um modelo semi-empírico, desenvolvido a partir de resultados experimentais. Tem como informação de entrada as características do combustível e, como saída, a velocidade de propagação na principal direcção de propagação do fogo. Apesar de amplamente utilizado, este modelo tem algumas limitações no que diz respeito aos mecanismos de transmissão de calor considerados. A formação de focos secundários adiante da frente, gerados pela projecção de material em combustão, grandes fogos e fogos de copas, não podem ser simulados com este modelo.

A equação que governa o modelo (equação 3.4) representa um balanço de energia numa unidade de volume à frente da chama. Ilustra o conceito de que a velocidade de propagação resulta da razão entre a taxa de aquecimento do combustível e a energia necessária para a ignição da mesma quantidade de combustível:

$$\bar{R} = \frac{I_r \pi (\bar{1} + \bar{\Phi}_W + \bar{\Phi}_S)}{\rho_b \varepsilon Q_i} \quad \text{equação 3.4}$$

em que:

- \bar{R} - velocidade de propagação [m.s⁻¹];
- I_r – intensidade da reacção, i.e., libertação de calor por unidade de área da frente de chama [J.m⁻².s⁻¹];
- π – razão de propagação do fluxo, i.e., fracção do calor libertado que é responsável pelo aquecimento do combustível e pela sua subsequente ignição;
- $\bar{\Phi}_w$ - factor que parametriza a influência do vento;
- $\bar{\Phi}_s$ - factor que parametriza a influência do declive;
- ρ_b - massa de combustível por unidade de volume [kg.m⁻³];
- ε – número de aquecimento efectivo, i.e., razão entre a massa de combustível por unidade de volume e a massa de combustível envolvido na ignição;
- Q_i - calor de pré-ignição, i.e., calor necessário para levar à ignição uma unidade de massa de combustível [J.kg⁻¹].

3.2.1.2 GEOMETRIA DO FOGO

O modelo de Rothermel é um modelo de carácter local, que permite calcular a velocidade de propagação do fogo segundo a direcção de maior propagação, não fornecendo, no entanto, qualquer informação sobre a geometria do fogo. Para simular o tamanho e forma do fogo, duas descrições matemáticas distintas são adoptadas: uma proposta por Anderson [1983 *in Lopes et al.*, 2003] e outra por Alexander [1985 *in Lopes et al.*, 2003]. A utilização de um, ou outro, modelo para o cálculo é definida pela velocidade do vento a

meia altura da chama. Por norma, o modelo utilizado é o de Anderson (Figura 3.1). Abaixo dos $0,2 \text{ m.s}^{-1}$, o modelo utilizado é o de Alexander (Figura 3.2), já que o outro não permite o cálculo em situações de vento perto de zero.

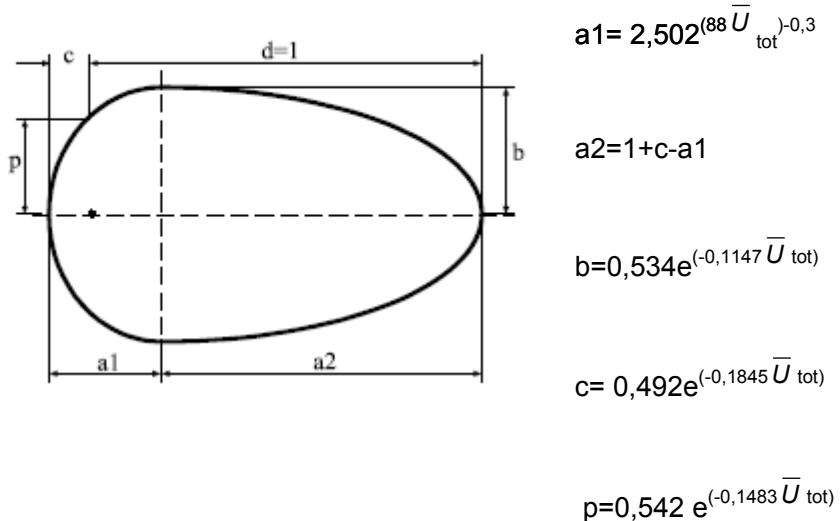


Figura 3.1 – Geometria da dupla-elipse de acordo com o modelo de Anderson [Lopes, 2003].

Anderson verificou que a forma dos fogos pode ser descrita através de uma dupla elipse, em que os parâmetros são definidos como se indica na Figura 3.1. O efeito da topografia é tido em conta somando à velocidade a meia altura da chama, uma velocidade equivalente ao efeito do declive local.

$$\bar{U}_{tot} = \bar{U}_m + \bar{U}_{eq}$$

Equação 3.5

em que,

- \bar{U}_{tot} – velocidade média do vento efectiva;
- \bar{U}_m – velocidade média do vento a meia altura da chama;

- \bar{U}_{eq} – velocidade média do vento, equivalente ao efeito do declive.

Alexander apresenta um modelo em que aproxima a forma do fogo à de uma elipse e em que os parâmetros são definidos como se indica na Figura 3.2.

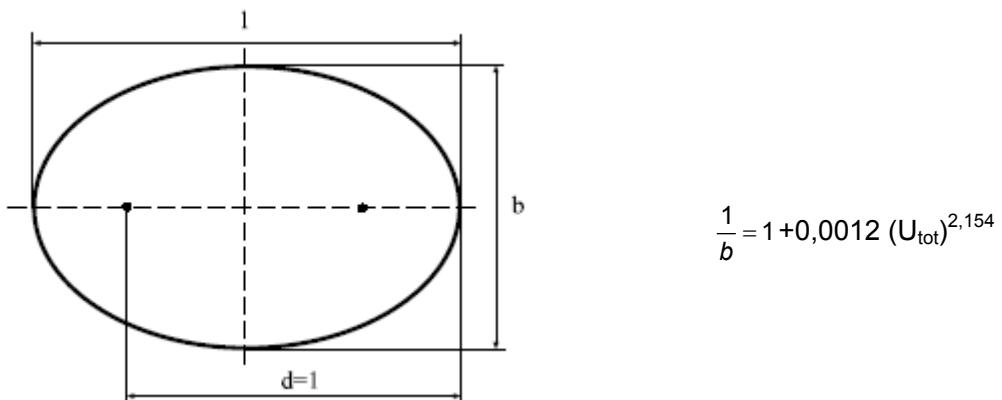


Figura 3.2 – Geometria da elipse simples de acordo com o modelo de Alexander [Lopes, 2003].

O modelo da dupla elipse tende a calcular velocidades de progressão dos flancos mais baixas, quando comparado com o modelo da elipse simples, resultando em menores áreas ardidas [Lopes, 2003].

3.2.1.3 SIMULAÇÃO DINÂMICA DO CRESCIMENTO DOS FOGOS FLORESTAIS

Tanto o modelo de Rothermel, como os modelos de geometria do fogo, foram desenvolvidos com base na existência da homogeneidade do leito, o que limita a sua aplicação directa em casos de leito heterogéneo. A simulação dinâmica do crescimento de fogos florestais surge como resposta à necessidade de contornar estas dificuldades. A utilização desta ferramenta baseia-se na discretização espacial do leito de combustível, por meio da sua divisão em células, dentro das quais, condições como o combustível, a humidade ou o tamanho das partículas são considerados constantes [Lopes, 1993].

Para a implementação do modelo, a simulação pode ser levada a cabo, quer por um processo vectorial, adoptando o princípio de Huygens, quer por uma aproximação em formato *raster* (aproximação adoptada no FireStation). O processo realiza-se de acordo com o algoritmo de Dijkstra. A propagação do fogo torna-se um processo de contágio

entre células a arder e as células adjacentes (Figura 3.3), que se efectiva da seguinte forma: num determinado momento, o modelo calcula o tempo que o fogo demora a progredir para cada uma das células adjacentes e aquela que tem o tempo menor atribuído torna-se uma célula em combustão. O avanço da simulação no tempo é ditado por este processo, não sendo, portanto, os intervalos de tempo constantes.

Na Figura 3.3 esquematiza-se o método para o cálculo do contágio, em que cada célula pode provocar a ignição das 16 células vizinhas indicadas.

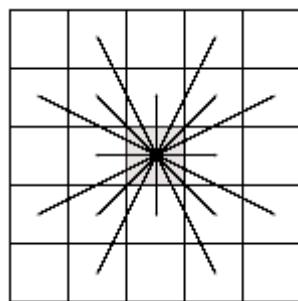


Figura 3.3 – Método para o cálculo do contágio [Lopes, 2003].

Na Figura 3.4 é possível constatar a diferença entre a geometria ideal e a geometria calculada pelo modelo, verificando-se que esta aproximação tende a subestimar a área do fogo.

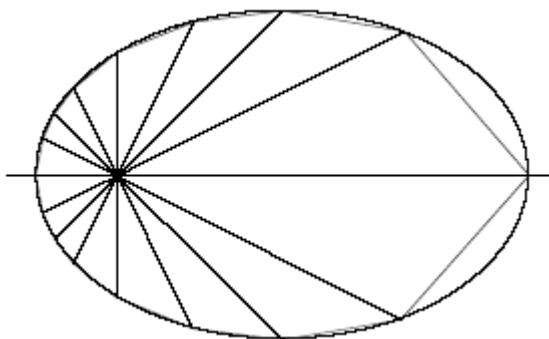


Figura 3.4 – Comparação entre a forma calculada e a forma ideal [Lopes, 2003].

3.2.2 A INTERFACE GRÁFICA

O FireStation foi desenvolvido num programa que possibilitou a criação de uma interface gráfica, bastante amigável no âmbito do utilizador. Neste sub-capítulo descrever-se-á, muito brevemente, essa interface, de modo a proporcionar ao leitor uma ideia do ambiente de trabalho com esta aplicação.

A utilização deste sistema de modelos implica a utilização do programa MicroStation cujo ambiente de trabalho se encontra representado na Figura 3.5.

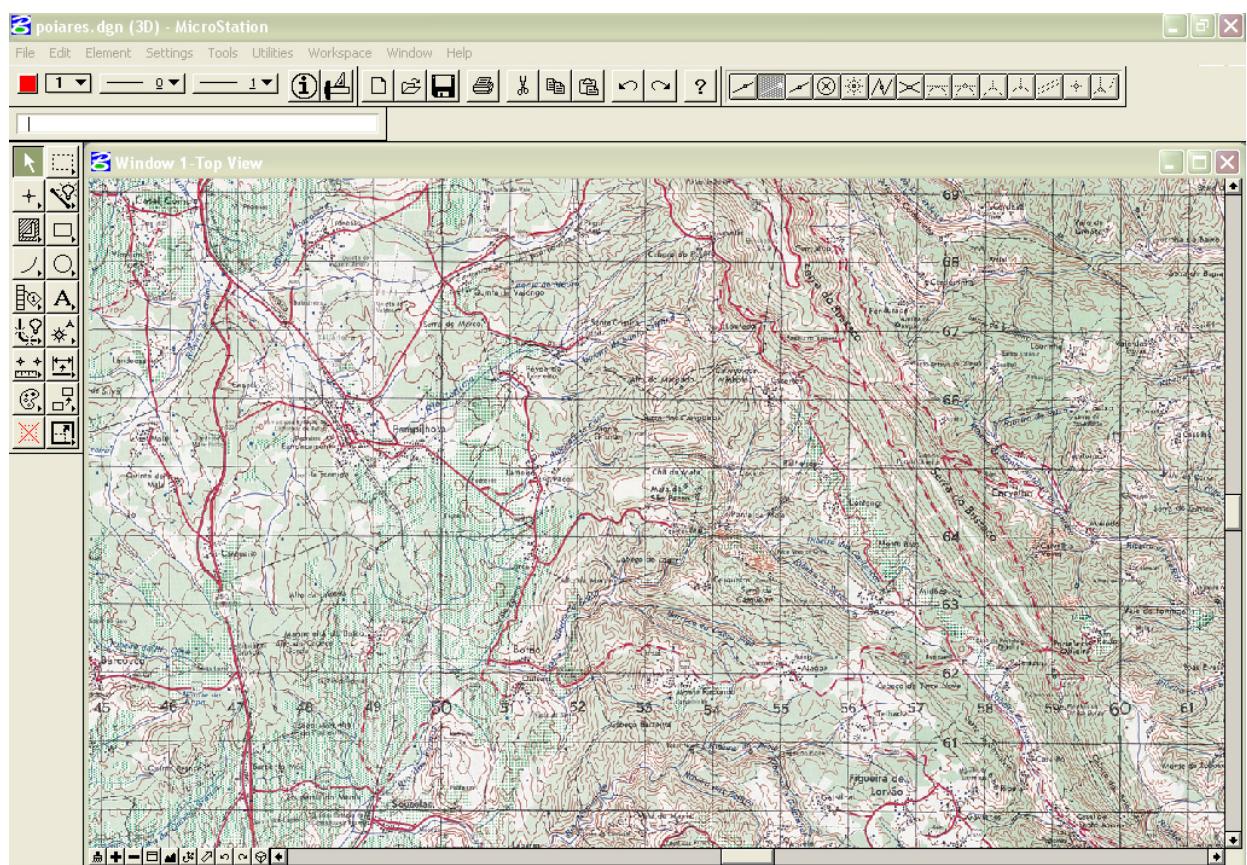


Figura 3.5 – Ambiente de trabalho MicroStation.

Após carregar o FireStation, o acesso a esta aplicação fica disponível através do menu *Applications*. Na Figura 3.6 apresenta-se o menu *FireStation*, que permite aceder a todas aplicações disponíveis neste modelo: o cálculo do escoamento atmosférico (menu *Wind*),

o Sistema Canadiano de risco de incêndio (menu *FWI*), e o cálculo da propagação do fogo (menu *Propagation*).

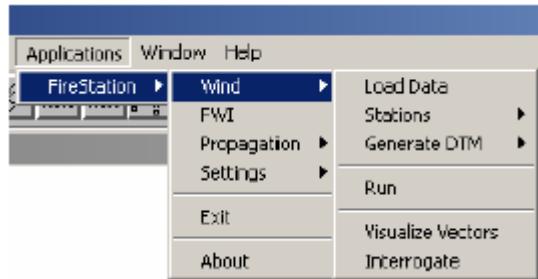


Figura 3.6 – Janelas da aplicação FireStation, que permitem escolher o módulo a que se quer aceder.

O organograma detalhado, representando a estrutura de instruções e funções associadas, disponível no FireStation apresenta-se na Figura 3.7.

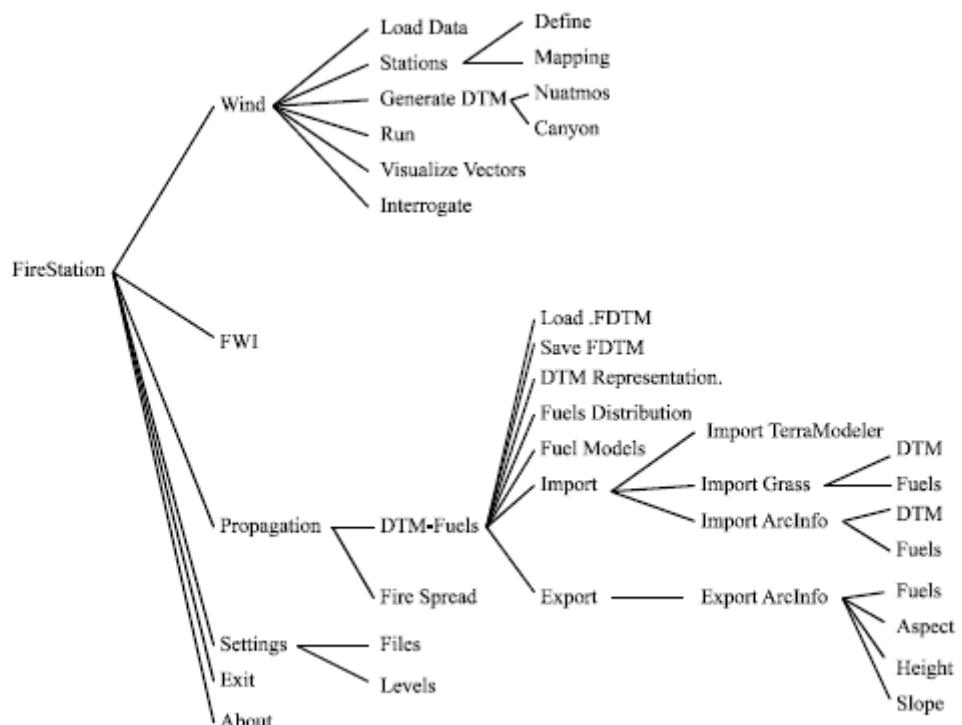


Figura 3.7 – Organigrama representativo dos estrutura organizacional do FireStation [Lopes, 2000].

Após a utilização dos modelos disponíveis, pode recorrer-se a comandos para proceder à visualização dos resultados. Na Figura 3.8 está representada a visualização de um campo de ventos calculado pelo NUATMOS, incluído no FireStation.

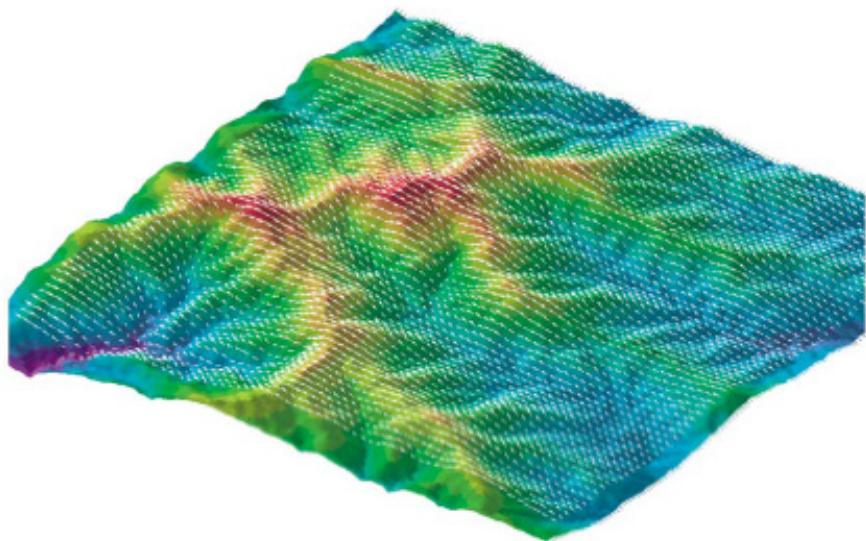


Figura 3.8 – Exemplo de resultado do FireStation. Visualização do campo de ventos calculado pelo NUATMOS, sobre a representação da topografia. As cores diferentes correspondem a diferentes altitudes.

Na Figura 3.9, por seu lado, encontra-se exemplificada a visualização da área ardida após uma simulação com o módulo de cálculo da propagação.

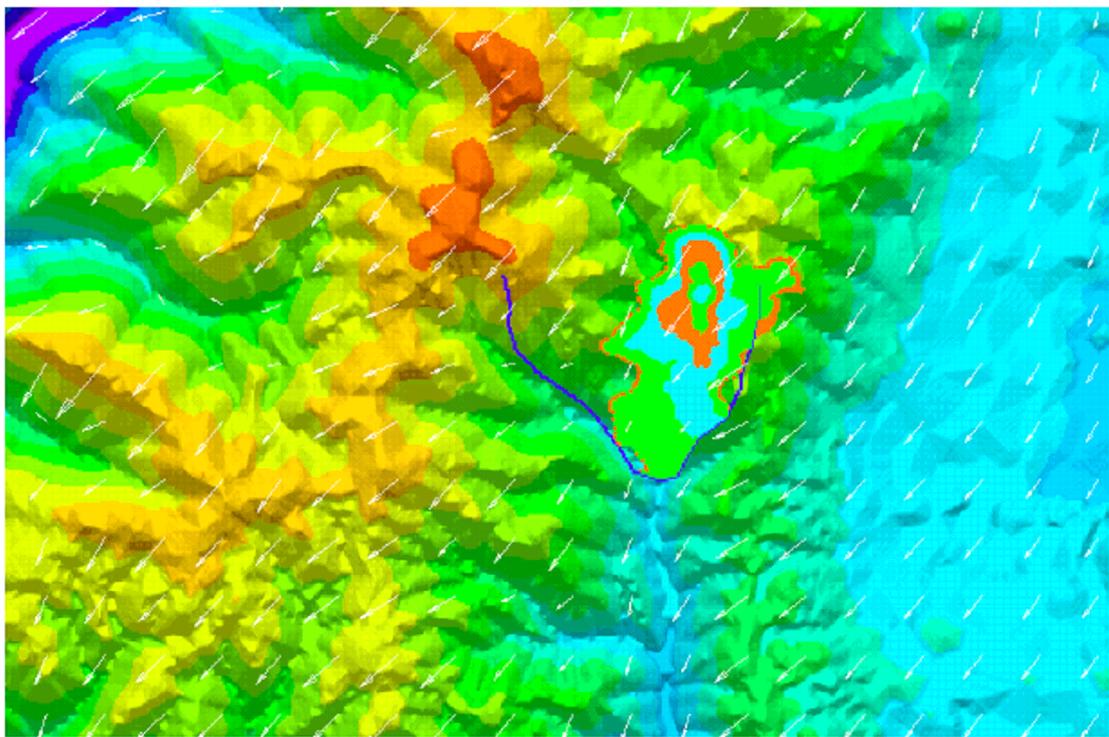


Figura 3.9 – Exemplo de resultado do FireStation. Visualização de um fogo. As cores diferentes correspondem a diferentes instantes do tempo.

Para acesso a informação mais aprofundada sobre o funcionamento deste programa aconselha-se a leitura de Lopes [2000], que produziu um manual de utilização detalhado, descrevendo aprofundadamente as funções disponíveis neste sistema.

3.3 DISPERFIRE

O sistema de previsão em tempo real DISPERFIRE [Miranda 1998] consiste na interligação entre dois modelos: o modelo meteorológico NUATMOS e um modelo de dispersão, baseado na aproximação Lagrangeana.

O módulo meteorológico é um modelo desenvolvido a partir do modelo NUATMOS (*vide* 3.1) ao qual foram introduzidas algumas alterações por Miranda [1998], para que este se

adaptasse às necessidades do modelo de dispersão. Estas alterações consistiram na introdução no NUATMOS de módulos de cálculo dos campos de temperatura e de viscosidade efectiva, assim como a alteração dos ficheiros de saída, que passaram a fornecer informação tridimensional.

A aproximação lagrangeana assume que um elevado número de partículas marcadoras reproduz estatisticamente o transporte turbulento. O deslocamento de cada partícula é descrito pela soma de três componentes: uma componente determinista ($v'_{i,i}$), resultante da contribuição da velocidade média do escoamento; uma componente aleatória (v_{ri}); e uma componente gravítica calculada com base na massa volúmica da partícula e do ambiente circundante (v_{gi}):

$$\begin{aligned} v_{i,x} &= v'_{i,x} + v_{ri,x} \\ v_{i,y} &= v'_{i,y} + v_{ri,y} \\ v_{i,z} &= v'_{i,z} + v_{ri,z} + v_{gi} \end{aligned} \quad \text{equação 3.6}$$

O cálculo do termo aleatório implica um processo que gera, em cada incremento temporal, deslocamentos aleatórios que seguem uma distribuição gaussiana de média zero e variância dada pela equação 3.7:

$$\sigma_i = \sqrt{2\lambda_t \Delta t} \quad \text{equação 3.7}$$

em que:

- σ_i - variância;
- λ_t - difusividade turbulenta efectiva;

- Δ_t - incremento de tempo.

A difusividade turbulenta não depende da natureza do poluente, mas sim do escoamento e obtém-se de acordo com a equação 3.8.

$$Sct = \frac{v_t}{\lambda_t} \approx \frac{\eta}{\lambda_{ef}} \quad \text{equação 3.8}$$

em que:

- Sct - número de Schmidt turbulento;
- v_t - viscosidade turbulenta;
- η - viscosidade efectiva;
- λ_{ef} - difusividade efectiva.

Uma vez conhecido o vector velocidade das partículas, poder-se-á calcular a evolução da concentração média local [Benocci & Olivari, 1985 *in* Miranda, 1998] pelo seguinte processo: supondo conhecidos a distribuição inicial do poluente $C(s_0)$ e um conjunto de trajectórias com origem num ponto s_0 e, assumindo que as partículas marcadoras de poluente mantêm a sua concentração inicial, então a concentração média num ponto s no instante t é dada pela probabilidade $P(s,t:s_0)$ de uma partícula de poluente emitida num ponto arbitrário s_0 , se encontrar em s no instante t , multiplicada pela concentração inicial $C(s_0)$ e integrada para todos os possíveis pontos origem s_0 [Miranda, 1998]. Por esta definição vem:

$$C(s,t) = \int_{-\infty}^{+\infty} P(s,t;s_0) C_0(s_0) ds_0 \quad \text{equação 3.9}$$

O penacho emitido num incêndio florestal, sofre uma ascensão convectiva, antes de iniciar a sua fase de transporte advectivo na horizontal. Por esta razão, o modelo considera a fonte de emissão não à altura do solo mas a uma altura fictícia a que se chama sobre-elevação.

A sobre-elevação está claramente relacionada com as colunas de convecção produzidas no decorrer de um incêndio, e corresponde à altura do topo destas colunas. A esta altura considera-se que a temperatura dos gases no interior da coluna e a temperatura ambiente são iguais. Este parâmetro depende das condições de estabilidade atmosférica, do tamanho e da intensidade do fogo.

O DISPERFIRE utiliza para o cálculo da sobre-elevação as seguintes fórmulas baseadas nas expressões de Chandler *et al.* [1991]:

- condições atmosféricas instáveis e neutras

$$H = 0,0101 Q^{3/4} U^{-1} \text{ se } Q < 1,4 \times 10^6 \text{ cal.s}^{-1}$$
equação 3.10

$$H = 0,0847 Q^{3/5} U^{-1} \text{ se } Q > 1,4 \times 10^6 \text{ cal.s}^{-1}$$
equação 3.11

- condições atmosféricas estáveis

$$H = 0,917 Q^{1/3} U^{-1/3}$$
equação 3.12

- na presença de inversões fortes

$$H = 0,76 Q^{1/3} U^{-1/3}$$
equação 3.13

em que:

- H - altura de sobre-elevação (m);
- Q - taxa média de libertação de calor pelo fogo (cal.s^{-1});
- U - velocidade média do vento (m.s^{-1}).

3.4 MELHORIA DO SISTEMA ATRAVÉS DO CÁLCULO DA VISIBILIDADE

A melhoria do DISPERFIRE consistiu no desenvolvimento e inclusão de um módulo de cálculo de redução da visibilidade, recorrendo a equações empíricas que relacionam a concentração de poluentes atmosféricos com a visibilidade.

A Figura 3.10 esquematiza o DISPERFIRE após a inclusão do módulo de cálculo da visibilidade.

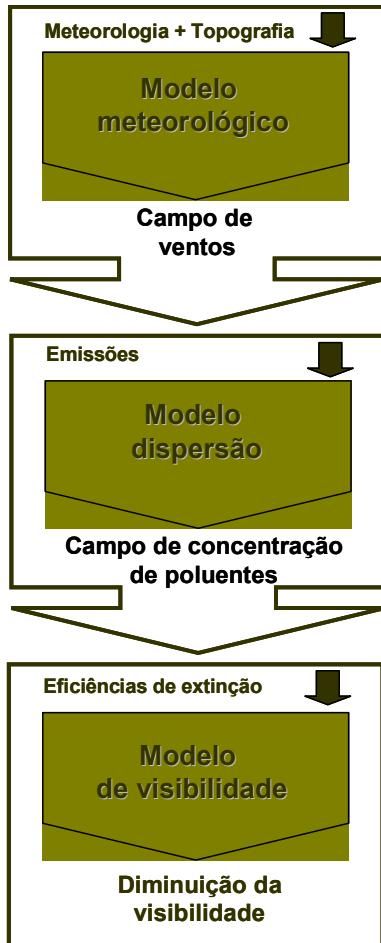


Figura 3.10 - Esquema do sistema de modelos DISPERFIRE com módulo de visibilidade.

Atendendo à análise das emissões típicas de fogos florestais, à relevância de cada um desses poluentes na visibilidade, e tendo em conta a escala temporal de aplicação do DISPERFIRE, considerou-se que o modelo deve integrar como poluentes relevantes no cálculo da visibilidade, PM₁₀, PM_{2.5} e NO₂. Nenhum destes poluentes é considerado higroscópico nesta escala de modelação, afastando as dificuldades associadas à estimativa correcta da humidade relativa (HR) e da sua interacção com os poluentes. Sulfatos e nitratos são os poluentes para os quais a estimativa da HR é essencial. Nesta escala temporal, sulfatos e nitratos, ambos poluentes secundários, não são relevantes.

Os campos tridimensionais de concentração de PM_{2.5}, PM₁₀ e NO₂, resultantes da simulação com o DISPERFIRE são usados como entrada para o módulo de visibilidade. Com base nestas concentrações, e de acordo com a equação 3.14, o modelo calcula a

diminuição de visibilidade causada por estes poluentes, para cada célula do plano de visibilidade escolhido.

$$b_{ext} = \sum (C_i \times e_i)$$

equação 3.14

em que,

- C_i - concentração do poluente i [$\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$];
- e_i - eficiência de extinção do poluente i [$\text{m}^2 \cdot \mu\text{g}^{-1}$].

As saídas do modelo de visibilidade são campos de *deciview* (dV), um índice de visibilidade de fácil compreensão [Pitchford & Malm, 1999], que tem uma resposta linear a mudanças visuais perceptíveis. Um ou dois dV de diferença correspondem ao limite perceptível ao olho humano de mudança na cena visual. Um valor de zero dV corresponde a uma visibilidade extremamente boa, sendo que um aumento nos dV corresponde a uma diminuição na qualidade da imagem. O cálculo deste índice é feito de acordo com a equação 3.15.

$$dV = 10 \times \ln\left(\frac{b_{ext}}{0,01}\right)$$

equação 3.15

Em que

- dV – índice de *deciview*;
- b_{ext} – eficiência de extinção [Mm^{-1}].

Como exemplo de aplicação do módulo de visibilidade, o sistema de modelos DISPERFIRE, integrando o módulo da visibilidade, foi aplicado às queimas experimentais GESTOSA 2002 [Valente et al., 2004]. A Figura 3.11 apresenta o resultado do cálculo da diminuição da visibilidade provocada pela queima do talhão 519.

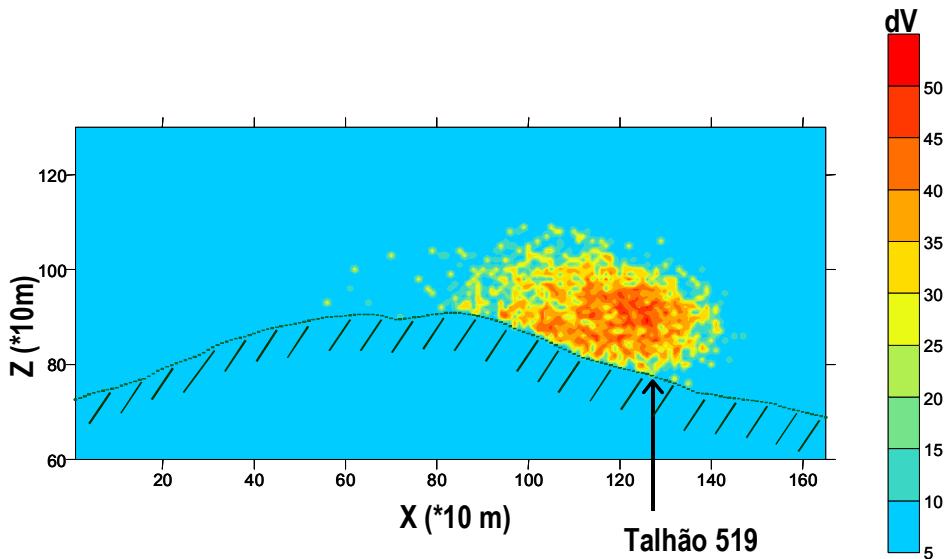


Figura 3.11 – Campo de visibilidade calculado para a queima do talhão 519 nas experiências Gestosa 2002 [Valente et al., 2004].

Como se verifica pela análise da Figura 3.11, a redução da visibilidade causada pela emissão de poluentes nas queimas experimentais, é muito significativa. Uma análise mais detalhada da redução da visibilidade num caso de queimas experimentais será feita no capítulo 5.

Este modelo é uma ferramenta simples, com a qual não se pretendem obter resultados muito rigorosos, sendo vocacionado para a quantificação da diminuição de visibilidade causada pelos poluentes mais relevantes neste tipo de aplicação. Apesar das suas limitações, estes resultados podem permitir uma intervenção mais segura e eficaz por parte das equipas, quer terrestres quer aéreas, de bombeiros que procedem ao ataque de um fogo florestal.

3.5 INTEGRAÇÃO DOS MODELOS

Dada a complementaridade dos modelos FireStation e DISPERFIRE, estes foram fundidos dando origem a uma nova ferramenta, mais completa do que qualquer um dos sistemas isoladamente. A metodologia de integração assentou em quatro pontos essenciais:

- introdução no NUATMOS das alterações feitas por Miranda [1998];
- adaptação do modelo FireStation para a geração de ficheiros de entrada para o DISPERFIRE e para a leitura de informação proveniente deste modelo;
- adaptação do modelo DISPERFIRE à leitura e processamento da informação gerada pelo FireStation, assim como, à geração de informação de saída no formato requerido pelo FireStation;
- modificação da interface proporcionada ao utilizador, de modo a este gerir a informação necessária para o cálculo da dispersão e visibilidade.

O trabalho de integração começou pela introdução no NUATMOS, implementado no sistema de progressão do fogo, das alterações que Miranda [1998] tinha realizado neste modelo para o interligar ao sistema de modelos DISPERFIRE. Deste modo, o modelo NUATMOS integrado no FireStation passou a produzir campos tridimensionais de ventos, temperatura e viscosidade (*vide* 3.1).

De seguida, o FireStation foi alterado de modo a fornecer ao DISPERFIRE, para cada célula do domínio, as informações de entrada necessárias: a topografia, a velocidade e direcção do vento, o instante do início da ignição, a velocidade de propagação e o calor libertado. O DISPERFIRE foi adaptado a esta informação de entrada específica. A

informação de saída do modelo de dispersão sofreu também alterações para a sua leitura ser possível pelo módulo de visualização criado no FireStation.

A interface do FireStation foi sujeita a algumas adaptações de modo a ser possível gerir o cálculo da dispersão (Figura 3.12 e Figura 3.13). Na opção *Applications*, *FireStation*, passou a estar disponível o campo *Dispersion* (Figura 3.12) que dá acesso à janela *Smoke Dispersion* (Figura 3.13).



Figura 3.12 – Menu que acede à janela que comanda o cálculo da dispersão.

A janela *Smoke Dispersion* (Figura 3.13) permite gerir todo o processo de simulação da dispersão dos poluentes emitidos pelo fogo, assim como da visibilidade. Esta janela está dividida em três áreas distintas:

- *Dispersion Settings* - área relacionada com a informação de entrada para a dispersão e com o comando para o início da simulação;
- *Visualization* - área com as informações necessárias à visualização da dispersão de poluentes;
- *Visibility* - permite gerir o cálculo e visualização da visibilidade.

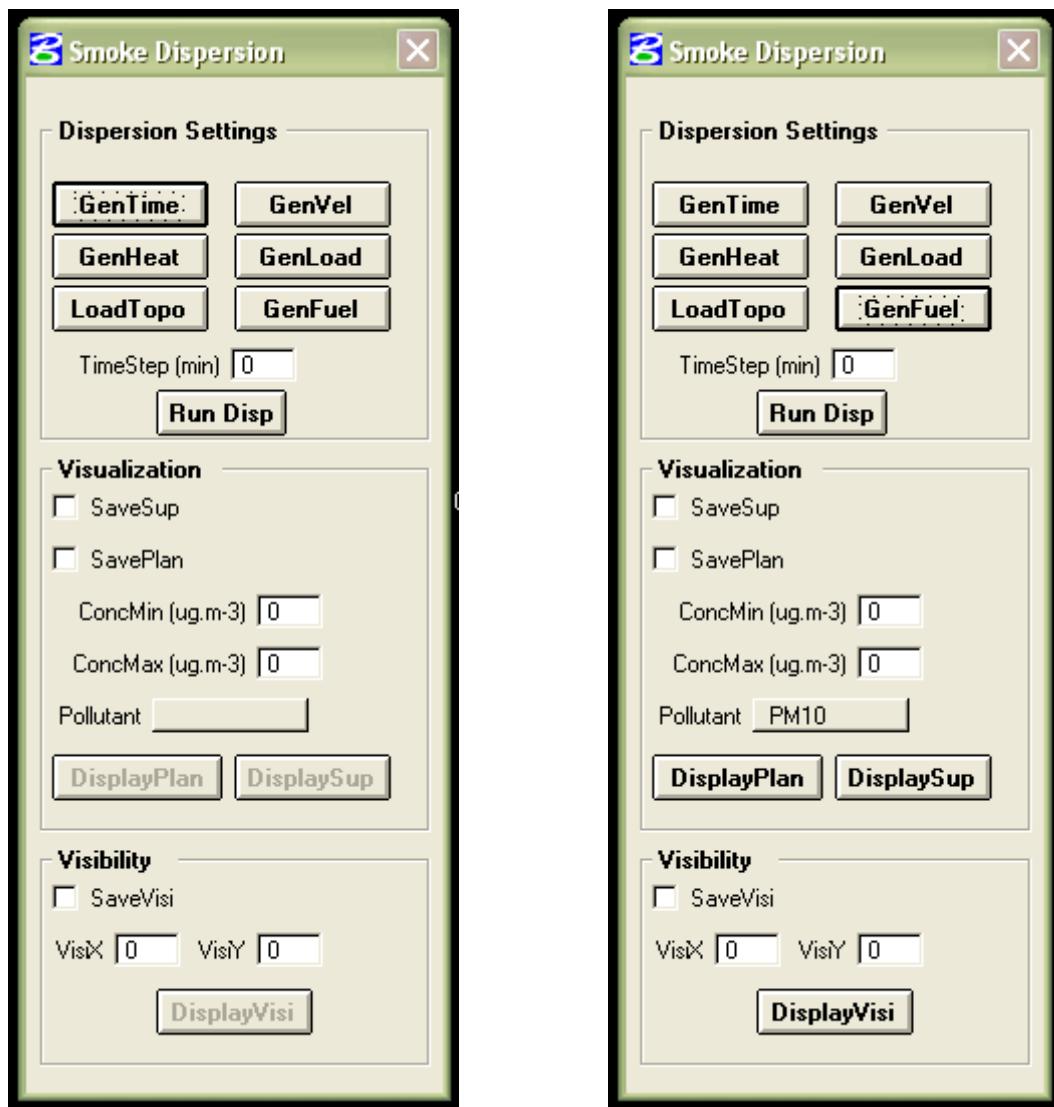


Figura 3.13 – Janela que permite introduzir os dados da simulação da dispersão e iniciar o cálculo da mesma. A) Aspecto da janela antes da simulação da dispersão. B) Aspecto da janela após a simulação da dispersão.

Na área da gestão da informação de entrada para a simulação da dispersão (*Dispersion Settings*), o utilizador tem que criar os respectivos ficheiros de entrada. Para isso, deve premir os botões que correspondem à geração de cada um desses ficheiros. Para cada tem que escolher a localização e nome do ficheiro que pretende. Na opção *TimeStep*, o utilizador deve introduzir o intervalo de tempo, em minutos, para a geração de poluente durante a simulação. Nesta área está também o botão que acciona o comando que despoleta o início da simulação com o módulo da dispersão (*RunDisp*).

Na área da visualização (*Visualization*), o utilizador pode optar entre gerar um campo de poluente tridimensional ou bidimensional, através dos botões *DisplaySup* e *DisplayPlan*, respectivamente. A escolha do poluente a visualizar é realizada no campo *Pollutant*. Aí, tem a oportunidade de seleccionar um de entre os poluentes disponíveis: PM₁₀, PM_{2,5}, CO e NOx. No caso de escolher um campo tridimensional, deve indicar o valor de concentração para o qual a iso-superfície deve ser gerada no campo *ConcSup*; quando, por outro lado, pretende visualizar um campo bidimensional, terá que introduzir o valor mínimo e máximo da escala que pretende, nos campos *ConcMin* e *ConcMax*, respectivamente. Caso o utilizador tencione guardar cada um dos campos visualizados deve selecionar a opção *SaveSup* para os campos tridimensionais, e *Save Plan*, para os campo bidimensionais. Os botões *DisplayPlan* e *DisplaySup*, que ordenam a visualização, só estão disponíveis após a simulação da dispersão (Figura 3.13B).

A gestão do cálculo e visualização do campo de visibilidade realiza-se na área *Visualization*. O utilizador deve optar se pretende um campo vertical de coordenada x ou y constante, devendo para o efeito, introduzir em *VisiX* ou *VisiY* o valor pretendido. A opção para guardar o campo é feita em *SaveVisi*, e a geração do campo através do botão *DisplayVisi*.

De seguida, apresentam-se na Figura 3.14, Figura 3.15 e Figura 3.16 exemplos dos campos de concentração e visibilidade gerados, após uma simulação com o sistema de modelos.

Na Figura 3.14 pode ver-se o exemplo de um campo tridimensional de concentração de um poluente emitido por um fogo florestal. Este campo representa uma iso-superfície de concentração de poluente com o valor seleccionado pelo utilizador.

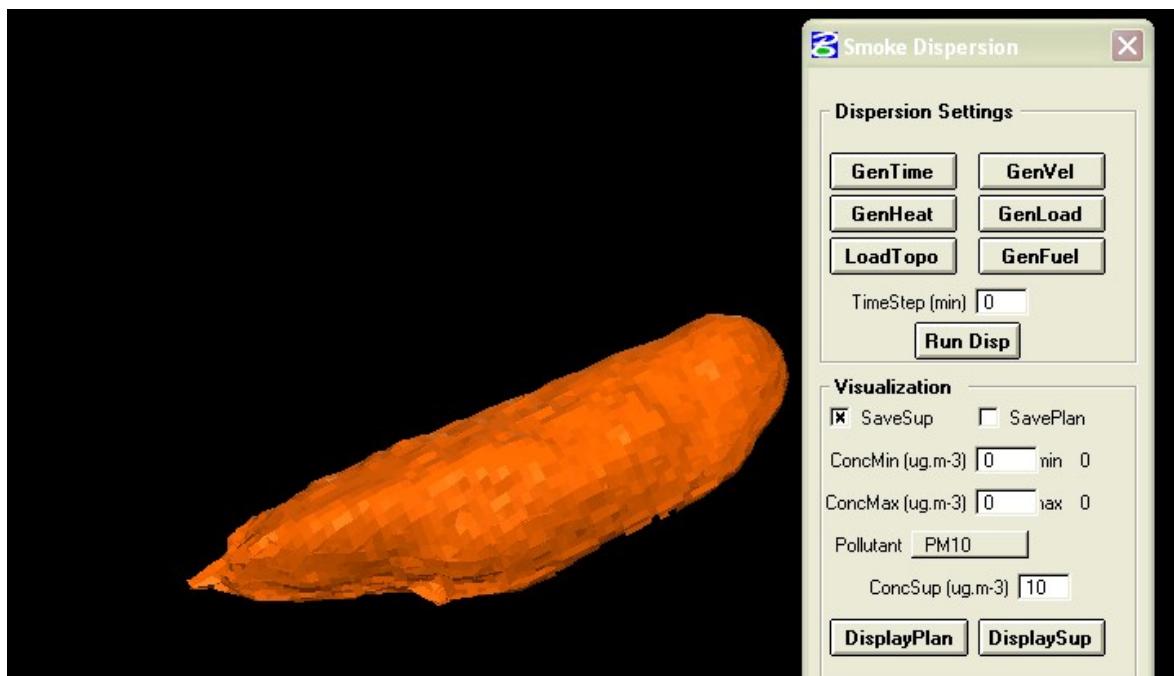


Figura 3.14 – Perspectiva de um campo tridimensional de concentração de PM₁₀. Iso-superfície desenhada a 10 µg.m⁻³.

A outra hipótese de visualização, planos de concentração bidimensionais, assim como, a escala de concentrações são exemplificados na Figura 3.15. Ao escolher esta opção, o utilizador visualiza o campo bidimensional de concentração do poluente seleccionado, na camada mais próxima do solo. Os limites da escala de concentração são opção do utilizador.

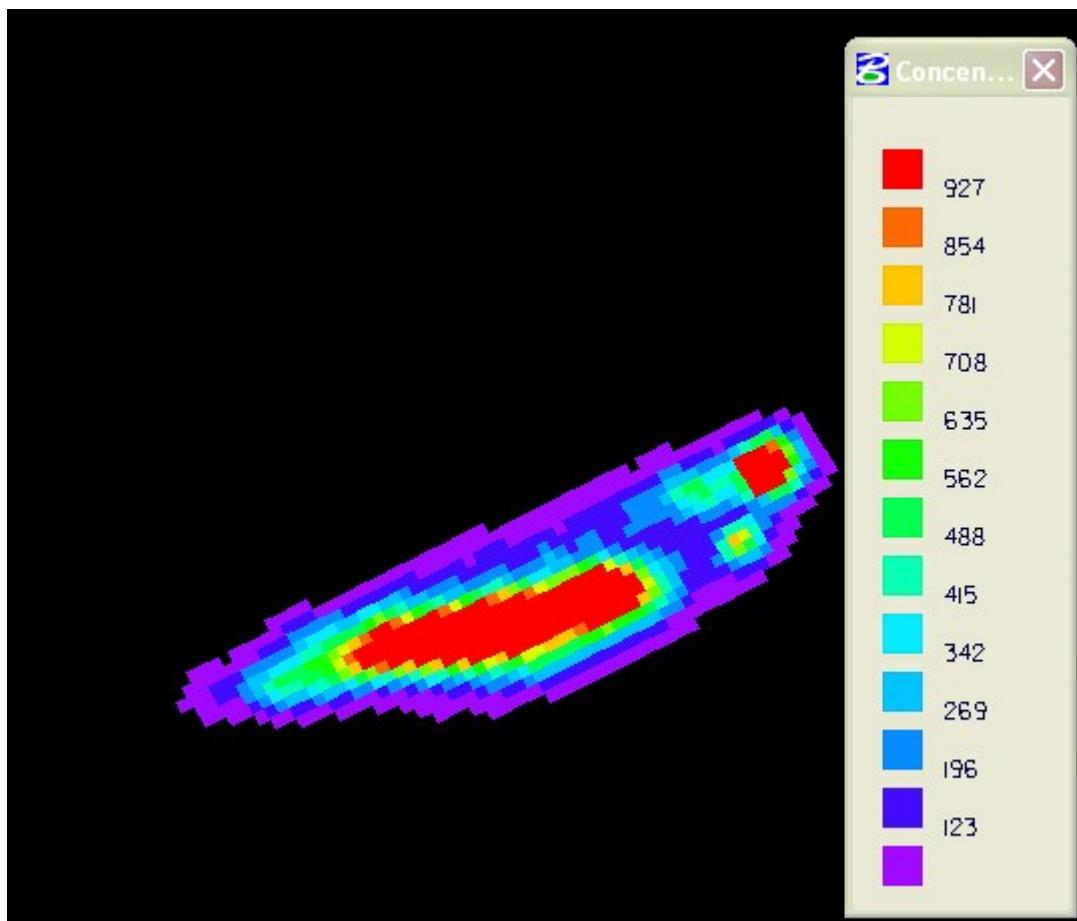


Figura 3.15 – Campo bidimensional de concentração de PM₁₀ e escala de concentrações associada em $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$.

Um exemplo de visualização de um campo de visibilidade, decorrente do fogo simulado, e a escala associada são apresentados na Figura 3.16.

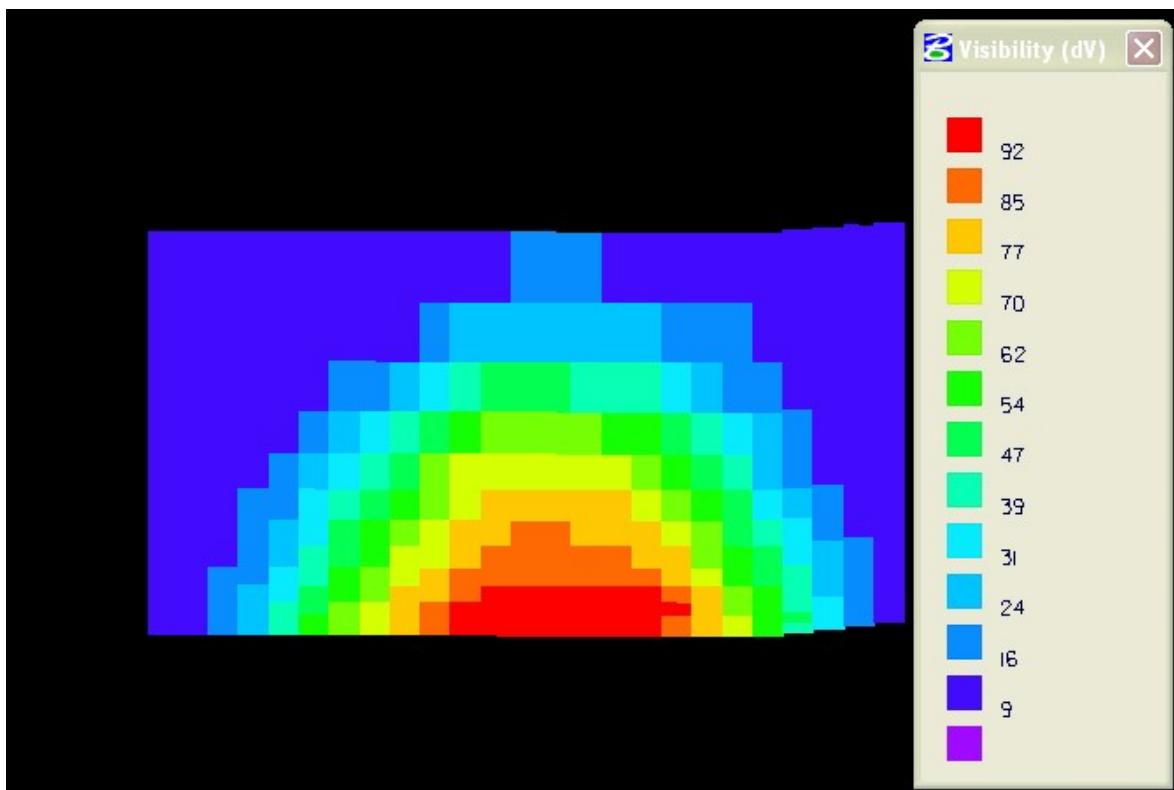


Figura 3.16 – Campo bidimensional de visibilidade e escala de concentrações associada em dV.

A integração destes sistemas de modelos foi o trabalho principal nesta tese e, apesar de terminado, pode ainda ser melhorado. Um desenvolvimento possível, será permitir ao utilizador escolher o tipo de fogo que vai simular, de modo ao modelo adoptar o factor de emissão mais adequado. De momento, o factor de emissão tem que ser introduzido num dos ficheiros de entrada do modelo. O módulo de dispersão, numa perspectiva operacional, não incluiu o cálculo da deposição de partículas. Este módulo está integrado no código do modelo e pode ser facilmente utilizado. No entanto, nesse caso, aumenta bastante o tempo de cálculo, pois tem que proceder a simulações independentes para os poluentes gasosos e para cada tipo de partículas.

4 CASO DE ESTUDO

As experiências GESTOSA são ensaios de campo, organizados anualmente desde 1998, pela Associação para o Desenvolvimento da Aerodinâmica Industrial (ADAI), que têm como objectivo o estudo integrado do comportamento do fogo. Envolvem diversas equipas a nível internacional que visam obter dados em fogos experimentais e que permitem avaliar teorias, validar modelos, assim como por testar novas tecnologias de detecção e supressão do fogo. As experiências são realizadas numa encosta da Serra da Lousã, situada no centro de Portugal ($40^{\circ}15'N$, $8^{\circ}10'W$), entre os 800 e os 1000 m de altitude [Miranda *et al.*, 2005A]. A vegetação é maioritariamente composta por espécies arbustivas. Uma equipa da Universidade de Aveiro esteve envolvida no estudo das emissões, qualidade do ar e exposição dos operacionais aos poluentes libertados, assim como na aquisição de dados meteorológicos.

Em 2004 realizaram-se os últimos ensaios de queima GESTOSA, até ao momento, permitindo as medições de poluentes atmosféricos realizadas nesta experiência, a avaliação detalhada da qualidade do ar, complementada pela aplicação do sistema de modelos às queimas realizadas em Trevim. A caracterização da qualidade do ar realizada experimentalmente permitiu também a avaliação do desempenho do sistema de modelos.

4.1 GESTOSA 2004

A primeira fase da edição de 2004 das experiências GESTOSA ocorreu nos dias 11 e 12 de Maio, na localidade de Trevim, a cerca de 12 km da Lousã (Figura 4.1A). Dois laboratórios móveis (LM), equipados com estações meteorológicas e analisadores de qualidade do ar em contínuo, foram colocados nas imediações dos talhões a queimar,

para medição de valores de concentração de poluentes atmosféricos (CO, NO, NO₂, PM₁₀ e PM_{2,5}). Efectuaram-se amostragens de fumo para análise posterior, em laboratório, de compostos orgânicos voláteis (COV). Estas amostragens foram feitas em diferentes fases da combustão, em chama ou incandescente, e em zonas tratadas e não tratadas com retardante, na tentativa de quantificar a contribuição do retardante para a emissão destes poluentes. Em bombeiros e elementos das equipas envolvidas nos ensaios foram colocados amostradores passivos para a determinação de valores de exposição humana a NO₂ e SO₂.

A área de estudo foi escolhida e preparada pela equipa organizadora dos ensaios, ADAI, sendo dividida em 15 talhões de terreno (Figura 4.1B), com cerca de 0,1 ha cada, separados por aceiros, de modo a garantir as necessárias condições de segurança. A vegetação era composta maioritariamente por espécies arbustivas como a urze (*Erica umbellata*), o tojo (*Ulex minor*) e a carqueja (*Chamaespartium tridentatum*). Todos os talhões tinham faixas de vegetação cobertas com retardantes, para análise da eficácia da sua aplicação no combate ao fogo.

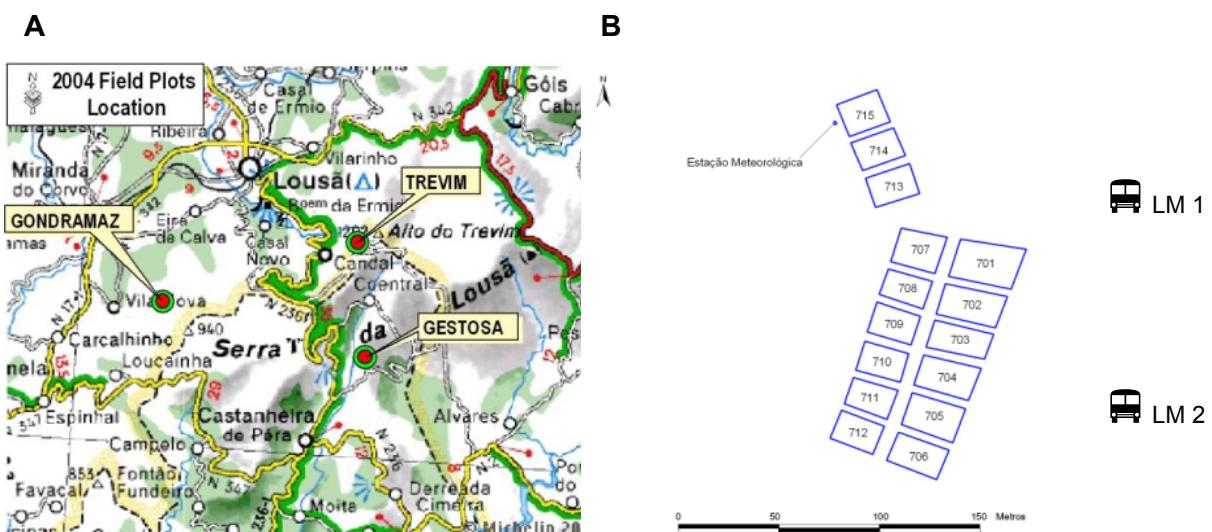


Figura 4.1. Mapa e vista esquemática dos talhões queimados nos fogos experimentais da Gestosa 2004 na área do Trevim [Viegas, 2004B].

No dia 11 só foram efectuados ensaios no período da tarde, pois durante a manhã o nevoeiro e algum vento não proporcionaram as condições ideais para a experiência. A partir do final da manhã do dia 11, a temperatura manteve-se amena e o vento fraco. No

primeiro dia queimaram-se os talhões 703, 704, 705, 706, 708 e 709 e no segundo os restantes (701, 702, 707, 710, 711, 712, 713, 714 e 715) (Figura 4.1B).

4.1.1 Equipamento e técnicas de medição

Durante os dois dias de queima foram medidos valores de temperatura, humidade relativa, velocidade e direcção do vento, em estações meteorológicas instaladas na área dos ensaios. Para além das condições meteorológicas, a equipa da Universidade de Aveiro, com base na experiência adquirida nos ensaios anteriores [Miranda & Borrego, 2002; Miranda *et al.*, 2003], mediu a concentração de poluentes atmosféricos utilizando diferentes técnicas e equipamentos, que se encontram sumarizados na Tabela 4.1 e na Tabela 4.2.

Tabela 4.1 – Equipamento meteorológico utilizado na GESTOSA 2004.

Propriedade	Equipamento	Características principais	Gama de valores
Temperatura	DIDCOT	sensor de temperatura PT-100 com escudo radiativo.	0 – 40 °C
	DTS-5		
Velocidade do vento	DIDCOT	anemómetro	0 – 50 m.s ⁻¹
	DWR-205		
Direcção do vento	DIDCOT	cata-vento resistivo	0 – 359 °
	DWR-105		
Humidade	DIDCOT	humidade obtida a partir da temperatura de bolbo seco e húmido.	0 – 100 %
	DTS-5		

Tabela 4.2 – Técnicas de medição de poluentes durante os ensaios Gestosa 2004.

Poluente	Técnica	Tipo de dados	Equipamento	Características
NO _x (NO, NO ₂)	Equipamento automático LM 1	Medições em contínuo: Médias de 1 min	Environnement AC31M™	Gama: 0-10 ppm (programável) Ruído: 0,17 ppb Limite de detecção mínimo: 0,35 ppb Tempo de resposta: automático e programável (mínimo 20 s)
CO	Equipamento automático LM 1 e 2	Medições em contínuo: Médias de 1 min	Environnement CO11M™	Gama: 0-200 ppm (prog.) Ruído: 0,025 ppm Limite de detecção mínimo: 0,05 ppm Tempo de resposta: automático e programável (mínimo 30 s)
Partículas PM _{2,5} PM ₁₀	Equipamento automático LM 2 LM 1	Medições em contínuo: Médias de 15 min	Environnement MP101M™	Gama: 0-10000 µg m ⁻³ (prog.)

O equipamento meteorológico e os analisadores de qualidade do ar encontravam-se nos dois laboratórios móveis (LM1 e LM2) (Figura 4.2), estacionados a cerca de 50 metros do local dos ensaios (Figura 4.1). No laboratório móvel 1 foram medidas concentrações de PM₁₀, CO, monóxido e dióxido de azoto (NO e NO₂, respectivamente), enquanto que no laboratório móvel 2 se mediram valores de CO e PM_{2,5}.



Figura 4.2 – Fotografia do exterior (A) e interior (B) do laboratório móvel 2.

Relativamente à medição das concentrações atmosféricas de NO e NO₂, utilizou-se o analisador automático *Environnement AC31MTM*. O seu princípio de funcionamento baseia-se na quimiluminiscência, provocada por um conjunto de reacções a que a molécula de NO está sujeita.

As concentrações de CO foram medidas com o equipamento *Environnement CO11*, cujo princípio de funcionamento recorre à absorção selectiva de radiação infravermelha pelas moléculas de CO.

A monitorização das concentrações de PM₁₀ e PM_{2,5} foi realizada através de dois analisadores *Environnement MP101M*, cada um deles com uma cabeça de amostragem adequada ao diâmetro respectivo. A massa total de partículas foi determinada pela medição da absorção da radiação beta de baixa energia, sendo a absorção função da massa de material atravessada pela radiação, independentemente da sua natureza físico-química.

Para além do equipamento automático instalado nos laboratórios móveis, utilizaram-se difusores passivos com o objectivo de conhecer níveis de exposição ao NO₂ e ao SO₂, de bombeiros e membros de equipas de investigação envolvidas nos ensaios. A medição por difusão passiva de NO₂ e SO₂ foi feita com equipamento *Radiello* portátil (Figura 4.3),

difusores passivos de trietanolamina, com posterior análise laboratorial por cromatografia iônica.



Figura 4.3 - Fotografia de um difusor passivo utilizado nos ensaios.

A exposição foi monitorizada em três equipas distintas: os bombeiros (Figura 4.4 A), um membro da equipa identificada como ADAI (Figura 4.4 B), responsável por atejar o fogo com um pinga-lume, e a equipa identificada como GEMAC (Figura 4.4 C), responsável pela amostragem de fumo para medição de COV.



Figura 4.4 - Fotografias dos difusores passivos utilizados por diferentes equipas. A – bombeiros; B – ADAI; C – GEMAC.

Os bombeiros, cuja exposição foi monitorizada, foram seleccionados em função da sua localização relativamente aos talhões em queima e à direcção do vento. Na Figura 4.5 apresenta-se a posição de cada grupo de bombeiros relativamente ao talhão em ensaio.

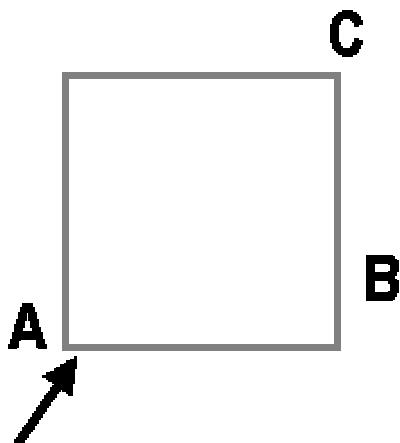


Figura 4.5 - Posição dos bombeiros relativamente ao talhão a arder. A seta indica a direcção do vento predominante.

A posição A encontra-se a montante do talhão, a C a jusante e a B tem uma localização intermédia. Durante a queima dos talhões 713, 714 e 715, na tarde de 12 de Maio, a variabilidade da direcção do vento foi um pouco maior, não sendo possível considerar como constantes as posições dos bombeiros relativamente ao fumo.

Por fim, a amostragem de COV teve como objectivo a obtenção de valores de concentração junto à fonte, com o intuito de melhor caracterizar as emissões em função da fase de combustão (flamejante ou incandescente) e da utilização, ou não, de retardante. Todos os talhões tinham uma área sem retardante e uma faixa de vegetação bem delimitada, tratada com retardante. Para cada talhão foram feitas duas amostragens: uma com e outra sem retardante. No momento da amostragem foi anotada a fase do fogo predominante. Essas amostragens foram feitas por bombagem para sacos de Tedlar (Figura 4.6B), mantidos no escuro até serem enviados para o laboratório, onde se realizaram as medições com um detector por ionização de chama (FID).



Figura 4.6 – Fotografia de um momento de amostragem de COV(A) e de um saco de Tedlar(B).

4.1.2 ANÁLISE E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

Tendo em atenção que um dos objectivos finais do trabalho experimental é compreender o impacto do fogo florestal na qualidade do ar, recorreu-se aos valores legislados pela União Europeia, que coincidem com a legislação nacional, para uma análise mais completa dos resultados. Na Tabela 4.3 apresentam-se os valores limite para alguns dos poluentes monitorizados. Na União Europeia não há ainda legislação que regulamente a concentração de PM_{2.5} no ar ambiente.

Tabela 4.3 - Valores limite de poluentes no ar, estabelecidos pela legislação comunitária, para a protecção da saúde humana.

Poluente	Valor limite	Período de amostragem	Directiva do Conselho
PM ₁₀	50 µg.m ⁻³	24 horas	1999/30/EC
NO ₂	200 µg.m ⁻³	1 hora	1999/30/EC
SO ₂	350 µg.m ⁻³	1 hora	1999/30/EC
CO	10 mg.m ⁻³	8 horas	2000/69/EC

A análise das emissões de COV é baseada na comparação dos valores emitidos com o limite de emissão na legislação portuguesa que é de 50 mg.m^{-3} .

Uma das variáveis mais importantes no comportamento do fumo emitido e, portanto, dos valores de concentração medidos no ar ambiente, é o vento. Na Figura 4.7 são apresentados os valores horários de velocidade e direcção do vento medidos no segundo dia dos ensaios. No geral, o vento soprou de NW, sendo no início da manhã de quadrante Nordeste (NE).

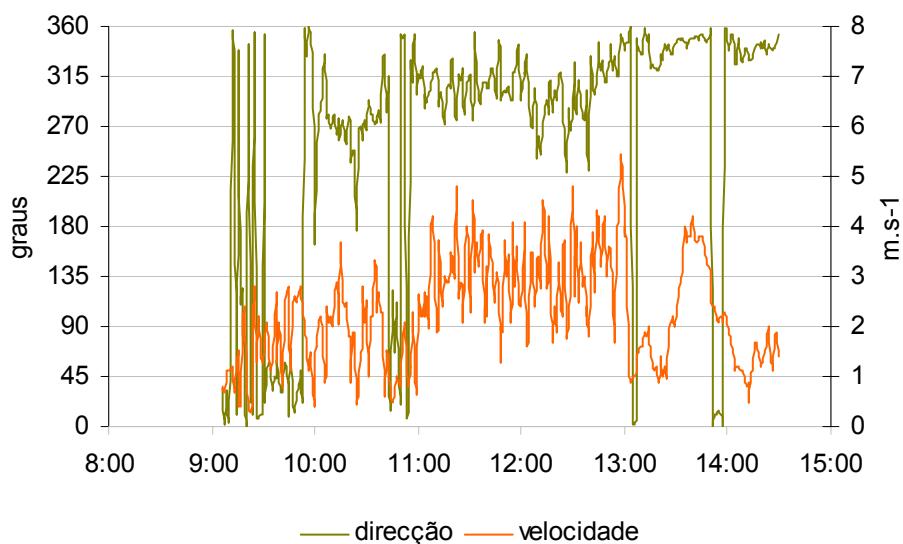


Figura 4.7 - Direcção e velocidade do vento no dia 12 de Maio de 2004.

O penacho, devido às emissões da queima dos talhões, atingiu o laboratório móvel 1 na manhã do dia 12 de Maio, entre as 10:00 h e as 10:30 h, quando o vento soprava de Noroeste (NW). Por esta razão, apenas para este dia são apresentados os resultados das medições em contínuo.

De seguida apresentam-se os gráficos com os resultados das medições de poluentes em contínuo realizadas no dia 12, no laboratório móvel 1. Na Figura 4.8 podem observar-se os valores de concentração medidos de PM_{10} , (médias de 15 minutos), a média de 24 h calculada, e o valor limite (média de 24 h). Dado que as medições só começaram às 8:00

h, o cálculo da média de 24 horas foi feito recorrendo ao valor de concentração médio medido antes do início das queimas, $15 \text{ } \mu\text{g.m}^{-3}$.

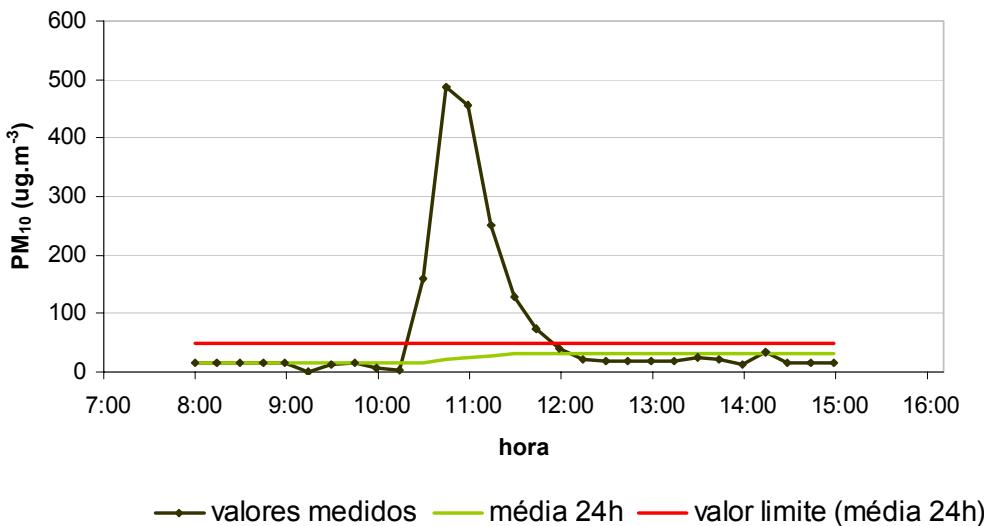


Figura 4.8- Valores de PM₁₀ medidos no laboratório móvel 1 no dia 12 de Maio de 2004.

As concentrações medidas de PM₁₀ (Figura 4.8) ultrapassam o valor legislado, $50 \text{ } \mu\text{g.m}^{-3}$ (médias de 24 horas), durante cerca de três horas. No entanto, não implicam que a média diária calculada, $33 \text{ } \mu\text{g.m}^{-3}$, ultrapasse o valor legislado. Para obter a média diária utilizaram-se os valores medidos para as horas disponíveis e um valor de fundo de $15 \text{ } \mu\text{g.m}^{-3}$ para as horas em que não houve medição.

Na Figura 4.9 apresentam-se os valores de concentração medidos de CO (médias de 1 minuto), a média octo-horária calculada, e o valor limite (média octo-horária). Dado que as medições só começaram às 9:30 h, o cálculo da média de 8 horas foi feito recorrendo ao valor de concentração médio medido antes do início das queimas, $200 \text{ } \mu\text{g.m}^{-3}$.

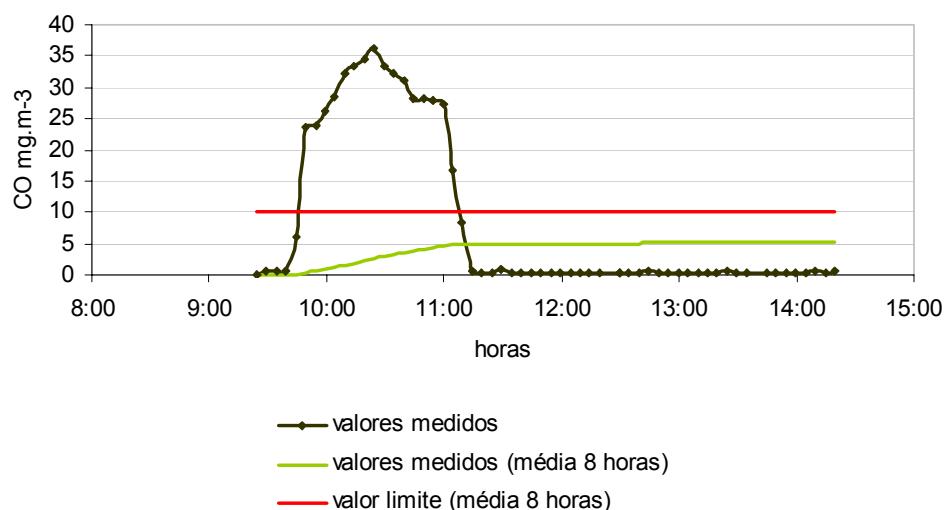


Figura 4.9 - Valores de CO medidos no laboratório móvel 1 no dia 12 de Maio de 2004.

Também as concentrações de CO são nitidamente influenciadas pelas emissões dos talhões queimados. A concentração máxima medida deste poluente é de 35 mg.m^{-3} . Porém, quando se calculam médias octo-horárias (média das oito horas anteriores), o valor limite estabelecido na legislação (10 mg.m^{-3}) nunca é ultrapassado.

A Figura 4.10 representa os valores de concentração medidos de NO e NO_2 , (médias de 1 minuto), a média horária de NO_2 calculada, e o valor limite para o NO_2 (média horária). O cálculo da média horária para o período de tempo durante o qual não houve medições foi feito recorrendo ao valor de concentração médio medido antes do início das queimas, $20\text{ }\mu\text{g.m}^{-3}$.

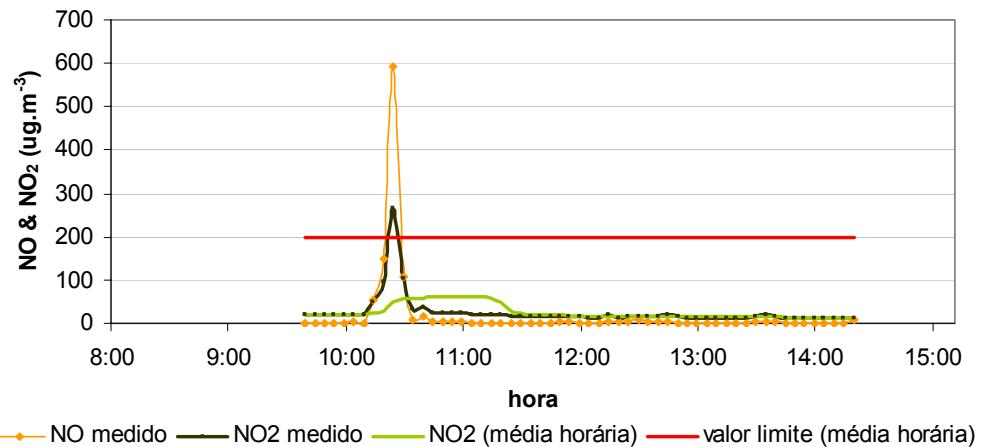


Figura 4.10 - Valores de NO e NO₂ medidos no laboratório móvel 1 dia 12 de Maio de 2004.

As emissões da queima afectaram também as concentrações de NO e NO₂ medidas, no mesmo período de queima (Figura 4.10). No que se refere ao NO₂, apesar dos valores registados terem ultrapassado os 200 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, este valor não é excedido quando são calculadas as médias horárias. Quando o penacho atinge o laboratório móvel, dada a grande proximidade à zona de emissão, os valores de NO são bastante elevados, atingindo cerca de 600 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$.

Relativamente à exposição humana aos poluentes no decorrer dos ensaios de queima, encontram-se na Tabela 4.4 os valores de concentração de NO₂ e SO₂ a que os indivíduos monitorizados estiveram expostos, assim como o respectivo período de exposição e a sua localização relativamente ao penacho emitido.

Tabela 4.4 - Valores de concentração de NO₂ e SO₂ obtidos com os amostradores passivos (médias horárias).

	Período de exposição (min)	NO ₂ ($\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)	SO ₂ ($\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)	Localização
Bombeiro	350	70,2	8,8	A
Bombeiro	350	83,2	3,7	A
Bombeiro	350	106,8	9,5	B
Bombeiro	350	106,8	8,0	B
Bombeiro	350	130,9	7,6	B
Bombeiro	350	147,4	9,6	B
Bombeiro	350	155,6	5,7	C
Bombeiro	350	265,5	7,9	C
GEMAC	350	160,2	11,8	variável
GEMAC	350	112,6	11,0	variável
ADAI	350	86,5	5,3	variável

Relativamente aos níveis de exposição a que estiveram sujeitos alguns bombeiros e membros das equipas de investigação, verifica-se, através da análise conjunta da Tabela 4.4 e da Figura 4.5. que, no caso dos bombeiros, a localização C, a jusante do penacho, levanta algumas preocupações, estando associada aos valores mais elevados de concentração de NO₂. Num dos casos, o operacional esteve exposto cerca de seis horas a uma concentração média horária de 270 $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$, concentração acima do valor estabelecido como limite, 200 $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$. Os valores mais baixos são registados nos amostradores passivos colocados nos bombeiros a montante do penacho e no operacional da equipa responsável por atear o fogo. Os amostradores dos membros da equipa GEMAC, cuja exposição foi curta mas bastante intensa durante a amostragem de fumo, registaram concentrações bastante significativas (160 $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ e 113 $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$).

Os níveis de exposição ao SO₂, tal como esperado, são muito baixos, pois o conteúdo em enxofre do combustível fica retido maioritariamente nas cinzas, não sendo este poluente normalmente associado às emissões dos fogos florestais.

Na Tabela 4.5 encontram-se os resultados da análise de COV ao fumo amostrado durante as queimas. A tabela indica também a fase do fogo em que o fumo foi amostrado e se existia ou não retardante na vegetação.

Tabela 4.5 – Concentração de COV (mgC.Nm^{-3}) nas amostras. I – incandescente; F – flamejante; G – global.

Dia 11 Maio 2004

Talhão	COV (mgC.Nm^{-3})	Fase	Retardante	Talhão	COV (mgC.Nm^{-3})	Fase	Retardante
706	19	G	n	703	29	I	n
705	10	G	n	709	71	I	n
705	48	I	s	709	19	G	s
704	58	I	n	709	450	F	s
704	257	G	s	708	257	I	n
703	322	G	n	708	39	I	s

Dia 12 Maio 2004

Talhão	COV (mgC.Nm^{-3})	Fase	Retardante	Talhão	COV (mgC.Nm^{-3})	Fase	Retardante
702	45	G	s	711	354	G	n
701	1931	I	n	711	1126	I	s
701	193	I	s	713	354	G	n
707	257	I	n	713	5149	F	s
707	322	G	s	714	322	G	n
712	1062	G	n	714	2574	G	s
712	3540	G	s	715	386	G	n
710	933	I	n	715	451	I	s
710	39	G	s				

Quanto aos valores de COV emitidos (Tabela 4.5), o valor médio obtido nas amostras tratadas com retardante (1018 mg.m^{-3}) é bastante superior ao valor médio obtido nas amostras sem retardante (393 mg.m^{-3}), estando ambos bastante acima do valor legislado (50 mg.m^{-3}), para fontes industriais convencionais. A comparação destes valores com o

valor limite de emissão é apenas indicativo, dado que as condições de amostragem estabelecidas na legislação são muito específicas e impossíveis de cumprir em situação de trabalho experimental de campo. A aplicação de retardantes químicos afecta as emissões de COV, ao propiciar que o mato arda maioritariamente em fase incandescente e, portanto, com maiores emissões de COV.

4.2 APLICAÇÃO DA FERRAMENTA DESENVOLVIDA AO CASO DE ESTUDO.

A ferramenta desenvolvida foi aplicada às queimas experimentais de modo a avaliar a qualidade do ar e as condições de visibilidade, bem como o desempenho do sistema de modelos. A análise da qualidade do ar passou pela simulação da concentração dos poluentes cujas concentrações foram medidas no ar ambiente: CO, NOx, PM₁₀ e PM_{2.5}.

O domínio de modelação definido para aplicação do sistema de modelos consiste numa área da serra de 1830 m x 1130 m, com uma resolução horizontal homogénea de 10 m x 10 m. Na vertical, a malha de cálculo é influenciada pelo terreno e tem o limite superior a 3070 m de altitude, sendo composta por 23 níveis não homogéneos, com uma resolução máxima junto ao solo, que diminui em altura. As informações meteorológicas são actualizadas com dados fornecidos pelas três estações meteorológicas existentes no domínio de modelação. A intensidade do fogo foi estimada usando uma carga de biomassa média e factores de emissão específicos para a queima em condições de fogos experimentais, especificados na Tabela 4.6. Tendo em conta o coberto vegetal da área de estudo, um calor específico de 22,8 kJ.kg⁻¹ foi utilizado para o cálculo de sobre-elevação do penacho.

Tabela 4.6 - Poluentes e respectivo factor de emissão usados na simulação dos fogos experimentais Gestosa 2004 – Trevim [Miranda et al., 2004B].

Poluente	Factor de emissão ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)
NO_2	2
PM_{10}	11
$\text{PM}_{2.5}$	8
CO	100

No que diz respeito ao cálculo da redução da visibilidade resultante das queimas, os poluentes considerados e os respectivos coeficientes de extinção são apresentados na Tabela 4.7.

Tabela 4.7 - Poluentes e respectivo coeficiente de extinção usados na simulação da visibilidade resultante dos fogos experimentais Gestosa 2004 - Trevim [Heisler, 2002].

Poluente	Coeficiente de extinção ($\text{m}^2 \cdot \mu\text{g}^{-1}$)
NO_2	0,21
PM_{10}	1
$\text{PM}_{2.5}$	1,2

Após a análise conjunta das concentrações medidas e do horário dos ensaios, foi decidido simular a queima dos talhões 702, 701 e 707, por serem aqueles que provocaram os picos de concentrações registados nos analisadores instalados no LM 1, entre as 10:00 e as 10:30 h.

Os campos de concentração bidimensionais destes poluentes, para as 10:33 h, são apresentados nas figuras que se seguem (Figura 4.11, Figura 4.12, Figura 4.13, Figura 4.14 e Figura 4.15). Esta hora coincide com o fim da queima do talhão 707, e reflecte a dispersão dos poluentes emitidos pelos talhões 702, 701 e 707. As concentrações

representadas são médias de 1 minuto. A verde estão representados os talhões. As setas indicam a direcção do vento, sendo o tamanho destas proporcional à sua intensidade.

A Figura 4.11 ilustra a possibilidade de georreferenciar os resultados da simulação da dispersão de poluentes. Esta funcionalidade facilita a identificação das áreas afectadas pelo fumo, bem como, a localização dos diferentes níveis de concentração de poluentes.

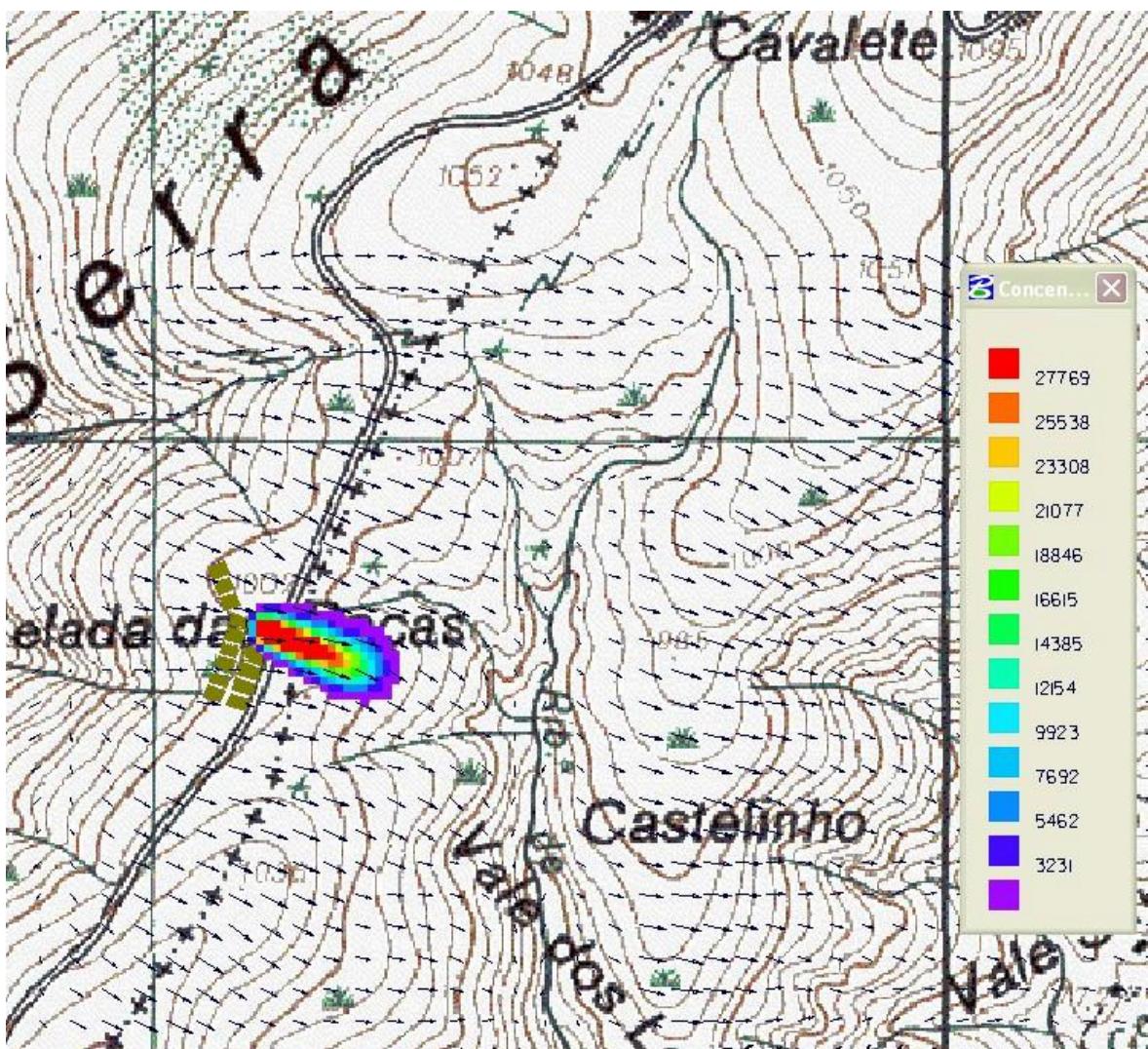


Figura 4.11 – Campo de concentrações de CO, ao nível do solo e respectiva escala de concentração em $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$, após a queima dos talhões 702, 701 e 707, representada sobre uma carta topográfica da região envolvente aos ensaios.

Na Figura 4.12 está representado o campo de concentrações de NO₂, e respectiva legenda em $\mu\text{g.m}^{-3}$.

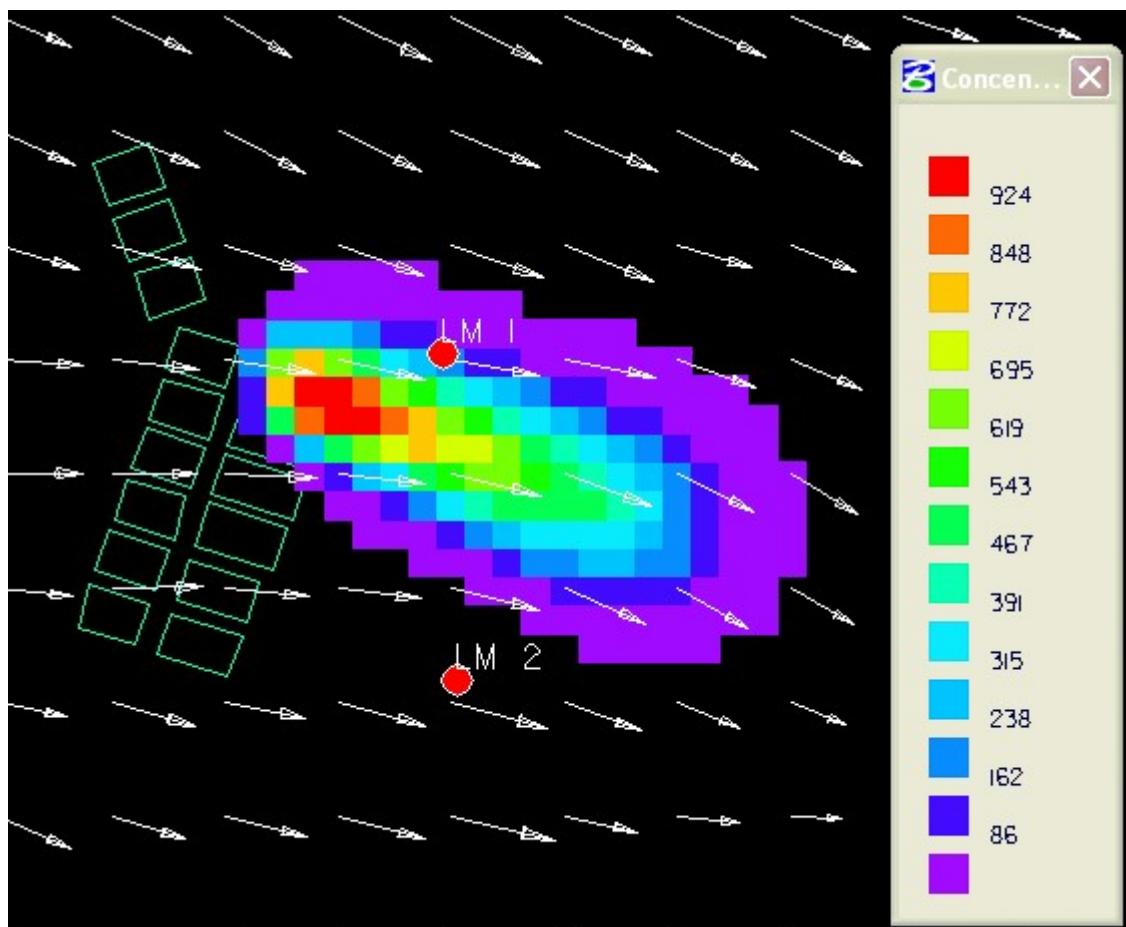


Figura 4.12 – Campo de concentrações de NO₂, ao nível do solo e respectiva escala de concentração em $\mu\text{g.m}^{-3}$, após a queima dos talhões 702, 701 e 707. 400m x 330m.

Segundo a simulação representada, a concentração de NO₂ registada no local de instalação do LM 1 encontra-se entre 162 $\mu\text{g.m}^{-3}$ e 238 $\mu\text{g.m}^{-3}$.

Na Figura 4.13 está representado o campo de concentrações de PM_{2.5}, e respectiva legenda em $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$.

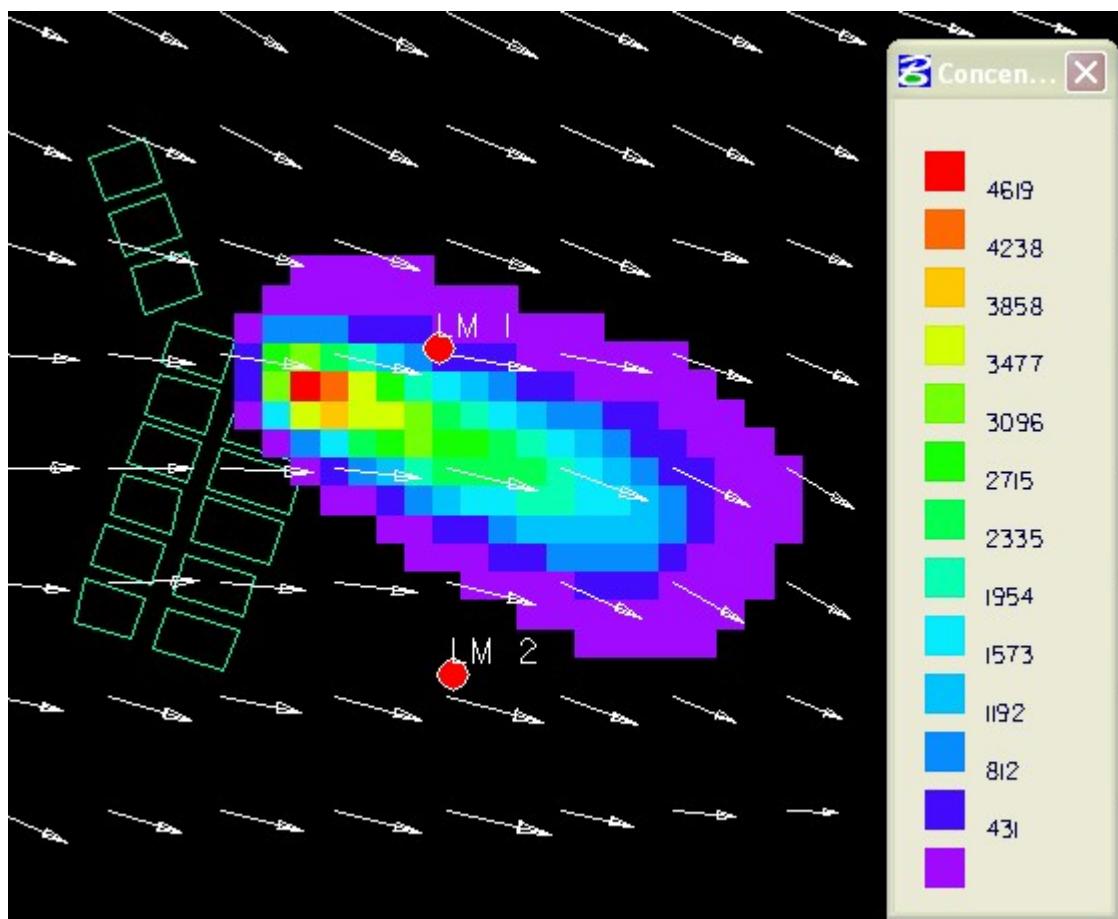


Figura 4.13 – Campo de concentrações de PM_{2.5}, ao nível do solo e respectiva escala de concentração em $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$, após a queima dos talhões 702, 701 e 707. 400m x 330m.

De acordo com esta simulação, a concentração de PM_{2.5} registada no LM 1 situa-se entre 431 $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ e 812 $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$.

Na Figura 4.14 apresenta-se o campo de concentrações de PM₁₀ resultante da simulação.

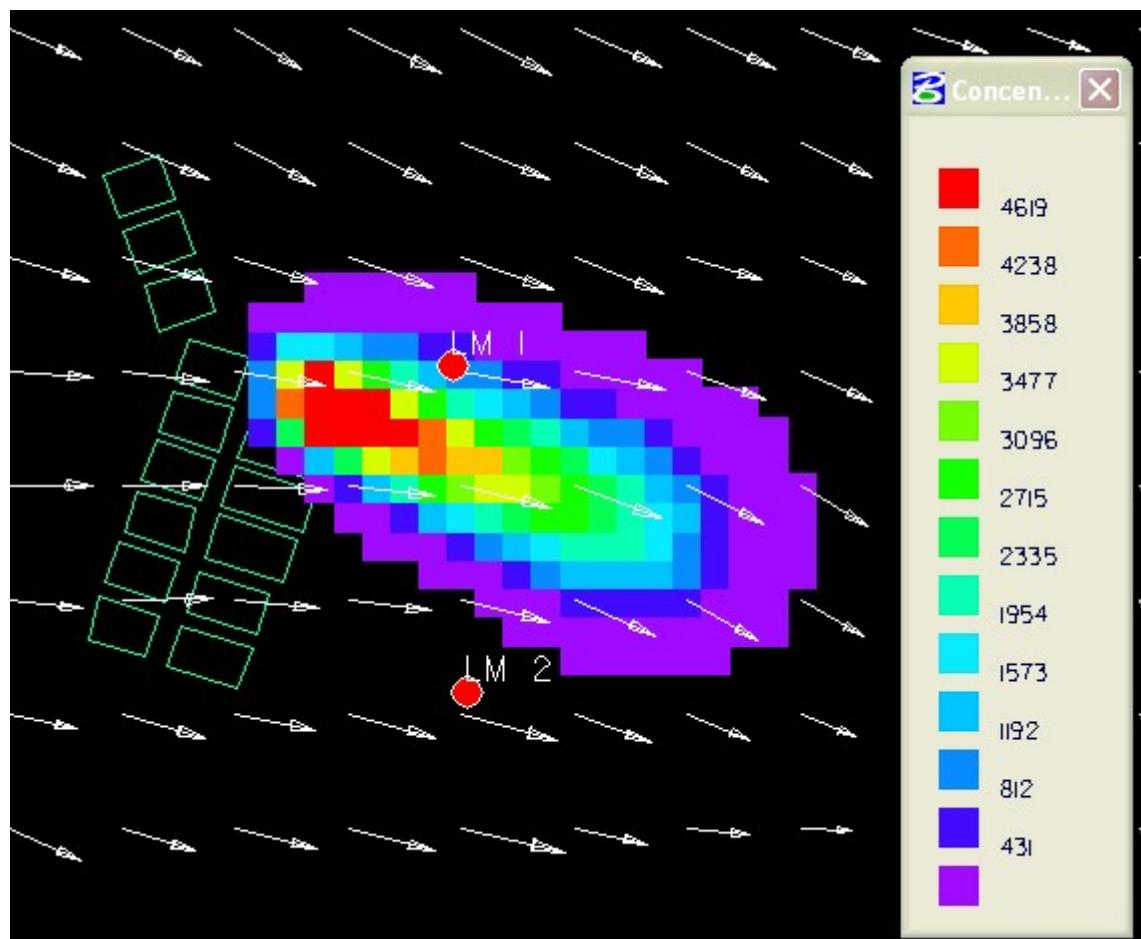


Figura 4.14 – Campo de concentrações de PM₁₀, ao nível do solo e respectiva escala de concentração em $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$, após a queima dos talhões 702, 701 e 707. 400m x 330m.

De acordo com o campo de concentrações de PM₁₀ simulado, a concentração deste poluente registada no LM 1 situa-se entre 431 $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ e 812 $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$.

A Figura 4.15 representa o campo de concentrações de CO, em $\mu\text{g.m}^{-3}$, resultante da simulação descrita.

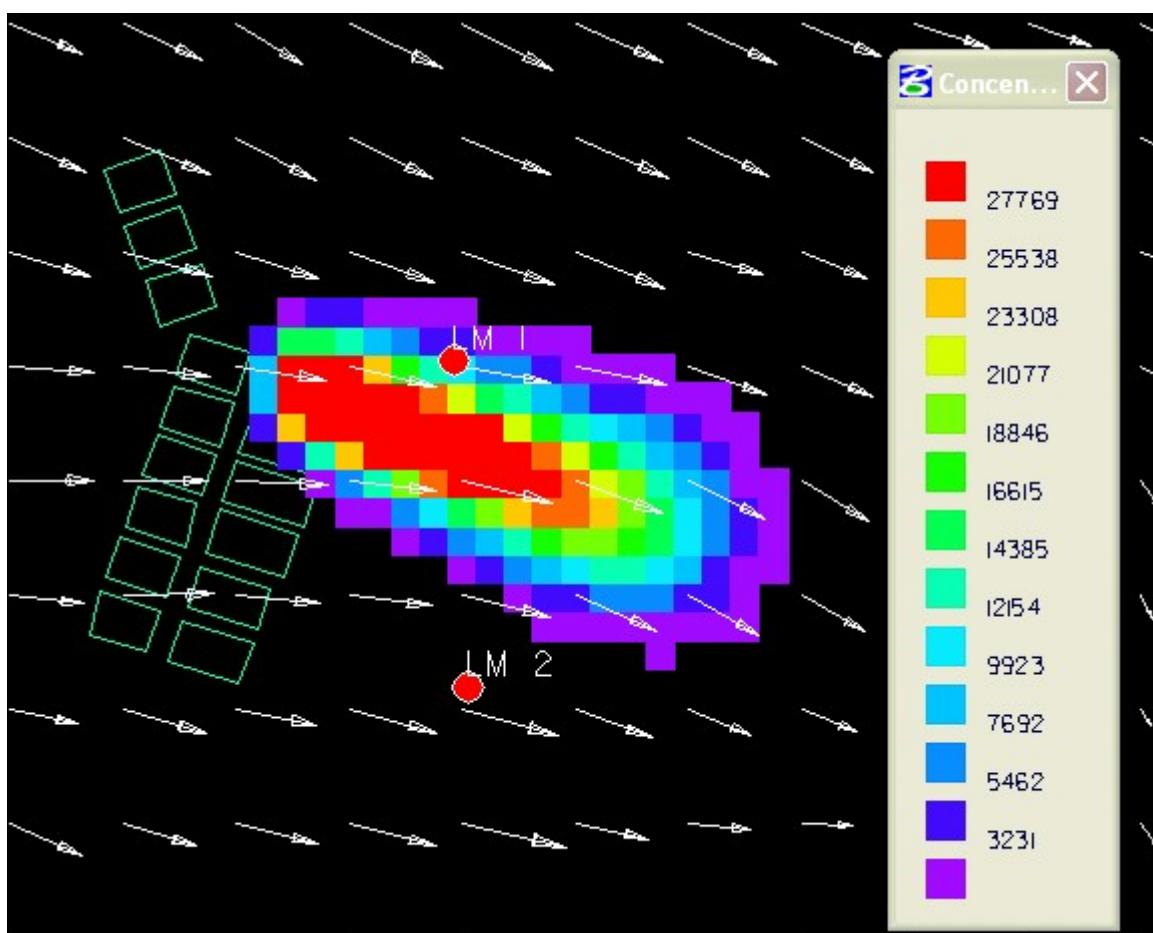


Figura 4.15 - Campo de concentrações de CO, ao nível do solo e respectiva escala de concentração em $\mu\text{g.m}^{-3}$, após a queima dos talhões 702, 701 e 707. 400m x 330m.

Na localização do LM 1 registou-se uma concentração de CO entre 12000 $\mu\text{g.m}^{-3}$ e 14000 $\mu\text{g.m}^{-3}$.

Na Tabela 4.8 está apresentado um resumo dos valores de concentração medidos e simulados. Na generalidade, o modelo tem uma prestação muito razoável, sendo as concentrações obtidas por simulação bastante próximas dos valores medidos.

Tabela 4.8 – Resumo das concentrações de poluentes medidos e simulados.

Poluente	Concentração simulada ($\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)	Concentração medida ($\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)
NO ₂	162 - 238	250
PM ₁₀	431 - 812	486
CO	12000 - 14000	32000

No que diz respeito ao NO₂, o valor simulado, entre os 162 $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ e os 238 $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$, está muito próximo do valor medido, cerca de 250 $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$. Quando se comparam os resultados da simulação de PM₁₀, que se situam entre 431 $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ e 812 $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$, conclui-se que estes se situam na gama de valores medidos, às 10:45 h, o analisador do LM 1 registou 486 $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$, valor que reflecte a média dos 15 minutos anteriores. A análise do campo de concentrações de CO simulado permite concluir que, o resultado obtido para este poluente é o que mais se afasta dos valores medidos. Às 10:33 h o valor medido foi cerca de 32000 $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$, enquanto que o valor simulado se situa entre os 12000 $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ e os 14000 $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$. No entanto, e analisando com mais detalhe, pode observar-se que as células adjacentes à localização do LM 1 registam valores muito próximos dos 30000 $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$. Este resultado pode ser considerado razoável, tendo em conta a proximidade das células adjacentes, 10 m, e o próprio erro do aparelho de posicionamento utilizado, que é também de 10 m.

Para a simulação das PM_{2.5} não há comparação com valores medidos dado que não existia analisador deste poluente no LM 1.

Nenhuma das plumas atinge o LM 2 na simulação, o que é consistente com o facto de não se terem verificado alterações significativas nas concentrações medidas, neste laboratório móvel, durante os ensaios.

Na Figura 4.16 apresenta-se o campo tridimensional da zona de influência da pluma. A representação foi feita gerando a iso-superfície de concentração de CO de $250 \text{ } \mu\text{g.m}^{-3}$, que reflecte a presença deste poluente emitido pelo fogo em causa, dado que o valor de fundo considerado foi 200 g.m^{-3} .

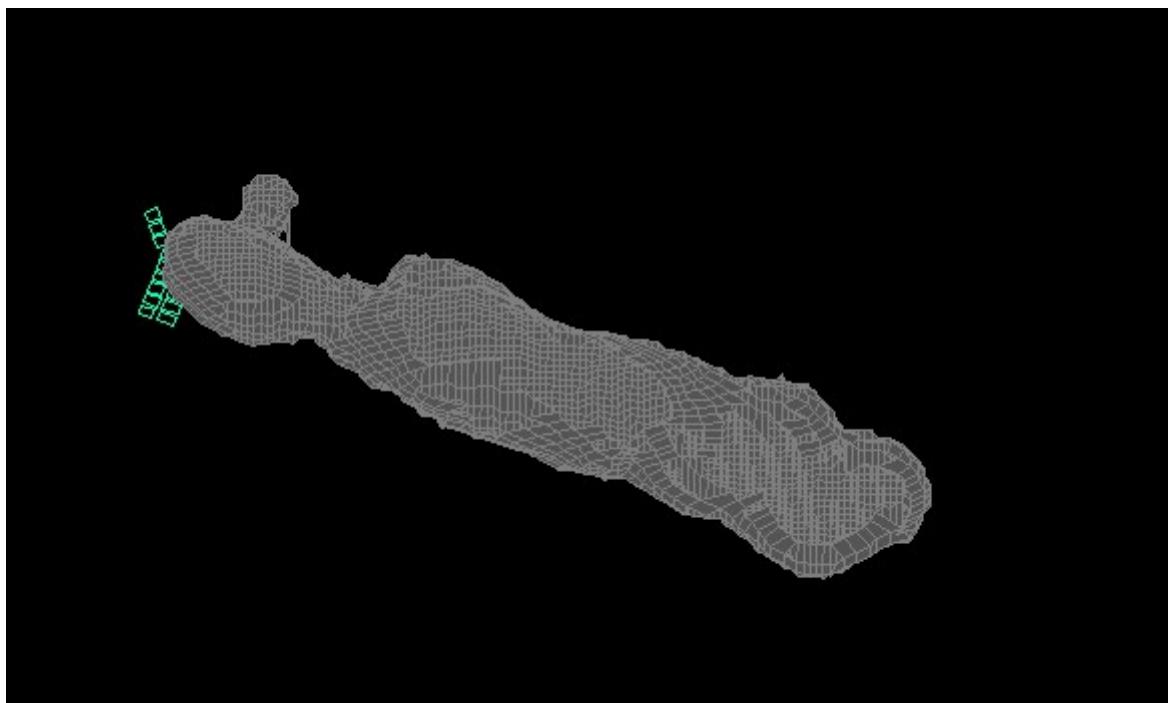


Figura 4.16 – Iso-superfície de concentração de CO, após a queima dos talhões 702, 701 e 707.

Na Figura 4.17 está representado o campo vertical de redução de visibilidade causada pela emissão e dispersão de poluentes atmosféricos (NO_2 , PM_{10} e $\text{PM}_{2.5}$) durante a queima dos talhões 702, 701 e 707.

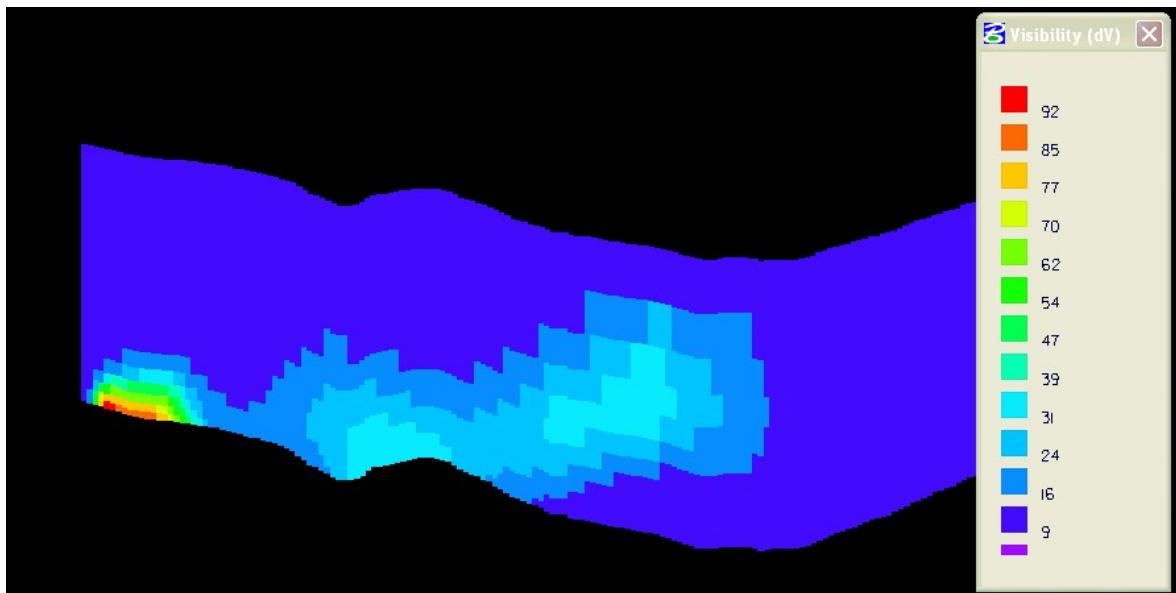


Figura 4.17 – Campo vertical de visibilidade, em dV, após a queima dos talhões 702, 701 e 707.

Na Figura 4.17 pode verificar-se que também existe uma diminuição de visibilidade considerável. A área atingida pelo penacho apresenta valores entre 24 dV e 70 dV, que correspondem a um alcance visual de 35 km e 400 m, respectivamente. Estes são valores de alcance visual bastante baixos, sabendo que os valores que ocorrem normalmente em atmosferas limpas são de cerca de 200 km. De notar que os cálculos de redução de visibilidade contabilizam apenas a redução provocada pelos poluentes emitidos na queima do talhão simulado, somados a uma redução de fundo de 5 dV. A presença de outros poluentes ou de nevoeiros pode fazer com que a visibilidade de fundo seja ainda mais baixa.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os objectivos principais deste trabalho foram alcançados com sucesso. O modelo DISPERFIRE foi melhorado com a inclusão de um módulo para o cálculo da diminuição da visibilidade. Os modelos DISPERFIRE e FireStation foram integrados dando origem a uma nova ferramenta, com mais potencialidades e, foi realizada uma análise da qualidade do ar durante as queimas experimentais GESTOSA 2004, em Trevim, que permitiu avaliar o desempenho do sistema desenvolvido. O desenvolvimento deste tipo de ferramentas permite o estudo integrado de um incêndio florestal, e o melhor planeamento de fogos controlados, podendo auxiliar no processo de tomada de decisão em acções de combate a fogos e situações de emergência, permitindo que estes tenham em linha de conta a qualidade do ar e as condições de visibilidade a que os operacionais e civis, nas imediações do fogo, possam estar sujeitos. Abre, também, a possibilidade de criação de cenários de fogos florestais, perto de zonas urbanas e estruturas viárias, que permitem a previsão das condições meteorológicas e da área ardida, em que será necessário recorrer a medidas de evacuação ou corte de estradas, de modo a garantir a segurança das populações afectadas.

Não obstante a reduzida dimensão dos fogos nas experiências GESTOSA, quando comparadas com incêndios florestais, a degradação da qualidade do ar e da visibilidade na área de estudo é significativa, podendo pôr em risco a saúde e a segurança dos operacionais envolvidos. O NO₂ foi identificado como um dos poluentes cujas concentrações causam preocupações. O valor obtido pelo amostrador colocado num dos bombeiros ultrapassou claramente o valor legislado, enquanto que os outros registaram valores que, embora não tenham ultrapassado o limite, são da mesma ordem de grandeza. As concentrações mais altas de PM₁₀ alcançadas, entre 400 e 500 µg.m⁻³ de

PM₁₀ (médias de quinze minutos), são valores extremamente elevados reforçando a ideia de que particular atenção deve ser dada a este poluente.

Deste modo, pode concluir-se que, durante a sua actividade profissional, cuja realidade, em termos de qualidade do ar, é bastante pior do que nestas queimas experimentais, os bombeiros estão sujeitos a concentrações de poluentes nocivas para a sua saúde.

Apesar de, usualmente, a qualidade do ar a que os operacionais de combate a fogos estão expostos, ser considerado um perigo secundário, a quantidade e características dos poluentes emitidos durante a combustão de biomassa dão origem a situações de poluição atmosférica e visibilidade reduzida, que se podem revelar perigosas, quer em termos de saúde dos indivíduos expostos, quer em termos da prossecução em segurança das suas actividades. No entanto, e sabendo que a maior parte das vezes, a exposição ao fumo dos operacionais de combate ao fogo é inevitável, indicam-se em seguida algumas medidas de simples aplicação que permitem minimizar a exposição e o impacto dos poluentes, quer antes, quer durante o combate.

Medidas para minimizar a exposição ao fumo:

- alternar o pessoal das zonas de fumo denso de modo a minimizar a exposição de cada operacional;
- utilizar o ataque pelos flancos em vez de ataque frontal, sempre que possível, dado que esta técnica permite que os bombeiros trabalhem em áreas com menos fumo;
- retirar o pessoal operacional da linha da frente de fogo, logo que possível.

Medidas para minimizar o impacto da exposição ao fumo:

Os sintomas que afectam as vias respiratórias superiores são os problemas mais frequentes durante uma situação de combate a um fogo. Estes problemas são causados

pela exposição ao fumo, sendo responsáveis pelo enfraquecimento do sistema imunitário e o aumento da infecção respiratória.

De modo a evitar estes problemas, algumas recomendações podem ser tidas em conta:

Antes do combate:

- Controlos médicos regulares. Os adultos saudáveis recuperam facilmente da exposição moderada ao fumo. No entanto, existem grupos mais sensíveis nos quais a exposição ao fumo pode ter efeitos mais graves. Deste modo, os seguintes grupos de indivíduos, particularmente vulneráveis ao fumo, devem ser identificados em controlos médicos de forma a serem impedidos de participar em situações de combate:
 - Indivíduos com asma e outras doenças respiratórias (ex: doença respiratória obstrutiva crónica, efisema e bronquite crónica);
 - Indivíduos com sensibilidade nas vias respiratórias;
 - Indivíduos com patologias cardiovasculares;
 - Mulheres grávidas.
- Os bombeiros devem ser encorajados a não iniciar ou a abandonar hábitos tabágicos. Os perigos para a saúde dos fumadores, da exposição ao fumo dos fogos florestais, são potenciados dado que o sistema respiratório não recupera entre exposições intermitentes a fumo proveniente de fogos florestais devido ao fumo do cigarro.

Durante o combate:

- monitorizar sinais de fadiga ou doença no pessoal;

- encorajar a ingestão de líquidos durante e após as situações de combate;
- providenciar alimentação equilibrada e suplementos nutricionais adequados (ex: antioxidantes);
- quando os sintomas apresentados pelos bombeiros são nariz entupido, espirros e garganta arranhada, é seguro continuar o combate. Se os sintomas incluem febre, dores musculares, náuseas ou diarreias, a carga de trabalho deve ser diminuída e atenção deve ser prestada ao eventual aparecimento de sintomas mais graves;
- quando os sintomas são a obstrução das vias pulmonares, expulsão de expectoração e tosse persistente, os operacionais devem ser assistidos por um médico, que determinará se a continuação na frente de fogo é segura.

A estimativa do alcance visual é um método simples de calcular a concentração aproximada de partículas no ar e a consequente qualidade do ar. Therriault [2001] desenvolveu um método simples para que um bombeiro possa estimar a qualidade do ar a que está exposto. Para proceder à avaliação da qualidade do ar, a seguinte metodologia pode ser seguida:

- colocar-se numa posição de modo a não encarar o sol de frente;
- determinar o alcance visual olhando para alvos a distância conhecida (km);
- usar os valores da Tabela 5.1 para estimar a categoria de qualidade do ar a que estão expostos.

Tabela 5.1. Relação entre categorias de qualidade do ar e visibilidade [Theriault, 2001].

Visibilidade (km)	$PM_{10}, PM_{2.5} (\mu\text{g.m}^{-3})$	Categoria de qualidade do ar
> 16	0 – 40	boa
9 – 15	41 – 80	moderada
5 – 8	81 – 175	má para grupos sensíveis*
2,5 – 4	176 – 300	má
1,6 – 2	301 – 500	muito má
<1,4	> 500	perigosa

* por grupos sensíveis entende-se: crianças, idosos, doentes com patologias respiratórias e cardiovasculares.

Perspectivas de trabalho futuro

Apesar dos desenvolvimentos realizados, o sistema de modelação apresenta ainda alguns pontos que podem ser melhorados e que se revelam como perspectivas de trabalho futuro.

A melhoria da estimativa dos factores de emissão para a Europa é um ponto fulcral, dado que este é um trabalho ainda incipiente neste ponto do Mundo. As medições em queimas experimentais (laboratoriais ou em fogos controlados) são os trabalhos que mais podem contribuir para determinar com algum rigor os factores de emissão mais adequados.

No âmbito do estudo da visibilidade é fundamental a determinação de eficiências de extinção específicas para os casos de incêndios florestais na Europa. Este tema, essencial no que diz respeito à segurança no trabalho dos bombeiros, está ainda muito pouco explorado na Europa.

De acordo com as mudanças climáticas esperadas para a Europa, o aumento do risco meteorológico de incêndio indica que o investimento na investigação, gestão e

operacionalização das ferramentas criadas na área dos fogos florestais é um ponto fulcral no nosso país. Deste modo, o investimento na validação e operacionalização deste modelo para uma correcta utilização em situações de gestão é uma importante perspectiva de trabalho futuro.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACHTEMEIER, G.L. [2003] - **On the origins of “Superfog” – A Combination of Smoke and Water Vapour That Produces Zero Visibility Over Roadways.** In Proceedings from the 5th Symposium on Fire and Forest Meteorology, 16-20 Novembro 2003, Orlando, FL, USA.
- ACHTEMEIER, G.L.; JACKSON, W.; HAWKINS, B.; WADE, D. & McMAHON, C. [1998] - **The Smoke Dilemma: A Head-On Collision!** In Proceedings from the 63rd North American Wildlife and Natural Resources Conference. 20-21 Março 1998. Orlando, FL, USA. pp. 415-421.
- ANDRAE, M.O. [1991] - **Biomass Burning: Its history, use, and distribution and its impact on environmental quality and global climate.** In Global Biomass Burning. The MIT Press, England. Edited by Joel Levine. pp. 3 – 21.
- ANDRÉ, J.C.S & VIEGAS, D.X. [2001] - **Modelos de Propagação de Fogos Florestais: Estado-da-Arte para Utilizadores. Parte I: Introdução e Modelos Locais.** Silva Lusitana. Vol 9(2), pp. 237 – 265.
- ANDRÉ, J.C.S & VIEGAS, D.X. [2002] - **Modelos de Propagação de Fogos Florestais: Estado-da-Arte para Utilizadores. Parte II: Modelos Globais e Sistemas Informáticos.** Silva Lusitana. Vol 10(2), pp. 217 – 233.
- BARBOSA, P.; SAN-MIGUEL-AYANZ, J.; KUCERA, J.; LIBERTÀ, G. & SCHMUCK, G. [2005] - **Forest Fire Emissions in Southern Europe.** First estimnates from year 2000; Submitted to Journal of Geophysical Research - Atmospheres.
- BEÇA, A. [1986] – **Modelo numérico de dispersão turbulenta de poluentes na atmosfera.** Dissertação apresentada à Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto para obtenção do grau de Mestre em Engenharia Térmica.
- BORREGO, C.; CARVALHO, A. C. & MIRANDA, A. I. [1999] - **Numerical simulation of wind field over complex terrain.** Measuring and Modelling Investigation of Environmental Processes, eds. R. San Jose, WIT Press. pp. 271-298.
- BORREGO, C.; MIRANDA, A.I.; VALENTE J. & AMORIM, J.H. [2004] - **A Smoke Dispersion Model Adapted to Forest Fire Fighting using Retardants.** Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro. AMB-QA-05/2004. Deliverable D16 of ERAS Project [EVG1-2001-00019].

- BOTELHO, H.; FERNANDES, P.; GUARNIERI, F.; BINGELLI, F.; VEGA, J.A.; PRODON, R.; MOLINA, D.; GOUMA, V. & LEONE, V. [2002] – **Main outcomes of the Fire Torch project: a management approach to prescribed burning in Mediterranean Europe.** In IV International Conference on Forest Fire Research, Luso, Portugal, 18-23 Novembro 2002 - Forest Fire Research & Wildland Fire Safety, Ed. D. X. Viegas, Millpress, Rotterdam, p.68. Proceedings in CD-Rom.
- BRENNER, J.; ARVANITIS, L.; BRACKETT, D.; LEE, B.; CARR, R. & SUDDABY, R. [1997] - **Integrating GIS, Meso-Scale Fire Weather Prediction, Smoke Plume Dispersion Modeling, and the Internet for Enhanced Open Burning Authorizations and Wildfire Response in Florida.** In: Proceedings from the 1997 ESRI International Users Conference. 8-11 July, San Diego, California, USA.
- BREYFOGLE, S. & FERGUSON, S.A. [1996] - **User Assessment of Smoke-Dispersion Models for Wildland Biomass Burning.** Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-379. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. Portland, OR, EUA. 30 p.
- BUILTES, P. [2003] – **The problem – Air Pollution.** Chapter 1 of Air Quality Modeling – Theories, Methodologies, Computational Techniques, and Available Databases and Software. VOL. I – Fundamentals (P. Zannetti, Editor). Published by the EnviroComp Institute.
- BURGAN, R. [1988] - **1988 revisions to the 1978 Nation Fire-Danger Rating System.** U.S. Department of Agriculture, Forest Service Research Paper SE-273.
- BURGAN, R.E. & ROTHERMEL, R.C. [1984] – **BEHAVE: fire behavior prediction and fuel modeling system – FUEL subsystem.** Forest Service. Gen. Tec Rep INT-167.
- CHANDLER, C., CHENEY, P., THOMAS, P., TRABAUD, L. & WILLIAMS, D. [1991] - **Fire in Forestry: Forest Fire Behavior and Effects.** Volume I. 2^a Edição. Malabar, Florida: Krieger Publishing Company.
- CONNEL, B., FOX, D. & WOOLDRIDGE, G. [1989] - **An Evaluation of a 3-D Diagnostic Wind Flow Model (NUATMOS) with Implications for Its Use.** In 10th Conference on Fire & Forest Meteorology, Ottawa, Canada - Proceedings of the 10th Conference on Fire & Forest Meteorology: D. Maciver, H. Auld e R. Whitewood. pp. 58-64.
- DAWUD, Y. [1999] - **Smoke Episodes and Assessment of Health Impacts Related to Haze from Forest Fires: Indonesian Experience.** Background Paper of Health Guidelines for Vegetation Fire Events. United Nations Environment Program, Nairobi, World Health Organization, Geneva, World Meteorological Organization, Geneva, Institute of Environmental Epidemiology, WHO Collaborating Centre for Environmental Epidemiology, Ministry of the Environment, Singapore.
- DEEMING, J.; BURGAN, R. & COHEN, J. [1977] - **The National Fire-Danger Rating System.** 1978 - U.S. Department of Agriculture, Forest Service General Technical Report INT-39.

- DGF [2004] – **Incêndios Florestais – 2003**. Relatório preliminar. Direcção Geral de Florestas.
- DIRECÇÃO GERAL DE FLORESTAS [2001] - **Inventário Florestal Nacional**. 3^a Revisão.
- DRAXLER, R.R. [1992] - **HYbrid Single-Particle Langrangian Integrated Trajectories (HY-SPLIT): version 3.0 - User's Guide and Model Description**. NOAA Tech. Memo. ERL ARL-195.
- DRAXLER, R.R. & HESS, G.D. [1997] - **Description of the HYSPLIT-4 Modeling System**. NOAA Technical Memorandum ERL ARL-224.
- EMEP/CORINAIR [2002] - **Emission Inventory Guidebook**. 3rd edition October 2002 UPDATE.
<http://reports.eea.eu.int/EMEPCORINAIR3/en/B1103vs1.2.pdf>
- EUROPEAN COMMISSION: DIRECTORATE GENERAL JOINT RESEARCH CENTER [2004] - **Forest Fires in Europe**. 2003 fire campaign.
- FLANNIGAN, M.D; STOCKS, B.J. & WOTTON, B.M. [2000] – **Climate Change and Forest Fires**. The Science of Total Environment. Vol 260, pp. 221-229.
- FOWLER, C. [2003] – **Human Health Impacts of Forest Fires in the Southern United States: a Literature Review**. Journal of Ecological Anthropology. Vol 7, pp. 39 – 59.
- Fox, D.G.; DIETRICH, D.L. & CHILDS, J.E. [1983] - **Topographic Air Pollution Analysis System (TAPAS) User Support Documentation**. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station. Fort Collins, CO, USA. 60 p.
- GARSTANG, M. [1999] - **The Role of the Atmosphere in Fire Occurrence and the Dispersion of Fire Products**. In Health Guidelines for Vegetation Fire Events - Background Papers. Kee-Tai-Goh, Schwela D., Goldammer J.G. and Simpson O. (Eds). United Nations Environment Programme, Nairobi, World Health Organization, Geneva, World Meteorological Organization, Geneva, Institute of Environmental Epidemiology, WHO Collaborating Centre for Environmental Epidemiology, Ministry of the Environment, Singapore. pp. 101-121.
- GOLDAMMER, J. [1997] - **Report on Early warning for Fire and Other Environmental Hazards**. United Nations International decade for natural disaster reduction IDNDR Early Warning Programme.
- GRAY, H.A. & KLEINHESSELING, D. [1996] - **Evaluation of Existing Information of the Effects of Air Pollutants on Visibility in the Southern Appalachians**. Systems Applications International.
- HARMS, M.F. & LAVDAS, L.G. [1997] - **Users Guide to VSMOKE-GIS for Workstations**. Research Paper SRS-6. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station. Asheville, NC, USA. 41 p.

- HARRISON, H. [1995] - **A User's Guide to NFSPUFF: a Dispersion Model for Smoke Management in Complex Terrain.** WYNDSoft Inc. 42 p.
- HEISLER, S.L. [2002] – **Visibility impairment in Phoenix.** Arizona Department of Environmental Quality. ENSR Document 0493-018-23.
- HUMMEL, J. & RAFSNIDER, J. [1995] - **TSARS Plus Smoke Production and Dispersion Model User's Guide.** Preliminary Draft 7.95. National Biological Service and the Interior Fire Coordination Committee. 96 p.
- ICF CONSULTING [2002] - **User's Guide to the Regional Modeling System for Aerosols and Deposition (REMSAD).** Version 7. July 2002. 153 p.
- KATSEV, I.L. & ZEGE, E.P. [1994] - **The Modern Theory of Black Object Visibility and Meteorological Visibility Range.** Atmospheric Environment, Vol 38(5), pp. 763-767.
- KEYWOOD, M.D.; AYERS, G.P.; GRAS, J.L.; BOERS R. & LEONG, C.P. [2003] - **Haze in the Klang Valley of Malasya.** Atmospheric Chemistry and Physics Discussions, Vol 3, pp. 615-653.
- KUNII, O. [1999] - **Basic Facts – determining downwind exposures and their associated health effects, assessment of health effects in practice: a case study in the 1997 forest fires in Indonesia.** Background Paper of Health Guidelines for Vegetation Fire Events. United Nations Environment Programme, Nairobi, World Health Organization, Geneva, World Meteorological Organization, Geneva, Institute of Environmental Epidemiology, WHO Collaborating Centre for Environmental Epidemiology, Ministry of the Environment, Singapore.
- LAVDAS, L.G. [1996] - **Program VSMOKE - Users Manual.** Gen. Tech. Rep. SRS-6. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station. Asheville, NC, USA. 147 p.
- LEVINE, J.S. [1991] - **Global Biomass Burning: Atmospheric, Climatic and Biospheric Implications.** In Global Biomass Burning. Edited by Joel Levine. pp. xxvi – xxx.
- LEVINE, J.S.; COFER III, W.R.; WINSTEAD, E.L.; RHINEHEART, R.P.; CAHOON, D.R., SEBACHER, D.I.; SEBACHER, S. & STOCKS, B.J. [1991] - **Biomass Burning: Combustion Emissions, Satellite Imagery and Biogenic Emissions.** In Global Biomass Burning. The MIT Press, England. Edited by Joel Levine. pp. 264 – 271.
- LOPES, A.M.G. [1993] - **Modelação numérica e experimental do escoamento turbulento tridimensional em topografia complexa: aplicação ao caso de um desfiladeiro.** Dissertação para Doutoramento em Ciências de Engenharia Mecânica [Aerodinâmica]. Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra.
- LOPES, A.M.G. [2000] - **FireStation user's manual.** Universidade de Coimbra.

- LOPES, A.M.G. [2003] - **WindStation – a software for the simulation of atmospheric flows over complex topography.** Environmental Modelling & Software. Vol 18, pp. 81-96.
- LOPES, A.M.G., CRUZ, M.G. & VIEGAS, D.X. [2002] - **FireStation – an integrated software system for the numerical simulation of fire spread on complex topography.** Environmental Modelling & Software. Vol 17, pp. 269-285.
- MACEDO, F.W. & SARDINHA A. S. [1993A] – **Fogos Florestais.** 1º Volume. Publicações Ciência e Vida. Lisboa.
- MALM, W.C. [1999] - **Introduction to Visibility.** Air Resources Division, National Park Service. Cooperative Institute for Research on the Atmosphere [CIRA], NPS Visibility Program, Colorado State University. Under cooperative agreement CA2350-97-001: T097-04, T098-06. Fort Collins, CO, USA. 70 p.
- MARTINS, H.; CARVALHO, A.; MIRANDA, A.I.; SALMIM, L. & SOUSA M. [2004] - **Incêndios Florestais Periurbanos e Qualidade do Ar.** 8ª Conferência Nacional do Ambiente. Universidade Nova de Lisboa. Lisboa. Outubro 2004. pp 408-409.
- MENDES-LOPES, J. & ÁGUAS C. [2000] – **SPREAD — um programa de autómatos celulares para propagação de fogos florestais.** Silva Lusitana. Vol 8(1), pp. 3-47.
- MIRANDA, A.I. [1998] - **Efeito dos Incêndios Florestais na Qualidade do Ar.** Tese de Doutoramento em Ciências Aplicadas ao Ambiente. Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, Portugal.
- MIRANDA, A.I. [1999] - **Review Commenting on the State-of-the-Art on Smoke Dispersion.** DELFI knowledge data base. 8 p.
- MIRANDA, A.I. [2004] - **An integrated numerical system to estimate air quality effects of forest fires.** International Journal of Wildland Fire. Vol 13, pp. 217-226.
- MIRANDA, A.I. & BORREGO, C. [2002] - **Air quality measurements during prescribed fires.** In IV International Conference on Forest Fire Research, Luso, Portugal, 18-23 November 2002 - Forest Fire Research & Wildland Fire Safety, Ed. D. X. Viegas, Millpress, Rotterdam, pp. 205. Proceedings in CD-Rom.
- MIRANDA, A.I.; FERREIRA, J.; VALENTE, J.; SANTOS, P.; AMORIM, J.H. & BORREGO, C. [2003] - **Smoke Measurements during Experimental Field Fires.** In Proceedings from the 5th Symposium on Fire and Forest Meteorology, 16 - 20 Novembro 2003, Orlando, Florida, USA.
- MIRANDA A.I., VALENTE, J.; AMORIM, J.H.; SANTOS, P.; FERREIRA, J. & BORREGO, C. [2004a] - **Medição de poluentes atmosféricos resultantes de fogos experimentais em ensaios de campo.** In 8ª

Conferência Nacional de Ambiente, 27-29 de Outubro 2004, Lisboa, Portugal – Actas da 8^a Conferência Nacional de Ambiente: Lisboa, pp. 379-381.

- MIRANDA, A.I.; BORREGO, C.; SANTOS, P.; SOUSA, M. & VALENTE, J. [2004b] - **Database of Forest Fire Emission Factors.** Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro: 2004, AMB-QA-08/2004. Deliverable D251 of SPREAD Project [EVG1-CT-2001-00043].
- MIRANDA, A.I.; FERREIRA, J.; VALENTE, J.; SANTOS, P.; AMORIM, J.H. & BORREGO, C. [2005a] – **Smoke measurements during experimental field fires.** In International Journal of Wildland Fire. Vol 14(1), pp 106 -117.
- MIRANDA, A.I.; BORREGO, C.; SOUSA, M., VALENTE, J., BARBOSA, P. & CARVALHO, A. [2005b] - **Model of Forest Fire Emissions to the Atmosphere.** Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro. AMB-QA-07/2005. Deliverable D252 of SPREAD Project [EVG1-CT-2001-00043].
- MIRANDA, A.I.; BORREGO, C.; CARVALHO, A., SOUSA M., BARBOSA, P. & VALENTE, J. [2005c] – **Greenhouse gases emissions from European forest fires.** Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro. AMB-QA-06/2005. Deliverable D253 of SPREAD Project [EVG1-CT-2001-00043].
- O'NEILL, S.M.; FERGUSON, S.A. & PETERSON, J. [2003] - **The BlueSky Smoke Modeling Framework.** In 5th Symposium on Fire and Forest Meteorology. J8.7.
- OTTMAR, R.; VIHNANEK, R. & ALVARADO, E. [1993] - **Forest health assessment: air quality tradeoffs.** In 12th Conference on Fire and Forest Meteorology, Jekyll Island, Georgia, 1993 – Proceedings of the 12th Conference on Fire and Forest Meteorology, Grosvenor Lane, Bethesda: Society of American Foresters.
- OTTMAR, R.; ANDERSON, G.; DEHERRERA, P. & REINHARDT, T. [2000] - **CONSUME user's guide: version 2.1.** USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station Fire and Environmental Research Applications Group, Seattle, Washington.
- PASTOR, E.; ZÁRATE, L.; PLANAS, E. & ARNALDOS, J. [2003] - **Mathematical models and calculation systems for the study of wildland fire behaviour.** Progress in Energy and Combustion Science. Vol 29, pp 139 – 153.
- PERRY, G. [1998] - **Current approaches to modeling the spread of wildland fire: a review.** Progress in Physical Geography. Vol 22(2), pp. 222-245.
- PETERSON, J. & SANDBERG, D. [1988] - **A national PM₁₀ inventory approach for wildfires and prescribed fires.** In Mathai, C.; Stonefield, D., eds. Transactions; PM₁₀ implementation of standards: an APC/A/EPA International Specialty Conference; 23-24 February 1988, San Francisco, CA, Pittsburg, PA: Air Pollution Control Association.

- PHONBOON, K.; PAISARN-UCHAPONG, O.; KANATHARANA, P. & AGSORN, S. [1999] - **Smoke episodes emissions characterization and assessment of health risks related to downwind air quality – case study, Thailand.** Background Paper of Health Guidelines for Vegetation Fire Events. United Nations Environment Programme, Nairobi, World Health Organization, Geneva, World Meteorological Organization, Geneva, Institute of Environmental Epidemiology, WHO Collaborating Centre for Environmental Epidemiology, Ministry of the Environment, Singapore.
- PITCHFORD, M. & MALM, W. [1994] - **Development and Applications of a Standard Visual Index.** Atmospheric Environment, Vol 28(5), pp. 1049-1054.
- REINHARDT, T.E. & OTTMAR, R.D. [2000] - **Smoke Exposure at Western Wildfires.** Res. Pap. PNW-RP-525. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. Portland, OR, USA. 72 p.
- REINHARDT, T.E.; BLACK, J. & OTTMAR, R.D. [1995] - **Smoke exposure at Pacific Northwest Wildfires - final report.** United States Department of Agriculture, Forest Service.
- REINHARDT, T.E.; KEANE, R. & BROWN, J. [1997] - **First Order Fire Effects Model: FOFEM 4.0 User's Guide.** USDA Forest Service General Technical Report INT-GTR-344.
- Ross, D.; SMITH, I.; MANINS, P. & FOX, D. [1988] - **Diagnostic Wind Field Modelling for Complex Terrain: Model Development and Testing.** Journal of Applied Meteorology, Vol 27, pp. 785-796.
- ROTHERMEL, RC. [1972] - **A mathematical model for predicting firespread in wildland fuels.** USDA Forest Service; 1972. ResPap INT-115.
- SANDBERG, D.V. & PETERSON, J.L. [1984] - **A Source Strength Model for Prescribed Fires in Coniferous Logging Slash.** Annual Meeting, Air Pollution Control Association, Pacific Northwest Section. Reprint #84.20. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. Portland, OR, USA. 10 p.
- SANDBERG, D.; OTTMAR, R.; PETERSON, J. & CORE, J. [2002] - **Wildland fire on ecosystems: effects of fire on air.** Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-42-vol. 5. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 79 p.
- SCHAAF, M.D. [1996] - **Development of the Fire Emissions Tradeoff Model [FETM] and Application to the Grande Ronde River Basin, Oregon.** Final report contract 53-82FT-03-2; U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Region; Portland, OR, USA.
- SCIRE, J.; STRIMAITIS, D.G.; YAMARTINO, R.J. & XIAOMONG, Z. [2000] - **A User's Guide for CALPUFF Dispersion Model (Version 5).** Concord, MA: Earth Tech, Inc. 512 p.
- SESTAK, M.L & RIEBAU, A.R. [1988] - **SASEM - Simple Approach Smoke Estimation Model.** Tech. Note 382. U.S. Department of the Interior, Bureau of Land Management. Denver, CO, USA. 31 p.

- SESTAK, M.L.; MARLATT, W.E. & RIEBAU, A.R. [1988] - **VALBOX: Ventilated Valley Box Model.** Unpublished draft. U.S. Bureau of Land Management. 32 p.
- SHERMAN, C. [1978] - **A Mass-Consistent Model for Wind Fields over Complex Terrain.** J. Appl. Meteor. Vol. 17, pp. 312-319.
- THERRIAULT, S. [2001] - **Wildfire Smoke: A Guide for Public Health Officials.** Air Quality Specialist with the Missoula City-County Health Department in Missoula, Montana for the Public Outreach Group of the Fire, Smoke and Health Workshop.
- TOMÉ, M.J. [2004] – **Modelação da nuvem de retardante: Optimização no combate aos fogos florestais.** Dissertação apresentada para obtenção do grau de Doutoramento em Ciências do Ambiente. Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, Portugal.
- TRIJONIS, J.C.; MALM, W.C.; PITCHFORD, M.; WHITE, W.H.; CHARLSON, R. & HUSAR, R. [1991] - **Visibility: Existing and Historical Conditions - Causes and Effects.** In Irving, P.M. (Ed.). Acidic Deposition: State of Science and Technology, Volume III: Terrestrial, Materials, Health and Visibility Effects. The U.S. National Acid Precipitation Assessment Program (State of science and technology report no. 24). Washington, DC, USA.
- TROZZI, C.; VACCARO, R. & PISCITELLO, E [2002] - **Emissions estimate from forest fires: methodology, software and european case studies.** [<http://www.kimdy.kri.re.kr/research/references/emission/trozzipres.pdf>].
- USEPA [1996] - **Air Quality Criteria for Particulate Matter.** Research Triangle Park, 24 NC: National Centre for Environmental Assessment-RTP Office, EPA/600/P-95/001aF-cF. 3v.
- VALENTE, J.; MIRANDA A.I. & BORREGO, C. [2004] - **Redução da visibilidade por poluentes atmosféricos em fogos florestais.** 8ª Conferência Nacional do Ambiente. Universidade Nova de Lisboa. Lisboa. Outubro 2004. pp 409-410.
- VASCONCELOS, M.J.P.; PAÚL, J.C.U. & GONÇALVES, A. [1998] – **Geofogo – testing a forest fire simulator system.** In Viegas, D.X., editor. Proceedings of the Third International conference on forest fire research. Vol. 1. Coimbra, Portugal: University of Coimbra: 1998. pp. 889-890.
- VIEGAS, D.X. [1993] - **Fire Behaviour and Fireline Safety.** Ann. Medit. Burns Club. Vol 6 (3).
- VIEGAS, D.X. [2004A] - **Cercados pelo Fogo - Os Incêndios Florestais em Portugal em 2003 e os acidentes mortais com eles relacionados.** Edições Minerva Coimbra.
- VIEGAS, D.X. [2004B] - **Gestosa News n. 1. Boletim com notícias e dados da Gestosa 2004.** ADAI – Coimbra Portugal. (Ed. DX Viegas).

- WARD, D.; RADKE, L. [1993] - **Emissions measurements from vegetation fires: a comparative evaluation of methods and results.** in Crutzen, P. and Goldammer, J. (eds.); Fire in the environment: The ecological, atmospheric and climatic importance of vegetation fires. John Wiley & Sons, Chichester, England; pp. 53-76.
- WHO/UNEP/WMO [1999] - **Health Guidelines for Vegetation Fire Events - Guideline Document.** Schwela D., Goldammer J.G., Morawska L., Simpson O. [Eds.]. United Nations Environment Programme, Nairobi, World Health Organization, Geneva, World Meteorological Organization, Geneva, Institute of Environmental Epidemiology, WHO Collaborating Centre for Environmental Epidemiology, Ministry of the Environment, Singapore.
- WINSTEAD, E.L.; COFER III, W.R. & LEVINE, J.S. [1991] - **Emissions of nitrous oxide from biomass burning.** In Global Biomass Burning. The MIT Press, England. Edited by Joel Levine. Pp. 376 – 378.

Endereços da Internet

- URL 1 - <http://www.tsf.pt/>
- URL 2 - <http://earthobservatory.nasa.gov/>
- URL 3 - <http://www.bombeirosdeportugal.com/>
- URL 4 - <http://www.fs.fed.us/fcamms/>

Bibliografia não consultada directamente

- ALEXANDER, M.E. [1985] - **Estimating the length-to-breadth ratio of elliptical forest fire patterns.** In Proceedings of the eighth conference on fire and forest meteorology. Soc. Am. For., pp. 287-304, Bethesda, Maryland.
- ALMEIDA, R.; GUERREIRO, J.; CASTRO, M.; GRILLO, F.; MESQUITA, A.C.; PINHEIRO, D & GONÇALVES, C. [1997] – **Um sistema de detecção como aplicação da cartografia de risco de incêndio florestal.** Revista Ruralidades. Vol 9 (3), pp. 51-56.
- ANDERSON, H.E. [1983] - **Predicting Wind-Driven Fire Size and Shape.** USDA-FS, Ogden UT, Research Paper INT-305.
- BENOCCI, C. & OLIVARI, D. [1985] - **Lagrangian Modelling of Turbulent Dispersion.** Von Karman Institute for Fluid Dynamics. Lecture Series 1985-02 Pollutant Dispersal.

- COTTRELL W. [1989] - **The book of fire**. Missoula, Mountain Press Publishing Company.
- DAVIS, C.; BUNKER, S & MUTSCHLECNER, J. [1984] – **Atmospheric transport models for complex terrain**. Journal of Climate and Applied Meteorology. Vol 23, pp. 235-238.
- DOE [1994] - **VASM Q's and A's: An Overview of the Visibility Assessment Scoping Model [VASM] and Model Set**. Quick Reference Fact Sheet, U.S. Department of Energy, Washington, D.C., USA.
- DOST, F.N. [1991] – **Acute Toxicology of components of vegetation smoke**. Reviews of environmental contamination and toxicology. New York: Springer-Verlag. Vol 119, pp. 2-16.
- GABRUCK, R.S., SYKES, R.I., SEIGNEUR C., PAI P., GILLESPIE P., BERGSTROM, R.W. & SAXENA P. [1999] - **Evaluation of the Reactive and Optics Model of Emissions [ROME]**. Atmospheric Environment, Vol 33, pp. 383 -399.
- GRAY, H.A.; STOECKENIUS, T.E.; EMERY, C.A. & RICHARDS L.W. [1993] - **Assessment of the Effects of the 1990 Clean Air Act Amendments on Visibility in Class I Areas**. Systems Applications International, San Rafael, California [SYSAPP-93/162].
- LATIMER, D.A. [1990] - **Visibility Modeling: The State of the Technology and New Directions**. In Visibility and Fine Particles. Mathai, C.V. [Ed.], Air and Waste Management Association, Pittsburgh, Pennsylvania.
- LATIMER, D.A. [1993] - **Development of Regional Haze Screening Models**. Air and Waste Management Association 86th Annual Meeting and Exhibition, Denver, Colorado [93-TP- 49.04].
- LETTS, D.; FIDLER, A.T. & DEUTCHMAN, S. (and others) [1991] – **Health hazard evaluation report**. U.S. Department of Interior, National Park Service, Southern California. HETA 91-152-2140. Cincinnati, OH: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Centers for Disease Control, National Institute for Occupational Safety and Health. 16 p.
- REH, C.M.; LETTS, D. & DEITCHMAN, S. [1994] - **Health hazard evaluation report**. U.S. Department of Interior, National Park Service, Yosemite National Park, California. HETA 90-0365-2314 (2415). Cincinnati, OH: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Centers for Disease Control, National Institute for Occupational Safety and Health. 33 p.

- RIEBAU, A. A& Fox, D., [2001] - **The new smoke management.** International Journal of Wildland Fire, Vol 10, pp. 415-427.
- ROTHMAN, N.; FORD, D.P. & BASER, M.E. (and others) [1991] – **Pulmonary function and respiratory symptoms in wildland firefighters.** Journal of Occupational Medicine. Vol 33(11), pp. 1163-1169.
- SCIRE, J.; STRIMAITIS, D.G.; YAMARTINO, R.J. & XIAOMONG, Z. [1995] - **A User's Guide for CALPUFF Dispersion Model.** Doc. 1321-2. Concord, MA: Sigma Research/Earth Tech. 315 p.
- SLOANE, C.S.; WATSON, J.; CHOW, J.; PRITCHETT, L. & RICHARDS L.W. [1991] - **Size-Segregated Fine Particle Measurements by Chemical Species and their Impact on Visibility Impairment in Denver.** Atmospheric Environment., Vol 25A (5-6), pp. 1013-1024.
- USEPA [1992] - **User's Manual for the Plume Visibility Model [PLUVUE II] [Revised].** U.S. Environmental Protection Agency, EPA-454/B-92-008.
- USEPA [1993] - **Interagency Workgroup on Air Quality Modelling [IWAQM] Phase 1 Report: Interim Recommendation for Modelling Long Range Transport and Impacts on Regional Visibility.** U.S. Environmental Protection Agency, EPA-454/R-93-015.
- USEPA [1995] - **Interim Findings on the Status of Visibility Research.** Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, February.