

**UNIVERSIDADE DOS AÇORES**

**ALTERAÇÃO DA PAISAGEM E COMPORTAMENTO DO  
FOGO NA FREGUESIA DE FRANÇA, BRAGANÇA**

*Tese de mestrado*  
Em Gestão e Conservação da Natureza

**INSTITUTO POLITÉCNICO DE BRAGANÇA**

**CÉSAR ALBERTO DA SILVA MOREIRA**

**BRAGANÇA, DEZEMBRO 2008**

**UNIVERSIDADE DOS AÇORES - ESA - BRAGANÇA**

# ÍNDICE

Conteúdo	Página
ÍNDICE .....	i
AGRADECIMENTOS.....	ii
RESUMO .....	iii
1. Introdução.....	1
1.2. Justificação.....	2
1.3. Objectivos / Hipóteses.....	2
2. Revisão Bibliográfica .....	2
2.1. O Fogo como Processo de Paisagem.....	2
2.2. Modelos espaciais / Simuladores do comportamento do fogo.....	12
3. Métodos .....	16
3.1. A área de estudo.....	16
3.2. Elaboração de ortofotomapas .....	20
3.3. Elaboração das Cartas de Ocupação/Use do Solo.....	22
3.4. Quantificação da estrutura da paisagem.....	27
3.4.1. <i>Análise da paisagem</i> .....	28
3.4.1.1. <i>Estatísticas à escala da paisagem</i> .....	28
3.4.1.2. <i>Estatísticas à escala da classe</i> .....	30
3.5. Alteração da paisagem / matrizes de transição.....	31
3.6. Simulação / modelos de comportamento do fogo .....	32
3.6.1. <i>Criação do ficheiro Landscape File</i> .....	32
3.6.2. <i>Informação de conteúdo de humidade do combustível</i> .....	35
3.6.3. <i>Informação das condições sinópticas consideradas críticas</i> .....	35
3.6.4. <i>Desenho das simulações:</i> .....	35
3.7. Ajuste do FARSITE com Resultado Experimental.....	37
4. Resultados.....	37
4.1. Alteração do uso do solo / matrizes de transição.....	37
4.1.1. <i>Matrizes de transição</i> .....	41
4.2. Dinâmica da estrutura da paisagem .....	47
4.2.1. <i>Estatísticas à escala da paisagem</i> .....	47
4.2.2. <i>Estatísticas ao nível da classe</i> .....	47
4.3. Comportamento do fogo na paisagem entre 1958 e 2005.....	52
5. Conclusão .....	56
Referências Bibliográficas .....	57

## **AGRADECIMENTOS**

Concluído este trabalho, não poderia deixar de dirigir alguns agradecimentos a pessoas importantes na realização desta tese.

Especialmente à minha esposa e ao meu filho, por todo o apoio prestado.

Ao meu orientador Professor Doutor João Carlos Martins de Azevedo, pelos seus conhecimentos sábios e pelo encorajamento constante para a realização do trabalho.

Ao professor doutor João Paulo Miranda de Castro, pela sua disponibilidade em me esclarecer algumas dúvidas.

Ao Professor Doutor Paulo Fernandes, e ao investigador Carlos Loureiro, da Universidade do Trás-os-Montes e Alto Douro - Departamento Florestal (Grupo de Fogos Florestais da UTAD), pelo contributo prestado na temática de incêndios florestais, sobretudo acerca de FARSITE.

## RESUMO

Este trabalho, através do uso de métodos e ferramentas no campo da Ecologia da Paisagem, da Detecção Remota e Sistemas de Informação Geográfica, mostra que as alterações que ocorreram numa paisagem de montanha do Nordeste de Portugal entre 1958 e 2005, favorecem a ocorrência de incêndios de maior dimensão e severidade.

As alterações na composição e estrutura paisagem na freguesia de França, uma área de 5373 ha do Parque Natural de Montesinho, no Concelho e Distrito de Bragança, foram avaliadas com base na elaboração de cartas de cobertura/uso do solo para os anos de (1958, 1968, 1978, 1993 e 2005), fotointerpretação de ortofotomapas, também, elaborados a partir de fotografias aéreas da área de estudo. A estrutura da paisagem para cada uma dessas datas foi descrita, através de métricas espaciais calculadas, para analisar a diferentes níveis de classes de uso do solo a paisagem.

Estudou-se o comportamento do fogo em termos de abundância, configuração e tipo e características (densidade e continuidade) dos combustíveis. Para isso utilizamos o software FARSITE 4 Finney, (1998), com que simulámos, para todas as datas, a propagação do fogo ao nível da paisagem baseado nos combustíveis, em características do terreno (pendor e orientação das vertentes) e em parâmetros meteorológicos (temperatura, humidade do ar e velocidade e orientação do vento).

Com este estudo, pretendeu-se mostrar as alterações estruturais, de funcionamento e dinâmica da paisagem, da freguesia de França e as implicações no comportamento do fogo relativamente ao padrão e severidade (velocidade e intensidade) de propagação dos incêndios, ao longo dos últimos 50 anos.

Este trabalho será mais um contributo para a problemática dos incêndios florestais com vista à sua prevenção, evidenciando as suas consequências e permitindo a tomada de decisões antecipadas na gestão e conservação dos ecossistemas.

## 1. Introdução

As paisagens mediterrânicas abarcam uma grande variedade de habitats que sustentam uma importante biodiversidade. Estas paisagens culturais são o resultado das transformações produzidas pelo Homem ao longo de vários séculos.

Os sistemas agro-silvo-pastoris tradicionais conduziam a um estágio de equilíbrio dinâmico permitido tanto a manutenção das actividades produtivas como a conservação dos valores naturais dos ecossistemas, Naveh (1975).

Os ecossistemas, inicialmente sujeitos a factores naturais, foram sendo submetidos a diferentes regimes de perturbações, naturais ou antrópicas como o pastoreio, a desflorestação e as queimadas, que determinaram a sua evolução histórica, Ariatnoutsou (1998).

A relação entre estrutura, funcionamento, dinâmica da paisagem e o comportamento do fogo, é um assunto pertinente, uma vez que a paisagem está sujeita a processos e regimes de perturbações que rapidamente se alteraram no passado recente.

Como afirma Moreira *et al.* (2001), num estudo efectuado sobre alterações na paisagem de uma região do Minho, é inquestionável que as alterações de uso do solo têm implicações para na ocorrência de incêndios florestais.

Nas últimas décadas a pressão agro-silvo-pastoril no espaço rural diminuiu fortemente, devido ao êxodo rural, à emigração, à transformação da sociedade e à Política Agrícola Comum, o que levou a um aumento da carga de combustível presente nestes sistemas e a uma alteração da estrutura da paisagem (perda de fragmentação e diversidade) e dos regimes de incêndios Rigueiro (2002).

O fenómeno dos incêndios florestais, sobretudo os de grande dimensão converteu-se num dos maiores problemas ecológicos que sofrem os ecossistemas mediterrânicos devido à elevada frequência e severidade que têm adquirido nas últimas décadas Brooks *et al.* (2004).

Como refere Rigueiro (2002), os incêndios florestais, na sua maioria, resultam da combinação de condições favoráveis no espaço florestal com a presença de agentes de ignição, geralmente humanos. Assim, pode-se considerar que o meio em que ocorre o incêndio, a estrutura da paisagem, a topografia da área, os combustíveis e variáveis ambientais são factores que determinam o comportamento do fogo e a sua propagação. Por outro lado, em termos espaciais, o meio florestal quando possui uma enorme heterogeneidade, que lhe advém de processos naturais e sócio-culturais, condiciona a propagação, sendo por isso importante perceber o passado recente, dessa complexidade ou estrutura da paisagem no âmbito do comportamento dos incêndios florestais.

Neste contexto e com o propósito de melhorar as estratégias de gestão e conservação da paisagem da freguesia de França, Concelho de Bragança, estudaram-se as alterações na

composição e estrutura paisagem entre 1958 e 2005 na freguesia de França (Bragança) e as suas implicações no comportamento do fogo.

### **1.2. Justificação**

O abandono humano nas áreas rurais das regiões mediterrânicas da Europa tem contribuído para um aumento da carga de combustíveis e homogeneização da paisagem reduzindo a biodiversidade e favorecendo a ocorrência de grandes incêndios. Em Portugal, as alterações da paisagem, impulsionadas pelo abandono humano, foram observadas sobretudo nas últimas décadas do século XX.

A extensão total dessas alterações recentes o seu impactos económico, social tal como as consequências, nomeadamente a da criação de condições favoráveis à ocorrência de grandes incêndios, é apenas descrita e parcialmente compreendida. Além disso, uma investigação sobre estas questões urge fazê-la para fornecer orientações para o futuro dos ecossistemas e da paisagem e promover uma gestão e conservação da natureza sustentável.

### **1.3. Objectivos / Hipóteses**

Os objectivos deste trabalho são:

1. Analisar as alterações na composição e estrutura da paisagem numa zona de montanha, em Portugal, nos últimos 50 anos
2. Analisar as alterações na composição e estrutura paisagem entre 1958 e 2005 e as suas implicações no comportamento do fogo (baseado no potencial comportamento do fogo face aos combustíveis, parâmetros climáticos, características do terreno).

## **2. Revisão Bibliográfica**

### *2.1. O Fogo como Processo de Paisagem*

Embora existam muitas interpretações diferentes do conceito paisagem todas as definições de paisagem incluem invariavelmente uma área contendo um mosaico de manchas ou elementos que interagem e são relevantes para o fenómeno em estudo. O padrão detectado em qualquer mosaico ecológico está relacionado com extensão e grão Forman e Godron (1986), Turner et al, *in* Wiens (1989). A extensão é a área global sujeita a investigação ou a área incluída no interior da fronteira da paisagem e grão é o tamanho das unidades individuais de observação.

A ecologia da paisagem envolve o estudo de padrões da paisagem, a interacção entre manchas no interior do mosaico da paisagem, e a forma como padrões e interacções mudam no tempo. Considera ainda o desenvolvimento e dinâmica da heterogeneidade espacial e os

seus efeitos nos processos ecológicos. Segundo Forman e Godron (1986) a ecologia da paisagem pode ser analisada considerando três características da paisagem:

**Estrutura** – trata as relações espaciais entre ecossistemas distintos ou elementos presentes; mais especificamente, a distribuição de energia, materiais, e espécies, em relação a tamanhos, formas e configurações dos ecossistemas.

**Funcionamento** – corresponde a interações entre elementos espaciais, ou seja, as transferências de energia, materiais e espécies ao longo das componentes dos ecossistemas.

**Dinâmica** – trata-se da alteração na estrutura e funcionamento do mosaico ecológico no tempo.

Segundo Turner *et al.* (1989), a estrutura da paisagem e o funcionamento da paisagem estão intimamente relacionados porque, ao longo do tempo, um influencia o outro. Em particular, o funcionamento da paisagem é influenciado por padrões espaciais e temporais de temperatura, nutrientes e organismos.

Em muitos ecossistemas naturais e áreas protegidas do mundo o fogo é uma perturbação ecológica que tem um grande impacto na modelação da paisagem Bucher (1982, 1987), Lorimer (1991). O seu impacto nos ecossistemas é muito grande já que modifica rapidamente as componentes estruturais do mesmo Beck e Vogl (1972), Martínez (1982), Mackay *et al.* (1991), Andersen (1991), Miglietta (1994.). As alterações produzidas pelo fogo no seio das comunidades vegetais estão fundamentalmente relacionadas com a resistência e resiliência das distintas espécies que as compõem e os mecanismos que desenvolveram para sobreviver a esta perturbação Bravo, Kunst e Moglia (2001).

É por isso que os efeitos do fogo sobre a vegetação deveriam ser interpretados em termos de sucessão ecológica, a qual pode ser definida como o processo de alteração mais ou menos ordenada nos ecossistemas através do tempo, acumulativo e direccional, com uma alteração progressiva da estrutura e composição da vegetação e da fauna Kruger (1984), Miglietta (1994). É assim que na actualidade alguns autores consideram o fogo como uma perturbação natural ou antrópica que contribui para a sustentabilidade de determinados ecossistemas. (Stuart Chapin *et al.*, 1996, Kunst *et al.* 2003).

Recentes estudos realizados por Bond *et al.* (2005), propõem ver o fogo como um consumidor global de ecossistemas análogo à herbívoros. O paralelismo apresentado tem por base o assumir do fogo como um consumidor primário da cadeia trófica semelhante aos herbívoros.

Como ferramenta de manejo ou como perturbação natural contudo o fogo está livre de predadores, consumindo biomassa que a transforma apenas em minerais, e não em matéria orgânica e minerais como fazem os herbívoros.

O fogo ao contrário da herbívoros consome material vivo e morto sem necessidade de contar com proteínas para o seu crescimento tem uma ampla preferência na sua dieta por

materiais que não são comestíveis para herbívoros frequentemente por materiais secos e senescentes, Bond e Keeley (2005). A partir deste ponto de vista estes autores apresentam o fogo com o mero papel de consumidor dos ecossistemas, o efeito que tem sobre a composição das espécies e o fogo como um agente evolutivo de ecossistemas inflamáveis.

Estas considerações, confrontadas às de outros autores abrem na actualidade duas linhas de pensamento divergentes a respeito do papel do fogo sobre os ecossistemas. A primeira surge da necessidade de estudar o fogo para a sua prevenção e extinção, a qual mantém uma visão negativa do mesmo, e a segunda refere-se a um enfoque orientado para o estudo do regime e/ou ecologia do fogo para um ecossistema em particular, Kunst *et al.* (2003).

A ecologia do fogo trata de conhecer os efeitos primários e secundários dos incêndios florestais nos ambientes em que estes ocorrem e o seu papel nos mesmos. O regime de fogos é uma descrição do papel que tem o fogo no ecossistema em particular e incluindo ainda uma descrição da sua frequência, intensidade, severidade, estação na qual se produz a queima (sazonalidade), extensão de áreas afectadas e as suas consequências no solo, vegetação e fauna Agee (1993), Glitzenstein *et al.* (1995).

É nesse sentido que cada paisagem compreende um regime próprio e único de fogos. A vegetação adapta o seu ciclo de crescimento e as suas funções vitais de sobrevivência para responder às condições do meio ambiente. Quando essas condições são alteradas por causas antrópicas modificam-se as condições de sobrevivência podendo comprometer o ecossistema a maiores consequências ecológicas Bond e Keeley, (2005).

O fogo na região mediterrânica é utilizado como uma ferramenta de manejo, associada principalmente a actividades de pastorícia Renison e Suárez (2002) com o objectivo de promover o rebentamento de pastos tenros para o gado. Correctivamente, a extracção florestal Luti *et al.* (1982) e os frequentes incêndios que deflagram por negligência, particularmente nos anos mais secos, têm contribuído para a destruição dos bosques serranos Luti *et al.* (1979). Tal degradação predispôs a uma crescente susceptibilidade a ocorrência de incêndios em pastos, transformando proporções importantes de bosque, Miglietta (1994), em matos e pastagens pobres.

A actual dinâmica de um ecossistema é resultado não apenas das actuais condições ambientais, mas é influenciada pelas perturbações do passado. O conceito "distúrbio" ou "perturbação" pode ser definido como um ou mais eventos discretos no tempo e no espaço que altera a estrutura das populações, comunidades ou ecossistema; as mudanças na disponibilidade de recursos ou por meio físico, Pickett *et al.* (1999). O ecossistema evolui devido a alguns factores de perturbação, que passam a fazer parte do sistema.

Os incêndios são uma perturbação determinante da estrutura, funcionamento e dinâmica de muitos sistemas ecológicos que se encontram em muitas paisagens

mediterrânicas. A grande frequência, severidade e maior dimensão com que deflagram incêndios é um problema ambiental que se tem vindo a agravar nas últimas décadas nas paisagens mediterrânicas.

Ao contrário a estrutura da paisagem, entendida como um conjunto de relações espaciais – de tamanho, forma, número, tipo e padrão/configuração – entre ecossistemas unidades ou manchas (*patches*) da paisagem, condicionam a propagação ou contenção de incêndios florestais tanto como a extensão de outras perturbações e processos ecológicos ou antrópicas que, por sua vez, criam novos padrões.

Sem dúvida, que os padrões espaciais e processos ecológicos estão interligados. Por um lado, os processos naturais e socioculturais explicam tanto a estrutura da paisagem como a sua dinâmica no tempo.

A paisagem, como toda a unidade ecológica, é dinâmica na sua estrutura, funcionamento e padrão espacial, Forman e Godron (1986).

Algumas vezes, a evolução deve-se a alterações naturais, noutras ocasiões, predominam na dinâmica acções provocadas por usos humanos, de tal modo que as alterações na estrutura da paisagem são devidas a alterações do modo de gestão do território, alterações provocadas e conduzidas por forças socioeconómicas e políticas.

Os incêndios florestais foram um dos factores seculares de modelação da cobertura vegetal da região mediterrânea.

Qualquer reflexão sobre os incêndios florestais, obriga a olhar em duas direcções complementares.

Até há poucos anos as perturbações eram consideradas como acontecimentos exógenos e catastróficos que afectavam os ecossistemas, White *et al.* (1996). Contudo este conceito evoluiu para outro mais lato, em que uma perturbação se pode definir como “um episódio distinto, tanto natural como antrópico, que origina uma alteração nas características dos processos ecológicos, Kaufmann *et al.* (1994). Esta definição distingue entre perturbação natural e antrópica, e reconhece que a gestão dos recursos pode causar a perturbação. Embora todos os processos ecológicos sejam o resultado de uma dinâmica sucessional, eles estão sujeitos a factores externos como as perturbações, White e Rush (1990).

A frequência da perturbação pode ter um efeito maior na composição específica dependendo da escala. Geralmente, perturbações frequentes favorecem as espécies intolerantes à sombra, enquanto as espécies tolerantes são típicas de ecossistemas pouco perturbados. Do mesmo modo, as perturbações a pequena escala favorecem as espécies tolerantes à sombra, enquanto que as perturbações a grande escala favorecem as intolerantes. Ambos os tipos de perturbação, podem operar em simultâneo e o resultado é um mosaico com manchas de diferente tamanho, composição de espécies e idade desde a perturbação, Pickett e White (1985). Por isso as perturbações naturais como fogos, pragas,

criam heterogeneidade na paisagem e convertem-se em laboratórios naturais, que permitem estudar os padrões espaciais e os seus efeitos sobre muitos processos ecológicos, Turner e Meyer (1991).

Pese o reconhecimento tradicional do fogo como um factor que descreveu o actual mosaico que caracteriza a paisagem mediterrânica, Naveh (1975), Thanos *et al.* (1989), nos últimos anos alterou-se a ecologia do fogo, devido ao aumento da sua frequência e severidade, com maior dimensão, intensidade e velocidade de propagação, devido, sobretudo à ocorrência dos incêndios florestais de grandes dimensões.

Os estudos que analisam o comportamento dos ecossistemas mediterrânicos pós-incêndio consideram que destes têm uma elevada resiliência, isto é, que em pouco tempo a superfície queimada assemelha-se em composição e estrutura às áreas não ardidadas, Ariatnoutsou (1998). Por esta razão, a regeneração pós-incêndio na região mediterrânica, tem sido descrita como um processo de auto sucessão onde o rápido restabelecimento das comunidades pré-incêndio se consegue mediante dois eficazes mecanismos de regeneração: o rebentamento a partir de estruturas resistentes ao fogo, e/ou a germinação de sementes protegidas e armazenadas no solo ou na copa.

Segundo Picket e White (1985), uma perturbação é um episódio discreto no tempo que altera a estrutura dos ecossistemas, de comunidades ou de populações e altera os recursos, a disponibilidade de habitat aptos e/ou o meio físico.

Kaufmann *et al.* (1994), distingue entre perturbações naturais e antrópicas, reforçando que as práticas de gestão podem ser um factor importante Hanes (1971), refere que estas eliminam organismos e abrem espaços que podem ser colonizados por indivíduos da mesma ou diferente espécie.

O regime de perturbações é o conjunto de características espaciais e temporais do padrão das perturbações, Picket e White (1985). Normalmente são a intensidade, frequência, duração e a extensão e forma da área afectada.

Depois de uma perturbação os ecossistemas podem voltar à situação anterior ou podem iniciar uma mudança irreversível com distinta estrutura e composição, Hanes (1971).

Denomina-se resiliência à capacidade de um ecossistema para voltar ao seu estado original depois de uma perturbação.

Até à década dos anos 70 a interpretação das comunidades vegetais baseava-se em teorias de, Clementes. A dinâmica vegetal pode-se definir como a mudança no tempo das comunidades vegetais, de forma que umas substituem a outras. A série ordenada de comunidades (sucessão) que povoam um determinado lugar desde que aflora à superfície, rocha nua, até alcançar um equilíbrio com o clima denomina-se sucessão primária, Picket e White (1985).

As interacções entre o regime de incêndios florestais e as paisagens em que estes se propagam são complexas, dando-se em diferentes direcções e a distintas escalas espaciais e temporais, Bond e VanWilgen (1996).

O efeito do fogo na vegetação depende da intensidade, expressa em unidades de energia por unidade de distância, Pine (1984).

Por um lado, as alterações da cobertura vegetal da paisagem constituem a causa determinante do aumento do número de incêndios e a superfície queimada nas regiões mediterrânicas nas últimas décadas Pine (1984). A propagação do fogo é facilitada em sistemas com grande continuidade de combustíveis, Turner e Meyer (1991).

Em geral considera-se que as relações entre estrutura da paisagem e o seu funcionamento, neste caso, a sua susceptibilidade a uma perturbação, não são lineares, a não ser que pequenas alterações na estrutura podem supor grandes modificações na susceptibilidade dele mesmo à perturbação, Turner e Meyer (1991).

Por outro lado, é sabido que as alterações no regime de incêndios podem, por sua vez, dar lugar a alterações na estrutura da paisagem, Whelan (1995), alterações que, de novo, podem incidir sobre o próprio regime de incêndios, o que implica uma interacção entre os dois processos. Um caso particular é a interacção entre espécies invasoras, em ocasiões favorecidas pelo fogo, e as modificações no regime de incêndios induzido por estas, Brooks *et al.* (2004).

Os padrões de propagação do fogo variam em distintas paisagens e diferentes regimes de incêndios dão lugar a diferentes padrões de paisagem, Bond e Midgley (2001).

Por outro lado, cada vez mais, é reconhecido a importância da estrutura da paisagem na propagação do fogo, bem como as condições meteorológicas extremas, Whelan (1995).

As paisagens estão compostas por unidades espaciais, ou ecossistemas, diferentes em função da cobertura vegetal que suportam, as suas características fisiográficas ou o tipo de uso entre outros atributos, Forman e Godron (1986).

Na paisagem podemos distinguir três características fundamentais: estrutura, funcionamento e dinâmica, Turner (1991). Por estrutura da paisagem entende-se o número, tamanho, forma e configuração espacial dos diferentes elementos que a compõem. As interacções entre os diferentes elementos (fluxos de energia, materiais e espécies, propagação de perturbações, etc.) definem o seu funcionamento. Por último, a dinâmica refere-se às alterações da cobertura vegetal, da sua estrutura ou do funcionamento do mosaico da paisagem ao longo de um período de tempo.

Assim, estrutura, funcionamento (interacções de energia, matéria ou espécies entre elementos da paisagem) e alterações temporais do mosaico da paisagem são o objecto de estudo da ecologia da paisagem, uma ciência recente, que tem dado enorme contributo no ordenamento do território.

Na actualidade, como afirma Cushman e Wallin (2000), o estudo de grandes extensões territoriais é facilitado com a utilização de Sistemas de Informação Geográfica (SIG), pela sua capacidade em captar armazenar e processar de forma eficiente informação georreferenciada e as suas relações espaciais para qualquer extensão territorial.

No campo da ecologia da paisagem existem inúmeros estudos que utilizam imagens procedentes de plataformas espaciais ou aerotransportadas ou elaboradas a partir de modelos gerados em SIG para estudar a estrutura da paisagem e as suas alterações ao longo do tempo.

Por exemplo, Goossens *et al.* (1991) tentaram estudar a capacidade de imagens SPOT para detectar infra-estruturas ecológicas no espaço rural na Bélgica. Halls *et al.* (1991) estudaram a paisagem florestal boreal ao longo de 10 anos com imagens LANDSAT MSS.

Como refere McGarical (1995) para a caracterizar a estrutura da paisagem como objecto de estudo é indispensável a compreensão do funcionamento e das alterações temporais que lhe estão associados.

A ecologia da paisagem baseia-se no facto de os padrões espaciais da paisagem influenciarem fortemente os processos ecológicos. O êxito em quantificar a estrutura da paisagem é um pré-requisito para o estudo do funcionamento e alteração da paisagem. Por este motivo muito ênfase tem sido dada ao desenvolvimento de métodos que quantificam a estrutura da paisagem.

Assim, embora a literatura esteja repleta de métricas para descrever o padrão espacial, elas agrupam-se em três grandes grupos: índices por mancha (Patch Metrics), índices por classe (*Class Metrics*) e índices ao nível da paisagem (*Land Metrics*) McGarical e Marks (1995).

Muitas destas métricas procedem da estatística convencional, da ecologia, botânica ou da geometria fractal. Com frequência combina-se a geometria euclidiana para analisar a complexidade dos processos espaciais e padrões em escalas temporais e espaciais. A forma mais habitual de explicar a complexidade de uma paisagem inclui o processamento de imagens, SIG, estatísticas espaciais e geometria fractal.

As métricas de manchas mais características relacionam o tamanho ou área, o seu perímetro e a sua forma. Existem numerosos índices ou métricas de forma, sendo comuns a Relação perímetro/área, e a dimensão fractal.

McGarical e Marks (1995) classificam as métricas de forma em:

**1- Medidas de distribuição espacial (spatial arrangement):** **a)** Riqueza relativa de manchas - é o número de diferentes classes de uso do solo na área em estudo, **b)** Número de Manchas faz referência a todas as manchas da paisagem ou a todas as que pertencem a uma categoria, **c)** Abundância relativa é uma medida da proporção de cada tipo de vegetação ou ocupação do solo da área, **d)** o Índice de Diversidade de Shannon Wewer (H') estima a

variedade e abundância relativa dos diferentes tipos de ocupação ( $H' = -\sum P_i \cdot \ln P_i$ ) onde  $P_i$  é a importância relativa do tipo de ocupação de tipo  $i$ , **e**) Dominância, mede o Grau de predominância de um tipo de uso sobre os outros ( $D = \ln n - H'$ ), onde  $n$  é o número de categorias e  $P_i$  é a importância relativa ou proporção do tipo de uso de tipo  $i$ , **f**) Semelhança ( $E = -100 \cdot \ln(\sum P_i^2) / \ln(n)$ ), **g**) Distribuição relativa (Relative Patchiness) quantifica o contraste entre manchas vizinhas, **h**) Entropia ( $ENT = -\sum \sum P_{ij} \cdot \ln(P_{ij})$ ), mede a desordem de localização em cada categoria, **i**) "Contagion" ( $C = 2 \ln m - ENT$ , em que  $m = n.$ <sup>o</sup> de classes) ENT representa o grau de agregação.

**2- Medidas de Bordadura:** A complexidade de uma paisagem depende das suas fronteiras ou bordaduras, limites entre as manchas, (dimensão fractal). Aqui os índices podem calcular-se para toda a área ou para a classe.

**3- Medidas de Distância:** existem diversas combinações, **a**) entre uma mancha e as vizinhas, **b**) entre uma mancha e outras da sua classe, **c**) entre manchas individuais.

**4- Medidas de Textura:** baseiam-se na probabilidade de ocorrência espacial. São estatísticas de segunda ordem calculadas a partir de uma matriz de repetição de ocorrência de níveis Haralick *et al.* (1973), Haralick (1979), Connors e Harlow (1980), que aproxima a distribuição da probabilidade conjunta de um par de *pixéis* separados por uma relação espacial fixa. Esta métrica aumenta com a homogeneidade do mosaico.

**5- Variância:** inverso da correlação espacial, é uma medida da variação de um atributo com a distância.

**6- Lacunaridade:** medida de distribuição espacial que mede a distribuição de vazios (gaps) numa figura fractal, ou num mapa, através de um algoritmo simples. Onde manchas maiores têm maior lacunaridade que manchas dispersas.

O programa Fragstats, desenvolvido por por McGarical e Marks (1995), foi construído para o cálculo de índices quantitativos de composição e configuração, habitualmente usados em ecologia da paisagem que actuam em toda a área considerada dentro de um limite seleccionado (fronteira ou bordadura). É uma ferramenta clássica em estudos de paisagem que permite o cálculo de inúmeros índices ao nível da mancha (*Patch Metrics*), da classe (*Class Metrics*) e da paisagem (*Land Metrics*), em formato *raster* ou *vectorial*.

As manchas formam a base de mapas categóricos. Dependendo do método para obter as manchas, esses mapas são caracterizados em função das variáveis medidas no interior das manchas. Isso pode incluir o valor médio e/ou heterogeneidade interna (variância, intervalo).

No entanto, em muitas aplicações, assim que as manchas são estabelecidas, a heterogeneidade do interior das manchas é ignorado. As métricas de padrões da paisagem em vez disso focam-se na distribuição espacial das manchas. Enquanto que manchas individuais possuem relativamente poucas características espaciais (ex. área, perímetro e

forma), grupos de manchas podem ter uma variedade de propriedades agregadas. Estas propriedades dependem se a agregação é em relação a uma simples classe (tipo de mancha) ou múltiplas classes, e se a agregação é no interior de uma sub-região da paisagem ou ao longo da paisagem.

Frequentemente, as métricas da paisagem podem ser definidas em três níveis:

**i) Métricas ao nível da mancha (*Pach Metrics*):** são definidas para manchas individuais e caracterizam a configuração espacial e o contexto das manchas. Em muitas aplicações, estas métricas da paisagem servem primeiramente como base computacional para outras métricas da paisagem. Algumas vezes as métricas de mancha podem ser importantes e informativos em investigações ao nível da paisagem.

**ii) Métricas ao nível da classe (*Class Metrics*):** são integradas em relação a todas as manchas de um dado tipo. Essas métricas podem ser obtidas por média simples ou média pesada que tenha em conta a área da mancha. Existem propriedades adicionais ao nível da classe que resulta da configuração única das manchas ao longo da paisagem. Em muitas aplicações o interesse principal é a quantidade e distribuição de um tipo particular de mancha.

**iii) Métricas ao nível da paisagem (*Landscape Metrics*):** são integradas em relação a todos os tipos de mancha ou classes em relação a toda a paisagem. Como as métricas de classe, estas métricas podem ser obtidas por média simples ou média pesada ou podem reflectir propriedades do padrão.

Em muitas aplicações, o primeiro interesse é o padrão, isto é, a composição e configuração da paisagem total.

As métricas podem ainda definir-se em duas categorias: as que quantificam a composição do mapa sem referência aos atributos espaciais, ou as que quantificam a configuração espacial do mapa, requerendo informação espacial para os seus cálculos McGarigal *et al.* (1995).

**A composição** é facilmente quantificada e refere-se a características associadas com a variedade e abundância de tipos de manchas no interior da paisagem. Porque a composição requer integração em relação a todos os tipos de manchas, as suas métricas são definidas ao nível da paisagem. Existem muitas medidas quantitativas de composição da paisagem, incluindo a proporção da paisagem em cada tipo de mancha, riqueza, uniformidade e diversidade da mancha.

As principais medidas de composição são:

- a)** Proporção da abundância para cada classe;
- b)** Riqueza corresponde ao número de diferentes tipos de mancha;
- c)** Uniformidade é a abundância relativa de diferentes tipos de mancha;
- d)** Diversidade, as medidas de diversidade tipicamente combinam duas componentes de diversidade: riqueza, que se refere ao número de classes presentes, e uniformidade,

que se refere à distribuição da área entre classes. Exemplos de índices de diversidade são Shannon Weaver, Shannon e Weaver (1949), Simpson's, Simpson (1949);

- e) Domínio, é o complemento de uniformidade (uniformidade = 1 - domínio), indicando a extensão em relação ao qual o mapa é dominado por uma ou poucas classes e tem sido usado largamente na investigação ecológica, O'Neill *et al.* (1988).

A configuração espacial das propriedades do sistema é mais difícil de quantificar e tem como objectivo a descrição das características espaciais de manchas individuais ou as relações espaciais entre múltiplas manchas. Outras métricas avaliam as propriedades de vizinhança sem referência a manchas, usando apenas as representações do pixel.

As características de mancha de uma paisagem inteira são muitas vezes consideradas como um sumário estatístico (por exemplo, média, mediana, variância e distribuição da frequência) para todas as manchas da classe Baskent e Jordan (1995).

**Quando a configuração** de um tipo de mancha singular é de particular interesse, a análise é conduzida como mapa simples binário, onde existem apenas duas classes, a classe de interesse e as outras classes combinadas.

Os principais aspectos da configuração são:

- a) Tamanho da mancha e densidade, é a medida mais simples de configuração é o tamanho da mancha, que representa o atributo fundamental da configuração espacial da mancha.
- b) Complexidade da forma da mancha, relaciona-se com a geometria das manchas, se tendem a ser simples e compactas, ou irregulares e convolutas.

**A forma** é um atributo espacial difícil de captar numa métrica pelo número infinito de possíveis formas de mancha. Assim, as métricas de forma geralmente correspondem a um índice geral da complexidade da forma em vez de atribuir um valor para uma única forma.

As medidas mais comuns da complexidade da forma estão baseadas na quantidade de perímetro por unidade de área, usualmente indexados em termos da razão perímetro/área, como seja a dimensão fractal. A interpretação varia de acordo com as várias métricas da forma, mas em geral, altos valores significam maior complexidade de forma.

Outros índices têm sido propostos, como de linearidade Gustafson e Parker (1992), alongamento e índices de deformação, Baskent e Jordan (1995). Mas estes índices não têm sido muito usados Gustafson (1998).

**Isolamento/Proximidade:** Isolamento e proximidade refere-se á tendência para as manchas estarem relativamente isoladas no espaço em relação a outras manchas da mesma classe. Se  $d_{ij}$  é a distância de menor vizinhança da mancha  $i$  a outra mancha  $j$  do mesmo tipo, então o isolamento médio das manchas pode ser sumariado simplesmente como a distância de menor vizinhança, média para todas as manchas.

Alternativamente, isolamento pode ser formulado para o tamanho e a proximidade de vizinhança de manchas vizinhas, através do índice de isolamento de Whitcomb *et al.* (1981) ou índice de proximidade de Gustafson e Parker (1992). O índice original de proximidade foi formulado para considerar apenas manchas da mesma classe no interior de uma vizinhança específica.

**Contraste** refere-se à diferença relativa entre tipos de manchas. Pode ser calculado como densidade de orla com peso de contraste, onde cada tipo de orla (i.e. entre cada par de tipos de manchas) está associado um peso de contraste.

**Contagion** refere-se à tendência de tipos de manchas estarem espacialmente agregadas. Contagion ignora as manchas *per se* e mede a extensão em relação à qual pixels de classes similares são agregados. A difusão, por outro lado, refere-se à mistura de manchas de diferentes tipos e é baseada inteiramente na adjacência de manchas.

## *2.2. Modelos espaciais / Simuladores do comportamento do fogo*

Segundo Brown e Davis (1973), o comportamento do fogo conceptualmente refere-se ao conjunto de efeitos, de carácter físico, mecânico e químico que se ocorrem num ambiente afectado pela ignição e propagação quando acontece o processo de combustão. Comportamento do fogo é a maneira como se manifestam os distintos parâmetros do fogo (velocidade de propagação, intensidade, calor libertado por unidade de área, tempo de residência, comprimento da chama) durante a propagação de um incêndio florestal.

De acordo com André e Viegas (2001), modelo de propagação do fogo é, de forma muito esquemática e geral, um modelo físico-matemático capaz de prever quantitativamente, em termos espaço-temporais, alguns aspectos físicos do comportamento de um fogo florestal, num determinado momento, com base em informação de entrada sobre as partes relevantes da floresta e do ambiente em que o incêndio se propaga.

Rothermel (1972), desenvolveu um modelo de comportamento do fogo, onde considera a energia gerada pelo fogo, a transmissão de calor desde a linha da frente de fogo ao combustível próximo e a energia absorvida pelo combustível. Neste modelo o comportamento do fogo, é visto como um fenómeno complexo e dinâmico que constitui um sistema, onde os efeitos da combustão são determinados por características topográficas, atmosféricas e tipo e características dos combustíveis (vivos e mortos, o tamanho das partículas que os constituem, o seu teor de humidade). Todos estes factores determinam a forma, velocidade e intensidade em que o fogo se propaga. O modelo de Rothermel é um dos mais usados na previsão do comportamento do fogo.

Actualmente, a maioria dos simuladores de comportamento do fogo baseiam os seus cálculos neste modelo, para determinar a intensidade e velocidade de propagação do fogo com base nas propriedades do combustível e do ambiente em que se desenrola o incêndio.

Os modelos de comportamento do fogo existentes actualmente podem agrupar-se em três conjuntos:

- i) *Propagação da frente de fogo*: Onde a taxa de propagação da frente de fogo, é calculada a partir das condições do ambiente local em que o fogo se propaga, usando o princípio de Huygens de propagação de onda que se projecta no tempo. Exemplos de simuladores que usam este tipo de modelos são SIROFIRE, SiroFire e Coleman, (1995), FARSITE, Finney, (1998) e Prometheus, Tymstra (2007). A simulação executa-se num computador, recorrendo a SIG para representar as características da paisagem, onde se requerem geralmente algoritmos complexos para determinar a geometria das frentes convergentes do fogo, Knight e Coleman (1993).
- ii) *Baseados na física*: são modelos que calculam a interacção do fogo com a atmosfera, modelam o fluxo de fluido quente (mecânica dos fluidos) da radiação e da combustão, solucionando as equações diferenciais relevantes usando uma malha fina no espaço e no tempo. Alguns exemplos são: Clark, Clark *et al* (1996), Linn, Linn *et al* (1996), Serón, Serón (2005). Estes modelos requerem processamentos significativos, sendo necessários sistemas computadorizados muito avançados, devido ao processamento muito detalhado de todo o sistema.
- iii) *Autómatas Celulares*: exemplos deste tipo de modelos são Berjak, Berjak e Hearne (2002) e Dunn, Dunn e Milne (2004). Nestes casos, maioritariamente simulam a taxa de tempo para a propagação indicando o tempo médio do atraso que sofre a frente de fogo para alcançar cada célula. Estes simuladores simplesmente indicam em que tempo foi alcançado pelo fogo cada célula.

Os simuladores existentes para prever o comportamento do fogo num incêndio florestal, em geral, tomam as características do ambiente (pendor e orientação das vertentes, continuidade, densidade e tipo de combustíveis, parâmetros climáticos - velocidade do vento, temperatura e humidade do ar – humidade do combustível) onde se desenrola o incêndio num dado momento para prever como se propaga o fogo num momento posterior, Matthews (2006). A simulação consiste simplesmente em experimentar o modelo de comportamento do fogo num determinado momento e lugar, com o objectivo de projectar a potencial expansão do incêndio para poder avaliar a as alterações que ocorrem.

Os sistemas de simulação de incêndios operam a distintas escalas, para construir o mapa de propagação e dividem-se em processos locais e globais, Finney (1998). Os simuladores quando trabalham à escala global consideram o incêndio como um todo usando uma unidade geométrica para representar a linha de fogo no espaço e no tempo.

Por outro lado, quando operam à escala local utilizam pontos ou células para construir a linha de fogo. A forma de calcular a propagação a nível local pode ser de acordo com o

modelo de propagação elíptica, em que para cada ponto se constrói uma elipse calculando desta forma a excentricidade da mesma, para determinar o sentido da propagação para o seguinte ponto. No modelo de propagação por células, pode-se ver como cada célula determina em que momento a célula vizinha é atingida pelo fogo. Uma vez processado todo o modelo local o sistema integra todos os processos para construir uma nova frente de fogo, Rothermel (1983).

Os simuladores de incêndios consideram três tipos de parâmetros de input:

- Os iniciais, onde se especificam as coordenadas do ponto de ignição;
- Os estáticos que são aqueles que não variam no tempo como a topografia;
- Os dinâmicos, que variam no decurso do tempo e são mais difíceis de quantificar (parâmetros climáticos, combustíveis)

Todos estes parâmetros devem ser processados nos modelos de propagação pelo simulador, para obter outputs referentes ao avanço da linha de fogo (velocidade, intensidade e extensão da área ardida), Fernandes e Botelho, (2003).

Entre os simuladores que existem actualmente para prever o comportamento do fogo, descrevem-se aqui as principais características dos mais utilizados:

BEHAVE, Andrews (1986), Andrews e Chase (1989), é um simulador que incorpora uma colecção de modelos que descrevem o comportamento do fogo e os seus efeitos. As simulações efectuadas mostram a relação entre os diferentes parâmetros do ambiente em que ocorre o incêndio, climáticos, características do relevo e dos combustíveis e índice de propagação do fogo.

FARSITE v.4.1.03 (*Fire Area Simulator*), disponível em [www.fire.org](http://www.fire.org) e desenvolvido por Mark A. Finney do *Fire Sciences Laboratory* do USDA Forest Service em 1995. FARSITE é um software de simulação de incêndios florestais que utiliza um modelo bidimensional determinístico da propagação da frente de incêndio e é desenvolvido pela combinação de modelos de superfície, de copa, *spotting* (fagulhas que ascendem por convecção), aceleração do fogo desde o foco de ignição, parâmetros ambientais (valores extremos de temperatura, humidade relativa do ar, velocidade e orientação do vento), características do terreno (altimetria, declive e orientação solar das vertentes) e, tipo de combustíveis e suas características em termos densidade e humidade do combustível.

A aproximação utilizada para integrar os modelos separados que compõem o FARSITE é o Princípio de Huygens, através do método de RICHARDS, que assume que cada vértice da série elíptica, que define o perímetro do incêndio, pode servir como nova fonte de expansão elíptica independente. O modelo de Richards (1990), descreve o avanço da frente de incêndio, determinando a sua forma e posição. Segundo este modelo, a forma da frente do incêndio é afectada por factores como: o tipo de combustível e conteúdo de humidade do

combustível, velocidade e direcção do vento, topografia e pela existência de barreiras naturais, continuidade do combustível e ocorrência de *spotting*.

O Princípio de Huygen define que cada ponto na frente de incêndio, no tempo  $t$ , é um ponto de ignição, que dará origem a um foco de incêndio em um intervalo de tempo  $dt$  e que a combustão terá uma forma elíptica. Cada elipse é definida por meio das condições geradas neste ponto e no tempo  $dt$ . Essas condições estão relacionadas com o tipo de combustível e conteúdo de humidade, velocidade e direcção do vento, topografia, existência de barreiras naturais e continuidade do combustível. O perímetro da nova frente de incêndio é definido pela soma de todas as elipses. Cada ponto na frente do incêndio contém informações de tempo, direcção e taxa de propagação do fogo. Estas informações são obtidas por meio da combinação de alguns modelos que determinam diferentes comportamentos de fogo em vegetação. FARSITE incorpora modelos do comportamento do fogo de superfície Rothermel (1972), Albini (1976), do fogo de copa Van Wagner (1977), Rothermel (1991), Van Wagner (1993), de propagação em mancha Albini (1979), aceleração do fogo desde a fonte de ignição, *Forestry Canada Fire Danger Group* (1992), e humidade do combustível, Nelson (2000), com informação dos SIG (modelos de combustíveis / cartas de ocupação/uso do solo).

NEXUS é uma aplicação que conecta a previsão de fogos de copas e fogos de superfície. NEXUS é útil para estudar o risco de incêndios de copas potencial. Esta aplicação inclui ferramentas visuais que são úteis para entender a interacção entre incêndios de copas e de superfície.

FOFEM (*First Order Fire Effects Model*), modela os efeitos directos ou indirectos que são consequência dos incêndios florestais. Estabelece os efeitos secundários dos incêndios (mortalidade de árvores, consumo de combustível, poluição atmosférica e calor do solo). É útil para planificar de melhor forma os incêndios controlados já que permite conhecer quais os são os efeitos resultantes de um incêndio. É útil para conhecer os valores de humidade do combustível para conduzir fogos controlados, determinar a superfície que deveria ser queimada em determinado dia para não superar os limites de emissões de gases, avaliar os efeitos e comparar resultados de distintas acções.

FireLib, usa o modelo proposto por Collins (2006), chamado FireSim que utiliza uma aproximação baseada em células, onde o terreno é dividido em malhas e, por meio da relação entre vizinhos coincidentes, avalia-se se a célula foi alcançada pelo fogo num determinado instante. Este simulador é do tipo de simulador paramétrico determinístico de eventos discretos, implementado com um simulador autómata celular, onde o processo se desenrola através de uma estrutura de tipo “*pipeline*” dividido em quatro etapas (combustível, humidade, vento e direcção).

### 3. Métodos

#### 3.1. A área de estudo

A área de estudo deste trabalho é a freguesia de França no concelho de Bragança, ocupando uma área de 5616 ha, distribuídos pelas aldeias de França, Montesinho e Portelo (Figuras 1 e 2).

A freguesia de França a Norte, faz fronteira com Espanha (no extremo do Nordeste Transmontano) e a Sul com a freguesia de Rabal. No quadrante Este confina com a freguesia de Aveleda e a Oeste com a de Carragosa está localizada no Sítio Natura 2000 Montesinho / Nogueira (PTCON0002), e faz parte do Parque Natural de Montesinho.



**Figura 1** – Pormenor da Aldeia de França



**Figura 2** – Pormenor da Aldeia de Montesinho

O relevo com altitudes superiores a 1000m e geologia caracterizam-se pela sucessão de montanhas de xistos com cumes arredondados, separadas por vales profundamente encaixados, que se “vestem de neve” no Inverno impiedoso e que se colori de cores e cheiros na Primavera e pino do Verão seco e escaldante, e pelo planalto de afloramentos graníticos em plena Serra de Montesinho onde fica a maior altitude do PNM – 1481 m na Malhada da Cova.

De acordo com Rodrigues (2000), o clima é classificado genericamente como mediterrânico, contudo, pela variabilidade dos regimes termopluviométricos, é possível delimitar zonas climaticamente homogêneas, apresentadas na Tabela 1, que resume as principais características de cada uma dessas zonas:

**Tabela 1:** Zonas climáticas do Parque Natural de Montesinho encontradas na Freguesia de França

Zona climática	Área de influência	Temp. média anual (°C)	Precip. média anual (mm)	Observações
Terra Fria de Alta Montanha	zonas de maior altitude da serra de Montesinho, acima dos 1200 - 1300 m altitude	8 °C	> 1600	ocorrência de neve e nevoeiros de Dezembro a Março
Terra Fria de Montanha	zonas montanhosas da região ocidental do Parque (serra da Coroa e Pinheiros) onde a altitude oscila entre os 1000 e os 1200 m altitude	9 - 10	> 1200	a queda de neve no inverno é relativamente regular
Terra Fria de Planalto	zona climática mais amplamente distribuída no Parque surgindo desde os 600 aos 1000 m de altitude	10 - 12,5	pode atingir os 1200 mm	Clima ameno

**Fonte:** Adaptado de Ribeiro (1988).

O clima mais ameno de França modifica-se rapidamente acima dos 1200 m na zona climática da Terra Fria de Alta Montanha. A área de estudo regista uma Temperatura média anual de 8 ° C que diminui com a altitude e uma Precipitação média anual que varia desde os 1200 milímetros até ao máximo de 1600 milímetros.

A rede hidrográfica densa e com direcção predominante Norte-Sul tem como principais cursos de água as ribeiras das Andorinhas e rio Sabor que correm em vales de aluviões muito encaixados.

A flora da freguesia é predominantemente constituída por bosques autóctones de carvalhais (carvalho negral, *Quercus pyrenaica*), sardoais nas encostas ensolaradas (azinheiras, *Quercus rotundifolia*), por povoamentos de castanheiro (*Castanea sativa*) e de pinheiro (*Pinus sylvestris* e *Pinus pinaster*), e por bosques ripícolas, onde abundam os freixos (*Fraxinus angustifolia*), os amieiros (*Alnus glutinosa*), os salgueiros (*Salix spp.*), as bétulas (*Betula sp.*), que também contribuem de forma decisiva para a diversidade botânica desta área protegida.

Espécies como a cássia-branca *Osyris alba*, a gilbardeira *Ruscus aculeatus*, o jasmim-dos-montes *Jasminum fruticans*, a rosa-de-lobo *Paeonia broteri* e a orquídea *Cephalanthera longifolia* ocorrem, sobretudo, no sub-bosque dos sardoais, enquanto espécies como o azevinho *Ilex aquifolium*, a *Veronica micrantha*, a *Clematis campaniflora* e as comuns pascoelas *Primula acaulis* preferem os ambientes húmidos dos bosques de linhas de água, Aguiar e Carvalho, (1995).

Nos planaltos da Serra de Montesinho, sobre solos encharcados ocorrem mosaicos de comunidades vegetais que de turfeiras baixas, cervunais (comunidades dominadas pelo nardo-dos-campos *Nardus stricta*) e urzais higrófilos (comunidades dominadas pela margariça *Erica tetralix* e *Genista anglica*), que de acordo com Aguiar *et al.* (1997) é um dos tipos de vegetação com maior importância para a conservação da flora do Parque. O ranúnculo *Ranunculus abnormis*, o dorónico *Doronicum pubescens*, a violeta *Viola bubanii*, a genciana-de-turfeiras *Gentiana pneumonanthe* e o malmequer-dos-brejos *Caltha palustris* são exemplos de plantas raras ou pouco comuns que ocorrem nestes habitats, Aguiar *et al.* (1997).

Os matagais mais comuns são os urzais e os estevais. Os primeiros surgem nas zonas mais frias e são constituídos por urze (*Erica australis*), carqueja (*Genistella tridentata*) e sargaço (*Halimium alyssoides*) (Moreira, L., 1998. p. 58). Os estevais aparecem nas zonas mais quentes que são compostos principalmente por esteva (*Cistus ladanifer*) e por arçã (*Lavandula sampaiiana*). Junto às linhas de água surgem amieiros (amieiro *Alnus glutinosa*) e por vezes alguns freixiais (*Fraxinus spp.*) (Moreira, L., 1998. p. 58). Os sardoais, carvalhais, soutos de castanheiros, estevais e bosques ripícolas dão lugar, em altitude e, de Sul para Norte, a giestas pioneiras, florestas de coníferas, e a matos de carquejas e urzes, revelam a importância desta área, como refere, Aguiar (1995), para a conservação do lobo-ibérico *Canis lupus signatus* cuja preservação está dependente, entre outros factores, da manutenção das populações de presas selvagens como o veado *Cervus elaphus* e o corço *Capreolus capreolus*. Também a toupeira-de-água *Galemys pyrenaicus* tem aqui condições muito favoráveis, exibindo algumas das melhores populações nacionais Aguiar *et al.* (1992).

O gato-bravo *Felis silvestris*, a lontra *Lutra lutra*, o morcego-de-ferradura-grande *Rhinolophus ferrumequinum* e o rato-dos-lameiros *Arvicola terrestris* (desconhecido no resto do país) são igualmente exímios representantes dos mamíferos que aqui ocorrem.

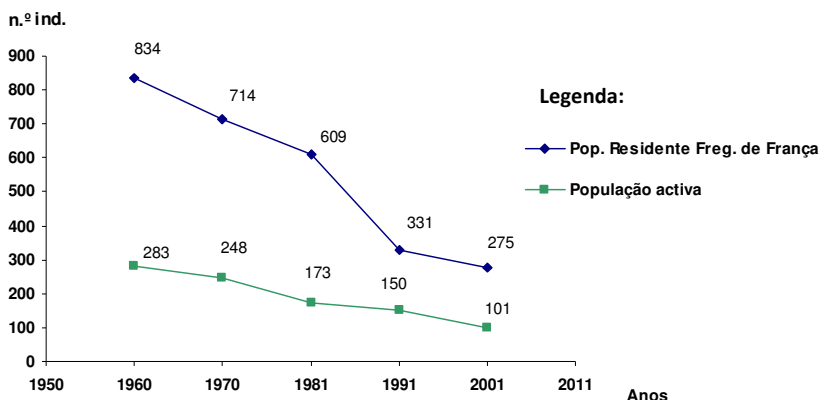
De acordo com Aguiar e Carvalho, (1995), cerca de cento e sessenta espécies de aves, grande parte nidificantes, incluindo espécies raras como a águia-real *Aquila chrysaetos*, a cegonha-negra *Ciconia nigra*, o tartaranhão-azulado *Circus cyaneus*, o picanço-de-dorso-vermelho *Lanius collurio*, o melro-das-rochas, *Monticola saxatilis* e a petinha-ribeirinha *Anthus spinoletta*, atestam a grande diversidade e valor da avifauna presente Aguiar e Carvalho (1995).

Como espécies de répteis e anfíbios que aqui se podem observar, destacam-se a víbora-cornuda *Vipera latastei*, o lagarto-de-água *Lacerta schreiberi* e o tritão-marmorado *Triturus marmoratus*.

Em 1960 a população da freguesia de França era de 834 habitantes. Nas décadas seguintes, o êxodo rural, a facilidade de emigração e o encerramento em 1982 da exploração de volfrâmio nas minas de Vale da Ossa em Portelo, contribuíram para a redução progressiva

da população até 275 habitantes, efectivo registado em 2001) e uma densidade populacional de 4,9/km<sup>2</sup>, (Figura 3).

**Evolução da população activa e residente na Freguesia de França (1960 - 2001)**



**Figura 3:** Evolução da população residente e activa na Freguesia de França (1960 - 2001)  
**Fonte:** INE, 1960-2001.

O despovoamento teria sido ainda maior se não fosse a proximidade à cidade de Bragança e, sobretudo, a criação do Parque Natural de Montesinho em 1979 <sup>(1)</sup> que gerou empregos fixadores de população no sector do turismo.

A Agricultura, Produção animal, Caça e Silvicultura; Fabricação de produtos alimentares; Turismo em espaço rural; Alojamento e restauração; Administração pública, são as actividades económicas mais empregadoras e os sectores em que a freguesia se especializou, ou seja, em que possui, proporcionalmente, mais pessoas empregues nessas actividades que o país, o que as caracteriza como actividades exportadoras.

A população activa em 2001 contava 101 indivíduos, sendo a actividade mais importante para a economia da freguesia a Agricultura/produção animal/caça e silvicultura, que ocupava 40 efectivos à sua população, (Tabela 2).

**Tabela 2:** População activa por *Sectores de Actividade - por Grupo de CAE*, na freguesia de França, em 2001

<i>Sectores de Actividade - por Grupo de CAE</i>	<i>n.º Empregos</i>
Agricultura, produção animal e silvicultura	40
Indústria da Construção Civil e Obras Públicas	6
Fabricação de produtos alimentares	14
Turismo em espaço rural	18
Alojamento e restauração	9
Administração pública	8
Outros	6
<b>Total</b>	<b>101</b>

**Fonte** – INE, 2001.

<sup>1</sup> Decreto-Lei nº 355/79 de 30 de Agosto

Estes empregos, na maioria estão ligados à produção de castanha, negócio que nos últimos anos tem tido um forte crescimento devido ao aumento da procura. Outro motor da economia é o da “Fabricação de produtos alimentares” que emprega 14 efectivos numa fábrica de fumeiro regional. O “Turismo em espaço rural” contribui com 17 empregos que, em termos efectivos e devido à pouca promoção, representa ainda um sector com um enorme potencial a explorar para a economia da freguesia sobretudo na aldeia de Montesinho que dá o nome ao Parque Natural.

Os escassos 14Km de distância que separam França da capital de distrito explicam os 8 empregos no sector da “Administração Pública”, que se devem ao Cento Hípico de França explorado pelo Parque Natural de Montesinho.

### *3.2. Elaboração de ortofotomapas*

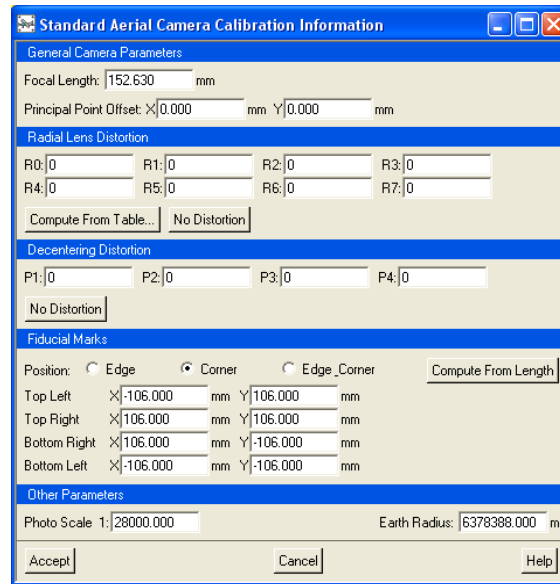
Fotografias aéreas verticais pancromáticas de largo formato (9P), distância focal 152,630m, anos/escalas de 1958 (1:26 000), 1968 (1:28 000), 178 (1:30 000) e 1993 (1:22 000) do (Instituto Geográfico do Exército) e 2004 (ortofotomapa cedido pela Câmara Municipal de Bragança), em formato digital (TIF) foram utilizadas neste trabalho.

Para proceder à ortorrectificação das imagens foi usada a aplicação *OrthoEngine v9.1*, um *software* desenvolvido pela *PCI Geomatics*, utilizado para processamento de imagens aéreas ou de satélite. As etapas a seguir descrevem os passos executados para a ortorrectificação da série de fotografias:

1) Criação de um projecto no Orthoengine, com a definição do modelo matemático (modelo específico para fotografia aérea) usado para a correcção. Um projecto é uma colecção de fotos agrupadas por “*tie points*”. Um “*Tie Point*” (TP) é um elemento da superfície presente em duas ou mais imagens, seleccionado e marcado como ponto de referência.

2) Definição do sistema de projecção. Aqui foi usado o Sistema de Coordenadas do DATLTM LISBOA, Sistema de Coordenadas HAYFORD-GAUSS - IGEOE. Procedeu-se do seguinte modo:

2.1.) Importação das fotografias aéreas para o ambiente OrthoEngine e definição dos parâmetros da fotografia aérea, (Figura 4).

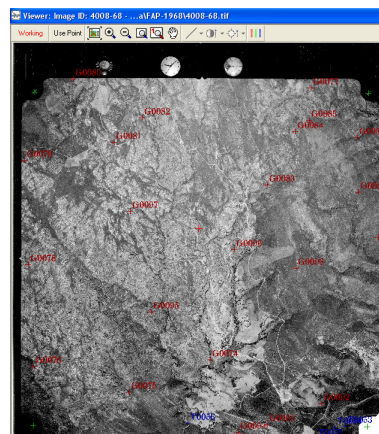


**Figura 4:** Definição dos parâmetros da fotografia aérea

2.2.) Recolha de Pontos de Controlo do Terreno (Ground Control Points - GCP), extraídos do ortofotomapa de 2005, marcando-os na fotografia aérea correspondente, (Figura 5). Um GCP é um fenómeno estacionário da superfície com coordenadas perfeitamente conhecidas.

Em cada fotografia foram determinados pelo menos 25 GCP, em alguns casos comuns a fotografias contíguas. Estes foram bem distribuídos pelo terreno e a variadas altitudes.

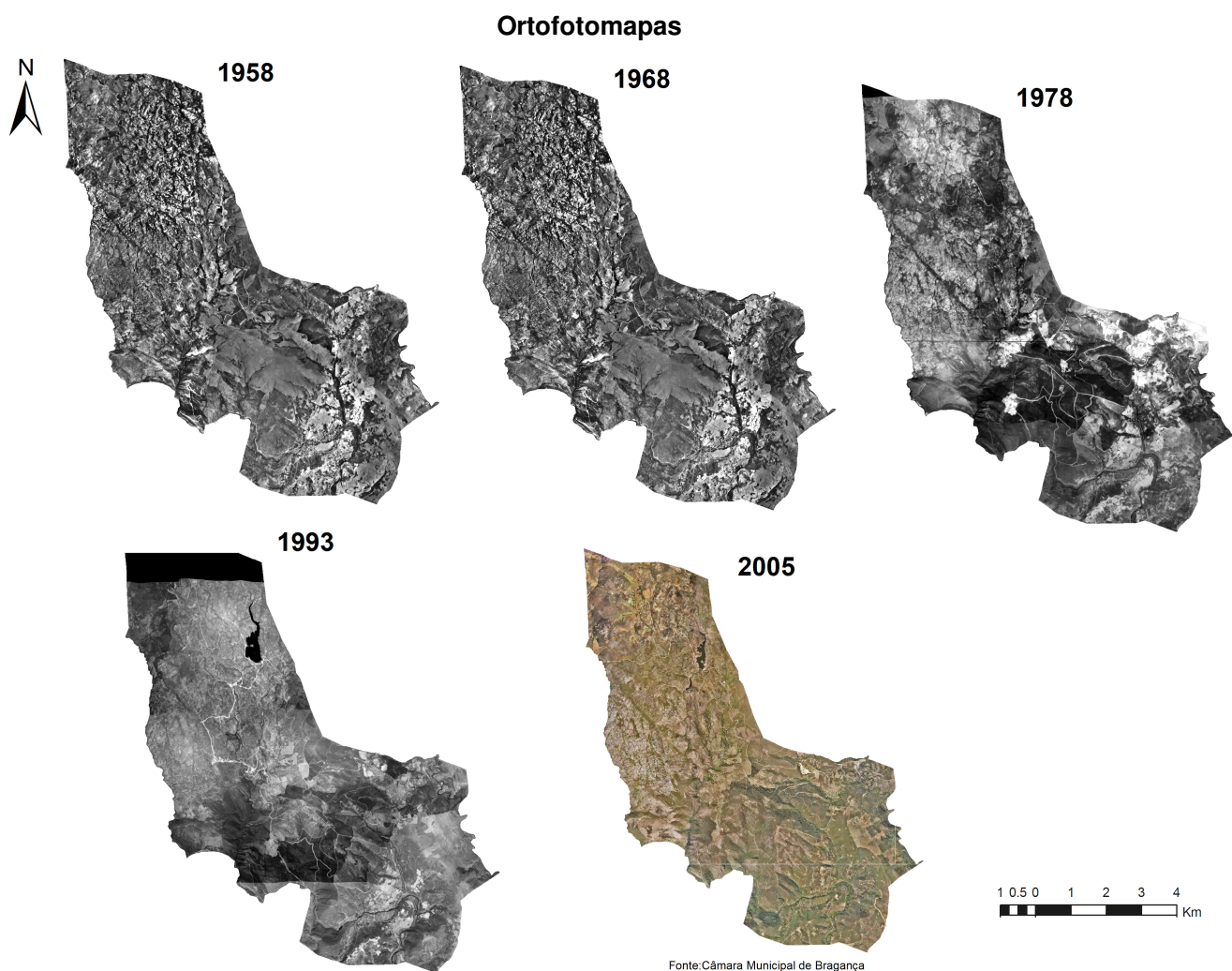
As coordenadas GCP foram adquiridas a partir do ortofotomapa 2005. Estas coordenadas dos pontos de controlo foram utilizadas como dados de entrada para o modelo a ortorretificação.



**Figura 5:** Marcação na fotografia aérea de Pontos de Controlo do Terreno

2.3.) Análise dos resíduos – foram analisados os resíduos dos pontos assinalados e, aqueles que apresentaram resíduos muito altos (superiores a 0.5 pixel) foram eliminados.

2.4.) Após a ortoretificação de cada conjunto de fotografias, foram definidas as linhas de corte do mosaico nas regiões onde havia menor discrepância na área de sobreposição das imagens, a fim de tornar a emenda nos ortofotomapas o mais discreta possível, (Figura 6).



**Figura 6:** Ortofotomapas elaborados para os anos de 1958 a 2005.

### 3.3. *Elaboração das Cartas de Ocupação/Usos do Solo*

Tendo por base os ortofotomapas elaborados, procedeu-se à fotointerpretação da área de estudo construindo cartas de ocupação/uso do solo para todos os anos da série temporal, com a aplicação informática *ArcMap do Software ArcGis 9.2*. O processo de fotointerpretação foi iniciado do presente para o passado, começando com o ortofotomapa de 2005, seguindo-se o de 1993, 1978, 1968 e, por último o de 1958.

A elaboração das cartas de ocupação/uso do solo tiveram como base em parte a metodologia usada pelo Instituto Geográfico Português (IGP) para a Carta de Ocupação do Solo de 2005 para Portugal Continental COS 2005, Manual da COS'2005 (2006). A Tabela 3, resume as especificações técnicas da cartografia.

**Tabela 3:** Especificações técnicas das Cartas de Ocupação/uso do Solo.

Designação	Especificações técnicas
Escala nominal	1:10000 escala de quê?
Modelo de dados	Vectorial
Estrutura dos dados	Polígonos
Unidade Mínima Cartografada (UMC)	0,25 ha
Sistema de coordenadas	HAYFORD-GAUSS - IGEOE
Precisão geométrica (relativamente aos Ortos) limites bem definidos)	10m
Dados de base à produção	Ortofotomapas

Com o ortofotograma como fundo gerou-se uma *Shapefile Polygon*, seguindo a terminologia e formatos alfanuméricos para os vários campos da tabela de atributos das cartas de ocupação/uso do solo, descritos na Tabela 4.

**Tabela 1:** Terminologia e formatos dos dados alfanuméricos das cartas de ocupação/uso do solo.

Designação	Terminologia / Formato
Ficheiro de Metadados	Idem, com extensão XML
Campo com o identificador único / tipo de dados	ID / Long integer (6 algarismos)
Campo com a área (ha) / tipo de dados	AREA / Float (18 algarismos, 2 casas decimais)
Campo com o perímetro (m) / tipo de dados	PERIMETER / Float (18 algarismos, 2 decimais)
Campo com o código / modelo de combustível	Long integer (2 algarismos)
Campo com o código de classe uso	Código n1; n2 e n3 / Long integer (4 algarismos)
Campo com o código / tipo de dados	Texto (18 caracteres)
Formato / tipo dos dados	Shapefile Polygon

As cartas de ocupação/uso do solo são uma cartografia de parcelas que representam unidades homogêneas de paisagem a uma determinada escala e com três níveis de detalhe. Entende-se por parcela, a área de terreno superior ou igual à Unidade Mínima Cartografada (UMC) de 0.25 ha. Desta forma, uma ocupação/uso do solo, descrita na nomenclatura usada, para os diferentes níveis de detalhe usados (Tabela 5), é cartografada sempre que esta ocupe um valor superior ou igual a 75% do polígono a gerar, independentemente de poderem coexistir áreas pontuais de outras ocupações, desde que estas representem menos de 25% desse mesmo polígono.

A nomenclatura das Cartas de Ocupação/uso do solo obedeceu a uma classificação hierárquica que representa a ocupação/uso do solo em três níveis de detalhe temático, agrupados em 7 classe de nível 1, 19 classes de nível 2 e 42 classe de nível 3 apresentados na Tabela 5. Nesta organização hierárquica as classes de nível mais detalhado estão contidas nas classes de menor detalhe. Para o campo (*field*) referente à classe de uso de nível 3 foi atribuído um código de 4 dígitos, para poder a partir desse código através de formulários da aplicação *ArcMap*, gerar *Shapes Files* (Cartas de Ocupação/uso do Solo) de níveis hierárquicos superiores, para as classes de uso do solo de nível 2 e nível 1 com níveis de detalhe menores.

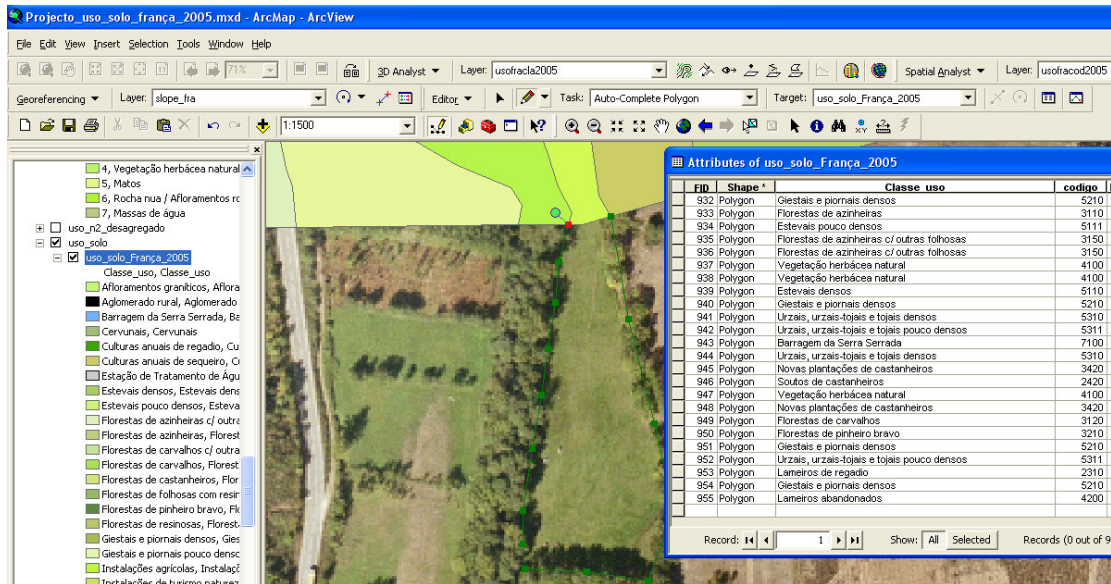
**Tabela 5:** Níveis de detalhe temático da cartografia de ocupação/uso do solo (Adaptado de COS 2005)

Código/Nomenclatura da Classe nível 1	Código/Nomenclatura da Classe nível 2	Código/Nomenclatura da Classe nível 3
1 Territórios Artificializados	11 Tecido Urbano	1110 Aglomerado rural
	12 Equipamentos gerais	1210 Instalações agrícolas
		1211 Estação de Tratamento de Águas (ETA)
	13 Áreas de extracção de minerais	1310 Áreas de extracção mineira
		1321 Áreas de extracção mineira abandonadas
	14 Equipamentos desportivos e de lazer	1410 Parque de merendas
		1420 Instalações de turismo natureza
1430 Campo de futebol		
2 Áreas Agrícolas	21 Culturas anuais	2110 Culturas anuais de sequeiro
		2120 Culturas anuais de regadio
	22 Culturas permanentes	2210 Vinhas
		2220 Pomares
	23 Pastagens	2310 Lameiros de regadio
		2320 Lameiros de secadal
		2330 Cervunais
		2410 Lameiros com vegetação de bordadura
	24 Sistemas agro-florestais (SAF)	2420 Soutos de castanheiros
		2430 SAF de choupos com pastagens
3 Florestas	31 Florestas de folhosas	3110 Florestas de azinheiras
		3120 Florestas de carvalhos
		3130 Florestas de castanheiros
		3140 Florestas de carvalhos com outras folhosas
		3150 Florestas de azinheiras com outras folhosas
		3160 Vegetação ripícola
		3170 Florestas de bétulas
	32 Florestas de resinosas	3210 Florestas de pinheiro bravo
		3220 Florestas de pinheiro
	33 Florestas mistas	3310 Florestas de folhosas com resinosas
		3410 Novas plantações de castanheiros
	34 Novas plantações	3420 Novas plantações de castanheiros com resinosas
		3430 Novas plantações de pinheiro bravo
	4 Vegetação herbácea natural	41 Vegetação herbácea natural
4200 Lameiros abandonados		
5 Matos	51 Estevais	5100 Estevais densos
		5110 Estevais pouco densos
	52 Giestais e piornais	5200 Giestais e piornais densos
		5210 Giestais e piornais pouco densos
	53 Urzais, urzais-tojais e tojais	5300 Urzais, urzais-tojais e tojais densos
5310 Urzais, urzais-tojais e tojais pouco densos		
6 Rocha nua	61 Afloramentos graníticos	6100 Afloramentos graníticos
	62 Rocha nua de Xisto	6200 Rocha nua de Xisto
7 Massas de água	71 Barragens	7100 Barragem da Serra Serrada

Ao longo do processo de fotointerpretação do ortofotomapa de 2005, e, em caso de dúvida, efectuaram-se visitas ao campo e contactaram-se pessoas idóneas para as cartas de anos mais longínquos, para verificar a qualidade da componente temática assinalada no polígono, procedimento que serviu de validação da exactidão temática das cartas de ocupação/uso do solo, avaliando o grau de concordância entre a classificação do mapa e a realidade.

Ao desenhar os polígonos na *Shape File*, tendo como fundo o ortofotomapa (Figura 7), foram mantidos um conjunto de procedimentos par evitar erros:

- Evitar a existência de polígonos sem código ou código não previsto;
- Os polígonos deveram ter um código de classificação na tabela de atributos;
- Os polígonos só podem ter 1 registo ID na tabela de atributos (polígonos múltiplos);
- Não podem aparecer polígonos com área inferior a 0,25 ha;
- Eliminar a existência de espaços vazios entre polígonos (falsos polígonos);
- Áreas de sobreposição entre polígonos;
- Não podem existir polígonos contíguos com o mesmo código;
- Ao desenhar os polígonos usar a escala de 1:1500.



**Figura 7:** Procedimento de fotointerpretação / desenho de um polígonos de ocupação/uso do solo de 2005, com a aplicação ArcMap do ArcGIS 9.2.

A partir das tabelas de atributos geradas, foi possível tratar estatisticamente alguns atributos da paisagem referentes aos diferentes tipos de ocupação uso do solo, usando formulários do ArcMap, ou com a aplicação EXCEL, depois de ter importado essas tabelas para essa aplicação.

As Figuras 8, 9 e 10, representam as Cartas de Ocupação/uso do solo obtidas, para cada ano, de acordo com a hierarquia de ocupação/uso do solo em três níveis de detalhe temático, a que correspondem, respectivamente, 7 classe de nível 1, 19 classes de nível 2 e 42 classe de nível 3, apresentados na Tabela 5.

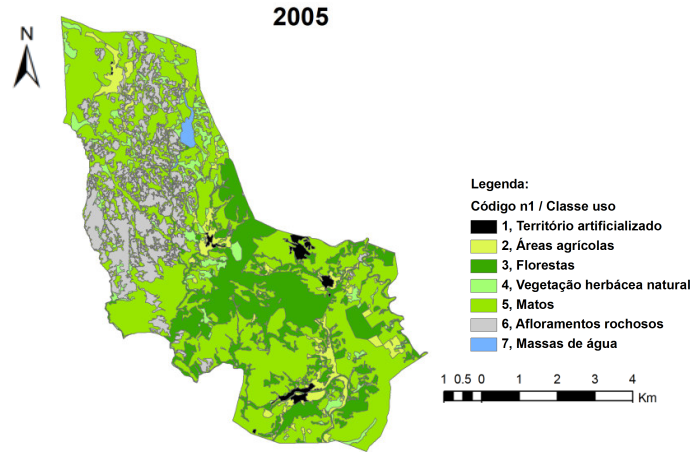


Figura 8: Carta de uso do solo de nível 1, da Freguesia de França de 2005.

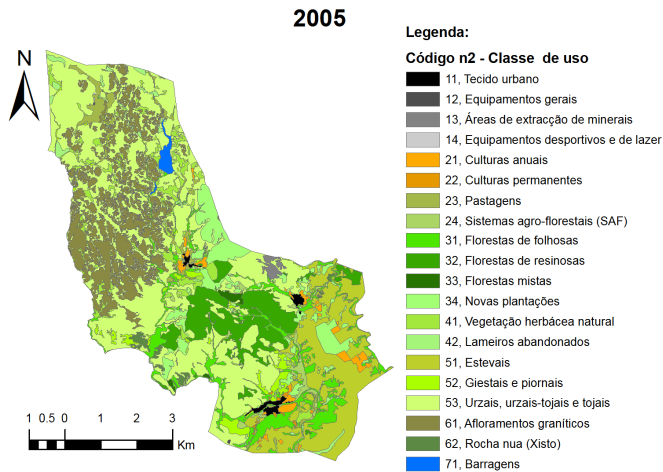


Figura 9: Carta de uso do solo de nível 2, da Freguesia de França de 2005.

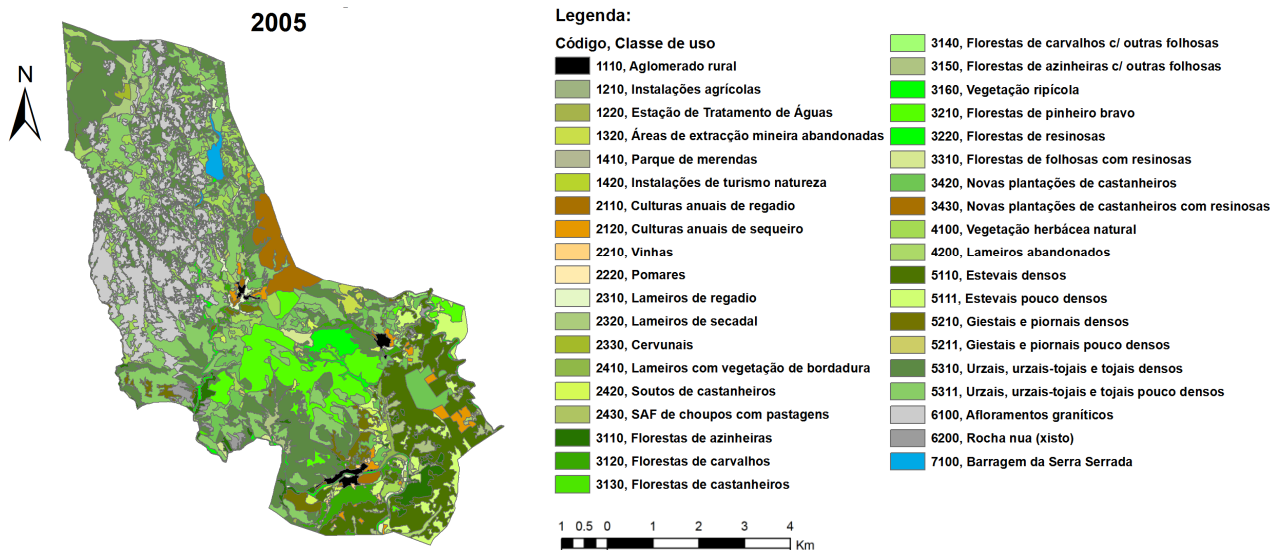


Figura 10: Carta de uso do solo de nível 3, da Freguesia de França de 2005.

### 3.4. Quantificação da estrutura da paisagem

A paisagem, entendida como um território de características heterogêneas, compreende um mosaico de espaços naturais e antrópicos que definem padrões espaço-temporais como resultado das complexas interações entre os factores físicos, biológicos, sociais e económicos que assentam numa relação entre a configuração espacial e os processos ecológicos Forman e Godron (1986), O'Neill *et al.* (1988).

Neste contexto, as alterações de ocupação/uso do solo e a reestruturação parcelaria transformam o espaço rural, os processos ecológicos e os padrões de biodiversidade, Turner (1990) Collado e Dellafiore (2003), Saunders *et al.* (1991).

A variação espacial das paisagens, produto destas relações, é estudada pela ecologia da paisagem, através da análise dos elementos, padrões e interações que determinam a sua estrutura, funcionamento e evolução, a diferentes escalas afim de entender a implicância ou magnitude dessas alterações para os processos ecológicos, Forman e Godron (1986), Turner *et al.* (1989), Turner (1990), Forman (1995), Burel e Baudry (2002).

Através da aplicação e interpretação de índices ou métricas da paisagem analisa-se a sua estrutura sobre mapas categóricos e estudam-se as relações existentes entre um padrão espacial ou o conjunto do mosaico paisagístico e, os processos ecológicos analisados, Ripple *et al.* (1991), Wiens *et al.* (1993), Fujihara e Kikuchi (2005). Desta forma, caracteriza-se por um lado, a composição da paisagem aplicando índices de carácter não espacial de diversidade, riqueza e dominância dos elementos constituintes, Gustafson (1998), McGarigal (2002) e, por outro, os de carácter espacial que analisam o tamanho, distribuição e densidade de manchas, a complexidade de forma, áreas, núcleo, isolamento e proximidade, contraste, dispersão, contágio, subdivisão e conectividade, Forman e Godron (1986), Forman (1995), McGarigal e Marks (1994), Gustafson (1998).

A análise temporal gera informação relevante sobre os produtos ecológicos relacionados com a evolução da paisagem, o que permite abordar o processo de fragmentação avaliando as suas etapas, os padrões de povoamento humano e ocupação/uso do solo que os determinam, as relações entre a transformação das paisagens e, a evolução na conectividade, tanto estrutural como funcional, entre outros Forman (1995).

Para a análise da dinâmica e padrões espaciais da paisagem foram usadas as cartas de cobertura/uso do solo com classes de uso de nível 2, elaboradas na fase anterior do trabalho, reclassificando as Shapes em formato *raster* e posteriormente em ASCII, para serem trabalhadas com o Software Fragstats 3.3. desenvolvido por McGarigal e McComb (1995).

### 3.4.1. Análise da paisagem

As métricas de paisagem dividem-se em diferentes categorias: as que quantificam a área, densidade e bordadura, as que calculam a composição da paisagem (sem referência aos atributos espaciais), as que determinam a forma da paisagem (configuração espacial), as que determinam a área do núcleo, métricas de contraste, métricas de contágio e difusão e métricas de diversidade e equitabilidade, McGarigal et al. (1995), Gustafson (1998). Para cada uma dessas categorias existem três níveis de análise da paisagem: métricas ao nível da paisagem, da classe e ao nível da mancha, Azevedo e Caçador, (2000).

A composição refere-se a características associadas com a variedade e abundância de tipos de manchas no interior da paisagem, Azevedo (1997). Dado que a composição diz respeito à relação existente entre todos os tipos de manchas, as métricas de composição são definidas ao nível da paisagem, Forman e Godron (1986) Forman (1995). Existem muitas medidas quantitativas de composição paisagem, incluindo a proporção da paisagem em cada tipo de mancha, riqueza, uniformidade e diversidade da mancha, Riitters *et al.* (1995).

As medidas de composição principais são:

- Proporção da abundância para cada classe.
- Riqueza: corresponde ao número de diferentes tipos de mancha.
- Uniformidade: é a abundância relativa de diferentes tipos de mancha.
- Diversidade: as medidas de diversidade combinam duas componentes, a riqueza, que se refere ao número de classes presentes, e uniformidade, que se refere à distribuição da área entre classes, Shannon e Weaver (1949), Simpson (1949).
- Domínio: domínio é o complemento de uniformidade ( $\text{uniformidade} = 1 - \text{domínio}$ ), indica a extensão em relação ao qual a paisagem é dominado por uma ou poucas classes, O'Neill *et al.* (1988).

A configuração espacial tem como objectivo a descrição das características espaciais de manchas individuais ou as relações espaciais entre múltiplas manchas. Outras métricas avaliam as propriedades de vizinhança sem referência a manchas, usando apenas as representações do pixel (Baskent and Jordan 1995).

#### 3.4.1.1. Estatísticas à escala da paisagem

Como métricas ao nível da paisagem (*Land Metrics*) calcularam-se os índices de diversidade e equitabilidade: SHDI - Índice de Diversidade de Shannon (*Shannon's Diversity Index*) que combina a *Riqueza* e a *Uniformidade* (Turner e Ruscher, 1988; Turner *et al.* 1989), SDI - Índice de Diversidade de Simpson (*Simpson's Diversity Index*), MSIDI - Índice de Diversidade de Simpson modificado (*Modified Simpson's Diversity Index*), SEI - Índice de Equitabilidade de Shannon (*Shannon's Evenness Index*), SIEI - Índice de Equitabilidade de Simpson (*Simpson's Evenness Index*), MSIEI - Índice de Equitabilidade de Simpson

Modificado (*Modified Simpson's Evenness Index*), PRD - Densidade da riqueza das manchas e RPR - Riqueza relativa das manchas.

Quanto maiores os valores destes índices mais diversificada é a paisagem, o que reflecte maior riqueza de usos de solo e maior equitabilidade.

A *Diversidade* combina duas componentes: a *Riqueza* que diz respeito ao número de classes presentes na paisagem, e a *Uniformidade*, que corresponde à distribuição da área da paisagem pelas diferentes classes, Gustafson (1998).

A variação da *Riqueza* da paisagem tem efeitos na diversidade das espécies animais e vegetais, nos habitats, na disponibilidade de nutrientes e na produtividade dos diferentes sistemas que constituem a paisagem (McGarigal e Marks, 1995).

Para o cálculo da diversidade que engloba a riqueza e a proporção que ocupa cada tipo de mancha, utilizou-se:

$$SDI = -\sum_{i=1}^m (P_i * \ln P_i)$$

onde:

$P_i$  = Proporção da paisagem ocupada pela classe  $i$ .

$m$  = Número de classes totais da paisagem.

SDI toma valores entre 0 e infinito. Será igual a 0 quando uma categoria ocupa todo o espaço e, aumentará à medida que aumente a riqueza de classes e a sua equitabilidade, O'Neill *et al.* (1988).

Foi também calculado o índice de distribuição e abundância de Shannon (SEI) que é igual a SDI a dividir pelo número de classes totais da paisagem. Este índice permite uma perspectiva da fragmentação e heterogeneidade da paisagem. Quanto maior for a equitabilidade da paisagem, mais se aproxima de 1 o valor de SEI, mais diversa e fragmentada é a paisagem. SEI será igual a zero quando uma categoria ocupe todo o espaço, quando todas as classes se encontram na mesma proporção, na paisagem.

$$SEI = \frac{-\sum_{i=1}^m (P_i * \ln P_i)}{\ln m}$$

onde:

$P_i$  = Proporção da paisagem ocupada pela classe  $i$ .

$m$  = Número de classes totais da paisagem.

Índice de equitabilidade de Simpson, McGarical e Marks (1994), é o índice de diversidade de Simpson dividido pelo índice de diversidade de Simpson máximo.

$$SIEI = - \frac{1 - \sum_{i=1}^n P_i^2}{1 - \left(\frac{1}{n}\right)}$$

Onde:

n é o número total de tipos de manchas

P<sub>i</sub> é a proporção da paisagem ocupada por uma mancha do tipo i;

Este índice varia entre 0 e 1. O índice é igual a 0 quando a paisagem possui apenas uma mancha (paisagem homogênea) e aproxima-se de 1, quando a distribuição das superfícies entre os diferentes tipos de ocupação/uso vai sendo cada vez mais equitativa (paisagem heterogênea).

Índice de equitatividade de Simpson modificado McGarical e Marks (1994).

$$MSIEI = \frac{-\ln \sum_{i=1}^n P_i^2}{\ln n}$$

onde:

E =  $-100 \ln(\sum_{i=1}^n P_i^2) / \ln(n)$ ; (em %)

n é o número total de tipos de manchas

P<sub>i</sub> é a proporção da paisagem ocupada por uma mancha do tipo i

#### 3.4.1.2. Estatísticas à escala da classe

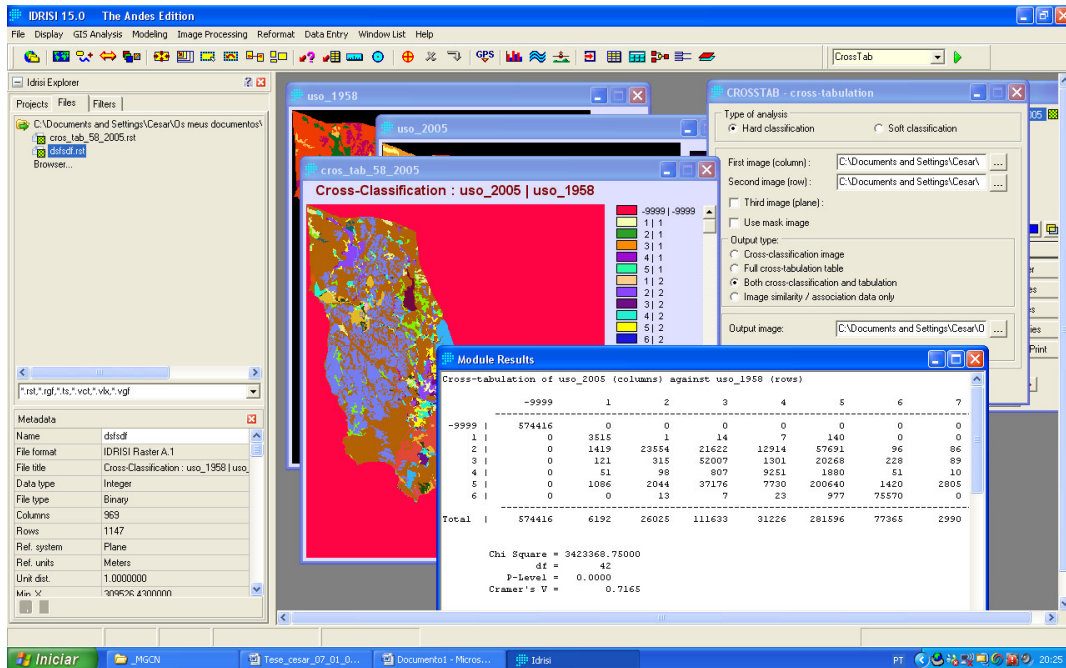
Neste trabalho, como estatísticas ao nível da classe (*Patch Metrics*), calcularam-se como **métricas de área, densidade e orla**: NP - número de manchas (Number of Patches (#)); PD - Densidade da mancha (*Patches Density*), (número por 100 ha), TE - Total de Bordadura (*Total edge of class (m)*), ED - Densidade de bordadura (*Edge Density (m/ha)*), LSI - Índice de forma da paisagem (*Landcape Shape Index*) e LPI - Índice da maior mancha (*Largest Patch Index (%)*). LPI possibilita uma quantificação da continuidade da paisagem uma vez que expressa percentualmente a maior mancha contínua na área total da paisagem.

Como **métrica de área do núcleo**, calculou-se o parâmetro do índice de distância euclideana ENN-MN.

Ao nível da classe calcularam-se ainda, os **índices de coesão** COHESION e de **conectividade** CONNECT (Connectance Index (%)).

### 3.5. Alteração da paisagem / matrizes de transição

Utilizando o Software *IDRISI v. 15.0, The Andes Edition* e, recorrendo ao módulo CROSSTAB, fizemos uma análise comparativa entre imagens (cartas de ocupação/uso do solo) das diferentes datas, que contêm dados qualitativos do território. Esta ferramenta permitiu obter imagens e matrizes de transição que expressam todas as relações entre imagens analisadas, (Figura 11). A diagonal dessas matrizes representa a probabilidade de os usos não sofrerem alteração.

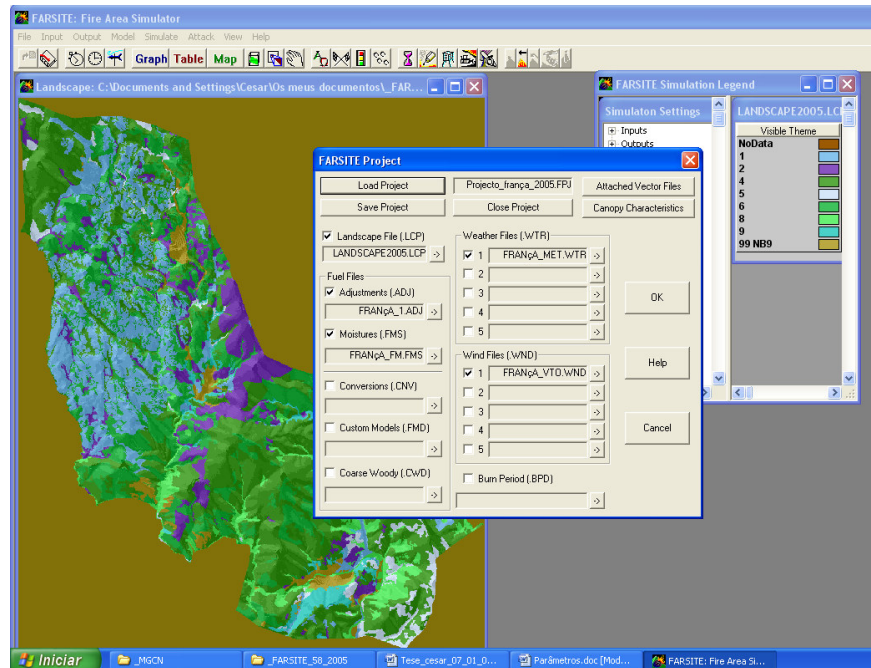


**Figura 11:** Procedimento de elaboração de matrizes de transição (1958-2005) com o módulo CROSSTAB do software IDRISI v.15.0, The Andes Edition.

Com o módulo CROSSTAB, determinámos também o Índice Kappa ou KIA, Rosenfield e Fitzpatric-Lins (1986). Este índice ajuda a avaliar a importância da alteração entre as imagens analisadas, Fung e Ledrew (1988), já que indica o grau de concordância entre ambas. O intervalo de valores está compreendido entre -1 e 1. Os valores próximos de 1 indicam poucas alterações. Ao contrário, se uma das imagens é completamente distinta da outra, o índice terá valor de -1. Assim um valor baixo do índice, supõe grandes alterações na paisagem. Quando as alterações que aparecem no contraste entre imagens se devem a aleatoriedade, o índice Kappa assume o valor 0.

### 3.6. Simulação / modelos de comportamento do fogo

Para efectuar as simulações do comportamento do fogo, com FARSITE v.4.1.03, foi necessário gerar projectos (para os anos de 1958, 1968, 1978, 1993 e 2005), (Figura 12) que necessitam dos dados de input apresentados nos pontos seguintes.



**Figura 12:** Criação de projecto em FARSITE para efectuar simulações de comportamento do fogo para o ano de 2005.

#### 3.6.1. Criação do ficheiro Landscape File

Gerou-se o ficheiro LANDSCAPE, para todas as datas do período a estudar com FARSITE, utilizando os dados de input evidenciados na Figura 13:

i) *Informação referente às características do terreno da área de estudo:*

Altimetria (dem\_fra.asc), declive (slope\_fra.asc) e orientação das vertentes (aspect\_fra.asc). Estes ficheiros foram gerados a partir do Modelo Digital do Terreno (DEM) de resolução espacial de 10m, através da extensão *Spatial Analyst* da aplicação *ArcMap* do software *ArcGis 9.2*, em formato *raster*, e convertidos em formato *ASCII*, para correrem em FARSITE.

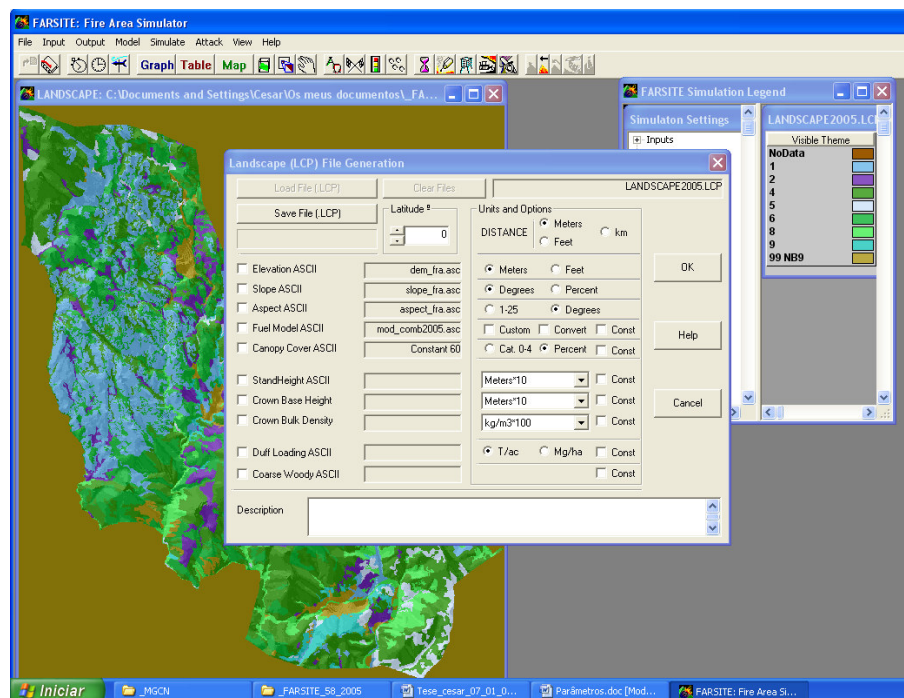


Figura 13: Criação do ficheiro Landscape, para o ano de 2005.

ii) Carta de modelos de combustíveis (para os anos de 1958, 1968, 1978, 199 e 2005)

A caracterização e cartografia das estruturas de vegetação utilizada neste trabalho, seguiu a classificação criada pelo “Northern Forest Fire Laboratory” (NFFL), com a descrição de cada modelo à qual foi adicionado uma orientação da aplicabilidade ao território continental desenvolvida por P.M. Fernandes (Universidade de Trás-os-Montes de Alto Douro, Vila Real), Fernandes et al. (2002).

As Tabelas 6, 7, 8 e 9 estabelecem a equivalência entre os vários tipos de vegetação e os modelos de combustível do USDA *Forest Service* (Anderson, 1982) e as formações florestais Portuguesas.

Tabela 6: Modelos de combustível do grupo herbáceo.

Grupo: Herbáceo		
Modelo	Descrição genérica	Aplicação
1	Pasto seco e curto, com altura abaixo do joelho. Os estratos arbustivo e arbóreo cobrem menos de 1/3 da superfície. Fogo muito rápido, de intensidade reduzida a moderada.	Montado. Pastagens anuais ou perenes. Restolhos.
2	Pasto curto, seco ou a secar, com matos ou árvores em 1/3 a 2/3 da superfície. Fogo rápido e moderadamente intenso. Acumulações pontuais de combustível podem originar a combustão de árvores.	Matrizes mato/herbáceas resultantes de fogo frequente (e.g. giestal). Formações lenhosas diversas (e.g. pinhais zimbrados, montado). Plantações florestais em fase de instalação e nascedio.
3	Vegetação herbácea alta (à volta de 1 m). 1/3 ou mais está seco. Fogo extremamente rápido e muito intenso.	Campos cerealíferos (antes da ceifa). Pastagens altas. Feteiras. Juncais.

**Tabela 7:** Modelos de combustível do grupo Arbustivo.

<b>Grupo: Arbustivo</b>		
<b>Modelo</b>	<b>Descrição genérica</b>	<b>Aplicação</b>
<b>4</b>	Mato alto (1,8 m e mais), estreme ou sob coberto arbóreo. Fogo muito rápido de intensidade extrema. A possibilidade de propagação pode ser condicionada pela humidade do combustível vivo e velocidade do vento. Em formações florestais o fogo transmite-se às copas.	Qualquer formação que inclua um estrato arbustivo alto e contínuo (horizontal e verticalmente), especialmente com % elevadas de combustível morto: carrascal, tojal, urzal, esteval, acacial. Formações arbóreas jovens e densas (fase de novédio) e não caducifólias.
<b>5</b>	Mato baixo jovem ou “verde”, com ou sem coberto arbóreo. Fogo rápido de intensidade moderada. Em situações não arborizadas a possibilidade de propagação pode ser condicionada pela humidade do combustível vivo e velocidade do vento. Numa formação florestal a possibilidade de fogo de copas estará muito dependente da sua estrutura.	Qualquer formação arbustiva jovem ou com pouco combustível morto. Sub-bosque florestal dominado por silvas, fetos ou outra vegetação sub-lenhosa verde. Eucaliptal (>4 anos de idade) com sub-bosque arbustivo baixo e disperso, cobrindo entre 1/3 e 1/2 da superfície.
<b>6</b>	Mato de porte variável (mais vulgarmente até 1,2 m), com presença expressiva de combustível morto, com ou sem coberto arbóreo. Fogo rápido de intensidade moderada a elevada. Em situações não arborizadas a possibilidade de propagação pode ser condicionada pela velocidade do vento. Numa formação florestal a possibilidade de fogo de copas estará dependente da sua estrutura.	Situações de dominância arbustiva não enquadráveis nos modelos 4 e 5. Regeneração de <i>Quercus pyrenaica</i> (antes da queda da folha).

**Tabela 8:** Modelos de combustível do grupo manta morta.

<b>Grupo: Manta morta</b>		
<b>Modelo</b>	<b>Descrição genérica</b>	<b>Aplicação</b>
<b>8</b>	Folhada compacta, de coníferas de agulha curta, ou de folhosas de folha plana não muito grande. Fogo bastante lento e de muito reduzida intensidade. Não há possibilidade de transmissão do fogo ao estrato arbóreo.	Formações florestais ou pré-florestais sem sub-bosque: <i>Quercus</i> mediterrânicos, carvalhais ( <i>Q. pyrenaica</i> , <i>Q. robur</i> , <i>Q. rubra</i> ) e castanheiro no Verão, medronhal, vidoal, folhosas ripícolas, choupal, eucaliptal jovem, <i>Pinus sylvestris</i> , cupressal e restantes resinosas de agulha curta.
<b>9</b>	Folhada pouco compacta, de coníferas de agulha média a comprida ou folhosas de folha grande e ondulada. Fogo lento e pouco intenso. O fogo de copas é possível em pinhais sem descontinuidade vertical suficiente.	Formações florestais sem sub-bosque: pinhais ( <i>Pinus pinaster</i> , <i>P. pinea</i> , <i>P. nigra</i> , <i>P. radiata</i> , <i>P. halepensis</i> ), carvalhais ( <i>Quercus pyrenaica</i> , <i>Q. robur</i> , <i>Q. rubra</i> ) e castanheiro no Inverno, eucaliptal (> 4 anos de idade).

**Tabela 9:** Modelos de combustível do grupo resíduos lenhosos.

<b>Grupo: Resíduos lenhosos</b>		
<b>Modelo</b>	<b>Descrição genérica</b>	<b>Aplicação</b>
<b>11</b>	Carga reduzida, constituída por resíduos recentes e espaçados, formando um estrato pouco compacto e baixo (à volta de 0,3 m). Fogo lento de intensidade moderada, mas com potencial de transmissão vertical ao copado, produção de focos secundários e reacendimento.	Formações florestais sujeitas a operações de desramação e desbaste, selecção de toijas (eucaliptal), ou a cortes parciais ligeiros.
<b>12</b>	Carga moderada, constituída por resíduos de exploração que formam um estrato contínuo até 0,6 m de altura. Fogo moderadamente rápido e de intensidade elevada. O potencial de produção de focos secundários e de reacendimento é elevado.	Formações florestais sujeitas a desbaste ou corte parcial intensos, ou a corte raso.

Para os tipos de ocupação do solo não combustíveis correspondentes a territórios artificializados (áreas urbanas e massas de água) é atribuído o modelo 99.

As cartas de modelos de combustíveis foram geradas a partir das cartas de cobertura/uso do solo com classes de uso de nível 3 (formato/tipo de dados, *Shapefile Polygon*), elaboradas na fase de fotointerpretação. Estas cartas foram criadas em ambiente do *ArcMap* do Software *ArcGis 9.2.*, primeiro em formato *Shapefile* a partir do campo da tabela de atributos com o código/modelo de combustível (de tipo *Long integer* de 2 algarismos) e, depois convertidas em ASCII, para poderem correr na aplicação FARSITE.

### iii) Informação da cobertura de copas do solo (*Canopy cover*)

Para o grau de cobertura de copas do solo (*Canopy cover*) foi assinalado um valor constante de 60%. Esse é o valor standard usado, quando apenas se faz a simulação do comportamento do fogo de superfície.

#### *3.6.2. Informação de conteúdo de humidade do combustível*

A informação do conteúdo de humidade do combustível (incluída no ficheiro, *Moistures - FRANÇA\_FM.FMS*), foi estimado recorrendo a valores standard de humidade em combustível vivo e morto, para condições sinópticas extremas.

#### *3.6.3. Informação das condições sinópticas consideradas críticas*

A informação das condições sinópticas consideradas críticas na área em estudo, fenómenos de instabilidade atmosférica, humidade do ar e, de velocidade e quadrante do vento, foram incluídos nos ficheiros “*FRANÇA\_MET.WTR* e *FRANÇA\_VTO.WND*”. Estes parâmetros foram calculados para os 5% de valores extremos (percentil 95) da Temperatura Diurna Máxima e Mínima, Humidade Relativa do ar Máxima e Mínima, precipitação (valor 0 mm), Amplitude Térmica Diurna e ainda da velocidade e quadrante do vento, a partir de valores médios de parâmetros climáticos registados ao longo de 30 anos (entre 1975 e 2005) nas estações meteorológicas de Serra Serrada e de Soutelo entre os dias 3 e 10 do mês de Julho.

#### *3.6.4. Desenho das simulações:*

- *Ignição em 30 pontos localizados aleatoriamente*

Foram criados 30 pontos de ignição com a aplicação *ArcMap* do Software *ArcGis 9.2.*, onde se localizaram 30 *ShapeFile Point*. Cada *ShapeFile Point* representa um ponto de ignição localizado de acordo com as coordenadas geográficas que foram determinadas aleatoriamente com a aplicação *Microsoft Excel*.

- *Duração das simulações*

As simulações têm uma duração total de 34h, com hora de início às 14:00 h do dia 4 de Julho;

- *Cálculo de valores médios para cada ano do período de estudo*

- i) *O valor médio da Área ardida (ha) para cada data das simulações efectuadas a partir dos 30 pontos de ignição, foi calculado no Excel depois de importar as 30 tabelas (de formato, .txt) obtidas em cada simulação efectuada em FARSITE.*

Também para cada data, foram calculados os valores médios das variáveis Velocidade de propagação do fogo - Rate of Spread (m/min) e Intensidade da Linha da Frente de Fogo – Fireline Intensity (Kw/m) para as simulações efectuadas nos 30 pontos de ignição. O tratamento destas variáveis cujo output dado por FARSITE é um ficheiro em formato raster mas com extensão (.ros e .fli), apenas reconhecida em ambiente FARSITE, exigiu alguns procedimentos. Primeiro, para poder aceder às respectivas tabelas de atributos destes ficheiros, procedeu-se à alteração das extensões dos ficheiros obtidos, para o formato ASCII e, conversão para o formato raster para ser reconhecido pela aplicação ArcMap. Segundo, carregaram-se os ficheiros obtidos num projecto do ArcMap, para poder editar a tabela de atributos, para poder ser exportada (em formato, .txt) (Figura 15). Terceiro, depois de importar as tabelas de formato (.txt), para o Excel, procedeu-se ao cálculo do valor médio do pixel para cada imagem obtida em cada uma das 30 simulações de cada ano do período de estudo.

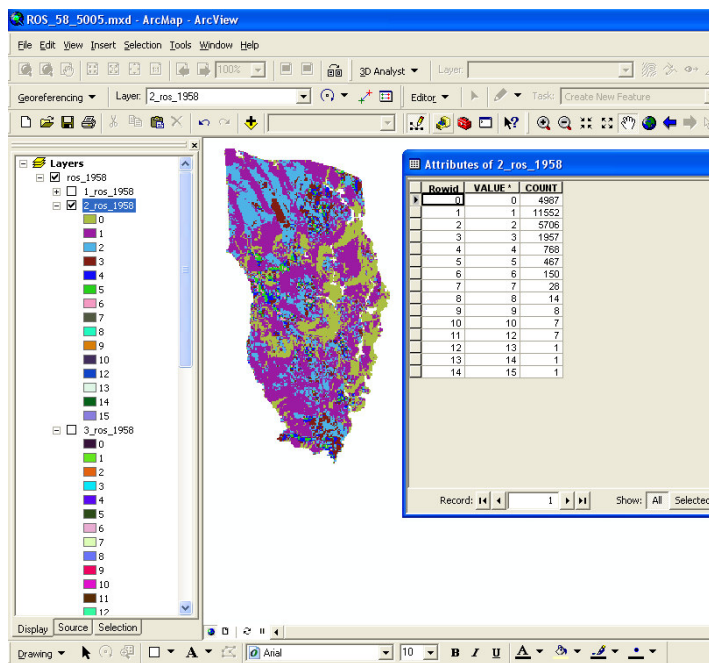


Figura 14: Projecto da variável Rate of Spread (m/min), em ArcMap, para o ano de 1958.

### 3.7. Ajuste do FARSITE com Resultado Experimental

Para ajustar o FARSITE, realizaram-se simulações até considerar as seguintes condições: vegetação arbustiva (modelo 5 - FARSITE), relevo plano, vento a uma velocidade de 0 a 2,8 m/s e factor de ajustamento igual 0,1. O valor de factor de ajustamento foi fixado quando se verificou, ao comparar a Área ardida (ha), obtida nos resultados da simulação de ensaio com FARSITE, com dados reais do histórico de incêndios, que os valores eram muito semelhantes.

## 4. Resultados

### 4.1. Alteração do uso do solo / matrizes de transição

Analisando a série cronológica (1958, 1968, 1978, 1993 e 2005) das cartas de ocupação/uso do solo, com 7 classes de nível 1 (Figura 14 e 15, Tabela 10) constata-se que as alterações de ocupação/uso do solo elaboradas em SIG, constatamos que ocorreram grandes alterações na paisagem.

Os resultados do estudo mostraram que a paisagem passou por importantes mudanças ao longo dos últimos 50 anos. A agricultura sofreu a mais forte variação, diminuindo progressivamente de 22% da paisagem em 1958 para menos de 5% em 2005. As terras agrícolas foram substituídas por matos (47,4% da paisagem em 1958, 52,5%, em 2005) e florestas (13,8% da paisagem em 1958, 20,8%, em 2005). Os afloramentos rochosos, devido à sua improdutividade, são a classe de uso mais estável em todas as datas.

#### Cartas de uso do solo de nível 1, da Freguesia de França entre 1958 e 2005.

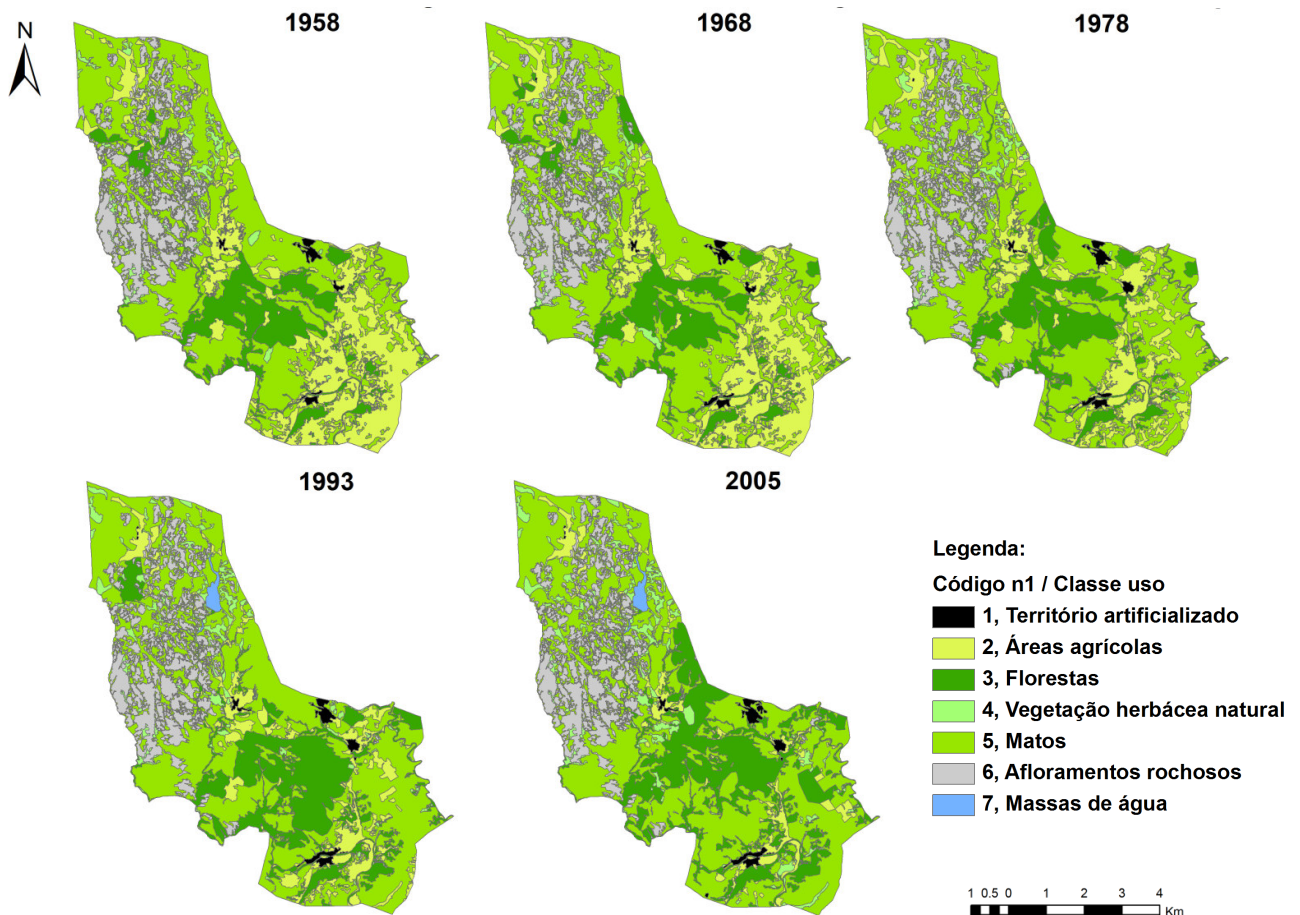


Figura 14: Cartas de uso do solo de nível 1, da Freguesia de França entre 1958 e 2005

## Evolução da área em %, por classes de uso do solo de nível 1, entre 1958 e 2005

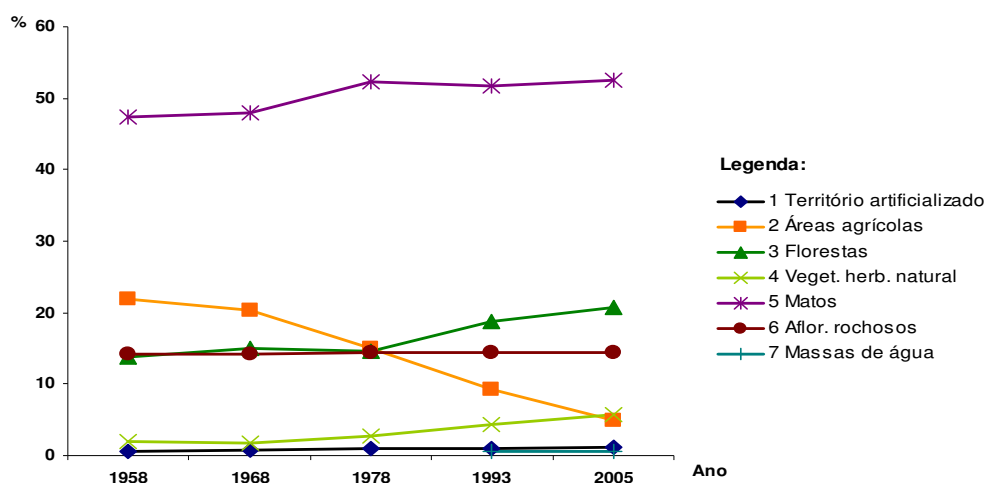


Figura 15: Evolução da área em %, por classes de uso do solo de nível 1, entre 1958 e 2005.

Tabela 10: Evolução da área em %, por classes de uso do solo de nível 1, entre 1958-2005.

Código	Classe de uso nível 1 / ano	1958	1968	1978	1993	2005
1	Território artificializado	0.69	0.78	0.94	1.04	1.15
2	Áreas agrícolas	21.85	20.35	14.93	9.21	4.84
3	Florestas	13.79	15.03	14.69	18.70	20.80
4	Veget. herb. natural	2.05	1.75	2.74	4.37	5.80
5	Matos	47.39	47.86	52.37	51.79	52.46
6	Aflor. Rochosos	14.23	14.22	14.33	14.33	14.39
7	Massas de água				0.56	0.56
<b>Total</b>		<b>100</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>100</b>

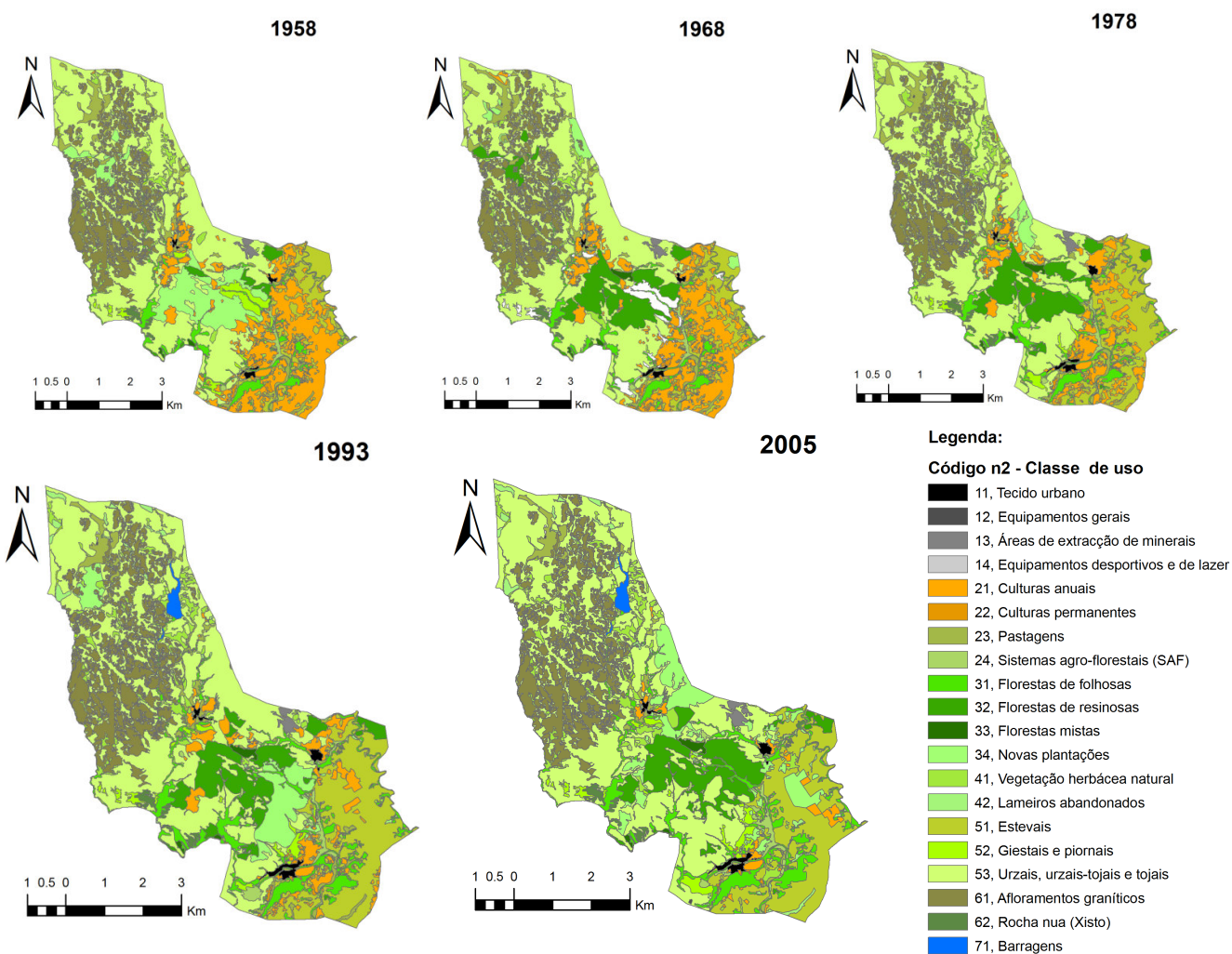
Estas alterações da paisagem, impulsionadas pelo abandono humano, foram observadas sobretudo nas últimas décadas do século XX. Refira-se que em 1960 a população da freguesia de França era de 834 habitantes, verificando-se uma redução progressiva da população até 275 habitantes, efectivo registado em 2001 (Figura 3), a que corresponde a densidade populacional de apenas 4,9 hab/km<sup>2</sup>.

As Figuras 16 e 17, bem como, a Tabela 11, mostram a uma escala mais detalhada, as alterações de ocupação/uso do solo da área de estudo, por classes de uso do solo de nível 2, entre 1958 e 2005.

As culturas anuais que correspondiam a 15.56% da paisagem em 1958 passaram a ocupar apenas 1.38% da área de estudo em 2005. Os estevais que em 1958 ocupavam 5.99% da paisagem aumentaram para 12.34% em 2005. As florestas resinosa sofreram um grande aumento passando de 1.20% da paisagem em 1958 para 7.69%, em 2005.

A soma de matos e florestas resinosa que representava 48.43% da paisagem em 1958, atingem um máximo de 60.5% em 2005.

## Cartas de uso do solo de nível 2, da Freguesia de França entre 1958 e 2005.



**Figura 16:** Cartas de uso do solo / nível 2 da Freguesia de França (1958-2005)

O território ocupado por Pastagens diminuiu de 5.21%, em 1958, para 2.09% em 2005%. A partir de 1993, surgem na paisagem os Lameiros abandonados a ocupar 0.97% do território, aumentando para o máximo de 1.40%, em 2005. A Vegetação herbácea natural que em 1958 ocupava apenas 2.05% aumentou também, de superfície, para 4.39% da área da freguesia. Recentemente, verifica-se um aumento da área ocupada por novas plantações florestais, aumentando de 4.94% para 5.87%, entre 1993 e 2005.

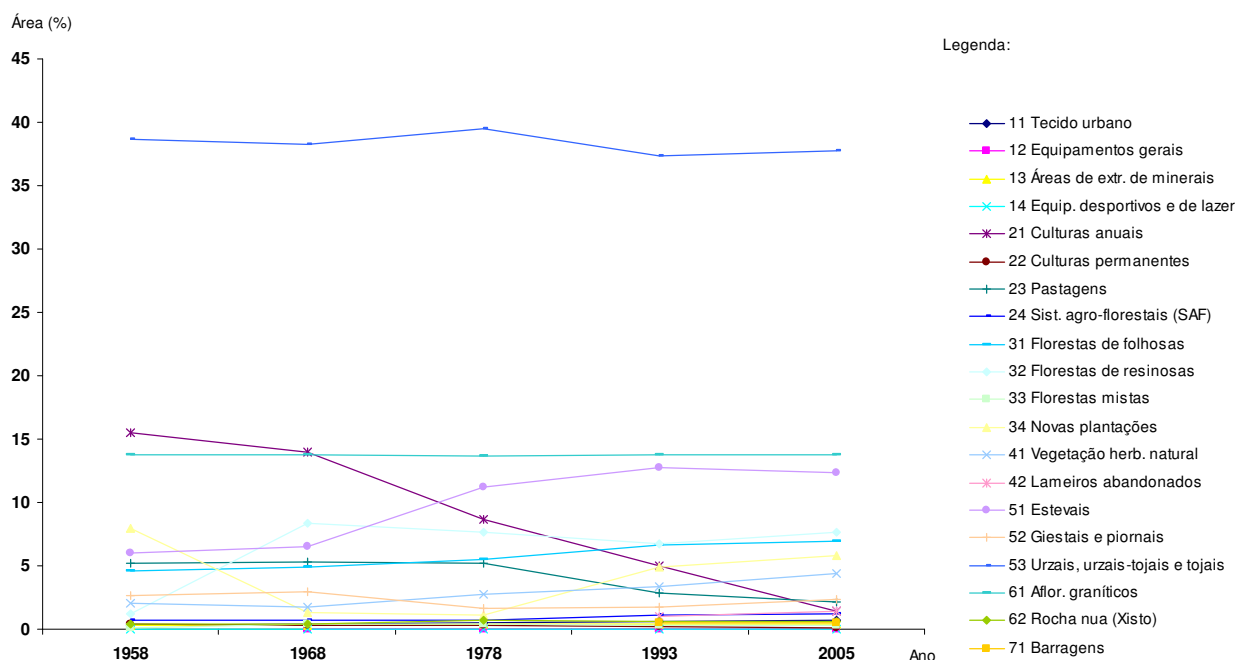


Figura 17: Evolução da área em %, por classes de uso do solo de nível 2 entre 1958-2005.

Tabela 11: Evolução da área em %, por classes de uso do solo de nível 2 entre 1958-2005.

Código	Classe de uso / Ano	1958	1968	1978	1993	2005
11	Tecido urbano	0.34	0.42	0.54	0.66	0.67
12	Equipamentos gerais		0.01	0.01	0.01	0.02
13	Áreas de extr. minerais	0.35	0.35	0.39	0.37	0.45
14	Equip. desportivos e de lazer	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01
21	Culturas anuais	15.56	13.97	8.65	4.96	1.38
22	Culturas permanentes	0.37	0.34	0.31	0.22	0.14
23	Pastagens	5.21	5.35	5.22	2.87	2.09
24	Sist. agro-florestais (SAF)	0.70	0.70	0.74	1.16	1.22
31	Florestas de folhosas	4.57	4.93	5.53	6.66	6.89
32	Florestas de resinosas	1.20	8.40	7.66	6.76	7.69
33	Florestas mistas	0.12	0.36	0.36	0.34	0.35
34	Novas plantações	7.92	1.34	1.13	4.94	5.87
41	Vegetação herb. natural	2.05	1.75	2.74	3.40	4.39
42	Lameiros abandonados				0.97	1.40
51	Estevais	5.99	6.54	11.24	12.73	12.34
52	Giestais e piornais	2.70	3.01	1.65	1.71	2.39
53	Urzais, urzais-tojais e tojais	38.71	38.31	39.48	37.35	37.73
61	Aflor. graníticos	13.77	13.77	13.65	13.74	13.75
62	Rocha nua (Xisto)	0.46	0.46	0.68	0.59	0.64
71	Barragens				0.56	0.56
<b>Total</b>		100	100	100	100	100

É de destacar a variação irregular da superfície ocupada por novas plantações que, em 1958, ocupava 7.92% da paisagem, devido às plantações de resinosas levadas a cabo

pelos serviços florestais. Esta classe de uso do solo que é pouco expressiva na paisagem em 1968 e 1978, respectivamente, 1.34% e 1.13% da paisagem, aumenta significativamente de superfície a partir de 1993 correspondendo a 4.94% da área de estudo e, em 2005, 5.87%, devido às recentes plantações de castanheiros motivada pela valorização económica da castanha.

#### 4.1.1. Matrizes de transição

As Tabelas 12, 13, 14 e 15, apresentam as probabilidades de transição para as classes de uso/ano da imagem de referência observadas na freguesia de França. Para descrever a alteração da ocupação/uso do solo, foram calculadas as proporções de transição para cada período (1958-68, 1968-78, 1978-93 e 1993-2005), a partir das imagens de ocupação/uso, depois de calculadas as frequências relativas de cada tipo de ocupação do período 1958-2005.

Os dados que se apresentam nas referidas tabelas mostram que a paisagem da área de estudo é instável no tempo estando condicionada, provavelmente, pela permanência de população no território. Nas últimas décadas ocorreram alterações socioeconómicas e uma dinâmica demográfica regressiva que conduziu à ruptura da estrutura social da comunidade e actuaram como precursores para o declínio da actividade produtiva, sobretudo, a agricultura.

A diagonal dessas matrizes representa as ocupações/usos de solo que não sofreram alteração.

**Tabela 12:** Probabilidades de transição (1958-1968)

	1-Ter. Artif.	2-Área agr.	3-Florestas	4-Veg.herb.nat.	5-Matos	6-Aflor.roch.	Total (1958)
1-Ter. Artif.	1	0	0	0	0	0	1
2-Área agr.	0.00283	0.84290	0.01355	0.00298	0.13775	0	1
3-Florestas	0.00028	0.00422	0.93634	0.00167	0.05727	0.00022	1
4-Veg.herb.nat.	0	0.09055	0.04371	0.66077	0.20497	0	1
5-Matos	0.00053	0.03834	0.03686	0.00849	0.91579	0	1
6-Aflor.roch.	0	0.00004	0	0.00014	0.00017	0.99965	1
Total (1968)	0.00776	0.20493	0.15090	0.01985	0.47397	0.14260	

Observando a diagonal da matriz referente ao par de imagens 1958-1968 (Tabela 12), constatamos que mantiveram, a mesma percentagem de ocupação original, 93,6% da superfície de florestas, 91,6% da superfície de matos, 84,3% da superfície de área agrícola e 66,1% da superfície de vegetação herbácea natural, a categoria mais instável.

Da área que era vegetação herbácea natural em 1958, 20,5% passou a matos, 9,1% passou a área agrícola e, 4,4% a florestas, em 1968.

Da área que era florestas em 1958, passou a matos 5,7% e 0,4% passou a área agrícola, em 1968.

Entre estas datas as maiores alterações ocorreram no sentido de perda de vegetação herbácea natural, matos e florestas e aumento de superfície de área agrícola e florestas.

**Tabela 13:** Probabilidades de transição (1968-1978)

	1-Ter. Artif.	2-Área agr.	3-Florestas	4-Veg.herb.nat.	5-Matos	6-Aflor.roch.	Total (1968)
1-Ter. Artif.	0.98896	0.00336	0	0	0.00768	0	1
2-Área agr.	0.00359	0.65759	0.01907	0.01591	0.30334	0.00049	1
3-Florestas	0.00054	0.01591	0.77859	0.03138	0.17088	0.00270	1
4-Veg.herb.nat.	0	0.02327	0.00732	0.70585	0.26337	0.00019	1
5-Matos	0.00182	0.02505	0.05351	0.01141	0.90480	0.00341	1
6-Aflor.roch.	0	0.00001	0.00012	0.00018	0.00911	0.99057	1
Total (1978)	0.99491	0.72519	0.85861	0.76474	1.65920	0.99736	

Analisando a diagonal da matriz do par de imagens de referência 1968-1978 (Tabela 13), mantiveram a mesma percentagem de ocupação, 90,48% da superfície de matos, 77,86% da superfície de florestas, 70,59% da superfície de vegetação herbácea natural e 65,76 % da superfície de área agrícola (o uso mais instável).

Da área que era matos em 1968, 5,4% passou a florestas, da área de estudo, 2,5% passou a área agrícola, 1,1% passou a vegetação herbácea, em 1978.

Da área que era florestas em 1968, 17,08% passou a matos, 3,14% passou a vegetação herbácea natural e 1,6% passou a área agrícola, em 1978.

Da área que era vegetação herbácea natural em 1968, 26,34% passou a matos, 1,6% passou a área agrícola e 0,7% passou a florestas, em 1978.

Da área que era área agrícola em 1968, 30,33% passou a matos, 1,9% passou a florestas e 1,6% passou a vegetação herbácea natural, em 1978.

As maiores alterações ocorreram no sentido de perda de área agrícola e de florestas e, de aumento de superfície de matos e vegetação herbácea natural.

**Tabela 14:** Probabilidades de transição (1978-1993)

	1-Ter. Artif.	2-Área agr.	3-Florestas	4-Veg.herb.nat.	5-Matos	6-Aflor.roch.	7-Mas. de água	Total (1978)
1-Ter. Artif.	0.96137	0.00040	0.00996	0.00139	0.02688	0	0	1
2-Área agr.	0.00753	0.55554	0.04916	0.10053	0.28574	0.00051	0.00100	1
3-Florestas	0.00068	0.00890	0.83755	0.00336	0.14106	0	0.00845	1
4-Veg.herb.nat.	0	0.00699	0.00197	0.82906	0.15784	0.00346	0.00068	1
5-Matos	0.00041	0.01450	0.10757	0.01049	0.85793	0.00115	0.00795	1
6-Aflor.roch.	0	0.00006	0.00170	0.00009	0.00366	0.99448	0	1
Total (1993)	0.96999	0.58639	1.00789	0.94492	1.47312	0.99960	0.01808	

A diagonal da matriz do par de imagens de referência 1978-1993 (Tabela 14), mantiveram a mesma percentagem de ocupação, 85,79% da superfície de matos, 83,76% da superfície de florestas, 82,91% da superfície de vegetação herbácea natural e 55,55% da superfície de área agrícola (o uso mais instável).

Da área que era matos em 1978, 10,76% passou a florestas, 1,5% passou a área agrícola e 1,1% passou a vegetação herbácea natural, em 1993.

Da área que era florestas em 1978, 14,1% passou a matos, 0,3% passou a vegetação herbácea natural, 0,9% passou a área agrícola, em 1993.

Da área que era vegetação herbácea natural em 1978, 15,78% passou a matos, 0,7% passou a área agrícola, 0,2% passou a florestas, em 1993.

Da área que era área agrícola em 1978, 28,57% passou a matos, 4,92% passou a florestas e 0,3% passou a vegetação herbácea natural, em 1993.

Em 1993, merece destaque, a categoria massa de água, que aparece como um novo tipo de ocupação do solo, devido à construção recente das barragens da Serra Serrada em Montesinho, que apresenta o valor 0, significando aleatoriedade de localização na comparação de imagens.

Em síntese, as maiores alterações ocorreram no sentido de perda de área agrícola e florestas e, de aumento de superfície de matos e vegetação herbácea natural.

**Tabela 15:** Probabilidades de transição (1993-2005)

	1-Ter. Artif.	2-Área agr.	3-Florestas	4-Veg.herb.nat.	5-Matos	6-Aflor.roch.	7-Mas. de água	Total (1993)
1-Ter. Artif.	0.99946	0.00054	0	0	0	0	0	1
2-Área agr.	0.00095	0.44618	0.19232	0.14920	0.21135	0	0	1
3-Florestas	0.00014	0.00701	0.74570	0.00686	0.23899	0.00130	0	1
4-Veg.herb.nat.	0.01237	0.00051	0.02445	0.88685	0.07582	0	0	1
5-Matos	0.00087	0.01158	0.09575	0.00826	0.88251	0.00103	0	1
6-Aflor.roch.	0	0.00004	0	0	0.00051	0.99945	0	1
7-Mas.de água	0	0	0	0	0.00033	0	0.99967	1
Total (2005)	1.01380	0.46585	1.05822	1.05117	1.40951	1.00179	0.99967	

Analisando a diagonal da matriz do par de imagens de referência 1993-2005 (Tabela 15), mantiveram a mesma percentagem de ocupação, 88,69% da superfície de vegetação herbácea natural, 88,25% da superfície de matos, 74,57% da superfície de florestas e 44,62% da superfície de área agrícola (o uso mais instável).

Da área que era vegetação herbácea natural em 1993, 7,58% passou a matos, 2,45% passou a florestas e 1,24% passou a território artificializado, em 2005.

Da área que era matos em 1993, 9,58% passou a florestas, 1,2% passou a área agrícola e 0,83% vegetação herbácea natural, em 2005.

Da área que era florestas em 1993, 23,9% passou a matos, 0,7% passou a vegetação herbácea natural e 0,7% passou a área agrícola, em 2005.

Da área que era área agrícola em 1993, 21,14% passou a matos, 19,23% passou a florestas e 14,92% passou a vegetação herbácea natural, em 2005.

Em síntese, as maiores alterações ocorreram no sentido de grande perda de área agrícola e florestal, em função do aumento de superfície de matos e vegetação herbácea natural, categorias relacionadas com o abandono dos sistemas produtivos.

**Tabela 16:** Probabilidades de transição (1958-2005)

	1-Ter. Artif.	2-Área agr.	3-Florestas	4-Veg. herb.nat.	5-Matos	6-Aflor.roch.	7-Mas.de água	Total (1958)
1-Ter. Artif.	0.95594	0.00027	0.00381	0.00190	0.03807	0	0	1
2-Área agr.	0.01209	0.20066	0.18420	0.11002	0.49148	0.00082	0.00073	1
3-Florestas	0.00163	0.00424	0.69969	0.01750	0.27268	0.00307	0.00120	1
4-Veg. herb.nat.	0.00420	0.00807	0.06643	0.76152	0.15476	0.00420	0.00082	1
5-Matos	0.00429	0.00808	0.14700	0.03057	0.79335	0.00561	0.01109	1
6-Aflor.roch.	0	0.00017	0.00009	0.00030	0.01276	0.98668	0	1
Total (2005)	0.97815	0.22149	1.10122	0.92181	1.76310	1.00038	0.01384	

Em último, observando a diagonal da matriz do par de imagens de referência 1958-2005 (Tabela 16), mantiveram a mantiveram a mesma área inicial, 79,34% da superfície de matos, 76,15% da superfície de vegetação herbácea natural, 69,97% da superfície de florestas e 20,07% da superfície de área agrícola (o uso mais instável).

Da área que era matos em 1958, 14,7% passou a florestas, 3,1% passou a vegetação herbácea natural e 0,8% passou a área agrícola, em 2005.

Da área que era vegetação herbácea natural em 1958 e 15,48% passou a matos, 6,64% passou a florestas, em 2005.

Da área que era florestas em 1958, 27,27% passou a matos, 1,75% passou a vegetação herbácea natural e 0,4% passou a área agrícola, em 2005.

Da área que era área agrícola em 1958, 49,15% passou a matos, 18,42% passou a florestas e 11% passou a vegetação herbácea natural, em 2005.

As maiores alterações ocorreram no sentido de grande perda de área agrícola, em função do aumento de superfície de florestas, bem como da superfície de matos e vegetação herbácea natural, categorias relacionadas com o abandono dos sistemas produtivos.

Para todos as datas dos pares de imagens de referência estudados, verificamos que os tipos de ocupação/uso de solo que se mantiveram mais estáveis ao longo do tempo foram os afloramentos rochosos e o território artificializado, como seria de prever.

Recorrendo ao resultado da variação do índice KIA entre os pares de imagens de referência de 1958 a 2005 (Tabela 17), concluímos que, de uma forma geral há uma grande tendência para a alteração da paisagem.

**Tabela 17:** Variação dos valores do Índice KIA para os pares de imagens de referência entre 1958 e 2005.

<i>Classe de uso/ano da imagem de referência</i>	1958	1968	1968	1978	1978	1993	1993	2005
1-Ter. Artif.	1	0.8824	0.9889	0.8195	0.9612	0.8614	0.9995	0.9036
2-Área agr.	0.8256	0.8871	0.6309	0.8904	0.5348	0.8936	0.4329	0.8415
3-Florestas	0.9313	0.8487	0.7617	0.7839	0.8214	0.6316	0.7173	0.6385
4-Veg. herb.nat.	0.6575	0.7504	0.7019	0.5058	0.8254	0.5130	0.8836	0.6607
5-Matos	0.8908	0.8834	0.8726	0.7657	0.8106	0.8227	0.8426	0.8281
6-Aflor.roch.	0.9996	0.9998	0.9899	0.9841	0.9941	0.9942	0.9994	0.9942
7-Mas. de água						0	0.9997	1

Observando os valores do Índice KIA Total, para o par de imagens de referência (1958 e 2005), (Tabela 20), concluímos que apenas 76,5% da superfície da freguesia não alterou a sua distribuição original de usos ao longo dos últimos 50 anos, o que reflecte que a dinâmica evolutiva da paisagem é bastante acentuada. Esta tendência de alteração da paisagem aumenta à medida que avançamos no tempo, como mostra a Tabela 18, onde o índice KIA, à medida que o tempo avança, apresenta valores cada vez mais baixos, o que se deve ao abandono das actividades produtivas que alteram a dinâmica evolutiva da paisagem.

**Tabela 18:** Valores do Índice KIA Total, para os pares de imagens de referência entre 1958 e 2005.

<i>Ano da imagem de referência</i>	1958/1968	1968/1978	1978/1993	1993/2005
<i>KIA TOTAL</i>	0.9338	0.8854	0.8785	0.8742

**Tabela 19:** Valor do Índice KIA para o par de imagens de referência, 1958 a 2005

<i>Classe de uso/ano da imagem de referência</i>	1958	2005
1-Ter. Artif.	0.9557	0.5662
2-Área agr.	0.1815	0.8938
3-Florestas	0.6662	0.4276
4-Veg. herb.nat.	0.7546	0.2885
5-Matos	0.7232	0.6278
6-Aflor.roch.	0.9857	0.9751
7-Mas. de água		0

**Tabela 20:** Índice KIA Total, para o par de imagens de referência, 1958 e 2005.

<i>KIA TOTAL</i>	0.7652
------------------	--------

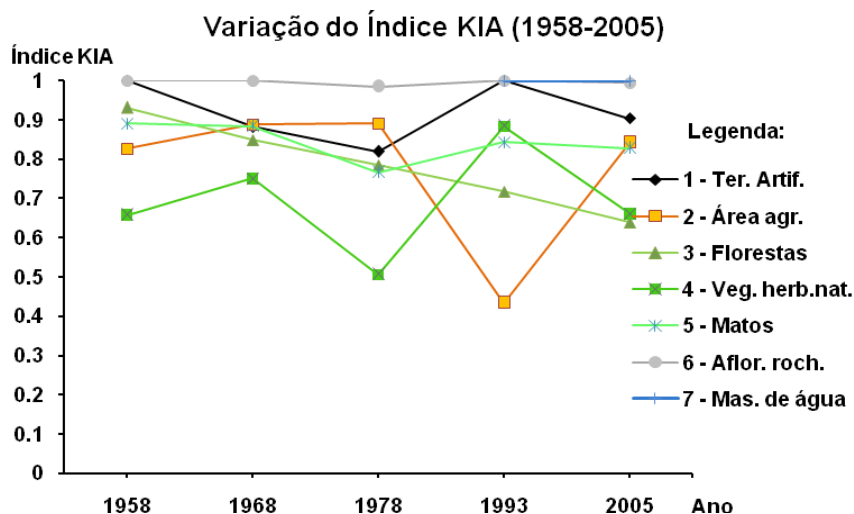
Ao analisar os resultados do índice KIA por usos (Tabela 19), tomando a imagem de 2005 como referência, constatamos que das superfícies destinadas à agricultura em 2005 apenas mantiveram a sua localização espacial ao longo do tempo (KIA Áreas agrícolas 2005=0.8938). Ao contrário, analisando a situação tomando como referência o voo de 1958 (KIA Áreas agrícolas 1958=0.1815), o resultado reflecte uma situação de forte alteração, já que boa parte da superfície destinada à agricultura, neste ano, passa a um uso diferente em 2005.

A categoria de ocupação/uso do solo florestas tomando como referência a imagem de 2005, mostram uma forte instabilidade, com um índice KIA muito baixo (KIA florestas

2005=0.4276), bem como em 1958, dado que apenas 66,62% da superfície desta categoria mantém a sua localização espacial ao longo do tempo.

Observando o uso, vegetação herbácea natural e, tendo como imagem de referência 1958, verificamos que 75,46% da superfície mantém este tipo de ocupação original (KIA vegetação herbácea natural 1958=0.7546), contudo verifica-se uma forte modificação ao longo do tempo, dado que em 2005 apenas 28,85% das superfícies mantêm a ocupação original (KIA vegetação herbácea natural 2005=0.2885). Assim, verificamos que 75,46% da superfície ocupada por vegetação herbácea natural em 1958 mantiveram a mesma localização, quase na totalidade até 2005, enquanto que as localizações que actualmente aparecem como vegetação herbácea natural, (KIA vegetação herbácea natural 2005=0.2885), anteriormente tinham tipos de ocupação/uso do solo diferentes, principalmente agrícola. Uma dinâmica evolutiva idêntica teve a categoria matos já que, 72,32% da superfície que ocupavam em 1958 mantiveram a mesma localização até 2005, enquanto que as localizações que actualmente aparecem como matos, (KIA matos 2005=0.6278), anteriormente tinham tipos de ocupação/uso do solo diferentes, principalmente agrícola.

Em síntese, as categorias relacionadas como abandono dos sistemas produtivos mostram uma forte instabilidade, sobretudo, as áreas agrícolas que devido ao abandono são substituídas por matos, vegetação herbácea natural ou florestas, (Figura 18). Ao contrário, os afloramentos rochosos são a categoria mais estável ao longo do tempo. A categoria massas de água, assume o valor 0 em 2005 porque as alterações que aparecem no contraste entre imagens se devem à aleatoriedade, aqui, por este tipo de ocupação ser recente.



**Figura 18:** Variação do índice KIA para os pares de imagens de referência entre 1958 e 2005.

## 4.2. Dinâmica da estrutura da paisagem

### 4.2.1. Estatísticas à escala da paisagem

As características e tendências da diversidade e equitabilidade do mosaico da paisagem na freguesia de França foram avaliadas utilizando como critério de comparação entre 1958 e 2005 os Índices de diversidade e equitabilidade apresentados na, (Tabela 21).

**Tabela 21:** Índices de diversidade e equitabilidade - métricas de paisagem

Ano/índice	SHDI	SIDI	MSIDI	SHEI	SIEI	MSIEI	MSIEI	PRD	RPR
1958	1,3509	0,6880	1,1648	0,7540	0,8256	0,6501	0,6501	0,1117	42,9
1968	1,3477	0,6864	1,1597	0,7522	0,8237	0,6472	0,6472	0,1117	42,9
1978	1,3256	0,6607	1,0810	0,7398	0,7929	0,6033	0,6033	0,1117	42,9
1993	1,3662	0,6660	1,0966	0,7021	0,7770	0,5635	0,5635	0,1303	50
2005	1,3364	0,6551	1,0645	0,6868	0,7643	0,5470	0,5470	0,1303	50

Métricas de diversidade à escala da paisagem:

SHDI - Índice de diversidade de Shannon's (Shannon's Diversity Index);

SIDI - Índice de diversidade de Simpson's (Simpson's Diversity Index);

MSIDI - Índice de diversidade modificado de Simpson's (Modified Simpson's Diversity Index);

SHEI - Índice de uniformidade de Shannon's (Shannon's Evenness Index);

SIEI - Índice de uniformidade de Simpson's (Simpson's Evenness Index);

MSIEI - Índice de uniformidade modificado de Simpson's (Modified Simpson's Evenness Index)

PRD - Densidade da riqueza das manchas

RPR - Riqueza relativa das manchas

Quanto maiores os valores destes índices mais diversificada é a paisagem, o que reflecte maior riqueza de usos de solo e maior equitabilidade na distribuição dos elementos.

Tal como mostram os resultados, todos os índices de diversidade evidenciam uma tendência ao incremento da diversidade do mosaico da paisagem até 1993, data a partir da qual os valores dos índices decrescem, o que revela uma tendência para a homogeneização do mosaico da paisagem.

Ao comparar a paisagem de 1958 com a de 2005, observamos que a riqueza e a distribuição da abundância dos elementos que compõem a paisagem, medidas pelos índices SHDI, MSIDI e MSIEI, são menores em 2005. Estes valores reflectem a tendência de homogeneização, que a paisagem está a ter desde 1978, mostrando que a paisagem, actualmente, está menos fragmentada e com menor equitabilidade na distribuição de abundância dos elementos.

Quanto aos índices de equitabilidade, verifica-se que aumentam até 1978, e nas duas datas seguintes registam um decréscimo progressivo, reflectindo uma homogeneização da paisagem.

### 4.2.2. Estatísticas ao nível da classe

As estatísticas por classe (*Patch Metrics*) calculadas (Tabela 21 e Figura 19), mostram grandes alterações na estrutura da paisagem entre 1958 e 2005. O número total de manchas

do mosaico da paisagem, que em 1968 registou o maior valor (906 manchas), a partir dessa data diminuiu de forma progressiva até 2005 (751 manchas), evidenciando a tendência de aumento da homogeneidade da paisagem. A Densidade de manchas – PD, indica-nos que o número de manchas por cada 100 ha tem vindo a diminuir ao longo do tempo, registando em 2005, aproximadamente 14 manchas por cada 100 hectares da paisagem. A diminuição de manchas na paisagem ao longo do tempo é reflexo do abandono das áreas agrícolas, facto que conduz a uma homogeneização da paisagem, sobretudo, nas últimas décadas.

A diminuição da fragmentação na paisagem conduz à diminuição do número de fragmentos. Sob o ponto de vista ecológico, as espécies que preferem habitats de interior tendem a sofrer um aumento nas suas populações, actuando em simultâneo o efeito do tamanho do fragmento e do ganho de habitat.

**Tabela 21:** Estatísticas por classe (Patch Metrics)

	NP	PD	LPI	TE	ED	LSI	ENN_MN	CONNECT	COHESION
1958	836	15,57	23,88	892110	166,12	30,43	86,03	0,7134	99,3916
1968	906	16,87	14,64	914410	170,27	31,19	146,30	0,6726	99,2531
1978	764	14,23	19,14	903960	168,33	30,83	265,09	0,8887	99,3451
1993	766	14,26	14,93	883380	164,49	30,13	209,36	0,8372	99,2431
2005	751	13,98	15,71	894600	166,58	30,51	162,19	0,8434	99,3084

NP - Número de manchas (Number of Patches (#)) ;  
 PD - Densidade de manchas (Patches Density) = Número de manchas por cada 100 ha;  
 LPI - Proporção da paisagem ocupada pela maior categoria (Largest Patch Index (%));  
 TE - Total de Bordadura (Total edge of class);  
 ED - Densidade de bordadura (Edge Density (m/ha));  
 LSI - Índice de forma da paisagem (Landscape Shape Index);  
 ENN-MN - Índice de distância Euclideana ao vizinho mais próximo.  
 CONNECT – Índice de conectividade;  
 COHESION – Coesão;

Os índices de TE (Total de Bordadura) e ED (Densidade de bordadura) pouco variaram ao longo do período estudado, registaram o maior valor em 1968, diminuíram até 1993, e depois, voltaram a aumentar ligeiramente. Esta estabilidade pode ser um aspecto positivo para a biodiversidade que ocorre em habitats de bordadura.

A proporção da paisagem ocupada pela maior categoria LPI, mostrou uma tendência de decréscimo até 1993 (14,93%), verificando-se a seguir, que a área ocupada pelo maior fragmento aumenta até 15,71%, em 2005 (facto que indica o crescimento no tamanho dos fragmentos).

Importa referir que o efeito de bordadura é inversamente proporcional à área de interior, ou seja, à medida que ocorre o aumento do efeito de bordadura, ocorre à redução da área de interior, acontecendo uma maior interacção com a matriz, facto que irá influenciar na qualidade da estrutura desses ecossistemas.

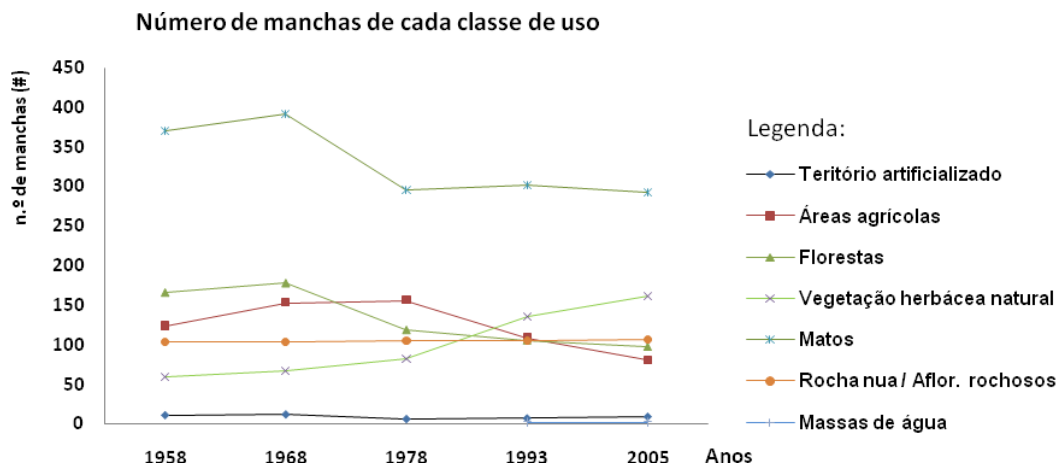
O índice de distância euclideana ao vizinho mais próximo - ENN-MN, métrica de área do núcleo, aumentou até 1978 (265,09), e depois, diminui até (162,19), no ano de 2005.

Provavelmente, essa redução deve-se à diminuição do número de fragmentos existentes na paisagem o que diminuiu a distância entre fragmentos da mesma categoria.

Relativamente ao Índice de forma da paisagem LSI, verificamos que se tem mantido bastante estável ao longo do período estudado, concluindo com isso que a forma dos fragmentos na paisagem não se alterou muito ao longo do tempo.

Observando CONNECT, podemos concluir que a conectividade ente as diferentes classes de uso tem vindo a aumentar, o que reflecte uma crescente homogeneização da paisagem, sobretudo nas ultimas décadas. O índice de coesão COHESION, pelo contrário, não variou muito no período em análise.

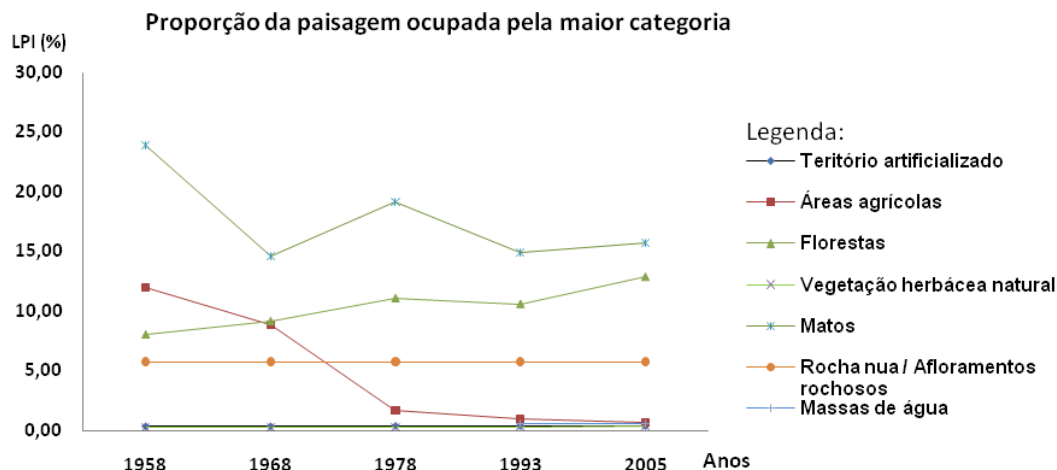
As Figuras 19, 20, 31, 22 e 23, mostram a variação das estatísticas porá as diferentes classes de ocupação/uso do solo.



**Figura 19:** Variação do número de manchas (#), entre 1958 e 2005.

O número de manchas de matos que foi sempre superior às demais classes de uso, registou uma tendência de decréscimo ao longo do tempo, ainda mais acentuada, nos anos mais recentes.

Ao contrário, o número de manchas de vegetação herbácea natural descreveu uma tendência diferente, ou seja, o número de manchas foi crescendo ao longo do tempo, e de forma mais acentuada a partir de 1978, reflectindo uma homogeneização da paisagem devido ao abandono agrícola.

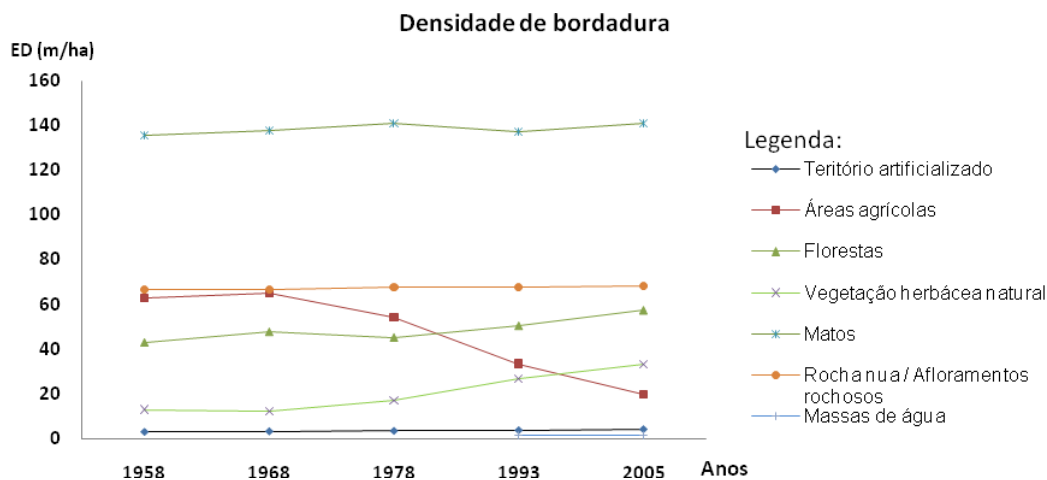


**Figura 20:** Variação da Proporção da paisagem ocupada pela maior categoria (Largest Patch Index (%)), entre 1958 e 2005.

O índice LPI - Proporção da paisagem ocupada pela maior categoria, indica-nos que a proporção área ocupada pelo maior fragmento, pertence em todo o período estudado aos matos e a menor à vegetação herbácea natural, (Figura 20).

A proporção de área ocupada pelo maior fragmento de florestas têm vindo a aumentar ao longo do tempo, o que constitui um aumento da susceptibilidade da paisagem à ocorrência de incêndios.

A proporção de área ocupada pelo maior fragmento de áreas agrícolas na paisagem, diminuiu de forma acentuada ao longo do período estudado, devido ao abandono agrícola.

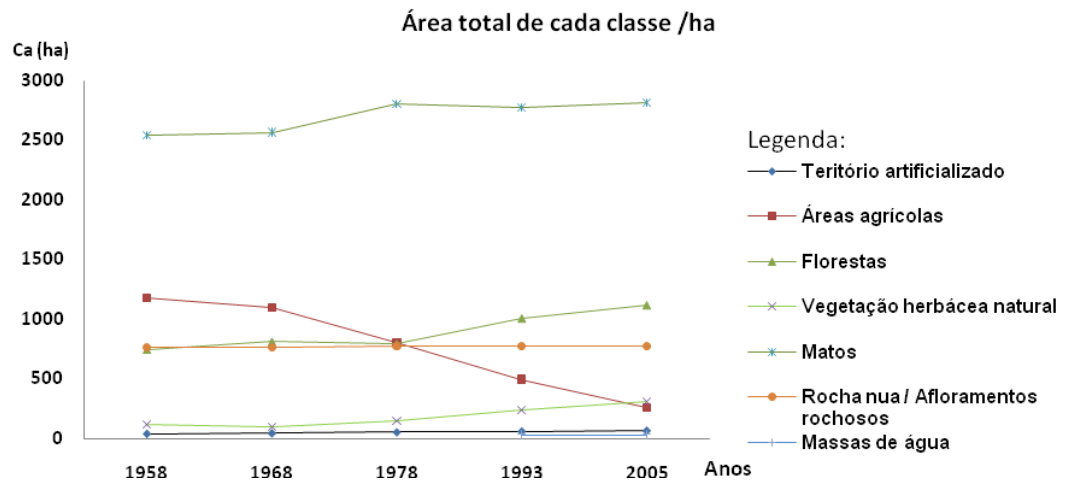


**Figura 21:** Variação da Densidade de bordadura (*Edge Density* (m/ha)), entre 1958 e 2005.

Observando a Figura 21, sobre a variação da densidade de bordadura ED (m/ha), podemos concluir que a classe matos é a que apresenta maiores densidades de bordadura ao longo de todo o período estudado.

A ED de área agrícola diminuiu ao longo do tempo o que reflecte a progressiva aumento das áreas de interior dos fragmentos desta classe de uso. A densidade de bordadura aumenta significativamente nos matos, florestas, e vegetação herbácea natural, o que pode revelar-se favorável para a biodiversidade, que ocorre em habitats de interior. Quanto maior a distancia entre as extremidades (bordadura) e o centro do interior do fragmento, maior é a protecção das espécies de interior destes habitats em relação às ameaças externas.

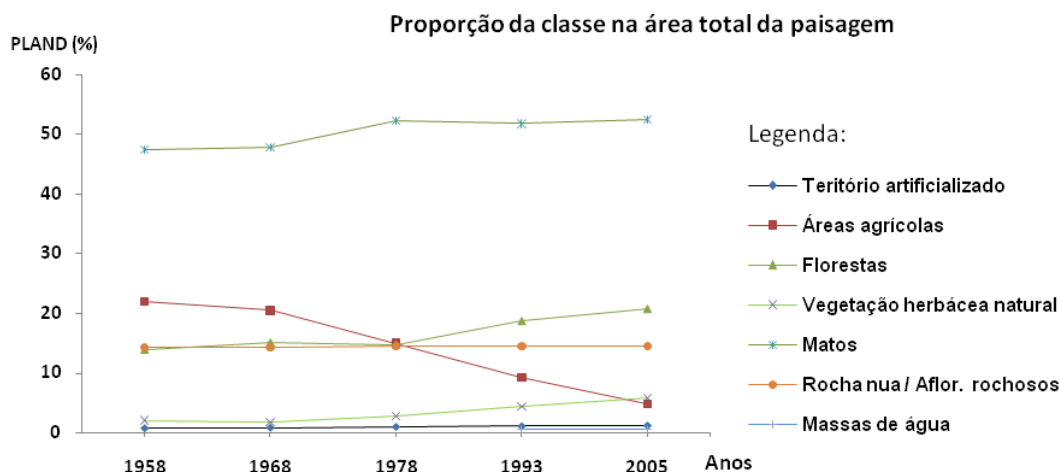
Sob o ponto de vista da ecologia, importa referir que a maior diversidade específica se atinge com valores intermédios de densidade de bordadura.



**Figura 22:** Variação da Área total de cada classe (ha), entre 1958 e 2005.

A Figura 22, mostra-nos que a agricultura sofreu a mais forte variação, diminuindo a sua área total na paisagem progressivamente entre 1958 e 2005. As terras agrícolas foram substituídas por matos (classe que ocupa a maior área da paisagem em todas as datas), por vegetação herbácea natural e florestas, estes dois usos, aumentaram a sua área total na paisagem, a partir de 1978, devido ao abandono dos campos agrícolas.

Os afloramentos rochosos, devido à sua improdutividade, são a classe de uso mais estável em todas as datas, como seria de esperar.



**Figura 23:** Variação da Proporção da classe na área total da paisagem (%), entre 1958 e 2005.

Interpretando a evolução da métrica PLAND, proporção da classe na área total da paisagem, verificamos que agricultura em termos percentuais foi a classe que mais diminuiu no total da paisagem ao longo do tempo, (Figura 23). Os matos é a classe que ocupa maior percentagem da paisagem em todas as datas. As florestas e a vegetação herbácea natural aumentaram a sua percentagem no total da paisagem a partir de 1978.

Em síntese, concluímos houve um aumento percentual no tamanho das manchas de classes muito vulneráveis ao fogo (matos, florestas e vegetação herbácea natural).

O aumento do tamanho médio dos fragmentos, sobretudo da classe matos, florestas e vegetação herbácea natural, são resultado da diminuição do número de fragmentos, levando a uma perda de heterogeneidade do mosaico da paisagem

#### *4.3. Comportamento do fogo na paisagem entre 1958 e 2005.*

O despovoamento massivo de população provocou o abandono do espaço agrícola e a diminuição do pastoreio. Estas alterações socioeconómicas contribuíram provavelmente para o aumento da quantidade e continuidade de combustíveis formados por conjuntos de comunidades vegetais pioneiras nas etapas sucessionais (vegetação herbácea natural e matos) na paisagem da freguesia de França que incrementam a probabilidade de ocorrerem grandes incêndios com consequências catastróficas.

Estruturalmente, houve um aumento no tamanho das manchas para o combustível mais abundante, o uso de solo respeitante às classes (matos vegetação herbácea e florestas), bem como da conectividade para as mesmas classes.

Observando a Tabela 22, concluímos que na paisagem estudada, até 1978 predominavam os combustíveis do grupo herbáceo (que diminuíram ao longo do tempo) e, a partir dessa data, passaram a predominar os combustíveis do grupo arbustivo (aumentaram ao longo do tempo). O modelo 1, Pastagens anuais ou perenes e restolhos, que ocupava em

1958 33.1% da paisagem, foi diminuindo de forma progressiva até 16.8%, da paisagem em 2005.

O modelo 4, Mato alto, são um tipo de combustíveis que aumentaram progressivamente até 2005, ano em que ocupam 38.4% da paisagem, devido ao abandono dos campos agrícolas, e diminuição da pastorícia.

As florestas, modelo 6, que ocupava 32.6% da paisagem, em 1958, diminuiu até 1993 (ano em que ocupava 15.2% da paisagem), aumentou na última década até 19.4% da superfície da freguesia, em 2005.

**Tabela 22:** Distribuição dos modelos de combustíveis entre 1958 e 2005

Mod. Comb.	Grupo de comb.	1958	1968	1978	1993	2005
1	Herbáceo	33.1	31.7	26.3	20.9	16.8
2		10.3	3.3	3.9	8.7	10.2
3		0	0	0	0	0
4	Arbustivo	10.6	21.9	28.2	37.2	38.4
5		5.2	5.6	7.9	7.4	4.4
6		32.6	28.7	24.3	15.2	19.4
7		0	0	0	0	0
8	Manta morta	3.4	3.6	4.3	5.2	5.6
9		1.4	1.5	1.6	2.2	2.2
10		0	0	0	0	0
11	Resíduos lenhosos	0	0	0	0	0
12		0	0	0	0	0
13		0	0	0	0	0
99	Não combustível	3.4	3.6	3.6	3.2	2.9

Nas simulações de incêndio efectuadas em 30 pontos de ignição aleatórios, ao nível da paisagem reflectiram-se as mudanças estruturais de cenários socioeconómicos já descritos, com o aumento da dimensão (Tabela 23 e Figura 24), intensidade da linha da frente de fogo (Tabela 24 e Figura 25) e velocidade de propagação (Tabela 25 e Figura 26) média de incêndio, de 1958 até 1993.

**Tabela 23:** Evolução da média de área ardida (ha), nas simulações de 30 pontos ignição entre (1958 e 2005)

Ano	1958	1968	1978	1993	2005
Média da área ardida (ha)	2388.27	2854.84	2777.60	3036.14	2903.15
Desvio Padrão	750.09	972.55	989.29	982.56	982.13

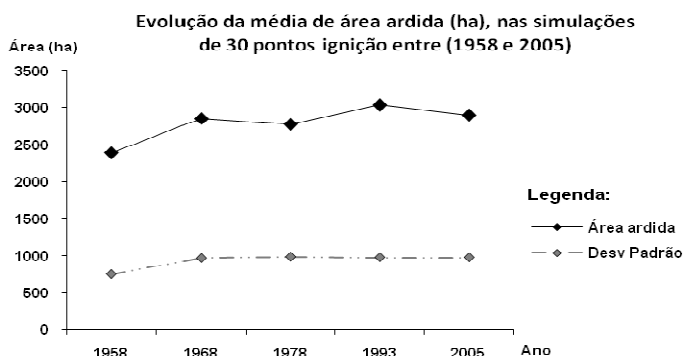
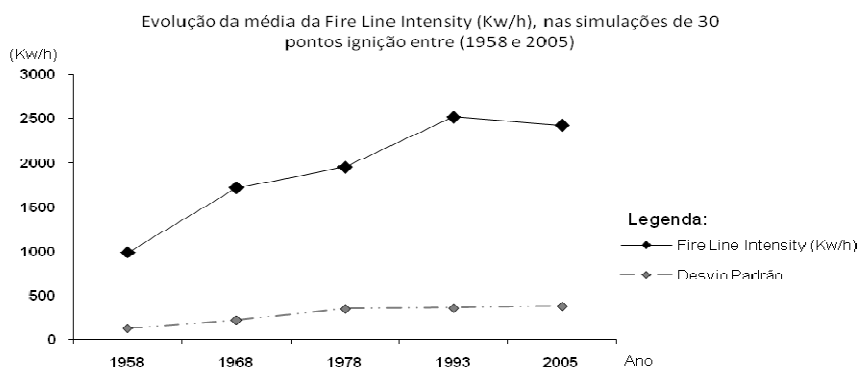


Figura 24: Evolução da média de área ardida (ha), nas simulações de 30 pontos ignição, entre (1958 e 2005)

**Tabela 24:** Valores médios de Fire Line Intensity (Kw/h), nas simulações de 30 pontos ignição, entre 1958 e 2005

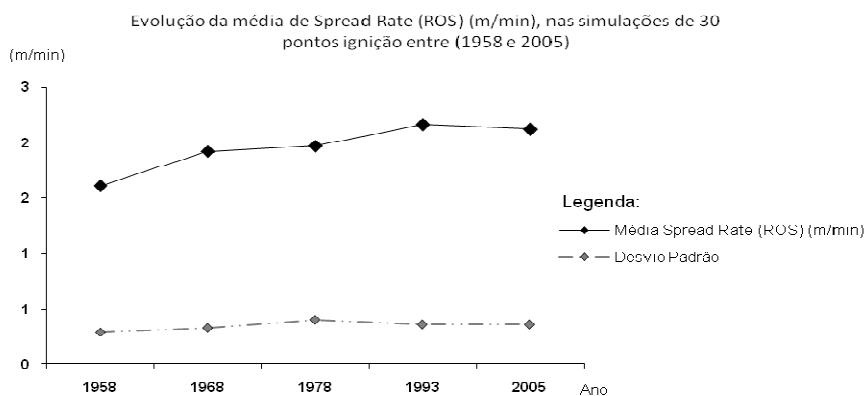
Ano	1958	1968	1978	1993	2005
Fire Line Intensity (Kw/h)	987.40	1718.79	1950.55	2515.87	2427.16
Desvio Padrão	129.33	223.86	349.37	357.11	378.85



**Figura 25:** Evolução dos valores médios de Fire Line Intensity (Kw/h), entre 1958 e 2005

**Tabela 25:** Valores médios de Spread Rate (ROS) (m/min), nas simulações de 30 pontos ignição, entre 1958 e 2005.

Ano	1958	1968	1978	1993	2005
Média Spread Rate (ROS) (m/min)	1.61	1.92	1.97	2.16	2.12
Desvio Padrão	0.29	0.33	0.40	0.36	0.36



**Figura 26:** Evolução dos valores médios de Spread Rate (ROS) (m/min), nas simulações de 30 pontos ignição, entre 1958 e 2005.

Merece destaque a alteração do comportamento do fogo que se verificou depois de 1993, dado que estas variáveis registaram um ligeiro decréscimo nos resultados das simulações referentes à data de 2005. Isto pode dever-se aos incêndios ocorridos durante esse período, (Tabela 26).

**Tabela 26 – Área ardida na freguesia de França (1990-2006)**

Ano	Número	Área / ha	%
1990	4	969.5	18.0
1991	3	46.8	0.9
1992	0	0	0
1993	0	0	0
1994	6	1631.7	30.4
1995	6	213.3	4.0
1996	18	553.4	10.3
1997	1	57.5	1.1
1998	25	1617.1	30.1
1999	14	63.0	1.2
2000	17	1282.7	23.9
2001	28	237.7	4.4
2002	10	55.6	1.0
2003	12	227.0	4.2
2004	3	38.1	0.7
2005	13	58.6	1.1
2006	1	15.0	0.3
Total Área ardida		7067	
Área Freguesia		5373	

Fonte: Parque Natural de Montesinho, 2006.

O total de área ardida na freguesia de França entre 1990 e 2006 foi de 7067ha, um valor muito superior à superfície da freguesia (5373ha).

Merece ainda destaque a enorme superfície ardida nos anos de 1994 (1631.7ha), 1998 (1617.1 ha) e 2000 (1282.7 ha), que representam, respectivamente, 30.4%, 30.1% e 23.9% da superfície da freguesia e, por isso, foram os anos mais catastróficos na história recente do fogo ao nível da freguesia de França.

A diminuição da dimensão, intensidade da linha da frente de fogo e velocidade de propagação média de incêndio, observadas nas simulações efectuadas na data de 2005 é eventualmente explicado pela ocorrência destes grandes incêndios.

## 5. Conclusão

Neste estudo concluímos que:

- a) Na freguesia de França ocorreram importantes alterações na estrutura, funcionamento e dinâmica da paisagem entre 1958 e 2005:
  - Ocorreu uma diminuição da riqueza de fragmentos, que conduziu a uma perda de diversidade e equitabilidade das classes de uso do solo na paisagem.
  - Diminuiu a percentagem de área agrícola na paisagem (devido ao êxodo rural e abandono da actividade agrícola);
  - Aumentou a proporção da paisagem ocupada pelas classes de matos, florestas e vegetação herbácea natural.
- b) As alterações na composição e estrutura da paisagem alteraram a ecologia do fogo:
  - Os incêndios florestais progressivamente aumentaram em dimensão e severidade (maior intensidade e velocidade de propagação);
- c) Poderá atribuir-se, actualmente, ao fogo o papel de desempenho de estratégias benéfico nos ecossistemas?  
ou  
O ciclo do fogo despoletará a ocorrência de perturbações catastróficas nos ecossistemas, provocadas pela ocorrência de “grandes incêndios florestais”, na freguesia de França?
- d) O futuro da paisagem, desta freguesia, deverá assentar numa gestão e conservação da natureza, dos valores dos ecossistemas.

## Referências Bibliográficas

- Aguiar, C., Carvalho, A., Lourenço, J., (1992) Contribuição para o Plano de Ordenamento do Parque Natural de Montesinho: Flora e Vegetação. Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico de Bragança.
- Aguiar, C., Capelo, J., Costa, J.C., Espírito-Santo, M.D., e Lousã, M., (1995). Tipologia das geoséries ripícolas mediterrânicas de Portugal. *Congresso Nacional de Conservação da Natureza. Ecossistemas Ribeirinhos*.
- Aguiar, C. e Carvalho A.M., (1995) - Flora leonesa das Serras da Nogueira e Montesinho. *Ann. Soc. Brot.* 60: 1-11.
- Aguiar, C., Carvalho, A., Rodrigues, A. P., e Esteves, A., (1997) Guia da *Excursão Geobotânica do I Encontro de Fitossociologia - ALFA*. Inst. Polit. de Bragança, Assoc. Lus. de Fitossociologia. Bragança.
- Aguiar, C., Capelo, J., (2004). ANEXO às fichas dos habitats de pinhal: 2270, 2180 e 9540 (PUBLICAÇÕES ONLINE – fichas dos Habitats NATURA 2000) [http://www.icn.pt/psrn2000/caracterizacao\\_valores\\_naturais/habitats/Anexo\\_Piniais.pdf](http://www.icn.pt/psrn2000/caracterizacao_valores_naturais/habitats/Anexo_Piniais.pdf) (acedido em 10/052008)
- Albini, F.A., (1976). *Estimating Wildfire Behaviour and Effects*, General Technical Report INT-30, USDA Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station, Ogden, Utah.
- Albini, F.A., (1986). Wildland fire spread by radiation – A model including fuel cooling by natural convection. *Combustion Science and Technology* 45: 101-113.
- Anderson, H.E., (1969). Heat transfer and fire spread. United States Department of Agriculture, Forest Service. Research Paper INT-69 : 20 pp.
- André, J.C.S., (1996). *A theory on the propagation of surface forest fire fronts*. PhD.Thesis (in portuguese). Mechanical Engineering Department, Faculty of Science and Technology, University of Coimbra. 330 pp.
- André, J.C.S., Lopes, A.G., Viegas, D.X., (1992). *A broad synthesis of research on physical aspects of forest fires*. Fluid Mechanics Group, Mechanical Engineering Department, Faculty of Science and Technology, University of Coimbra. Cadernos Científicos sobre Incêndios Florestais 3 : 148 pp.
- André, Jorge C. S. e Viegas, D. X., (2001). Modelos de Propagação de Fogos Florestais: Estado-da-Arte para Utilizadores - Parte I: Introdução e Modelos Locais in *Silva Lusitana* 9(2): 237 - 265, Lisboa.
- Andrews, P.L., (1986). *BEHAVE: fire behaviour prediction and fuel modelling system – BURN subsystem*, Part 1. United States Department of Agriculture, Forest Service (Ogden, Utah). General Technical Report INT-194 : 130 pp.
- Andrews, P.L. e Chase. C.H., (1989). *BEHAVE: fire behavior prediction and fuel modeling system-Burn Subsystem*, Part 2. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. INT-260.
- Aranha, J., Alves, G., and Lopes, D., (2001). *Burnt areas identification and analysis by means of remotely sensed images classification. A case study in Northern Portugal*, Proceedings of the RSPS 2001 – Geomatics, Earth Observation and the Information Society, London.
- Ariatnoutsou, M., (1998). Aspects of demography in Post-Fire Mediterranean plant communities of Greece. En " Landscape Degradation and Biodiversity in Mediterranean-Type Ecosystems" Springer-Verlag, Berlin. 274-294.
- Azevedo, J. 1997. Ecologia de paisagem e conservação da natureza. Série Seminários da ESAB, nº 4. ESAB, Bragança, 15pp.
- Azevedo, J. & F. Caçador. 2000. Bordaduras de bosques de *Quercus rotundifolia* Lam. n.º Parque Natural de Montesinho. *Quercetea* 1: 126-137.
- Baskett E.Z., Jordan G.A., (1995), Characterizing spatial structure of forest landscapes. *Can J For Res.* vol.25, n.º18, pp. 30-49.
- Berjak S. G. and J. W. Hearne, (2002). "An improved cellular automaton model for simulating fire in a spatially heterogeneous Savanna system", *Ecological Modelling*, vol. 148 no. 2, pp. 133-151.
- Bilger, R.W., (1989). Turbulent diffusion flames. *Annual Review of Fluid Mechanics* 21: 101-135.
- Bond, W.J., Van Wilgen, B.W., (1996). *Fire and Plants*. Population and Community Biology series. Chapman & Hall, London.
- Bond, W. J., e Midgley, J. J., (2001). Ecology of sprouting in woody plants: The persistence niche. *Trends Ecol. Evol.* 16: 45–61. AND B. VANWILGEN. 1996. *Fire and plants*, pp. 34–50. Chapman and Hall, London, UK.
- Broks, M. L, D'Antonio, C. M., Richardson, Grace, M., J.B., e Keeley, J.E., (2004). Effects of invasive plants on fire regimes. *BioScience* 54(7):677-688.
- Bryce, S.A., & Clarke, S.E., (1996). Landscape-level ecological regions: linking state-level ecoregion frameworks with stream habitat classifications. *Environmental Management*, vol. 20, no.º 3, p. 297-311.
- Burel, F. & Baudry, J., (2002). *Ecologia del paisaje. Conceptos, Métodos e Aplicaciones*. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid. p. 148.
- Burgan, R.E., Rothermel, R.C., (1984). *BEHAVE: fire behaviour prediction and fuel modelling system - FUEL subsystem*. United States Department of Agriculture, Forest Service (Ogden, Utah). General Technical Report INT-167 : 126 pp.
- Burgan, R. E., and Hartford, R. A., (1997). *Live Vegetation Moisture Calculated from NDVI and Used in Fire Danger Rating*. Proceedings of the 13th Fire and Forest Meteorology Conference, Lorne.
- Burke, M., & Nol, E., (1998). *Edge and fragment size effects on the vegetation of deciduous forests in Ontario*, Canada. *Natural Areas Journal*. n.º 18, p. 45-53
- Byram, G.M., (1959). In: DAVIS, K.P., 1959. *Forest fire: control and use*. (1<sup>st</sup> Ed.) Ed. McGraw-Hill. Chapters: *Combustion of forest fuels and Forest fire behaviour*.

- Caetano M., Nunes V. e Araújo A., (2006). Manual da Carta de Ocupação do Solo de 2005 para Portugal Continental., Instituto Geográfico Português, Grupo de Detecção Remota, Lisboa, [www.igeo.pt/gdr](http://www.igeo.pt/gdr)
- Catchpole, E.A., DE Mestre, N.J., (1986). Physical models for a spreading line fire. *Australian Forestry* 49(2) : 102-111.
- Catchpole, E.A., Catchpole, E.W.R., (1991). Modelling moisture damping for fire spread in a mixture of live and dead fuels. *Int. Journal of Wildland Fire* 1(2) : 101-106.
- Catchpole, E.A., Catchpole, W.R., Rothermel, R.C., (1993). Fire behaviour experiments in mixed fuel complexes. *Int. Journal of Wildland Fire* 3(1) : 45-57.
- Catchpole, E.A. (1994). A review of physical fire models, 1945-1975. In: *Elements of Bushfire Science*. Vol. 1: Fire Behaviour Models (PACKHAM, D.R., CATCHPOLE, E.A., CATCHPOLE, W.R., KRUSEL, N., VINEY, N., Eds.). 44 pp.
- Catchpole, W.A., Catchpole, E.A., Rothermel, R.C., Morris, G.A., Butler, B.W., Latham, D.J., (1998). Rate of spread of free-burning fires in woody fuels in a wind tunnel. *Combustion Science and Technology* 131: 1-37.
- Catchpole, W.C., (1998). Fire behaviour research in Australia. Photocopies of the transparencies presented at the *Short Course on Forest Fire Behaviour Modelling* (Luso, 21/22 November). 25 pp.
- Catchpole, W.C., Catchpole, T., (1998). Laboratory based models. Photocopies of the transparencies presented at the *Short Course on Forest Fire Behaviour Modelling* (Luso, 21/22 November). 26 pp.
- Carrier, G.F., Fendel, F.E., Wolff, M.F., 1991. Wind-aided fire spread across arrays of discrete fuel elements. I theory. *Combustion Science and Technology* 75 : 31-51.
- Cheney, N.P., Gould, J.S., Catchpole, W.R., (1998). Prediction of fire spread in grass-lands. *Int. Journal of Wildland Fire* 8(1): 1-13.
- Chuvieco, E. & Salas, J., (1996). *Mapping the Spatial distribution of Forest Fire Danger Using GIS*, International Journal of Geographical Information System. Vol. 10, n.º 3, pp. 123-140.
- Chuvieco, E. and Congalton, R. G., (1989). *Application of Remote Sensing and Geographic Information Systems to Forest Fire Hazard Mapping*, Remote Sensing of Environment.
- Chuvieco, E., MARTIN, M. P., 1994. Global Fire Mapping and Fire Danger Estimation using AVHRR Images. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing of the Environment*, 29, 147-159.
- Chuvieco, E., Salas, F., Vega, C., (1997). *Remote Sensing and G.I.S. for Long-Term Fire Risk Mapping*, Megafires project ENV-CT96-0256, Alcalá de Henares. p. 245.
- Chuvieco, E., Martin, I. M., (2004). *Nuevas tecnologías estimación riesgo incendios forestales*, Consejo Superior de Investigación Científica, Madrid. p.157.
- Clark, T. L., M.A. Jenkins, J. Coen and D. Packham, (1996). "A Coupled Atmosphere Fire Model: Convective Feedback on Fire-Line Dynamics", *Journal of Applied Meteorology*, vol. 35 n.º 6, pp. 875-901.
- Coleman J. e Sulliman, A. (1995). SiroFire: the CSIRO bushfire spread simulator, Proc Inst Forest Aust 16th Biennial Conf., pp. 309-319,
- Collins, D. B., "FireLib User Manual & Technical Reference",; <http://www.fire.org/> (Acedido em Novembro de 2006)
- Costa, J. S. *et al.* (2005). *Compêndio de Economia Regional*, APDR, Coimbra (2.ª ed.).
- Cruz, M. G., (2005). *Guia Fotográfico para Identificação de Combustíveis Florestais – Região Centro de Portugal*. ADAI-CEIF, Coimbra.
- Curry, J.R., Fons, W.L., (1940). Forest fire behaviour studies. *Mechanical Engineering* 62: 219-225.
- De Mestre, N., Catchpole, E., Anderson, D., Rothermel, R., (1989). Uniform propagation of a planar fire front without wind. *Combustion Science and Technology* 65 : 231-244.
- Deeming, J.E., Burgan, R.E., and Cohen, J.D, (1977). *The National Fire-Danger Rating System-1978*, United States Department of Agriculture, Forest Service, General Technical Report INT-39, Intermountain Forest and Range Experiment Station, Ogden, Utah.
- Dentinho, T. e Coutinho, L. (2000). *Avaliação do Contexto Sócio-Económico dos Sítios de Interesse Comunitário do Canal Faial-Pico*. Departamento de Ciências Agrárias da Universidade dos Açores, Angra do Heroísmo.
- Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station.
- Dunlap, F., 1912. The specific heat of wood. United States Department of Agriculture, Forest Service (Washington DC). *Forest Service Bulletin* 110.
- Dunn A., and Milne G., (2004). "Modelling Wildfire Dynamics via Interacting Automata", Proc. 6th International Conf. on Cellular Automata for Research and Industry, Springer, pp. 395-404.
- Eastman, J.R., Mckendry, J.E. & Fulk, M.A. 1995. *Explorations in geographic information systems technology. Change and time series analysis*. United Nations Institute for Training and Research (UNITAR). Switzerland. 119 pp.
- Eastman, J.R., Mckendry, J.E. e Fulk, M.A., (1995). *Explorations in geographic information systems technology. Change and time series analysis*. United Nations Institute for Training and Research (UNITAR). Switzerland. 119 pp.
- Farina, A., 1998. *Principles & Methods in Landscape Ecology*. Chapman & Hall. London. U. K. 412 p.
- Farina, A., (2006). *Principles and Methods in Landscape Ecology. Towards a Science of Landscape*.

- Fernandes, P. M., Loureiro, C., Botelho, H., Ferreira, A., Fernandes, M., (2002). Avaliação Indirecta da Carga de Combustível em Pinhal Bravo. *Silva Lusitana* 10(1), 73-90.
- Fernandes, P. M., Botelho, H., (2003). A review of prescribed burning effectiveness in fire hazard reduction. *International Journal of Wildland Fire* 12, 117-128.
- Finney, M. A., (1998). FARSITE: Fire area simulator - model development and evaluation, tech. report RMRS-RP-4, Agriculture Dept. Rocky Mountain Research Station Ogden, U.S. Forest service, <http://www.fire.org/> (acedido em 12 outubro de 2007).
- Forman, R.T.T. e Godron, M., (1981). Patches and structural components for a landscape ecology *Bioscience*.
- Forman, R.T. & Godron, M., (1986). *Landscape Ecology*. John Wiley & Sons, New York, 619 p.
- Forman, R. T. T., (1995). *Landscape Mosaics*. Cambridge University Press. Cambridge.
- Forman, R.T., (1997). Land mosaics. *The Ecology of Landscapes and Regions*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 613 p.
- Franklin, J.F. & Forman, R.T.T. 1987. Creating landscape patterns by forest cutting: ecological consequences and principles. *Landscape Ecology*, 1: 5-18.
- Freire, S., Carrão, H., Caetano, M. R., (2002). *Produção de Cartografia de Risco de Incêndio Florestal com Recurso a Imagens de Satélite e Dados Auxiliares*. [CD-Rom] Proceedings do ESIG'2002, VII Encontro de Utilizadores de Informação Geográfica, Oeiras.
- Fung, T. & Ledrew, E., (1988). The determination of optimal threshold levels for change detection using various accuracy indices. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 54(10): 1449-1454.
- Gustafson E.J., Parker G.R., (1992). *Relationship between landcover proportion and indices of landscape spatial pattern*. in *Landscape Ecology*. vol. 1, n.º 7, pp. 101 – 110.
- Gustafson, E.J., (1998). Quantifying landscape spatial pattern: What is the state of the art. *Ecosystems*: 143-156.
- Hanes, T. (1971). Succession after fire in the chaparral of southern California. *Ecological Monographs* 41: 27-42.
- Hulshoff, R., (1995). *Landscape indices describing a Dutch landscape*. in *Landscape Ecology*. vol.1, n.º 10, pp 101-111.
- IDRISI Kilimanjaro, Tutorial., (2003). Clark Labs University, Worcester, USA. Joint Research Center (JRC), (2001). *Pilot Projects on Forest Fires*, On-line: <http://naturalhazards.aris.sai.jrc.it/fires/> (acedido em 1/05/2007).
- Joint Research Center (JRC), *Pilot Projects on Forest Fires*, [On-line]: <http://natural-hazards.aris.sai.jrc.it/fires/>, April 12th 2002.
- Kaufmann M.R., Graham R.T., Boyce D.A. Jr., Moir W.H., Perry L., Reynolds R.T., Bassett R.L., Mehlhop P., Edminster C.B., Block W.M., Corn P.S. (1994). An ecological basis for ecosystem management. Gen. Tech. Rep. RM-246. Fort Collins CO: U.S.
- Keane, R., Burgan, E., (2001). VanWagtendonk, R., Mapping Wildland Fuels for Fire Management across Multiple Scales: Integrating Remote Sensing, GIS and Biophysical Modeling. *International Journal of Wildland Fire* 10, 301-319.
- Knight, I. e Coleman J., 1993. A fire perimeter expansion algorithm based on Huygen's wavelet propagation, *International Journal of Wildland Fire*, vol. 3 n.º. 2, pp. 73-84.
- Lagro, J., J., (1991). Assessing patch shape in landscapes mosaics. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*.
- Linn, R., Reisner, J. J., Colman, J. e Winterkamp, J., (2002). "Studying wildfire behavior using FIRETEC", *International Journal of Wildland Fire*, vol. 11 no. 3, pp. 233-246.
- Lubchenco, J., Olson, A.M., Brubaker, L.B., Carpenter, S.R., e Risser, P.G., (1991). The sustainable biosphere initiative: an ecological research agenda, *Ecology*, 72: 371-412.
- Matos, J. L., (2001). *Fundamentos de Informação Geográfica*, LIDEL – Edições Técnicas LDA, Lisboa.
- McGarigal K, e McComb W.C., (1995). FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Portland (OR): USDA Forest Service, Pacific Northwest Research station; General Technical Report PNW-GTR-351.
- McGarigal K, McComb W.C., (1997). FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Portland (OR): USDA Forest Service, Pacific Northwest Research station; General Technical Report PNW-GTR.
- Miller, J.N.; Brooks, R.P.; Croonquist, M.J., (1997). *Effects of landscape patterns on biotic communities*. in *Landscape Ecology*. vol.12, n.º33, pp. 137-153.
- Moreira, F., Rego, F., Ferreira, P. (2001). Temporal (1958-1995) pattern of change in a cultural landscape of northwestern Portugal: implications for fire occurrence. *Landscape Ecology*, 16: 557-567.
- Naveh, Z., (1975). The evolutionary significance of fire in the Mediterranean region. *Vegetation* 29:199-208.
- NOAA/NESDIS, (2002). *Experimental Fire Potential Product*, NOAA, [On-line]: <http://orbitnet.nesdis.noaa.gov/crad/sat/surf/fpm/index.html> (acedido em 11/11/2008)
- O'Neill, R. V., Krummel, J. R., Gardner, R. H., Suichara, G., Jackson, B., DeAngelis, D. L., Milne, B. T., Turner, M. G., Zygmunt, B., Christensen, S. W., Dale, V. H., Graham, R. L., (1988). *Indices of landscape pattern*, in *Landscape Ecology*, vol.1, n.º 3, pp. 153-162.
- O'Neill, R.V.; Jones, K.B., Riitters, K.H., Wickham, J.D., Goodman, I.A., (1994). *Landscape monitoring and assessment research plan*, Environmental Protection Agency, U.S. EPA 620/R-94/009.

- Pickett, S.T.A. e White, P.S., (1985). The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press, Orlando.
- Pickover C. A., (1990). Computers, pattern, chaos and beauty: graphics from an unseen world. New York: St Martin's.
- Pielou E. C., (1975). Ecological diversity. New York: Wiley-Interscience.
- Pine, S.J., (1984). Introduction to Wildland Fire. Fire Management in the United States. Jon Wiley & Sons, New York.
- Ribeiro, o., Lautensach, h., Daveu, S., (1988). Geografia de Portugal. Vol II – o Ritmo Climático e a Paisagem. Ed. João Sá da Costa, Lda., Lisboa, 623pp.
- Rigueiro R. A., (2002). 25 Años de Investigación en Galicia (NW España) sobre Sistemas Silvopastorales en Prevención de Incendios forestales (CSIC), Madrid.
- Riitters, K. H., O'Neill, R.V., Hunsaker, C. T.; Wickham, J. D., Yankee, D. H., Timmins, S. P., Jones, K. B., Jakson, B. L., (1995). A factor analysis of landscape pattern and strucyure metrics, in Landscape Ecology, vol. 10, n.º 1, pp. 23 – 39.
- Romme WH., (1982). Fire and landscape diversity in Sub-Alpine forests of Yellowstone National Park. Ecol. Monogr.
- Rosenfield, G.H. & Fitzpatric-Lins, K. 1986. A coefficient of agreement as a measure of thematic classification accuracy. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 52(2): 223-227.
- Rothermel, R. C., (1983). How to predict the spread and intensity of forest and range fires, tech. report INT 143, Agriculture Dept. Intermountain Forest and Range Experiment Station Ogden, U.S. Forest service.
- Rothermel, R.C., Wilson, R. A., Morris, G. A., and Sackett, A. E., (1972). Modelling moisture content of fine dead wildland fuels: input to BEHAVE fire prediction system, *USDA Forest Service, Intermountain Research Station, Research Paper*, INT-359. Ogden, UT. 61p.
- Salas, J., e Chuvieco, E., (1992). *Dónde Arderá el Bosque? Prevision de Incendios Florestales Mediante un SIG*, Proceedings from the 1º Congreso de la AESIGYT, Madrid.
- Serón, F. J., D. Gutiérrez, J. Magallón, L. Ferragut, L. e Asensio, M. I., (2005). "The Evolution of a WILDLAND Forest FIRE FRONT", *The Visual Computer: International Journal of Computer Graphics*, vol. 21 no. 3, pp. 152-169.
- Shannon, C.E. & Weaver, W., (1949). The mathematical theory of communication (Urbano University of Illinois Press).
- Simpson E.H., (1949). Measurement of diversity. *Nature*, 163, 688.
- Tempera, F., Cardigos, F., Afonso, P., Morato, T., Pitta, M. J., Gubbay, S. e Santos, R., (2002). *Proposta Técnico-Científica de Gestão da Envolvente Marinha do Corvo*. Departamento de Oceanografia e Pescas da Universidade dos Açores, Horta.
- Thanos, G.A., Marcou, S., Christodoulakis, D. e Yannitsaros, A. (1989). Early post-fire regeneration in *Pinus brutia* forest ecosystems of Samos island (Greece). *Acta ecologica/Oecologia Plantarum* 10: 79-94.
- Turner, B. L. E. & Meyer, W. B., (1991). Land use and land cover in global environment change: considerations for study. *International social Sciences Journal*. TNT-115. 40p.
- Tymstra, (2007). The Canadian Wildland Fire Growth Model, Feb.
- Viegas, D. X., (1997). *Fire Risk Associated to Meteorological Conditions*, Proceedings of the Advanced Study Course on Wildfire Management, Marathon.
- Von Droste B., Placer H., & Rossler M., (1995). Cultural landscapes of universal value. Gustav Fischer, Jena.
- Whelan, R.J., (1995). The Ecology of Fire. Cambridge Studies in Ecology. Cambridge University Press.
- Whitcomb, R.F., J.F.Lynch, M.K.Klimkiewicz, C.S. Robbins, B.L. Whitcomb, & D.Bystrak, (1981). *Effects of forest fragmentation on avifauna of the eastern deciduous forest*. pp.125-205 in R. L. Burgess and D. M. Sharpe, editors. Forest island dynamics in man-dominated landscapes. Springer-Verlag, New York.
- Whitcomb, R.F., Lynch, J.F., Klimkiewicz, M.K., Robbins, C.S., Whitcomb, B.L. e Bystrak, D., (1981). Effects of forest fragmentation on avifauna of the eastern deciduous forest. Forest island dynamics in man-dominated landscapes. Springer-Verlag, New York.
- White, R.A. e Rush, M.F., (1990). *The Jiagedaqui fire management project (JIAPRO): An example of international assistance*. (El proyecto Jaigedaqui de manejo de fuego: un ejemplo de asistencia internacional) Páginas 287-296. *Actas de The Art and Science of Fire Management* del Encuentro del consejo en fuegos en el interior de la región occidental. Oct. 24-27, Kananaskis, Alberta. For Can. Info. Rep. NOR-X-309.
- White, J., Ryan, K., Key, C. e Running, S., (1996) Remote sensing of forest fire severity and vegetation recovery. *International Journal of Wildland Fire* 6: 125-136.
- Wilson, C., (1996). *Assessment of Two Interpolation Methods, Inverse Distance Weighting and Geostatistical Kriging*, [Online]: <http://www.carleton.ca/cwilson/interpolation/INTERPOL.htm>. (accedido em 12 outubro de 2007).
- With, K. & King, A., (1999). *Dispersal success on fractal landscapes: a consequence of lacunarity thresholds*. in Landscape Ecology. vol.7, n.º14, pp. 73–82.

## Sites de Internet

<http://www.ine.pt> (acedido em 18/01/2006)  
<http://www.fs.fed.us/> (acedido em 3/04/2007)  
<http://www.igeoe.pt/igeoesiq/> (acedido em 18/11/2007)  
<http://www.smokejumper.cc/> (acedido em 1/03/2008)  
<http://www.nofc.forestry.ca/fire/frn/English/frames.htm> (acedido em 25/09/2007)  
<http://www.rfl.psw.fs.fed.us/> (acedido em 5/06/2005)  
<http://www.wildfiremagazine.com/publications.shtml> (acedido em 14/10/2007)  
<http://www.publish.csiro.au/journals/iwfi/> (acedido em 8/04/2005)  
<http://www.nifc.gov/> (acedido em 7/02/2008)  
<http://www.incendiosforestales.com> (acedido em 28/012/2006)  
<http://fire.org/> (acedido em 8/02/2005)  
<http://www.umass.edu/landeco/pubs/Fragstats.pdf> (acedido em 8/02/2005)  
<http://www.regrowthmodel.com/software.cfm> (acedido em 14/07/2006)  
<http://www.igeo.pt/qdr/publicacoes/> (acedido em 5/06/2007)  
[http://www.icn.pt/psrn2000/caracterizacao\\_valores\\_naturais/habitats/Anexo\\_Pinhais.pdf](http://www.icn.pt/psrn2000/caracterizacao_valores_naturais/habitats/Anexo_Pinhais.pdf) (acedido em 10/05/2008)  
[http://home.utad.pt/~floresta/GFF/Lab\\_Fog\\_Fl.html](http://home.utad.pt/~floresta/GFF/Lab_Fog_Fl.html) (acedido em 14/04/2008)