

Daniela Catarina Geraldes Rocha Lourenço

**Avaliação de áreas invadidas
por espécies de *Acacia*
na Paisagem Protegida da
Arriba Fóssil da Costa de
Caparica**

2009

UNIVERSIDADE NOVA DE LISBOA

Faculdade de Ciências e Tecnologia

Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente

**Avaliação de áreas invadidas por espécies de *Acacia* na
Paisagem Protegida da Arriba Fóssil da Costa de Caparica**

Daniela Catarina Geraldês Rocha Lourenço

Dissertação apresentada na Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa para a obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente, perfil Engenharia Ecológica

Orientadora: Professora Doutora Paula Sobral
Co-orientadora: Professora Doutora Teresa Calvão

Lisboa
2009

Aos meus Pais e Irmão por todo o incentivo e apoio

AGRADECIMENTOS

Professora Doutora Paula e Professora Doutora Teresa por todo o apoio, motivação, orientação

Professora Hélia Marchante e Doutora Elizabete Marchante por toda a disponibilidade e bibliografia

Engenheiro Neiva por toda a bibliografia

Engenheira Madalena Crespo pela disponibilidade

Engenheira Evelina Rodrigues pela preciosa ajuda na digitalização das fotografias aéreas de 1967

Mestre José Carlos Ferreira pela disponibilização da Carta Topográfica da Península de Setúbal interpretada

Instituto Geográfico Português, pela cedência das fotografias aéreas através do PROGRAMA DE APOIO AO FORNECIMENTO DE INFORMAÇÃO GEOGRÁFICA PARA INVESTIGAÇÃO, ENSINO E EDIÇÃO (FIGIEE)

F. Lèger por todo o apoio, inspiração, partilha e terapia musical

Raquel Real por todo o apoio, conselhos práticos e ajuda na formatação

Ricardo Braz pela motivação e ajuda na formatação

Carsten pelas questões pertinentes e longas conversas

Nuno e Tânia – Projecto 270 – pela hospitalidade e esclarecimentos importantes

Taina pela paciência e apoio

Casa da Voz: Loaira, Katia, Ruth, Pierre, Cláudia e Sergei

Sofia B. Xavier

Prima Elisabete

Primo Lourenço

Maria João

António Rocha

Mara Sé

Danilo Scholz

Inês Portugal

José Palmeiro

Todos os amigos que acompanharam esta fase de aprendizagem!

ACEL - Associação dos Produtores de Celulose e Papel
AML - Área Metropolitana de Lisboa
CAF - Carta Agrícola Florestal
CELPA - Associação das Empresas Produtoras de Pasta de Celulose
CNIG - Centro Nacional de Informação Geográfica
COS - Carta de Ocupação do Solo
DGRF - Direcção Geral de Recursos Florestais
ppp - pontos por polegadas
ESRI - Environmental Systems Research Institute
FIGIEE - Programa de Apoio ao Fornecimento de Informação Geográfica
para Investigação, Ensino e Edição
GPS - Global Positioning System
ha - hectares
IALE - International Association of Landscape Ecology
IGP - Instituto Geográfico Português
km - quilómetros
m - metros
MA - milhões de anos
PPAFCC - Paisagem Protegida da Arriba Fóssil da Costa de Caparica
SIG - Sistema de Informação Geográfica
V_LATE - Vector-based Landscape Analysis Tools Extension

PALAVRAS-CHAVE:

Acacia | Ecossistemas dunares | Índices estruturais da Paisagem | Invasões Biológicas | Uso do solo

RESUMO:

Particularmente vulneráveis a perturbações, quer de cariz natural, quer por influência antropogénica, os ecossistemas dunares são de extrema importância, ao constituírem a primeira barreira física contra o avanço do mar.

No litoral português, os sistemas dunares num bom estado de conservação representam uma minoria. A Paisagem Protegida da Arriba Fóssil da Costa de Caparica (PPAFCC) é uma área de grande valor ecológico, económico e social. Esta região encontra-se sujeita a várias pressões. Por um lado, a expansão urbana que apesar de ter abrandado, continua a contribuir para a transformação da Paisagem, por outro, o desequilíbrio das comunidades de plantas nativas, despoletado também por situações de comportamento invasor de *Acacia spp.*

Este trabalho tem por objectivo a avaliação de áreas invadidas por espécies de Acácia na PPAFCC e zonas limítrofes, recorrendo ao *software ArcGIS* para uma análise da evolução das classes de uso do solo ao longo do tempo. A avaliação da paisagem é feita através do cálculo de índices estruturais, ao nível da Paisagem e ao nível da Classe, donde se conclui que a Paisagem se encontra bastante fragmentada e a sua configuração alterada. A classe "Urbano/Equipamentos" e "Agricultura" são as que mais contribuem para a alteração da Paisagem e, possivelmente, para que a área ocupada pela classe de uso do solo "Acacial" não tenha sofrido uma variação significativa. Contudo, o grau de cobertura de acácias assumia o valor de 55% em 1967 e de 94% em 2004, ocupando 13.9% e 11.6% da área total, respectivamente.

KEYWORDS:

Acacia | Biological Invasions | Dune Ecosystem | Landscape metrics
| Land use change

ABSTRACT:

Especially vulnerable to a wide range of pressures both natural and anthropogenic, the coastal ecosystems, especially the dunes, have a primordial importance in preventing rising sea levels.

The Portuguese Coast holds currently a minority of intact and preserved dune ecosystems. The natural reserve "Paisagem Protegida da Arriba Fóssil da Costa de Caparica" (PPAFCC) possesses great ecological, as well economic and social value. Nevertheless, this area is exposed to several pressures; on one hand the urban sprawl, which has significantly contributed to landscape change; on the other hand, instances of biological invasion by *Acacia spp.*, impacting on the balance of native biodiversity.

The aim of this work is to evaluate the areas invaded by *Acacia spp.*, and the nearby areas in the PPAFCC in the period from 1815 to 2004. We used the software *ArcGIS* 9.2 as a tool in the analysis of the spatial patterns of land use. The evaluation of the Landscape is carried out by analyzing Landscape metrics (Area, Edge, Shape and Diversity). It is, thus, possible to observe that the landscape became more fragmented over time. "Urban" and "Agriculture" are the classes that contribute the most to Landscape transformation, which can explain the fact that the area occupied by *Acacia* did not increase substantially between 1967 and 2004. However, with regards to "Percentage tree cover" it is possible to observe a notable variation, increasing from 55% in 1967 to 94% in 2004.

ÍNDICE

I. INTRODUÇÃO	1
II. ENQUADRAMENTO TEÓRICO	3
1. Invasões Biológicas	3
1.1. Invasões biológicas e biosegurança: uma perspectiva global	3
1.2. Invasões Biológicas	4
1.2.2. Critérios de Impacto	5
1.3. O Processo de Invasão	7
1.4. Impactos das Invasões Biológicas	9
1.4.1. Impactos Ecológicos	9
1.4.2. Impactos Sócio-económicos	12
1.5. Enquadramento Legislativo	13
2. Espécies Invasoras	14
2.1. Condições para a Invasão Biológica	14
2.2. Características das Espécies Invasoras	15
3. GÉNERO <i>Acacia</i>	16
3.1. Introdução da Acácia em Portugal	17
3.2. A Acácia e o fogo	18
3.3. Metodologias de controlo	19
4. Sistemas Dunares	20
4.1. Realidade do sistema dunar em Portugal: fragilidade e importância	20
III. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	23
IV. METODOLOGIA	28
1. Materiais	28
1.1. Equipamento informático/ Programas utilizados	28
1.2. Fotografias aéreas/ Ortofotomapas	28
1.3. Carta Topográfica da Península de Setúbal	29
2. Métodos	30
2.1. Trabalho de campo	30
2.2. Ortorectificação/georeferenciação	30
2.3. Fotointerpretação/Digitalização	31
2.4. Índices estruturais (<i>Landscape Metrics</i>)	33
2.5. Análise do Acacial	36
V. RESULTADOS	37
1. Evolução do Uso do Solo	43
2. Índices estruturais	48
2.1. Análise de Área (<i>Area Analysis</i>)	48
2.1.1. Número de manchas (<i>NP = Number of Patches</i>)	48
2.1.2. Dimensão média das manchas (<i>MPS = Mean Patch Size</i>)	50
2.1.3. Desvio padrão da dimensão das manchas (<i>PSSD = Patch Size Standard-Deviation</i>)	52
2.2. Análise de Margem (<i>Edge Analysis</i>)	54
2.2.1. Total de margens (<i>TE = Total Edge</i>)	54
2.2.2. Densidade das margens (<i>ED = Edge density</i>)	56
2.3. Análise de Forma (<i>Form Analysis</i>)	57
2.3.1. Índice médio de forma (<i>MSI = Mean Shape Index</i>)	57
2.3.2. Índice médio de forma ponderado pela área (<i>MPAR = Mean Perimeter Area Ratio</i>)	58

2.3.3. Dimensão fractal média (<i>MFRACT = Mean Fractal Dimension</i>)	60
2.4. Análise de Diversidade (<i>Diversity Analysis</i>)	62
2.4.1. Índices de Diversidade	62
3. Grau de Cobertura	63
VI. CONCLUSÃO	65
VII. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	67

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 - Representação esquemática das etapas do processo de invasão	8
Figura 2 - Delimitação da área de estudo	25
Figura 3 - Aspecto geral e pormenores das folhas e flores de <i>Acacia saligna</i>	26
Figura 4 - Pormenores das folhas e flores de <i>Acacia longifolia</i>	27
Figura 5 - Pormenores das folhas e flores de <i>Acacia retinodes</i>	27
Figura 6 - Representação esquemática da metodologia	36
Figura 7 - Uso do solo em 1815	38
Figura 8 - Uso do solo em 1967	39
Figura 9 - Uso do solo em 1977	40
Figura 10 - Uso do solo em 1989	41
Figura 11 - Uso do solo em 2004	42
Figura 12 - Evolução da área das classes de uso do solo ao longo do período de tempo em análise (1967 - 2004)	44
Figura 13 - Evolução do índice "Número de manchas" ao nível da Paisagem no período temporal em análise (1967 - 2004)	49
Figura 14 - Evolução do índice "Número de manchas" ao nível da classe de uso do solo no período temporal em análise (1967 - 2004)	49
Figura 15 - Evolução do índice "Dimensão média das manchas" ao nível da Paisagem no período temporal em análise (1967 - 2004)	50
Figura 16 - "Dimensão média das manchas" de cada classe de uso do solo (ha) no período temporal em análise (1967 - 2004)	51
Figura 17 - Evolução do índice "Desvio padrão da dimensão das manchas" ao nível da Paisagem no período temporal em análise (1967 - 2004)	52
Figura 18 - Evolução do índice "Desvio padrão da dimensão das manchas" ao nível da Classe no período temporal em análise (1967 - 2004)	53
Figura 19 - Evolução do índice "Total de margens" ao nível da Paisagem no período temporal em análise (1967 - 2004)	54
Figura 20 - "Total de margens" de cada classe de uso do solo (m) no período temporal em análise (1967 - 2004)	55
Figura 21 - Evolução do índice "Densidade das margens" ao nível da Paisagem no período temporal em análise (1967 - 2004)	56
Figura 22 - Evolução do "Índice médio de forma" ao nível da Paisagem no período temporal em análise (1967 - 2004)	57
Figura 23 - "Índice médio de forma" para cada classe de uso do solo ao longo do período temporal em análise (1967 - 2004)	58
Figura 24 - Evolução do "Índice médio de forma ponderado pela área" ao nível da Paisagem ao longo do tempo	59
Figura 25 - Índice médio de forma ponderado pela área para cada classe de uso do solo no período temporal em análise (1967 - 2004)	59
Figura 26 - Índice "Dimensão fractal média" ao nível da Paisagem no período temporal em análise (1967 - 2004)	60

Figura 27 - "Dimensão fractal média" para cada classe de uso do solo no período temporal em análise (1967 – 2004) _____	61
Figura 28 - Variação dos Índices: Riqueza, Índice de Diversidade de Shannon e Índice de Equidade de Shannon ao longo do tempo (1967-2004) _____	62
Figura 29 - Quantidade de acácias, em percentagem, na classe "Acacial" entre 1967 e 2004 _____	63
Figura 30 - Evolução da percentagem de cobertura de acácias entre 1967 e 2004 ____	64

I. INTRODUÇÃO

Particularmente vulneráveis a perturbações, quer por pressão natural, quer por pressão antropogénica, os ecossistemas dunares são de extrema importância, ao constituírem a primeira barreira física contra o avanço do mar.

Ao longo do litoral português, os sistemas dunares em bom estado de conservação representam uma pequena minoria. A construção de forma desordenada e a falta de ordenamento do território contribuem fortemente para que os ecossistemas costeiros se encontrem bastante degradados.

No final do século XIX e primeira metade do século XX recorreu-se à plantação e/ ou sementeira de espécies exóticas, nomeadamente *Acacia* spp., no sentido de encontrar uma solução para a fixação das areias. No entanto, esta situação levou ao desequilíbrio das comunidades de plantas nativas e situações de comportamento invasor (Marchante, 2001).

Acacia é um género da família das leguminosas (*Leguminosae*), sub-família mimosóides (*Mimosoideae*), que inclui cerca de 1200 espécies, das quais cerca de 900 são originárias de África e Austrália.

A capacidade de fixar azoto, assim como uma elevada capacidade de produção de sementes de grande longevidade (Richardon e Kluge, 2008), são características inerentes às espécies de acácia originárias da Austrália. As propriedades específicas do género *Acacia* em conjunto com estratégias de dispersão eficientes, quer a curtas quer a longas distâncias, representam vantagens de invasão de ambientes pobres em nutrientes.

A Paisagem Protegida da Arriba Fóssil da Costa da Caparica (PPAFCC) constitui uma área de grande valor, tanto ecológico, ao nível da biodiversidade que aí se encontra representada (Arsénio, 2003), como económico, no sentido de suportar várias actividades que geram rendimento, e social, pela vertente recreativa e de atracção turística. Por todos estes aspectos objectivos e da beleza paisagística que possa ser atribuída, subjectivamente, aos ecossistemas dunares, é importante evidenciar a sua conservação. Todavia, a PPAFCC é uma área que se encontra verdadeiramente ameaçada, não só pela degradação provocada por causas naturais, mas também pela aceleração da erosão por processos resultantes da actividade humana e da presença de espécies invasoras.

Arsénio (2003) identifica como espécies presentes na PPAFCC *Acacia saligna* (Labill.) L. Wendl., *Acacia longifolia* (Andrews) Willd e *Acacia retinodes* Schlecht.

A perda de diversidade biológica (espécies, ecossistemas e património genético) que afecta actualmente o mundo inteiro e a aceleração dessa tendência nas últimas décadas deve-se, sobretudo, ao impacto da actividade humana (Valéry *et al.*, 2009).

Este trabalho tem por objectivo a análise da evolução da área ocupada por espécies de *Acacia* e zona limítrofe na PPAFCC, ou seja, pretende-se compreender:

- **Como é que evoluiu a área ocupada por *Acacia spp.* e a zona limítrofe ao longo do tempo?**

O Capítulo II surge de forma a contextualizar a importância do estudo da evolução das manchas de áreas invadidas por espécies de *Acacia*. É necessário perceber o conceito de invasão biológica e dos seus impactos, quer ao nível ecológico, quer ao nível socioeconómico. O enquadramento legislativo referente às invasões biológicas é também apresentado neste capítulo.

Devido às características, que levam à sua classificação como espécies invasora (Decreto-Lei nº 565/99), os respectivos métodos de controlo são referidos. A vulnerabilidade dos sistemas dunares é salientada no último ponto deste capítulo.

No capítulo III procede-se a uma caracterização da área de estudo, PPAFCC, onde se pode ler uma perspectiva histórica da introdução de *Acacia*.

A metodologia é descrita no capítulo IV, onde também se faz referência aos materiais utilizados para a produção de resultados. O *software ArcGIS 9.2* foi uma ferramenta fundamental no tratamento dos dados, assim como o *V_LATE 1.0*, extensão deste programa, no cálculo dos índices estruturais da paisagem (*Landscape metrics*).

Os índices estruturais da paisagem são conceitos que dizem respeito à Ecologia da Paisagem e que são descritos neste capítulo.

Os principais resultados obtidos são apresentados no capítulo V bem como a sua discussão.

O capítulo VI contém as principais conclusões deste estudo e as suas limitações.

II. ENQUADRAMENTO TEÓRICO

1. Invasões Biológicas

1.1. Invasões biológicas e biosegurança: uma perspectiva global

Actualmente, as alterações climáticas merecem preocupação do mundo. No entanto, alterações globais com consequências preocupantes – alterações do uso do solo ou alterações bióticas provocadas por invasões biológicas - parecem ser irreversíveis, nomeadamente em situações de estabilização de uma espécie invasora não-nativa, em grande escala (Mooney e Hobbs, 2000). Além disso, muitas espécies invasoras poderão vir a beneficiar com as tendências globais previstas: aumento de dióxido de carbono, extremos climáticos, deposição atmosférica de azoto (Rejmánek, 2000).

A nível global, os decisores políticos estão a moderar a sua posição relativamente a assuntos de ambiente e sustentabilidade, o que poderá conduzir a uma diminuição da biosegurança (Meyerson, 2008). Esta situação resulta de pressões globais, como distribuição de alimentos, aumento da população e conseqüente aumento do consumo. A biosegurança envolve a prevenção das consequências da introdução intencional ou acidental de organismos, na saúde humana, no ambiente, na agricultura e na economia (Jay *et al.*, 2003).

Algumas situações de introdução intencional de espécies invasoras e o seu cultivo em massa (a introdução intencional da cana *Arundo donax* nos Estados Unidos da América e Europa, por exemplo) chamaram a atenção de investigadores e organizações internacionais, como a *World Conservation Union* e *Global Invasive Species Programme*, uma vez que os riscos associados a estas práticas são elevados. Ainda mais alarmante é o facto de se começar a discutir a possibilidade de utilizar plantas invasoras geneticamente modificadas para aumentar a produção de biocombustíveis (Meyerson, 2008).

Embora as relações directas entre biodiversidade e saúde humana continuem a ser pouco explícitas, é indiscutível que o ser humano depende dos benefícios que a natureza lhe fornece. Torna-se urgente estabelecer as relações entre biodiversidade e biosegurança para que sejam tomadas medidas que salvaguardem os recursos naturais e o bem-estar humano.

1.2. Invasões Biológicas

Um dos livros pioneiros sobre o tema das invasões, *The Ecology of Invasions by Animals and Plants*, de Charles Elton (1958), propõe como definição de invasão biológica o aumento não controlado do número de indivíduos de uma espécie.

Todavia, no campo da ecologia das invasões, tem-se verificado uma crescente proliferação de termos para descrever vários conceitos, bem como uma incorrecta utilização da terminologia existente (Richardson *et al.*, 2000). Esta situação pode conduzir a uma falta de operacionalidade das definições, confundindo a interpretação dos paradigmas relacionados com o processo de invasão (Espinola e Ferreira, 2007).

De seguida podem ler-se alguns dos diversos termos de classificação atribuídos a espécies invasoras:

- alienígena (Crawley *et al.*, 1996);
- exótica (Green, 1997);
- não-endógena (Mack *et al.*, 2000; Pimentel *et al.*, 2000; Kolar e Lodge, 2001);
- importada (Williamson e Fitter, 1996);
- introduzida (Lonsdale, 1994);
- não-nativa (Davis *et al.*, 2000);
- colonizadora (Williamson e Fitter, 1996);
- naturalizada (Richardson *et al.*, 2000);

Para além do aspecto semântico, esta falta de clareza na utilização dos conceitos revela, por vezes, a imprecisão associada à noção problemática de invasão biológica, não só no plano da ecologia, mas também ao nível das decisões políticas e legislativas.

Estas ambiguidades estão relacionadas, em parte, com a falta de pertinência de ambos os critérios geralmente utilizados: critérios geográficos (ou biogeográficos) e critérios de impacto (Valéry *et al.*, 2008).

1.2.1. Critérios Geográficos

Colautti e MacIsaac (2004) consideram que uma espécie tem de ultrapassar uma barreira biogeográfica para ser considerada invasora. No entanto, outros autores (Thompson *et al.*, 1995; Prach e Pysek, 1999; Meiners, 2007), reconhecem uma elevada semelhança funcional entre espécies nativas, que repentinamente dominam durante uma sucessão de vegetação e espécies alienígenas que invadem um sistema, podendo ambas exibir mecanismos comuns nas duas situações.

A sucessão pode ocorrer em áreas totalmente desprovidas de vegetação (sucessão primária), ou em áreas onde ocorre destruição da comunidade de plantas instalada num dado local (sucessão secundária), seja por catástrofes naturais, seja por perturbações resultantes da actividade humana (Frankel *et al.*, 1995).

A adopção deste critério impede espécies autóctones, endógenas e nativas de serem consideradas invasoras, mesmo que estas comecem por dominar comunidades ao longo do processo de sucessão de vegetação (Richardson *et al.*, 2000; Richardson e Pysek, 2004; Pysek e Richardson, 2006).

1.2.2. Critérios de Impacto

Os critérios de impacto também levantam várias questões na definição de invasão biológica.

Alguns autores referem que uma espécie tem de ter um impacto significativo na comunidade ou ecossistema em que se dispersa para ser considerada invasora (Davis e Thompson, 2000; Davis e Thompson, 2002).

Estudos efectuados por Richardson *et al.* (2000), Daehler (2000) e Rejmánek *et al.* (2002) sugerem que este tipo de critério pode ser bastante difícil de avaliar e cria uma margem de interpretação subjectiva: o que é que constitui um impacto significativo? Qual o valor limite a partir do qual se considera a existência de impacto?

No sentido de uniformizar a terminologia para as espécies de plantas invasoras, Richardson, *et al.* (2000) propõem as definições apresentadas na Tabela 1.

Tabela I - Terminologia para plantas invasoras, recomendada por Richardson *et al.* (2000)

Terminologia	Definição
Planta alienígena (planta exótica, planta não indígena)	<i>Taxa</i> cuja presença numa determinada região resulta da introdução intencional ou acidental, por acção humana.
Planta exótica casual (adventícia)	Planta alóctone que pode ocasionalmente reproduzir-se (reprodução sexuada ou vegetativa), mas que não consegue manter as suas populações por longos períodos de tempo, necessitando de repetidas introduções para assegurar a sua persistência na região.
Planta naturalizada	Planta alóctone que se reproduz consistentemente e mantém as suas populações por longos períodos de tempo, sem necessitar de intervenção humana; não invade necessariamente ecossistemas naturais, semi-naturais ou criados pelo Homem
Planta invasora	Planta naturalizada que produz descendência fértil e abundante, com forte potencial de dispersão a partir da planta parental.
Infestante	Planta (não necessariamente alienígena) que se desenvolve em locais onde não é desejada e causa prejuízos económicos e/ ou ambientais quantificáveis.

Tanto a dispersão geográfica como o impacto, que varia tendo em conta múltiplos factores, são critérios pouco apropriados ou dificilmente aplicáveis para definir um fenómeno como as invasões biológicas, afirmam Valéry *et al.* (2008), propondo uma definição:

“**Invasão biológica** consiste na aquisição de uma vantagem competitiva, por parte de uma espécie, que lhe permite superar obstáculos naturais à sua proliferação. Caracteriza-se por uma rápida dispersão e ocupação de novas áreas dentro do ecossistema receptor, no qual se torna a população dominante.” (Valéry *et al.*, 2008)

A introdução de espécies exóticas pode ser deliberada, para utilização agrícola, hortícola, florestal, ornamental, medicinal e com outros fins (Arroyo *et al.*, 2000; Hobbs, 2000), ou acidental, de que são exemplos propágulos misturados com sementes agrícolas (Hobbs, 2000), sementes transportadas por animais entre diferentes regiões, ou propágulos contidos nos lastros das embarcações que se dispersam na água (Arroyo *et al.*, 2000).

1.3. O Processo de Invasão

Com a introdução de espécies exóticas verifica-se, numa fase inicial, um aumento da biodiversidade à escala regional (Arroyo *et al.*, 2000). No caso das plantas, introdução significa que a planta (ou o seu propágulo) ultrapassa, através de intervenção humana, uma barreira geográfica (Richardson *et al.*, 2000).

Algumas espécies revelam elevado sucesso no seu estabelecimento e aumentam muito a sua área de distribuição, enquanto outras nunca chegam à fase de expansão (Elton, 1958), ou em casos extremos, chegam mesmo a extinguir-se (Parker *et al.*, 1999). Muitas das espécies introduzidas sobrevivem como casuais, sendo, no entretanto, necessárias repetidas introduções (Richardson *et al.*, 2000).

A naturalização ocorre quando as barreiras ambientais não impedem os indivíduos de uma espécie de sobreviverem e as várias barreiras à reprodução são ultrapassadas (Richardson *et al.*, 2000), isto é, uma espécie pode considerar-se naturalizada quando as barreiras geográficas, ambientais locais e reprodutivas são transpostas.

Uma espécie já naturalizada, pode atingir estabilidade e ser representada por uma pequena população durante um período de tempo variável, podendo existir condições que permitam um aumento da área de distribuição e facilitem a sua dispersão. Esta "facilitação" pode ser uma perturbação de cariz natural, como é o caso de um fogo ou de uma tempestade, ou antropogénico, como alterações no uso do solo, fogos controlados, ou construção de infraestruturas (Marchante, 2001).

Em muitos dos casos, as perturbações traduzem-se por aberturas de clareiras. O aparecimento destes nichos vazios representa uma excelente oportunidade para uma espécie se fixar, permitindo assim a invasão.

As alterações globais podem provocar um aumento da frequência das perturbações, contribuindo para um agravamento da problemática das invasões (Marchante, 2001).

Tanto a introdução de um agente dispersor ou polinizador, como a ausência de pragas e doenças podem também ser as causas da referida "facilitação" (Cronk e Fuller, 1995).

O aumento da área de distribuição da espécie invasora está relacionado com a sua taxa de crescimento e reprodução, bem como a eficiência dos seus mecanismos de dispersão. As características do habitat invadido também são um factor muito importante (Marchante, 2001).

Nas últimas etapas do processo, as espécies invasoras interagem com as espécies animais e vegetais do ecossistema em que se encontram inseridas, podendo, finalmente, estabilizar (Marchante, 2001). Cronk e Fuller (1995) referem alguns casos de estudo de populações de plantas invasoras em que a estabilização parece ter-se dado aquando da formação de uma comunidade monoespecífica, ou quase monoespecífica.

As etapas do processo de invasão biológica acima descritas encontram-se representadas na Figura 1.



Figura 1 – Representação esquemática das etapas do processo de invasão (fonte: Marchante, 2001)

1.4. Impactos das Invasões Biológicas

O efeito de uma invasão biológica, ou seja, o seu impacto, depende da espécie invasora e da comunidade invadida. Neste contexto, vários estudos sugerem que a intensidade do impacto é tanto maior quanto maiores forem as diferenças entre as características da espécie invasora e as das espécies residentes (Grime, 1998; Dukes and Mooney, 2004; Strauss *et al.*, 2006): em geral, o impacto da invasão varia, essencialmente, de acordo com a probabilidade do aumento e/ ou da perda de um grupo funcional dentro do ecossistema receptor.

1.4.1. Impactos Ecológicos

A perda de diversidade biológica (espécies, ecossistemas e património genético) que afecta actualmente o mundo inteiro e a aceleração dessa tendência nas últimas décadas deve-se, sobretudo, ao impacto da actividade humana (Valéry *et al.*, 2009)

Em reacção a esta tendência, a comunidade internacional adoptou no Rio de Janeiro, em 1992, a Convenção sobre a Diversidade Biológica (ratificada pela Comunidade Europeia e por Portugal, através do Decreto-Lei nº 21/93, de 29 de Junho de 1993, tendo entrado em vigor a 21 de Março de 1994), que considerou "as invasões biológicas (...) a segunda maior ameaça à biodiversidade depois da destruição do habitat", sendo reconhecidas pela comunidade científica como uma das causas primárias da perda global de biodiversidade. (De notar que as invasões biológicas também podem conduzir a situações de destruição e fragmentação do habitat.)

De acordo com os postulados da teoria de sistemas de Delattre (*in* Valéry *et al.*, 2008), um ecossistema é definido como um grupo de elementos (espécies) que interagem entre si e a sua estrutura é considerada como o arranjo ou disposição desses elementos.

A estrutura divide-se em duas componentes:

- componente qualitativa - corresponde ao papel/função de cada elemento no sistema, que geralmente diz respeito à composição de espécies (diversidade funcional) e representatividade (por exemplo, a função trófica das espécies num sistema – produtor primário, herbívoro, predador), a intensidade das interacções e o número de espécies por nível de função trófica, incluindo interacções internas (competição, mutualismo).

- componente quantitativa - refere-se ao número absoluto de elementos bem como à importância numérica relativa e à quantidade de biomassa de cada um dos elementos do sistema, isto é, riqueza e equidade de espécies, respectivamente.

Ainda no contexto da teoria de sistemas, a função do ecossistema pode ser vista como a expressão da estrutura do sistema, integrando simultaneamente os aspectos qualitativos e quantitativos. Desta forma, as funções podem ser classificadas em elementares, resultado da expressão de um ou vários elementos e emergentes, originadas por pelo menos uma interacção não trivial entre os elementos do sistema.

Deste modo, invasões biológicas podem ser consideradas como uma variação quantitativa de apenas um elemento do sistema (espécie invasora), cujo aumento rápido modifica a estrutura do ecossistema ou provoca alterações em funções elementares do ecossistema receptor. E conseqüentemente, em termos ecológicos, a invasão por espécies introduzidas pode produzir simultaneamente alterações na equidade, por causa da explosão demográfica e na diversidade específica, dependendo das características da invasora introduzida (Valéry *et al.*, 2008).

Numerosos estudos têm realçado a capacidade de espécies exóticas invasoras para alterarem muitos dos processos básicos do funcionamento dos ecossistemas como fluxos de matéria e energia (produtividade primária, ciclo de nutrientes, hidrologia, disponibilidade de recursos, estrutura da cadeia alimentar, interacções na comunidade, composição química e estrutura física do próprio ecossistema), bem como a natureza e intensidade das trocas entre sistemas (Valéry *et al.*, 2008).

Ao afectarem processos ao nível dos genes, espécies e ecossistemas, as invasões biológicas também modificam a condição dos serviços dos ecossistemas, que se definem como sendo os benefícios directos ou indirectos que o Homem pode obter dos ecossistemas ou seja, são os processos pelos quais ecossistemas naturais e espécies sustentam e satisfazem as necessidades humanas.

A destruição e a fragmentação do habitat podem conduzir a perdas significativas de biodiversidade, uma vez que a escala espacial dos processos populacionais e das relações área-espécie dependem de um decréscimo do tamanho e da conectividade entre fragmentos de habitat. A fragmentação do habitat perturba interacções tróficas entre plantas e os seus polinizadores, competidores e inimigos naturais (Tschardt e Brandl, 2004).

Na maioria dos casos, nem a fragmentação nem a invasão biológica resultam na extinção de uma espécie, mas sim em alterações mais ou menos drásticas na estrutura do

habitat, sendo por isso importante ter em mente que os efeitos da densidade populacional podem ser ao nível de produção, crescimento e reprodução ou causar alterações fisiológicas e comportamentais (Valéry *et al.*, 2008) que estejam associadas a necessidades energéticas.

Ao nível da paisagem, parecem existir algumas evidências de que as alterações ambientais podem ter consequências na riqueza específica e na estrutura das cadeias tróficas bem como nas interações tróficas dentro das próprias cadeias tróficas (Hoffmeister *et al.*, 2005).

Simplemente pela sua presença, as espécies invasoras afectam a biodiversidade das comunidades onde ocorrem. Em muitos casos, as consequências da invasão podem afectar algumas das funções dos ecossistemas. Estas incluem os seguintes aspectos:

- alteração da composição e da estrutura da comunidade dos ecossistemas dunares. Esta situação está a ocorrer ao longo da costa de Portugal, devido à presença de diferentes espécies de *Acacia*. Em São Jacinto, Palheirão e Quiaios verificou-se um decréscimo da riqueza de espécies e um aumento da cobertura de *Acacia longifolia* (Marchante *et al.*, 2003).
- transformações em processos geomorfológicos, que podem conduzir, a longo prazo a variações no fluxo de correntes e na composição da areia das dunas. Um exemplo é a alteração que ocorreu nos sistemas dunares no Norte da Califórnia depois de invadidos pela espécie de estorno (*Ammophila arenaria*), de grande importância na estabilização das areias dunares na Europa, de onde é originária (Barbour e Johnson, 1977 in Frankel *et al.*, 1995).
- modificações nos ciclos de nutrientes. No Hawai, *Myrica faya* está a quadruplicar o *input* de azoto nos ecossistemas de sucessão primária (Vitousek, 1990), por associação simbiótica com uma actinobactéria que se instala nas suas raízes. Esta espécie é endémica da Macaronésia, com destaque para o litoral português.
- alterações nos regimes de fogo. Algumas espécies invasoras aumentam a quantidade e continuidade de combustível, contribuindo para que a frequência, a intensidade e a velocidade de propagação dos fogos seja superior (Frankel *et al.*, 1995). Williams e Wardle (2007) sugerem que, na Austrália, florestas de eucaliptos invadidas por pinheiros (*Pinus radiata*) podem vir a ter implicações a longo prazo no regime de fogo.

1.4.2. Impactos Sócio-económicos

Do ponto de vista sócio-económico, os impactos são alterações no ecossistema que são reconhecidos pelo Homem e causados por invasões biológicas, como é o caso de danos nas infraestruturas urbanas, vias rodoviárias, reservatórios e cursos de água naturais e artificiais (Kühn *et al.*, 2004).

Tisdell (1990) classifica os impactos como directos ou indirectos. O primeiro grupo inclui, como o nome indica, impactos directos nas funções de um ecossistema e no bem-estar humano. O segundo refere-se aqueles que fundamentam a implementação de acções de resposta, tais como custos de controlo ou efeitos adversos da introdução de agentes biológicos de controlo.

Segundo Perrings *et al.* (2005) o custo total das invasões biológicas deve reflectir não só os prejuízos que advêm directamente da invasão e os custos de controlo, mas também os efeitos nos ecossistemas invadidos e na população humana que depende destes, isto é, deve representar a natureza das relações inter-específicas e a forma como as diferentes espécies suportam as actividades económicas.

Por conseguinte, os serviços dos ecossistemas englobam aspectos ecológicos, sociais e económicos, ilustrando a dependência humana do funcionamento destes.

Um aspecto bastante importante é que a probabilidade da introdução e distribuição de espécies invasoras depende, muitas vezes, do comportamento humano. Em particular, depende da forma como as populações respondem às ameaças das espécies invasoras. A abordagem por parte dos decisores políticos pode ser feita de duas formas distintas: mitigação e adaptação. Contudo, na maioria das situações, a decisão envolve os dois aspectos. Mitigação inclui acções que reduzam a probabilidade da invasão, através da prevenção da expansão das espécies invasoras. Adaptação implica medidas que atenuem os impactos da introdução, da naturalização e da expansão (Perrings *et al.*, 2005).

Em muitas situações, a introdução de espécies exóticas foi feita com base em interesses económicos (McNeely, 2000). Um exemplo que ilustra esta situação e relevante no contexto desta tese é a introdução de espécies de *Acacia* originárias da Austrália e de outras lenhosas nos sistemas dunares da África do Sul, visando a estabilização destes, mas também com o objectivo de extracção de taninos e lenha (Marchante, 2001). Do ponto de vista económico, esta situação apresentou resultados ao nível da indústria da lenha e do carvão, revelando-se bastante compensatória. Por outro lado, a flora da província do Cabo, com uma grande diversidade de endemismos, encontra-se seriamente

ameaçada e os lençóis de água são menos produtivos levando a um aumento no preço da água (Enright, 2000).

Também em África, um exemplo bastante preocupante é o da perca do Nilo (*Lates niloticus*). Esta espécie de peixe foi introduzida intencionalmente em alguns dos lagos para melhorar os rendimentos de pesca. Contudo, esta introdução no Lago Vitória resultou na extinção em massa de espécies nativas de peixes (Shogren e Tschirhart, 2005), levando a modificações em todo o ecossistema, como por exemplo, a variação da disponibilidade de fitoplâncton que provocou a alteração da variedade das espécies de peixes locais. Esta situação favoreceu a indústria piscícola existente perto do lago devido ao aumento dos lucros da exportação da perca. No entanto, uma vez que as espécies de peixe nativas não se encontravam disponíveis, os habitantes locais não podiam suportar os elevados preços da perca e deste modo a sua dieta tornou-se desequilibrada.

Este exemplo da perca do Nilo serve não só para realçar a complexidade dos ecossistemas afectados pela introdução de espécies mas também para mostrar as dimensões dos impactos nas interligações ecológicas e sócio-económicas e de como práticas culturais e sociais se alteraram para um estado menos favorável diminuindo a qualidade de vida das populações locais.

1.5. Enquadramento Legislativo

A primeira lei que reconhece as propriedades invasoras de uma espécie, a *Acacia dealbata*, é de 1937 (Decreto-Lei nº 28.039 de 14 de Setembro de 1937), onde se pode ler “é proibida a sua plantação a menos de 20 metros de terrenos cultivados e a menos de 30 metros de nascente, terras de cultura de regadio, muros e prédios urbanos”

Em 1974, o jacinto-de-água (*Eichhornia crassipes*) é reconhecido como espécie invasora, pelo Decreto-Lei nº 165/74 de 22 Abril, não sendo permitida a sua importação/exportação, cultura, venda, transporte ou posse.

No artigo 5º e no artigo 16º da Lei de Bases do Ambiente (Decreto-Lei n.º 11/87, de 7 de Abril de 1987) é feito um alerta para o problema das invasões biológicas. Estes artigos traduzem-se na exigência da elaboração de uma legislação adequada para regular a introdução de espécies de plantas exóticas e a adopção de medidas de controlo sobre a introdução de qualquer espécie de animal selvagem, aquático ou terrestre, respectivamente.

A Convenção de Berna, a Convenção de Bona e a Convenção da Biodiversidade (Decreto-Lei n.º 95/81, de 23 de Julho de 1981, Decreto-Lei n.º 103/80, de 11 de Outubro de 1980, Decreto-Lei n.º 21/93, de 21 de Junho de 1993, respectivamente) - adopção de medidas que limitassem a introdução deliberada e prevenissem a introdução acidental de espécies invasoras, bem como o controlo ou erradicação de espécies invasoras já introduzidas - foram transpostas para a Lei Portuguesa pelo Decreto-Lei nº 565/99 de 21 de Dezembro, de 1999. Este Decreto-Lei regula a introdução e utilização de espécies não indígenas e define espécie invasora como espécie susceptível de, por si própria, ocupar o território de uma forma excessiva, em área ou em número de indivíduos, provocando uma modificação significativa nos ecossistemas.

A legislação recente foi pensada para que todas as espécies exóticas introduzidas actualmente no país devam ser contempladas na lei e no caso de introdução de novas espécies que seja pedida uma autorização para tal. A referida legislação foi preparada pelo Instituto da Conservação da Natureza (actualmente Instituto da Conservação da Natureza e Biodiversidade), Ministério do Ambiente e Direcção Geral das Florestas (actualmente Autoridade Nacional Florestal) em colaboração com a comunidade científica nomeada para listar as espécies invasoras.

2. Espécies Invasoras

2.1. Condições para a Invasão Biológica

Os cientistas propõem diversos mecanismos para explicar o comportamento invasor de determinadas espécies: mecanismos da espécie e mecanismos do ecossistema, mas é a combinação de ambos os mecanismos que conduz à situação de invasão, uma vez que muitas das espécies introduzidas não se tornam invasoras.

Para além dos atributos das espécies invasoras, o sucesso do processo de invasão também está dependente de factores como a natureza, a história e a dinâmica dos ecossistemas invadidos (Hobbs e Humphries, 1995).

Desertos, semi-desertos, florestas tropicais, matos, sistemas árticos, sistemas marinhos e oceânicos aparentam ser menos susceptíveis à invasão comparativamente a sistemas marinhos costeiros, ilhas, lagos e rios (Heywood, 1995).

Sistemas pobres em diversidade natural (especialmente se não existirem predadores ou competidores naturais) parecem apresentar uma maior susceptibilidade do que sistemas

com elevada biodiversidade. Todavia a susceptibilidade está também relacionada com o uso do solo, demografia, actividades comerciais e estratégias de controlo adoptadas pelos diferentes países (Rejmánek, 1989).

Outros factores também determinantes no sucesso da invasão de uma espécie são o momento da introdução, assim como o número e a pressão dos propágulos (Cronk e Fuller, 1995; Williamson e Fitter, 1996), sendo que este último é considerado como uma das maiores condicionantes do sucesso de uma invasão (Lonsdale, 1999; Williamson, 1999; Davis e Thompson, 2000).

Os ecossistemas variam na sua susceptibilidade natural no que diz respeito à invasão, ou seja à sua "invasibilidade".

Vários dos aspectos associados às condições ideais para que ocorra a invasão biológica já foram descritos anteriormente, no ponto 1.2..

2.2. Características das Espécies Invasoras

A elevada fertilidade, mecanismos de dispersão eficazes, quer a curtas, quer a longas distâncias, reprodução vegetativa, ausência de inimigos naturais (Rejmánek, 1996), são algumas das características comuns a muitas espécies exóticas invasoras e que constituem a base do seu sucesso no processo de invasão.

A formação de bancos de sementes mais numerosos e viáveis, quando comparados com os das espécies nativas, representa outro atributo relevante no sucesso das invasoras (Cronk e Fuller, 1995).

O sucesso de uma espécie invasora também está parcialmente relacionado com a amplitude geográfica da sua distribuição nativa (Williamson e Fitter, 1996), ou seja, espécies abundantes nos seus habitats naturais têm tendência para dar origem a invasoras bem sucedidas, existindo, no entanto, algumas excepções. Uma espécie que desenvolve comportamento invasor, numa determinada região, tem fortes potencialidades para se tornar invasora noutra região com características semelhantes (Ewel *et al.*, 1999).

Por exemplo, *Spartina* spp. é uma gramínea perene colonizadora pioneira de zonas costeiras salinas e pantanosas. Porém, *Spartina* spp. nos Estados Unidos da América, é nativa da costa Atlântica, mas está a invadir zonas intertidais vazosas e sapais na costa

do Pacífico. Isto é, a mesma espécie apresenta diferentes comportamentos no mesmo continente (Ewel *et al.*, 1999).

De facto, mais de metade das espécies invasoras apresentam comportamento invasor em diferentes regiões (Reichard e Hamilton, 1997).

3. GÉNERO *Acacia*

Acacia é um género da família das leguminosas (*Leguminosae*), sub-família mimosóides (*Mimosoideae*), incluindo cerca de 1200 espécies, das quais cerca de 900 são originárias de África e da Austrália. Muitos dos indivíduos destas espécies são árvores ou arbustos espinhosos e apresentam características comuns como: folhas binipuladas no estado juvenil que se mantêm no estado adulto ou são reduzidas a filódios, flores amarelas dispostas em espigas cilíndricas ou capítulos globosos (Marchante, 2001).

A capacidade de fixar azoto, assim como as sementes com elevado grau de produção (Milton, 1980 *in* Richardson e Kluge, 2008) e de longevidade no solo são características inerentes às espécies de *Acacia* originárias da Austrália. As sementes destas espécies de plantas são extremamente persistentes no solo (> 50 anos, Holmes, 1989 *in* Richardson e Kluge, 2008), devido ao estado de dormência física, para o qual contribui a impermeabilidade do tegumento das sementes (Rolston, 1978 *in* Richardson e Kluge, 2008). A maioria das espécies de acácia originárias da Austrália apresenta como agentes dispersores aves e insectos. *A. saligna* é também dispersa por formigas (Holmes, 1990), o que lhe conferiu um grande sucesso como invasora.

Todas estas propriedades específicas do género *Acacia* em conjunto com estratégias de dispersão eficientes, quer a curtas, quer a longas distâncias, representam vantagens de invasão de ambientes pobres em nutrientes.

3.1. Introdução da Acácia em Portugal

“O areamento de muitos campos agricultados, o empobrecimento industrial e agrícola das povoações da beira-mar, a obstrução assustadora das barras de muitos dos nossos rios e o alteamento dos seus leitos, causa comum de graves prejuízos para a navegação e para o comércio e do mesmo modo para a saúde pública pela formação de brejos e paus” (Henrique de Mendia, 1881) foram as mesmas razões pelas quais, em 1897, Ferreira Borges *et al.*, apresentam o projecto de “Arborisação dos Areas Moveis de Portugal”, que contemplava a fixação de cerca de 37000 ha numa linha litoral de cerca de 142 km. Ainda que os trabalhos de detenção das areias móveis se possam fazer remontar aos finais do século XIII, início do século XIV, com o pinhal de Leiria. A origem do Pinhal de Leiria remonta seguramente a tempos anteriores ao reinado de D.Dinis, mas foi este quem muito contribuiu para a sua valorização considerando-o como Mata da Coroa (Vieira, 2007).

O registo da primeira sementeira que “prosperou e vingou nos nossos areais” é de 1806, em Lavos. Depois desta data assinalam-se, em 1866, as sementeiras do Pinhal do Pedrógão e do Urso e, em 1876, as do Cabedelo. De 1881 a 1891, iniciaram-se as sementeiras de Camarido, Trafaria, Caparica, Lis, Vila Real de Santo António, S. Jacinto, Gafanha, Leirosa e Peniche. O facto de se terem começado algumas sementeiras nas serras deram lugar a uma suspensão dos trabalhos nas dunas, tendo sido retomados entre 1901 e 1927 (Plano de Povoamento Florestal, 1938).

“O solo das dunas é muito solto e movediço, absolutamente desprovido de matéria orgânica, extremamente permeável à água e ao ar e com grande poder de absorção de calor solar, portanto sem consistência, muito pobre, excessivamente quente e seco.” Embora, “estes terrenos, no estado em que se encontram presentemente, se possam considerar áridos e por conseguinte sem qualquer valor sob o ponto de vista agrícola, são contudo susceptíveis de aproveitamento pela cultura silvícola. Bastará, para isso, proceder ao seu revestimento por meio de essências florestais apropriadas, que promovam a sua imobilização” (Relatório da Comissão Nomeada para Estudo de Normas e Procedimentos para Protecção das Dunas da Zona da Costa, da Trafaria à Caparica – Comissão Constituída pela Portaria de 31 de Julho de 1957, publicada no Diário do Governo número 182 – II série, de 6 de Agosto de 1957).

“Depois de arborizados, ficam consolidados e têm todos os outros defeitos notavelmente corrigidos. A manta morta, além de lhes fornecer a indispensável matéria orgânica e ocasionar a formação de humus, protege-os da mudança brusca de temperatura, abriga-os da evaporação, retém grande parte das águas da chuva que depois cede lentamente

às camadas inferiores. Tornam-se assim as condições favoráveis à vegetação” (Boletim da Direcção Geral dos Serviços Florestais e Aquícolas, 1940).

Assim, para a estabilização de areias nos sistemas dunares, deu-se início à introdução de várias espécies exóticas, um pouco por todo o país: nas dunas de São Jacinto, entre 1888 e 1929, foi introduzida *A. longifolia*; no sistema dunar de Quiaios-Mira, no início do século XX, onde mais tarde, em 1948, foram novamente semeadas acácias (DGSFA, 1948); na Serra de Sintra, em 1880, foram plantados 2 ou 3 exemplares de *A. melanoxylon*, que depois se tornaram responsáveis pelos primeiros focos de invasão (Marchante, 2001); no Parque Nacional Peneda-Gerês, entre 1902 e 1905, foram plantados 825 indivíduos de *A. dealbata*; em Cabedelo, 1906-1907, plantaram-se 170 acácias: *A. dealbata* e *A. melanoxylon*; nas dunas de Cantanhede, em 1949, entre outras espécies foram plantadas *A. molissima*, *A. pycnantha*, *A. retinodes*.

Na Costa de Caparica foram também plantadas acácias, com o mesmo propósito, o de fixação e estabilização das areias móveis, mas sobre este assunto poder-se-á ler em mais pormenor no capítulo III - Caracterização da área de estudo.

3.2. A Acácia e o fogo

O fogo é um elemento natural que contribui para a manutenção de muitas das comunidades nativas nos ecossistemas mediterrânicos (Odum, 1997). Para além de promover a alteração da vegetação e da paisagem, o fogo é um factor ecológico de importância relevante, e cuja intensidade e frequência depende da composição, biomassa e estrutura da própria vegetação (Trabaud, 1992).

A germinação das sementes de muitas espécies exóticas pode ser potenciada pelo fogo e provocar a alteração do próprio regime do fogo: taxa de expansão, intensidade e probabilidade de ocorrência. D’Antonio (2000) refere *Bromus tectorum*, *Arundo donax*, *Hyparrhenia rufa*, como exemplos de espécies que aumentam a frequência do fogo, e *A. saligna*, *Hakea cericea*, *Holcus lanatus* a sua intensidade.

Várias espécies de *Acacia* podem ser estimuladas após o fogo e produzir um número de sementes mais elevado, regenerar mais rapidamente, inibindo o desenvolvimento das espécies nativas (D’Antonio, 2000). Van Wilgen *et al.* (1992) (in Richardson e Kluge, 2008) referem *A. melanoxylon*, *A. saligna* e *A. mearnsii* como exemplos de espécies que germinam vigorosamente após o fogo.

Depois de vários fogos, as espécies invasoras aumentam a sua área de distribuição e a riqueza das espécies indígenas diminui.

Portanto, o fogo pode ter um papel de promotor da invasão nestes ecossistemas, podendo contribuir para o aumento da densidade ou da expansão da espécie invasora.

3.3. Metodologias de controlo

Os métodos geralmente utilizados no controlo da acácia são: o controlo químico, mecânico e biológico, o fogo controlado e a gestão integrada.

Como o próprio nome indica, no controlo químico são utilizados produtos químicos, como herbicidas (2,4-D ou glifosato). No entanto, a maioria dos herbicidas pode ter efeitos nocivos na biodiversidade dos ecossistemas, representando uma ameaça para a flora e fauna. Por serem persistentes podem acumular-se nos solos, contaminando-os e, por lixiviação, atingir os lençóis freáticos.

O controlo mecânico tem por objectivo retirar fisicamente as invasoras, seja por corte, no caso de árvores adultas, seja por arrancamento, no caso de plântulas (Campbell *et al.*, 1990, in Marchante, 2001).

A utilização de inimigos naturais das plantas invasoras é a base do controlo biológico. A grande desvantagem está relacionada com a escolha do agente de controlo, pois existe o risco deste interferir no equilíbrio de espécies não-alvo, tornando-se pragas para outras espécies (Simberloff e Stiling, 1996). Cronk e Fuller (1995) consideram o controlo biológico como um método pouco dispendioso, quando bem sucedido. Todavia, Simberloff (1992, in Simberloff 1996) refere que análises custo-benefício podem não resultar eficazmente em assuntos de conservação da natureza, pois o valor de uma espécie ou população é extremamente difícil de avaliar em termos económicos.

Segundo Louda e Stiling (2004) o controlo biológico poderá constituir uma ferramenta importante no controlo de espécies invasoras, mas é, sem dúvida, uma “faca de dois gumes” sendo necessário assegurar se é eficaz e ecologicamente seguro.

O fogo controlado é utilizado em combinação com outros métodos, pois reduz o banco de sementes, destruindo uma parte, por um lado, estimulando a sua germinação, por outro. Contudo, depois de germinadas é absolutamente necessário o controlo das plântulas. Trata-se de um método com muitas limitações, como por exemplo, características do

ecossistema e da vegetação envolvente, temperatura e época dos fogos (D' Antonio, 2000).

A gestão ambiental integrada visa a aplicação de medidas para a redução das perturbações ao nível de todo o ecossistema e não apenas das espécies invasoras. Na tentativa de controlo de uma espécie invasora pode ser necessário recorrer à substituição artificial desta por espécies nativas, até para evitar a invasão por outras espécies exóticas (Marchante, 2001). Este tipo de abordagem poderá ser uma solução bastante sustentável para o problema da invasão, ao se considerarem outros componentes importantes e se for evidenciado o sistema invadido e a sua gestão em vez da espécie invasora (Hobbs e Humphries, 1994).

4. Sistemas Dunares

4.1. Realidade do sistema dunar em Portugal: fragilidade e importância

O desenvolvimento das dunas, segundo Carter (1991), depende do tipo de sedimento, da disponibilidade de sedimento, da presença de vento e da existência de vegetação capaz de uma estabilização inicial.

Segundo Ranwell (1972) a instabilidade, a falta de humidade do solo e a carência de nutrientes são características das dunas, que são melhoradas com compostos orgânicos trazidos pelas marés que ficam depositados no limite da linha de inundação, sendo aqui o início da forma o da duna.   acumula o dos sedimentos segue-se a fixa o destes por espécies anuais, que vão sendo substituidas por espécies perenes formadoras de dunas, acompanhando o crescimento da duna.

Os sistemas dunares são de extrema importância na protec o contra o avanço do mar, constituindo a primeira barreira física. Contudo, estes sistemas e a vegeta o que os caracteriza estão sujeitos a pressões naturais, como solos pobres em nutrientes, exposi o tanto a elevadas concentra es de sal, como de radia o solar, mobilidade de areias, falta de água, tempestades. A degrada o provocada por causas naturais   acelerada por processos resultantes da actividade humana.

De todos os ecossistemas costeiros, os sistemas dunares são os os mais afectados pela erosão e altera es resultantes da actividade antropog nica, estimando-se que a taxa de

desaparecimento de dunas, para a Europa, seja de aproximadamente 30 ha.ano⁻¹ (Silva *et al.*, 2004).

Estes sistemas, quando não artificializados, são menos afectados pela erosão e caracterizados por grande biodiversidade vegetal autóctone que tem a capacidade de fixar as areias e formar o cordão dunar.

No sentido de se encontrar uma estratégia para a resolução dos problemas graves que advêm da erosão, recorreu-se à plantação e/ou sementeira de espécies exóticas, nomeadamente do género *Acacia*, no final do século XIX e primeira metade do século XX, para fixação das areias.

Ao longo da costa portuguesa, os sistemas dunares em bom estado de conservação representam uma pequena minoria. A construção de forma intensiva e a falta de ordenamento do território contribuem fortemente para que os ecossistemas costeiros se encontrem bastante degradados.

A construção de estruturas artificiais, como paredões e diques, tem sido outra medida adoptada no combate à erosão, mas tem-se revelado pouco eficaz.

As dunas constituem áreas com um grande valor:

- ecológico, ao nível do ecossistema e da biodiversidade;
- económico, no sentido de suportarem várias actividades que geram rendimento;
- social, ao representarem uma vertente recreativa e de atracção turística;

Por todos estes aspectos objectivos, assim como pela beleza que possa ser atribuída subjectivamente aos ecossistemas dunares é importante evidenciar a necessidade da sua conservação.

Os sistemas dunares costeiros são considerados como habitats naturais com um elevado valor conservacionista, nomeadamente no que diz respeito à vegetação aí existente. A natureza dinâmica destes sistemas cria paisagens com uma topografia variável, possibilitando uma enorme variedade de habitats que apresentam uma riqueza florística e faunística com características únicas (Silva, 2004).

O diagnóstico do estado de conservação e vulnerabilidade dos sistemas dunares é uma ferramenta indispensável para a definição de uma estratégia de gestão eficaz. A monitorização assume um papel crucial nesse sentido, bem como a avaliação através de indicadores que permitam identificar pressões e priorizar intervenções necessárias.

A conservação da biodiversidade dunar, bem como a recuperação dos sistemas degradados, através das comunidades de vegetação autóctone (nomeadamente *Ammophila arenaria*) por terem a capacidade de sustentar as areias e fomentar a formação de um cordão dunar eficaz, parecem constituir uma das alternativas mais sustentáveis para a gestão deste tipo de ecossistemas.

III. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

Em 1882, os Serviços Florestais compraram à Câmara Municipal de Almada, os areais móveis, desde a margem esquerda do Tejo até à Costa de Caparica e no ano seguinte iniciaram-se os trabalhos de fixação da duna da Trafaria e dois anos depois, na Costa de Caparica (Dias, 1953).

Em 1897, as Dunas de Caparica são descritas como sendo muito baixas e em grande parte alagadas e pouco movediças, tendo a sua maior largura junto ao Tejo (Costa, 1953).

O primeiro processo utilizado na formação das dunas consistiu na construção de ripados ou paliçadas móveis (método francês), revelando-se pouco eficaz, pois as madeiras eram pouco resistentes à acção do mar e das tempestades (Dias, 1953).

Em 1906, Mendes de Almeida iniciava estudos e experiências na Costa de Caparica com os seguintes objectivos: "I) abrigo de sementeiras pela formação de uma duna litoral de sebes; II) Supressão da cobertura de mato e sua substituição pela sementeira de cereais e abrigo de sebes; III) Substituição dos pinheiros indígenas por essências de maior crescimento e valor, ensaiando as plantações de acacias, eucaliptos e pinheiro exóticos." (Neves, 1972).

Para tal, Mendes de Almeida utiliza o sistema alemão que consiste na formação da duna litoral por meio de sebes duplas formadas de ramagem, na fixação das areias pela divisão da superfície em quadrados feitos com pequenas sebes mortas, de ramos, canas e matos, e sebes vivas de gramíneas, salgueiros, e na plantação dos quadrados com várias essências, em que predominam as resinosas (Boletim da Direcção Geral da Agricultura, 1912).

No seu estudo sobre a vegetação das dunas da Costa da Caparica, Costa (1953) refere-se às espécies de acácia existentes na Mata Nacional das Dunas da Costa da Caparica e Trafaria: *A. longifolia*, *A. pycnantha*, *A. retinodes*, *A. cyclops*, *A. cultriformis*, *A. decurrens*.

Este autor referencia *A. retinodes* como a espécie mais abundante (presente em 78% dos inventários) em 50 inventários fitossociológicos realizados no acacial em 1953, seguida de *A. longifolia* (presente em 10% dos inventários).

Em 1957 procedeu-se ao reconhecimento local das dunas desde a Trafaria até à Caparica, tendo sido elaborado um Relatório apresentado ao Ministro das Obras Públicas. Neste documento conclui-se que “o problema da protecção se não limita apenas às dunas, mas estende-se, também às praias adjacentes” e pode ler-se que “As dunas são, em grande parte, revestidas de vegetação em que se observam: a Acácia (*A. cyanophylla*, Lindl.), com predomínio do Estorno (*Ammophila arenaria* L.) e o Bálamo ou Chorão (*Mesembryanthemum edule* L.)”.

A arriba fóssil da Costa de Caparica representa um sítio de grande interesse que importa conservar. No texto da criação da PPAFCC (Decreto-Lei nº 168/84, de 22 de Maio de 1984) pode ler-se: “A Paisagem Protegida tem como objectivos preservar as características geomorfológicas e as comunidades existentes, promovendo o seu equilíbrio biológico e paisagístico”.

Do ponto de vista geológico, esta arriba é formada por uma sucessão de estratos sub-horizontais de rochas sedimentares, de conteúdo fossilífero e origem fluvio-marinha (Plano de Ordenamento da PPAFCC, 2007), representando um interessante testemunho de outras épocas.

Em termos de perfil transversal, esta área protegida apresenta várias unidades geomorfológicas:

- planície litoral, que se desenvolve entre a arriba fóssil, a leste, e o oceano, a oeste. Esta faixa corresponde à praia, ao cordão dunar frontal e à zona de dunas interiores;
- depósito de vertente, resultante da acumulação de materiais provenientes da erosão das rochas da arriba, alberga parte das parcelas agrícolas das Terras da Costa;
- arriba fóssil, com uma extensão de cerca de 13 Km e paralela à linha de costa; vai desde a Trafaria até à Lagoa de Albufeira, variando as altitudes entre os 90 m a norte aos 20 m a sul. Geologicamente é formada por uma sucessão de estratos sub-horizontais de rochas sedimentares, por vezes com variado conteúdo fossilífero, cujas idades oscilam entre o Miocénico médio (15 MA) e a actualidade;
- plataforma litoral - sistema dunar sobre a arriba, que em alguns locais atinge os 50 m de altura (ICNB);

A região de estudo encontra-se delimitada na Figura 2.



Figura 2 - Delimitação da área de estudo

Ao longo da PPAFCC encontram-se espaços que contêm valores naturais e paisagísticos importantes para a conservação da biodiversidade, sendo estes bastantes sensíveis à perturbação antrópica e a usos do solo que envolvam a remoção do coberto vegetal.

No sentido de contribuir para a manutenção e valorização do património natural e paisagístico foram criadas áreas de protecção, no âmbito da Rede Natura 2000, Directiva Habitats, que inclui uma lista de habitats naturais prioritários (POPPAFCC, 2007; Arsénio, 2003).

A evolução de todo o sistema natural está muito dependente da dinâmica dos sistemas dunares presentes e do coberto vegetal e características peculiares, como sendo a presença de endemismos, levam à sua inclusão nos Biótopos Corine.

Arsénio (2003) identifica como espécies presentes na PPAFCC: *A. saligna* (Labill.) L. Wendl., *A. longifolia* (Andrews) Willd e *A. retinodes* Schlecht, que se encontram representadas nas Figura 3, Figura 4 e Figura 5, respectivamente.



Figura 3 - Aspecto geral e pormenores das folhas e flores de *Acacia saligna*
(URL: <http://florabase.calm.wa.gov.au/science/timage/3527ic1.jpg>)



Figura 4 - Pormenores das folhas e flores de *Acacia longifolia*
(URL: <http://florabase.calm.wa.gov.au/science/timage/17861ic1.jpg>)



Figura 5 – Pormenores das folhas e flores de *Acacia retinodes*
(URL - http://www.chah.gov.au/images/photo_cd/3/A31292_3.jpg)

IV. METODOLOGIA

1. Materiais

1.1. Equipamento informático/ programas utilizados

No presente estudo recorreu-se ao *software ArcGIS* da *ESRI* por apresentar inúmeras vantagens na análise espacial, bem como no tratamento das bases de dados associadas, nomeadamente as importações e exportações de dados em formato *Excel*.

ArcGIS é o nome de um grupo de programas informáticos que possibilita a utilização de funcionalidades SIG (Sistemas de Informação Geográfica). Neste estudo utilizou-se a versão *ArcGIS 9.2*.

O processo de georeferenciação e ortorectificação das fotografias aéreas foi realizado com recurso à extensão *Image Analysis for ArcGIS*, da *LEICA Geosystems*, que se encontra disponível gratuitamente durante o período de um mês. A escolha do sistema de projecção e coordenadas para a base de dados criada, *Datum 73 Lisboa Hayford-Gauss*, fundamenta-se no facto dos ortofotomapas, cedidos pelo Instituto Geográfico Português (IGP), estarem referenciados a este sistema.

As mudanças estruturais na paisagem da área de estudo ao longo do tempo foram quantificadas através de índices estruturais (*Landscape Metrics*) recorrendo à extensão *V_LATE 1.0 Vector-based Landscape Analysis Tools Extension* para *ArcGIS* (*Larg 2005*).

1.2. Fotografias aéreas/ Ortofotomapas

O estudo da alteração da paisagem da área de estudo foi desenvolvido tendo por base o uso do solo nos anos de 1967, 1977, 1989 e 2004. A escolha destas datas foi condicionada pelas fotografias aéreas/ortofotomapas existentes, nomeadamente por aqueles disponíveis no Instituto Geográfico Português (www.igeo.pt), cedidos ao abrigo do Programa de Apoio ao Fornecimento de Informação Geográfica para Investigação, Ensino e Edição (FIGIEE). Este Instituto também cedeu fotografias aéreas de 1958, no entanto, o tempo disponível não possibilitou o seu tratamento. De facto, devido à escala (1:8000), era necessário um elevado número de fotografias (20) para cobrir a área de estudo, o que implicava um grande tempo de processamento. Além disso, algumas fotos possuíam mais de metade da área com oceano, o que dificulta enormemente o processo

de georeferenciação. De qualquer modo, estas fotos foram analisadas pois são muito úteis no sentido de que apresentam uma grande proximidade a uma das datas da plantação do acacial.

As fotografias aéreas/ortofotomapas foram fornecidos em suporte digital (*raster*). As fotografias aéreas originais, em suporte analógico, tinham sido digitalizadas com uma resolução de 800 ppp (pontos por polegadas).

Apresenta-se em seguida a listagem das fotografias aéreas/ortofotomapas usados no presente estudo bem como de algumas das suas características:

1967: fotografias aéreas pancromáticas à escala aproximada de 1:15.000

1977: fotografias aéreas pancromáticas à escala aproximada de 1:30.000

1989: fotografias aéreas pancromáticas à escala aproximada de 1:15.000

2004: ortofotomapas com resolução de 0.5 metros do voo da DGRF/IGP. Estes ortofotomapas foram obtidos a partir de fotografias aéreas digitais com 4 bandas (visível e infravermelho próximo). No entanto, para o presente estudo apenas foram fornecidas as bandas do visível (azul, verde e vermelho).

1.3. Carta Topográfica da Península de Setúbal

A Carta Topográfica Militar da Península de Setúbal (1:30.000) de Neves Costa foi cedida pelo Instituto Geográfico Português, ao abrigo do Programa FIGIEE. Esta carta, datada de princípios do Século XIX, foi interpretada e identificados os usos do solo. Nesta carta os diferentes usos não estão delimitados por polígonos como acontece com as cartas posteriores, apenas há manchas com diferentes símbolos. Na discussão deste trabalho tem sempre de se ter em mente que os resultados obtidos a partir das fotos aéreas e a partir desta carta foram obtidos a partir de uma base diferente. Os resultados adquiridos a partir da Carta Topográfica serão apenas indicativos.

2. Métodos

2.1. Trabalho de campo

Inicialmente, definiu-se como método a adoptar o da linha de intersecção para caracterizar o grau de cobertura das diferentes espécies de acácia existentes. Para cada ponto de amostragem seriam escolhidos alguns transectos com comprimento que seria determinado em função da área de estudo. Na primeira saída de campo, estendeu-se uma fita métrica e identificaram-se as espécies de *Acacia* que se encontravam na linha de intersecção. No entanto, devido às condições do terreno e das dificuldades de acesso, apenas foi efectuado um transecto, e por isso este método foi abandonado.

Foram efectuadas mais duas saídas de campo no sentido de identificar as espécies de Acácia e de esclarecer algumas dúvidas quanto à vegetação observada nas fotografias aéreas. Nas referidas saídas de campo foram georeferenciados alguns pontos com um GPS.

2.2. Ortorectificação/georeferenciação

A georeferenciação é um processo que permite estabelecer uma relação entre a localização de pontos numa imagem e as suas coordenadas no terreno. Para georeferenciar as imagens (fotografias aéreas) são identificados pontos de controlo observados simultaneamente em Cartas/Ortototomapas já georeferenciados e nas fotografias. Os pontos de controlo servem para a obtenção de um modelo matemático de transformação que distorce a imagem, de modo a que esta corresponda o melhor possível às coordenadas no terreno. O modelo de transformação escolhido foi uma Transformação Polinomial de Primeira Ordem. O método de reamostragem aplicado foi a interpolação bilinear.

O erro médio quadrático é uma medida da média do ajustamento da imagem, baseada nos erros dos vários pontos de controlo, no modelo e nos graus de liberdade. Os resíduos são as diferenças entre os pontos de controlo transformados com o modelo e os pontos observados. Para cada fotografia foi produzido um ficheiro, com informação sobre o erro médio quadrático, o número de pontos de controlo utilizados, os erros e os resíduos individuais para cada ponto de controlo.

O processo de ortorectificação/georeferenciação foi realizado em simultâneo, através da extensão *Image Analysis*, como já foi referido. Foi utilizado um Modelo Digital de Terreno neste processo. As fotografias aéreas foram referenciadas aos ortofotomapas, uma vez que estes já se encontravam referenciados. Assim, foram identificados pontos de controlo observados simultaneamente nas fotografias aéreas e nos ortofotomapas de 2004. Os pontos foram seleccionados tendo em atenção que a sua distribuição ao longo da imagem deve ser o mais uniforme possível. A ortorectificação/georeferenciação foi difícil especialmente no caso das fotografias aéreas mais antigas, pelo facto de não haver muitos pontos de controlo comuns como resultado de mudanças profundas na ocupação do solo. O erro médio quadrático variou consoante as fotografias aéreas, mas nunca foi superior a 20 metros. Este valor representou um compromisso entre o número de pontos de controlo que é necessário eliminar do conjunto inicial, e a manutenção de um número aceitável de pontos, de modo a garantir a qualidade do processo, nomeadamente em relação à distribuição uniforme dos pontos pela imagem.

2.3. Fotointerpretação/Digitalização

A fotointerpretação pode definir-se como sendo o acto de examinar fotografias aéreas com o fim de identificar objectos (porção de terreno cujo tipo de ocupação é mais ou menos homogénea) e avaliar o seu significado (Arsénio, 1997). A fotointerpretação pode ser realizada por delineamento de manchas ou por rede de fotopontos (Dias, 2005). No presente estudo usou-se a fotointerpretação por delimitação de manchas.

O trabalho de fotointerpretação foi executado em ecrã, sobre as fotografias aéreas georeferenciadas/ortofotomapas, utilizando as funcionalidades de digitalização do *ArcGIS*. A fotointerpretação realizou-se aplicando o método clássico da interpretação de imagens ou seja, consistiu na interpretação da forma, textura, padrão, tamanho, sombra, localização e associação dos objectos para sua identificação (Arsénio, 1997). Só foi possível recorrer à característica cor nos ortofotomapas, pois as fotografias aéreas mais antigas são pancromáticas (tons de cinzento). Foram assim definidos polígonos que criam os limites de áreas homogéneas correspondentes às várias classes de uso do solo. Para cada data foi produzido um tema vectorial de polígonos correspondentes aos usos do solo identificados. Aos polígonos foram atribuídos, nas tabelas de atributos, códigos de identificação para os usos do solo respectivos.

Dada a impossibilidade da validação directa no campo da fotointerpretação, uma vez que se trata de fotografias aéreas antigas, o processo de fotointerpretação foi assistido por informação adicional relativa a cartografia publicada. Assim, a fotointerpretação das

fotografias aéreas de 1967 foi apoiada pela Carta Agrícola e Florestal (nº 442) do Serviço de Reconhecimento e de Ordenamento Agrário (SROA), à escala de 1: 25.000, da década de 60 (reconhecimento de campo de 1951 com actualização em 1960 e publicação em 1963). A fotointerpretação das fotografias aéreas de 1989 foi apoiada pela Carta de Ocupação do Solo (COS) de 1990 do CNIG à escala 1:25.000.

A Carta Agrícola e Florestal resultou de uma observação directa das diferentes culturas e essências florestais e considera grandes grupos de utilização do solo: agrícola, florestal, agro-florestal, incultos, salinas, sapais, áreas sociais, rios, lagoas e albufeiras (CNA, 1985) e constituiu uma importante base para muitos estudos.

A Carta de Ocupação do Solo de Portugal Continental (COS) foi elaborada pelo Centro Nacional de Informação Geográfica (CNIG) com base na cobertura aerofotográfica da ACEL (Associação dos Produtores de Celulose e Papel, actual CELPA) de 1990 (fotografias tiradas em Agosto de 1990 e Agosto de 1991), com filme infravermelho de falsa cor, à escala média de 1:15.000. A COS visava a execução de uma Cartografia de usos e ocupação do solo integral para Portugal Continental, desde o domínio florestal ao agrícola.

Neste estudo foram definidas 10 classes de uso do solo ("Acacial", "Agricultura", "Areias de praia", "Cordão dunar", "Floresta", "Improdutivo", "Matos", "Urbano/Equipamentos", "Vias" e "Oceano"), cuja descrição breve se apresenta em seguida.

- 1) "**Acacial**": comunidades vegetais dominadas por espécies alóctones e invasoras (*Acacia spp.*).
- 2) "**Agricultura**": terras aráveis, culturas permanentes, prados e pastagens permanentes.
- 3) "**Areias de praia**": areias móveis, sem cobertura vegetal.
- 4) "**Cordão dunar**": comunidades vegetais desde a faixa das areias em estabilização até às dunas secundárias.
- 5) "**Floresta**": presença de espécies arbóreas com um grau de coberto igual ou superior a 10%.
- 6) "**Improdutivo**": afloramentos rochosos, pedreiras, lixeiras, áreas que se apresentem com ausência de coberto vegetal (excepto as areias de praia).
- 7) "**Matos**": comunidades vegetais de porte arbustivo
- 8) "**Urbano/Equipamentos**": povoações, equipamentos sociais.
- 9) "**Vias**": vias de comunicação principais

A técnica utilizada para interpretar as fotografias aéreas foi a actualização regressiva (Peccol *et al.*, 1996). Esta técnica consiste em interpretar, em primeiro lugar, as fotografias mais recentes, neste caso, os ortofotos de 2004. Estes ortofotos, uma vez que representam os objectos a cor e têm uma escala que possibilita um maior detalhe, permitiram uma boa discriminação dos diferentes usos do solo. Em seguida, com este conhecimento prévio, foram interpretadas as fotografias mais antigas.

2.4. Índices estruturais (*Landscape Metrics*)

De forma a contextualizar a temática da ecologia da Paisagem fazem-se algumas considerações essenciais para melhor se perceberem alguns conceitos.

Ecologia pode definir-se, de uma forma muito simplificada, como a ciência que se dedica ao estudo das interacções entre os organismos e o seu ambiente, sendo que uma paisagem é um mosaico com alguns quilómetros, nos quais os ecossistemas e usos específicos do solo se repetem.

A Ecologia da Paisagem envolve várias temáticas:

- o estudo de padrões espaciais e de estrutura da paisagem, desde áreas “selvagens” a cidades
- as interacções entre as manchas dentro de um mosaico da paisagem
- as relações entre padrões e processos ecológicos e de como estes se alteram ao longo do tempo
- as relações entre a actividade humana e os padrões da paisagem, incluindo as causas e as consequências biofísicas e sociais da heterogeneidade da Paisagem (IALE – International Association of Landscape Ecology)

Tanto o desenvolvimento das dinâmicas da heterogeneidade espacial, bem como a gestão desta e a sua influência nos processos ecológicos são aspectos considerados na Ecologia da Paisagem.

A Ecologia da Paisagem concentra-se em três características fundamentais da paisagem (Casimiro, 2002):

- Estrutura /Forma – padrão espacial de arranjo dos elementos da paisagem (distribuição de energia, materiais e espécies em relação às dimensões, formas, número, tipo e configuração dos ecossistemas);
- Função/Processo – as interações entre os elementos espaciais (fluxos de energia, materiais e espécies entre as componentes do ecossistema);
- Mudança - a alteração na estrutura e função do mosaico ecológico, ao longo do tempo

Índices estruturais são algoritmos que quantificam características espaciais específicas quer ao nível de manchas, de classes e da paisagem (McGarigal e Marks, 1995):

- métricas ao nível da Mancha (*Patch-level metrics*) – são definidas para manchas individuais e caracterizam o seu contexto e o seu carácter espacial. Na maioria das aplicações, estas métricas servem como base computacional das métricas da paisagem, por exemplo, a média dos atributos das manchas através de todas as manchas, ao nível da classe ou da paisagem. Por vezes, os valores para cada uma das manchas poderão ter um baixo valor interpretativo
- métricas ao nível da Classe (*Class-level metrics*) – resultam da integração de todas as manchas de um determinado tipo (classe), quer pela média simples ou média ponderada. Adicionalmente podem reflectir propriedades agregadas ao nível da classe como resultado da configuração das manchas.
- métricas ao nível da Paisagem (*Landscape-level metrics*) – são resultado da integração de todas as manchas ou classes, isto é, da paisagem no seu todo, quer por média simples ou ponderada. Em muitas aplicações o interesse recai sobre o padrão, isto é a composição e a configuração do mosaico da paisagem.

Depois de delimitados e classificados os polígonos correspondentes a cada classe de uso do solo, utilizando a aplicação *V_LATE 1.0*, foram calculados os índices estruturais a dois níveis de análise, ao nível da paisagem como um todo e ao nível da classe (Anexo II).

Calculou-se, para a Paisagem e para as Classes - "Acacial", "Agricultura", "Areias de praia", "Cordão dunar", "Floresta", "Improdutivo", "Matos", "Urbano/Equipamentos", "Vias" e "Oceano" - diferentes parâmetros e índices referentes a cada ano: 1815, 1967, 1977, 1989 e 2004.

Análise de Área (*Area Analysis*):

Número de manchas (NP = *Number of Patches*) - o número de polígonos.

Área da Classe (CA = *Classe Area*) - área de cada classe de uso de solo em m²

Dimensão média das manchas (MPS = *Mean Patch Size*) - média da dimensão de todas as manchas correspondentes a uma determinada classe de uso do solo, em hectares.

Desvio padrão da dimensão das manchas (PSSD = *Patch Size Standard-Deviation*) - raiz quadrada do erro médio quadrático das manchas relativas à classe de uso do solo em análise, em hectares.

Análise de Margem (*Edge Analysis*):

Total de margens (TE = *Total Edge*) - somatório do perímetro de todas as manchas da classe de uso do solo seleccionada.

Densidade das margens (ED = *Edge density*) - Total de margens por unidade de área, isto é, a relação entre o Total de margens e área total, em hectares.

Análise de Forma (*Form Analysis*):

Índice médio de forma (MSI = *Mean Shape Index*) - relação entre o perímetro e área das manchas, medindo a complexidade da forma das manchas em função duma forma básica quadrada (para a versão *raster*), que representa o valor de "1", como o mínimo de complexidade.

Índice médio de forma ponderado pela área (MPAR = *Mean Perimeter Area Ratio*) - relação entre o perímetro e área das manchas, medindo a complexidade da forma das manchas, mas efectuando uma ponderação em função da dimensão de cada mancha.

Dimensão fractal média (MFRAC = *Mean Fractal Dimension*) - caracteriza o grau de complexidade de um polígono, relacionando o perímetro com a área. O valor mínimo é "1" e o máximo é "2".

Análise de Diversidade (*Diversity Analysis*):

Riqueza - número de classes presentes na paisagem (valor fornecido como parâmetro);

Índice de diversidade de Shannon - soma, entre todas as classes analisadas, da abundância proporcional de cada classe de ocupação do solo multiplicada por aquela proporção (abundância da proporção vezes o logaritmo natural da proporção), multiplicado por -1;

Índice de equidade de Shannon - índice de diversidade de Shannon observado dividido pelo valor máximo possível para o índice de diversidade de Shannon no caso em estudo (i.e., logaritmo natural de m , onde m é o número de classes);

Nota: Por uma questão de facilidade de delimitação dos polígonos das áreas correspondentes às classes "Areias de praia" e "Cordão dunar", considerou-se o "Oceano", no entanto, este não foi analisado em termos de evolução de área ao longo do tempo por não fazer sentido.

2.5. Análise do Acacial

Dentro da zona classificada como acacial tentou-se calcular a evolução do grau de cobertura das acácias ao longo do tempo. Para tal, procedeu-se à classificação das fotografias em duas classes de uso, com base nos valores de brilho: acacial e solo a nú. Assim, foram definidas, para cada imagem e na zona identificada como acacial, áreas de calibração (*training sites*) correspondentes inequivocamente a espaços de solo a nú e de acácias, em função das suas características espectrais. Em seguida, foram extraídos das imagens os valores de brilho dos píxeis correspondentes a essas áreas de calibração. Com a construção dos histogramas desses valores foi possível seleccionar valores de brilho limites para as duas classes de uso do solo. Então, procedeu-se à classificação das imagens (apenas para a parte do acacial) em duas classes e calculada a área correspondente (Yohay & Ronen, 1998).

A Figura 6 representa um esquema simplificado da metodologia.

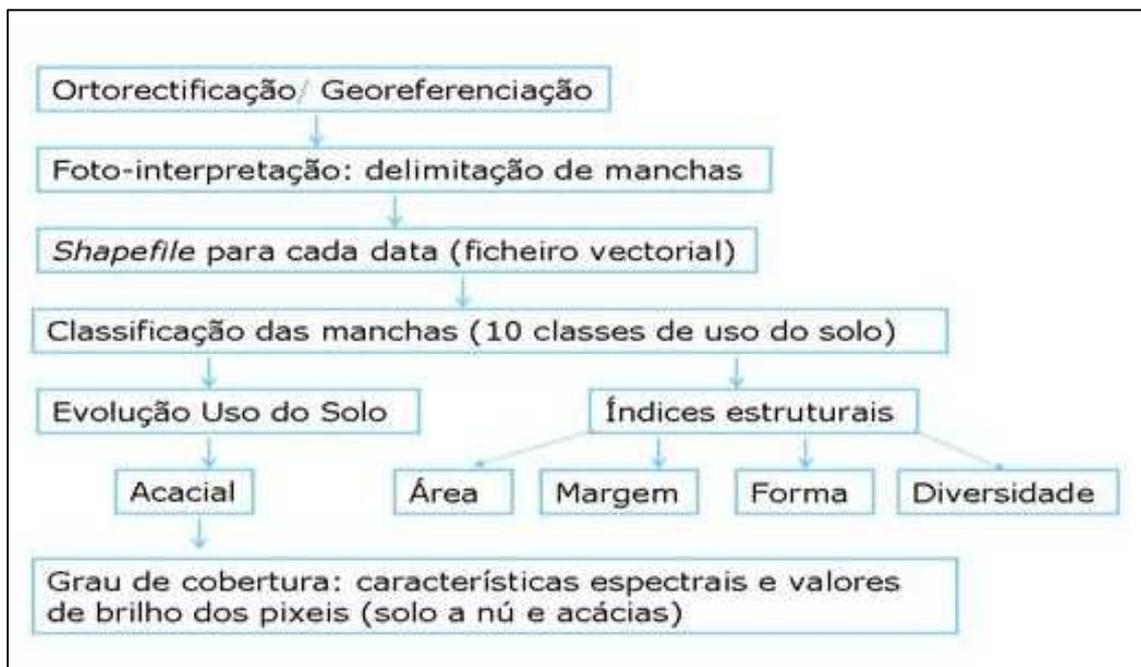


Figura 6 – Representação esquemática da metodologia

V. RESULTADOS

A delimitação das áreas correspondentes a cada classe de uso do solo referente ao ano de 1815 está sujeita a muitos erros, uma vez que na Carta Topográfica da Península de Setúbal é difícil a identificação com clareza de cada classe.

Os valores referentes ao ano de 1815 são apenas indicativos, uma vez que estes afectam em termos de escala os resultados obtidos dificultando a sua visualização. Esta data serviu apenas como ano base, para melhor se perceber a alteração da estrutura da paisagem. A discussão dos resultados incidirá sobre as seguintes datas: 1967, 1977, 1989 e 2004.

Da análise do uso do solo obtiveram-se os seguintes mapas referentes aos anos de 1815 (Figura 7), 1967 (Figura 8), 1977 (Figura 9), 1989 (Figura 10) e 2004 (Figura 11).

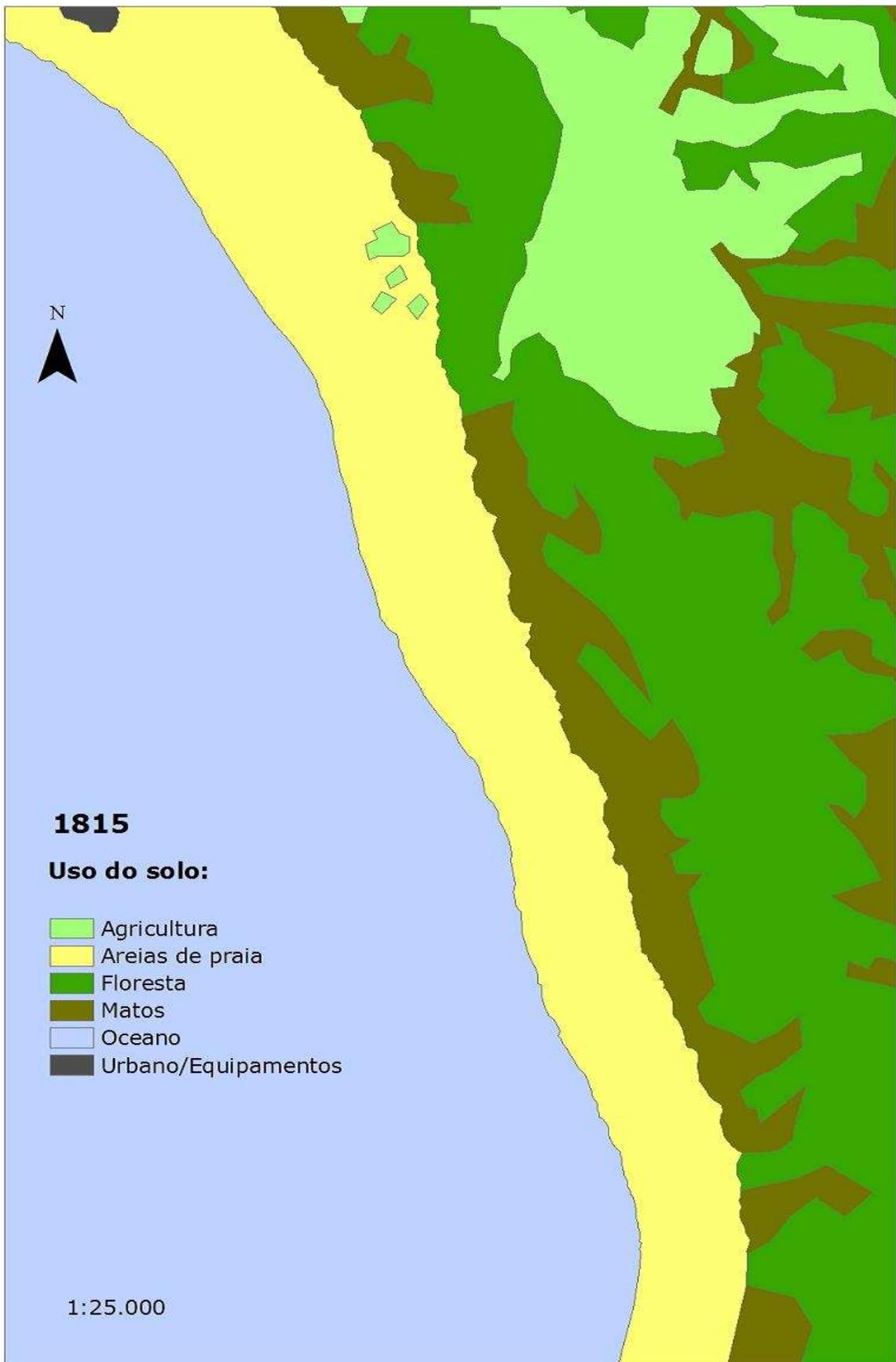


Figura 7 – Uso do solo em 1815

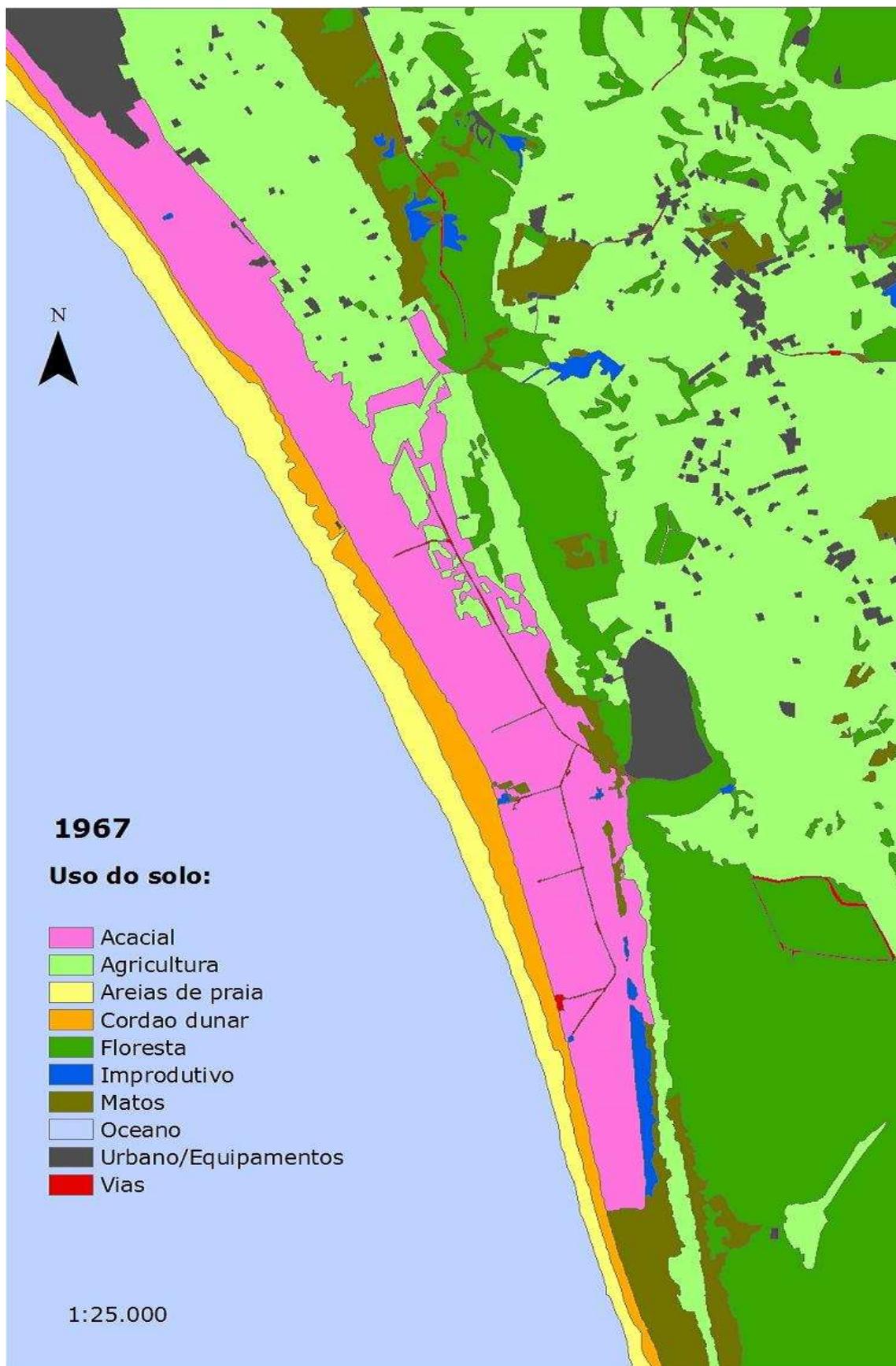


Figura 8 - Uso do solo em 1967

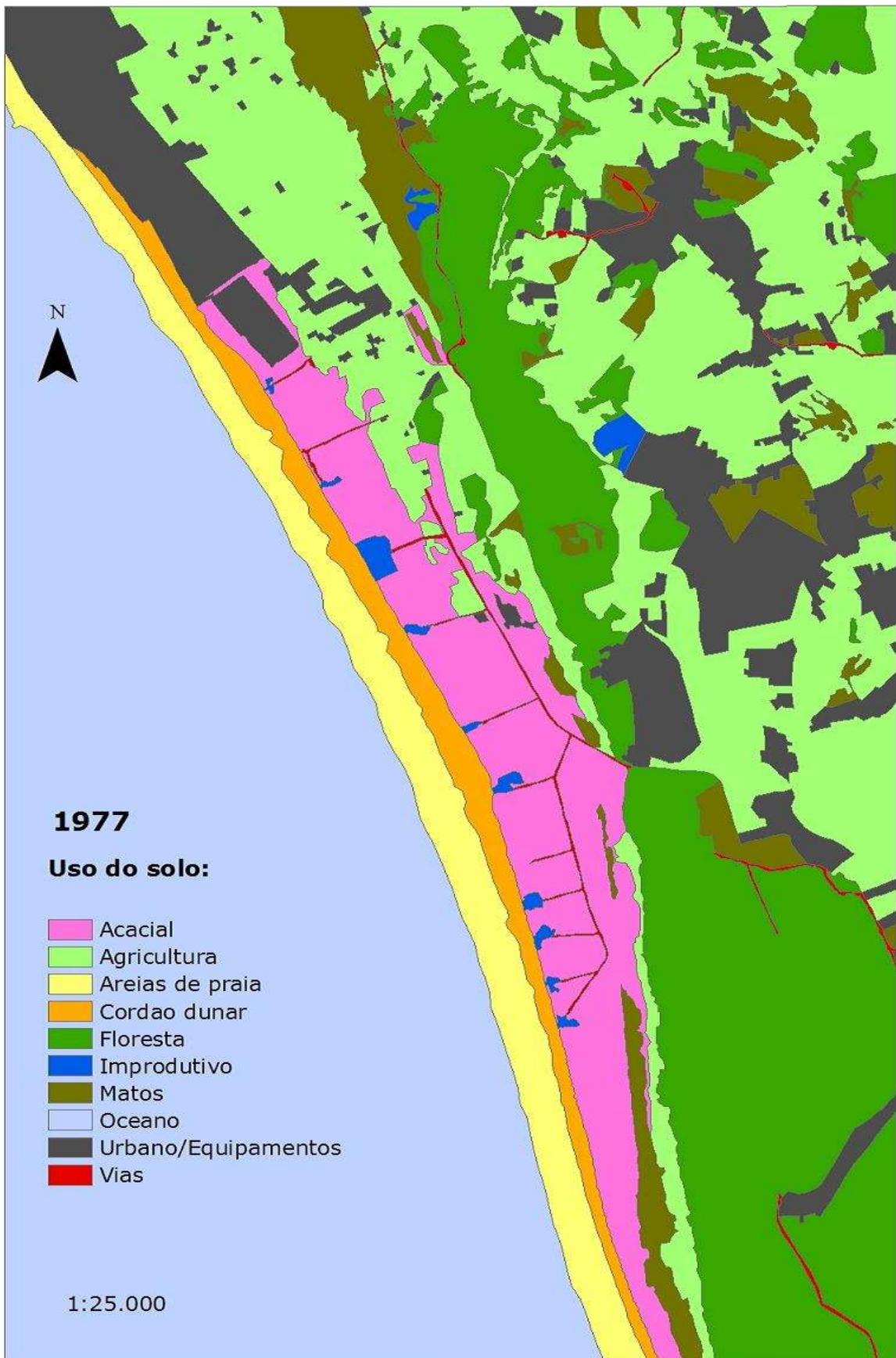


Figura 9 – Uso do solo em 1977

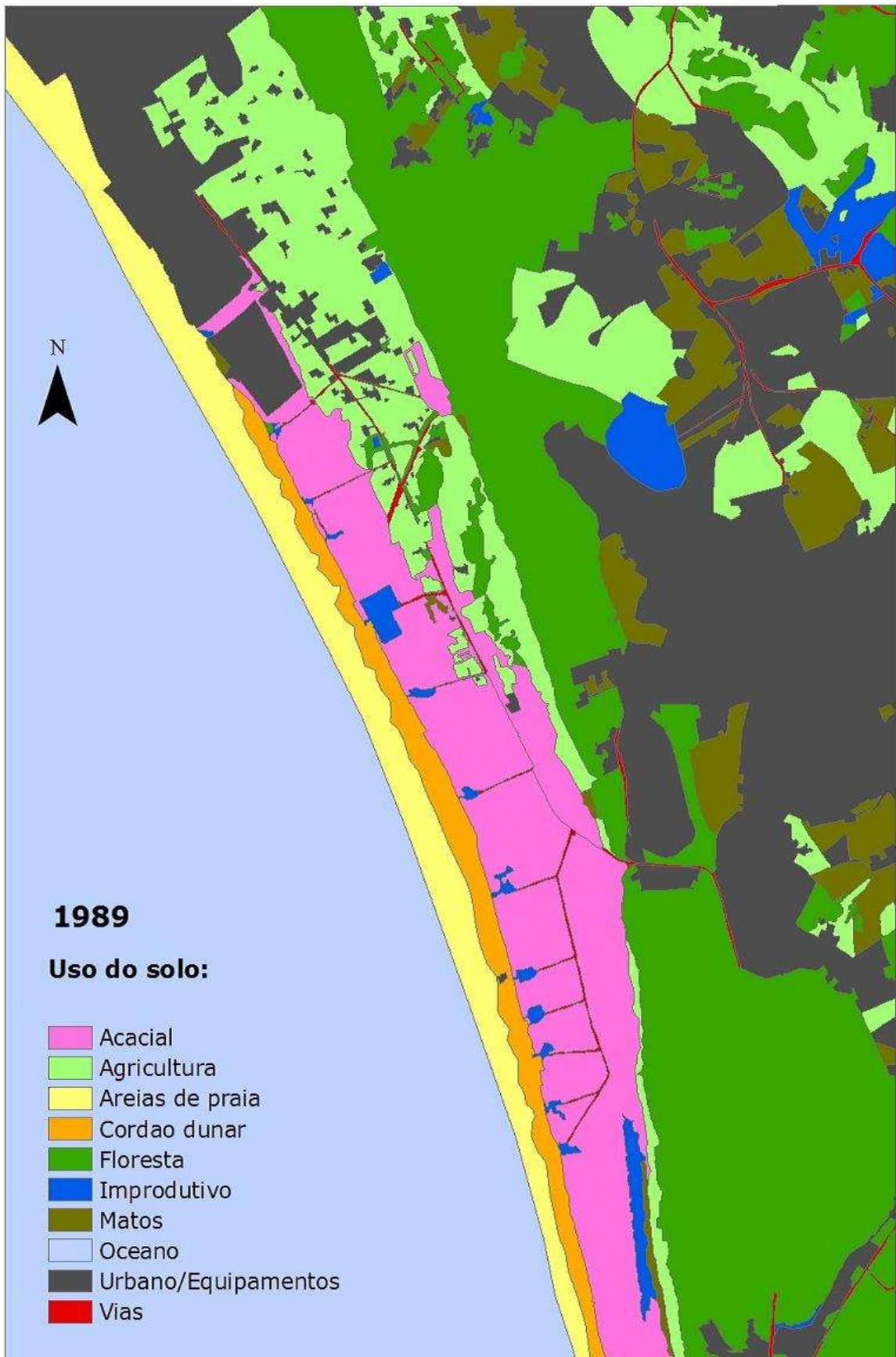


Figura 10 - Uso do solo em 1989

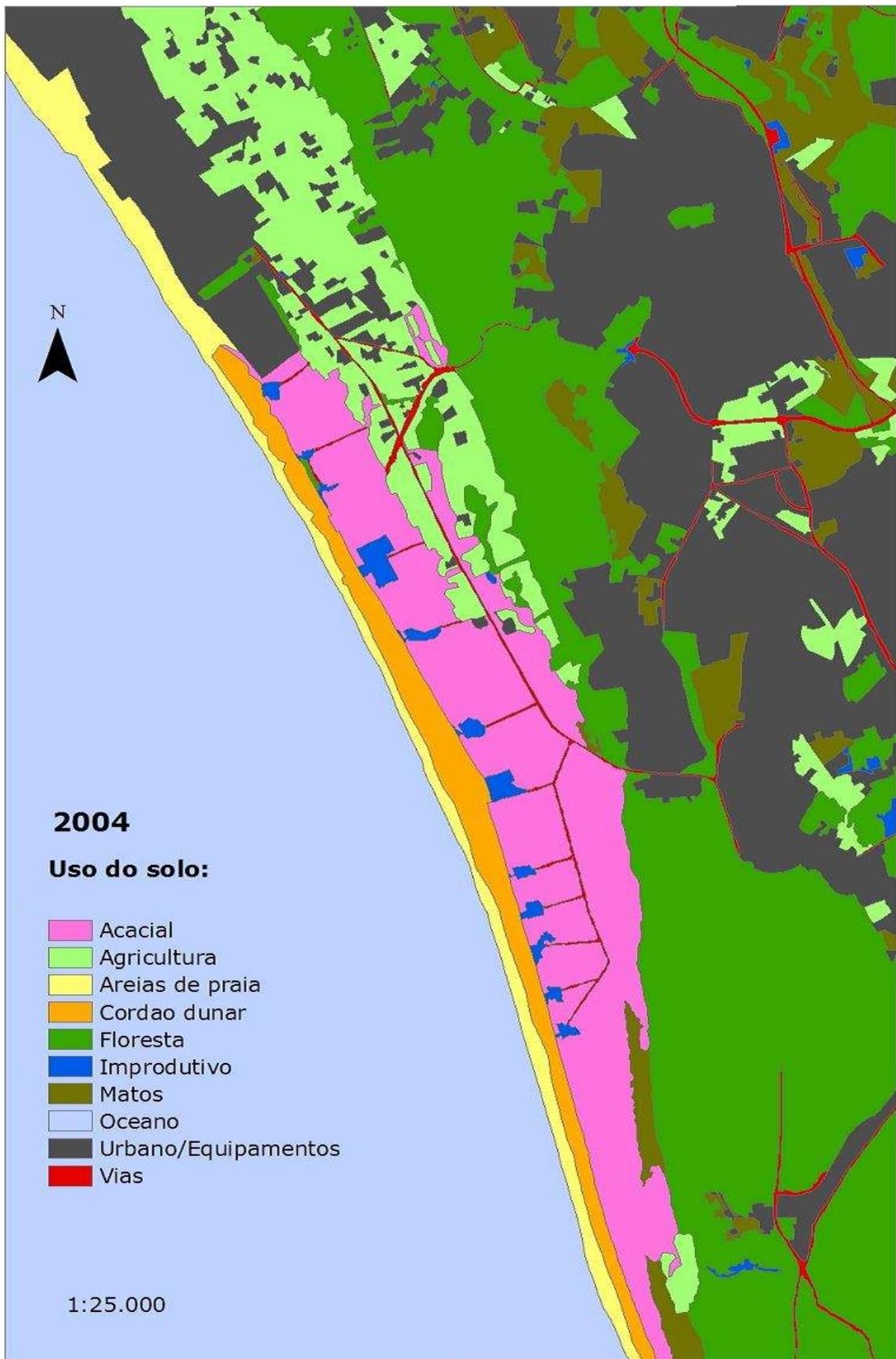


Figura 11 - Uso do solo em 2004

A partir destes mapas foi feito o cálculo das áreas correspondentes a cada classe e serviram de base para as diferentes análises comparativas ao longo do tempo.

1. Evolução do Uso do Solo

Para esta análise utilizaram-se, como base, os valores obtidos através do *V_LATE 1.0* para a área de cada classe de uso de solo expressa em m² (Área da Classe (CA = *Classe Area*)). Na verdade, este subcapítulo corresponderia a uma análise de área. Contudo, optou-se por uma interpretação acompanhada pelos mapas acima apresentados no sentido de se avaliar, para além de alterações na área, as transformações ao nível do uso do solo para a paisagem.

Apresentam-se em seguida os resultados referentes ao uso do solo, expressos em percentagem de área em relação ao total da área de estudo.

Em 1815 a "Floresta" era a classe de uso do solo com maior representatividade (37.7%), seguindo-se a classe "Areias de Praia" (29.3%). Os "Matos" (18.5%) e "Agricultura" (14.3%) ocupavam uma área bastante inferior às classes anteriores. A classe de uso do solo "Urbano/Equipamentos" abrangia uma área de cerca de 0.2%, pouco significativa quando comparada com as restantes.

No século XIX, na área de planície identificada como Nascente Agrário da Península de Setúbal, assistiu-se a um desenvolvimento muito grande na exploração agrícola, em que se verificou "o aparecimento de espaços parcelados ortogonalmente com cultivos intensivos" (Morgado, 2007).

Do ponto de vista da urbanização, o território da AML é bastante incipiente já que apenas no final do mesmo século se verificou propriamente o início da industrialização, devido a contingências políticas e económicas. Concretamente, o que se verificou é que "o espaço, nas suas diferentes características e singularidades, foi antropizado por estruturas rústicas e, complementarmente, estratégicas quanto à defesa e à localização das primeiras cidades" (Morgado, 2007).

"A criação artificial do solo rústico, pontuado por núcleos urbanos incipientes localizados e modelados a partir das formas da água e da terra, assim como a existência de cidades portuárias cuja importância se antecede pelas potencialidades da morfologia dos estuários, funda as principais linhas de crescimento da futura metrópole de Lisboa" (Morgado, 2007).

“Entre meados do Século XIX e os anos 40 do Século XX, verificou-se uma transformação significativa no território, começando a sentir-se as modificações tecnológicas próprias da industrialização” (Morgado, 2007).

Da observação da Figura 12 verifica-se que no ano de 1967, a “Agricultura” corresponde à classe de uso do solo com maior área (42.3%). A “Floresta” ocupa 25.1% da área de estudo e o “Acacial” 13.9%. Por ordem decrescente do valor de área ocupada: “Matos” (5.9%), “Areias de praia” (4.4%), “Cordão dunar” (2.8%), “Improdutivo” (0.9%) e “Vias” (0.4%).

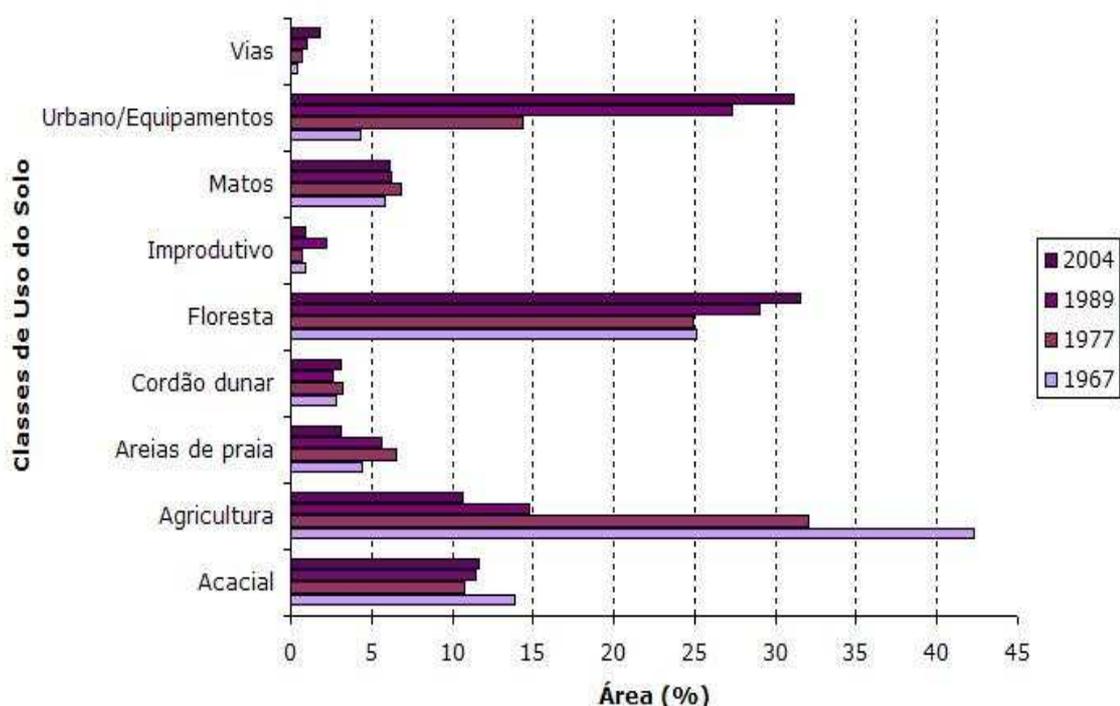


Figura 12 - Evolução da área das classes de uso do solo ao longo do período de tempo em análise (1967 - 2004)

No que diz respeito ao uso do solo em 1977 pode constatar-se que as duas classes dominantes continuam a ser a “Agricultura” (32.0%) e a “Floresta” (24.9%). A classe “Urbano/Equipamentos” ocupa uma área bastante inferior às anteriores (14.3%). Segue-se o “Acacial” (10.8%), “Matos” (6.8%), “Areias de praia” (6.5%), “Cordão dunar” (3.2%), “Improdutivo” (0.7)% e “Vias” (0.8%).

Relativamente ao uso do solo no ano de 1989, a classe “Floresta” é a classe que ocupa uma maior área (29,0%), à qual se segue, com um valor bastante próximo, a classe “Urbano/ Equipamentos” (27.3%). Em 1989 a “Agricultura” abrange uma área muito inferior à das datas anteriores (14.8%). Segue-se o “Acacial” (11.4%), os “Matos” (6.2%) as “Areias de praia” (5.6%), o “Cordão dunar” (2.3%) e “Improdutivo” (2.2%). As “Vias” ocupam aproximadamente 1% da área de estudo.

Em 2004, não se verificam diferenças muito acentuadas no uso do solo em relação a 1989. De facto, a maior variação na área de qualquer classe foi de apenas 4%. A classe "Urbano/Equipamentos" aumentou cerca de 4% e a classe "Agricultura" diminuiu cerca de 4%.

No geral, verifica-se que a classe "Agricultura" aumentou bastante (28.0%), entre as datas de 1815 e 1967, depois diminuiu em cerca de 10.3%, no período de 1967 a 1977 e mais acentuadamente entre 1977 e 1989 (17.3%). De 1989 a 2004 assistiu-se a um decréscimo menos significativo, relativamente a esta classe de uso do solo.

Em 1815 ainda não existia a classe "Acacial". A área de "Acacial" não sofreu alterações acentuadas ao longo do período de tempo em análise. Apenas de assinalar um ligeiro decréscimo (3%), entre 1967 e 1977. A partir desta data verifica-se uma pequena tendência de aumento.

Entre 1815 e 1967 ocorreu uma redução significativa da classe "Areias de praia" (24.9%). De 1967 até 1977 houve um ligeiro aumento. Desta data até 2004 verificou-se novamente uma diminuição da área correspondente a esta classe, mas muito pouco expressiva.

Relativamente ao "Cordão dunar" (classe não definida em 1815), verifica-se que a sua variação entre 1967 e 2004 foi mínima.

No que diz respeito à variação da área da classe "Floresta", observou-se uma diminuição acentuada (12.6%), entre 1815 e 1967. No período de 1977 a 2004, esta classe de uso do solo aumentou ligeiramente, em termos de área.

A classe "Improdutivo", que não estava representada em 1815, apresentou um comportamento praticamente constante ao longo do período de tempo em análise.

A área abrangida pela classe "Matos" sofreu um decréscimo de 12.6% de 1815 a 1967, e nos anos posteriores, e até 2004 manteve os valores percentuais praticamente idênticos.

A classe "Urbano/Equipamentos", com uma expressão pouco significativa em 1815, evoluiu de uma forma crescente e progressivamente até 2004 (10.0% entre 1967 e 1977; 13.0% entre 1977 e 1989; 3.9% entre 1989 e 2004).

A variação das "Vias" entre 1967 e 2004 é pouco significativa, observando-se apenas um ligeiro aumento.

De todas as classes, constata-se que a classe "Urbano/Equipamentos" foi a que sofreu o maior incremento ao longo do tempo, enquanto a "Agricultura" foi a que apresentou um decréscimo mais acentuado.

Através da análise da evolução do uso do solo, verifica-se que o número de classes de uso do solo aumentou relativamente ao ano de 1815, sendo as novas classes: "Acacial", "Cordão dunar", "Improdutivo" e "Vias". Este facto deve-se, por um lado à alteração do uso do solo, com a plantação do "Acacial", e por outro lado à diferente interpretação da Carta Topográfica da Península de Setúbal relativamente às fotografias dos outros anos, em que o "Cordão dunar" não é diferenciado das "Areia de praia", pois as dunas eram móveis.

Até 1967, a Agricultura aumentou fundamentalmente à custa da classe "Floresta" e "Matos" e ainda uma parte das "Areias de praia". O "Acacial" ocupou essencialmente as "Areias de praia".

A classe "Urbano/Equipamentos" teve um aumento significativo devido à expansão urbana resultante da abertura da travessia rodoviária entre Lisboa e Almada verificada com a inauguração, em 1966, da então designada Ponte Salazar, hoje Ponte 25 de Abril e infra-estruturas associadas. Esta acessibilidade, em conjunto e quase em simultâneo com a construção da via rápida (actual IC20), promoveu um ritmo de desenvolvimento económico mais acentuado na margem sul do Tejo.

Os decréscimos da classe "Agricultura" e "Acacial" estão relacionados com o aumento da área da classe "Urbano/Equipamentos", devido às razões supracitadas. Foi também neste período (1972) que se assistiu à construção de um dique com cerca de 2500 metros de extensão em toda a frente marítima da Costa de Caparica, estruturado em sete esporões aí enraizados, cujo objectivo era, por um lado, evitar a entrada das águas do mar no aglomerado urbano, por outro fixar as areias de modo a proporcionar um contínuo de praias balneares. Como consequência da realização desta obra surgiram novas construções ao longo da costa (Estudo de Enquadramento Estratégico Costa da Trafaria, 2005).

O aumento verificado na classe "Matos" poderá ter sido resultante do progressivo abandono das práticas agrícolas.

Em 2004, comparativamente a 1989, a ocupação do território sofreu alterações menos marcantes do que aquelas que se verificaram entre 1967 e 1989, duas décadas em que o ritmo de crescimento urbano foi o resultado mais visível das transformações significativas da acessibilidade entre Lisboa e Almada. A classe "Urbano/Equipamentos" sofreu para além de uma expansão, um fechamento da malha urbana e progressão no sentido da Costa de Caparica.

2. Índices estruturais

A terminologia associada a cada tipo de análise descrita na metodologia é a do *V_LATE 1.0* e nalguns casos, optou-se por repetir de forma sumária o significado do índice em análise de modo a facilitar a sua compreensão.

Como foi referido na metodologia, o cálculo dos índices estruturais da área de estudo foi efectuado quer ao nível da paisagem analisada como um todo quer ao nível de cada classe de uso do solo e apresenta-se em seguida as figuras relativas à evolução dos índices ao longo do tempo para ambas as situações e respectiva interpretação.

Na análise dos resultados apenas nos demoraremos nas classes de uso do solo com maior relevância para a compreensão da evolução dos índices estruturais.

2.1. Análise de Área (*Area Analysis*)

2.1.1. Número de manchas (NP = *Number of Patches*)

O número de manchas de uma determinada paisagem influencia um grande número de processos ecológicos. Quanto maior a fragmentação da paisagem, maior o número de manchas, maior a resistência à propagação de perturbações, podendo as manchas persistir mais facilmente do que se o seu número fosse mais reduzido. Uma paisagem com maior número de manchas tem um grão mais fino, a heterogeneidade espacial acontece a uma maior resolução (Casimiro, 2002).

A variação do “Número de manchas” ao longo do tempo encontra-se representada na Figura 13 e na Figura 14, ao nível da Paisagem e de cada classe de uso do solo, respectivamente.

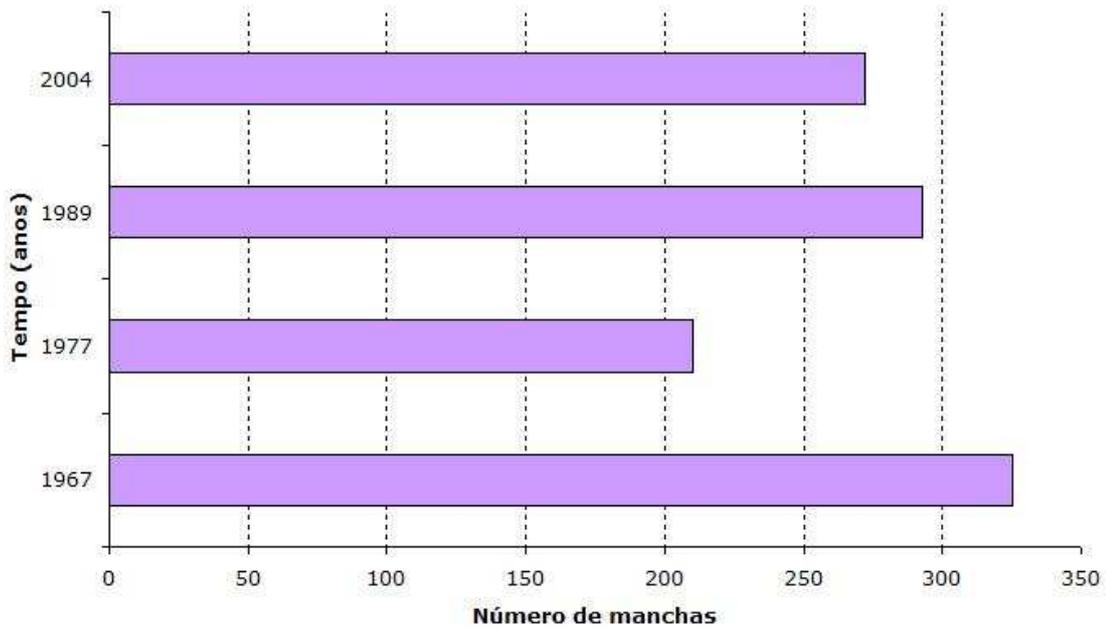


Figura 13 – Evolução do índice "Número de manchas" ao nível da Paisagem no período temporal em análise (1967 - 2004)

O índice "Número de manchas" apresenta um valor relativamente baixo (31) em 1815, toma o valor de 325 em 1967, é de 210 em 1977, 293 em 1989 e 272 em 2004. Em 1815 existiam poucas manchas, a maior parte delas muito extensas, no que diz respeito a qualquer dos usos do solo.

O número muito elevado de manchas em 1967 deve-se, principalmente, ao elevado contributo da classe "Urbano/ Equipamentos". Nessa altura existiam muitos núcleos urbanos dispersos de pequenas dimensões que posteriormente coalesceram, daí o número mais baixo em 1977. Fenómeno semelhante verificou-se entre 1989 e 2004.

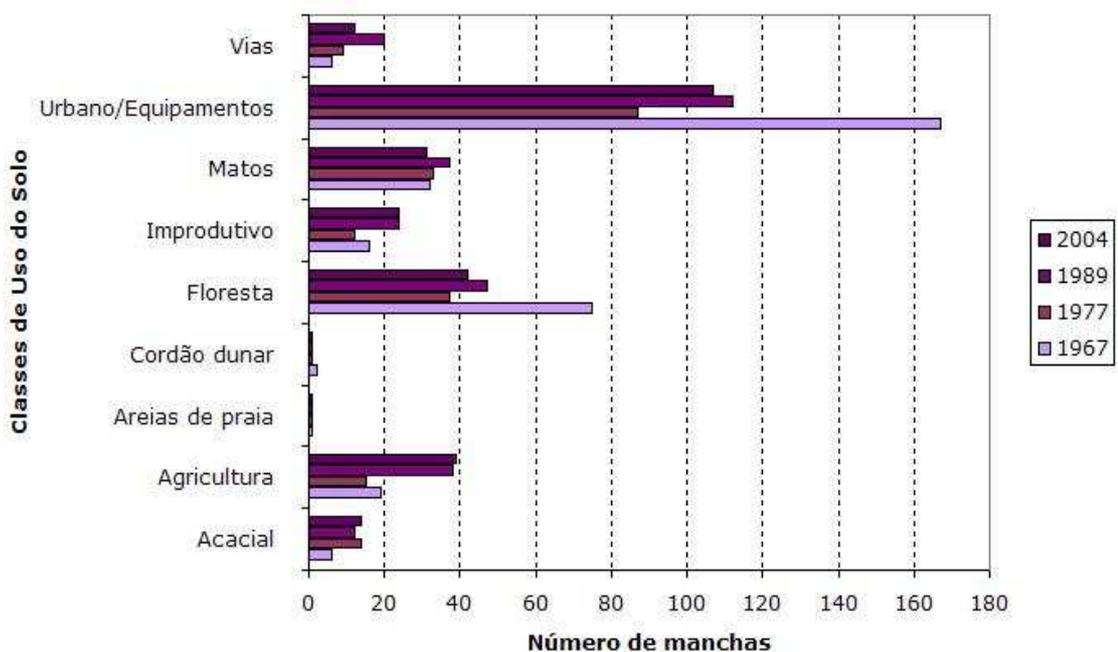


Figura 14 – Evolução do índice "Número de manchas" ao nível da classe de uso do solo no período temporal em análise (1967 - 2004)

Relativamente à classe "Acacial", em 1815 ainda não tinha sido plantado o acacial e a partir de 1967 até 2004 não houve uma variação significativa.

O "Número de manchas" correspondentes à "Agricultura" sofre um aumento acentuado (para mais do dobro) entre 1977 e 1989.

A "Floresta" apresenta um comportamento semelhante, no geral, ao da classe "Agricultura".

A classe "Vias" sofre o aumento mais significativo entre 1977 e 1989.

2.1.2. Dimensão média das manchas (MPS = Mean Patch Size)

A "Dimensão média das manchas" é um bom indicador da fragmentação do habitat. Cada espécie e/ou fenómenos e funções dos vários habitats requerem dimensões críticas, máximas e mínimas, a nível da dimensão das manchas.

A Figura 15 mostra a evolução do índice "Dimensão média das manchas" ao longo do período de tempo em análise.

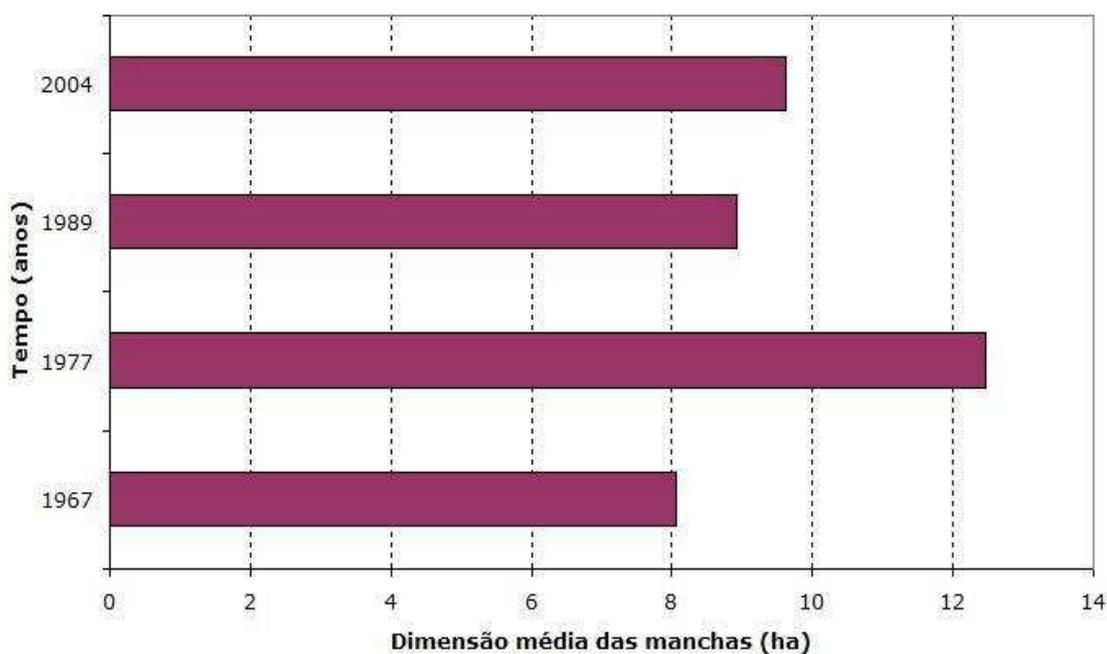


Figura 15 - Evolução do índice "Dimensão média das manchas" ao nível da Paisagem no período temporal em análise (1967 - 2004)

A "Dimensão média das manchas" entre 1967 e 1977 tem um ligeiro aumento e a partir desta data não há alterações muito significativas nos valores deste índice.

Na Figura 16 pode observar-se a variação da “Dimensão média das manchas” de cada classe de uso no período temporal em análise (1967 – 2004).

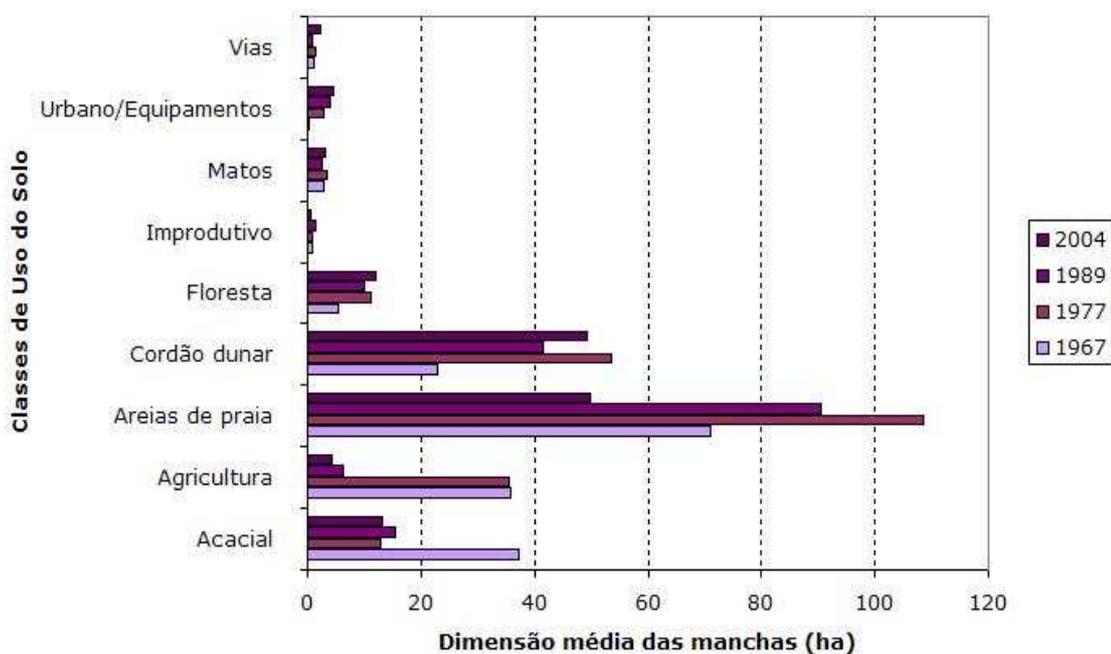


Figura 16 – “Dimensão média das manchas” de cada classe de uso do solo (ha) no período temporal em análise (1967 – 2004)

A maior contribuição para a diminuição da “Dimensão média das manchas” deve-se à classe “Floresta”. Como já foi referido, em 1815 existia uma mancha muito extensa de floresta que foi fragmentada e por conseguinte a dimensão média das manchas diminuiu. O aumento do valor deste índice entre 1967 e 1977 deve-se principalmente, como também já foi referido, à classe “Urbano/ Equipamentos”, uma vez que se verificou a coalescência de vários núcleos urbanos, tendo por conseguinte aumentado o tamanho médio das manchas desta classe. Em relação aos “Matos” há uma diminuição na “Dimensão média das manchas” entre 1815 e 1967 devido à fragmentação.

Em relação à classe “Acacial”, a “Dimensão média das manchas” decresce para mais de metade entre 1967 e 1977, não havendo alterações muito significativas desta data em diante. Isto explica-se pelo aumento do “Número de manchas” entre 1967 e 1977 como resultado do aumento do número de parques de estacionamento e “Vias” que fragmentaram o “Acacial”.

2.1.3. Desvio padrão da dimensão das manchas (PSSD = *Patch Size Standard-Deviation*)

O "Desvio padrão da dimensão das manchas" é igual à raiz quadrada do somatório dos desvios ao quadrado entre a área de cada mancha e a dimensão média das manchas, dividida pelo número total de manchas. Por ser uma medida de dispersão relativa à dimensão das manchas, este índice dá indicações quanto ao padrão de uniformidade da dimensão das manchas, o que permite também auferir informação acerca da heterogeneidade da paisagem.

Relativamente ao índice "Desvio padrão da dimensão das manchas" pode observar-se a sua evolução na Figura 17, ao nível da Paisagem e na Figura 18, ao nível da classe.

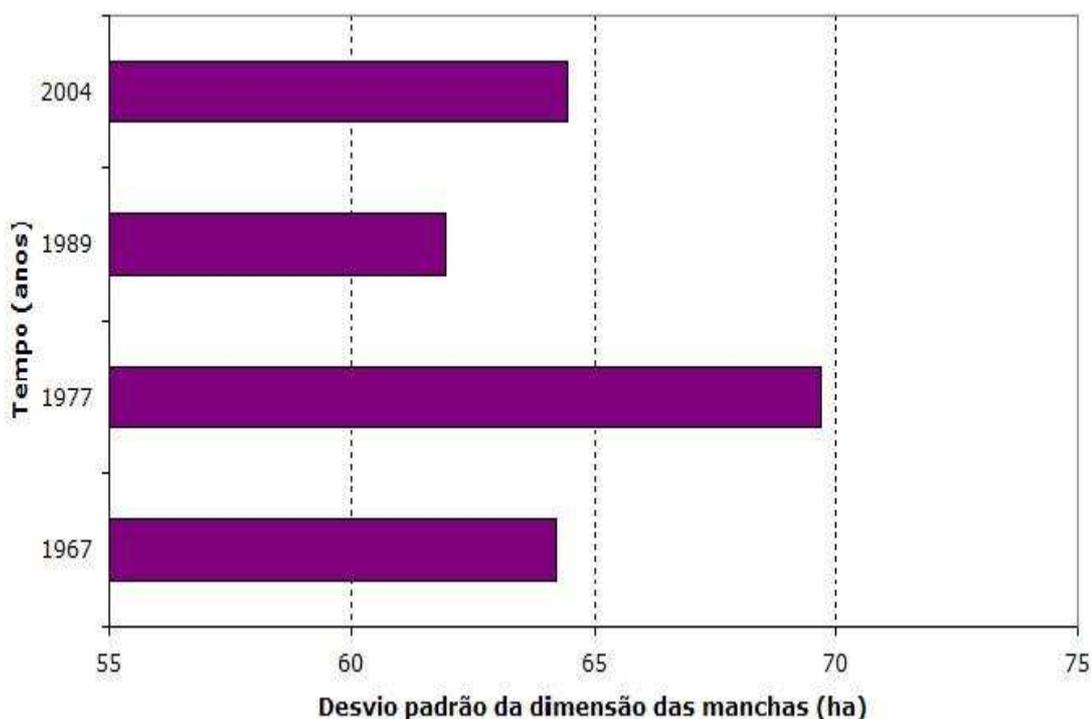


Figura 17- Evolução do índice "Desvio padrão da dimensão das manchas" ao nível da Paisagem no período temporal em análise (1967 - 2004)

O "Desvio padrão da dimensão das manchas" revela um valor muito elevado em 1815, em 1967 diminui mais de três vezes e a partir desta data estabiliza, notando-se apenas um ligeiro aumento entre 1967 e 1977.

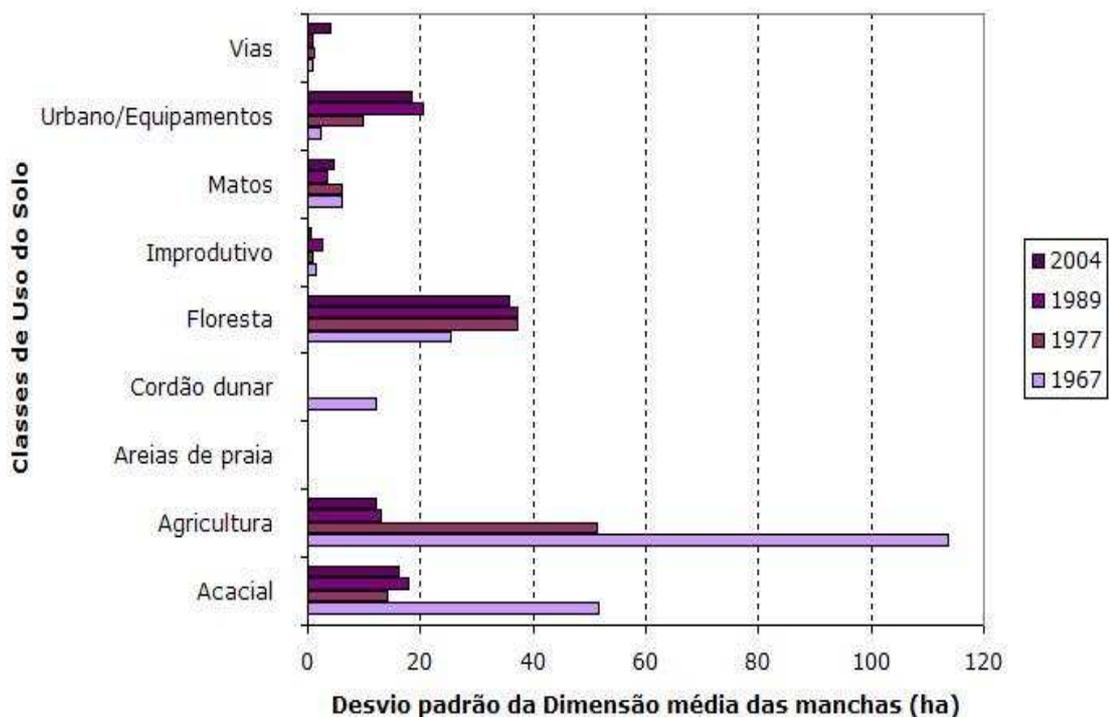


Figura 18 - Evolução do índice "Desvio padrão da dimensão das manchas" ao nível da Classe no período temporal em análise (1967 - 2004)

A diminuição do valor do "Desvio padrão da dimensão média das manchas" ao nível da Paisagem deve-se, mais uma vez, ao decréscimo dos valores da dimensão média das manchas das classes "Floresta" e "Matos". Em 1815 verificava-se uma grande variabilidade no tamanho das manchas destas classes: havia manchas de grandes dimensões e manchas muito mais pequenas, o que explica o valor elevado do índice. A partir desta data há fragmentação das manchas destas classes, fazendo com que não haja uma tão grande variabilidade na dimensão. O aumento entre 1967 e 1977 é explicado pela variação da classe "Urbano/ Equipamentos". Como já foi referido, deu-se a junção de muitos núcleos urbanos, portanto o número de manchas diminuiu e o tamanho médio das manchas aumentou, mas verificou-se um aumento da variabilidade uma vez que restaram também manchas urbanas de pequenas dimensões. Relativamente às classes "Areias de praia" e "Cordão dunar", este parâmetro assume o valor zero, uma vez que só existem uma ou duas manchas de cada classe, sendo necessários pelo menos três valores para o cálculo do desvio padrão.

2.2. Análise de Margem (*Edge Analysis*)

2.2.1. Total de margens (TE = *Total Edge*)

No que diz respeito ao índice "Total de margens", este encontra-se representado na Figura 19 ao nível da Paisagem e na Figura 20, ao nível das várias classes de uso do solo.

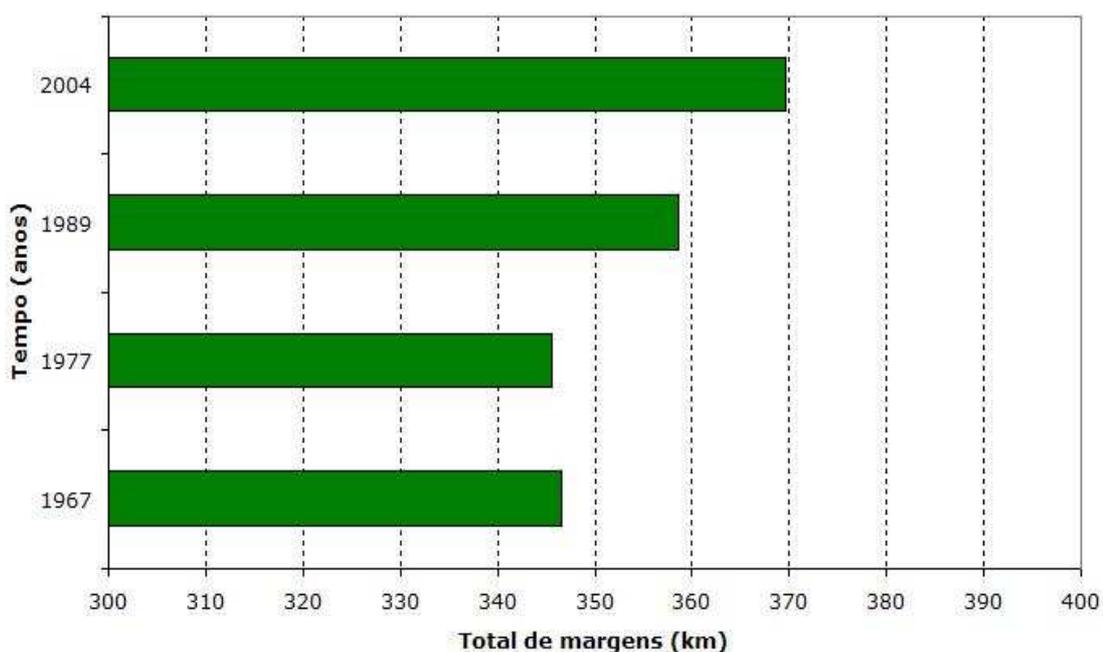


Figura 19 - Evolução do índice "Total de margens" ao nível da Paisagem no período temporal em análise (1967 – 2004)

É natural que quanto maior o número de manchas, maior a extensão de margens dessas manchas, o que implica maior heterogeneidade e maior fragmentação da paisagem. Em 1815, o "Total de margens" apresentava um valor de 133.28 km, verificando-se um aumento acentuado entre 1815 e 1967, uma estabilização entre 1967 e 1977 e a partir desta data um aumento.

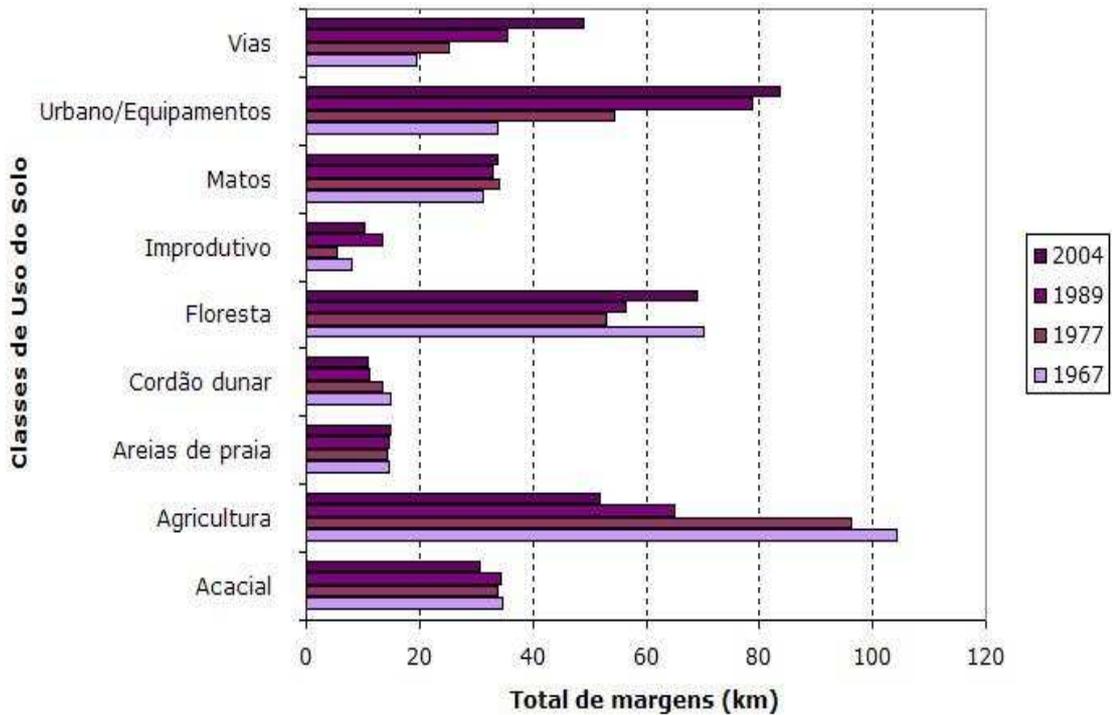


Figura 20 – “Total de margens” de cada classe de uso do solo (m) no período temporal em análise (1967 – 2004)

O aumento entre 1815 e 1967 é função da variação das classes “Floresta” e principalmente “Agricultura”. Entre estas duas datas a área da classe “Agricultura” aumentou significativamente, o “Número de manchas” também, assim como a “Dimensão média das manchas”. A área de “Floresta” diminuiu um pouco, a “Dimensão média das manchas” diminuiu também mas, o “Número de manchas” aumentou significativamente, o que explica o aumento do “Total de margens” relativo a esta classe. Este índice indica mais uma vez um aumento da fragmentação da paisagem, mais significativo entre 1815 e 1967, bem como da sua heterogeneidade ao longo do período em análise.

2.2.2. Densidade das margens (ED = *Edge density*)

Um dos resultados da fragmentação do habitat é o aumento das margens do habitat, parâmetro que é quantificado pela densidade das margens.

Este índice é inteiramente dependente do rácio área das manchas/ margem das manchas. Paisagens com manchas de menores dimensões ou formas irregulares apresentam valores mais elevados do que paisagens com manchas de maiores dimensões ou formas simples, na mesma proporção de perturbação (Hargis *et al.*, 1998). No entanto, se as manchas coalescerem ou aumentarem no que diz respeito à dimensão, a densidade das margens pode eventualmente diminuir depois de sucessivos níveis de perturbação devido ao incremento do rácio área-margem das manchas.

Na Figura 21 pode observar-se que entre 1967 e 2004 a “Densidade das margens” aumenta, pelas razões acima mencionadas. A paisagem torna-se mais fragmentada ao longo do tempo e as manchas possuem formas mais heterógeneas.

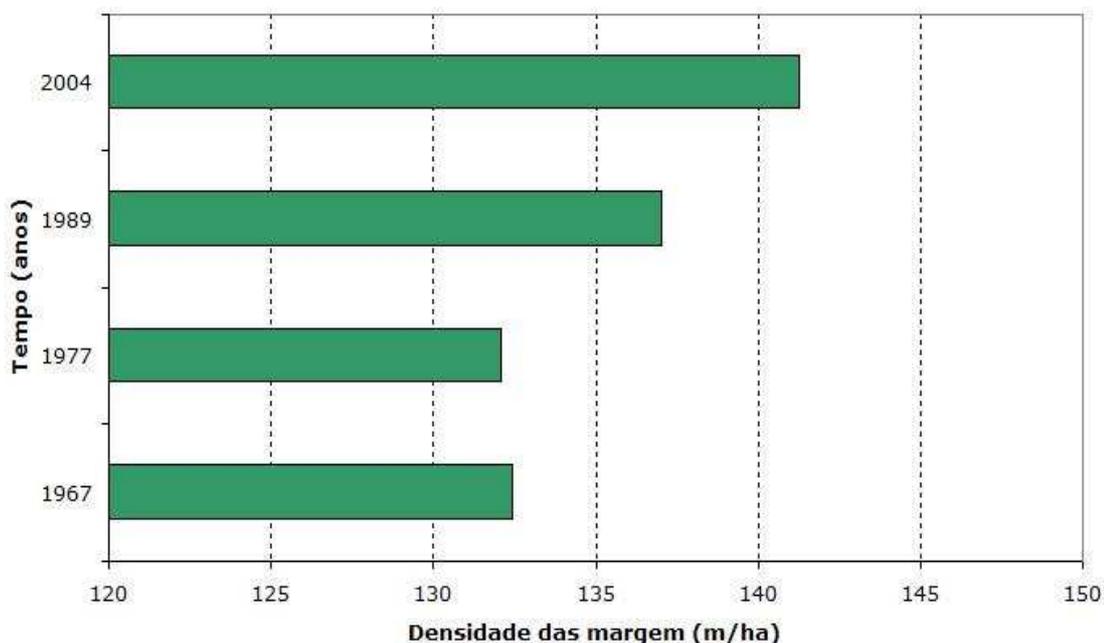


Figura 21 - Evolução do índice “Densidade das margens” ao nível da Paisagem no período temporal em análise (1967 – 2004)

2.3. Análise de Forma (*Form Analysis*)

2.3.1. Índice médio de forma (*MSI = Mean Shape Index*)

O "Índice médio de forma" baseia-se na relação entre o perímetro e a área das manchas, medindo a complexidade da forma das manchas em função duma forma básica quadrada (versão *raster*). O seu valor aumenta a partir de "1" à medida que a forma se afasta da forma de um quadrado e se torna cada vez mais complexa.

As Figuras 22 e 23 mostram a evolução do "Índice médio de forma" ao nível da Paisagem e ao nível da classe, respectivamente.

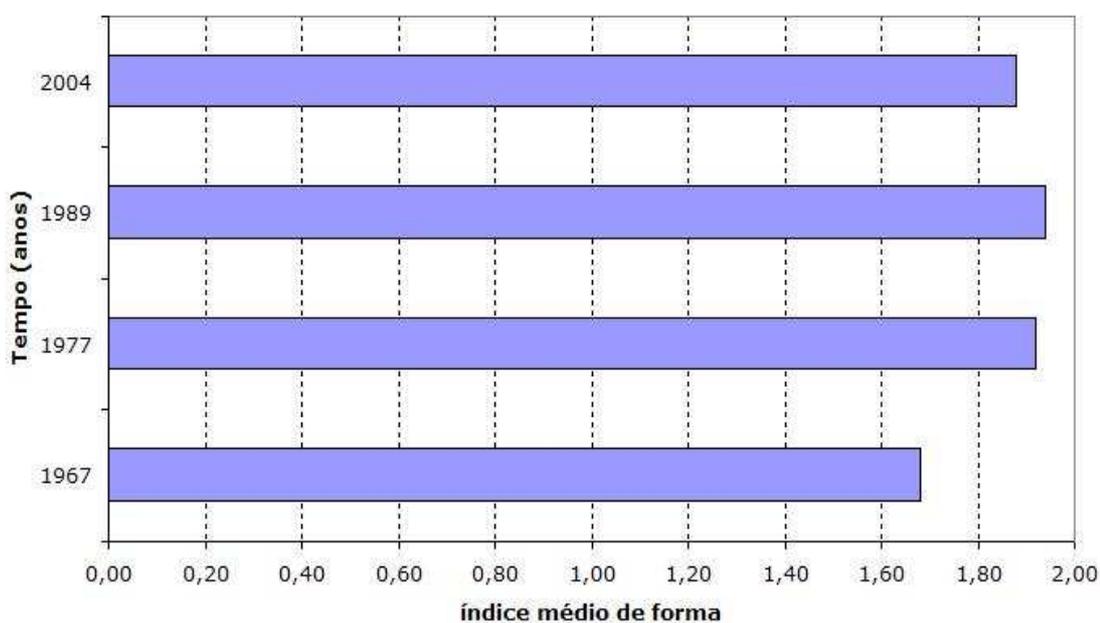


Figura 22 - Evolução do "Índice médio de forma" ao nível da Paisagem no período temporal em análise (1967 - 2004)

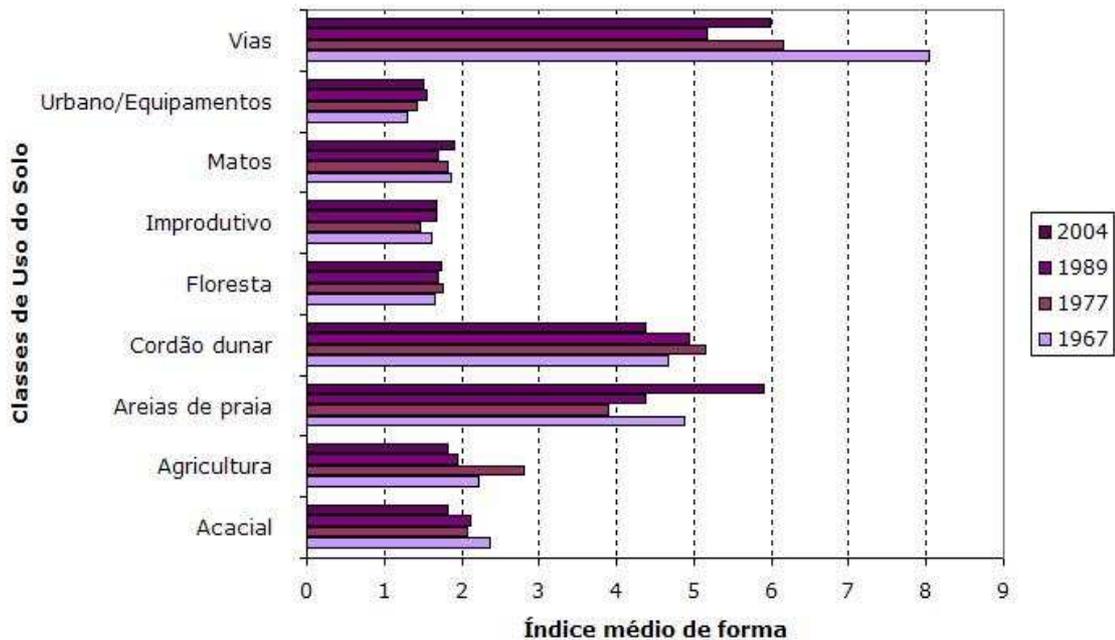


Figura 23 – “Índice médio de forma” para cada classe de uso do solo ao longo do período temporal em análise (1967 – 2004)

O decréscimo do valor deste índice entre 1815 e 1967 está relacionado com o aumento da classe “Agricultura”, pois há manchas rectilíneas, associadas à forma das parcelas agrícolas. À medida que se verifica a diminuição desta classe, derivada do abandono das práticas agrícolas, o valor deste índice aumenta. Além disso, as manchas de vegetação natural possuem formas mais irregulares, o que se verifica com a classe “Floresta”. A classe “Urbano/Equipamentos” contribui para alteração do valor do índice pois apresenta manchas geométricas na sua grande maioria.

2.3.2. Índice médio de forma ponderado pela área (*MPAR = Mean Perimeter Area Ratio*)

O “Índice médio de forma ponderado pela área” baseia-se na relação entre o perímetro e a área das manchas, mas efectuando uma ponderação em função da dimensão de cada mancha. Este índice está relacionado com o aspecto configuracional da paisagem, aumentando à medida que as manchas se tornam mais irregulares.

O “Índice médio de forma ponderado pela área”, ao nível da Paisagem, encontra-se representado na Figura 24.

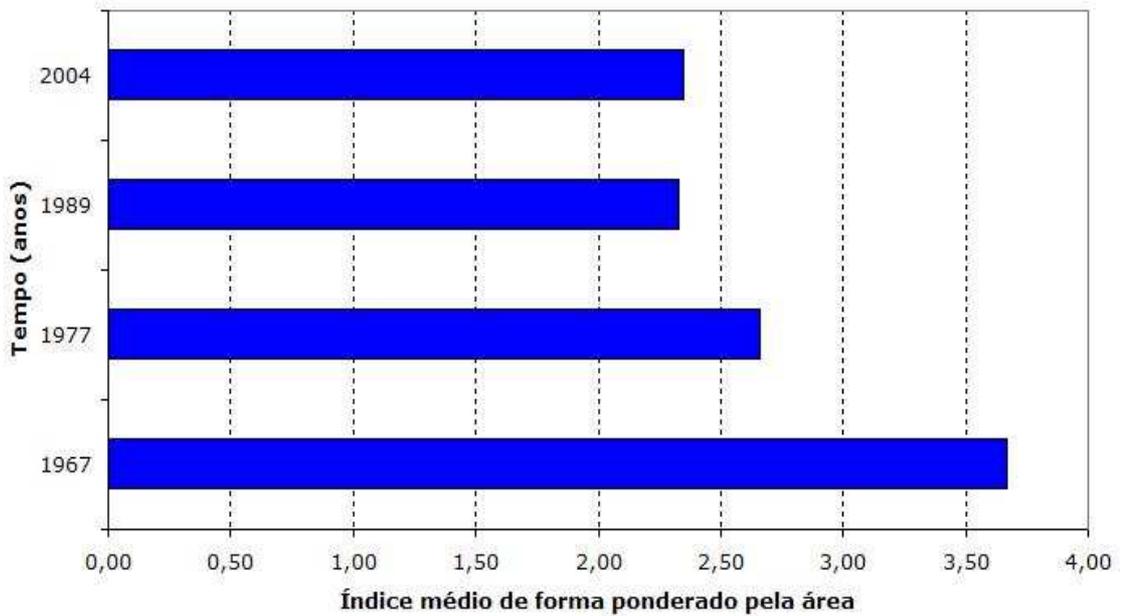


Figura 24 - Evolução do “Índice médio de forma ponderado pela área” ao nível da Paisagem ao longo do tempo

Ao nível da Paisagem, este índice tem um aumento acentuado entre 1815 e 1967, um decréscimo entre 1967 e 1977, um novo decréscimo entre 1977 e 1989 e a partir desta data estabiliza.

A Figura 25 diz respeito ao “Índice médio de forma ponderado pela área” ao nível das classes de uso do solo.

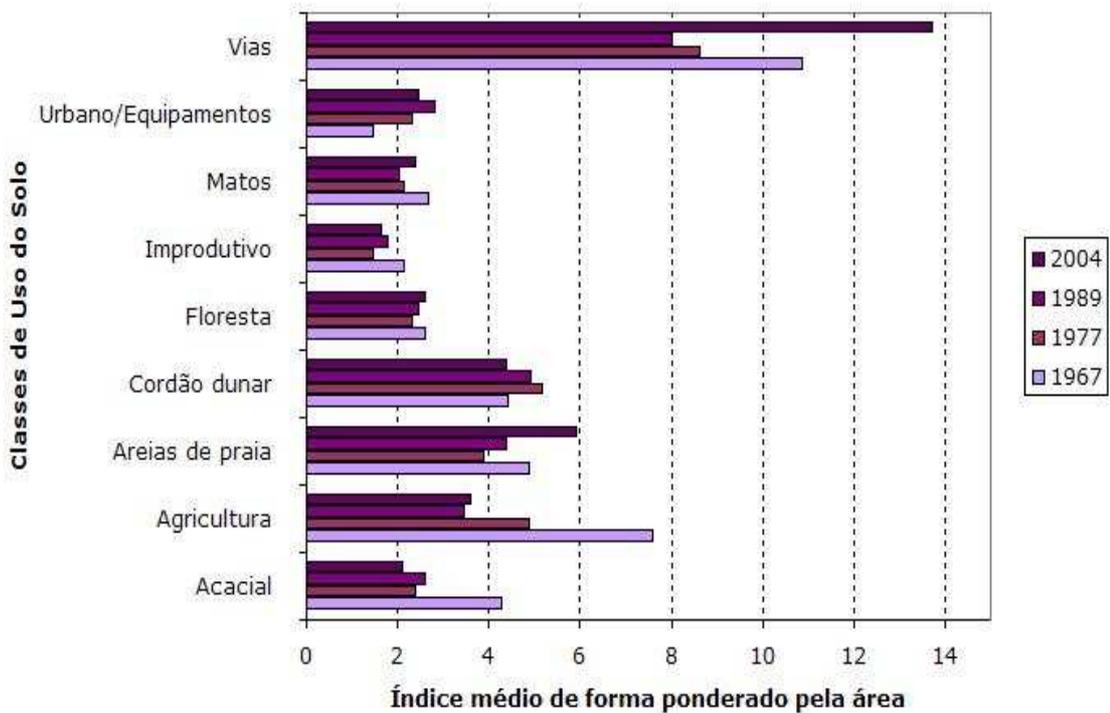


Figura 25 - Índice médio de forma ponderado pela área para cada classe de uso do solo no período temporal em análise (1967 - 2004)

A variação deste índice parece estar muito dependente da variação da classe "Urbano/Equipamentos", "Agricultura" e principalmente da classe "Vias". Em 1815 as manchas da paisagem eram menos recortadas e complexas, a paisagem era mais homogénea, uma vez que as manchas das diferentes classes tinham uma distribuição mais uniforme. Em 1967 há um aumento extraordinário da complexidade da paisagem: há muitas zonas urbanas e campos agrícolas de formas geométricas, aparece a classe "Vias" cujas manchas têm uma forma rectilínea, factos que fazem aumentar o valor do índice. Entre 1967 e 1977 verifica-se que a paisagem já não é tão complexa uma vez que houve uma "homogeneização" da classe "Urbano/Equipamentos" e há uma maior igualdade na distribuição das diferentes classes de uso do solo, em termos de área. Entre 1977 e 1989 o padrão de aglutinação dos núcleos urbanos continua e depois estabiliza.

A partir de 1815 verifica-se uma diferenciação na distribuição espacial das classes de uso do solo, poderemos dizer que, em 1967, por exemplo a "Agricultura" e "Urbano/Equipamentos" predominam na zona norte, enquanto a "Floresta" domina a sul.

2.3.3. Dimensão fractal média (*MFRACT = Mean Fractal Dimension*)

A dimensão fractal é um índice que quantifica a complexidade das manchas da paisagem. Quanto maior o valor do índice, mais recortado e complexas as manchas da paisagem. A Figura 26 mostra a evolução do índice "Dimensão fractal média" ao nível da Paisagem ao longo do período de tempo em análise (1967 – 2004).

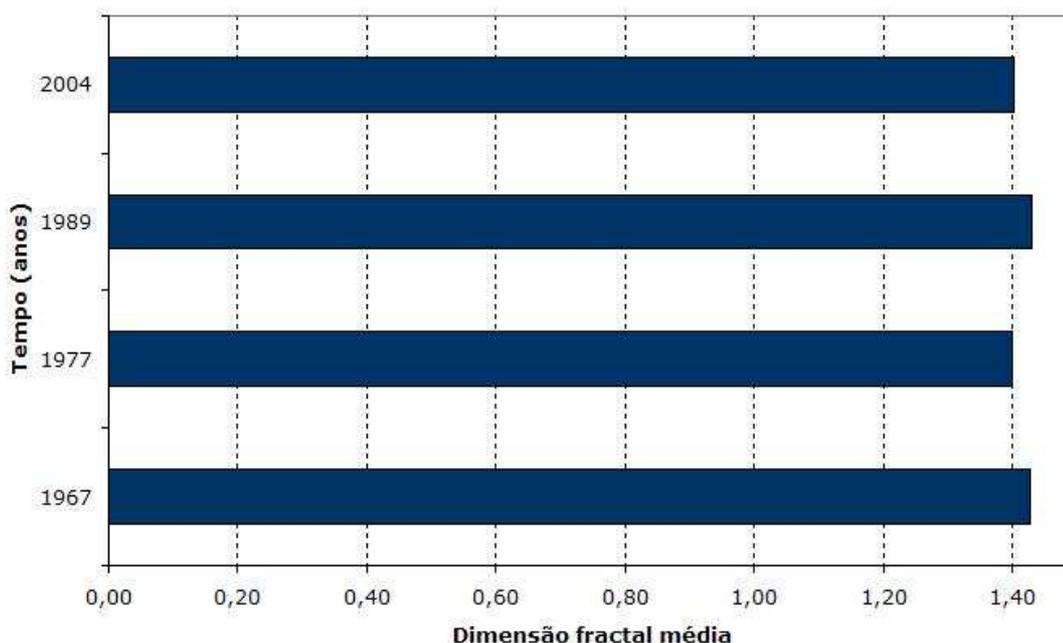


Figura 26 - Índice "Dimensão fractal média" ao nível da Paisagem no período temporal em análise (1967 – 2004)

A "Dimensão fractal média" aumenta entre 1815 e 1967 e a partir desta data não sofre alterações muito significativas.

Apresenta-se em seguida, na Figura 27, o Índice "Dimensão fractal média" ao nível da classe.

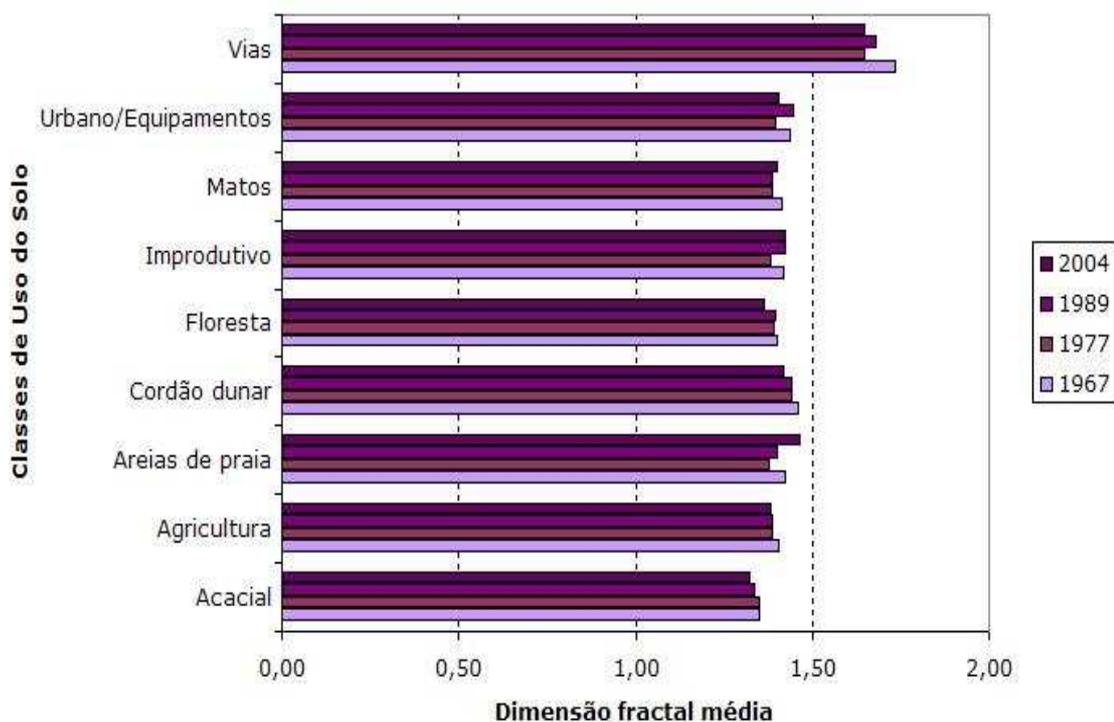


Figura 27 - "Dimensão fractal média" para cada classe de uso do solo no período temporal em análise (1967 - 2004)

Estes valores significam que as manchas da paisagem em 1967 apresentam fronteiras muito mais irregulares do que no caso de 1815. Tal como se tem vindo a referir em relação aos índices já apresentados, em 1815 a paisagem apresentava uma estrutura muito homogénea. Em 1967 a paisagem estava muito mais diversificada, com maior número de classes de uso do solo e muitos núcleos urbanos.

2.4. Análise de Diversidade (*Diversity Analysis*)

2.4.1. Índices de Diversidade

A extensão *V_LATE 1.0* calcula os Índices de Diversidade apenas ao nível da Paisagem.

O índice de "Riqueza", que contabiliza o número de classes de uso, toma o valor de 6 em 1815 e de 10 nas restantes datas.

Os índices de Diversidade da Paisagem encontram-se representados na Figura 28.

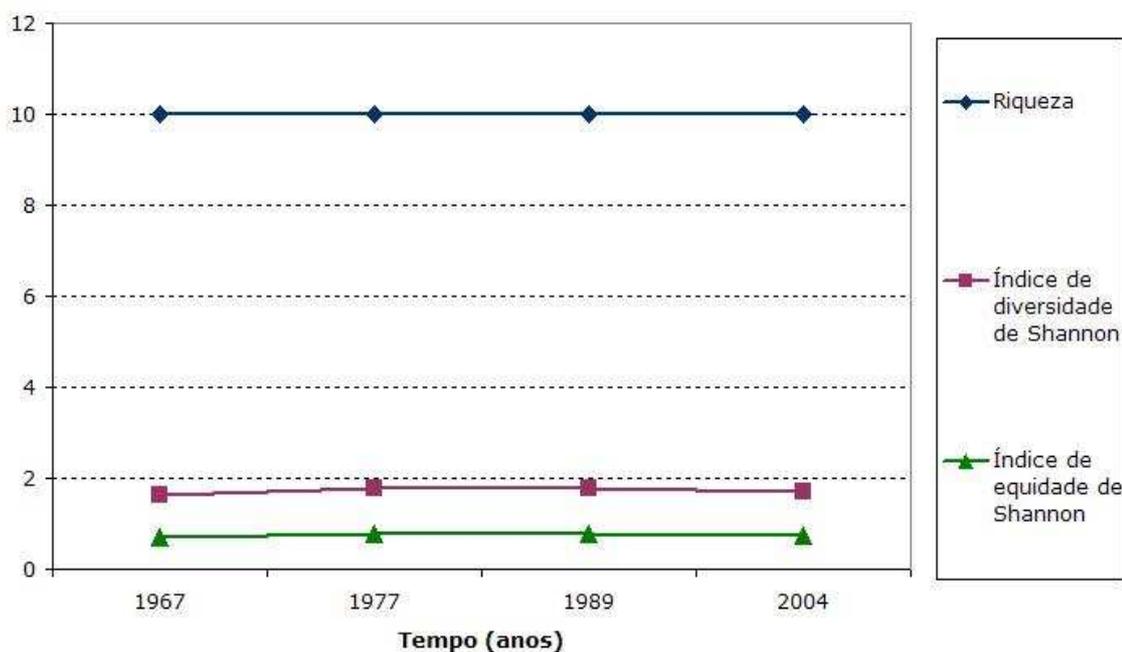


Figura 28 - Variação dos Índices: Riqueza, Índice de Diversidade de Shannon e Índice de Equidade de Shannon ao longo do tempo (1967-2004)

O "Índice de Diversidade de Shannon" toma o valor de 1.4 para 1815 e valores superiores para os restantes anos, 1.6 para 1967, 1.8 para 1977 e 1989 e 1.7 para 2004. Em 1967 há menor uniformidade na distribuição das áreas das diferentes classes. Assim, a classe mais abundante é a "Agricultura" (43%), seguida da "Floresta" com muito menor área (25%). Em 1977 e 1989 há maior uniformidade na distribuição das áreas das diferentes classes. Nomeadamente, não há uma diferença tão acentuada entre a primeira e a segunda classe mais abundantes ("Floresta" e "Urbano/Equipamentos"). Em 2004, nota-se que as classes mais abundantes têm a mesma distribuição, em valor percentual, contudo as restantes classes sofreram alterações que levam a que haja uma maior diferença entre as classes mais e menos abundantes.

O "Índice de Equidade de Shannon" tem um comportamento semelhante ao "Índice de Diversidade de Shannon" acima descrito. No entanto, este índice mostra uma variação mais uniforme do que o índice de Shannon.

3. Grau de Cobertura

No que diz respeito à cobertura, a Figura 29 apresenta a distribuição de acácias, em percentagem, na zona delimitada como "Acacial", na região de estudo, sendo a área restante solo a nú.

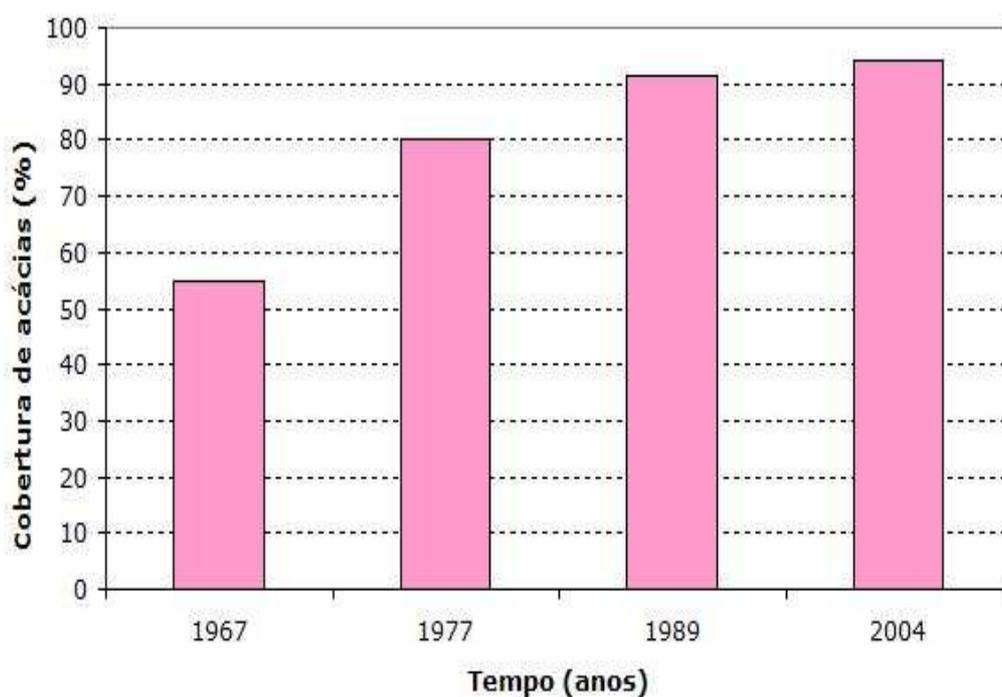


Figura 29 - Quantidade de acácias, em percentagem, na classe "Acacial" entre 1967 e 2004

Em 1967, a distribuição de acácias e solo a nú era praticamente equitativa, sendo a primeira de 55% e a segunda de 45 %. Em 1977, a área correspondente ao "Acacial" era constituída por 80% de acácias. Em 1989, o valor percentual da área ocupada por acácias aumenta para 91% e para 94% em 2004.

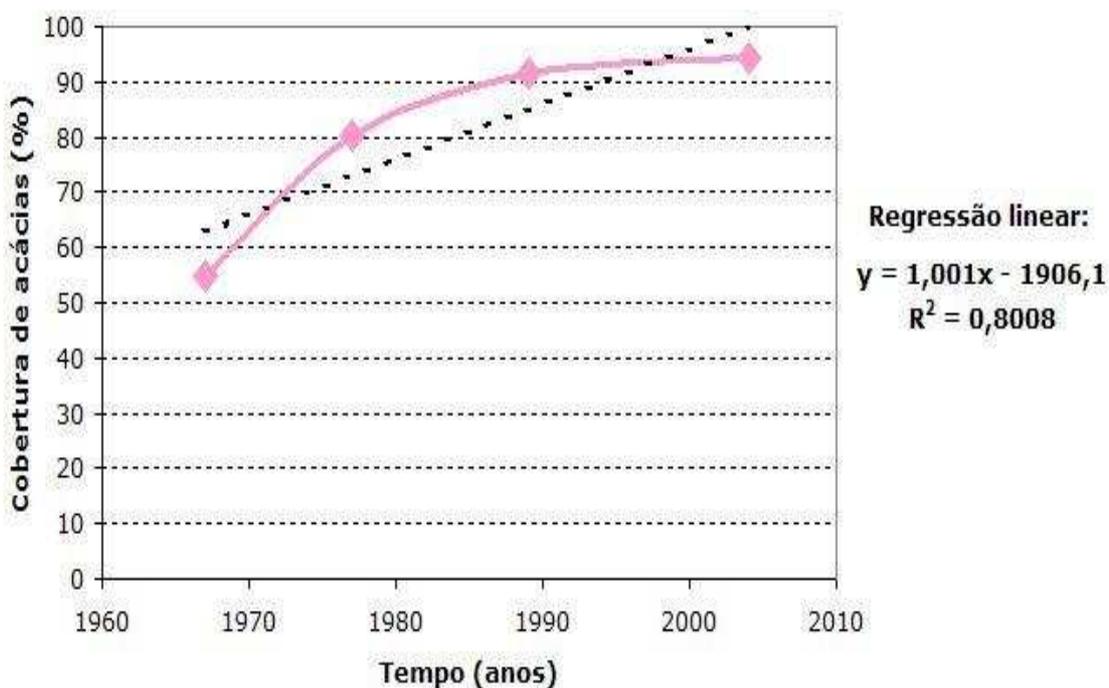


Figura 30 - Evolução da percentagem de cobertura de acácias entre 1967 e 2004

Observa-se que em intervalos de tempo com uma duração aproximada (10 anos entre 1967 e 1977; 12 anos entre 1977 e 1989; 15 anos entre 1989 e 2004) verifica-se um aumento em todos, embora bastante maior no primeiro período (25%) do que no segundo (11%) e maior no segundo do que no terceiro (4%).

Através de uma regressão linear tentou avaliar-se a tendência da evolução da percentagem ocupada por acácias na classe "Acacial", como demonstra a Figura 30.

A evolução da população de acácias foi de aumento progressivo com uma tendência para a estabilização. Pode dizer-se que a área da classe "Acacial" se encontra estabilizada. Contudo, esta situação está relacionada, em parte, com a disponibilidade de solo para ser ocupado, que poderá ser um factor que contribuiu para que o aumento da cobertura tenha abrandado. Em 2004, a área do "Acacial" encontra-se praticamente "saturada".

VI. CONCLUSÃO

A quantificação da estrutura da Paisagem permite analisar a sua configuração e composição.

Acerca da aplicação dos índices da Ecologia da paisagem pode dizer-se que é uma ferramenta útil, pois permite uma nova abordagem, muito mais pormenorizada em termos espaciais e estruturais. Porém, a escolha dos índices e a sua análise nem sempre é uma tarefa fácil. Embora pareçam redundantes, os índices possuem um elevado valor interpretativo (Casimiro, 2002) e são bastante vantajosos em análises de comparação.

Da análise dos índices estruturais conclui-se que a Paisagem da região de estudo tornou-se mais fragmentada e mais heterogénea. No entanto, o padrão parece ter uma tendência homogénea, devido à grande ocupação da classe “Urbano/Equipamentos” com manchas de formas geométricas e regulares.

No que diz respeito à classe “Acacial”, o aumento da área não é muito significativo entre 1967 e 2004, como foi mencionado na análise correspondente ao uso do solo. No entanto, a cobertura, que traduz a densidade do número de indivíduos por unidade de área, aumenta bastante no período entre 1967 e 2004. Este cenário pode ser elucidativo da grande capacidade de crescimento das populações de acácia. Pode dizer-se que a área se encontra estabilizada, no entanto há que salientar que a zona limítrofe se encontra sujeita a grandes pressões resultantes da actividade antropogénica, como foi sendo mencionado ao longo deste trabalho. Não foi possível avaliar relações directas entre estas duas situações. Contudo, foi possível observar alguns indivíduos de *Acacia spp.* em locais não habitados e com tendência ao abandono, ao longo da PPAFCC.

A descontinuidade da população de acácia também poderá estar relacionada com a topografia do terreno, devido à arriba fóssil.

Apesar de algumas espécies de *Acacia* se encontrarem com estatuto de invasoras no Decreto-Lei nº 565/99, este limita-se a uma lista de espécies, não sendo claros os critérios que levam à sua classificação como invasoras. A inclusão de critérios, quer geográficos, quer de área ou de impacto teria todo o interesse nesta temática das invasões biológicas.

Para além dos aspectos relativos aos critérios seria bastante útil perceber se a disponibilidade de água é um factor limitante para o aumento da área de acacial e não

apenas a pressão antropogénica da área limítrofe, quer pela urbanização, quer pelas práticas agrícolas.

A classificação das manchas correspondentes a cada classe de uso do solo nem sempre foi precisa, dada a impossibilidade de comparação no local. Por exemplo, em 1989, uma pequena parcela na zona norte foi classificada como "Acacial" e em 2004 a mesma parcela aparece como "Floresta". A referida parcela de solo, ocupada por vegetação, que por comparação se assemelha às áreas ocupadas por acácias, em 1989, enquanto em 2004 é notória a diferença entre estas duas classes. Esta situação ilustra a dificuldade da classificação em anos anteriores a 2004.

As dificuldades do terreno, pelo facto do "Acacial" ser bastante compacto e não permitir um fácil acesso e circulação não permitiu avaliar onde se concentram as maiores áreas de cada espécie, identificando apenas as espécies em alguns pontos.

As datas disponíveis para análise pretendem cobrir uma escala temporal suficiente para permitir a percepção das alterações da paisagem entre os diferentes períodos.

O período de tempo onde as alterações se fizeram sentir em maior escala é o período entre 1815 e 1967. Por um lado, este é o maior intervalo de tempo entre as várias datas analisadas. Por outro lado corresponde de facto ao período em que se verificaram as alterações mais profundas na região da AML. Isto indica a necessidade das mudanças serem analisadas numa escala temporal mais curta, ou seja, utilizar uma data intermédia de forma a melhorar o conhecimento das causas para as alterações sofridas ao nível da paisagem. Apesar de dispormos de fotografias aéreas de 1958, o tempo disponível não possibilitou o seu tratamento. Neste sentido foi ainda procurada a Carta Agrícola e Corográfica de Portugal, dita de Gerardo Perry, do final do século XIX. Esta Carta teria tido muito interesse para a análise da evolução do uso do solo, no entanto, infelizmente, as folhas correspondentes a esta região não foram publicadas.

A definição e a escala das fotografias aéreas condicionaram, em alguns casos, a interpretação. Relembre-se que a escala das fotografias de 1977 era metade da escala das fotografias de 1967 e 1989, logo havia diferenças, por vezes significativas, no pormenor dos objectos. Para além disso, o facto de todas as fotografias serem a preto e branco, com excepção dos ortofotomapas de 2004, também dificultou bastante, quer a identificação e classificação das diferentes áreas correspondentes a cada classe de uso do solo, quer a sua delimitação.

No sentido de validar os dados teria sido pertinente uma análise estatística, contudo esta não foi possível de realizar, devido à duração do estudo.

VII. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ARROYO, M. T. K., MARTICORENA, C., MATTHEI, O., CAVIERS, L. (2000) *Plant invasions in Chile: present patterns and future predictions*, in: MOONEY, H.A., HOBBS, R.J., *Invasive Species in a Changing World*, International Council of Scientific Unions Scientific Committee on Problems of the Environment, Island Press

ARSÉNIO, P. M. R. (1997) *Aproximação às metodologias de cartografia da vegetação, Aplicação à vegetação de Mombaja*, Relatório do Trabalho de Fim de Curso de Arquitectura Paisagista, Universidade Técnica de Lisboa, Instituto Superior de Agronomia

ARSÉNIO, P. M. R. (2003) *Flora e Vegetação da Paisagem Protegida da Arriba Fóssil da Costa de Caparica*, Trabalho de Síntese - Provas de Aptidão Pedagógica e Capacidade Científica, Universidade Técnica de Lisboa, Instituto Superior de Agronomia

BAETA, C. M. L. N. (1972) *Flora, fixação e aproveitamento turístico das dunas em Portugal*, Separata da Gazeta das Aldeias, 2720/21 e 2723

BOLETIM DIRECÇÃO GERAL DA AGRICULTURA, 1912

CARTER, R. W. G. (1991) *Coastal Environments: An Introduction to the Physical, Ecological and Cultural Systems of Coastlines*, Academic Press, London

CASIMIRO, P. C. (2002) *Uso do Solo – Ecologia da Paisagem: Quantificação da Estrutura da Paisagem para Análise de Padrões Espaciais – Concelho de Mértola*, Tese de Doutoramento, Universidade Nova de Lisboa, Faculdade de Ciências Sociais e Humanas,

COLAUTTI, R. I., MACISAAC, H. J. (2004) *A neutral terminology to define 'invasive' species*, *Diversity and Distributions*, 10, 135–141

Comissão Nacional do Ambiente (1985) *Notícia explicativa da Carta Agrícola e Florestal*, Comissão Nacional do Ambiente, Lisboa.

COSTA, M. H. P. (1953) *Contribuição para o Estudo Fitosociológico das Dunas e Mata da Costa da Caparica*, Relatório Final do Curso de Engenheiro Silvicultor, Universidade Técnica de Lisboa, Instituto Superior de Agronomia

Correia, M. M. S. (2003) *Utilização de detecção remota para a monitorização temporal do uso do solo no estuário do Tejo*, Dissertação apresentada para a obtenção do Grau de Mestre em Gestão dos Recursos Biológicos, Universidade de Évora

CRAWLEY, M.J., HARVEY, P.H., PURVIS, A. (1996) *Comparative ecology of the native and alien floras of the British Isles*, Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B, Biological Sciences, 351, 1251–1259

CRONK, Q. B., FULLER, J. L. (1995) *Plant invaders*, Chapman and Hall, London

D'ANTONIO, C. (2000) *Plant invasion and global changes in mooney invasive species in a changing world*, 65-81 in MOONEY, H. A., HOBBS, R. J. (2000) *Invasive Species in a Changing World*, International Council of Scientific Unions Scientific Committee on Problems of the Environment, Island Press

DAEHLER C. C., CARINO D. A. (2000) *Predicting invasive plants: prospects for a general screening system based on current regional models*, Biological Invasions, 2, 93–102

DAVIS M.A., THOMPSON K. (2000) *Eight ways to be a colonizer; two ways to be an invader: a proposed nomenclature scheme for invasion ecology*, Bulletin of the Ecological Society of América, 81, 226–230

DAVIS, M.A., THOMPSON K. (2002) *"Newcomers" invade the field of invasion ecology: question the field's future*, Ecological Society of America Bulletin, 83, 196-202

DIAS, M.H.P. (1953) *Contribuição para o Estudo Fitosociológico das Dunas e Mata da Costa da Caparica*, Relatório Final do Curso de Engenheiro Silvicultor, Universidade Técnica de Lisboa, Instituto Superior de Agronomia

DIAS, T. M. C. M. da S. (2005) *Dinâmica da paisagem. Análise espacial e temporal da paisagem da Serra do Caldeirão*, Relatório do Trabalho de Fim de Curso de Arquitectura Paisagista, Universidade Técnica de Lisboa, Instituto Superior de Agronomia

Direcção Geral dos Serviços Florestais e Aquícolas, Projecto de Arborização das Dunas de Cantanhede em 10 de Outubro de 1940

DUKES J. S., MOONEY, H. A. (2004) *Disruption of ecosystem processes in western North America by invasive species*, Revista Chilena de Historia Natural, 77, 411–437

ELTON, C. S. (1958) *The Ecology of Invasions by Animals and Plants*, Methuen, London

ENRIGHT, W. D. (2000) *The Effect of Terrestrial Invasive Alien Plants on Water Scarcity in South Africa*, Physics and Chemistry of the Earth, Part B: Hydrology, Oceans and Atmosphere, Elsevier, 25- 3, 237-242

ESPINOLA, L. A., FERREIRA, J. J. (2007) *Especies invasoras: conceptos, modelos y atributos*, Interciencia, 32, 580-585

EWEL J. J., O'DOWD, D. J., BERGELSON, J., DAEHLER, C.C., D'ANTONIO, C. M., GÓMEZ, L. D., GORDON, D. R., HOBBS, R. J., HOLT, A., HOPPER, K.R., HUGHES, C. E., LAHART, M., LEAKEY, R.R.B., LEE, W. G., LOOPE, L. L., LORENCE, D. H., LOUDA, S. M., LUGO, A. E., MCEVOY, P. B., RICHARDSON, D. M., VITOUSEK, P. M. (1999) *Deliberate Introductions of Species: Research Needs Benefits can be reaped, but risks are high*, BioScience, 49 – 8, 619-630

FRANKEL, O. H., BROWN, A. H. D., BURDON, J. J. (1995) *The conservation of plant biodiversity*, Cambridge University Press

GREEN, R. E. (1997) *The influence of numbers released on the outcome of attempts to introduce exotic bird species to New Zealand*, Journal Animal Ecology, 66, 25–35

GRIME, J. P. (1998) *Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and founder effects*, Journal of Ecology, 86, 902–910

HARGIS, C. D., BISSONETTE, J. A., DAVID, J. L. (1998) *The behavior of landscape metrics commonly used in the study of habitat fragmentation*, Landscape Ecology, 13, 167–186

HEYWOOD, V. (1995) *Global biodiversity assessment*, Cambridge University Press, Cambridge

HOBBS, J.R., HUMPHRIES, S.E. (1994) *An Integrated Approach to the Ecology and Management of Plant Invasions*, Conservation Biology, Society for Conservation Biology, 9 - 4, 761-770

HOFFMEISTER T. S., VET, L. E. M., BIÈRE A., HOLSINGER K., FILSER J. (2005) *Ecological and Evolutionary Consequences of Biological Invasion and Habitat Fragmentation*, Ecosystems, 8, 657–667

IALE – International Association of Landscape Ecology (20.08.2008)
www.landscape-ecology.org/

- JAY M., MORAD M., BELL A. (2003) *Biosecurity, a policy dilemma for New Zealand*, Land Use Policy, 20, 121–129
- KOLAR C.S., LODGE D.M. (2001) *Progress in invasion biology: predicting invaders*, Trends in Ecology and Evolution, 16, 199–204
- KÜHN I., BRANDENBURG M., KLOTZ S. (2004) *Why do alien plant species that reproduce in natural habitats occur more frequently?*, Diversity & Distributions, 10(5/6), 417-425
- KULL, C.A., RANGAN, H. (2008) *Acacia exchanges: wattles, thorn trees, and the study of plant movements*, Geoforum, 39, 1258 – 1272.
- LARG (Landscape and Resource Management Research Group) (2005) V-LATE - Vector-based Landscape Analysis Tools Extension, (31.01.2007) <http://www.geo.sbg.ac.at/larg/vlate.htm>
- LONSDALE, W.M. (1994) *Inviting trouble: introduced pasture species in Northern Australia*, Australian Journal of Ecology, 19, 345–354
- LONSDALE, W. M. (1999) *Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility*, Ecological Society of America, 80 (5), 1522–1536
- LOUDA, S.M., STILING, P. (2004) *The double edge sword of biological control in conservation and restoration*, The Journal of the society for Conservation Biology, 18 (1), 50-53
- MACK, R.N., SIMBERLOFF, D., LONSDALE, W.M., EVANS, H., CLOUT, M., BAZZAZ, F.A. (2000) *Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control*, Ecology Applied, 10, 689–710
- MARCHANTE, H. (2001) *Invasão dos ecossistemas dunares portugueses por Acácia: uma ameaça para a biodiversidade nativa*, Dissertação apresentada à Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra para obtenção do grau de Mestre em Ecologia
- MARCHANTE, H., MARCHANTE, E., FREITAS, H. (2003) *Invasion of the Portuguese dune ecosystems by the exotic species *Acacia longifolia* (Andrews) Willd.: effects at the community level*, Plant Invasions: Ecological Threats and Management Solutions, 75-88

MCGARIGAL, K., MARKS, B. J. (1995) *FRAGSTATS: Spatial Analysis Program for Quantifying Landscape Structure*, United States Department of Agriculture, Forest Service General Technical Report

MCNEELY, J. A. (1999) *The great reshuffling: how alien species help feed the global economy*, Population and Community Biology Series, 24, 11 - 31

MEINERS, S.J. (2007) *Native and exotic plant species exhibit similar population dynamics during succession*, Ecology, 88, 1098–1104

MEYERSON, L. A. (2008) *Biosecurity, biofuels and biodiversity*, Frontiers in Ecology and the Environment, 6, 291

MOONEY, H.A., HOBBS, R.J. (2000) *Invasive Species in a Changing World*, International Council of Scientific Unions Scientific Committee on Problems of the Environment, Island Press

MORGADO, S. (2007) *Protagonismo de la Ausencia. Interpretación Urbanística de la Formación Metropolitana de Lisboa desde lo desocupado*. Tese de doutoramento. Escola Tècnica Superior de Arquitectura de Barcelona da Universitat Politècnica de Catalunya

ODUM, E.P. (1997) *Fundamentos da Ecologia*, Fundação Calouste Gulbenkian

PARKER, I. M., SIMBERLOFF, D., LONSDALE, W. M., GOODELL, K., WONHAM, M., WILLIAMSON, M. H., von HOLLE, B., MOYLE, P. B., BYERS, J. E., GOLDWASSER, L. (1999) *Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders*, Biological Invasions, 1, 3-19

PECCOL, E., BIRD, A. C., BREWER, T. R. (1996) *GIS as a tool for assessing the influence of countryside designations and planning policies on landscape change*. Journal of Environmental Management, 47, 355–367

PERRINGS, C. (2005) *Mitigation and adaptation strategies for the control of biological invasions*, Ecological Economics, 52, 315– 325

PIMENTEL, D., LACH, L., ZUNIGA, R., MORRISON, D. (2000) *Environmental and economic costs of nonindigenous species in the United States*, BioScience, 50, 53–65

Plano de Povoamento Florestal, Relatório, proposta de lei, parecer da Câmara Corporativa e lei nº 1:971, publicada no "Diário do Governo" nº136, 1.ª série, de 15 de Junho de 1938, Ministério da Agricultura, Lisboa, Imprensa Nacional, 1940

Plano de Ordenamento da Paisagem Protegida da Arriba Fóssil da Costa de Caparica, 2007

PRACH K., PYSEK P. (1999) *How do species dominating in succession differ from others?*, Journal Vegetal Science, 10, 383–392

PYSEK P., DAVIS M. A., DAEHLER, C. C. (2004) *Plant invasions and vegetation succession: closing the gap*, Bulletin of the Ecological Society of America, 85, 105–109

PYSEK, P., RICHARDSON, D. M. (2006) The biogeography of naturalization in alien plants, Journal Biogeography, 33, 2040–2050

RANWELL, D.S. (1972) *Ecology of salt marshes and dunes*, Chapman and Hall, London.

REICHARD, S. H., HAMILTON, C. W. (1997) *Predicting invasions of woody plants introduced into North America*, Conservation Biology, 11, 193-203

REJMÁNEK, M. (1989) *Invasibility of plant communities*. In DRAKE, J. A, MOONEY, H. A., di CASTRI, F., GROVES, R. H., KRUGER, F. J., REJMANEK, M., REJMÁNEK M. & RICHARDSON D. M. (1996) *What attributes make some plant species more invasive?*, Ecology, 77, 1655–61

REJMÁNEK, M. (2000) *Invasive Plants: approaches and predictions*, Austral Ecology, 25, 497-506

REJMÁNEK, M., RICHARDSON, D. M., BARBOUR, G., CRAWLEY, M. J., HRUSA, G. F., MOYLE, P. B., RANDALL, J. M., SIMBERLOFF, D., WILLIAMSON, M. (2002) *Biological invasions: politics and the discontinuity of ecological terminology*, Bulletin of the Ecological Society of America, 83, 131–133

Relatório da Comissão Nomeada para Estudo de Normas e Procedimentos para Protecção das Dunas da Zona da Costa , da Trafaria à Caparica – Comissão Constituída pela Portaria de 31 de Julho de 1957, publicada no Diário do Governo número 182 – II série, de 6 de Agosto de 1957.

- RICHARDSON, D. M., KLUGE, R. L. (2008) *Seed banks of invasive Australian Acacia species in South Africa: Role of invasiveness and options for management*, *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 10, 161 – 177
- RICHARDSON, D. M., ALLSOPP, N., D'ANTONIO, C. M., MILTON, S. J., REJMÁNEK, M. (2000b) *Plant invasions—the role of mutualisms*, *Biol Rev*, 75, 65–93
- RICHARDSON, D. M., PYSEK, P. (2006) *Plant invasions: merging the concepts of species invasiveness and community invasibility*, *Prog Phys Geogr*, 30, 409–431
- RICHARDSON, D. M., PYSEK, P., REJMÁNEK, M., BARBOUR, M. G., PANETTA, F. D., WEST, C. J. (2006) *Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions*, *Diversity and Distributions*, 6, 93–107
- SHOGREN, J. F., TSCHIRHART, J. (2005) *Integrating ecology and economics to address bioinvasions*, *Ecological Economics*, 52, 267– 271
- SIMBERLOFF, S., STILING, P. (1996) *Risks of species introduced for biological control*, *Biological Conservation*, 78, 185-192
- SILVA, P., PINHO, P., CORREIA, A.I., BRANQUINHO, C., CORREIA, O. (2004) *Estudo de Indicadores de Vulnerabilidade de sistemas dunares: um contributo para a gestão integrada de zonas costeiras*, *Actas da 8ª Conferência Nacional do Ambiente*.
- STRAUSS, S. Y., Webb, C. O., Salamin, N. (2006) *Exotic taxa less related to native species are more invasive*, *Proceedings of the National Academy of Sciences of United States of America*, 103:5841–5845
- Thompson K., Hodgson J.G., Rich T.C.G. (1995) *Native and alien invasive plants: more of the same?* *Ecography*, Vol. 18, pp. 390–402
- TISDELL, C. A. (1990) *Economic impact of biological control of weeds and insects*. In: MACKAUER, M., EHLER, L. E., ROLAND, J. *Critical issues in Biological Control*, Intercept Press, UK
- TRABAUD, L. (1992) *From the cell to the atmosphere: an introduction to interactions between fire and vegetation*, in: TRABAUD, L., PRODON, R., *Fire in Mediterranean Ecosystems*, Commission of the European Communities, França

- TSCHARNTKE, T., BRANDL, R. (2004) *Plant insect interactions in fragmented landscapes*, Annual Review of Entomology, 49, 405-430
- USDA - United States Department of Agriculture (1995). *Fragstats: Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure*, General Technical Report – Pacific Northwest Research Station, 351, 122
- VALÉRY, L., FRITZ, H., LEFEUVRE, J.C., SIMBERLOFF, D. (2009) *Ecosystem-level consequences of invasions by native species as a way to investigate relationships between evenness and ecosystem function*. Biological Invasions, 11, 609–617
- VALÉRY, L., FRITZ, H., LEFEUVRE, J.C., SIMBERLOFF, D. (2008) *In search of a real definition of the biological invasion phenomenon itself*. Biological Invasions (in press). doi: 10.1007/s10530-007-9209-7
- VIEIRA, J. N. (2007) *Árvores e Florestas de Portugal*, Edições Público, Lisboa
- VITOUSEK, P. M., WALKER, L. R. (1990) *Biological invasion by Myrica faya in Hawaii – plant demography, nitrogen-fixation, ecosystem effects*, Ecology Monogr., 59, 247–65.
- WILLIAMS, M. C., WARDLE, M. G. (2007) *Pinus radiata invasion in Australia: Identifying key knowledge gaps and research directions*, Austral Ecology, 32, 721–739
- WILLIAMSON, M. (1996) *Biological invasions*, Chapman & Hall, London, UK
- WILLIAMSON, M., FITTER, A. (1996) *The varying success of invaders*, Ecology, 77, 1661–1666
- WILLIAMSON, M. (1999) *Invasions*, Ecography, 22, 5-12
- YOHAY, C. and RONEN, K. (1998) *Computerized classification of Mediterranean vegetation using panchromatic aerial photographs*, Journal of Vegetation Science, 9, 445-454

VII. ANEXOS

I.

Tabela 1 – Área das classes de uso do solo

Área (%)					
Classes de Uso do solo	1815	1967	1977	1989	2004
Acacial		13.9	10.8	11.4	11.6
Agricultura	14.3	42.3	32.0	14.7	10.6
Areias de praia	29.3	4.4	6.5	5.6	3.1
Cordão dunar		2.9	3.2	2.6	3.1
Floresta	37.7	25.1	24.9	29.0	31.5
Improdutivo		0.9	0.7	2.2	0.9
Matos	18.5	5.8	6.8	6.2	6.1
Urbano/Equipamentos	0.2	4.3	14.3	27.3	31.2
Vias		0.4	0.8	1.0	1.8

Tabela 2 – Índices estruturais ao nível da Paisagem

Paisagem					
Índices	1815	1967	1977	1989	2004
Número de manchas	31	325	210	293	272
Dimensão média das manchas (ha)	84.41	8.05	12.46	8.93	9.62
Desvio padrão da dimensão das manchas (ha)	228.10	64.22	69.70	61.95	64.46
Total de margens (m)	133275.14	346526.91	345525.66	358570.94	369596.06
Total de margens (km)	133.28	346.53	345.53	358.57	369.60
Densidade das margem (m/ha)	50.93	132.43	132.06	137.04	141.26
índice médio de forma	1.81	1.68	1.92	1.94	1.88
Índice médio de forma ponderado pela área	2.23	3.67	2.66	2.33	2.35
Dimensão fractal média	1.34	1.43	1.40	1.43	1.40
Riqueza	6.00	10.00	10.00	10.00	10.00
Índice de diversidade de Shannon	1.42	1.65	1.78	1.78	1.72
Índice de equidade de Shannon	0.79	0.71	0.77	0.77	0.75

Tabela 3 – Índice "Número de manchas" (NP = Number of Patches)

Número de manchas					
Classes de Uso do Solo	1815	1967	1977	1989	2004
Acacial		6	14	12	14
Agricultura	7	19	15	38	39
Areias de praia	1	1	1	1	1
Cordão dunar		2	1	1	1
Floresta	10	75	37	47	42
Improdutivo		16	12	24	24
Matos	11	32	33	37	31
Urbano/Equipamentos	1	167	87	112	107
Vias		6	9	20	12

Tabela 4 - Índice "Dimensão média das manchas"

Dimensão média das manchas (m²)					
Classes de Uso do Solo	1815	1967	1977	1989	2004
Acacial		373483.41	128162.67	153516.92	132585.54
Agricultura	293919	358805.75	354915.10	62672.05	43528.31
Areias de praia	4208929	709933.00	1085124.65	904120.66	498789.11
Cordão dunar		230085.79	535141.49	415931.53	492841.68
Floresta	542212	54021.18	111942.44	99719.80	119908.36
Improdutivo		8983.14	9469.74	14807.62	6192.22
Matos	241301	29448.53	34386.77	26990.70	31662.47
Urbano/Equipamentos	22713	4150.96	27390.01	39347.12	46534.21
Vias		11068.15	13912.77	7736.51	23701.64

Tabela 5 - Índice "Desvio padrão da dimensão das manchas"

Desvio padrão da dimensão das manchas (m²)					
Classes de Uso do Solo	1815	1967	1977	1989	2004
Acacial		515468.030	141011.230	178044.150	161777.190
Agricultura	685748.920	1135521.580	514800.320	130730.530	121846.320
Areias de praia		0.000	0.000	0.000	0.000
Cordão dunar		120824.510	0.000	0.000	0.000
Floresta	1329991.920	254290.930	372543.920	372278.360	357061.860
Improdutivo		13504.690	10060.900	26914.660	5632.380
Matos	334983.820	61991.170	60361.960	34679.950	45457.920
Urbano/Equipamentos		22486.650	98256.870	205432.690	184966.990
Vias		9094.610	12569.360	9222.680	41199.510

Tabela 6 - Índice "Total de margens"

Total de margens (m)					
Classes de Uso do Solo	1815	1967	1977	1989	2004
Acacial		34708.53	33931.14	34368.43	30634.23
Agricultura	15759.69	104174.79	96204.42	65090.99	51706.58
Areias de praia	18640.06	14561.99	14401.55	14746.31	14785.19
Cordão dunar		14857.33	13375.62	11270.80	10892.10
Floresta	42787.38	70025.08	52902.67	56560.87	69071.97
Improdutivo		8148.21	5395.79	13557.67	10226.07
Matos	38911.46	31236.97	34036.82	32925.47	33692.33
Urbano/Equipamentos	666.76	33714.15	54439.40	78786.55	83576.74
Vias		19397.37	25295.99	35459.47	49070.40

Tabela 7 - Índice médio de forma

Índice médio de forma				
Classe de Uso do Solo	1967	1977	1989	2004
Acacial	2.37	2.06	2.12	1.83
Agricultura	2.23	2.80	1.95	1.82
Areias de praia	4.88	3.90	4.38	5.91
Cordão dunar	4.67	5.16	4.93	4.38
Floresta	1.66	1.76	1.69	1.74

Improdutivo	1.60	1.47	1.67	1.67
Matos	1.86	1.81	1.70	1.90
Urbano/Equipamentos	1.30	1.43	1.54	1.50
Vias	8.03	6.15	5.16	5.99

Tabela 8 – Índice médio de forma ponderado pela área

Índice médio de forma ponderado pela área				
Classes de Uso do Solo	1967	1977	1989	2004
Acacial	4.27	2.40	2.60	2.10
Agricultura	7.59	4.87	3.44	3.58
Areias de praia	4.88	3.90	4.37	5.91
Cordão dunar	4.43	5.16	4.93	4.38
Floresta	2.61	2.31	2.45	2.61
Improdutivo	2.14	1.46	1.79	1.62
Matos	2.66	2.12	2.04	2.38
Urbano/Equipamentos	1.46	2.32	2.83	2.47
Vias	10.85	8.62	8.02	13.72

Tabela 9 – Índice Dimensão fractal média

Dimensão fractal média				
Classes de Uso do Solo	1967	1977	1989	2004
Acacial	1.35	1.35	1.34	1.32
Agricultura	1.40	1.39	1.39	1.38
Areias de praia	1.42	1.38	1.40	1.46
Cordão dunar	1.46	1.44	1.44	1.42
Floresta	1.40	1.39	1.39	1.36
Improdutivo	1.42	1.38	1.42	1.42
Matos	1.41	1.39	1.39	1.40
Urbano/Equipamentos	1.44	1.39	1.44	1.41
Vias	1.73	1.65	1.68	1.65

Tabela 10 – Percentagem de cobertura de acácias

	% acacia	% solo
1967	55	45
1977	80	20
1989	91	9
2004	94	6

