

UNIVERSIDADE DOS AÇORES
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS

**Contribuição para o estudo da
ecologia e da conservação de
Asphodelus bento-rainhae P. Silva**

**DISSERTAÇÃO DE Mestrado em
GESTÃO E CONSERVAÇÃO DA NATUREZA**

Maria de Lurdes Esteves

ESCOLA SUPERIOR AGRÁRIA DE CASTELO BRANCO
2005

UNIVERSIDADE DOS AÇORES
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS

**Contribuição para o estudo da
ecologia e da conservação de
Asphodelus bento-rainhae P. Silva**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM
GESTÃO E CONSERVAÇÃO DA NATUREZA

Orientador:

Professor Doutor J. P. Fragoso de Almeida

Co-Orientador:

Professor Doutor Luís Quinta-Nova

Maria de Lurdes Esteves

Escola Superior Agrária de Castelo Branco

2005

AGRADECIMENTOS

A realização deste trabalho só foi possível devido à colaboração prestada, directa ou indirectamente, por um conjunto de pessoas e pelo apoio institucional, nomeadamente por alguns sectores e unidades orgânicas do Instituto Politécnico de Castelo Branco (IPCB). Agradecer-lhes, constitui uma enorme satisfação:

À Escola Superior Agrária (ESA) do Instituto Politécnico de Castelo Branco pelas facilidades concedidas, nomeadamente quanto ao apoio prestado e utilização do Laboratório de Solos e Fertilidade e Laboratório de SIG e CAD;

Aos Serviços de Acção Social e Serviços Centrais do Instituto Politécnico pela facilidades concedidas e compreensão demonstrada em alturas muito particulares da realização deste trabalho;

Ao Professor Doutor José Pedro Fragoso de Almeida por ter aceite a orientação deste trabalho e ao Professor Doutor Luís Quinta-Nova pela sua valiosa co-orientação;

Ao Professor Fernando Queirós Monteiro, o meu maior agradecimento pela total disponibilidade na transmissão dos seus conhecimentos e da sua experiência, pelo apoio incondicional e incentivo constante em todas as fases da realização deste trabalho. A sua ajuda e estímulo, foram fundamentais para a realização da tese e, a sua amizade, impossível de retribuir com este agradecimento.

À Madalena, pelo que me ensinou sobre “comportamento em natureza” além da sua ajuda e óptima companhia enquanto subíamos e descíamos a Serra da Gardunha;

Ao Professor João Sebastião pela sua disponibilidade, objectividade e ajuda desinteressada, bem como, à Professora Isabel Castanheira pela amizade e apoio, durante o tratamento estatístico;

Ao Professor Doutor Eduardo Dias da Universidade dos Açores pela disponibilidade e interesse sempre demonstrados nos esclarecimentos solicitados e, pela sua paciência nas longas conversas telefónicas;

À Professora Doutora Elisa Esteves da Universidade de Évora, pela disponibilidade e ajuda na revisão do manuscrito.

Ao Engenheiro Sérgio Branco do Laboratório de Solos e Fertilidade da ESA pela sua ajuda, profissionalismo e amabilidade, tendo-o privado de alguns serões;

Ao Engenheiro Filipe Afonso pela amabilidade, profissionalismo, simpatia e apoio prestado na elaboração da cartografia em SIG;

Aos meus colegas de mestrado, em particular ao Paulo, Isabel e Rosarinho pela inter-ajuda, companheirismo e também por me “aturarem”;

À Tété, pela ajuda, incentivo, paciência e amizade, incondicionais. Sempre!!!

Aos “seis magníficos” pela pergunta tantas vezes repetida “mas para que serve essa planta?” e, pelo estímulo permanente;

À minha família, pelo apoio, interesse, e força que sempre manifestaram para a execução deste trabalho, e também, pela enorme paciência em alturas de maior desespero e cansaço.

Ao João, Miguel e João Maria, um agradecimento muito particular e especial, pelo vosso carinho, dedicação, compreensão e preocupação. Se calhar.... “já não falta muito”!

A todos, um sincero muito obrigado!

1. INTRODUÇÃO	1
1.1. Enquadramento histórico da ocupação do solo na Gardunha	1
1.2. Biodiversidade, distribuição de espécies e importância da conservação de endemismos	3
1.3. Serra da Gardunha	6
1.3.1. Localização geográfica.....	6
1.3.2. Clima	7
1.3.3. Litologia, solos, hidrografia e ocupação do solo.....	8
1.3.4. Conjuntura sócio-económica e agrícola	9
1.3.5. Património natural	11
1.4. <i>Asphodelus bento-rainhae</i> P. Silva	12
1.4.1. Morfologia	12
1.4.2. Ecologia e conservação	17
1.5. Objectivos	21
2. METODOLOGIA.....	22
2.1. Variáveis ambientais.....	22
2.2. Análise multivariada: modelo linear generalizado	26
2.3. Análise univariada	29
2.4. Distribuição espacial dos indivíduos	30
2.5. Sistema de Informação Geográfica	31
3. ANÁLISE E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS	32
3.1. Distribuição geográfica e espacial dos indivíduos	32
3.2. Resultados da análise multivariada	34
3.3. Variáveis explicativas da densidade de <i>A. bento-rainhae</i>	36
4. CONSIDERAÇÕES FINAIS	49
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	53

INDICE DE FIGURAS

	Pág.
Figura 1.1 - Localização geográfica da Serra da Gardunha (adaptado de Comissão Nacional Ambiente, 1982)	6
Figura 1.2 - Localização geográfica do Sítio proposto no âmbito da Directiva Habitats (ICN, s/d a).....	7
Figura 1.3 - Diagrama ombrotérmico (dados relativos ao período 1961-1990, Estação meteorológica do Fundão, Instituto Nacional de Meteorologia e Geofísica).....	8
Figura 1.4 – Inflorescência de <i>A. bento-rainhae</i>	12
Figura 1.5 – Tubérculos de <i>A. macrocarpus</i> e de <i>A. bento-rainhae</i>	15
Figura 1.6 – Cápsulas de <i>A. macrocarpus</i> e de <i>A. bento-rainhae</i>	15
Figura 1.7 - <i>A. bento-rainhae</i> . a - sistema radicular e base das folhas; b - secção da folha; c - inflorescência; d - detalhe do perianto, androceu e gineceu; e - cápsula; f - semente (adaptado de Lifante & Valdés, 1996).....	16
Figura 1.8 - Distribuição de <i>A. bento-rainhae</i> (Adesgar, 2000).....	17
Figura 2.1 – Recolha de amostras de terra	24
Figura 2.2 – Parcela de amostragem.....	25
Figura 2.3 – Esquema da cartografia realizada em SIG	31
Figura 3.1 – Pontos de amostragem realizados na área de distribuição de <i>A. bento-rainhae</i>	33
Figura 3.2 -Tipo e local de controlo da vegetação em habitat de cerejal com intervenção	38
Figura 3.3 – Densidade de <i>A. bento-rainhae</i> em floração nos diversos tipos de habitat, representando-se a respectiva classificação segundo o grau de cobertura e os grupos de habitats formados a partir da análise estatística (linhas na parte inferior)	42
Figura 3.4 - Percentagem número de plantas em floração por tipo de habitat	42
Figura 3.5 – Pontos de amostragem por classes altitudinais na área de distribuição de <i>A. bento-rainhae</i>	44

INDICE DE TABELAS

	Pág.
Tabela 2.1 - Variáveis ambientais.	22
Tabela 2.2 – Tipos de habitat da área de estudo.	23
Tabela 3.1 – Resultados e dados estatísticos do total de <i>A. bento-rainhae</i> por estado fenológico.	32
Tabela 3.2 – Valores <i>d</i> de distribuição espacial dos indivíduos na amostragem total, em floração e por tipo de habitat ($d < 1,96$ –uniforme; $d = 1,96$ –aleatória; $d > 1,96$ –agregada).....	34
Tabela 3.3 – Resultados do teste de razão de verossimilhança (χ^2) e o teste de multicolinearidade (VIF) para cada variável com efeito significativo na densidade média de <i>A.bento-rainhae</i> (nível de significância: $p < 0,05$ – significativo; $p < 0,01$ – muito significativo; $p < 0,001$ – altamente significativo).....	35
Tabela 3.4 – Dados estatísticos relativos à densidade de <i>A. bento-rainhae</i> por tipo de habitat (OCER – orla de cerejal, CSI - cerejal sem intervenção, OB - orla de bosque, M - matos, CCI - cerejal com intervenção, BM - bosque misto, BC+BP - bosque de castanheiro + bosque de pinheiro).....	36
Tabela 3.5 – Valores de Z do teste U de Mann-Whitney e respectiva significância por tipo de habitat relativo à densidade total (entre parêntesis os valores de significância e a negrito, os estatisticamente significativos; OCER - orla de cerejal, CSI - cerejal sem intervenção, OB - orla de bosque, M - matos, CCI - cerejal com intervenção, BM - bosque misto, BC+BP - bosque de castanheiro + bosque de pinheiro).....	37
Tabela 3.6 – Valores de Z do teste U de Mann-Whitney e respectiva significância por tipo de habitat relativo à densidade em floração (entre parêntesis os valores de significância e a negrito, os estatisticamente significativos; OCER - orla de cerejal, CSI - cerejal sem intervenção, OB - orla de bosque, M - matos, CCI - cerejal com intervenção, BM - bosque misto, BC+BP - bosque de castanheiro + bosque de pinheiro).....	37
Tabela 3.7 – Dados estatísticos da densidade de floração relativamente ao grau de cobertura.	39
Tabela 3.8 – Valores de Z do teste U de Mann-Whitney e respectiva significância por grau de cobertura e relativo a densidade de floração (entre parêntesis e a negrito, os valores estatisticamente significativos)..	39
Tabela 3.9 – Dados estatísticos da densidade total relativamente ao grau de cobertura.	40
Tabela 3.10 – Valores de Z do teste U de Mann-Whitney e respectiva significância por grau de cobertura relativo à densidade total (entre parêntesis os valores de significância e a negrito os estatisticamente significativos)	40

Tabela 3.11 – Intervalo de confiança da proporção do número de <i>A. bento-rainhae</i> em floração em diferentes graus de cobertura, por tipo de habitat ((+) efeito positivo e (-) efeito negativo; OCER - orla de cerejal, CSI - cerejal sem intervenção, OB - orla de bosque, M - matos, CCI - cerejal com intervenção, BM - bosque misto, BC+BP - bosque de castanheiro + bosque de pinheiro).....	41
Tabela 3.12 – Dados estatísticos da densidade total relativamente a classes de altitude.	43
Tabela 3.13 – Valores de Z do teste U de Mann-Whitney e valores de significância de densidade total relativamente à altitude (entre parêntesis os valores de significância e a negrito os estatisticamente significativos).....	45
Tabela 3.14 – Intervalo de confiança da proporção do número de <i>A. bento-rainhae</i> em diferentes classes de altitude ((+) - efeito positivo, (-) - efeito negativo).....	45
Tabela 3.15 – Dados estatísticos da densidade total relativamente à exposição das parcelas amostradas.....	46
Tabela 3.16 – Valores de Z do teste U de Mann-Whitney e valores de significância da densidade total relativamente à exposição (entre parêntesis os valores de significância e a negrito os estatisticamente significativos)..	46
Tabela 3.17 – Dados estatísticos de densidade total relativamente a classes de insolação.	47
Tabela 3.18 – Dados estatísticos relativos aos constituintes do solo analisado	48

RESUMO

Asphodelus bento-rainhae P.Silva é uma espécie de Liliaceae endémica da vertente norte da Serra da Gardunha (Fundão). Atendendo à sua reduzida distribuição geográfica e ao facto de ser considerada uma espécie ameaçada é fundamental o conhecimento detalhado dos factores ecológicos que condicionam a sua distribuição e abundância. Os objectivos deste trabalho são, assim, a determinação da densidade total e da densidade de plantas em floração em diversos tipos de habitat em função de vários parâmetros ecológicos. Pretende-se com estes dados contribuir para que a gestão dos habitats possa ser efectuada de forma a compatibilizar os usos do solo com a conservação da espécie. Este aspecto é particularmente importante visto que se assiste actualmente a uma alteração dos usos agro-florestais da zona, nomeadamente o incremento de áreas de cerejal.

Foram realizadas contagens do número de plantas em 648 parcelas de 1 m² procurando abarcar os diversos habitats e situações ecológicas onde ocorre *A. bento-rainhae*. Através do modelo de regressão de Poisson, pelo método da quasi-verosimilhança, foi possível identificar as variáveis ambientais estatisticamente significativas no valor médio de densidade de *A. bento-rainhae*. Para determinar, de forma precisa, o modo como cada uma das variáveis anteriormente identificadas influencia a densidade, recorreu-se à realização de testes não paramétricos.

Concluiu-se que as variáveis determinantes na densidade da espécie foram o tipo de habitat e o respectivo grau de cobertura. A maior densidade total da espécie (5,09) verificou-se em habitats pouco abertos (bosque de castanheiro e bosque de pinheiro, e orlas de bosque), enquanto que a densidade de floração foi significativamente superior (0,91) em habitats de menor grau de cobertura (orlas de cerejal, cerejal sem intervenção, orlas de bosque e matos). Parece, além disso, possível a compatibilização dos pomares de cerejeiras com a conservação de *A. bento-rainhae*.

Palavras chave: *Asphodelus bento-rainhae*, conservação da natureza, gestão de habitats, serra da Gardunha.

ABSTRACT

Asphodelus bento-rainhae P. Silva is a species of Lilaceae endemic to the northern slopes of the Gardunha mountain (Fundão). Taking into account its shrinking geographic distribution, and the fact that it's an endangered species, it is fundamental to have a detailed knowledge of the ecologic factors which condition its distribution and its abundance. As such, the objectives of this study, the determination of the total density and the density of plants in bloom in diverse types of habitats within the various ecologic parameters. What we wish for these data to contribute is for the habitats to be managed in such a way that the use of the soil would be compatible with the conservation of the specie. This aspect is particularly important, seeing how it is presently helping to make changes in the agro-forestry uses of the zone, namely in increasing the area of cherry orchards.

Counting has been done of the number of plants in 648 parcels of 1 m², taking care to include the diverse habitats and ecological environments wherever the *A. bento-rainhae* occur. Through Poisson's model of regression, by the near-probability method, it was possible to identify the environmental variables statistically significant in the mean density of the *A. bento-rainhae*. To determine, in a precise manner, the way in which each one of these previously identified variables influence the density, was carried out non parametric tests.

It has been concluded that the variables determining the density of the specie were, the type of habitat and the degree of forest coverage. The highest total density of the specie (5.09) was verified in habitats with only slightly open canopy (chestnut forests, pine forests, and forest edges), while the density of bloom was significantly higher (0,91) in habitats with a lesser degree of coverage (edges of cherry orchards, cherry orchards with no intervention, edges of forests and woods). Furthermore, it looks like it is possible for orchards of cherries to be made compatible with the conservation of *A. bento-rainhae*.

Key-words: *Asphodelus bento-rainhae*; habitat management, nature conservation, Gardunha mountain.

1. INTRODUÇÃO

Para se desenvolver estratégias de ordenamento do território compatíveis com um desenvolvimento sustentável, é necessário não só ter em conta a componente antropológica mas também a relação desta com o ambiente que a rodeia (Raimundo, 2004). A biodiversidade é o parâmetro frequentemente utilizado como indicador da qualidade do ambiente, tendo nas últimas duas décadas ocupado o centro das atenções em torno do desenvolvimento sustentável (Tacconi & Bennett, 1995; Du Toit, 1996; Dudgeon, 2003; Heywood & Iriondo, 2003). As razões apontadas a favor da manutenção da biodiversidade são várias, incluindo argumentos relacionados com a exploração directa dos recursos biológicos (alimentação, medicina, controlo de pragas, indústria, ecoturismo) e outros argumentos que realçam a importância indirecta na preservação do equilíbrio dos ecossistemas (Gaston & Spicer, 1998 citados por Raimundo, 2004).

A Serra da Gardunha, apesar da intervenção humana, apresenta potencialidades para a conservação uma vez que detém habitats e espécies de flora e fauna relevantes para a manutenção da biodiversidade (Adesgar, 1999). Foi incluída na Lista Nacional de Sítios (1ª fase) através da Resolução de Conselho de Ministros n.º 142/97 de 24 de Abril. Quando aprovada a nível comunitário e após decreto regulamentar nacional, será considerado um Sítio de Interesse Comunitário (SIC). Posteriormente, dará lugar a uma Zona Especial de Conservação (ZEC), susceptível de vir a integrar a Rede Natura 2000 (ICN, s/d b).

Asphodelus bento-rainhae P. Silva é um endemismo lusitano que ocorre na vertente Norte da Serra da Gardunha, e que se encontra legalmente protegida a nível europeu (Convenção de Berna, 1971 – Anexo I e Directiva 92/43/CEE – Anexos II, b) e IV b)) e a nível nacional (Decreto-Lei nº 316/89 de 22 de Setembro – Anexo I e Decreto-Lei nº 140/99 de 24 de Abril – Anexos II, b) e B-IV, b) como espécie prioritária.

De acordo com Dray (1985) e ICN (2005), o seu estatuto de ameaça, segundo a aplicação dos critérios da IUCN (International Union for Conservation of Nature) (versão 2.1, 2000), encontra-se na categoria “Em Perigo Crítico de Extinção”.

1.1. Enquadramento histórico da ocupação do solo na Gardunha

A serra actualmente designada por Gardunha, primitivamente conhecida por Montes Ocaia, poderá linguisticamente advir dos vocábulos “garda” e “Ondunha”. Admite-se esta hipótese, uma vez que os cristãos visigodos resistiram durante 400 anos à ocupação árabe, por se manterem sempre de atalaia (garda ou guarda) sobre os territórios outrora pertencentes ao

reino de Ondunha (relativo ao rei Ondonho, pai de Afonso III de Leão) (Travassos, 1999). Segundo a mesma fonte, a palavra “garduña” (lê-se gardunha) na língua castelhana diz respeito a um animal que se designa vulgarmente por fuinha e cujo nome científico é *Martes foina*.

Segundo Paiva (s/d) e Beliz (1987) o castanheiro (*Castanea sativa*) terá sido introduzido em Portugal pelos romanos, sendo originário da região oriental mediterrânea e ocidental da Ásia (Eurásia). Monteiro (1940) refere que na serra da Gardunha esta espécie florestal foi durante séculos a garantia de segurança e mobilização das terras, da retenção e distribuição das águas e a grande fonte de riqueza das populações, através da sua “generosa” madeira, das castaceiras (varas de castanheiros que rebentam à volta do tronco) e do fruto, constituindo a castanha a base da alimentação de muitas gerações (Cunha, 1892; Monteiro, 1940; Travassos, 1999). Foi no reinado de D. Dinis (1279-1325) que o castanheiro se apresenta como uma cultura sistematizada, passando a assumir grande importância na vertente setentrional da serra até meados do século XX (Cunha, 1892; Monteiro, 1940; Travassos, 1999).

Travassos (1999) refere a presença de “densas florestas naturais de carvalhos e sobreiros” na serra da Gardunha, atribuindo o seu declínio à desflorestação para a obtenção de madeira e lenha. Segundo a mesma fonte bibliográfica, a regressão do castanheiro na serra foi devida à sua substituição por *Pinus pinaster*, dada à importância económica que a resina assume durante a II Guerra Mundial (1939-1945). Relativamente à ocupação do solo, encontram-se ainda alusões à fama dos pomares tradicionais, essencialmente de pereiras, aos soutos, olivais e às hortas da Cova da Beira (Cunha, 1892; Monteiro, 1940; Silva, 1993). A partir da década de setenta, surge o grande interesse pela cerejeira (*Prunus avium*), passando esta a constituir a maior fonte de rendimento da serra da Gardunha (Travassos, 1999).

Silva (1993) e Travassos (1999) referem-se ainda às “plantas e ervas” da Serra da Gardunha, utilizadas para diferentes fins, inclusive medicinais. Segundo Adesgar (2001) as folhas (“rama”) previamente cozidas de *A. macrocarpus*, *A. serotinus* e *A. bento-rainhae*, eram utilizadas como complemento na alimentação dos suínos e o suco dos tubérculos utilizado no tratamento de uma infecção vulgarmente designada por “zagres” (forma atípica de eczema que se manifesta predominantemente em peles jovens). De acordo com testemunhos esta planta ainda hoje é cortada e utilizada na alimentação dos animais e devido a crença popular, ainda é usada no tratamento desta doença de pele.

1.2. Biodiversidade, distribuição de espécies e importância da conservação de endemismos

Biodiversidade é termo utilizado para designar diversidade biológica que, de modo sucinto, descreve o número, variedade e dispersão dos organismos vivos num dado ambiente espacial (Nunes, 1999), englobando assim o conceito de diversidade genética e ecológica (Harper & Hawksworth, 1995 citados por Avelar *et al.*, 1999).

É actualmente reconhecido que a biodiversidade do planeta está ameaçada e, segundo Pimm & Lawton (1998), o ritmo de extinções é 100 vezes superior à média paleontológica. De acordo com Primack & Ros (2002) este valor pode ser 100 a 1000 vezes maior que durante o passado geológico, estimando-se mesmo que cerca onze mil espécies de plantas e animais corram risco de extinção eminente num futuro próximo (IUCN, 2000 *in* MAOT, 2001). Esta situação é um problema global, encontrando-se o declínio da biodiversidade frequentemente associado a formas intensivas de utilização do solo para fins agrícolas e silvícolas, fragmentação ou destruição de habitats naturais, alterações climáticas, sobre-exploração de espécies, invasão de espécies exóticas e propagação de doenças (Heras, 1997; Avelar *et al.*, 1999; MAOT, 2001; Primack & Ros, 2002).

Alguns autores definem como áreas prioritárias aquelas que possuem uma elevada riqueza de espécies; outros consideram como mais importantes as que detêm maior número de endemismos (Kerr, 1997 citado por Dinis, 2002). Avelar *et al.* (1999) salientam a importância da opção a tomar, uma vez que os centros de diversidade (com maior riqueza específica em vários grupos taxonómicos) não são automaticamente centros de endemismo (com maior número de espécies endémicas), o que, segundo Reid (1998) citado por Avelar *et al.* (1999), dificulta bastante uma selecção rápida e correcta das áreas a proteger.

O ambiente é constituído por uma multiplicidade de factores que condicionam a distribuição dos seres vivos e conseqüentemente a diversidade biológica. Se estas condicionantes puderem ser avaliadas, mensuráveis e representadas espacialmente, será possível estimar áreas de ocorrência de uma espécie, a partir de um modelo que descreva a relação entre essas condicionantes e o padrão de ocorrência (Raimundo, 2004).

Cada espécie tem uma área de distribuição geográfica única que reflecte tanto o seu nicho ecológico actual como a sua história evolutiva (Brown & Gibson, 1983 citado por Segurado, 2000). Com efeito, os limites actuais de distribuição das espécies não são apenas condicionados pelas características ecológicas e fisiológicas destas, resultando, em grande

medida, do espaço geográfico onde ocorreu a sua evolução especiação (Gaston, 1996; Grime, 2001).

Segundo Forman (1995) citado por Segurado (2000), a área ocupada por uma espécie não é homogénea, apresentando uma alternância de parcelas com diferentes características ambientais, que determinam a ocorrência e a densidade das populações. Vellak *et al.* (2003) referem que os organismos não se encontram distribuídos na natureza de forma uniforme nem aleatória. Em regra, surgem na forma de agregados ou em distribuição contínua, dependendo das condições do habitat. Por isso, investigar a heterogeneidade das populações e comunidades em diferentes escalas espaço-temporais, apresenta-se como o objectivo fundamental em diversas teorias ecológicas (Legendre *et al.*, 1985; Addicott *et al.*, 1987 citados por Vellak *et al.*, 2003).

Segundo Begon *et al.* (1996) e Royle & Nichols (2003) a distribuição da abundância ao longo de um gradiente ambiental é geralmente descrito por uma curva de Gauss. Deste modo, no centro da área de distribuição a abundância é tendencialmente maior do que na periferia (Lawton *et al.*, 1994, citado por Segurado, 2000), traduzida quer pela densidade populacional a nível local, quer pelo número de registos de presença em várias escalas.

Os factores limitantes da distribuição, mais frequentemente referidos são (Brown & Gibson, 1983; Wiens, 1989; Antunes & Mendonza, 1992; Cox & Moore, 2000 citados por Segurado, 2000): factores climáticos (constrangimentos fisiológicos das espécies), disponibilidade de habitat, factores bióticos (competição), capacidade de dispersão da espécie, distúrbios (muitas espécies dependem de distúrbios regulares do meio ambiente), fluxo genético e acção humana (alteração dos habitats).

A distribuição das espécies tem sido profundamente influenciada pela acção do homem sobre o uso do solo, tendo-se verificado uma diminuição da riqueza de espécies herbáceas em florestas de sucessão secundária (Singleton *et al.*, 2001; Bellemare *et al.*; 2002; Vellend, 2003; Flinn & Marks, 2004 citados por Vellend, 2005), bem como uma limitação maior dessas espécies na colonização, principalmente devida à dispersão de sementes e condições ambientais. Espécies em que a dispersão de sementes é feita por movimentos de curta distância (por gravidade ou através de formigas) tenderão a ser piores colonizadores do que outras espécies que fazem a sua dispersão através do vento ou da ingestão por vertebrados (Vellend, 2005). Contudo, a hipótese da capacidade de dispersão e condições ambientais não são mutuamente exclusivas, devendo ser dado maior relevo a estudos que visem o melhor conhecimento das condições ambientais limitantes.

Segundo Metcalfe (2003) a estabilidade de uma população pode ser interrompida quando o número de indivíduos de uma população desce a valores muito baixos. Assim, com baixas densidades e populações isoladas, por vezes associadas a espécie endémicas, a população entra numa fase de declínio quanto ao sucesso reprodutivo. Para espécies nestas condições, o problema assume outra magnitude quando resultante da actividade humana e artificialização do sistema natural, originando a fragmentação e/ou degradação do habitat.

Shevock (1996) refere que as espécies endémicas possuem um valor intrínseco devido à sua singularidade e Almeida (2000) salienta que a sua inerente vulnerabilidade as torna como uma referência obrigatória em acções de conservação. As espécies endémicas apresentam uma distribuição limitada a habitats especializados e ocupam uma área geográfica restrita (Avelar *et al.*, 1999; Almeida, 2000; Primack & Ros, 2002). A sua ocorrência é condicionada por diversos factores como o clima, os recursos disponíveis, interacções específicas e a estabilidade geral do meio (Almeida, 2000).

Para além destas condicionantes, o padrão de distribuição actual resulta ainda da história evolutiva das próprias espécies, bem como de todo o historial da influência humana (Almeida, 2000). Sendo espécies especializadas em determinado habitat ou nicho ecológico, qualquer um dos seus componentes pode converter-se em recurso limitante quando se restringe o tamanho da população (Primack & Ros, 2002). Segundo Paiva (1996), a conservação da diversidade de plantas é fundamental e premente, uma vez que as plantas superiores são as maiores produtoras de biomassa, correspondendo estas a 89% da biomassa total do planeta. Assim, o seu papel pode ser determinante para a manutenção do habitat, podendo o seu declínio ter efeitos catastróficos na vitalidade dos ecossistemas.

Segundo Almeida (2000) a região mediterrânea apresenta níveis excepcionalmente elevados de endemismos. A concentração de espécies endémicas e o acelerado ritmo de perda de habitats, torna-a merecedora de especial atenção relativamente a estratégias de gestão que assegurem eficazmente a sua conservação (Catarino *et al.*, 2001 citado por Arraiol, 2002).

No âmbito da implementação da Rede Natura 2000, a região mediterrânea apresenta-se assim de grande interesse conservacionista e, sendo a actividade humana o principal factor de perda de biodiversidade, cabe então ao Homem tomar medidas que contrariem esta acentuada taxa de extinção.

1.3. Serra da Gardunha

1.3.1. Localização geográfica

A Serra da Gardunha encontra-se localizada na Região Centro de Portugal, no distrito de Castelo Branco, abrangendo os concelhos do Fundão e Castelo Branco (figura 1.1). Com uma orientação NE-SO, tem aproximadamente 10.000 ha, sendo a sua altitude máxima de 1227 m (Silva & Gavinhos, 2002).

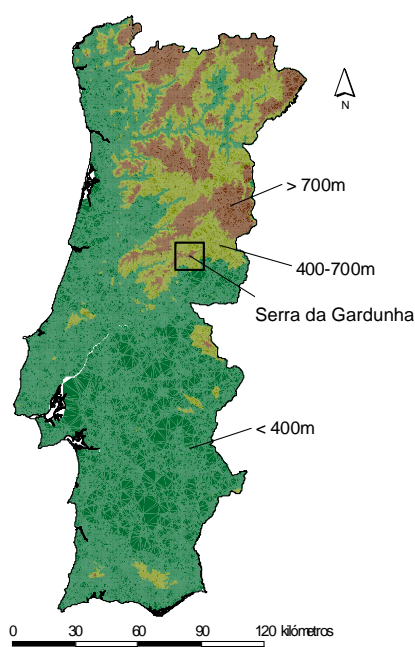


Figura 1.1 - Localização geográfica da Serra da Gardunha (adaptado de Comissão Nacional Ambiente, 1982).

A figura 1.2 representa a localização geográfica do Sítio PTCON00028 - Serra da Gardunha, proposto no âmbito da Directiva Habitats e incluído na lista nacional de sítios (1ª fase) através da Resolução de Conselho de Ministros n.º 142/97, de 28 Agosto . A sua área é de 5.892 ha, sendo as coordenadas do ponto central de longitude W 07º 29' 44" e latitude N 40º 07' 01", variando a sua altitude entre os 450 m e 1.227 m .

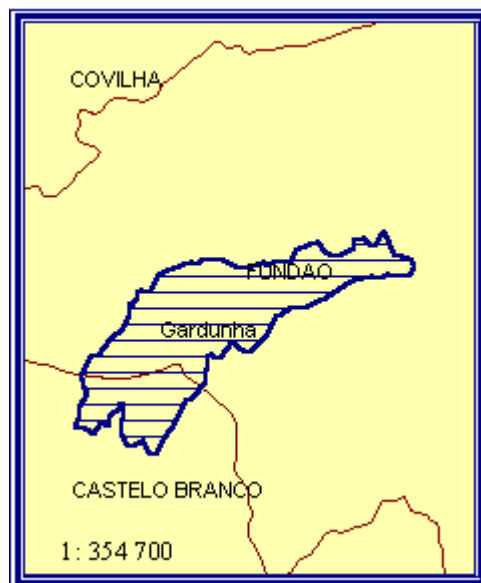


Figura 1.2 - Localização geográfica do Sítio proposto no âmbito da Directiva Habitats (ICN, s/d a).

Através da Resolução de Conselho de Ministros n.º 135/2004 de 30 de Setembro, foram alterados os limites do sítio serra da Gardunha, uma vez que, no processo de aferição do cumprimento da Directiva n.º 92/43/CEE, a Comissão Europeia classificou como “moderadamente insuficiente” a representatividade de *A. bento-rainhae* na lista nacional de sítio, devendo este englobar uma maior área relevante para a conservação da espécie.

1.3.2. Clima

Para a caracterização climática da Serra da Gardunha foram utilizados os dados disponíveis na estação meteorológica do Fundão; esta encontra-se a 495 m de altitude, a 40º 08' N de latitude e 07º 30' W de longitude. Os valores correspondem ao período de 1961-1990 de acordo com as normais climatológicas para Portugal Continental.

A temperatura média anual é de 14,1°C, sendo as médias das temperaturas máximas e mínimas de 19,8°C e 8,5°C, respectivamente. A temperatura média máxima, registou o seu valor mais elevado nos meses de Julho e Agosto (30,3°C) e o valor mais baixo da temperatura média mínima, em Janeiro (2,7°C). A insolação média anual é de 2698 horas, o que corresponde a 60% do número de horas anuais de sol.

Os valores médios anuais de precipitação são de 944 mm, registando-se o menor valor médio de pluviosidade em Julho (10 mm) e o maior em Fevereiro (123 mm). O regime de

ventos é predominantemente dos quadrantes Este-Sueste e Nordeste-Oeste, apresentando-se fracos durante todo o ano.

Com base nos dados de temperatura média e precipitação total, para o período considerado, elaborou-se o diagrama ombrotérmico onde é possível verificar que o período seco tem uma duração de 3 meses, época de carência hídrica para a maioria das espécies vegetais (figura 1.3).

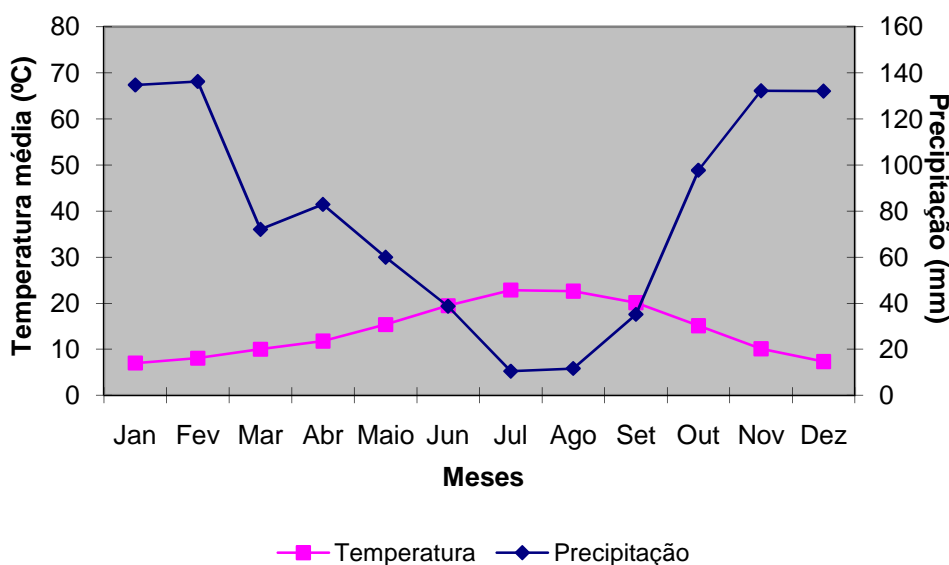


Figura 1.3 - Diagrama ombrotérmico (dados relativos ao período 1961-1990, Estação Meteorológica do Fundão, Instituto Nacional de Meteorologia e Geofísica).

Para a determinação do piso bioclimático foram utilizados parâmetros termométricos e pluviométricos para definir termoclima e ombroclima, respectivamente (Rivas-Martinez, 1987). Segundo estes autores e Molina *et al.* (1991), o índice de termicidade permite determinar o parâmetro termométrico ($it = 281$) e, o valor da precipitação média total anual (944 mm) o pluviométrico. De acordo com os valores obtidos, o piso bioclimático da Serra da Gardunha é mesomediterrâneo médio sub-húmido.

1.3.3. Litologia, solos, hidrografia e ocupação do solo

A Serra da Gardunha pertence à zona Centro Ibérica e encontra-se incluída na unidade estrutural do Maciço Hespérico, apresentando esta como rochas dominantes o granito e o xisto (Ribeiro, 1990).

Segundo Silva & Gavinhos (2002), esta unidade é constituída fundamentalmente por dois grupos complexos de rochas antigas: um metassedimentar, ante-Ordovícia (cerca de 550 milhões de anos) e por outro de idade posterior, denominado por Hercínio (cerca de 300 milhões de anos). Ao primeiro, corresponde o complexo xisto-grauváquico e, ao grupo mais recente, os granitos.

O complexo xisto-grauváquico constituído por xistos argilosos e grauvaques, ocupa a zona mais oeste e noroeste da serra e encontra-se menos representado que os granitos. Estes, encontram-se bastante representados em toda a área envolvente deste conjunto orográfico, merecendo destaque o afloramento que abrange a vertente Norte da serra (Silva & Gavinhos, 2002).

Segundo SROA (1978), os solos da Serra da Gardunha encontram-se classificados em Cambissolos e Litossolos. Os primeiros são os mais representativos da serra enquanto os Litossolos encontram-se restritos à zona mais Nordeste e Sudoeste (Ricardo, 1980).

A rede hidrográfica da Serra da Gardunha, integrada na bacia do rio Tejo, é bastante densa e as suas linhas de água caracterizam-se pela descontinuidade de regime. Na zona de granitos a rede hidrográfica é mais reduzida e com forte concentração da drenagem, enquanto na zona do complexo xisto-grauváquico é mais diversificada e o seu trajecto mais sinuoso (Ribeiro, 1990).

Com base na carta de ocupação do solo elaborada para a Serra da Gardunha (Afonso, 2001), verificou-se que as formações arbustivas (mato baixo, mato alto e mosaico de unidades de matos de altitude com herbáceas) são as mais representativas (47%), seguidas das áreas agrícolas (22%) e formações arbóreas naturais e semi-naturais (12%) (carvalhal, castinçal, sobreiros e pinhal em consociação com castinçal e espécies arbustivas). Neste tipo de formações, a presença de castanheiros e carvalhos é mais visível na vertente Norte da Serra da Gardunha. As áreas de menor representatividade referem-se a povoamentos florestais intensivos, formações rupícolas, rípicolas, áreas urbanas e infraestruturas.

1.3.4. Conjuntura sócio-económica e agrícola

O concelho do Fundão encontra-se englobado na sub-região da Cova da Beira, apresenta uma área total de 700,4 km², uma densidade populacional de 44,9 habitantes/km² e é constituído por 31 freguesias (INE, s/d). A população residente é de 31.482 indivíduos, verificando-se uma tendência de recessão demográfica pouco expressiva no período de

1991-2001 (-0,6%), a qual foi no entanto superior na década precedente (-1,3%) (INE, s/d). Nas sete freguesias que incluem a área de ocorrência de *A. bento-rainhae* encontra-se 44% da população do concelho (INE, s/d).

O saldo fisiológico é negativo uma vez que, para o ano 2000, a taxa de mortalidade é superior à taxa de natalidade com valores de 14,1% e 8,6%, respectivamente (INE, s/d). Verifica-se um envelhecimento da estrutura demográfica com 24,1% da população de idade superior a 65 anos, tendo-se assistido a um acréscimo de 11,7% neste escalão etário durante a década de 1991-2001 (INE, s/d).

A taxa de analfabetismo representa 20,6% da população, embora se tenha verificado um decréscimo de 3,1 % relativamente ao ano de 1991 (INE, s/d). Do total da população, 60,0% apresenta formação ao nível do ensino básico (1º ao 3º ciclo), 11,7% formação secundária e 0,4% e 7,8% possuem habilitações de grau médio e superior, respectivamente (INE, s/d).

A população activa é de 41,4%, tendo sofrido um incremento de 5,3% relativamente ao ano de 1991 (INE, s/d). A estrutura populacional activa está fortemente associada ao comércio e serviços, representando 53,7% da população economicamente activa e empregada. As actividades relacionadas com a agricultura, produção animal, caça, silvicultura e pescas ocupam apenas 10,9% da população, encontrando-se os restantes 35,4% associados a actividades económicas ligadas à indústria, electricidade, gás, água e construção (INE, s/d).

A taxa de desemprego sofreu um incremento de 1,5% na década de 1991-2001, sendo de realçar que 78,8% da população desempregada se refere a indivíduos à procura de um novo emprego, em oposição a 21,2% que o procuram pela primeira vez (INE, s/d).

Para as freguesias da área de ocorrência de *Asphodelus bento-rainhae*, a estrutura fundiária caracteriza-se por explorações de pequena dimensão, com uma área média de 7,2 ha de superfície total de uso agrícola e florestal e 4,5 ha de superfície agrícola útil (SAU) (INE, 2001). Quanto à utilização da terra, é de realçar o aumento muito significativo da área relativa a matas e floresta sem culturas sob coberto (196 %), com grande expressão na freguesia de Souto da Casa (INE, 2001). Esta situação poderá ser explicada, eventualmente, pela implementação da política de florestação na década de noventa, decorrente da aplicação do Regulamento (CEE) n.º 2080/92 que previa a reconversão de áreas agrícolas marginais em zonas florestais.

Verificou-se um decréscimo de 6% da SAU em 10 anos, enquanto a superfície total de utilização da terra aumentou 26,4% (INE, 2001). Tal situação poder-se-á dever a uma utilização de terras abandonadas e incultas.

A maioria das explorações agrícolas são por conta própria (95,1%), de onde 5,7% dos agregados domésticos vivem exclusivamente dos rendimentos da actividade agrícola e 74,7% obtêm o seu principal rendimento fora da exploração (INE, 2001).

Entre 1989 e 1999, a área destinada a culturas permanentes aumentou 27,6%, sendo de destacar o incremento de olival e, de modo bastante significativo, a área afecta aos pomares de cerejeiras (75,8%), com maior expressão nas freguesias de Alcaide, Aldeia de Joanes e Souto da Casa (INE, 2001). Esta situação estará eventualmente relacionada com o decréscimo verificado nos pomares de pessegueiros (68,0%). A garantia de escoamento do produto e a sua cotação nos circuitos de comercialização, são eventualmente factores determinantes no aumento da área de cerejeira (MADRP, 2001).

1.3.5. Património natural

Asphodelus bento-rainhae é um endemismo nacional, encontrando-se distribuída na vertente Norte da serra da Gardunha (ICN, 2005). Segundo Sousa (1997) e Adesgar (2001), ocorre simultaneamente com *A. bento-rainhae* a espécie *A. macrocarpus* (Royal Botanic Garden Edinburgh, s/d; Lifante, 1996) sendo segundo Franco & Afonso (2004) igualmente classificada como *A. albus*. É também referida para a área de distribuição de *A. bento-rainhae* a espécie *A. serotinus* (Lifante & Valdés, 1996; Adesgar, 2001), que segundo Adesgar (2004) e ICN (2005), contactam no limite ocidental.

A Serra da Gardunha apresenta um património natural importante, encontrando-se por isso referido na Directiva Habitats. De realçar ainda que no âmbito do SIC proposto, coexistem cinco tipos de habitats naturais: cursos de água mediterrânicos intermitentes de *Paspalo-Agrostidion*, charnecas secas europeias, freixiais termófilos de *Fraxinus angustifolia*, carvalhais galaico-portugueses de *Quercus robur* e *Quercus pyrenaica* e florestas de *Castanea sativa* (Anexo B-I). Quanto à fauna, acolhe as seguintes espécies: *Lutra lutra* (lontra), *Lacerta schreiberi* (lagarto-de-água), *Chioglossa lusitanica* (salamandra-lusitânica), *Rutilus alburnoides* (bordalo), *Rutilus lemmingii* (boga-de-boca-arqueada) e *Euphydryas aurinia* (borboleta) (Anexo B-II). De destacar que as três primeiras espécies referidas são objecto de protecção rigorosa (Anexo B-IV).

Para além destas, segundo o ICN (s/d b), ocorrem neste local diversas espécies englobadas na Directiva Aves. Da ordem dos *Accipitriformes* são referidos *Milvus migrans* (milhafre-preto), *Circaetus gallicus* (águia-cobreira) e *Hieraaetus pennatus* (águia-calçada). Da ordem dos *Passeriformes*, destacam-se *Calandrella brachydactyla* (calhandrinha), *Lullula arborea*

(cotovia-pequena), *Anthus campestris* (petinha-dos-campos), *Sylvia undata* (felosa-do-mato) e *Emberiza hortulana* (sombria) (Anexo A-I).

Segundo Adesgar (2001) e Afonso (2001), a Gardunha encerra ainda um grande número de espécies arbustivas, sendo as mais relevantes: *Pteridium aquilinum* (feto comum), *Halimium* spp. (sargaços), *Cistus* spp, *Chamaespartium tridentatum* (carqueja), *Echinopartum lusitanicum* (caldoneira), *Genista falcata* e *G. triacanthus* (tojos) e, *Cytisus striatus*, *C. grandiflorus* e *C. multiflorus* (giestas), *Calluna vulgaris* (torga), *Erica australis* e *E. umbelata* (urzes), *Arbutus unedo* (medronheiro).

1.4. *Asphodelus bento-rainhae* P. Silva

A espécie *A. bento-rainhae* foi pela primeira vez descrita em 1956 pelo botânico Pinto da Silva, sendo vulgarmente designada por abrótea, abrótega, gamão ou bengala de S. José (ICN, 2005; Adesgar, 2004) (figura 1.4).

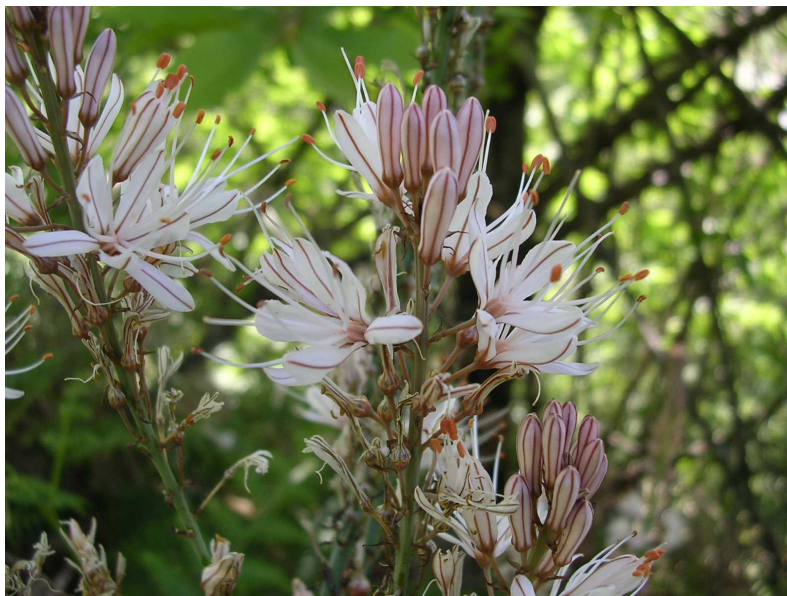


Figura 1.4 - Inflorescência de *A. bento-rainhae*.

1.4.1. Morfologia

É um geófito rizomatoso, com tubérculos sésseis e cápsulas mitriformes. São estas características morfológicas que o permitem distinguir de outras espécies do género (Franco

& Afonso, 1994; Lifante & Valdés, 1996). A floração ocorre de Abril a Maio e a frutificação de Maio a Junho (Adesgar, 2004).

O género *Asphodelus*, é considerado pela maioria dos autores como pertencendo à família Liliaceae (Dray, 1985; Franco & Afonso, 1994; Tutin *et al.*, 1992). No entanto, segundo Lifante & Valdés (1996), este constitui juntamente com outros géneros uma família autónoma que designam por Asphodeleacea.

Segundo Tutin *et al.* (1992) e Franco & Afonso (1994) o género *Asphodelus* é constituído por plantas herbáceas vivazes e rizomatosas, raramente anuais. Possuem flores brancas ou rosadas, numerosas, dispostas num cacho denso ou em panícula e apresentam cápsula loculicida, com seis sementes. Em Portugal encontram-se descritas cinco espécies de *Asphodelus* que se distribuem de Norte a Sul do país (Franco & Afonso, 1994).

Segundo Lifante & Valdés (1996), a secção (sect.) *Asphodelus* é constituída por plantas geófitas, rizomatosas, providas de tubérculos radiculares de reserva, resultantes do aumento parcial do tamanho das raízes. As folhas são planas e com quilha ao longo do nervura média, base larga e frequentemente membranosa nas margens. O escapo está bem desenvolvido, ultrapassando frequentemente 1,5 m de altura. As inflorescências são ramificadas ou simples, apresentando brácteas escariosas. As flores têm pedicelos articulados até metade, tépalas brancas ou branco-rosadas, estilete mais comprido que os estames, sendo estes da mesma dimensão, e estigma capitado. As sementes apresentam faces laterais planas e lisas. Segundo o mesmo autor, a sect. *Asphodelus* assume uma ampla diversificação e representação na Península Ibérica, reúne as espécies perenes de ciclo biológico mais longo, e engloba 19 *taxa* agrupados em nove espécies: *A. ramosus* L., *A. lusitanicus* Cout., *A. aestivus* Brot., *A. serotinus* Wolley-Dod, *A. gracilis* Br.-Bl. & Maire, *A. albus* Miller, *A. bento-rainhae* P. Silva, *A. cerasiferus* J. Gay e *A. macrocarpus* Parl.

Estas espécies caracterizam-se por um período de lactência das sementes, germinação hipógea, demorada, e com baixa taxa de germinação, quando comparadas com espécies de ciclo biológico curto. Segundo Lifante (1994a), tanto *A. albus* como *A. bento-rainhae* apresentam uma baixa taxa de germinação e um período de grande inércia no seu início, quando comparadas a outras espécies da mesma secção. Num estudo realizado sobre a capacidade germinativa, observou-se que ambas as espécies apresentaram uma taxa de germinação inferior a 40% (Lifante, 1994a); este comportamento similar poderá ser explicado pela sua proximidade taxonómica.

Segundo Silvertown (1981) citado por Lifante (1994a), as espécies perenes, com uma estratégia de vida mais longa, apresentam grande tamanho das estruturas vegetativas, o

que vai permitir o desenvolvimento de sementes de maior dimensão (Lifante, 1994b) e, conseqüentemente, maiores dificuldades na sua dispersão e maturação. Porém, o ciclo biológico não é o elemento condicionante do comportamento das espécies, mas uma consequência da sua adaptação a um determinado meio. Por conseguinte, o habitat que ocupam será o responsável pela variabilidade observada (Lifante, 1994a; Lifante, 1994b). Segundo o mesmo autor, a estratégia de desenvolvimento de espécies de ciclo longo da secção *Asphodelus*, está direccionada para assegurar a sobrevivência durante muitos anos, embora com uma reprodução sexuada que pode não ocorrer todos os anos.

Para *A. albus*, que tem preferências de habitat semelhante a *A. bento-rainhae*, Obeso & Villalba (1991) verificaram que, perante limitação de recursos, a espécie favorece o seu desenvolvimento vegetativo em detrimento da reprodução sexuada, ocorrendo esta somente quando a sobrevivência vegetativa não for afectada. O equilíbrio entre ambos os processos, parece novamente estar relacionado com o habitat ocupado (Lifante, 1994a; Lifante & Valdés, 1996).

As espécies da secção *Asphodelus* apresentam um carácter marcadamente pirófito, o que poderia levar a pensar que o fogo é um elemento necessário à sua germinação (Lifante, 1994a). Segundo Kelley (1991) citado por Lifante (1994a), o síndrome de “sementes refractárias” é pouco frequente em herbáceas perenes, as quais normalmente se comportam como “resistentes”, suportando bem o fogo por terem as suas estruturas vegetativas enterradas no solo. O efeito positivo que este pode exercer sobre elas, é o mesmo que se verifica em outras geófitas, como *Brodiaea* (Iridacea) (Stone, 1951 citado por Lifante, 1994a): os incêndios eliminam a sombra de vegetação lenhosa circundante, induzindo taxas fotossintéticas mais elevadas das espécies resistentes, uma maior acumulação de reservas que, em poucos anos, permitem a reprodução sexuada e, conseqüentemente, a produção de sementes.

De acordo com o classificador, *A. bento-rainhae* é bem distinta das suas congéneres citadas para a flora portuguesa, nomeadamente de *A. albus* com o qual é simpátrico na Serra da Gardunha, uma vez que apresenta rizoma oblíquo e raiz constituída por tubérculos sésseis (Silva, 1956; Franco & Afonso, 1994) ou com inserção a 1 cm do rizoma horizontal (Lifante & Valdés, 1996), caule simples ou pouco ramoso, folhas estreitas, flores pequenas e, sobretudo, pela forma e dimensão das cápsulas. Segundo Lifante & Valdés (1996) e Adesgar (2002) a espécie que ocorre com *A. bento-rainhae* na serra da Gardunha é *A. macrocarpus* (figura 1.5 e 1.6).



Figura 1.5 – Tubérculos de *A. macrocarpus* e de *A. bento-rainhae*.



Figura 1.6 – Cápsulas de *A. macrocarpus* e de *A. bento-rainhae*.

De acordo com Franco & Afonso (1994), *A. bento-rainhae* apresenta caule liso, meduloso, frágil, de (70) 90-130 cm de altura, delgado (3 a 8 mm), simples ou superiormente pauciramoso (2, por vezes 3 a 5), com ramos (de 15 a 35 cm) ascendentes. As folhas são lineares, desde triangulares a caniculado-aquilhadas, com 3 a 12 mm de largura, levemente rugulosas na margem, glaucas, já secas na frutificação (Silva, 1956).

Segundo Franco & Afonso (1994) os segmentos do perianto têm uma dimensão de 10 a 14 mm, são oblanceolados e esbranquiçados com nervura vermelho-acastanhada. Silva (1956) refere-se a tépalas com a mesma nervura e coloração, obtusas e com uma dimensão mínima de 11 mm. Segundo Lifante & Valdés (1996) o comprimento máximo das tépalas é

de 19 mm e a largura pode ir de 2 a 5 mm, que quando caducas, deixam uma larga coroa escariosa de 1 a 4 mm.

Quanto às cápsulas, são enérveas antes da maturação, transversalmente nervoso-rugosas (com cinco a sete rugas), subtetraédricas, escavado-deprimidas no ápice, com valvas obcordadas e com uma dimensão que varia entre 6,5-7x 6-8 mm (Silva, 1956). Segundo Franco & Afonso (1994), têm um tamanho intermédio ao anteriormente referido, são mitriformes e com rugas transversais na deiscência. Lifante & Valdés (1996) referem como dimensão das cápsulas os 5,5-6 x 9,5-11 mm, apresentando estas secção triangular e coloração verde-amarelada ou parda-esverdeada. A mesma fonte refere que as sementes têm uma dimensão de 4,5-7 x 2,5-3,5 mm, e segundo Silva (1956) são agudamente trigonais, atenuadas nas extremidades, negras, levíssimamente pontuado-rugosas (figura 1.7)



Figura 1.7 - *A. bento-rainhae*. a - sistema radicular e base das folhas; b - secção da folha; c - inflorescência; d - detalhe do perianto, androceu e gineceu; e - cápsula; f - semente (adaptado de Lifante & Valdés, 1996).

Segundo Silva (1956) e Franco & Afonso (1994) *A. bento-rainhae* é uma planta diplóide ($2n = 28$) com cariótipo assimétrico (Lifante, 1996). Relativamente à variabilidade genética intrapopulacional de *A. bento-rainhae*, Cotrim *et al.* (2002) verificaram que esta apresentava baixa variabilidade, referindo-se Adesgar (2004) a uma reduzida variabilidade. Uma possível explicação para estes resultados, poderá basear-se na ocorrência, predominantemente, da reprodução por via vegetativa. Assim, a ocorrência da espécie poderá ser limitada por este factor, o que explicaria algumas observações em que, apesar de condições ecológicas favoráveis, não se verificou a sua presença (Adesgar, 2000).

1.4.2. Ecologia e conservação

Segundo Adesgar (1999), a área de distribuição do *A. bento-rainhae* é cerca de 700 ha exclusivamente na vertente Norte da Serra da Gardunha, entre 500 a 850 m de altitude, em solos originados em substrato geológico de xisto, repartindo-se por sete freguesias do concelho do Fundão: Souto da Casa, Aldeia Nova do Cabo, Aldeia de Joanes, Fundão, Alcongosta Donas e Alcaide (figura 1.8).

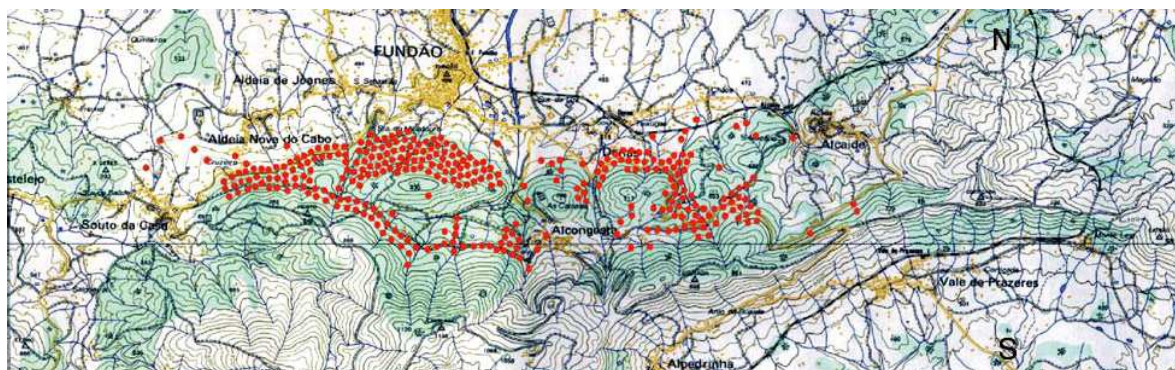


Figura 1.8 - Distribuição de *A. bento-rainhae* (Adesgar, 2000).

A sua distribuição apresenta um padrão de fragmentação médio e, a uma escala de observação mais reduzida, a espécie encontra-se na forma de agregados populacionais onde é localmente muito abundante, mas segundo ICN (2005) em regressão. De acordo com a mesma fonte, apresenta assim uma estrutura populacional fragmentada em núcleos com reduzidos efectivos populacionais.

As populações mais isoladas situam-se nas zonas ocidental e oriental da serra (Adesgar, 1999) e apresentam uma variação na abundância de Leste para Oeste e de altitudes mais elevadas para as mais baixas (Adesgar, 2004). Contudo, a espécie não evidencia uma

variabilidade de densidades significativa e, aparentemente, não está relacionada com os tipos de habitat que ocupa na sua área de distribuição (Adesgar, 2000).

A abundância é tendencialmente maior nas zonas mais baixas do seu limite de distribuição (535 m de altitude) do que nas zonas mais altas (800 m), facto que se deve, provavelmente, a alterações drásticas de uso do solo (Adesgar, 2004). Segundo a mesma fonte, tal situação poderá estar eventualmente associada à tendência dispersiva da espécie para zonas baixas, mas também pelo arrastamento das sementes por acção da água.

A sua ocorrência predominante na vertente exposta a Norte, demonstra a sua provável preferência por áreas menos sujeitas à seca estival (Gomes *et al.*, 1996; Sousa, 1997; Adesgar, 2000). Por outro lado, ocorrendo preferencialmente em clareiras ou caminhos abertos, não surgindo em matas ou outros locais de vegetação densa (Sousa, 1997), será um indício das suas exigências em luz (Gomes *et al.*, 1996; Adesgar, 2000). Aliás, Gomes *et al.* (1996) referem que a luz é necessária para a entrada em floração, pelo que a espécie se encontra associada a habitats de orla. A exigência relativamente à luz, segundo Grime (1979) e Barbour *et al.* (1980) citados por Gomes *et al.* (1996), parece estar relacionada com o facto das espécies bulbosas terem os seus principais órgãos de reserva subterrâneos. Segundo Sousa (1997), a ocorrência e aparente estimulação em áreas queimadas, deve-se à mesma causa, ou seja, reflecte o aproveitamento da situação de ausência de competidores pela luz. Segundo Adesgar (2004) a espécie não tolera matos baixos de ericáceas, cistáceas ou leguminosas.

Franco & Afonso (1994) refere que *A. bento-rainhae* ocorre em incultos e searas de centeio. Segundo a Adesgar (2000) e Silva *et al.* (2002) a espécie aparece em áreas de castanheiros (*Castanea sativa*), carvalhos (*Quercus pyrenaica* e *Quercus robur*) e em bosques de folhosas bem conservados (carvalhais mistos - *Quercus pyrenaica* e *Quercus robur* e castinçais – *Castanea sativa*). Apesar das zonas de ocorrência atrás referidas, a espécie parece não evidenciar preferências relevantes ao nível da vegetação, uma vez que ocorre em zonas de pinhal (*Pinus pinaster*), outrora ocupadas por castinçais e carvalhais (Sousa, 1997).

De acordo com ICN (2005) o habitat da espécie é o sub-bosque de carvalhais de *Quercus pyrenaica* e/ou *Quercus robur*, ou mesmo de castinçais bem conservados, mais ou menos abertos, atingindo frequentemente a orla herbácea destes bosques.

Gomes *et al.* (1996) e Sousa (1997) salientam ainda a sua presença nos pomares de cerejeiras, concretamente nos taludes ou à beira de muros, locais menos expostos à acção

do homem. Por vezes sobrevive em taludes e “cômoros” de cerejais onde não sejam aplicados herbicidas, ou à beira de caminhos (Adesgar, 2004).

Gomes *et al.* (1996) salientam que a presença de um elenco significativo de espécies herbáceas e arbustivas do âmbito da classe fitossociológica *Calluno-Ulicetea* Br.-Bl. & R. Tx. 1943, testemunham a acentuada intervenção humana, tendo-se verificado um avançado estado de degradação das comunidades climácicas da serra. A abundância e a presença constante do geófito *Pteridium aquilinum* nos carvalhais, é indicadora da forte acção antrópica a que têm sido sujeitos (Gomes *et al.*, 1996). Assim, a acção antropogénica, poderá revelar-se como um factor de ameaça (Sousa, 1997), capaz de poder influenciar negativamente os núcleos populacionais.

Como principal ameaça potencial, destaca-se a alteração e intensificação da exploração frutícola (em particular cerejeiras), pela conversão de áreas de habitat preferencial da espécie como são as formações residuais de castinçais e carvalhais (ICN, 2005; Adesgar, 2004; Gomes *et al.*, 1996). A falta de gestão dos castinçais, as plantações de resinosas, especialmente *Pinus pinaster*, a competição com arbustos heliófilos com comportamento pirófito (*Halimium* spp., *Chamaespartium tridentatum*, *Erica umbellata* e *Erica australis*) e os incêndios, poderão ser outros factores importantes (Adesgar, 2000). Segundo Campo & Beliz (1985) citados por Gomes *et al.* (1996) o fogo pode ser um risco potencial para *A. bento-rainhae*, opinião não partilhada contudo por Gomes *et al.* (1996), ao referir que as próprias características morfológicas da espécie o contradizem. De acordo com ICN (2005) e Adesgar (2004) além dos factores anteriormente citados, também a expansão urbana (abertura de caminhos e edificação) e a expansão de espécies invasoras como a *Acacia dealbata* são ameaças, que levam à redução da área de habitat disponível e do seu estado de conservação.

Gomes *et al.* (1996) referem ainda a existência de factores que, não estando directamente explicitados, são uma efectiva ameaça à conservação desta espécie. Neste contexto, cita Campo & Beliz (1985), que referem os herbicidas como uma das possíveis causas de destruição, opinião partilhada por Adesgar (2004).

Numa perspectiva de conservação da espécie e segundo Adesgar (2004), foram já realizados trabalhos de conservação *in situ*, nomeadamente com a recolha de sementes e tubérculos para posterior sementeira e plantio em locais com núcleos populacionais mais isolados. Com esta actuação pretendia-se o reforço da população. Porém, registou-se uma baixa taxa de germinação de sementes (20%) e, embora se tenha verificado aparentemente, um normal desenvolvimento vegetativo no decorrer da Primavera, no início da estação

seguinte as plântulas secaram (Adesgar, 2000). Segundo a mesma fonte, os resultados obtidos poderão estar relacionados com as condições climatéricas adversas que ocorreram no ano de realização dos trabalhos (pluviosidade anormal e calor no mês de Março), uma vez que em toda a área de distribuição da espécie se constatou uma elevada percentagem de escapos floríferos abortados.

Não esquecendo que o habitat é o último responsável pela variabilidade observada no comportamento das espécies (Lifante, 1994b), parece de alguma pertinência a realização de trabalhos que visem a conservação da espécie *ex situ*, nomeadamente, o cultivo de exemplares e estudos genéticos. Deste modo, seria possível comparar os resultados de germinação obtidos por Lifante (1994b) e, por outro lado, confirmar o padrão de diversidade genética obtido por Cotrim *et al.* (2002), para esta espécie.

Segundo Adesgar (2004), *A. bento-rainhae* está geneticamente muito afastada da subespécie recentemente descrita para Espanha (*Asphodelus bento-rainhae salmanticus*) mas apresenta uma distância genética reduzida para a espécie *A. serotinus*. Existindo uma elevada possibilidade de hibridação, uma vez que contactam no limite ocidental da área de distribuição de *A. bento-rainhae*, Adesgar (2004) alerta para a necessidade de estudos mais aprofundados.

Segundo ICN (2005) e Adesgar (2004), a reprodução vegetativa apresenta uma elevada taxa de sucesso na natureza, ao contrário da germinação. A diversidade genética intra-específica é baixa, provavelmente devido a dois factores: baixa taxa de germinação por sementes e área de distribuição reduzida dos núcleos centrais. Não existem até à data dados disponíveis sobre a preferência por algum polinizador específico, embora, aparentemente, a espécie *Bombus* tenha manifestado uma maior preferência por *A. bento-rainhae*, comparativamente a outros heminópteros e coleópteros (Adesgar, 2004).

Segundo Gomes *et al.* (1996) e Adesgar (2000), a protecção e recuperação da vegetação natural da serra apresenta-se fundamental à conservação da espécie. Nesse sentido, a associação tem vindo a desenvolver trabalhos de gestão do biótopo, através de beneficiação de manchas de habitats existentes e controlo do estrato arbustivo. Relativamente ao primeiro, realizou-se o desbaste e selecção de *Quercus pyrenaica*, *Quercus robur* e *Castanea sativa*, tendo-se transformado no castiçal o regime de exploração de vara, para toija. Com tal actuação, pretendeu-se criar espaço e condições ecológicas favoráveis à presença de *A. bento-rainhae*, uma vez que, sob castiçais fechados a espécie não floresce.

De destacar ainda a plantação de árvores em clareiras e corte gradual de *Pinus pinaster*. Com o controlo das espécies heliófilas e de comportamento pirófito, em consonância com a acção anteriormente referida, pretendeu-se aumentar a diversidade específica das manchas de habitats e assim, reduzir drasticamente o risco de incêndios florestais (Adesgar, 2000).

Quanto à sua presença em áreas de cerejal, Gomes *et al.* (1996) verificaram que de entre os inventários realizados, a composição florística de uma comunidade situada no talude interior de pomar de cerejeiras, estava mais distante de todos os outros realizados. Segundo os autores, tal poderá estar relacionado com os tratamentos culturais normalmente associados a esta cultura. Neste sentido, parece fundamental a identificação dos herbicidas utilizados e a sua eventual substituição, sendo indispensável, segundo a Adesgar (2000), a adopção de medidas correctas de gestão destas áreas.

1.5. Objectivos

Tendo em consideração a heterogeneidade de opiniões e, conseqüente complexidade, relativamente às preferências ecológicas de *A. bento-rainhae* (Gomes *et al.*, 1996), e em particular do habitat; os potenciais factores de ameaça a que a espécie está sujeita na sua área de distribuição (Adesgar, 2004), os objectivos definidos para a conservação de *A. bento-rainhae* pelo ICN (2005): manutenção dos efectivos populacionais e da sua área de ocorrência e, segundo (Metcalf, 2003) a importância que tem a densidade populacional, como factor determinantes no sucesso reprodutivo e, conseqüentemente, na preservação da espécie, foram definidos os seguintes objectivos de trabalho:

- 1) Avaliar a densidade total da espécie e, em diferentes estados de desenvolvimento (vegetativo e floração/) consoante o tipo de habitat;
- 2) Avaliar o efeito de variáveis ambientais na densidade *A. bento-rainhae*.
- 3) Contribuir para a apresentação de medidas de gestão da ocupação do solo (gestão dos habitats) que permitam a compatibilização da conservação da espécie com a produção agrícola na vertente norte da serra da Gardunha.

2. METODOLOGIA

2.1. Variáveis ambientais

A área de estudo engloba os pontos extremos de ocorrência geográfica de *A. bento-rainhae*, procurando abarcar as diversas variações dos factores ambientais. Foi considerada como base de trabalho, a área de distribuição decorrente dos trabalhos já efectuados no âmbito do projecto Life Natureza desenvolvidos pela Adesgar (2004).

Tabela 2.1 - Variáveis ambientais.

Variável	Designação	Unidades	Tipo	Origem
<i>A. bento-rainhae</i> total	T_ABR	Unidade	Quantitativa	Campo
<i>A. bento-rainhae</i> vegetativo	VEG_ABR	Unidade	Quantitativa	Campo
<i>A. bento-rainhae</i> em floração	FLOR_ABR	Unidade	Quantitativa	Campo
Tipo de habitat	TIP_HABI	-	Qualitativa	Campo
Grau de cobertura	CLASS_CO	%	Qualitativa	Campo
Exposição	EXPOSI	-	Qualitativa	Campo (bússola)
Longitude	LONGITUD	Coordenadas UTM	Quantitativa	Campo (GPS)
Latitude	LATITUDE	Coordenadas UTM	Quantitativa	Campo (GPS)
Altitude	HIPSO_M	m	Qualitativa	Campo (GPS)
Erosão	EROS.O	-	Qualitativa	Campo
Controlo da vegetação	CONTRVEG	-	Qualitativa	Campo
Declive	CLASS_DE	%	Qualitativa	SIG
Precipitação	PREC_MM	mm	Qualitativa	INAG & CNIG (2002)
Insolação	INSOL_HA	horas/ano	Qualitativa	Serviço Meteorológico Nacional (1975a)
Geada	GEAD_DAN	dias/ano	Qualitativa	Serviço Meteorológico Nacional (1975b)
Evapotranspiração	EVT_MM	mm	Qualitativa	Quintela (1974)
Substrato geológico	SUBS_GEO	-	Qualitativa	SROA (1978)
Tipo de solo	CSOLOS-P	pedológicas	Qualitativa	IHERA (2002)
Textura do solo	TEX_SOL	-	Qualitativa	Laboratorial
PH em água	PH_H ₂ O	-	Quantitativa	Laboratorial
Carbono orgânico	MO	%	Quantitativa	Laboratorial
Fósforo	P	ppm	Quantitativa	Laboratorial
Potássio	K	ppm	Quantitativa	Laboratorial
Areia Grossa	AGROS	%	Quantitativa	Laboratorial
Areia fina	AFIN	%	Quantitativa	Laboratorial
Limo	LIMO	%	Quantitativa	Laboratorial
Argila	ARGILA	%	Quantitativa	Laboratorial

A realização do trabalho de campo decorreu de Maio a Junho de 2004. Apresenta-se na tabela 2.1 a lista de variáveis utilizadas neste trabalho. No anexo I encontra-se a ficha de campo elaborada para a recolha de dados de campo.

A variável ambiental determinante para a selecção dos locais de amostragem foi o tipo de habitat, procurando-se áreas homogéneas relativamente a esta variável onde ocorria a espécie. A estratificação dos tipos de habitat aplicada neste trabalho é apresentada na tabela 2.2.

Tabela 2.2 –Tipos de habitat da área de estudo.

Habitat	Sigla	Espécies arbóreas
Bosque de castanheiros	BC	<i>Castanea sativa</i>
Bosque de pinheiros	BP	<i>Pinus pinaster</i>
Bosque misto	BM	<i>Castanea sativa</i> , <i>Quercus pyrenaica</i> , <i>Quercus robur</i> , <i>Pinus pinaster</i>
Orla de bosque	OB	<i>Castanea sativa</i> , <i>Quercus pyrenaica</i> , <i>Quercus robur</i> , <i>Pinus pinaster</i>
Cerejal com intervenção	CCI	<i>Prunus avium</i>
Cerejal sem intervenção	CSI	<i>Prunus avium</i>
Orla de cerejal	OCER	<i>Prunus avium</i>
Matos	M	-

Considerou-se bosque misto a consociação de pelo menos duas das espécies referidas. As orlas de bosque referem-se à faixa com largura máxima de 5 m a partir de estradas e outras vias de acesso que criavam descontinuidade nestes habitats florestais. Cerejal com intervenção foi definido como aquele onde os agricultores realizavam controlo da vegetação para eliminação das infestantes, podendo este controlo ser realizado através da aplicação de herbicidas (controlo químico) e/ou corte das plantas (controlo mecânico). Também se registou se o controlo era realizado apenas no talude, no terraço ou em ambos.

Classificaram-se como orlas de cerejal as áreas limítrofes destes pomares com outros tipos de habitat ou quando o cerejal era interceptado por estradas. A individualização das situações de orla como tipos de habitat distintos, teve como base o pressuposto de que nestas orlas as condições de intensidade luminosa eram superiores às verificadas no interior

dos bosques e pomares, e que este factor poderia influenciar a densidade e/ou floração de *A. bento-rainhae*.

A amostragem iniciou-se sempre que se observou a presença da espécie. Em cada um destes locais foi definida uma linha de parcelas espaçadas entre si de 10 m integrada num único tipo de habitat. Para cada linha foram retirados dados relativos às seguintes variáveis: latitude, longitude, altitude, exposição, erosão, controlo da vegetação. Relativamente à exposição foram considerados oito rumos distintos: N, S, O, E, NO, NE, SO e SE. A avaliação do grau de erosão foi efectuada por apreciação visual, tendo-se definido as seguintes classes: negligenciável, moderado e forte.

Para a caracterização dos parâmetros edáficos da linha foi realizada a recolha de uma sub-amostra de terra por parcela, ao nível da inserção dos tubérculos (figura 2.1). Esta foi efectuada em todas as parcelas da linha, mesmo naquelas onde não ocorria a espécie.



Figura 2.1 – Recolha de amostra de terra.

Através da metodologia laboratorial “textura de campo” (Santos, 2002) foram determinadas as diferentes percentagens de areia grossa, areia fina, limo e argila para identificação de classes de textura (franca, franca-arenosa e franca-argilosa). O pH em água foi medido através da utilização de potenciómetro conforme a metodologia descrita por Santos (2002),

para a avaliação do carbono orgânico o método utilizado foi o *The Loss-On-Ignition Method*, resultante da modificação do método descrito por Ben-Dor & Banin (1989); citados por SSSA (1996). Na determinação do fósforo e potássio “assimiláveis” o método utilizado foi o de Egnér-Riehm (Santos, 2002).

Cada parcela que integrava as linhas tinha 1m² de área, tendo a amostragem sido realizada através do método do quadrado, sendo esta metodologia usualmente recomendada para estudos de uma só espécie (Sutherland, 1996) (Figura 2.2). Nas parcelas foram quantificados o número de indivíduos de *A. bento-rainhae* (em estado vegetativo ou em floração) e foi avaliado o grau de cobertura arbórea através das seguintes classes: muito aberto (<25%), aberto (25 a 75%) e pouco aberto (>75%). A definição destas classes baseou-se na adaptação da escala de Domin e Braun-Blanquet (Sutherland, 1996). Atendendo ao facto de Adesgar (2004) referir a simpatria da espécie em estudo com *A. macrocarpus* e *A. serotinus*, e a grande semelhança morfológica das folhas entre estas três espécies, só foi possível identificar correctamente *A. bento-rainhae* através da observação das cápsulas e dos tubérculos. Quando as plantas não se encontravam em frutificação foi então necessário proceder à remoção do solo para, através da morfologia radicular, distinguir a espécie (Franco & Afonso, 1994; Lifante & Valdés, 1996).



Figura 2.2 – Parcela de amostragem.

Considerou-se como um indivíduo cada conjunto de folhas que surgiam individualizadas, mesmo que pudesse existir uma ligação entre eles através do sistema radicular.

Para determinar o declive recorreu-se ao tratamento de informação digital pré-existente através de *ArcView* 3.2 (ESRI, 1999), uma vez que a utilização do clinómetro durante a realização do trabalho de campo se mostrou pouco fiável devido às características fisiográficas das linhas em cada tipo de habitat. Além disso pareceu-nos mais importante ter os dados do declive relativos à área envolvente à linha comparativamente às variações “micro-topográficas” das parcelas. Foram assim definidas as classes: <3%, 3 a 8%, 8 a 16%, 16 a 30% e >30%.

A precipitação resulta de um período de recolha de dados de 30 anos (1959/60 a 1990/91) e referem-se a valores relativos a quadrículas de 1X1 km. A insolação da área de estudo distribui-se em três classes (2500 a 2600, 2600 a 2700 e 2700 a 2800 h/ano), o número de dias com geada por ano em duas classes (20 a 30 e 30 a 40), a evapotranspiração anual da área de estudo divide-se em duas classes (500 a 600 e 600 a 700 mm). O substracto geológico é constituído por granito ou por rochas do complexo xisto e grauvaques. Quanto aos tipos de solo, encontram-se no anexo II. Na tabela 2.1 referem-se as fontes bibliográficas destas variáveis.

2.2. Análise multivariada: modelo linear generalizado

O recurso a técnicas de modelação baseada no nicho ecológico das espécies tem vindo a tornar-se bastante frequente. Estes modelos incorporam vários factores além dos relacionados com as condições limite de tolerância ambiental, como sejam a competição e a sua contingência histórica (Thuiller *et al.*, 2003), sendo estes últimos difíceis de prever (Leathwick & Austin, 2001).

O modelo linear generalizado (GLM: *generalized linear models*) é segundo Guisan & Zimmermann (2000) frequentemente utilizado para descrever relações entre espécies e o seu habitat, permitindo obter melhores modelos em estudos com uma só espécie (Guisan *et al.*, 1999). Segundo Royle & Nichols (2003) o modelo de Poisson é frequentemente utilizado em estudos de ecologia vegetal e animal.

Os modelos lineares generalizados são uma extensão do modelo linear clássico (Turkman e Silva, 2000) em que a distribuição considerada não tem de ser normal, podendo ser qualquer distribuição da família exponencial e, embora se mantenha a estrutura da linearidade, a função que relaciona o valor esperado e o vector de covariáveis pode ser qualquer função diferenciável. Estes modelos são assim caracterizados por incorporarem

uma componente aleatória e uma componente estrutural ou sistemática, onde se inclui a função de ligação, que depende do tipo de resposta e estudo particular a realizar e, das covariáveis consideradas (Raimundo, 2004; Segurado, 2000; Turkman e Silva, 2000). No caso do modelo *log-linear* ou modelo de regressão de Poisson, a componente aleatória segue uma distribuição de Poisson, a função de ligação é logarítmica e as covariáveis são mistas (contínuas e categóricas) (Turkman e Silva, 2000).

Segundo Royle & Nichols (2003) o modelo de regressão de Poisson é a assunção natural para a modelação da abundância, desempenhando este um papel fundamental na análise de dados categorizados e em que a variável resposta se apresenta na forma de contagens (Turkman & Silva, 2000) assentando no pressuposto de que a variância seja igual ao valor médio (Hair *et al.*, 1999; Turkman & Silva, 2000; Pestana & Velosa, 2002, Seco Y Aubyn, 2003, Larson, 2004). Contudo, é frequente em situações que incorporam aleatoriedade (ex: indivíduos que comungam dos mesmos factores ambientais) surgirem fenómenos de sobredispersão devido ao facto de existir heterogeneidade entre indivíduos não explicada pelas covariáveis, ou pelo facto de haver correlação entre respostas (Turkman & Silva, 2000).

Nos modelos onde se verifique a existência de sobredispersão, como o de Poisson, recorre-se à alteração da variância pela introdução de um parâmetro de sobredispersão, ficando o modelo apenas especificado pelo valor médio e pela variância. Esta situação é assim obviada, realizando-se inferências através de modelos de quasi-verosimilhança (Turkman & Silva, 2000; Pestana & Velosa, 2002; Seco & Aubyn, 2003; Fox, 2004).

Segundo Ferreira (2000), deve-se ter em consideração quando da utilização deste modelo que a distribuição da variável resposta não está explicitamente definida, devendo-se assim especificar a função de variância (Anova II) como uma função da média.

Para a obtenção de um modelo GLM, há três etapas essenciais: formulação, ajustamento e selecção e validação dos modelos. Na primeira etapa é fundamental uma análise preliminar dos dados de modo a fazer a escolha adequada da família de distribuição a considerar, a escolha das covariáveis e a respectiva codificação das variáveis de natureza qualitativa e, a escolha da função de ligação de modo que esta seja compatível com a distribuição do erro proposto para os dados (Turkman & Silva, 2000) .

A fase de ajustamento do modelo, passa pela estimação dos parâmetros associados às covariáveis e pelo parâmetro de dispersão, caso esteja presente. Entramos assim na inferência estatística, que nos GLM é essencialmente baseada na verosimilhança. (Pérez, 2004; Seco & Aubyn, 2003; Turkman & Silva, 2000). De acordo com Turkman & Silva (2000)

o método da máxima verosimilhança ou *iterated weighted least squares* (IRLS) (Fox, 2004) não só é o método de eleição para estimar parâmetros de regressão, como também testes de hipóteses sobre os parâmetros do modelo e qualidade de ajustamento.

Na etapa de selecção e validação dos modelos e em particular em problemas de regressão, o número de variáveis explicativas é geralmente em número considerável. Assim, nesta fase tem-se como objectivo encontrar submodelos com um número moderado de parâmetros que ainda sejam adequados aos dados (Segurado, 2000). Na obtenção do melhor modelo deverão ser ponderados três factores: adequabilidade, parcimónia e interpretação (Turkman & Silva, 2000). Existem na fase de selecção do modelo várias possibilidades como o modelo completo ou saturado, nulo, maximal, minimal e corrente. O modelo corrente trabalha com modelos encaixados, isto é, passa do modelo maximal para o minimal por exclusão dos termos da função desvio (*deviance*) sendo a comparação de modelos encaixados feita à custa do desvio de cada modelo (Cordeiro, 1986 cit. Turkman & Silva, 2000). Em modelos lineares generalizados GLM, a análise da “deviance” é uma generalização da análise de variância usada na análise de modelos lineares normais e a diferença entre os desvios reduzidos de dois modelos encaixados coincide com a estatística de razão de verosimilhança (Segurado, 2000; Turkman & Silva, 2000; Fox, 2004) sendo esta a utilizada para modelos de quasi-verosimilhança.

Outro critério de selecção possível é o critério de informação de Akaike (1974) (AIC), baseado na função “log-verosimilhança”, com a introdução de um factor de correcção como modo de penalização da complexidade do modelo (Pérez, 2004; Fox, 2004; Turkman & Silva, 2000).

A multicolinearidade entre variáveis pode ser diagnosticada de diversas formas, sendo a mais simples e intuitiva, realizada através da análise da matriz de correlações bivariadas (Maroco, 2003). Um outro diagnóstico que não sofre das limitações da análise anteriormente referida é a *Variance Inflation Factor* (VIF) em que a variância populacional pode ser estimada pela variância dos erros ou desvios (Pérez, 2004; Maroco, 2003; Sharma, 2002). Segundo Montgomery & Peck (1982) citados por Maroco (2003), valores de VIF superiores a 5 ou de acordo com Myers (1986), superiores a 10, indicam problemas com a estimação de β_i devido à presença de multicolinearidade. Fox (2004) refere-se à existência de multicolinearidade em resultados de VIF superiores a 4.

Tendo em consideração o tipo de variável resposta (Larson, 2004; Fox, 2004; Turkman & Silva (2000), a análise estatística das contagens de *A. benton-rainhae* total, em estado vegetativo e em floração relativamente às variáveis ambientais, foi efectuada através do

modelo de regressão de Poisson sendo a estimação dos parâmetros da regressão realizada pelo método da quasi-verosimilhança. Este modelo apresenta a vantagem das estatísticas não assentarem no pressuposto da distribuição normal das variáveis nem na homogeneidade de variâncias entre classes, ao contrário do que sucede com outros métodos clássicos como a função linear discriminante (Segurado, 2000).

Para a selecção dos modelos recorreu-se ao método corrente ou *backward* tendo sido as estatísticas de teste para exclusão de variáveis calculadas à custa da razão de verosimilhança, através da realização de uma análise de variância, referindo Meeker & Escobar (1998) e Pestana & Gageiro (2003) que, em amostras de grande dimensão, seguem uma distribuição qui-quadrado (χ^2). Segundo Fox (2004) é através da análise de variância que se verificam os desvios das diferentes variáveis relativamente à variável resposta, o que vai permitir identificar as variáveis predictoras estatisticamente significativas. Assim, numa primeira etapa obtiveram-se sub-modelos que identificaram quais as variáveis estatisticamente significativas no valor médio da densidade total, em estado vegetativo e em floração.

Posteriormente, para cada sub-modelo, procedeu-se à inclusão de todas as variáveis excluídas no modelo inicial, uma de cada vez e, consoante a significância do resultado obtido pelo método de razão de verosimilhança ($p < 0,05$), a variável era mantida ou excluída do modelo. Foram realizados um total de 64 sub-modelos, sendo 21 relativos à densidade total de *A. bento-rainhae*, 20 para o estado vegetativo e 23 para floração, até se obter o “melhor” modelo. Considerou-se como “melhor” modelo, o conjunto de variáveis com efeito significativo na variável resposta, não se verificando qualquer alteração neste, pela entrada de qualquer variável. Posteriormente, avaliou-se a existência de colinearidade entre as variáveis de cada modelo final (determinação de VIF) e, quando esta se verificou, foi necessário proceder a um novo ajuste do modelo final (anexo III).

Com a utilização deste modelo GLM pretendeu-se identificar quais as variáveis estatisticamente significativas no valor médio da densidade total de *A. bento-rainhae*, em estado vegetativo e em floração. Na sua elaboração e obtenção de resultados foi utilizado o programa *R-Project* - versão 2.1.1 para Windows (R Development Core Team, 2005).

2.3. Análise univariada

Para se verificar o tipo de influência de cada variável anteriormente identificada como determinante na densidade média de *A. bento-rainhae* recorreu-se à realização de testes

não paramétricos através da utilização do programa SPSS – versão 13.0 para Windows (SPSS, 2004).

Para testar a existência de diferenças significativas entre classes de variáveis qualitativas realizou-se a análise de variância Kruskal-Wallis e para identificar a existência de diferenças significativas por nível de factor de cada variável efectuou-se teste de comparação de duas amostras U de Mann-Whitney (Pestana & Gageiro, 2003; Maroco, 2003). Quando se tratava de quantitativas foi utilizado o coeficiente de correlação de Spearman para avaliar o tipo de associação e significância das amostras (Scherrer, 1984).

Para se comparar variáveis qualitativas, a análise estatística baseou-se no método descrito por Byers *et al.* (1984), Neu *et al.* (1974) e Aldredge & Ratti (1986) citados por Monteiro (1994). Assim, efectuou-se o teste de (χ^2) que permitia verificar a existência de diferenças significativas. Quando estas se identificaram e, o número de classes da variável era superior a dois, calculou-se o intervalo de confiança a 95% para cada classe, através da proporção dos valores observados que era comparada aos valores esperados dessa mesma classe. Se a proporção dos valores esperados se encontrasse no interior do intervalo de confiança, então permitia-nos afirmar que para essa classe, não se verificavam diferenças significativas entre os valores observados e os valores esperados e concluir que a classe em análise não era responsável pela significância encontrada no teste de qui-quadrado (χ^2). Pelo contrário, se a proporção do valor esperado encontrada fosse superior ao limite máximo do intervalo de confiança dos valores observados, significava então que a classe apresentava significativamente menor grau de ocupação relativamente ao que seria de esperar (simbolizado com sinal – na apresentação dos resultados). Para a situação oposta, indicaria que se verificava uma significativa maior ocupação do que seria de esperar (simbolizado nos resultados por um sinal +). Este tratamento estatístico foi utilizado na relação da densidade com a análise da variável tipo de habitat relativamente ao grau de cobertura arbórea e à altitude.

2.4. Distribuição espacial dos indivíduos

Segundo Frontier (1983) e Telleria (1986) a distribuição espacial das espécies pode ser determinada com base na comparação do valor médio do número de indivíduos com a respectiva variância. Assim, pode ser do tipo uniforme quando a variância é menor que o valor médio, agregada se o valor de variância for superior à média e aleatória quando os valores de variância e média se igualam. Para verificar se a esta relação comparativa é estatisticamente significativa, utilizou-se a metodologia proposta por Elliot (1971) citado em

Telleria (1986) indicando que para valores de $n > 31$ o valor de distribuição d é expresso através da seguinte fórmula:

$$d = \sqrt{2\chi^2} - \sqrt{2(n-1)-1} \quad \text{e} \quad \chi^2 = \frac{(x_i - \bar{x})^2}{\bar{x}}$$

Quando o valor de $d > 1,96$ a distribuição espacial é do tipo agregado, se $d < 1,96$ é uniforme e se $d = 1,96$ a distribuição dos indivíduos é aleatória.

2.5. Sistema de Informação Geográfica

Com a utilização do sistema de informação geográfica (SIG) pretendeu-se representar espacialmente as linhas onde se realizou a amostragem da espécie (apresentadas como pontos) relativamente aos seguintes parâmetros espaciais: hipsometria e declive.

Os mapas resultaram da utilização do *software ArcView 3.2* (ESRI, 1999) e tendo como suporte as cartas militares da área de ocorrência da espécie, digitalizadas e georeferenciadas. Com base no tema altimetria foi criado um modelo digital de terreno para a obtenção da carta hipsométrica e de declives (anexo IV), tendo-se para o efeito recorrido à utilização das extensões *3D Analyst* e *Spatial Analyst* do *ArcView 3.2* (ESRI, 1999).

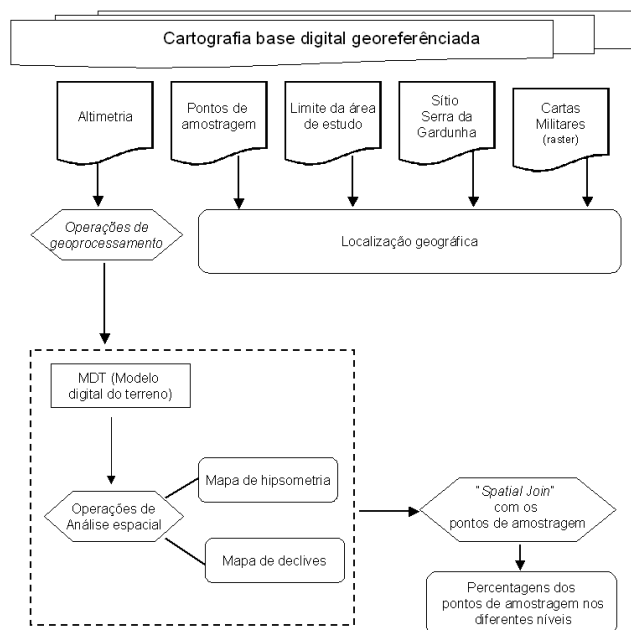


Figura 2.3 – Esquema da cartografia realizada em SIG.

3. ANÁLISE E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

Da realização de 90 linhas de amostragem, resultaram 648 parcelas onde foi avaliado o número de *A. bento-rainhae*. Em 46,9% (304) das parcelas realizadas não se verificou a ocorrência da espécie e, nas que se verificou a sua presença, 46,5% estavam em floração.

De salientar que as plantas em estado vegetativo representavam a maioria das plantas contadas e que as que se encontraram em floração apresentaram uma baixa taxa de densidade (tabela 3.1).

Tabela 3.1 – Resultados e dados estatísticos do total de *A. bento-rainhae*, por estado fenológico.

	Nº de plantas	Nº de parcelas	Densidade média (nº/m ²)	Erro padrão	Mín.- Máx.
<i>A. bento-rainhae</i> total	2343	344 (53,1%)	3,62	0,238	0-55
<i>A. bento-rainhae</i> em estado vegetativo	2037 (86,9%)	305 (47,1%)	3,14	0,226	0-52
<i>A. bento-rainhae</i> em floração	306 (13,1%)	160 (24,7%)	0,47	0,041	0-8

Tendo em consideração o número reduzido de observações relativamente às variáveis habitat, exposição e insolação, realizou-se um reagrupamento das classes inicialmente consideradas. Na variável tipo de habitat, o bosques de pinheiros e bosque de castanheiros foram incluídos numa mesma classe. Relativamente à insolação foi criada uma classe de 2600 a 2800 horas/ano que inclui as classes 2600 a 2700 e 2700 a 2800 horas/ano. Quanto às exposições E, SE, S, SO e O foram incluídas numa mesma classe considerando-se no modelo quatro orientações.

3.1. Distribuição geográfica e espacial dos indivíduos

A amostragem realizada decorreu na área de distribuição da espécie já identificada anteriormente (Adesgar, 2000) encontrando-se na figura 3.1 os pontos de amostragem realizados. Após a elaboração da cartografia através de SIG, verificou-se a presença de *A. bento-rainhae* fora do limite do sítio serra da Gardunha, confirmando-se o já referido por Adesgar (2004).

Quanto ao padrão de distribuição espacial dos indivíduos, através da estatística realizada constatou-se que as plantas se encontravam de uma forma agregada ($d > 1,96$) com

excepção das plantas em floração, que apresentaram uma distribuição uniforme no habitat matos (tabela 3.2).

Esta forma de distribuição, maioritariamente do tipo agregado, poderá estar condicionada pelo facto da espécie não apresentar nenhum mecanismo de dispersão específico das sementes. Assim, estas caem próximo da planta progenitora, sendo eventualmente arrastadas apenas pela acção da chuva e da gravidade.

Tabela 3.2 – Valores *d* de distribuição espacial dos indivíduos na amostragem total, em floração e por tipo de habitat ($d < 1,96$ –uniforme; $d = 1,96$ –aleatória; $d > 1,96$ –agregada).

Habitat	N.º parcelas	Total	Floração
Total	648	78,56	19,24
Bosque de castanheiro + Bosque de pinheiro	91	20,94	9,36
Orla de bosque	169	38,31	9,81
Cerejal com intervenção	155	45,19	9,94
Cerejal sem intervenção	82	22,70	4,85
Orla de cerejal	66	37,28	8,43
Bosque misto	55	18,46	5,37
Matos	30	13,39	1,02

3.2. Resultados da análise multivariada

Na tabela 3.3 encontram-se as variáveis resultantes do modelo *log-linear* que, estatística e significativamente influenciaram o valor médio da espécie *e*, entre as quais não se verificou a existência de multicolineariedade ($VIF < 4$).

A maior parte das variáveis apresentam-se como altamente significativas sendo de realçar a variável habitat que aparece como significativa para as três situações avaliadas de densidade. Segundo Segurado (2000), as variáveis que surgem com mais frequência nos modelos, são, provavelmente, as que mais determinam a abundância das espécies.

Da análise dos resultados, verifica-se que as variáveis identificadas com influência na densidade total de *A. benton-rainhae* total e *A. benton-rainhae* em estado vegetativo são iguais, com excepção da variável insolação e longitude, respectivamente (tabela 3.3).

Sendo a contagem de plantas em estado vegetativo muito representativa do total da amostra (87%), a análise estatística realizada incidu sobre a densidade total e a densidade em floração. Contudo, os resultados relativos às plantas em estado vegetativo foram utilizados quando se achou pertinente a sua discussão face à densidade total e/ou floração ou para realizar uma análise comparativa aos resultados obtidos por Adesgar (2004).

Tabela 3.3 – Resultados do teste de razão de verossimilhança (χ^2) e o teste de multicolinearidade (VIF) para cada variável com efeito significativo na densidade média de *A.bento-rainhae* (nível de significância: $p < 0,05$ – significativo; $p < 0,01$ – muito significativo; $p < 0,001$ – altamente significativo).

Variáveis	χ^2	g.l.	p	VIF
Total				
Tipo de habitat	74,64	6	0,000	2,35
Exposição	12,61	3	0,005	1,78
Insolação	13,71	1	0,000	1,57
Potássio	72,43	1	0,000	1,60
Areia fina	13,26	1	0,000	1,57
Vegetativo				
Tipo de habitat	83,88	6	0,000	1,09
Exposição	16,67	3	0,000	1,14
Longitude	16,18	1	0,000	1,35
Potássio	83,80	1	0,000	1,34
Areia fina	18,60	1	0,000	1,90
Floração				
Tipo de habitat	15,01	6	0,020	1,05
Grau de cobertura	12,22	2	0,002	1,10
Precipitação	4,70	1	0,030	1,10

Procedeu-se ainda ao tratamento estatístico dos dados referentes à altitude, uma vez que segundo Adesgar (2004), esta variável influenciava a densidade da espécie.

Quanto às restantes variáveis ambientais que não foram identificadas no modelo multivariado como determinantes, de forma significativa, na densidade *A. bento-rainhae*, apresenta-se no anexo II a respectiva estatística descritiva.

3.3. Variáveis explicativas da densidade de *A. bento-rainhae*

Na tabela 3.4 apresentam-se os resultados de *A. bento-rainhae* relativos ao tipo de habitat. Verifica-se que a maior densidade relativamente ao total ocorreu em orla de bosque enquanto que em floração esta se verificou em orla de cerejal. De referir ainda que a taxa de floração foi de 13,06%.

Tabela 3.4 – Dados estatísticos relativos à densidade de *A. bento-rainhae* por tipo de habitat (OCER – orla de cerejal, CSI - cerejal sem intervenção, OB - orla de bosque, M - matos, CCI - cerejal com intervenção, BM - bosque misto, BC+BP - bosque de castanheiro + bosque de pinheiro).

Tipo de habitat	Total				Floração			
	N.º de plantas	Média	Erro padrão	Máximo	N.º de plantas	Média	Erro padrão	Máximo
OCER	262	3,97	1,045	55	60	0,91	0,196	8
CSI	241	2,94	0,521	24	54	0,66	0,122	4
OB	861	5,09	0,524	38	91	0,54	0,086	6
M	43	1,43	0,238	8	16	0,53	0,150	2
CCI	397	2,56	0,451	32	65	0,42	0,081	6
BM	156	2,84	0,621	27	12	0,22	0,089	3
BC+BP	383	4,21	0,547	23	8	0,09	0,034	2
Total	2343	3,62	0,238	55	306	0,47	0,410	8

Tendo-se verificado uma influência significativa do habitat na abundância de plantas ($H=33,319$; $p=0,000$) apresenta-se na tabela 3.5 os resultados relativos à comparação da densidade total encontrada nos diversos tipos de habitat.

Verifica-se que a orla de bosque apresenta significativamente maior densidade relativamente a todos os outros habitats com excepção do bosque de castanheiro e bosque de pinheiro. Os habitats orla de cerejal, cerejal com e sem intervenção, bosque misto e

matos, são os que têm menores densidades e não apresentam diferenças significativas entre si.

Tabela 3.5—Valores de Z do teste U de Mann-Whitney e respectiva significância por tipo de habitat relativo à densidade total (entre parêntesis os valores de significância e a negrito, os estatisticamente significativos; OCER - orla de cerejal, CSI - cerejal sem intervenção, OB - orla de bosque, M - matos, CCI - cerejal com intervenção, BM - bosque misto, BC+BP - bosque de castanheiro + bosque de pinheiro).

	BC + BP	OCER	CSI	BM	CCI	M
OB	0,464 (0,643)	2,252 (0,024)	2,469 (0,014)	2,118 (0,034)	4,819 (0,000)	3,085 (0,002)
BC+BP	-	1,771 (0,077)	1,920 (0,055)	1,685 (0,092)	3,835 (0,000)	2,774 (0,006)
OCER	-	-	0,004 (0,947)	0,108 (0,914)	1,418 (0,156)	1,285 (0,199)
CSI	-	-	-	0,063 (0,950)	1,683 (0,092)	1,437 (0,151)
BM	-	-	-	-	1,588 (0,112)	1,439 (0,150)
CCI	-	-	-	-	-	0,292 (0,771)

Quando analisamos o efeito significativo desta mesma variável na densidade de floração ($H = 35,609$, $p = 0,000$) verifica-se que a abundância é significativamente maior em orla de cerejal e cerejal sem intervenção, relativamente aos bosques e cerejal com intervenção. Os habitats orla de bosque e matos não apresentam diferenças significativas entre si nem relativamente aos habitats com maior densidade, apresentando contudo uma densidade significativamente superior aos bosques (tabela 3.6).

Tabela 3.6 –Valores de Z do teste U de Mann-Whitney e respectiva significância por tipo de habitat relativo à densidade em floração (entre parêntesis os valores de significância e a negrito, os estatisticamente significativos; OCER - orla de cerejal, CSI - cerejal sem intervenção, OB - orla de bosque, M - matos, CCI - cerejal com intervenção, BM - bosque misto, BC+BP - bosque de castanheiro + bosque de pinheiro).

	CSI	OB	M	CCI	BM	BC+BP
OCER	0,896 (0,370)	1,952 (0,051)	0,771 (0,441)	2,949 (0,003)	3,433 (0,001)	5,125 (0,000)
CSI	-	0,934 (0,351)	0,165 (0,869)	1,970 (0,049)	2,729 (0,006)	4,337 (0,000)
OB	-	-	0,568 (0,570)	1,319 (0,187)	2,324 (0,020)	4,003 (0,000)
M	-	-	-	1,340 (0,180)	2,241 (0,025)	3,640 (0,000)
CCI	-	-	-	-	1,477 (0,140)	2,989 (0,003)
BM	-	-	-	-	-	1,060 (0,289)

A densidade de floração em cerejal com intervenção é significativamente menor relativamente ao não intervencionado (ainda que para uma probabilidade muito próxima de 0,05). Esta diferença poderá ser devida ao tipo de acção química e/ou mecânica na eliminação de infestantes, prática agrícola habitual dos agricultores. No entanto, não se detectou uma influência significativa do factor intervenção na densidade total (tabela 3.5). Contudo, parece ser necessário realizar uma análise mais aprofundada deste factor intervenção para que se possa esclarecer de forma mais clara o possível impacto negativo do controlo de infestantes em *A. bento-rainhae*.

Através da figura 3.2 podemos verificar que o controlo químico da vegetação foi o mais observado, sendo a incidência do controlo mais elevada no talude e no terraço dos pomares.

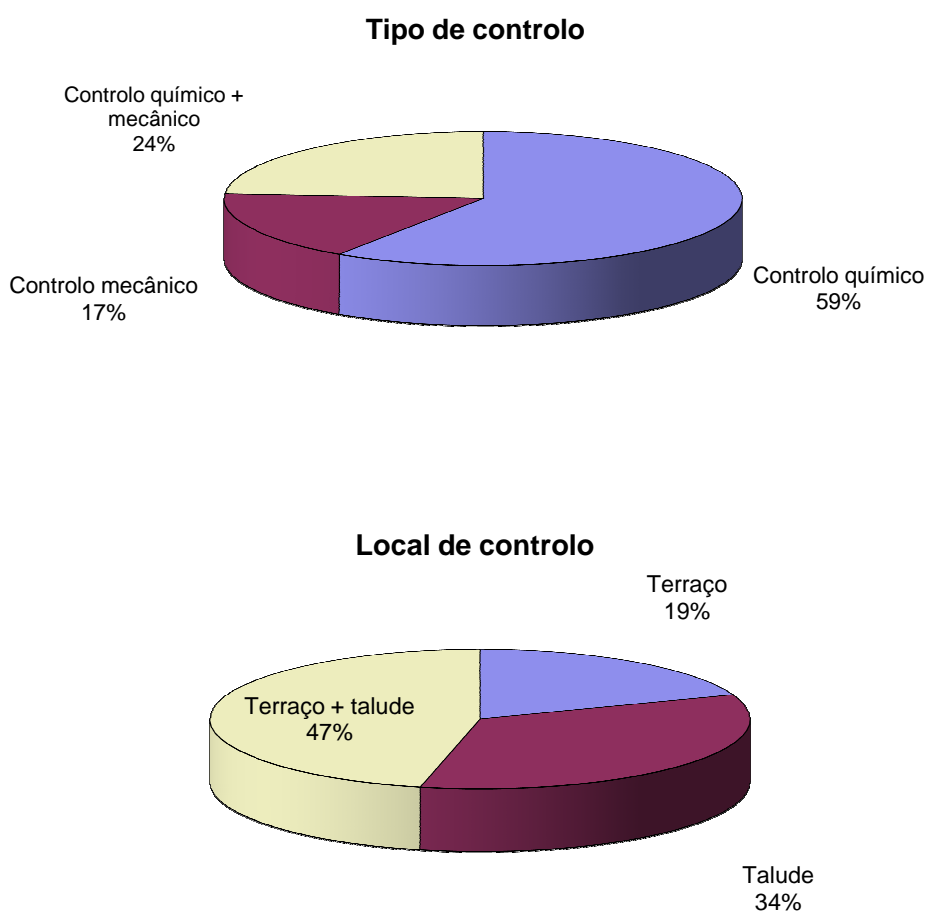


Figura 3.2 Tipo e local de controlo da vegetação em habitat de cerejal com intervenção.

Na tabela 3.7 encontram-se os dados referentes à densidade de floração relativamente ao estrato arbóreo do habitat.

Tabela 3.7 – Dados estatísticos da densidade de floração relativamente ao grau de cobertura.

Grau de cobertura	N.º parcelas	Média	Erro padrão	Máximo
0-25%	390	0,64	0,059	8
25-75%	119	0,30	0,081	6
75-100%	139	0,15	0,059	6

Os resultados obtidos, relativamente ao habitat, indicaram uma eventual preferência da espécie em floração por habitats menos ensombrados. Seguidamente, pretendeu-se verificar se o seu grau de cobertura influenciava significativamente a densidade.

Através da análise estatística realizada foi possível confirmar a hipótese formulada ($H= 42, 539$; $p=0,000$) e identificar a classe de cobertura com efeito significativo no resultado obtido.

Da análise da tabela 3.8, concluiu-se então que a densidade de floração é significativamente maior na classe de cobertura de 0-25% relativamente a outras classes, verificando-se uma tendência significativamente menor à medida que o coberto arbóreo é mais denso. Assim a entrada de luz no habitat parece ser um factor importante na floração de *A. bento-rainhae*.

Tabela 3.8 – Valores de Z do teste U de Mann-Whitney e respectiva significância por grau de cobertura e relativo a densidade de floração (entre parêntesis e a negrito, os valores estatisticamente significativos).

	0-25%	25-75%	75-100%
0-25%	-	3,540 (0,000)	5,905 (0,000)
25-50%	-	-	2,351 (0,019)

Na tabela 3.9 é possível observar os resultados obtidos para o total de *A. benton-rainhae* relativamente ao grau de cobertura, tendo-se posteriormente verificado-se que a densidade é também influenciada significativamente por este parâmetro ($H=11,368$; $p=0,003$).

Tabela 3.9 – Dados estatísticos da densidade total relativamente ao grau de cobertura.

Grau de cobertura	N.º parcelas	Média	Erro padrão	Máximo
0-25%	390	3,37	0,304	55
25-75%	119	3,13	0,509	28
75-100%	139	4,77	0,549	38

Através da tabela 3.10 podemos concluir que a densidade total é significativamente maior na classe de cobertura de 75-100%, relativamente a todas as outras classes.

Tabela 3.10 – Valores de Z do teste U de Mann-Whitney e respectiva significância por grau de cobertura relativo à densidade total (entre parêntesis os valores de significância e a negrito os estatisticamente significativos).

	0-25%	25-75%	75-100%
0-25%	-	0,376 (0,707)	3,125 (0,002)
25-50%	-	-	2,808 (0,005)

Deste modo, os resultados obtidos estarão eventualmente relacionados com o facto de, havendo menores condições para a floração (menor luminosidade), a planta encaminhe todas as suas reservas energéticas para a reprodução assexuada. Estes resultados parecem assim estar de acordo com Obeso & Villalba (1991) ao verificarem para *A. albus* que, perante a limitação de recursos, a espécie favorecia o seu desenvolvimento vegetativo em detrimento da reprodução sexuada.

Podemos então concluir que o grau de cobertura tem uma clara influência na densidade de *A. benton-rainhae* tendo-se encontrado significativamente maior densidade total para os habitats de maior cobertura arbórea e menores densidades em floração.

Para demonstrarmos que a densidade de floração era mais elevada para habitats mais abertos (grau de cobertura de 0-25%), realizou-se o teste de X^2 que permitiu concluir que existiam diferenças significativas entre os diferentes habitats consoante o seu grau de cobertura ($X^2=320,61$, $p < 0,005$).

Através do tratamento estatístico de selecção de habitat (teste da proporção dos valores esperados para um intervalo de confiança de 95%) foi possível chegar a uma classificação do habitat relativamente ao grau de cobertura e, agrupá-los quanto à sua densidade (tabela 3.11).

Tabela 3.11 – Intervalo de confiança da proporção do número de *A. benton-rainhae* em floração em diferentes graus de cobertura, por tipo de habitat ((+) efeito positivo e (-) efeito negativo; OCER - orla de cerejal, CSI - cerejal sem intervenção, OB - orla de bosque, M - matos, CCI - cerejal com intervenção, BM - bosque misto, BC+BP - bosque de castanheiro + bosque de pinheiro).

Cobertura	0-25%	25-75%	75-100%	Classificação
BC+BP	0,046 – 0,108 (-)	0,161 – 0,257	0,661 – 0,768 (+)	Fechado
BM	0,203 – 0,306 (-)	0,153 – 0,247	0,487 – 0,604 (+)	Fechado
OB	0,420 – 0,538 (-)	0,287 – 0,399 (+)	0,132 – 0,223	Fechado/Aberto
CCI	0,803 – 0,888 (+)	0,073 – 0,147 (-)	0,021 – 0,070 (-)	Aberto
CSI	0,911 – 0,967 (+)	0,014 – 0,059 (-)	0,006 – 0,043 (-)	Aberto
OCER	0,806 – 0,891 (+)	0,045 – 0,107 (-)	0,045 – 0,107 (-)	Aberto
M	0,753 – 0,847 (+)	0,153 – 0,247	0 (-)	Aberto
Proporção esperada	0,602	0,184	0,215	

Através da figura 3.3, podemos observar que os habitats mais fechados, apresentam significativamente menor densidade da espécie relativamente a todos os outros, com excepção dos bosques mistos e do cerejal com intervenção. De destacar ainda que o cerejal sem intervenção apresenta significativamente maior densidade que o intervencionado, aproximando-se o cerejal com intervenção do bosque misto. Assim, parece possível concluir que o factor intervenção (de forma química e/ou mecânica) afecta negativamente a densidade de floração de *A. benton-rainhae*.

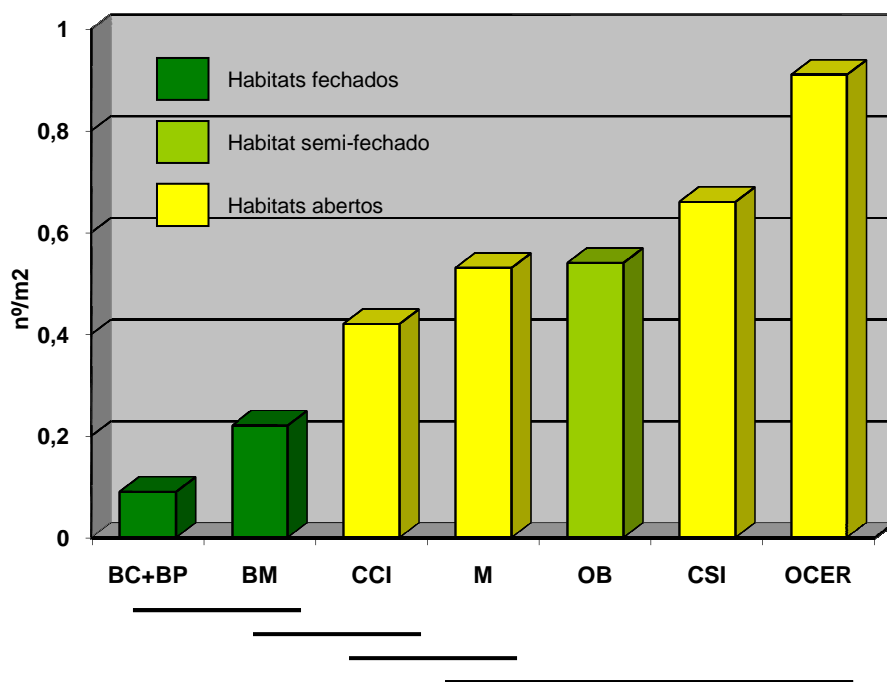


Figura 3.3 – Densidade de *A. bento-rainhae* em floração nos diversos tipos de habitat, representando-se a respectiva classificação segundo o grau de cobertura e os grupos de habitats formados a partir da análise estatística (linhas na parte inferior) (OCER - orla de cerejal, CSI - cerejal sem intervenção, OB - orla de bosque, M - matos, CCI - cerejal com intervenção, BM - bosque misto, BC+BP - bosque de castanheiro + bosque de pinheiro).

Comparando os diversos habitats em função da proporção das plantas que florescem (figura 3.4) é mais evidente a influência da cobertura arbórea na floração. Parece assim que esta variável poderá ser um dos factores mais determinantes para a floração desta espécie.

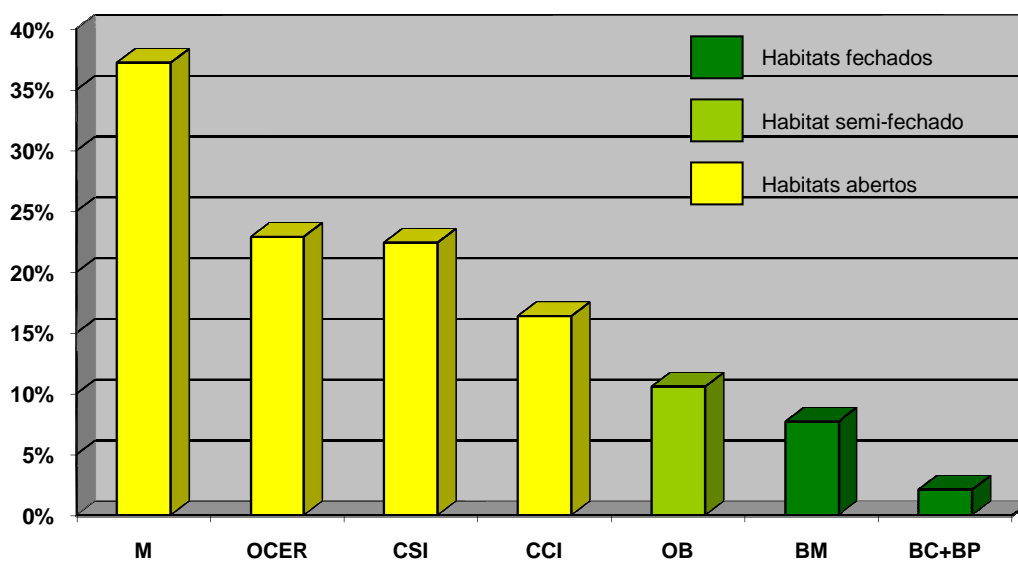


Figura 3.4 . Percentagem número de plantas em floração por tipo de habitat (OCER - orla de cerejal, CSI - cerejal sem intervenção, OB - orla de bosque, M - matos, CCI - cerejal com intervenção, BM - bosque misto, BC+BP - bosque de castanheiro + bosque de pinheiro).

Tendo-se constatado que a densidade de floração é influenciada negativamente em habitats com coberturas arbóreas mais densas, parece de realçar os resultados obtidos relativamente à densidade total da espécie por habitat (tabela 3.4) uma vez que esta é maior para os habitats onde a floração da espécie é menor (maior grau de cobertura).

Deste modo, os resultados obtidos quanto à densidade de *A. bento-rainhae* relativamente ao grau de cobertura, não estão de acordo com Adesgar (2004) e ICN (2005) quando se referem às zonas de cerejal na sua área de distribuição como um dos factores de ameaça à sua conservação. Os cerejais parecem ser habitats em que as populações apresentam densidades menores, talvez fruto das acções de controlo de infestantes, mas em que as taxas de floração são elevadas. Estes dados parecem mostrar que é totalmente compatível a conservação de *A. bento-rainhae* com a produção de cereja. De qualquer forma é importante que as práticas agrícolas efectuadas, tenham em consideração o ciclo biológico da espécie.

Apresenta-se na figura 3.5 a disposição das linhas onde foram realizadas as parcelas de amostragem relativamente à hipsometria. A altitude não foi identificada na análise multivariada como significativa na densidade da espécie em estudo, tal como o teste de Kruskal-Wallis não detectou influência significativa deste parâmetro na densidade ($H=7,299$; $p=0,063$). Contudo, uma vez que Adesgar (2004) refere que a abundância é influenciada pela altitude, recorreu-se à análise estatística da abundância por classes altitudinais para esclarecer adequadamente a relação entre estas duas variáveis. O valor médio de altitude obtido foi de 674,08 m, apresentando um valor mínimo de 523 m e um máximo de 837 (tabela 3.12).

Tabela 3.12 – Dados estatísticos da densidade total relativamente a classes de altitude.

Classes altitudinais	N.º parcelas	Média	Erro padrão	Nº plantas	Máximo
500 - 600 m	111 (17,1%)	3,29	0,472	365 (15,6%)	28
600 - 700 m	281 (43,4%)	4,10	0,426	1152 (49,2%)	55
700 - 800 m	228 (35,2%)	3,38	0,338	771 (32,9%)	27
800 - 900 m	28 (4,3%)	1,96	0,909	55 (2,3%)	21

Através do teste de Mann-Whitney verificou-se que a abundância da espécie é significativamente menor na classe de 800 a 900 m relativamente a todas as outras classes de altitude, não se tendo verificado diferenças significativas entre estas (tabela 3.13).

Da realização do teste χ^2 , verificou-se que existiam diferenças significativas na densidade por classe de altitude ($\chi^2 = 46,07$; $p < 0,005$).

Tabela 3.13 – Valores de Z do teste U de Mann-Whitney e valores de significância de densidade total relativamente à altitude (entre parêntesis os valores de significância e a negrito os estatisticamente significativos).

	600 - 700 m	700 - 800 m	800 - 900 m
500 - 600 m	0,364 (0,716)	0,140 (0,888)	2,618 (0,009)
600 - 700 m	-	0,407 (0,684)	2,388 (0,017)
700 - 800 m	-	-	2,757 (0,006)

Segundo o teste da proporção dos valores esperados (para um intervalo de confiança de 95%) a espécie mostra uma preferência altitudinal para a classe dos 600-700 m, ocorrendo em menor abundância do que seria de esperar na classe de altitude mais elevada (tabela 3.14).

Tabela 3.14 – Intervalo de confiança da proporção do número de *A. bento-rainhae* em diferentes classes de altitude ((+) - efeito positivo, (-) - efeito negativo).

Classes de altitude	Proporção esperada	Intervalo de confiança
500 - 600 m	0,171	0,137 - 0,174
600 - 700 m	0,433	0,465 - 0,517 (+)
700 - 800 m	0,352	0,305 - 0,353
800 - 900 m	0,004	0,016 - 0,031 (-)

Adesgar (2004) refere que a abundância de *A. bento-rainhae* é tendencialmente maior nas zonas mais baixas do limite de distribuição (535m) relativamente às zonas mais altas (800m). Os resultados obtidos no presente trabalho parecem efectivamente mostrar que a classe altitudinal 800-900 tem significativamente menor abundância que as restantes classes (tabela 3.13). Também a análise realizada relativamente à selecção altitudinal, mostra que a proporção de plantas na classe de altitude mais elevada é significativamente menor do que seria de esperar, tendo-se identificado a classe de 600 a 700 m de altitude onde esta proporção era significativamente maior do que seria de esperar.

Estes resultados poderão estar relacionados com a presença de condições climatéricas mais adversas nas zonas mais elevadas da serra. Quanto à dispersão de sementes de *A. bento-rainhae*, não sendo efectuada através de animais ou pelo vento, implicará que estas ficarão dispostas em torno da planta mãe ou serão arrastadas pela acção da chuva e da gravidade. Este factor poderá também explicar a maior abundância de plantas nas classes de menor altitude. Esta hipótese explicativa foi também apresentada por Adesgar (2004).

Na tabela 3.15 encontram-se os resultados relativos à densidade de *A. bento-rainhae* relativamente à variável exposição.

Tabela 3.15 – Dados estatísticos da densidade total relativamente à exposição das parcelas amostradas.

Exposição	N.º parcelas	Média	Erropadrão	Máximo
NE	170	4,34	0,452	29
N	229	3,56	0,339	28
E+SE+S+SO+O	96	3,36	0,811	55
NO	153	3,05	0,495	38

Do teste estatístico realizado conclui-se que a densidade depende da exposição das parcelas onde as plantas foram contadas ($H=11,368$; $p=0,003$) e, na tabela 3.16 verificamos que o valor de densidade encontrado é significativamente maior na zona norte e nordeste comparativamente às outras orientações, não se tendo verificado diferenças significativas na densidade entre as exposições referidas.

Tabela 3.16 – Valores de Z do teste U de Mann-Whitney e valores de significância da densidade total relativamente à exposição (entre parêntesis os valores de significância e a negrito os estatisticamente significativos).

	N	E+SE+S+SO+O	NO
NE	0,873 (0,383)	3,253 (0,001)	2,798 (0,005)
N	-	3,098 (0,002)	2,375 (0,018)
E+SE+S+SO+O	-	-	1,241 (0,215)

Quando à variável à insolação, apresenta-se na tabela 3.17 a estatística descritiva relativamente à densidade.

Tabela 3.17 – Dados estatísticos de densidade total relativamente a classes de insolação.

Insolação (h/ano)	N.º parcelas	Média	Erro padrão	Máximo
2500-2600	298	4,20	0,335	38
2600-2800	350	3,11	0,334	55

Através da realização do teste U de Mann-Whitney concluiu-se que a classe de insolação de 2500 a 2600 horas de sol por ano é a responsável pelas diferenças significativas verificadas sendo nesta classe que a densidade total de *A. bento-rainhae* é maior ($Z=4,732$; $p=0,000$).

Quanto à densidade de *A. bento-rainhae* em estado vegetativo relativamente à longitude, constatou-se que estas se encontram negativa e significativamente correlacionadas ($r= -0,229$; $p=0,000$) o que poderá ser indicador da maior abundância em parcelas localizadas a oeste da área de distribuição. Atendendo aos resultados obtidos, considerou-se de interesse verificar qual o tipo de associação desta variável relativamente à densidade total. Verificou-se também uma correlação negativa e significativa ($r= -0,024$; $p= 0,000$), que parece mostrar uma maior abundância da espécie na direcção ocidental da sua área de distribuição. Estes resultados, vêm corroborar os dados apresentados por Adesgar (2004) quando referem que a abundância da espécie aumenta de leste para oeste.

Da distribuição espacial das linhas de amostragem realizadas por tipo de habitat (anexo IV), é possível verifica-se uma maior concentração de habitats florestais na zona oeste de distribuição da espécie, o que poderá estar a influenciar a variável longitude.

Assim, parece-nos de interesse que os resultados de densidade sejam tratados no âmbito da geoestatística, de modo a poder confirmar-se esta tendência espacial.

Quanto à precipitação, verificou-se que a densidade de *A. bento-rainhae* em floração apresentou uma correlação negativa, não significativa ($r= -0,049$; $p=0,212$) com esta variável.

Quanto aos parâmetros edáficos avaliados laboratorialmente, apresenta-se na tabela 3.18 a estatística descritiva dos diferentes constituintes do solo, avaliados nas 90 linhas de amostragem.

Tabela 3.18 – Dados estatísticos relativos aos constituintes do solo analisados.

Análise química					Análise granulométrica (%)				
	Média	Erro padrão	Mínimo	Máximo		Média	Erro padrão	Mínimo	Máximo
pH	5,38	0,011	4,80	6,30	Areia fina (%)	24,98	0,169	15,61	36,52
Carbono orgânico (%)	7,53	0,107	3,13	16,63	Areia Grossa (%)	33,79	0,373	18,99	55,61
Fósforo (ppm)	34,13	1,585	3,00	220,00	Limo (%)	21,29	0,156	10,92	28,47
Potássio (ppm)	229,97	3,547	72,00	540,00	Argila (%)	19,92	0,150	9,72	28,72

Tendo sido identificada a areia fina, como a fracção mineral do solo estatisticamente significativa para o valor médio de densidade de *A. bento-rainhae*, determinou-se o coeficiente de correlação de Spearman. Os resultados obtidos permitiram concluir que a densidade se encontra associada negativa e significativamente com a variável areia fina ($r = -0,109$; $p = 0,006$). Estes resultados parecem indicar, eventualmente, uma preferência da espécie por solos que na sua composição apresentem menor percentagem desta fracção mineral.

Tendo Adesgar (2004) referido que a espécie se encontra preferencialmente em solos de matriz argilosa, os dados obtidos não permitem corroborar esta afirmação uma vez que as fracções de limo e argila do solo não foram identificadas pelo modelo como determinantes da densidade observada de *A. bento-rainhae*.

Quanto aos teores de potássio do solo relativamente à densidade total, verificou-se uma associação positiva entre as variáveis, não sendo os resultados significativos ($r = 0,500$; $p = 0,206$). Contudo, quando se avaliou este macronutriente relativamente à densidade vegetativa, constatou-se que as variáveis se encontravam correlacionadas positiva e significativamente ($r = 0,098$; $p = 0,013$). Porém, sendo o potássio um elemento fundamental na floração e frutificação (Larcher, 1986) e tendo-se verificado um resultado significativo deste elemento associado à presença da espécie em habitats fechados (com menores densidades de floração), os resultados obtidos poderão significar, eventualmente, uma menor utilização deste nutriente pelas plantas. Contudo, este resultado carece de um estudo mais detalhado.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com a realização deste trabalho pretendeu-se avaliar como os diferentes tipos de habitats e outros factores ambientais, influenciavam a densidade populacional de *A. bento-rainhae*. Segundo Metcalfe (2003) a densidade da população é um factor determinante no sucesso reprodutivo e, conseqüentemente, na preservação das espécies.

Tendo em consideração todos os parâmetros avaliados, os resultados obtidos sugerem que:

- a densidade total foi mais elevada em habitats florestais;
- a densidade em floração foi superior nas orlas de cerejal e cerejal sem intervenção, relativamente aos bosques e cerejal com intervenção;
- o grau de cobertura arbórea evidenciou-se como determinante nos resultados anteriormente referidos.

Estes dados apresentam, por isso, tendências divergentes na biologia da espécie em função do habitat onde ocorre: as áreas florestais favorecem a densidade mas condicionam a capacidade de floração das plantas devido, eventualmente, à sua elevada cobertura; nas áreas abertas verifica-se a existência de uma proporção elevada de plantas em floração, apesar da densidade ser reduzida.

A reprodução sexuada é fundamental para manter a diversidade genética, contribuindo, assim, para manter a capacidade adaptativa das espécies face às alterações ambientais a que pode estar sujeita (Begon *et al*, 1996; Pité & Avelar, 1996). Cotrim *at al.* (2002) refere que a variabilidade genética intra-populacional de *A. bento-rainhae* é baixa, o que poderá indiciar um padrão reprodutor predominantemente assexuado. Atendendo que a Serra da Gardunha esteve até meados do século XX sujeita a uma ocupação do solo maioritariamente florestal (castiçal) e só recentemente se têm criado áreas de produção agrícola de reduzida cobertura arbórea (Travassos, 1999) é possível apresentar uma hipótese explicativa que relacione a baixa diversidade genética com a predominância da reprodução assexuada em habitats florestais. Parece pelo exposto que a manutenção de populações com maior potencialidade de reprodução sexuada está intimamente associada à existência de habitats abertos.

Assim, as conclusões obtidas apontam para a necessidade de gestão dos habitats onde a espécie ocorre. Nas áreas florestais, de modo a promover a floração de *A. bento-rainhae*, será necessário reduzir a cobertura arbórea de modo a aumentar a exposição à luz. Sendo

ainda nestas áreas que se verifica uma maior abundância, poderão eventualmente servir como locais de recolha de indivíduos com a finalidade de os translocar para zonas de reduzida densidade de modo a reforçar os efectivos populacionais. No caso de se verificar uma grande homogeneidade genética em algumas das áreas de ocorrência, poderá também equacionar-se operações de translocação de forma a aumentar a diversidade genética.

Pretendendo-se uma maior densidade da espécie nas áreas de cerejal, é necessário a implementação de uma gestão ambientalmente aceitável. Assim, se as práticas culturais associadas a esta cultura agrícola forem menos limitantes à sua presença, poderão estes locais contribuir efectivamente para a conservação da espécie. Deste modo, deverão ser avaliadas as práticas culturais associadas a esta produção, para posteriormente, informar-se da necessidade de minimização das mobilizações no terraço e reduzir ou eliminar a aplicação de produtos fitossanitários no terraço e talude. Actualmente, no âmbito do Plano de Desenvolvimento Rural de Portugal Continental (RURIS), existem já medidas agro-ambientais específicas para culturas permanentes que visam a manutenção do revestimento natural do terraço e a menor mobilização e aplicação de herbicidas (Grupo I - Medida 17: enrelvamento da entrelinha de culturas permanentes), limitando o local e tipo de herbicidas a utilizar, bem como o modo de controlo vegetativo no terraço (corte). Com a adopção desta medida, *A. bento-rainhae* poderia eventualmente vir a colonizar estes terraços aumentando desta forma a área efectiva de ocupação nos cerejais, já que a espécie se encontra quase exclusivamente nos taludes.

Apresentam-se como medidas fulcrais a implementar: a manutenção temporária do revestimento natural do cerejal (terraço e talude) e, quando necessária a sua remoção, optar pelo corte em detrimento do uso fitofármacos, mas apenas no final da Primavera ou início do Verão, de modo a permitir a espécie de completar o seu ciclo. Com este modo de actuação, sairá beneficiada *A. bento-rainhae* mas também o agricultor, uma vez que, está a contribuir para a diminuição da erosão, de particular relevo em áreas de maior declive e para a eventual prevenção da presença de fogo.

As medidas anteriormente referidas, integram-se genericamente nos modos de protecção integrada, produção integrada e produção biológica, sendo estes os mais adequados para a conciliação entre a conservação da espécie e actividade agrícola. Assim, esta informação terá que ser difundida junto dos agricultores. A divulgação junto dos consumidores de que foram utilizadas práticas agrícolas ambientalmente adequadas, e que contribuem para a conservação de *A. bento-rainhae*, pode ser uma forma de diferenciar e valorizar os produtos agrícolas, a que corresponde uma vantagem competitiva do ponto de vista económico e comercial.

Assim, a eventual reconversão de áreas florestais em agrícolas, não parece ser, um factor de ameaça para *A. bento-rainhae*, desde que as práticas de exploração agrícola sejam as apontadas anteriormente. No entanto, esta reconversão é referida por Adesgar (2004) e ICN (2005) como uma das potenciais ameaças para a conservação da espécie, facto que os nossos dados contradizem. Contudo, parece ainda de salientar que, a montante da implantação do cerejal está em causa a reconversão de uso, à qual está implícita uma mobilização do solo com vista à realização de socalcos. Esta acção deverá ser cuidadosamente ponderada e avaliada de modo a poder-se salvaguardar a presença de *A. bento-rainhae*.

No final deste trabalho, assumiu relevância a grande complexidade dos factores ecológicos associados á densidade de *A. bento-rainhae* e o efeito antropogénico que se faz sentir na sua área de ocorrência. Assim, parece pertinente a realização de trabalhos futuros que visem, por um lado, o melhor conhecimento *A. bento-rainhae*, e por outro, parecendo viável a compatibilização da vertente produtiva com a de conservação da natureza, clarificar as medidas necessárias a implementar, que permitam otimizar ambas os objectivos: conservação de *A. bento-rainhae* e manutenção das actividades produtivas da vertente Norte da serra da Gardunha. Apresentam-se assim, como relevantes, as seguintes propostas de trabalho:

- aumentar o conhecimento sobre a autoecologia de *A. bento-rainhae*, nomeadamente sobre os factores climáticos, determinantes na densidade das espécies, germinação e dispersão de sementes, identificação e acção de polinizadores, determinantes na vitalidade da espécie;
- avaliar a diversidade genética da espécie;
- verificar a continuidade dos indivíduos observados à superfície, identificados como uma roseta de folhas) relativamente ao rizoma e ao sistema radicular, de modo a determinar a dimensão real da população;
- monitorizar o comportamento da população após a ocorrência de fogo;
- estudar as eventuais consequências na competição e diferenças ecológicas de *A. bento-rainhae* e *A. macrocarpus*, uma vez que partilham a mesma área de distribuição;
- realização de trabalhos em condições controladas, que permitam verificar o efeito da luz, bem como de outros parâmetros importantes para o seu crescimento, floração e frutificação;

- verificar qual o impacto económico na produção de cereja, do tipo e intensidade de controlo vegetativo (químico ou mecânico) realizado;
- verificar qual o efeito dos diferentes modos de produção de cereja na densidade da espécie.

Tendo em consideração os resultados obtidos neste trabalho e a necessidade de uma gestão dinâmica e multidisciplinar das áreas protegidas, é inequívoca a necessidade de um entendimento entre lógicas de conservação e de produção. Assim, é indispensável a planificação das actividades de gestão destas áreas pelas entidades competentes juntamente com os agentes locais, podendo estas áreas protegidas assumir relevância como espaço de valorização ambiental, bem como, dos produtos da região, ou seja, de acordo com uma política de desenvolvimento sustentável.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Adesgar - Associação de Defesa e Desenvolvimento da Serra da Gardunha (1999). *1º Relatório de progresso do projecto Life-Natureza – Asphodelus bento-rainhae medidas de conservação e gestão (Relatório técnico-científico)*. Fundão.

Adesgar - Associação de Defesa e Desenvolvimento da Serra da Gardunha (2000). *2º Relatório de progresso do projecto Life-Natureza – Asphodelus bento-rainhae medidas de conservação e gestão*. Fundão.

Adesgar - Associação de Defesa e Desenvolvimento da Serra da Gardunha (2001). *Serra da Gardunha*. <http://www.gardunha.com>. (Data de consulta: 12 de Dezembro de 2002).

Adesgar - Associação de Defesa e Desenvolvimento da Serra da Gardunha (2004). *Asphodelus bento-rainhae. Medidas de conservação e gestão. Projecto LIFE nº B4-3200/98/518. Relatório final*. Fundão.

Afonso, F. J. (2001). *Elaboração de cartografia para a Serra da Gardunha com objectivos de conservação da natureza*. Trabalho fim de curso em Engenharia de Ordenamento dos Recursos Naturais. Escola Superior Agrária de Castelo Branco. Castelo Branco.

Almeida, J. (2000). *Os endemismos e a conservação da biodiversidade*. <http://www.naturlink.pt/canais/Artigo.asp?iArtigo=2612&iLingua=1>. (Data de consulta: 4 de Fevereiro de 2003).

Arraiol, A. N. (2002). *Definição de Áreas Prioritárias para a Conservação nos Açores Através da Avaliação da Biodiversidade de Artrópodes Endémicos Epígeos do Solo: Padrões de raridade*. Dissertação de Mestrado em Gestão e Conservação da Natureza. Universidade dos Açores, Angra do Heroísmo.

Avelar, A; Matos, M; Rego, C.; Pité, M. T. (1999). A biodiversidade. *Cadernos de Ecologia* **2**: 9-39.

Begon, M.; Harper, J. L.; Townsend, C. R. (1996). *Ecology*. Blackwell Science. Oxford.

Beliz, J. M. (1987). *O castanheiro na economia e na paisagem*. Câmara Municipal de Castelo de Vide. Castelo de Vide.

Cotrim, H. M.; Silva, J. P.; Fay, M. F.; Chase, M. W. (2002). Analysis of genetic diversity in *Asphodelus bento-rainhae* P. Silva towards a conservation strategy. (poster). *II Congresso Internacional – Situação da Rede Natura 2000 nos Países Mediterrânicos*. Lisboa.

Cunha, J. G. (1892). *Apontamentos para a história do concelho do Fundão*. Lisboa.

Dinis, F. O. (2002). *Avaliação da Biodiversidade de Artrópodes de Sítios de Importância Comunitária dos Açores: Influência de Actividades Económicas*. Dissertação de Mestrado em Gestão e Conservação da Natureza. Universidade dos Açores, Angra do Heroísmo.

Donohue, K.; Foster, D. R. Motzkin, G. (2000). Effects of the past and the present on species distribution: land-use history and demography of wintergreen. *Journal of Ecology*. **88**: 303-316.

Dray, A. M. (1985). *Plantas a Proteger em Portugal Continental*. Serviço Nacional de Parques, Reservas e Conservação da Natureza. Lisboa.

Dudgeon, D. (2003). The contribution of scientific information to the conservation and management of freshwater biodiversity in the tropical Asia: Aquatic Biodiversity. *Hydrobiologia*. **500** (1-3): 295-314.

Du Toit, J. T. (1996) Determinants of the composition and distribution of the wildlife communities in Southern Africa. *Biological Conservation*. **76**(2): 217-217.

ESRI (1999). *Arc View GIS Help (v. 3.2)*. Environmental Systems Research Institute. New York.

Ferreira, A. (2000). *Introdução a R*. ESACB. 11 de Julho de 2000. <http://docentes.esa.ipcb.pt/armando/>. (Data de consulta: 25 de Outubro de 2005).

Franco, J. A.; Afonso, M.L.R. (1994). *Nova Flora de Portugal (Continente e Açores)*. Vol. III – Fascículo I (Alismataceae – Iridaceae). Escolar Editora, Lisboa.

Fox, J. (2004). *An R and S-Plus companion to applied regression*. Sage Publications. London.

Frontier, S. (1983). Choix et contraintes de l'échantillonnage écologique. *In S. Frontier (Direction). Stratégies d'échantillonnage en écologie*. Masson & Paris les Presses de l'Université Laval. Québec.

Gaston, K. J. (1996). Species-range-size distributions: patterns, mechanisms and applications. *Trends in Ecology and Evolution*. **11**: 197-201.

Gomes, C. J. P.; Silveira, S. C.; Gonçalves, P. C. (1996). A distribuição geográfica e a ecologia do *Asphodelus bento-rainhae* P. Silva. *Actas do I Colóquio Internacional de Ecologia da Vegetação*. Departamento de Ecologia da Universidade de Évora.

Grime, J. P. (2001). *Plant strategies, vegetation processes and ecosystem properties*. John Wiley. London.

Guisan, A.; Weiss, S. B.; Weiss, A. D. (1999) GLM versus CCA spatial modelling of plants species distribution. *Plant Ecology*. **143**:107-122.

Guisan, A.; Zimmermann, N. E. (2000) Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecology Modelling*. **135**:147-186.

Hair, J.; Anderson, R. E.; Tatham, R. L.; Black, W. C. (1999). *Análisis Multivariante*. Prentice-Hall.

Heras, M. P. (1997). *La Conservación de la Naturaleza*. Acento. Madrid.

Heywood, V. H.; Iriondo, J. M. (2003). Plant conservation: old problems new perspectives. *Biological Conservation*. **113** (3): 321-335

ICN (Instituto de Conservação da Natureza) (2005). *Asphodelus bento-rainhae*. *Espécies de Flora com Interesse Comunitário no âmbito da Rede Natura 2000* http://www.icn.pt/psrn2000/caracterizacao_valores_naturais/flora/Asphodelus%20bento-rainhae.pdf (Data de consulta:13 de Outubro de 2005).

ICN (Instituto da Conservação da Natureza) (s/d a). *Sistema de Informação do Património Natural*. *Gardunha*. <http://darwin.icn.pt/sipnat/wgetent?userid=sipnat&type=sicecran11&codigo=~PTCON0028&zona=1>. (Data de consulta: 14 de Fevereiro de 2003).

ICN (Instituto da Conservação da Natureza) (s/d b). *Directiva Habitats*. http://www.icn.pt/envolvimento_internacional/directiva_habitats.htm. (Data de consulta: 21 de Dezembro de 2003).

IHERA (Instituto de Hidráulica, Engenharia Rural e Ambiente) (2002). *Carta de solos e capacidade de uso do solo*. IHERA (CD-ROM). Lisboa.

INAG & CNIG (Instituto da Água & Centro Nacional de Informação Geográfica) (2002). *Cartografia da distribuição espacial da precipitação em Portugal Continental*. Ministério das Cidades, Ordenamento do Território e Ambiente. <http://snirh.inag.pt/default.htm> (Data de consulta: 12 de Março de 2005).

INE (Instituto Nacional de Estatística) (2001). *Recenseamentos Gerais da Agricultura: dados comparativos 1989-1999*. INE (CD-ROM). Lisboa.

INE (Instituto Nacional de Estatística) (s/d). *Censos 2001: resultados definitivos*. http://www.ine.pt/prodserv/censos_definit/censos_definit.asp. (Data de consulta: 25 de Fevereiro de 2003).

Larcher (1986). *Ecofisiologia vegetal*. Editora Pedagógica e Universitária. São Paulo.

Larson, F. (2004). *Estatística aplicada*. Prentice-Hall. São Paulo.

Leathwick, J. R.; Austin, M. P. (2001). Competitive interaction between tree species in New Zealand's old-growth indigenous forests. *Ecology* **82**: 2560-2573.

Lifante, Z. (1994a). Observaciones sobre el comportamiento en la germinación de las semillas de *Asphodelus* L. (Asphodelaceae). *Lagasalia* **17** (2): 329-352.

Lifante, Z. (1994b). Desarrollo y morfología de las plántulas en el género *Asphodelus* L. (Asphodelaceae). *Webbia* **49** (1): 75-92.

Lifante, Z. (1996). A karological study of *Asphodelus* L. (Asphodelaceae) from the Western Mediterranean. *Botanical Journal of the Linnean Society* **121**: 285-344.

Lifante, Z.; Valdés, B. (1996). Revision del Género *Asphodelus*. *Boissiera*. **52**: 1-105.

MADRP (Ministério da Agricultura Desenvolvimento Rural e Pescas) (2001). *Anuário Vegetal 2001*. Gabinete de Planeamento e Política Agro-Alimentar. 32-33. Lisboa.

MAOT (Ministério do Ambiente e Ordenamento do Território) (2001). *Estratégia Nacional de Conservação da Natureza e Biodiversidade*. Lisboa.

Maroco, J. P. (2003). *Análise estatística com a utilização do SPSS*. Edições Sílabo. Lisboa.

Metcalf, D. B. (2003). *The effects of plant density upon several determinants of reproductive success in *Cistus ladanifer* (Cistaceae)*. Project Dissertation. School of Biology. University of Leeds. Leeds.

- Meeker, W. Q., & Escobar, L. A. (1998). *Statistical methods for reliability data*. John Wiley and Sons. New York.
- Molina, R. T.; Téllez, T. R.; Alcaraz, J. A. D. (1991). Aportación à la Bioclimatologia de Portugal. *Anales del Jardín Botánico de Madrid* **49** (2): 245-265.
- Monteiro, J. (1940). *Entre a Estrêla e Gardunha. Paisagens, Monumentos e Usanças*. Lisboa.
- Monteiro, F. Q. (1994). *Estudo de um repovoamento de coelho-bravo (Oryctolagus cuniculus) no parque nacional de Doñana. Factores condicionantes do seu resultado*. Tese de mestrado em ecologia aplicada. Faculdade de Ciências da Universidade do Porto. Porto.
- Myers, R. H. (1986). *Classical and modern regression with applications*. Duxbury Press, Boston.
- Nunes, P. A. (1999). Biodiversidade. Quanto vale? *Fórum Ambiente* **34**: 61-63.
- Obeso, J. R.; Villalba, C. J. (1991). Morfología e reproducción en dos poblaciones de *Asphodelus albus* Miller (Liliaceae). *Anales del Jardín Botánico de Madrid* **48**: 189-200.
- Paiva, J. (1996). *Relíquias Vegetais de Portugal*. Quercus. Leiria.
- Paiva, J. (s/d). *O castanheiro. Origem e cultura em Portugal*. Instituto da Conservação da Natureza. Lisboa.
- Pérez, C. (2004). *Técnicas de análise multivariante de datos. Aplicaciones com SPSS*. Prentice-Hall. Madrid.
- Pestana, D. D.; Velosa, S. F. (2002). *Introdução à probabilidade e estatística*. Fundação Calouste Gulbenkian. Lisboa.
- Pestana, M. H.; Gageiro, J. N. (2003). *Análise de dados para as ciências sociais*. Edições Sílabo. Lisboa.
- Pimm, S.; Lawton, J. (1998). Planning for biodiversity. *Science* **279**: 2068-2069.
- Pité, M. T., Avelar, T. (1996). *Ecologia das populações e das comunidades. Uma abordagem evolutiva do estudo da biodiversidade*. Fundação Calouste Gulbenkian. Lisboa.
- Primack, R. B.; Ros, J. (2002). *Introducción a la biología de la conservación*. Ariel. Barcelona.

Quintela, A. C. (1974) *Atlas do Ambiente. Evapotranspiração Real*. Direcção Geral do Ambiente. http://elara.iambiente.pt/atlas/est/index.jsp?zona=continente&grupo=&tema=c_evapotranspiracao (Data de consulta: 15 de Maio de 2005).

R Development Core Team (2005). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0 URL: <http://www.R-project.org> (Data de consulta: 20 de Setembro de 2005).

Raimundo, R. J. (2004). *Condicionantes ambientais na distribuição de anfíbios e répteis em Portugal Continental*. Dissertação apresentada para obtenção de grau de Mestre em Gestão e Política Ambiental. Universidade de Évora. Évora.

Ribeiro, O. (1990). *Opúsculos geográficos*. III Volume Aspectos da Natureza. Fundação Calouste Gulbenkian. Lisboa.

Ricardo, R. P. (1980). *Classificação dos Solos da FAO/UNESCO*. Instituto Superior de Agronomia. Lisboa

Rivas-Martínez, S. (1987). Introduccion. Nociones sobre Fitosociología, Biogeografía y Bioclimatología. In M. Peinado Lorca & S. Rivas-Martínez (ed.). *La vegetación de España*. Universidad de Alcala de Henares.

Royal Botanic Garden Edinburgh (s/d). *Flora Europaea*. http://rbg-web2.rbge.org.uk/cgi-bin/nph-readbtree.pl/feout?FAMILY_XREF=&GENUS_XREF=&SPECIES_XREF=macrocarpus&TAXON_NAME_XREF=&RANK= (Data de consulta: 10 de Novembro de 2005).

Royle, J. A.; Nichols, J. D. (2003). Estimating abundance from repeated presence-absence data or point counts. *Ecology*. **84** (3): 777-790.

Santos, J. Q. (2002). *Fertilização. Fundamentos da utilização de correctivos e adubos*. Publicações Europa América. Mem Martins.

Scherrer, B. (1984). *Biostatistique*. Éditions Eska. Paris.

Seco, M. A.; Aubyn, A. (2003). A random-effects log-linear model with Poisson distributions. *Revstat. Statistical Journal*. Vol. I. INE. Lisboa

Segurado, P. (2000). *Modelação da distribuição e da abundância local do cágado-mediterrânico (*Mauremys leprosa*) e do cágado-de-carapaça-estriada (*Emys orbicularis*) em Portugal*. Dissertação apresentada para obtenção de grau de Mestre em Gestão de Recursos Naturais. Instituto Superior de Agronomia. Lisboa.

Serviço Meteorológico Nacional (1975a) *Atlas do Ambiente. Geada (número de dias no ano)*. Direcção Geral do Ambiente. http://elara.iambiente.pt/atlas/est/index.jsp?zona=continente&grupo=&tema=c_geada. (Data de consulta: 15 de Maio de 2005).

Serviço Meteorológico Nacional (1975b) *Atlas do Ambiente. Insolação*. Direcção Geral do Ambiente. http://elara.iambiente.pt/atlas/est/index.jsp?zona=continente&grupo=&tema=c_insolacao. (Data de consulta: 15 de Maio de 2005).

Sharma, S. (2002). *Applied Multivariate Techniques*. Wiley & Sons. New York.

Shevock, J. R. (1996). Status of Rare and Endemic Plants. *Sierra Nevada Ecosystem Project: Final Report to Congress*. Vol. II. Cap. 24: 691-707. http://ceres.ca.gov/snep/pubs/web/PDF/VII_C24.PDF. (Data de consulta: 4 de Fevereiro de 2003).

Silva, J. P.; Afonso, F.; Fernandez, P. (2002). A tendência espacial no bosque da Serra da Gardunha. Um modelo probabilístico com base em SIG. ESIG 2002 – *VII Encontro de Utilizadores de Informação Geográfica*. Oeiras.

Silva, J. P.; Gavinhos, V. (2002). *Paisagem da Serra da Gardunha. Geologia e Biodiversidade*. Projecto Geologia do Programa Ciência Viva no Verão. Ministério da Ciência e Tecnologia e Adesgar.

Silva, J. C. (1993). *O concelho do Fundão através das memórias paroquiais de 1758*. Fundão.

Silva, A. R. P. (1956). *Asphodelus bento-rainhae* P. Silva. *Agronomia Lusitana* **18**: 20-21.

Sousa, P. R. (1997). *Distribuição de Asphodelus bento-rainhae* P. Silva, sua ecologia. Planta endémica da Serra da Gardunha (não publicado).

SPSS (2004). *SPSS 13.0 for Windows*. SPSS. Chicago.

SROA (Serviço de Reconhecimento e Ordenamento Agrário) (1978). Carta de Solos. *In Atlas do Ambiente*. Instituto do Ambiente. Lisboa. http://www.iambiente.pt/atlas/c_tiposolo.html. (Data de consulta: 12 de Janeiro de 2003).

SSSA (Soil Science Society of America) (1996). *Methods of Soil Analysis. Part 3: Chemical Methods*. American Society of Agronomy. Wisconsin.

Sutherland, W. J. (1996). *Ecological Census Techniques: a handbook*. Cambridge University Press. London.

Tacconi, L.; Bennett J. (1995). Economic implications of intergenerational equity for biodiversity conservation. *Ecological Economics*. **12** (3): 209-233.

Telleria, J. L.(1986). *Manual para el censo de los vertebrados terrestres*. Editorial Raíces. Madrid.

Thuiller, W.; Araújo, M. B.; Lavorel, S. (2003). Generalized models vs classification tree analysis: predicting spatial distributions of plants species at different scales. *Journal of Vegetation Science*. **14**: 669-680.

Travassos, J. S. (1999). *Serra da Gardunha, que história?* Adesgar. Fundão.

Turkman, M. A. A.; Silva, G. L. (2000). Modelos Lineares Generalizados. Da teoria à prática. *VIII Congresso Anual da Sociedade Portuguesa de Estatística*. Sociedade Portuguesa de Estatística. Lisboa.

Tutin, T. G.; Heywood, V. H. Burges, N. A.; Moore, D. M.; Valentine, D. H.; Walters, S. M.;Weeb, D. A. (1992). *Flora Europaea*. Vol. V (Alismaceae – Orchidaceae). Cambridge University Press, Cambridge.

Vellak, K.; Paal, J.; Liira, J. (2003). Diversity and distribution patterns of bryophytes and vascular plants in a boreal spruce forest. *Silva Fennica* **371**(1): 3-13.

Vellend, M. (2005). Land_use history and plant performance in populations of *Trillium grandiflorum*. *Biological Conservation*. **124**: 217-224

Anexo I

Ficha de campo

FICHA DE CAMPO

LINHA Nº DATA: FOTO NºS

LOCALIZ: REALIZ: PROP.

EXPOSIÇÃO: ALTITUDE: LONGITUDE:

LATITUDE: EROSÃO: DECLIVE (%):

F.VEGETAL:

CONTROLO VEGETAÇÃO: QUIM. MEC. LOCAL C.VEGET. TERRAÇO TALUDE T / T

TIPO SOLO: SUBST. GEOLÓGICO:

USO ACTUAL SOLO: USO ANTERIOR:

ORTO Nº: ESCALA CM Nº: ESCALA

Nº Asphodelus por parcela

	V	F	V	F	V	F	V	F	V	F
A-BR	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>
A-A	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>
GRAU COB:										

	V	F	V	F	V	F	V	F	V	F
A-BR	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>
A-A	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>
GRAU COB:										

TOTAL PARCELAS:

OBS: _____

GRAU DE COBERTURA (GC)	GRAU DE COBERTURA (GC)	EROSÃO	EXPOSIÇÃO
0 0%-Totalmente aberto	4 50%-75% Medianamente aberto	1. Negligenciável	1. Norte 5. Sul
1 0%-10% Extremamente aberto	5 75%-90% Pouco aberto	2. Fraca	2. NE 6. SW
2 10%-25% Muito aberto	6 > 90% Fechado	3. Moderada	3. Este 7. Oeste
3 25%-50% Aberto	7 100% Totalmente fechado	4. Forte	4. SE 8. NW
		5. Formação regueiras	

Anexo II

Estatística descritiva das variáveis

Habitat		ABR	AbrVEG	AbrFLOR
BC	N	81	81	81
	Mean	4,27	4,19	,09
	Sum	346	339	7
	Minimum	0	0	0
	Maximum	23	23	2
	Variance	28,925	28,828	,105
	Std. Deviation	5,378	5,369	,324
	% of Total Sum	14,8%	16,6%	2,3%
	% of Total N	12,5%	12,5%	12,5%
	BP	N	10	10
Mean		3,70	3,60	,10
Sum		37	36	1
Minimum		0	0	0
Maximum		12	12	1
Variance		14,456	14,711	,100
Std. Deviation		3,802	3,836	,316
% of Total Sum		1,6%	1,8%	,3%
% of Total N		1,5%	1,5%	1,5%
OB		N	169	169
	Mean	5,09	4,56	,54
	Sum	861	770	91
	Minimum	0	0	0
	Maximum	38	38	6
	Variance	46,396	43,689	1,262
	Std. Deviation	6,811	6,610	1,123
	% of Total Sum	36,7%	37,8%	29,7%
	% of Total N	26,1%	26,1%	26,1%
	CCI	N	155	155
Mean		2,56	2,14	,42
Sum		397	332	65
Minimum		0	0	0
Maximum		32	31	6
Variance		31,586	28,136	1,024
Std. Deviation		5,620	5,304	1,012
% of Total Sum		16,9%	16,3%	21,2%
% of Total N		23,9%	23,9%	23,9%
CSI		N	82	82
	Mean	2,94	2,28	,66
	Sum	241	187	54
	Minimum	0	0	0
	Maximum	24	22	4
	Variance	22,255	17,933	1,215
	Std. Deviation	4,718	4,235	1,102
	% of Total Sum	10,3%	9,2%	17,6%
	% of Total N	12,7%	12,7%	12,7%
	OCER	N	66	66
Mean		3,97	3,06	,91
Sum		262	202	60
Minimum		0	0	0
Maximum		55	52	8
Variance		72,122	58,242	2,545
Std. Deviation		8,492	7,632	1,595
% of Total Sum		11,2%	9,9%	19,6%
% of Total N		10,2%	10,2%	10,2%
BM		N	55	55
	Mean	2,84	2,62	,22
	Sum	156	144	12
	Minimum	0	0	0
	Maximum	27	27	3
	Variance	21,176	20,796	,433
	Std. Deviation	4,602	4,560	,658
	% of Total Sum	6,7%	7,1%	3,9%
	% of Total N	8,5%	8,5%	8,5%
	M	N	30	30
Mean		1,43	,90	,53
Sum		43	27	16
Minimum		0	0	0
Maximum		8	7	2
Variance		5,909	3,955	,671
Std. Deviation		2,431	1,989	,819
% of Total Sum		1,8%	1,3%	5,2%
% of Total N		4,6%	4,6%	4,6%
Total		N	648	648
	Mean	3,62	3,14	,47
	Sum	2343	2037	306
	Minimum	0	0	0
	Maximum	55	52	8
	Variance	36,642	33,072	1,112
	Std. Deviation	6,053	5,751	1,055
	% of Total Sum	100,0%	100,0%	100,0%
	% of Total N	100,0%	100,0%	100,0%

Exposição		ABR	AbrVEG	AbrFLOR
N	N	229	229	229
	Mean	3,56	3,19	,37
	Sum	816	731	85
	Minimum	0	0	0
	Maximum	28	28	6
	Variance	26,273	24,796	,822
	Std. Deviation	5,126	4,980	,907
	% of Total Sum	34,8%	35,9%	27,8%
	% of Total N	35,3%	35,3%	35,3%
	NE	N	170	170
Mean		4,34	3,66	,68
Sum		738	623	115
Minimum		0	0	0
Maximum		29	27	5
Variance		34,711	31,029	1,297
Std. Deviation		5,892	5,570	1,139
% of Total Sum		31,5%	30,6%	37,6%
% of Total N		26,2%	26,2%	26,2%
E		N	9	9
	Mean	9,89	9,00	,89
	Sum	89	81	8
	Minimum	0	0	0
	Maximum	55	52	3
	Variance	339,861	305,250	1,361
	Std. Deviation	18,435	17,471	1,167
	% of Total Sum	3,8%	4,0%	2,6%
	% of Total N	1,4%	1,4%	1,4%
	SE	N	16	16
Mean		3,56	3,38	,19
Sum		57	54	3
Minimum		0	0	0
Maximum		27	27	3
Variance		57,596	53,183	,563
Std. Deviation		7,589	7,293	,750
% of Total Sum		2,4%	2,7%	1,0%
% of Total N		2,5%	2,5%	2,5%
S		N	29	29
	Mean	1,41	1,14	,28
	Sum	41	33	8
	Minimum	0	0	0
	Maximum	21	21	3
	Variance	20,037	18,123	,421
	Std. Deviation	4,476	4,257	,649
	% of Total Sum	1,7%	1,6%	2,6%
	% of Total N	4,5%	4,5%	4,5%
	SO	N	34	34
Mean		2,53	2,38	,15
Sum		86	81	5
Minimum		0	0	0
Maximum		26	25	2
Variance		27,590	25,637	,190
Std. Deviation		5,253	5,063	,436
% of Total Sum		3,7%	4,0%	1,6%
% of Total N		5,2%	5,2%	5,2%
O		N	8	8
	Mean	6,25	4,13	2,13
	Sum	50	33	17
	Minimum	0	0	0
	Maximum	20	12	8
	Variance	51,071	20,696	7,554
	Std. Deviation	7,146	4,549	2,748
	% of Total Sum	2,1%	1,6%	5,6%
	% of Total N	1,2%	1,2%	1,2%
	NO	N	153	153
Mean		3,05	2,62	,42
Sum		466	401	65
Minimum		0	0	0
Maximum		38	38	7
Variance		37,557	34,342	1,206
Std. Deviation		6,128	5,860	1,098
% of Total Sum		19,9%	19,7%	21,2%
% of Total N		23,6%	23,6%	23,6%
Total		N	648	648
	Mean	3,62	3,14	,47
	Sum	2343	2037	306
	Minimum	0	0	0
	Maximum	55	52	8
	Variance	36,642	33,072	1,112
	Std. Deviation	6,053	5,751	1,055
	% of Total Sum	100,0%	100,0%	100,0%
	% of Total N	100,0%	100,0%	100,0%

Grau Cobertura		ABR	AbrVEG	AbrFLOR
0-25%	N	390	390	390
	Mean	3,37	2,73	,64
	Sum	1314	1065	249
	Minimum	0	0	0
	Maximum	55	52	8
	Variance	36,126	30,835	1,368
	Std. Deviation	6,010	5,553	1,169
	% of Total Sum	56,1%	52,3%	81,4%
	% of Total N	60,2%	60,2%	60,2%
25-75%	N	119	119	119
	Mean	3,13	2,82	,30
	Sum	372	336	36
	Minimum	0	0	0
	Maximum	28	28	6
	Variance	30,891	28,909	,789
	Std. Deviation	5,558	5,377	,888
	% of Total Sum	15,9%	16,5%	11,8%
	% of Total N	18,4%	18,4%	18,4%
75-100%	N	139	139	139
	Mean	4,73	4,58	,15
	Sum	657	636	21
	Minimum	0	0	0
	Maximum	38	38	6
	Variance	41,925	40,782	,477
	Std. Deviation	6,475	6,386	,691
	% of Total Sum	28,0%	31,2%	6,9%
	% of Total N	21,5%	21,5%	21,5%
Total	N	648	648	648
	Mean	3,62	3,14	,47
	Sum	2343	2037	306
	Minimum	0	0	0
	Maximum	55	52	8
	Variance	36,642	33,072	1,112
	Std. Deviation	6,053	5,751	1,055
	% of Total Sum	100,0%	100,0%	100,0%
	% of Total N	100,0%	100,0%	100,0%

Insolação		ABR	AbrVEG	AbrFLOR
2500-2600	N	298	298	298
	Mean	4,20	3,71	,50
	Sum	1253	1105	148
	Minimum	0	0	0
	Maximum	38	38	6
	Variance	33,382	32,255	,904
	Std. Deviation	5,778	5,679	,951
	% of Total Sum	53,5%	54,2%	48,4%
	% of Total N	46,0%	46,0%	46,0%
2600-2700	N	347	347	347
	Mean	3,11	2,66	,45
	Sum	1079	923	156
	Minimum	0	0	0
	Maximum	55	52	8
	Variance	39,213	33,595	1,294
	Std. Deviation	6,262	5,796	1,138
	% of Total Sum	46,1%	45,3%	51,0%
	% of Total N	53,5%	53,5%	53,5%
2700-2800	N	3	3	3
	Mean	3,67	3,00	,67
	Sum	11	9	2
	Minimum	0	0	0
	Maximum	8	6	2
	Variance	16,333	9,000	1,333
	Std. Deviation	4,041	3,000	1,155
	% of Total Sum	,5%	,4%	,7%
	% of Total N	,5%	,5%	,5%
Total	N	648	648	648
	Mean	3,62	3,14	,47
	Sum	2343	2037	306
	Minimum	0	0	0
	Maximum	55	52	8
	Variance	36,642	33,072	1,112
	Std. Deviation	6,053	5,751	1,055
	% of Total Sum	100,0%	100,0%	100,0%
	% of Total N	100,0%	100,0%	100,0%

Geadas (dias/ano)		ABR	AbrVEG	AbrFLOR
20-30	N	12	12	12
	Mean	1,42	,92	,50
	Sum	17	11	6
	Minimum	0	0	0
	Maximum	8	6	2
	Variance	5,720	3,356	,636
	Std. Deviation	2,392	1,832	,798
	% of Total Sum	,7%	,5%	2,0%
	% of Total N	1,9%	1,9%	1,9%
30-40	N	636	636	636
	Mean	3,66	3,19	,47
	Sum	2326	2026	300
	Minimum	0	0	0
	Maximum	55	52	8
	Variance	37,142	33,543	1,122
	Std. Deviation	6,094	5,792	1,059
	% of Total Sum	99,3%	99,5%	98,0%
	% of Total N	98,1%	98,1%	98,1%
Total	N	648	648	648
	Mean	3,62	3,14	,47
	Sum	2343	2037	306
	Minimum	0	0	0
	Maximum	55	52	8
	Variance	36,642	33,072	1,112
	Std. Deviation	6,053	5,751	1,055
	% of Total Sum	100,0%	100,0%	100,0%
	% of Total N	100,0%	100,0%	100,0%

Evapotranspiração		ABR	AbrVEG	AbrFLOR
500-600	N	62	62	62
	Mean	2,53	2,08	,45
	Sum	157	129	28
	Minimum	0	0	0
	Maximum	29	25	6
	Variance	31,663	25,125	1,137
	Std. Deviation	5,627	5,012	1,066
	% of Total Sum	6,7%	6,3%	9,2%
	% of Total N	9,6%	9,6%	9,6%
600-700	N	586	586	586
	Mean	3,73	3,26	,47
	Sum	2186	1908	278
	Minimum	0	0	0
	Maximum	55	52	8
	Variance	37,086	33,825	1,111
	Std. Deviation	6,090	5,816	1,054
	% of Total Sum	93,3%	93,7%	90,8%
	% of Total N	90,4%	90,4%	90,4%
Total	N	648	648	648
	Mean	3,62	3,14	,47
	Sum	2343	2037	306
	Minimum	0	0	0
	Maximum	55	52	8
	Variance	36,642	33,072	1,112
	Std. Deviation	6,053	5,751	1,055
	% of Total Sum	100,0%	100,0%	100,0%
	% of Total N	100,0%	100,0%	100,0%

Altitude		ABR	AbrVEG	AbrFLOR
501 - 600	N	111	111	111
	Mean	3,29	2,70	,59
	Sum	365	300	65
	Minimum	0	0	0
	Maximum	28	28	8
	Variance	24,771	20,047	2,027
	Std. Deviation	4,977	4,477	1,424
	% of Total Sum	15,6%	14,7%	21,2%
	% of Total N	17,1%	17,1%	17,1%
	601 - 700	N	281	281
Mean		4,10	3,58	,52
Sum		1152	1007	145
Minimum		0	0	0
Maximum		55	52	6
Variance		50,947	45,837	1,165
Std. Deviation		7,138	6,770	1,079
% of Total Sum		49,2%	49,4%	47,4%
% of Total N		43,4%	43,4%	43,4%
701 - 800		N	228	228
	Mean	3,38	3,00	,39
	Sum	771	683	88
	Minimum	0	0	0
	Maximum	27	27	5
	Variance	26,105	24,868	,643
	Std. Deviation	5,109	4,987	,802
	% of Total Sum	32,9%	33,5%	28,8%
	% of Total N	35,2%	35,2%	35,2%
	801 - 900	N	28	28
Mean		1,96	1,68	,29
Sum		55	47	8
Minimum		0	0	0
Maximum		21	21	4
Variance		23,147	21,189	,730
Std. Deviation		4,811	4,603	,854
% of Total Sum		2,3%	2,3%	2,6%
% of Total N		4,3%	4,3%	4,3%
Total		N	648	648
	Mean	3,62	3,14	,47
	Sum	2343	2037	306
	Minimum	0	0	0
	Maximum	55	52	8
	Variance	36,642	33,072	1,112
	Std. Deviation	6,053	5,751	1,055
	% of Total Sum	100,0%	100,0%	100,0%
	% of Total N	100,0%	100,0%	100,0%

Declive		ABR	AbrVEG	AbrFLOR
0-3%	N	51	51	51
	Mean	2,92	2,31	,61
	Sum	149	118	31
	Minimum	0	0	0
	Maximum	21	21	8
	Variance	28,634	20,060	2,043
	Std. Deviation	5,351	4,479	1,429
	% of Total Sum	6,4%	5,8%	10,1%
	% of Total N	7,9%	7,9%	7,9%
	8-16%	N	6	6
Mean		5,50	5,00	,50
Sum		33	30	3
Minimum		0	0	0
Maximum		24	22	2
Variance		95,100	79,600	,700
Std. Deviation		9,752	8,922	,837
% of Total Sum		1,4%	1,5%	1,0%
% of Total N		,9%	,9%	,9%
16-30%		N	314	314
	Mean	3,75	3,18	,56
	Sum	1176	1000	176
	Minimum	0	0	0
	Maximum	55	52	6
	Variance	42,427	38,624	1,059
	Std. Deviation	6,514	6,215	1,029
	% of Total Sum	50,2%	49,1%	57,5%
	% of Total N	48,5%	48,5%	48,5%
	>30%	N	277	277
Mean		3,56	3,21	,35
Sum		985	889	96
Minimum		0	0	0
Maximum		32	31	7
Variance		30,683	28,442	,995
Std. Deviation		5,539	5,333	,998
% of Total Sum		42,0%	43,6%	31,4%
% of Total N		42,7%	42,7%	42,7%
Total		N	648	648
	Mean	3,62	3,14	,47
	Sum	2343	2037	306
	Minimum	0	0	0
	Maximum	55	52	8
	Variance	36,642	33,072	1,112
	Std. Deviation	6,053	5,751	1,055
	% of Total Sum	100,0%	100,0%	100,0%
	% of Total N	100,0%	100,0%	100,0%

Local Controlo Vegetação		ABR	AbrVEG	AbrFLOR
Ter - Terraço	N	30	30	30
	Mean	3,33	3,07	,27
	Sum	100	92	8
	Minimum	0	0	0
	Maximum	32	31	2
	Variance	68,713	65,237	,271
	Std. Deviation	8,289	8,077	,521
	% of Total Sum	25,2%	27,7%	12,3%
	% of Total N	19,4%	19,4%	19,4%
Tal - Talude	N	53	53	53
	Mean	1,68	1,25	,43
	Sum	89	66	23
	Minimum	0	0	0
	Maximum	17	17	6
	Variance	12,568	8,881	1,250
	Std. Deviation	3,545	2,980	1,118
	% of Total Sum	22,4%	19,9%	35,4%
	% of Total N	34,2%	34,2%	34,2%
TT - Terraço e Talude	N	72	72	72
	Mean	2,89	2,42	,47
	Sum	208	174	34
	Minimum	0	0	0
	Maximum	28	27	5
	Variance	30,297	26,838	1,182
	Std. Deviation	5,504	5,181	1,087
	% of Total Sum	52,4%	52,4%	52,3%
	% of Total N	46,5%	46,5%	46,5%
Total	N	155	155	155
	Mean	2,56	2,14	,42
	Sum	397	332	65
	Minimum	0	0	0
	Maximum	32	31	6
	Variance	31,586	28,136	1,024
	Std. Deviation	5,620	5,304	1,012
	% of Total Sum	100,0%	100,0%	100,0%
	% of Total N	100,0%	100,0%	100,0%

Controlo Vegetativo		ABR	AbrVEG	AbrFLOR
SCV - sem controlo vegetação	N	493	493	493
	Mean	3,95	3,46	,49
	Sum	1946	1705	241
	Minimum	0	0	0
	Maximum	55	52	8
	Variance	37,839	34,269	1,141
	Std. Deviation	6,151	5,854	1,068
	% of Total Sum	83,1%	83,7%	78,8%
	% of Total N	76,1%	76,1%	76,1%
CQV - controlo químico vegetação	N	92	92	92
	Mean	2,41	2,11	,30
	Sum	222	194	28
	Minimum	0	0	0
	Maximum	32	31	5
	Variance	41,674	38,076	,676
	Std. Deviation	6,456	6,171	,822
	% of Total Sum	9,5%	9,5%	9,2%
	% of Total N	14,2%	14,2%	14,2%
CMV - controlo mecânico da vegetação	N	26	26	26
	Mean	2,62	1,88	,73
	Sum	68	49	19
	Minimum	0	0	0
	Maximum	17	17	6
	Variance	17,526	13,546	2,045
	Std. Deviation	4,186	3,681	1,430
	% of Total Sum	2,9%	2,4%	6,2%
	% of Total N	4,0%	4,0%	4,0%
CQMV - controlo químico e mecânico	N	37	37	37
	Mean	2,89	2,41	,49
	Sum	107	89	18
	Minimum	0	0	0
	Maximum	14	13	5
	Variance	17,432	14,581	1,146
	Std. Deviation	4,175	3,819	1,070
	% of Total Sum	4,6%	4,4%	5,9%
	% of Total N	5,7%	5,7%	5,7%
Total	N	648	648	648
	Mean	3,62	3,14	,47
	Sum	2343	2037	306
	Minimum	0	0	0
	Maximum	55	52	8
	Variance	36,642	33,072	1,112
	Std. Deviation	6,053	5,751	1,055
	% of Total Sum	100,0%	100,0%	100,0%
	% of Total N	100,0%	100,0%	100,0%

Substrato geológico		ABR	AbrVEG	AbrFLOR
granito	N	263	263	263
	Mean	3,73	3,27	,46
	Sum	982	860	122
	Minimum	0	0	0
	Maximum	38	38	8
	Variance	29,952	27,648	1,349
	Std. Deviation	5,473	5,258	1,161
	% of Total Sum	41,9%	42,2%	39,9%
	% of Total N	40,6%	40,6%	40,6%
complejo xisto-grauváquico	N	385	385	385
	Mean	3,54	3,06	,48
	Sum	1361	1177	184
	Minimum	0	0	0
	Maximum	55	52	6
	Variance	41,286	36,840	,953
	Std. Deviation	6,425	6,070	,976
	% of Total Sum	58,1%	57,8%	60,1%
	% of Total N	59,4%	59,4%	59,4%
Total	N	648	648	648
	Mean	3,62	3,14	,47
	Sum	2343	2037	306
	Minimum	0	0	0
	Maximum	55	52	8
	Variance	36,642	33,072	1,112
	Std. Deviation	6,053	5,751	1,055
	% of Total Sum	100,0%	100,0%	100,0%
	% of Total N	100,0%	100,0%	100,0%

Textura solo		ABR	AbrVEG	AbrFLOR
F - Franca	N	497	497	497
	Mean	3,22	2,78	,43
	Sum	1600	1384	216
	Minimum	0	0	0
	Maximum	38	38	8
	Variance	27,293	24,730	1,109
	Std. Deviation	5,224	4,973	1,053
	% of Total Sum	68,3%	67,9%	70,6%
	% of Total N	76,7%	76,7%	76,7%
FARE - Franca Arenosa	N	147	147	147
	Mean	4,52	3,95	,58
	Sum	665	580	85
	Minimum	0	0	0
	Maximum	32	31	6
	Variance	47,457	42,792	1,081
	Std. Deviation	6,889	6,542	1,040
	% of Total Sum	28,4%	28,5%	27,8%
	% of Total N	22,7%	22,7%	22,7%
FARG - Franca argilosa	N	4	4	4
	Mean	19,50	18,25	1,25
	Sum	78	73	5
	Minimum	0	0	0
	Maximum	55	52	3
	Variance	677,667	604,250	2,250
	Std. Deviation	26,032	24,581	1,500
	% of Total Sum	3,3%	3,6%	1,6%
	% of Total N	,6%	,6%	,6%
Total	N	648	648	648
	Mean	3,62	3,14	,47
	Sum	2343	2037	306
	Minimum	0	0	0
	Maximum	55	52	8
	Variance	36,642	33,072	1,112
	Std. Deviation	6,053	5,751	1,055
	% of Total Sum	100,0%	100,0%	100,0%
	% of Total N	100,0%	100,0%	100,0%

Tipo solo		ABR	AbrVEG	AbrFLOR
Mnsq+Mnsr	N	61	61	61
	Mean	3,74	3,26	,48
	Sum	228	199	29
	Minimum	0	0	0
	Maximum	55	52	6
	Variance	88,630	76,497	1,520
	Std. Deviation	9,414	8,746	1,233
	% of Total Sum	9,7%	9,8%	9,5%
	% of Total N	9,4%	9,4%	9,4%
Spn	N	91	91	91
	Mean	4,30	3,71	,58
	Sum	391	338	53
	Minimum	0	0	0
	Maximum	32	31	6
	Variance	40,811	37,540	1,290
	Std. Deviation	6,388	6,127	1,136
	% of Total Sum	16,7%	16,6%	17,3%
	% of Total N	14,0%	14,0%	14,0%
Mnn+Qn	N	41	41	41
	Mean	2,59	2,10	,49
	Sum	106	86	20
	Minimum	0	0	0
	Maximum	29	25	6
	Variance	29,449	22,340	1,456
	Std. Deviation	5,427	4,727	1,207
	% of Total Sum	4,5%	4,2%	6,5%
	% of Total N	6,3%	6,3%	6,3%
Spx	N	7	7	7
	Mean	4,86	4,86	,00
	Sum	34	34	0
	Minimum	0	0	0
	Maximum	12	12	0
	Variance	15,476	15,476	,000
	Std. Deviation	3,934	3,934	,000
	% of Total Sum	1,5%	1,7%	,0%
	% of Total N	1,1%	1,1%	1,1%
Atl	N	8	8	8
	Mean	6,25	4,13	2,13
	Sum	50	33	17
	Minimum	0	0	0
	Maximum	20	12	8
	Variance	51,071	20,696	7,554
	Std. Deviation	7,146	4,549	2,748
	% of Total Sum	2,1%	1,6%	5,6%
	% of Total N	1,2%	1,2%	1,2%

Tipo solo		ABR	AbrVEG	AbrFLOR
Spn+Mnsn	N	305	305	305
	Mean	3,79	3,38	,41
	Sum	1156	1030	126
	Minimum	0	0	0
	Maximum	38	38	6
	Variance	31,726	30,565	,743
	Std. Deviation	5,633	5,529	,862
	% of Total Sum	49,3%	50,6%	41,2%
	% of Total N	47,1%	47,1%	47,1%
Svgn+Spn	N	29	29	29
	Mean	3,90	3,38	,52
	Sum	113	98	15
	Minimum	0	0	0
	Maximum	28	28	3
	Variance	40,882	37,958	,687
	Std. Deviation	6,394	6,161	,829
	% of Total Sum	4,8%	4,8%	4,9%
	% of Total N	4,5%	4,5%	4,5%
Spn+Vgn	N	55	55	55
	Mean	2,45	1,89	,56
	Sum	135	104	31
	Minimum	0	0	0
	Maximum	10	10	7
	Variance	9,623	6,840	1,843
	Std. Deviation	3,102	2,615	1,358
	% of Total Sum	5,8%	5,1%	10,1%
	% of Total N	8,5%	8,5%	8,5%
Argn+Arx	N	11	11	11
	Mean	2,73	2,45	,27
	Sum	30	27	3
	Minimum	0	0	0
	Maximum	13	13	1
	Variance	13,618	14,273	,218
	Std. Deviation	3,690	3,778	,467
	% of Total Sum	1,3%	1,3%	1,0%
	% of Total N	1,7%	1,7%	1,7%
Qn+Mnsn	N	16	16	16
	Mean	2,31	1,88	,44
	Sum	37	30	7
	Minimum	0	0	0
	Maximum	21	21	4
	Variance	31,163	28,383	1,196
	Std. Deviation	5,582	5,328	1,094
	% of Total Sum	1,6%	1,5%	2,3%
	% of Total N	2,5%	2,5%	2,5%

Tipo solo		ABR	AbrVEG	AbrFLOR
Vgn+Pgn	N	24	24	24
	Mean	2,63	2,42	,21
	Sum	63	58	5
	Minimum	0	0	0
	Maximum	24	22	2
	Variance	38,158	32,775	,346
	Std. Deviation	6,177	5,725	,588
	% of Total Sum	2,7%	2,8%	1,6%
	% of Total N	3,7%	3,7%	3,7%
Total	N	648	648	648
	Mean	3,62	3,14	,47
	Sum	2343	2037	306
	Minimum	0	0	0
	Maximum	55	52	8
	Variance	36,642	33,072	1,112
	Std. Deviation	6,053	5,751	1,055
	% of Total Sum	100,0%	100,0%	100,0%
	% of Total N	100,0%	100,0%	100,0%

NOTA EXPLICATIVA DO TIPO SOLOS

(Adaptado de HIERA, 2002)

Símbolo	
Argn	Afloramento Rochoso de gnaisses ou rochas afins
Arx	Afloramento Rochoso de xistos ou grauvaques
Atl	Solos Incipientes - Aluviossolos Antigos, Não Calcários, de textura ligeira
Mnn	Solos Litólicos, Húmicos, Câmbicos, Normais, de gnaisses ou rochas afins
Mnsn	Solos Litólicos, Húmicos, Câmbicos, Normais, de material coluviado de solos derivados de gnaisses ou rochas afins
Mnsq	Solos Litólicos, Húmicos, Câmbicos, Normais, de material coluviado de solos derivados de quartzitos
Pgn	Solos Argiluvitados Pouco Insaturados - Solos Mediterrâneos, Pardos, de Materiais Não Calcários, Normais, de gnaisses ou rochas afins
Qn	Solos Litólicos, Húmicos, Para-Litossolos ou Rankers, de gnaisses ou rochas afins
Spn	Solos Litólicos, Não Húmicos, Pouco Insaturados, Normais, de material coluviado derivado de gnaisses ou rochas afins
Spx	Solos Argiluvitados Pouco Insaturados - Solos Mediterrâneos, Pardos, de Materiais Não Calcários, Normais, de material coluviado de solos derivados de xistos ou grauvaques
Svgn	Solos Argiluvitados Pouco Insaturados - Solos Mediterrâneos, Vermelhos ou Amarelos, de Materiais Não Calcários, Normais, de material coluviado dos solos da Família Vgn
Vgn	Solos Argiluvitados Pouco Insaturados - Solos Mediterrâneos, Vermelhos ou Amarelos, de Materiais Não Calcários, Normais, de gnaisses ou rochas afins

Anexo III

Resultado da aplicação do modelo linear generalizado (GLM)

R_ABR_T

R : Copyright 2005, The R Foundation for Statistical Computing
Version 2.1.1 (2005-06-20), ISBN 3-900051-07-0

```
> source("C:/Asphodelus/modelo final/tentativa_T_ABRMelhor.r")
```

```
dados.glm<-glm(T_ABR~+EXPOSI..+TIP_HABI+K+INSOL_HA+AFIN,data=dados,family=quasipoisson)
```

Anova Table (Type II tests)

Response: T_ABR

	LR	Chisq	Df	Pr(>Chisq)	
LONGITUD	3.0356	1	0.0814548	.	
LATITUDE	1.4994	1	0.2207595	.	
CLASS_CO	0.8778	2	0.6447600		
CLASS_DE	2.8860	3	0.4095345		
PREC_MM	9.5641	1	0.0019841	**	
INSOL_HA	2.4039	1	0.1210321		
GEAD_DAN	0.0936	1	0.7596248		
EVT_MM	1.4981	1	0.2209648		
SUBS_GEO	0.4446	1	0.5049256		
CSOLOS_P	4.4340	10	0.9256505		
EXPOSI..	9.9590	3	0.0189182	*	
EROS.O	0.3679	2	0.8319889		
HIPSO_M	0.9010	2	0.6373099		
TIP_HABI	13.7813	6	0.0321768	*	
CONTRVEG	4.1969	3	0.2409688		
TEXT_SOL	1.5915	2	0.4512457		
PH_H2O	0.3570	1	0.5501851		
PH_KCL	0.0105	1	0.9184966		
MO	3.1889	1	0.0741414	.	
P	0.7782	1	0.3777049		
K	12.5287	1	0.0004008	***	
AGROS	1.0559	1	0.3041478		
AFIN	1.0436	1	0.3069968		
LIMO	1.0656	1	0.3019488		
ARGILA	1.0410	1	0.3075840		

```
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
-----
```

Anova Table (Type II tests)

Response: T_ABR

	LR	Chisq	Df	Pr(>Chisq)	
EXPOSI..	12.610	3	0.0055605	**	
TIP_HABI	74.638	6	4.552e-14	***	
K	72.428	1	< 2.2e-16	***	
INSOL_HA	13.707	1	0.0002137	***	
AFIN	13.261	1	0.0002709	***	

```
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
[1] 3859.222
```

```
> vif(dados.glm)
```

	GVIF	Df	GVIF^(1/2Df)
EXPOSI..	1.778569	3	1.100724
TIP_HABI	2.351740	6	1.073864
K	1.598539	1	1.264333
INSOL_HA	1.574812	1	1.254915

AFIN 1.569564 1 1.252822 R_ABR_T
>

R_VEG_ABR

R : Copyright 2005, The R Foundation for Statistical Computing
Version 2.1.1 (2005-06-20), ISBN 3-900051-07-0

```
> source("C:/Asphodelus/modelo final/tentativa_VEG_ABRMelhor.r")
```

```
dados.glm<-glm(VEG_ABR~LONGITUD+EXPOSI..+TIP_HABI+K+AFIN,data=dados,family=quasi  
poisson)
```

Anova Table (Type II tests)

Response: VEG_ABR

	LR	Chisq	Df	Pr(>Chisq)	
LONGITUD	3.6133	1	0.0573192	.	
LATITUDE	1.6459	1	0.1995221		
CLASS_CO	0.3548	2	0.8374613		
CLASS_DE	2.8957	3	0.4079909		
PREC_MM	9.7054	1	0.0018373	**	
INSOL_HA	2.1881	1	0.1390847		
GEAD_DAN	0.2091	1	0.6474945		
EVT_MM	2.2685	1	0.1320288		
SUBS_GEO	0.6335	1	0.4260826		
CSOLOS_P	3.4368	10	0.9692003		
EXPOSI..	11.1495	3	0.0109445	*	
EROS.O	0.8198	2	0.6637119		
HIPSO_M	1.1550	2	0.5613022		
TIP_HABI	14.9019	6	0.0210334	*	
CONTRVEG	4.6184	3	0.2019668		
TEXT_SOL	0.8024	2	0.6695012		
PH_H2O	0.3467	1	0.5559844		
PH_KCL	0.0025	1	0.9597496		
MO	4.2125	1	0.0401268	*	
P	1.4122	1	0.2346876		
K	12.2318	1	0.0004698	***	
AGROS	0.5315	1	0.4659663		
AFIN	0.5227	1	0.4696929		
LIMO	0.5389	1	0.4629053		
ARGILA	0.5217	1	0.4701120		

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

----- Variável (VEG_ABR) -----

Anova Table (Type II tests)

Response: VEG_ABR

	LR	Chisq	Df	Pr(>Chisq)	
LONGITUD	28.047	1	1.184e-07	***	
EXPOSI..	16.606	3	0.0008516	***	
TIP_HABI	67.419	6	1.382e-12	***	
K	65.386	1	6.661e-16	***	
PREC_MM	0.861	1	0.3535776		
EVT_MM	1.310	1	0.2523380		

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
[1] 3723.867

----- Variável (VEG_ABR) -----

Anova Table (Type II tests)

R_VEG_ABR

Response: VEG_ABR

	LR	Chisq	Df	Pr(>Chisq)	
LONGITUD	16.179		1	5.763e-05	***
EXPOSI..	16.671		3	0.0008257	***
TIP_HABI	83.878		6	5.551e-16	***
K	83.804		1	< 2.2e-16	***
AFIN	18.595		1	1.616e-05	***

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
[1] 3595.507

> vif(dados.glm)

	GVIF	Df	GVIF^(1/2Df)
LONGITUD	1.813213	1	1.346556
EXPOSI..	2.238843	3	1.143766
TIP_HABI	2.737644	6	1.087547
K	1.788507	1	1.337351
AFIN	1.417290	1	1.190500

>

R_FLOR_ABR

R : Copyright 2005, The R Foundation for Statistical Computing
Version 2.1.1 (2005-06-20), ISBN 3-900051-07-0

```
> source("C:/Asphodelus/modelo final/tentativa_FLOR_ABRMelhor.r")
```

```
dados.glm<-glm(FLOR_ABR~CLASS_CO+PREC_MM+CSOLOS_P+INSOL_HA+TIP_HABI+MO,data=dados,family=quasipoisson)
```

Anova Table (Type II tests)
Response: FLOR_ABR

	LR	Chisq	Df	Pr(>Chisq)
LONGITUD	0.0144	1	0.904592	
LATITUDE	0.7486	1	0.386910	
CLASS_CO	13.3807	2	0.001243 **	
CLASS_DE	2.6136	3	0.455109	
PREC_MM	3.0836	1	0.079086 .	
INSOL_HA	1.1709	1	0.279218	
GEAD_DAN	0.0171	1	0.896094	
EVT_MM	0.1860	1	0.666294	
SUBS_GEO	0.0336	1	0.854455	
CSOLOS_P	29.0838	10	0.001208 **	
EXPOSI..	2.6574	3	0.447516	
EROS.O	1.4160	2	0.492635	
HIPSO_M	1.4007	2	0.496411	
TIP_HABI	4.2112	6	0.648116	
CONTRVEG	4.3369	3	0.227306	
TEXT_SOL	1.8856	2	0.389531	
PH_H2O	0.0594	1	0.807441	
PH_KCL	1.5546	1	0.212457	
MO	1.4706	1	0.225255	
P	2.1453	1	0.143004	
K	0.8665	1	0.351919	
AGROS	0.0401	1	0.841260	
AFIN	0.0410	1	0.839594	
LIMO	0.0411	1	0.839310	
ARGILA	0.0402	1	0.841187	

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '.' 0.05 ' ' 1
----- Variável (FLOR_ABR) -----

Anova Table (Type II tests)

Response: FLOR_ABR

	LR	Chisq	Df	Pr(>Chisq)
CLASS_CO	34.751	2	2.843e-08	***
PREC_MM	7.789	1	0.005256	**
CSOLOS_P	19.616	10	0.033102	*

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '.' 0.05 ' ' 1
[1] 849.8383

----- Variável (FLOR_ABR) -----

Anova Table (Type II tests)

Response: FLOR_ABR

	LR	Chisq	Df	Pr(>Chisq)
CLASS_CO	16.527	2	0.0002578	***
PREC_MM	7.724	1	0.0054499	**
CSOLOS_P	37.479	10	4.674e-05	***

```

                                R_FLOR_ABR
INSOL_HA      4.895  1  0.0269404 *
TIP_HABI     20.028  6  0.0027373 **
MO            7.613  1  0.0057939 **
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
[1] 790.3183

```

```

> vif(dados.glm)
              GVIF Df  GVIF^(1/2Df)
CLASS_CO    1.753416  2    1.150724
PREC_MM     1.529392  1    1.236686
CSOLOS_P   22.318010 10    1.167973
INSOL_HA    3.024968  1    1.739243
TIP_HABI   10.622934  6    1.217644
MO          2.504200  1    1.582466

```

```

> source("C:/Asphodelus/modelo final/tentativa1_FLOR_ABRMelhor.r")

```

```

dados.glm<-glm(FLOR_ABR~CLASS_CO+TIP_HABI+PREC_MM,data=dados,family=quasipoisson
)

```

Anova Table (Type II tests)

```

Response: FLOR_ABR
      LR Chisq Df Pr(>Chisq)
LONGITUD  0.0144  1  0.904592
LATITUDE  0.7486  1  0.386910
CLASS_CO  13.3807  2  0.001243 **
CLASS_DE  2.6136  3  0.455109
PREC_MM   3.0836  1  0.079086 .
INSOL_HA  1.1709  1  0.279218
GEAD_DAN  0.0171  1  0.896094
EVT_MM    0.1860  1  0.666294
SUBS_GEO  0.0336  1  0.854455
CSOLOS_P  29.0838 10  0.001208 **
EXPOSI... 2.6574  3  0.447516
EROS.O    1.4160  2  0.492635
HIPSO_M   1.4007  2  0.496411
TIP_HABI  4.2112  6  0.648116
CONTRVEG  4.3369  3  0.227306
TEXT_SOL  1.8856  2  0.389531
PH_H2O    0.0594  1  0.807441
PH_KCL    1.5546  1  0.212457
MO        1.4706  1  0.225255
P         2.1453  1  0.143004
K         0.8665  1  0.351919
AGROS     0.0401  1  0.841260
AFIN      0.0410  1  0.839594
LIMO      0.0411  1  0.839310
ARGILA    0.0402  1  0.841187
---

```

```

Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

```

----- Variável (FLOR_ABR) -----

Anova Table (Type II tests)

```

                                R_FLOR_ABR
Response: FLOR_ABR
      LR Chisq Df Pr(>Chisq)
CLASS_CO  34.751  2  2.843e-08 ***
PREC_MM   7.789  1  0.005256 **
CSOLOS_P  19.616 10  0.033102 *
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
[1] 849.8383

```

----- Variável (FLOR_ABR) -----

Anova Table (Type II tests)

```

Response: FLOR_ABR
      LR Chisq Df Pr(>Chisq)
CLASS_CO  12.2172  2  0.002224 **
TIP_HABI  15.0074  6  0.020199 *
PREC_MM   4.7013  1  0.030139 *
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
[1] 857.0713

```

```

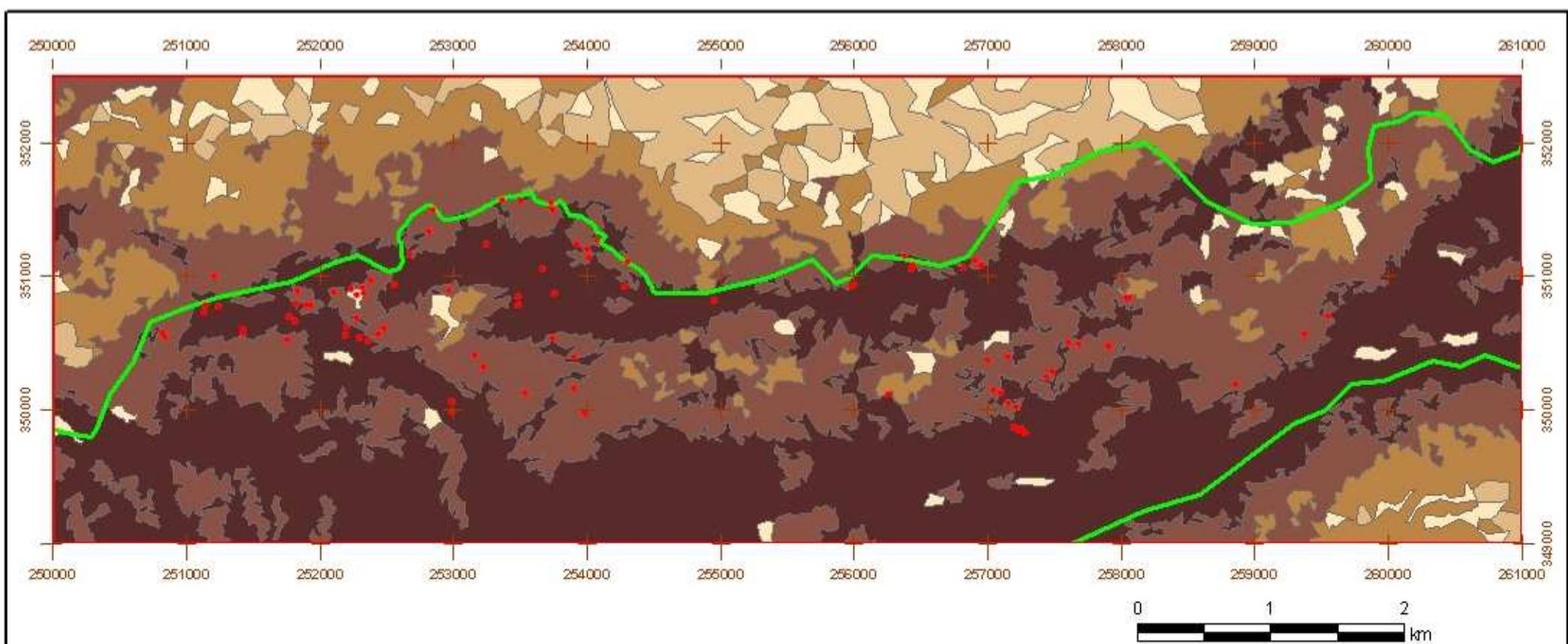
> vif (dados.glm)
      GVIF Df GVIF^(1/2Df)
CLASS_CO  1.451628  2  1.097650
TIP_HABI  1.740292  6  1.047254
PREC_MM   1.215025  1  1.102282
>

```

Anexo IV

Mapa de declives

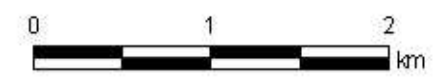
Mapa da distribuição espacial das linhas de amostragem por tipo de habitat



• Pontos de Amostragem

Declives e % de pontos

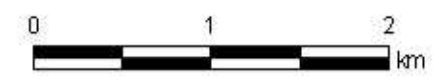
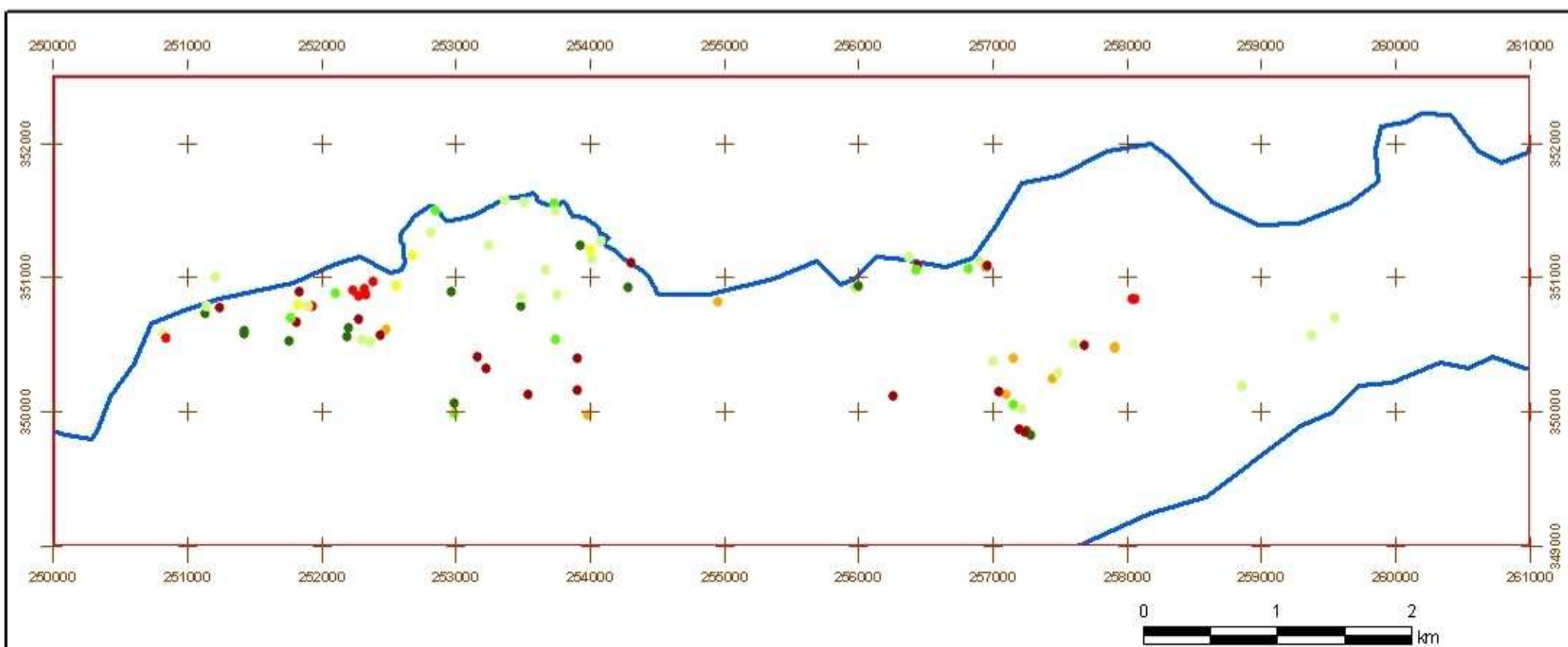
0 - 3 %	(2,2%)
3 - 8 %	(0%)
8 - 16 %	(1,11 %)
16 - 30 %	(45,56%)
> 30 %	(51,11%)



1:42.500

Sistema de Coordenadas:
Lisboa Hayford-Gauss Militar

<p>Mapa de Declives</p>	Mestrado Gestão e Conservação da Natureza
	Contribuição para o estudo de <i>Asphodelus bento-rainhae</i>: ecologia e conservação
	Maria de Lurdes Esteves



1:42.500

Sistema de Coordenadas:
Lisboa Hayford-Gauss Militar

Enquadramento Geográfico



% de pontos de amostragem por Habitat

● BC e BP	(15,5%)
● BM	(11,1%)
● OB	(28,9%)
● CCI	(20%)
● CSI	(10%)
● OCer	(10%)
● M	(4,4%)


**Pontos de amostragem
por tipo de habitat**

Mestrado Gestão e Conservação da Natureza
**Contribuição para o estudo de
Asphodelus bento-rainhae:
ecologia e conservação**
Mária de Lurdes Esteves