



Universidade de Évora - Escola de Ciências e Tecnologia

Mestrado em Biologia da Conservação

Dissertação

Contributo da herpetofauna para a relevância do património natural do Alto de São Bento (Évora).

João Gardete Tribolet de Abreu

Orientador(es) | Paulo Sá-Sousa

Évora 2022



Universidade de Évora - Escola de Ciências e Tecnologia

Mestrado em Biologia da Conservação

Dissertação

Contributo da herpetofauna para a relevância do património natural do Alto de São Bento (Évora).

João Gardete Tribolet de Abreu

Orientador(es) | Paulo Sá-Sousa

Évora 2022



A dissertação foi objeto de apreciação e discussão pública pelo seguinte júri nomeado pelo Diretor da Escola de Ciências e Tecnologia:

Presidente | Carla Pinto Cruz (Universidade de Évora)

Vogais | João Eduardo Rabaça (Universidade de Évora) (Arguente)
Paulo Sá-Sousa (Universidade de Évora) (Orientador)

Resumo:

O Alto de São Bento é uma colina granítica perto da cidade de Évora, com interesse florístico, geológico e paisagístico, tendo sido declarado um núcleo museológico (NMASB). Neste estudo avaliou-se ali a diversidade herpetofaunística, cujos resultados vieram demonstrar a presença de 12 espécies de anfíbios e de 11 espécies de répteis na área. Nos anfíbios amostrados predominam *Salamandra salamandra* e o sapo-corredor *Epidalea calamita*; nos répteis são mais comuns a lagartixa-do-mato *Psammodromus algirus* e a osga *Tarentola mauritanica*. Tal contributo de diversidade parece regionalmente importante, no entanto o modelo NMASB não parece eficiente na sua conservação, pelo que se sugere uma reformulação para ecomuseu.

Contribution of the herpetofauna to the relevance of the natural heritage of Alto de São Bento (Évora)

Abstract:

Alto de São Bento is a granite hill near the city of Évora, with floristic, geological and landscape interest, having been declared a núcleo museológico (NMASB). In this study, the local herpetofaunistic diversity was evaluated, the results of which demonstrated the presence of 12 species of amphibians and 11 species of reptiles in the area. *Salamandra salamandra* and natterjack toad *Epidalea calamita* predominate in the sampled amphibians; the most common reptiles are the *Psammodromus algirus* and the gecko *Tarentola mauritanica*. Such a contribution of diversity seems regionally

important, however the NMASB model does not seem efficient in its conservation, so a redesign into an ecomuseum is suggested.

Índice:

Índice:.....	3
Agradecimentos:	4
1- Introdução.....	5
1.1- Ecomuseu	5
1.2- Alto de São Bento.....	7
1.3- Notas ecológicas sobre os anfíbios	9
1.4- Notas ecológicas sobre os répteis.....	12
1.5- Objetivos	14
2- Metodologia	15
2.1- Área de estudo.....	15
2.2- Espécies herpetofaunísticas	18
2.3- Métodos de amostragem e de tratamento de dados.....	18
3- Resultados.....	22
3.1- Anfíbios	22
3.2- Répteis	31
4- Discussão	37
4.1- Presença de anfíbios e répteis no Alto de São Bento.....	37
4.2- Medidas de Conservação.....	42
5- Considerações finais	48
6- Referências.....	50

Agradecimentos:

Esta dissertação é o culminar de dois anos de muito trabalho. Devido aos vários problemas, dificuldades e questões que surgiram, eu não teria conseguido terminá-la se não fosse pela ajuda das seguintes pessoas:

- Professor Paulo Sá-Sousa, que me ajudou durante este mestrado, respondendo a todas as minhas dúvidas e garantindo que eu me mantinha no caminho certo.
- Os meus avós paternos que me apoiaram durante a minha licenciatura, ao disponibilizarem-me um local onde eu pudesse estudar e por todas as palavras de força que me foram dando nestes últimos 5 anos.
- Os meus avós maternos que sempre me acompanharam durante todo este percurso, sempre prontos a ajudarem-me, seja só com um almoço ou com uma mesa onde pudesse estudar.
- A minha mãe que me fez sempre acreditar que nenhum obstáculo era intransponível e que nunca deixou que me faltasse nada.
- O meu pai que sempre se demonstrou disponível para ir comigo recolher os meus dados e que tantas horas passou comigo à chuva, ao frio, ao Sol e ao calor.
- A minha mulher, Marta, que sempre me apoiou e deu forças para que eu nunca desistisse, para que eu me voltasse a levantar sempre que caísse, para que eu nunca me esquecesse do porquê de estar aqui.

1- Introdução

1.1- Ecomuseu

O termo “Ecomuseu” surgiu em 1972, proposto por Hugo de Varine e Georges-Henri Revière, para descrever um novo tipo de museologia, a qual se contraporia ao museu tradicional. Este último tinha começado a perder popularidade e encontrava-se debaixo da crítica da sociedade pós-guerra, numa época em que prevalecia um espírito antimilitarista e anti-industrial (Donghai, 2018).

Conceptualmente, um ecomuseu constitui um novo modelo de museologia, em que o objetivo principal acaba por ser educar o visitante sem que este se aperceba que está num museu. Assim, num ecomuseu a exposição permanente não configura um conjunto de peças de arte e artefactos, mas antes uma filosofia, uma paisagem ou mesmo uma cultura. Nos ecomuseus celebram-se as heranças culturais, naturais, históricas, geológicas, entre muitas outras, de uma determinada população. Portanto, um ecomuseu também difere de um museu tradicional no seu modo de gestão, uma vez que é normalmente gerido por um grupo de instituições governamentais e privadas, conjuntamente com a sociedade civil ou população local, em detrimento de uma única instituição governamental ou privada (Ohara, 1998; Corsane *et al.*, 2007; Donghai, 2018).

O termo foi cunhado por Varine e Revière em conjunto. Cada um deles apresentara uma definição ideológica diferente naquilo que poderia ser considerado um ecomuseu. Revière postulava que um ecomuseu devia ser uma área paisagística gerida pela população local, na qual se modelasse a conexão e o equilíbrio entre essa população humana e o meio ambiente envolvente. O principal foco

seria a investigação e a promoção da educação ambiental relativa ao tema do ecomuseu, um local onde, quem quisesse, pudesse ficar ou visitar (Donghai, 2018).

Em suma, Revière defendia a importância de ligar as pessoas ao ecomuseu e garantir que este servia a população e não um interesse empresarial ou governamental (Donghai, 2018).

Por outro lado, Varine, embora não diferisse completamente de Revière na sua conceção, dava maior ênfase à importância do ecomuseu ligar as pessoas à natureza, uma vez que ele dependia delas na proteção, preservação e conservação do ambiente (Donghai, 2018).

De facto, com o passar dos anos várias novas definições foram surgindo, no entanto todas elas defendem que um verdadeiro ecomuseu deve cumprir os seguintes pontos (Ohara, 1998; Corsane *et al.*, 2007; Donghai, 2018):

- 1) cobrir uma grande área sob a sua gestão e proteção
- 2) conseguir interpretar, conservar, investigar e educar sobre as características da paisagem e/ou da herança em que se foca,
- 3) ser interativo, permitindo a participação do visitante,
- 4) deve ser gerido de forma democrática, com a participação de empresas públicas, privadas e população local.

Em casos concretos, estes sistemas de ecomuseu/gestão ambiental têm-se mostrado muito eficientes na proteção e conservação das áreas que cobrem. Por exemplo, a presença do Ecomuseu dos Mangais, em Fortaleza no Brasil, aumentou em 10% a taxa de reflorestação desse ecossistema (Barros *et al.*, 2021). Contudo, não é preciso ir até ao outro lado do Atlântico para encontrarmos um bom exemplo de um ecomuseu. Em Portugal

existem vários exemplos, entre eles, o Ecomuseu do Redondo que, desde a sua fundação em 2009 tem vindo a educar e a sensibilizar os seus visitantes para a importância do Montado e das espécies que compõem este ecossistema.

O Ecomuseu é um novo modelo de conservação, envolvendo e sensibilizando a população. Com uma eficácia já demonstrada podem vir a ser uma excelente alternativa aos modelos mais tradicionais.

1.2- Alto de São Bento

O Alto de São Bento soergue-se ao norte da cidade de Évora (a cerca de 5km do centro histórico). Esta elevação apresenta características paisagísticas um tanto contrastantes face às áreas circundantes. O morro, maioritariamente granítico, permite, a quem o visita, ter uma vista ampla sobre o território alentejano e uma perspetiva única sobre a cidade de Évora. Nos seus arredores, este alto encontra-se coberto por um agrossistema de montado relativamente bem preservado.

Devido à relativa altitude (300 metros) do Alto de São Bento, no passado foram construídos vários moinhos de vento no local, de maneira a aproveitar a força motriz do vento para a moagem de cereais e fabrico artesanal de farinhas. Hoje em dia esses moinhos encontram-se desativados, servindo apenas como elementos de atração turística.

Todavia, um dos moinhos foi restaurado com um propósito de educação ambiental. Isto porque, graças à importância geológica (o grande batólito granítico que compõe o Alto de São Bento), florística (montado e todas as espécies vegetais únicas que alberga) e cultural (moinhos e importância arqueológica) do Alto de São Bento, a

Câmara Municipal de Évora decidiu criar ali o Núcleo Museológico do Alto de São Bento (NMASB), com intuito de educar a população, preservar a história do local e conservar a importante geologia e diversidade natural encontrada na região.

O NMASB desempenha um papel importante na educação ambiental da população de Évora, sensibilizando para a importância do Alto de São Bento. No entanto, fora do âmbito da educação ambiental, não existem outros projetos de conservação da área.

É de notar que, até à presente data, praticamente não existe informação científica publicada sobre o NMASB. De facto, só estão disponíveis alguns artigos que têm por foco a geologia única do NMASB (Ribeiro, 2006; Moita, 2007; Moita, Santos & Pereira, 2009).

Sobre a diversidade florística ou faunística local não existem publicações de todo. Quando me tentei informar sobre este assunto, os responsáveis pela gestão do NMASB afirmaram que a informação até existia (sobretudo a geologia e flora locais), mas a mesma encontrava-se em dossiers guardados no local (Núcleo Museológico). Estes dossiers, que são principalmente usados para projetos de educação ambiental, não teriam sido revistos ou atualizados, pelo que a sua validade científica estava comprometida. Sobre a vida animal, daquilo que me foi dado a conhecer, não existe qualquer tipo de bibliografia, quer publicada, quer do próprio NMASB.

Como biólogo e futuro mestre em Biologia da Conservação, eu considero que o Alto de São Bento se afigura como um local de grande potencial para a conservação da natureza. Pois parece capaz de albergar uma comunidade bastante diversa de plantas e de animais, no contexto biogeográfico alentejano. O mosaico paisagístico que ali se encontra cria uma oportunidade única para a ocorrência de diferentes espécies de vertebrados, entre elas de

anfíbios e de répteis. Este foi o principal mote incentivador para o meu projeto de dissertação. Poder contribuir com conhecimento herpetofaunístico, informação necessária para uma abordagem mais holística na gestão e conservação do NMASB, uma vez que pouco se sabe sobre quais as espécies animais que ocorrem no Alto de São Bento. Julgo ser trabalho pioneiro e que facilitará dados pertinentes para criar medidas de conservação em prol da biodiversidade local, abrindo caminho, inclusive, para trabalhos futuros dentro do NMASB.

1.3- Notas ecológicas sobre os anfíbios

Os anfíbios são uma classe de animais vertebrados (“*Amphibia*”) poiquilotérmicos caracterizados por possuírem a pele nua e permeável, a qual lhes facilita a respiração cutânea, mas também fica muito suscetível à dessecação. De todas as suas diferentes características talvez a mais marcante desta classe seja o seu ciclo de vida dual, entre uma fase larvar/juvenil aquática, seguida de metamorfose, e subsequente fase adulta terrestre ou aquática (Cogger, 2018). Conspicuaamente, um anfíbio pode ser identificado através das três principais formas que apresenta: ovo gelatinoso (sem casca); girino (larva juvenil aquática) e adulto (terrestre/aquática) (Zug *et al.*, 2001).

A dependência dualista por sistemas aquáticos e terrestres leva a que os anfíbios sejam muito sensíveis às alterações exógenas, quer de origem antropogénica, quer relativa às espécies invasoras, em ambos os meios ambientes (Hammer & McDonnell, 2008). Com o aumento da pegada ecológica humana à escala global, muitas das espécies deste grupo tão diverso têm vindo a ficar cada vez mais ameaçadas, estimando-se que atualmente cerca de 41% das

espécies conhecidas de anfíbios se encontra ameaçada, segundo o IUCN (2021).

No contexto biogeográfico da ampla bacia mediterrânea, o número de espécies ameaçadas em 2017 estava abaixo da média mundial, mas nem por isso era menos significativo. Cerca de 29% dos anfíbios presentes na região mediterrânea encontrava-se ameaçado. Ademais, na Bacia Mediterrânea há uma taxa de 68% de endemismo de anfíbios, a par de que esta região constitui um dos 25 *hotspots* mundiais, ou seja, zonas de uma grande importância biogeográfica e conservacionista, por nela existirem tantas espécies que não se encontram em mais lado nenhum do mundo (Çiçek & Cumhuriyet, 2017).

Assim, a estratégia de conservação dos anfíbios baseia-se em conservar a funcionalidade dos seus nichos ecológicos, nos seus três eixos principais: espacial, trófico e temporal (Vignoli *et al.*, 2007; Vignoli *et al.*, 2009). Localmente, uma boa maneira de conservar os anfíbios consiste em manter (ou recriar) uma rede de charcos temporários e outras zonas húmidas diversas; ora, no contexto iberomediterrânico, o agrossistema de montado/dehesa é um excelente sistema para cumprir este objetivo (Beja & Alcazar, 2003; Taddei & Zuffi, 2003). Alguns charcos são naturais, outros são artificiais, como os bebedouros para o gado, no entanto todos acabam por ser adequados para os anfíbios ibéricos, alguns mais para umas espécies, outros mais para as outras (Ferreira & Beja, 2013).

Os charcos temporários são importantes para os anfíbios, principalmente, por uma única razão: não permitem a sua colonização por peixes, os quais são os seus principais predadores/competidores naturais (Beja & Alcazar, 2003). Uma rede

diversa de charcos temporários com profundidades, áreas, formas e hidroperíodos diferentes permite a ocorrência de comunidades bastante diversas de anfíbios, pois permitem que as várias espécies consigam repartir os diferentes recursos sem terem que, obrigatoriamente, competir umas com as outras (Beja & Alcazar, 2003; Taddei & Zuffi, 2003; Vignoli et al., 2007; Vignoli et al., 2009).

Atualmente uma nova ameaça agrícola surgiu e tem vindo a expandir-se por Portugal: as culturas frutíferas intensivas (ex. olival, amendoal, pomares; frutos vermelhos, etc.). Estas culturas, devido às grandes demandas de água e à necessidade de ter o maior número possível de árvores no espaço alocado, levam à dessecação, degradação e, eventualmente, à destruição dos charcos temporários (Beja & Alcazar, 2003; Taddei & Zuffi, 2003).

Uma vez que para se conservarem os anfíbios é necessário conservarem-se os charcos, e isto implica não só mantê-los, mas também ter todo um conjunto de boas práticas que permitam a coexistência de culturas, gado e anfíbios, pode afirmar-se que as culturas intensivas não são compatíveis com a ocorrência de anfíbios, sendo por isso fundamental fazer-se todos os esforços para conservá-los noutros locais, tais como o NMASB.

Alguns dos cuidados a ter com os charcos são: evitar tapar os charcos com sedimentos ou entulho, evitar ou reduzir o seu uso para rega, quando for necessário realizar a sua limpeza tentar fazê-lo em alturas fora da época de reprodução dos anfíbios (García-Muñoz *et al.*, 2013). É ainda necessário conservar a área em que se encontram, pois não é só a intensificação de culturas que prejudica a diversidade de anfíbios num charco, mas também o abandono de terrenos. Muitas vezes isto deve-se ao sobre desenvolvimento da

vegetação que acaba por tapar ou degradar os charcos (Atauri & Lucio, 2001).

De salientar ainda que para os anfíbios da região mediterrânica, e especificamente da Península Ibérica, não existe, até à data, uma boa alternativa para os charcos temporários, tornando-se indispensável conservar os mesmos (Ferreira & Beja, 2013). Ora, a conservação de anfíbios parece indispensável, não só de forma a garantir a continuidade das espécies, mas também porque os anfíbios servem como bioindicadores e ainda como espécies guarda-chuva, ou seja, a sua conservação permite também, de forma indireta, conservar todo um conjunto de outras espécies e, eventualmente, todo o ecossistema (García-Muñoz, 2016).

1.4- Notas ecológicas sobre os répteis

Os répteis são animais vertebrados amniotas, ectotérmicos (“*Reptilia*”). No entanto, ao contrário dos anfíbios, a sua pele mostra-se totalmente coberta por escamas queratinosas epidérmicas, o que previne a dessecação. Os répteis são amniotas, portanto reproduzem-se através de ovos protegidos com casca calcária (Zug *et al.*, 2001). Desta forma, são muito pouco dependentes de água conseguindo existir nos locais mais áridos deste planeta (Cogger, 2018).

Em termos de conservação, este grupo não possui um grau de ameaça estimado tão elevado como o dos anfíbios. De facto, ao nível mundial, cerca de 17% de todas as espécies reptilianas apresentam um estatuto de ameaça. No entanto, é de notar que cerca de 19% das espécies estão classificadas com DD (data deficiente) (Tingley *et al.*, 2016; IUCN, 2021). Além disso, este é o grupo de vertebrados terrestres com maior número de espécies, em que só cerca de 40%

destas se encontram avaliadas, em comparação com os mais de 80% nas aves, mamíferos e anfíbios (Tingley *et al.*, 2016).

Na Bacia Mediterrânea, cerca de 54% das espécies de répteis existentes são endêmicas da região e 13% de todas as espécies apresentam estatuto de ameaça. No entanto, cerca de 17% das espécies estão classificadas como não avaliadas ou não existe informação suficiente (DD). Em comparação, no caso dos anfíbios só cerca de 6% é que não foi avaliada (Çiçek & Cumhuriyet, 2017). Pode-se por isso afirmar que, enquanto nos anfíbios as medidas de conservação são importantes para a continuidade das espécies, no caso dos répteis estas medidas são importantes não só para a sua continuidade, mas também são necessárias para o seu conhecimento, já que este é o grupo mais “esquecido” dentro dos vertebrados (Tingley *et al.*, 2016).

Em termos gerais, a ocorrência de uma espécie de réptil num determinado habitat depende de três variáveis principais: presença de abrigos (esconderijos, sombras, etc.), presença de espaços abertos e condições climáticas e meteorológicas adequadas. Por serem ectotérmicos, os répteis usam o calor do sol para se aquecerem (termorregulação), diretamente expondo-se ao sol (heliotermia) ou indiretamente aproveitando irradiação de calor (tigmotatismo) das superfícies aquecidas (ex. rochas, betão, troncos de árvores, etc.) (Zug *et al.*, 2001). Determinados tipos de monoculturas silvícolas, como os pinhais ou os eucaliptais, apresentam uma canópis muito densa não deixando a luz do sol passar, o que dificulta a permanência de répteis (Santos *et al.*, 2016).

Por outro lado, os ecossistemas agrossilvopastoris como o montado, com a sua heterogeneidade de luz e sombra são ótimos para os répteis (Godinho *et al.*, 2011). A densidade da canópis é

variável e a ocorrência de clareiras garantem que há sempre lugar ao Sol para estes animais. Não só isso, mas também a presença de afloramentos rochosos, buracos nas árvores, de arbustos e solos arejados permitem que haja abrigo para qualquer espécie de réptil com muito pouca competição interespecífica (Santos & Poquet, 2010; Godinho *et al.*, 2011; Santos *et al.*, 2016).

No entanto, quando abandonados, os terrenos dedicados ao montado passam muitas vezes por um sobre crescimento de ervas e arbustos, e perda de árvores que não vão sendo repostas. Isto implica uma redução de abrigos e de zonas abertas levando a uma redução da abundância e diversidade das comunidades de répteis (Santos & Poquet, 2010; Godinho *et al.*, 2011).

No contexto iberomediterrânico, a conservação dos répteis assenta, em parte, na manutenção das técnicas tradicionais de manejo do montado/dehesa e pela recuperação de terrenos baldios, para além de conservar e criar abrigos e zonas de exposição solar. Tal como nos anfíbios, a conservação das espécies de répteis acaba por ter impacto positivo noutras espécies de animais, principalmente porque muitas das espécies de répteis servem de presas a aves e mamíferos (Godinho *et al.*, 2011). Também algumas espécies de serpentes servem como controladores naturais de pragas, tendo utilidade para os interesses humanos.

1.5- Objetivos

Enquanto núcleo museológico, o NMSAB parece ser um local de grande potencialidade biológica, mas muito pouco estudado. De facto, a sua gestão é muito centrada em educação ambiental estudantil, mas menos focada noutros aspetos da conservação da natureza.

Com este trabalho conducente a dissertação pretendi realçar a importância do Alto de São Bento para as comunidades de anfíbios e répteis, na região de Évora. Mas também quis aferir se o modelo de Núcleo Museológico é suficiente ou se é necessário a mudança para um novo modelo, como o de Ecomuseu, na gestão e conservação do Alto de São Bento.

Para tal fui: identificar as espécies herpetofaunísticas que ocorrem no Alto de São Bento, determinar as suas abundâncias relativas e identificar possíveis padrões de distribuição espacial dentro do NMASB, de modo a ponderar se a biodiversidade do Alto de São Bento está a ser adequadamente conservada.

2- Metodologia

2.1- Área de estudo

A área de estudo abrangeu o terreno público municipal afeto ao Núcleo Museológico do Alto de São Bento (NMASB) e mais duas áreas privadas adjacentes (38.580889º, -7.937500º), compreendendo o conjunto uma área total de cerca de 14,8 hectares. No NMASB predomina a paisagem típica de montado, com relevância de espécies arbóreas do género *Quercus*, principalmente de sobreiro (*Q. suber*) e de oliveira/zambujeiro (*Olea* sp.), para além de existir uma grande diversidade de espécies arbustivas e herbáceas. Nesta área, emergem diversas formações rochosas, quase exclusivamente graníticas, que conferem uma heterogeneidade/rugosidade relevante.

Para este estudo, selecionei as duas áreas privadas adjacentes, uma vez que o NMASB não possui corpos de água, tais como charcos temporários, os quais são necessários à reprodução e

sobrevivência de várias espécies de anfíbios, aumentando assim a probabilidade de detetar espécies mais aquáticas e juvenis (Figura

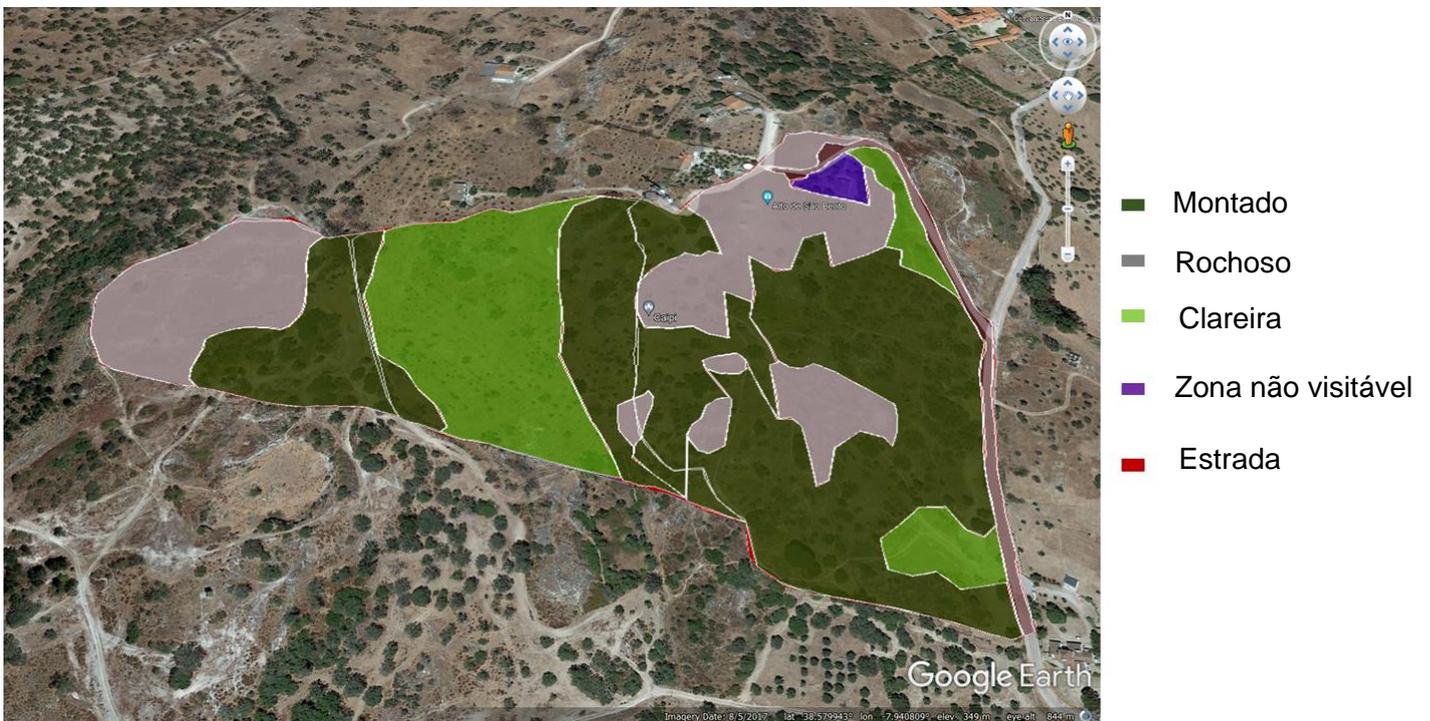


Figura 1- Unidades paisagísticas da área de estudo do Alto de São Bento

1).

Uma das áreas privadas, a área privada A (Figura 2), possui uma paisagem também típica de montado, mas mais aberta, assemelhando-se a uma grande clareira, possui um charco artificial, utilizado principalmente durante a primavera e verão como bebedouro para vacas. Este tipo de charcos, embora não ideais, costumam ser usados por várias espécies de anfíbios para reprodução (Caballero-Díaz *et al.*, 2020).

A outra área privada, a área privada B (Figura 2) foi selecionada por conter uma pedreira a céu aberto abandonada, muito propícia à ocorrência de diferentes espécies de répteis (Russo, 2007). Devido às características de escavação da pedreira abandonada, formam-se dentro dela, depois das chuvas sazonais, vários charcos temporários de inundação, com profundidades, superfícies de água e hidoperíodos diferentes. Isto recria micro habitats aquáticos que podem ser usados por várias espécies de anfíbios. A pedreira encontra-se também em contexto de montado semelhante ao do NMASB, mas com maior gestão humana e marcada presença de gado bovino.

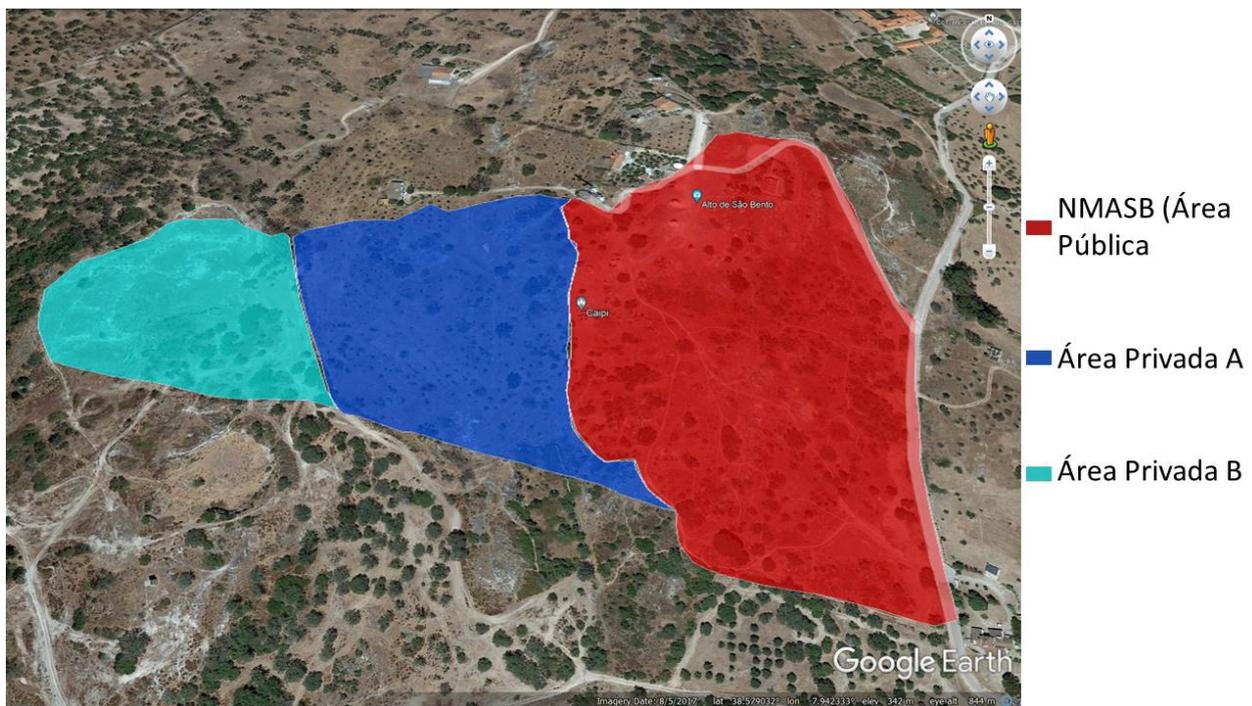


Figura 2- Limites das áreas diferentes: área pública, área privada A e área privada B

Em suma, a área de estudo deste trabalho pode dividir-se em: NMASB (7.97 hectares), área privada A (4.11 hectares) e área privada B (2.59 hectares).

2.2- Espécies herpetofaunísticas

Segundo Loureiro *et al.* (2008), em Portugal podemos encontrar 17 espécies de anfíbios e 30 espécies de répteis, sem contar com as tartarugas marinhas. Mas, no Alentejo Central/ distrito de Évora, seria expectável encontrar as seguintes 13 espécies de anfíbios: Caudata > *Lisotriton boscai* (Lb), *Pleurodeles waltl* (Pw), *Triturus pygmaeus* (Tp) e *Salamandra salamandra* (Ss); Anura > *Alytes cisternasii* (Ac), *Bufo spinosus* (Bs), *Discoglossus galganoi* (Dg), *Epidalea calamita* (Ec), *Hyla meridionalis* (Hm), *Hyla molleri* (Hmo), *Pelobates cultripes* (Pc), *Pelodytes Ibericus* (Pi) e *Pelophylax perezi* (Pp).

No que respeita aos répteis assinalaram-se para a região cerca de 20 espécies: Testudines > *Emys orbicularis* (Eo) e *Mauremys leprosa* (Ml); Amphisbaenia > *Blanus cinereus* (Bc); Lacertilia > *Acanthodactylus erythurus* (Ae), *Chalcides bedriagai* (Cb), *Chalcides striatus* (Cs), *Hemidactylus turcicus* (Ht), *Podarcis virescens* (Pv), *Psammodromus algirus* (Pa), *Psammodromus occidentalis* (Po), *Tarentola mauritanica* (Tm) e *Timon lepidus* (Tl); Serpentes > *Coronella girondica* (Cg), *Hemorrhois hippocrepis* (Hh), *Macroprotodon brevis* (Mb), *Malpolon monspessulanus* (Mm), *Natrix astreptophora* (Na), *Natrix maura* (Nm), *Vipera latastei* (Vl) e *Zamenis scalaris* (Zs).

2.3- Métodos de amostragem e de tratamento de dados

Para além dos organismos identificados, foram ainda utilizados diferentes objetos como: galochas, lanternas, camaroeiros, guia de identificação de anfíbios e répteis (Garcia-Paris *et al.*, 1989) e serpentes (Crespo & Sampaio, 1994). Para a organização e análise

dos dados recolhidos recorri a um conjunto de diferentes aplicações: *Google Maps* para a recolha dos dados no campo, *Google Earth* para determinar em que biótopo os indivíduos se encontravam, *Excel* para organização dos dados e *R Studio* para a análise dos dados.

Para a seleção dos métodos de amostragem usados neste trabalho, considerei vários fatores: a pouca disponibilidade de recursos humanos (só um investigador); o gasto com materiais; a necessidade de cobrir o máximo da área de estudo; e realizar uma divisão prática e não complexa dos diferentes setores/biótopos presentes na área de estudo.

Por estas razões, optei por realizar uma amostragem por transetos (herpetológicos, em ziguezague, vasculhando pontualmente os microhabitats favoráveis). Esta metodologia permite uma identificação bastante adequada das presenças/ausências das diferentes espécies de anfíbios e répteis, bem como facilita a recolha da localização, sendo um dos métodos menos dispendiosos, quer em esforço, quer em recursos (Corn, 1990; Gingras *et al.*, 1999; Hutchens & DePerno, 2009).

Para efeitos de amostragem considerei na área de estudo a categorização e respetiva delimitação de três diferentes setores/unidades paisagísticas: Montado, Rochoso e Clareira (Figura 1). A categoria Montado abrangeu todas as áreas de maior densidade arbórea com predominância de azinheira e sobreiro (*Quercus ilex* e *Q. suber* respetivamente), correspondente a cerca de 47% de toda a área de estudo. Como Rochoso, categorizou-se todas as manchas com afloramentos rochosos expostos, com pouca ou nenhuma arborização (cerca de 26% da área de estudo). Dada a geomorfologia granítica do Alto de São Bento, ocorrem também afloramentos rochosos dentro das áreas de montado. Pareceu-me

justificável a separação/distinção entre Montado e Rochoso, em função da predominância (ou não) do coberto arbóreo nestes tipos de paisagem. Por último, Clareira correspondia a todas as áreas com baixa densidade arbórea e predominância de herbáceas e espécies arbustivas, ou seja cerca de 22% da área de estudo. De notar que os 5% restantes correspondem à estrada incluída e a manchas indiferenciadas. Esta divisão de setores foi essencialmente pragmática, portanto feita segundo os meus próprios critérios.

Tendo em conta a representatividade de cada setor/unidade paisagística, foram delineados 4 transetos de modo a garantir uma cobertura representativa da área de estudo: 3 transetos dentro do NMASB e 1 transeto que passava pelos dois terrenos privados referidos anteriormente (Figura 3).

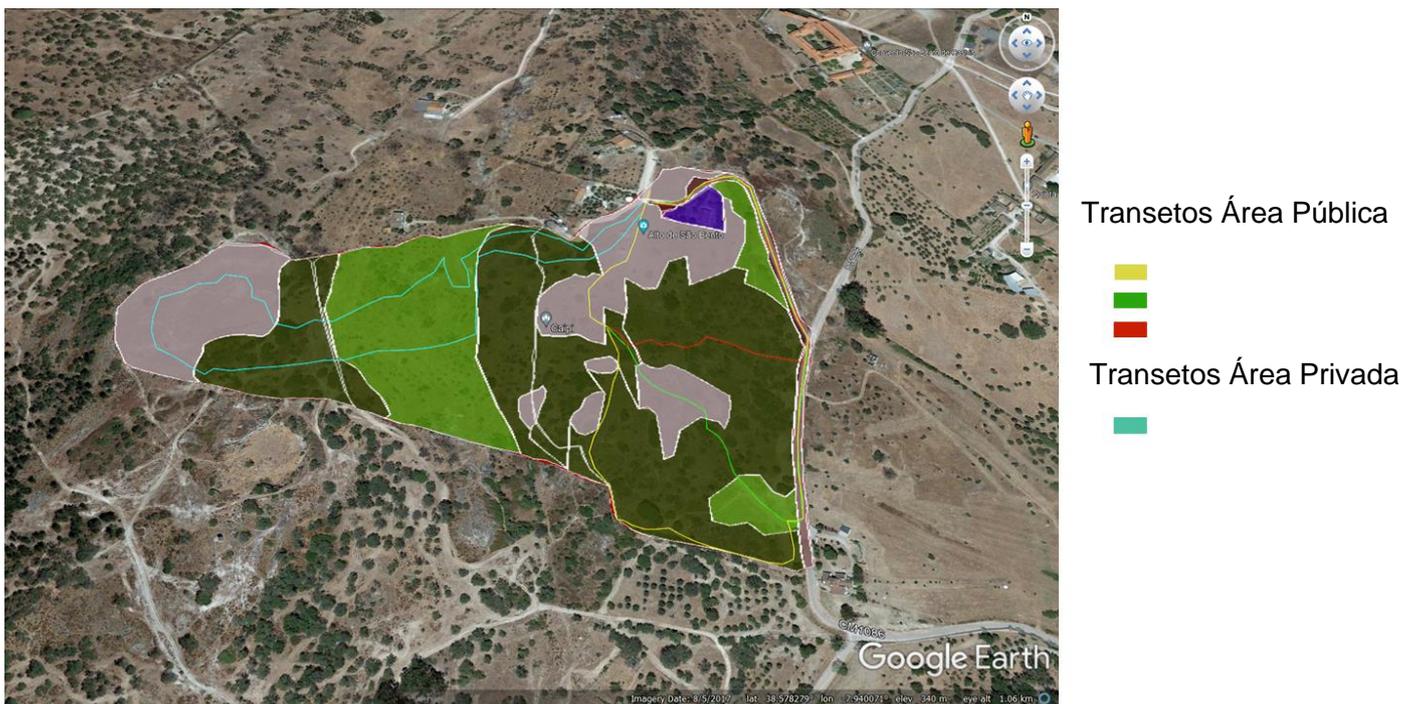


Figura 3- Desenho dos 4 transetos por mim percorridos neste estudo

A amostragem dos anfíbios foi feita em noites com chuva com temperatura superior a 10°C, por intermédio de transetos. Os indivíduos avistados foram identificados e a sua localização era registada. Também foram identificadas espécies de anuros pelo som

dos coaxos emitidos pelos machos em época de reprodução. Todavia, devido à acústica da área de estudo e à inexperiência do autor, nem sempre foi possível registrar, nem o número de indivíduos, nem a sua localização precisa. Colhi, ainda, posturas, larvas e juvenis de anfíbios nos charcos presentes nas propriedades privadas. Esta amostragem resultava na passagem de um camaroeiro três vezes em diferentes pontos dos diferentes charcos, ficando registada a espécie e estimada a quantidade de indivíduos capturados segundo classes (1, 2, 5, 10, 20, 50, 100, 500, >1000 indivíduos).

Há que referir no presente quadro de alteração climática, que durante o intervalo de meses em que decorreu este estudo, as condições meteorológicas vigentes na região de Évora propiciaram poucos e curtos períodos de chuva o que acabou por prejudicar a amostragem de anfíbios no Alto de São Bento.

A amostragem de répteis foi realizada em dias em que as temperaturas superavam os 16-17° C e foi feita nas horas em que a temperatura variava entre os 16-17°C e os 25-26°C, geralmente entre as 9h e as 11h. Isto porque, temperaturas inferiores ou superiores aos valores mencionados, geralmente correspondiam a uma redução significativa de indivíduos observados. A amostragem foi somente feita de manhã pois, sendo a área de estudo um ponto turístico, ao fim do dia havia na zona uma grande presença humana pelo que me era praticamente impossível avistar qualquer réptil. Nesta amostragem eram registados os indivíduos avistados, tal como vestígios (peles) identificando-se a espécie e sua localização. Todas as saídas para amostragem foram cronometradas.

Os dados foram posteriormente analisados recorrendo aos programas informáticos *Excel* e *R Studio*. A abundância relativa foi

calculada através do número de indivíduos encontrados por minuto. Os padrões espaciais determinaram-se recorrendo a uma análise de variância (não paramétrica) Kruskal-Wallis: para cada espécie com registos suficientes, de maneira que houvesse cerca de 5 indivíduos por unidade paisagística (McKnight & Najab, 2010; Lomuscio, 2021)

3- Resultados

Nos resultados que se seguem, para qualquer análise estatística, foi considerado um intervalo de confiança de 95%. Como separador decimal tive que usar o ponto (.), para evitar os erros de configuração e de leitura digital entre os programas informáticos *Excel* e *Rstudio* (e o próprio *MSWord*) e na subsequente extração de tabelas e de gráficos analíticos. E mantive essa coerência também no corpo de texto da dissertação.

3.1- Anfíbios

Foram realizadas 27 saídas para amostrar anfíbios, totalizando cerca de 33,5 horas, maioritariamente distribuídas por dois períodos de tempo: Fevereiro a Maio de 2021 e Setembro de 2021 a Maio de 2022. Devo destacar que o cálculo das horas de campo resulta de uma estimativa, uma vez que as primeiras saídas não foram corretamente cronometradas, pelo que se lhes aplicou um tempo médio de 68 minutos. De facto, o primeiro período foi mais técnico-pedagógico: para aprender e melhorar a minha técnica de amostragem durante esses primeiros meses. Apesar de também ter recolhido dados durante as diferentes sessões de amostragem, o segundo período de tempo já foi mais intensivo e exclusivamente

dedicado à recolha de dados. Foram registados um total de 309 indivíduos distribuídos por 12 espécies diferentes (Tabela 1).

Tabela 1-Síntese dos diferentes dados recolhidos. As colunas "Abundância ind/h"; "Rochoso ind/h"; "Clareira ind/h" e "Montado ind/h" foram criadas usando os dados dos adultos. Abundâncias com * encontram-se subestimadas

Espécies	Nome comum	Aundância Absoluta	Abundância ind/h	Rochoso ind/h	Clareira ind/h	Montado ind/h	Nº de larvas por charco
Ac	Sapo parteiro	Adulto- 6 Larva- 0	0.18	0.15	0.00	0.03	Rochoso- 0 Clareira- 0
Bs	Sapo comum	Adulto- 5 Larva- 0	0.15	0.15	0.00	0.00	Rochoso- 0 Clareira- 0
Dg	Sapo de focinho pontiagudo	Adulto-1 Larva-0	0.03	0.00	0.00	0.00	Rochoso- 0 Clareira- 0
Ec	Sapo corredor	Adulto- 140 Larva- >1000	4.18	2.33	0.48	1.37	Rochoso- 1000 Clareira- 10
Hm	Rela	Adulto-1* Larva- >10	0.03	0.00	0.03	0.00	Rochoso-1 Clareira-10
Lb	Tritão de Ventre laranja	Adulto-0 Larva-20	0.00	0.00	0.00	0.00	Rochoso- 0 Clareira-20
Pc	Sapo de esporas	Adulto- 36 Larva- >20	1.07	0.66	0.12	0.30	Rochoso- >2 Clareira- >20
Pi	Rã de verrugas verdes	Adulto-0 Larva- >100	0.00	0.00	0.00	0.00	Rochoso- 0 Clareira- >100
Pp	Rã verde	Adulto- 3* Larva-0	0.09	0.09	0.00	0.00	Rochoso-0 Clareira- 0
Pw	Salamandra de costelas salientes	Adulto- 6 Larva- 10	0.18	0.06	0.06	0.06	Rochoso- 0 Clareira- 10
Ss	Salamandra comum	Adulto-100 Larva-0	2.98	0.75	0.90	1.34	Rochoso-0 Clareira- 0
Tp	Tritão pigmeu	Adulto- 11 Larva- 2	0.33	0.21	0.09	0.03	Rochoso-2 Clareira- 0
Total		Adulto- 309 Larva- >1100	9.19	4.39	1.67	3.13	Rochoso- 1015 Clareira- 160

De salientar, que os indivíduos registados em três espécies ficaram subestimados (Tabela 1). No caso da rela *Hyla meridionalis* (Hm) e da rã-verde *Pelophylax perezi* (Pp) a grande maioria de indivíduos foram detetados bioacusticamente através dos coaxos emitidos pelos machos. Porém tive dificuldades em precisar quer o setor/unidade paisagística em que os animais estavam a coaxar, quer em estimar o seu número efetivo. Também devo apontar que, como se demonstra na Tabela 1, foram detetados girinos; como

mínimo estipulei a equivalência que por cada postura fossem precisos ou correspondessem dois indivíduos adultos.

O terceiro caso respeita ao sapo de focinho pontiagudo *Discoglossus galganoi* (Dg) em que foi somente encontrado um indivíduo fora dos limites da área de estudo, mas suficientemente próximo para que a sua presença seja muito provável na área amostrada. Obviamente por mero procedimento metodológico, não foi possível atribuir-lhe a sua presença nos campos de preenchimento da Tabela 1.

Entretanto, os dados referentes a larvas (que inclui não só girinos, mas também posturas) foram recolhidos de modo menos sistemático, devido à minha própria inexperiência. Assim só foram usados para confirmação da ocorrência de espécies e/ou da sua reprodução dentro da área de estudo.

Os dados de abundância relativa correspondem ao cálculo estimado do número de indivíduos encontrados por hora. Assim verificou-se uma abundância relativa média de 9.19 indivíduos/hora para os anfíbios presentes no Alto de São Bento. O setor com maior abundância foi o Rochoso com 4.39 ind/h, seguido do Montado com 3.13 ind/h e em último a Clareira com 1.67 ind/h. (Figura 4)

A espécie mais abundante foi o sapo corredor *Epidalea calamita* (Ec) com 140 indivíduos registados, ou seja, abundância relativa de 4.18 ind/h. Não contando com as três espécies subestimadas, os anfíbios menos abundantes foram o sapinho de verrugas verdes *Pelodytes ibericus* (Pi) e o tritão de ventre laranja

Lissotriton boscai (Lb) uma vez que só foram encontrados juvenis destas duas espécies (Tabela 1).

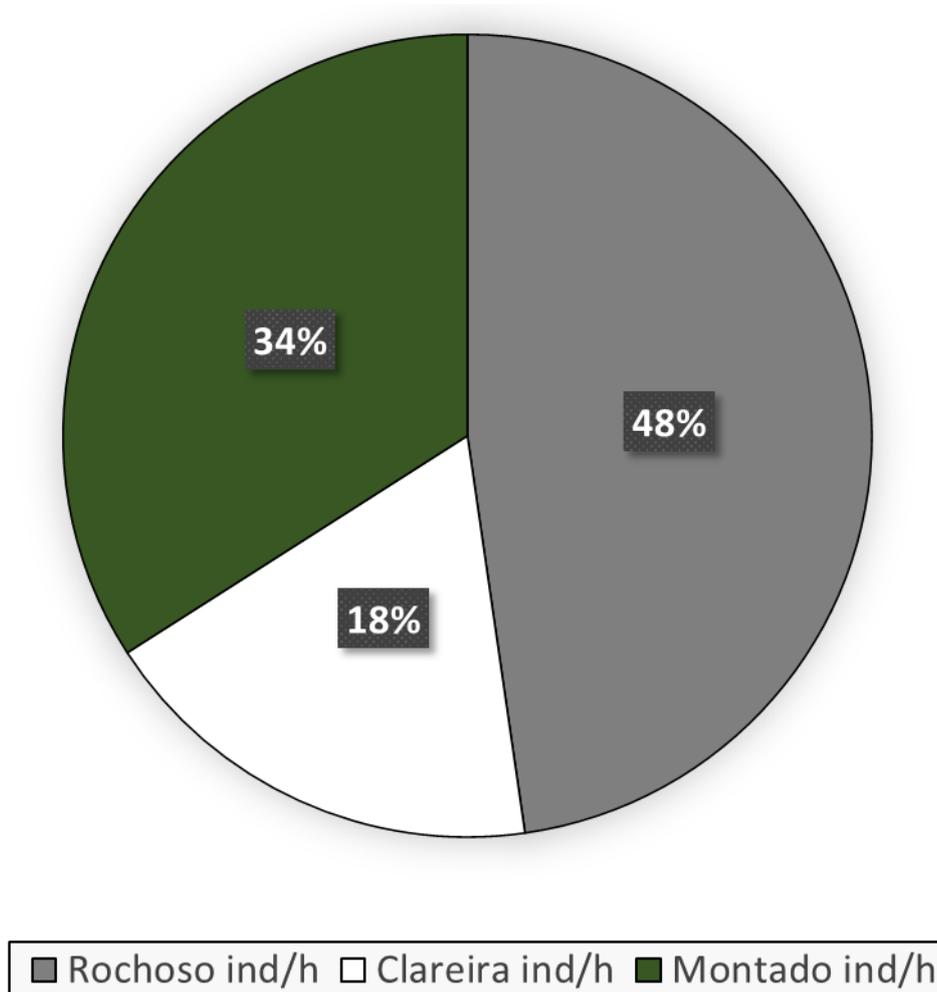


Figura 4- Gráfico da distribuição (em percentagem) de anfíbios pelas diferentes unidades/setores

Em suma, três espécies predominam na comunidade de anfíbios do Alto de São Bento, correspondendo no seu conjunto amostrado a cerca de 89% dos registos: *Epidalea calamita* (Ec; 45%), *Salamandra salamandra* (Ss; 32%) e *Pelobates cultripes* (Pc; 12%) - Figura 5.

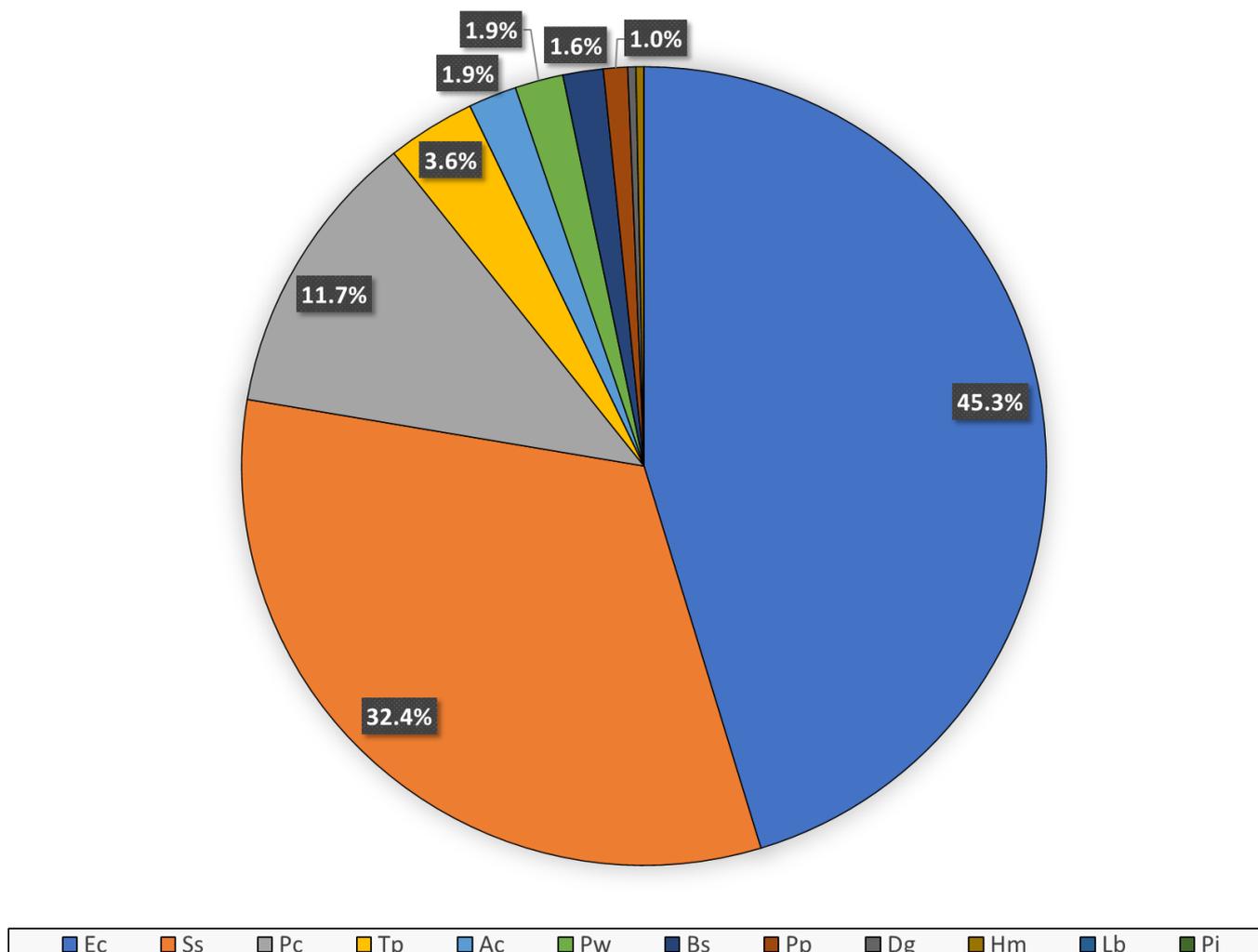


Figura 5- Gráfico da representatividade (em porcentagem) das diferentes espécies de anfíbios

De entre as 9 espécies em que foram registrados adultos, 6 delas eram mais observadas em ambientes rochosos. A salamandra de costelas salientes (*Pleurodeles waltl*, Pw) não diferiu na abundância comparada entre os três diferentes biótopos. A rã *Hyla meridionalis* (Hm) só foi registrada no charco no setor Clareira e a salamandra comum (*Salamandra salamandra*, Ss) foi sempre mais abundante na paisagem de Clareira (Figura 6).

Apenas em três espécies - *Epidalea calamita* (Ec), *Salamandra salamandra* (Ss) e *Pelobates cultripes* (Pc) - houve dados suficientes

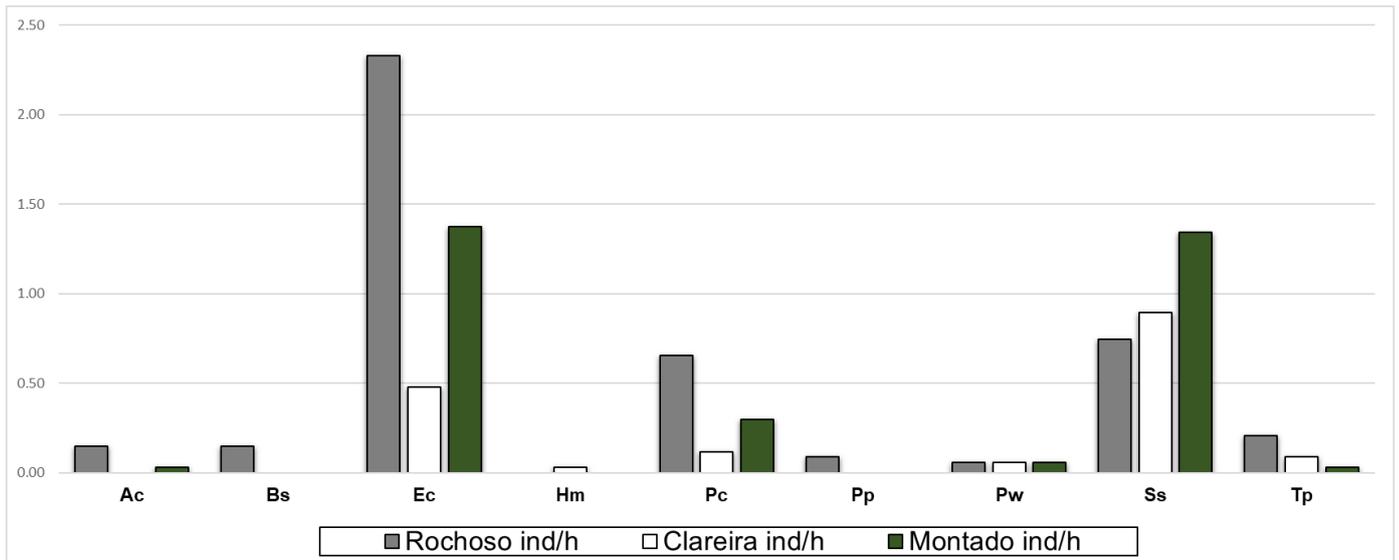


Figura 6-Gráfico da distribuição (abundância indivíduos/hora) de cada espécie pelas diferentes unidades/setores

para realizar uma análise não paramétrica Kruskal- Wallis (H_0 =similar abundância/preferência por setor/unidade paisagística), com intervalo de confiança de 95%. Os resultados obtidos foram significativos para o sapo corredor (Ec ; p-value < 0.01) e para o sapo de esporas (Pc; p-value= 0.012), mas não para a salamandra (Ss). Não obstante, os diagramas de caixas com extensores (quartis) mostravam alguma diferença visível entre as unidades paisagísticas (Figura 7).

Assim sendo, a seguir a ANOVA de Kruskal-Wallis realizei os testes *post hoc* de Dunn com as três espécies, para determinar entre quais unidades paisagísticas as diferenças eram significativas. No caso do sapo corredor Ec a diferença era significativa entre o Montado ou o Rochoso com a Clareira: p-value = 0.023 e p-value <0.005 respectivamente (Figura 8).

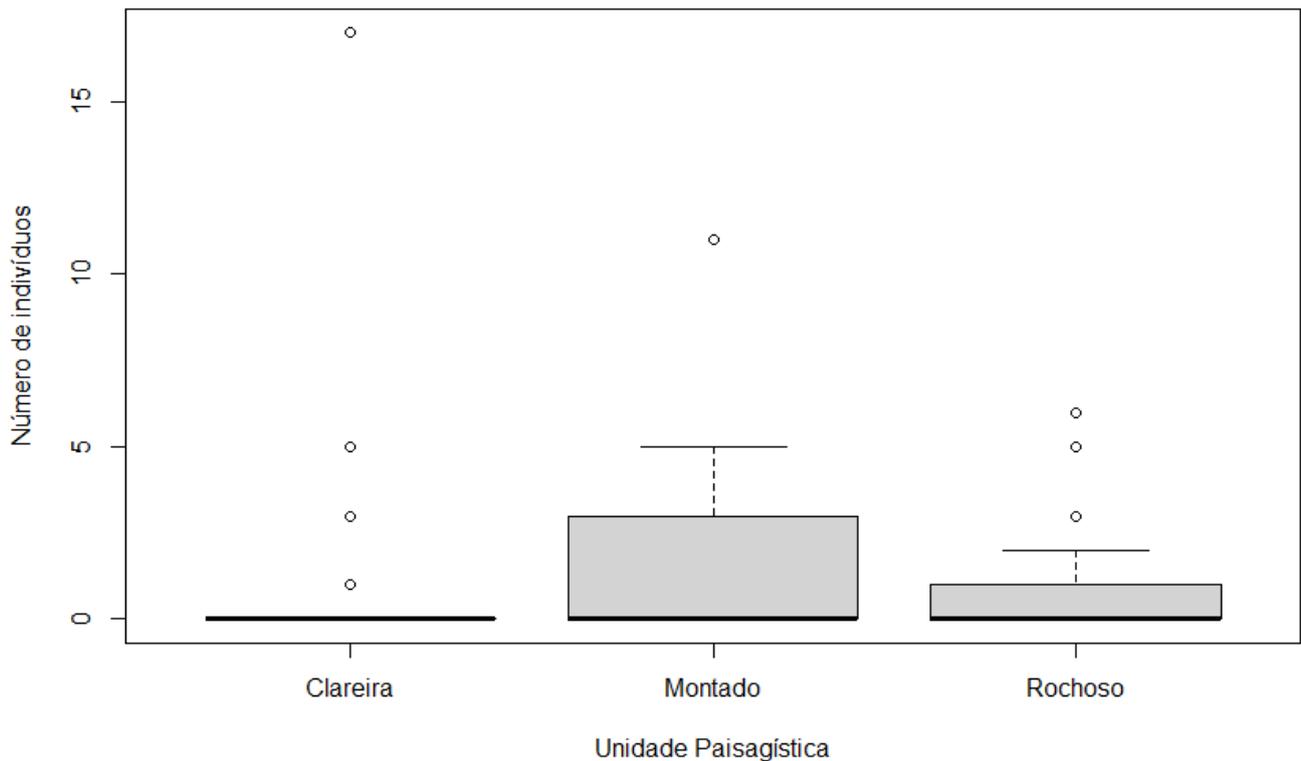


Figura 7- Diagrama de caixa com extensores (quartis) do número de Salamandra (Ss) por unidade/setor

No sapo de esporas (Pc) o teste de Dunn mostrou diferenças significativas entre Rochoso e cada uma das outras duas unidades paisagísticas ($p\text{-values} < 0.025$ em ambos casos) - Figura 9. Por fim, para a salamandra (Ss), testou uma relação entre clareira e montado ($p\text{-value}$ de 0.0272), embora não significativa quando estipulada para um intervalo de confiança de 95%, o que em dados ecológicos pode acontecer (Figura 7). Em suma pode-se rejeitar a H_0 para as três espécies testadas.

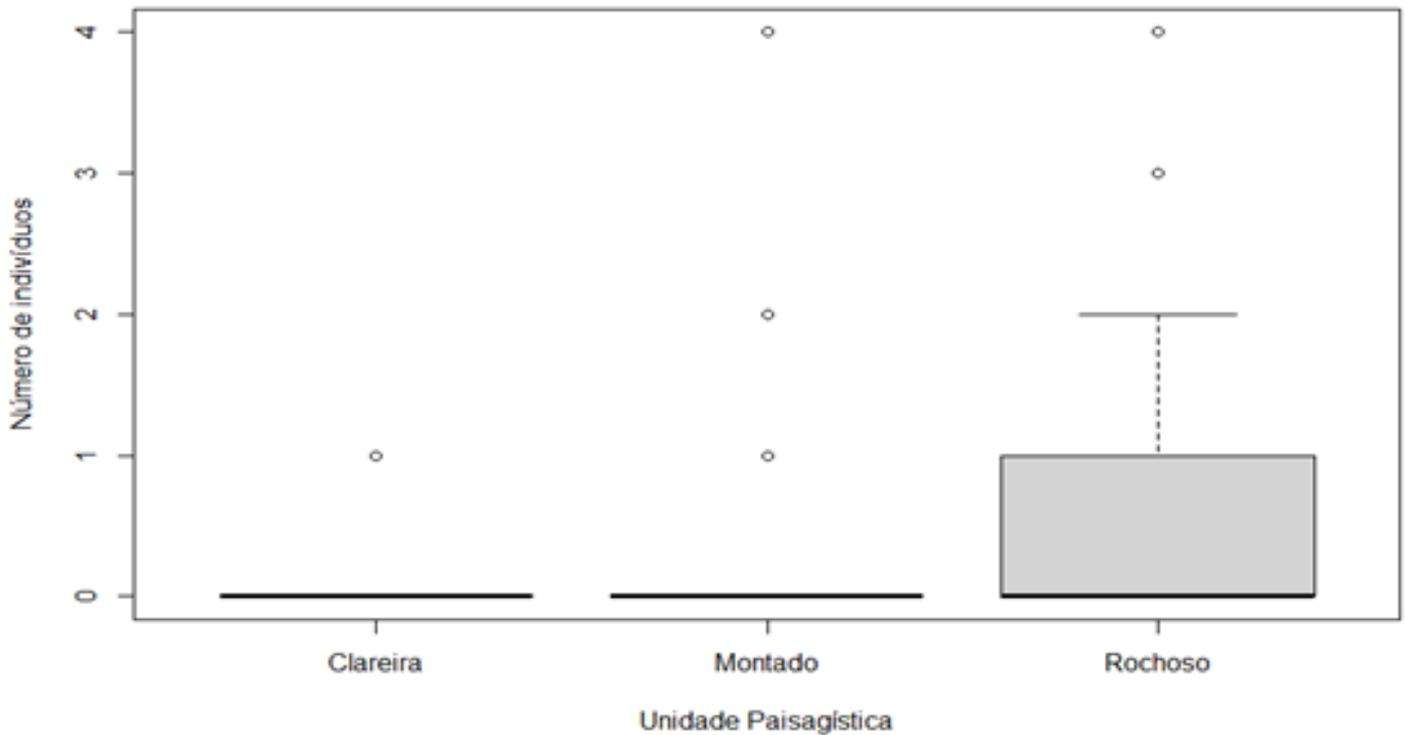


Figura 9- Diagrama de caixa com extensores (quartis) do número de sapo de esporas (Pc) por unidade/sector

As diferentes espécies de anfíbios também se distribuíram de forma não equitativa, entre a área pública do Alto de São Bento e as duas áreas privadas (A e B) incluídas neste estudo. A área pública

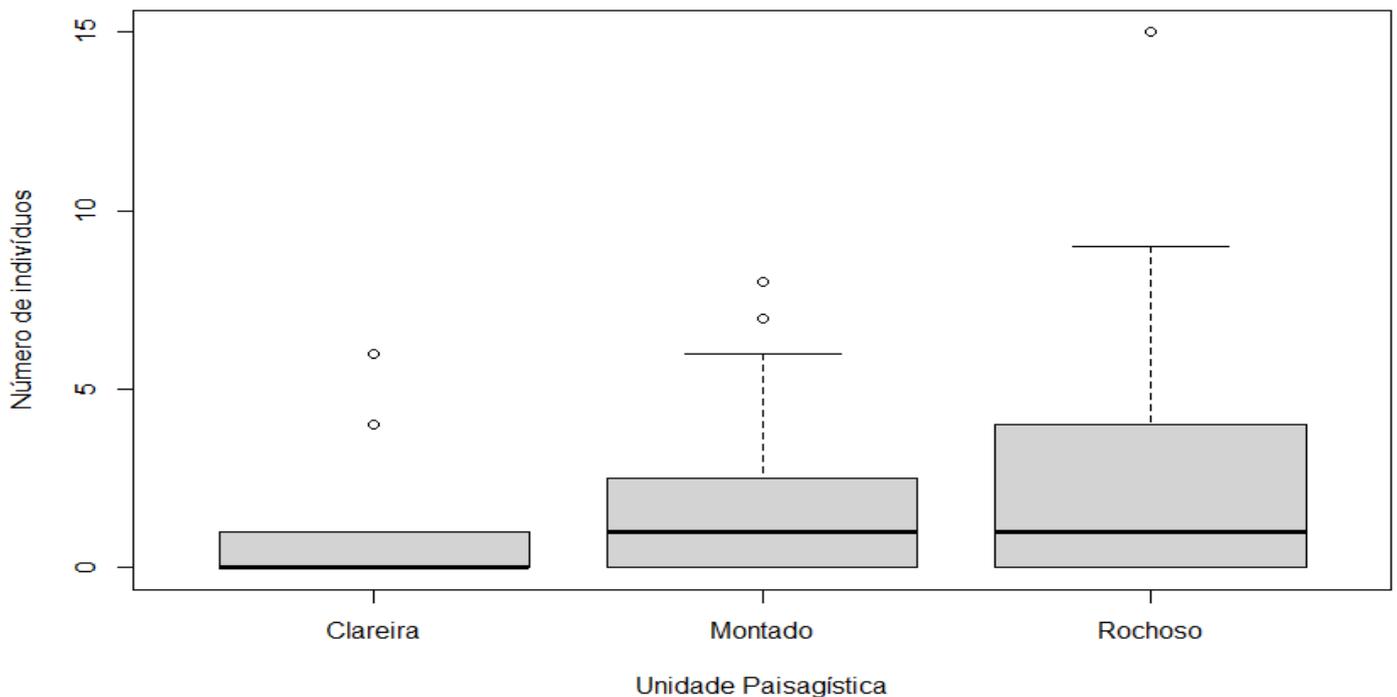


Figura 8- Diagrama de caixa com extensores (quartis) do número de sapo corredor (Ec) por unidade/sector

abrangia 54% de toda a área estudada. Aí a área privada A, sobretudo coberta por Clareira, somou 28% do terreno. E a área privada B, onde há uma antiga pedreira, apresentava na sua maioria Rochoso, e correspondia aos restantes 18% (Figura 10). De realçar que só havia corpos de água nas duas áreas privadas.

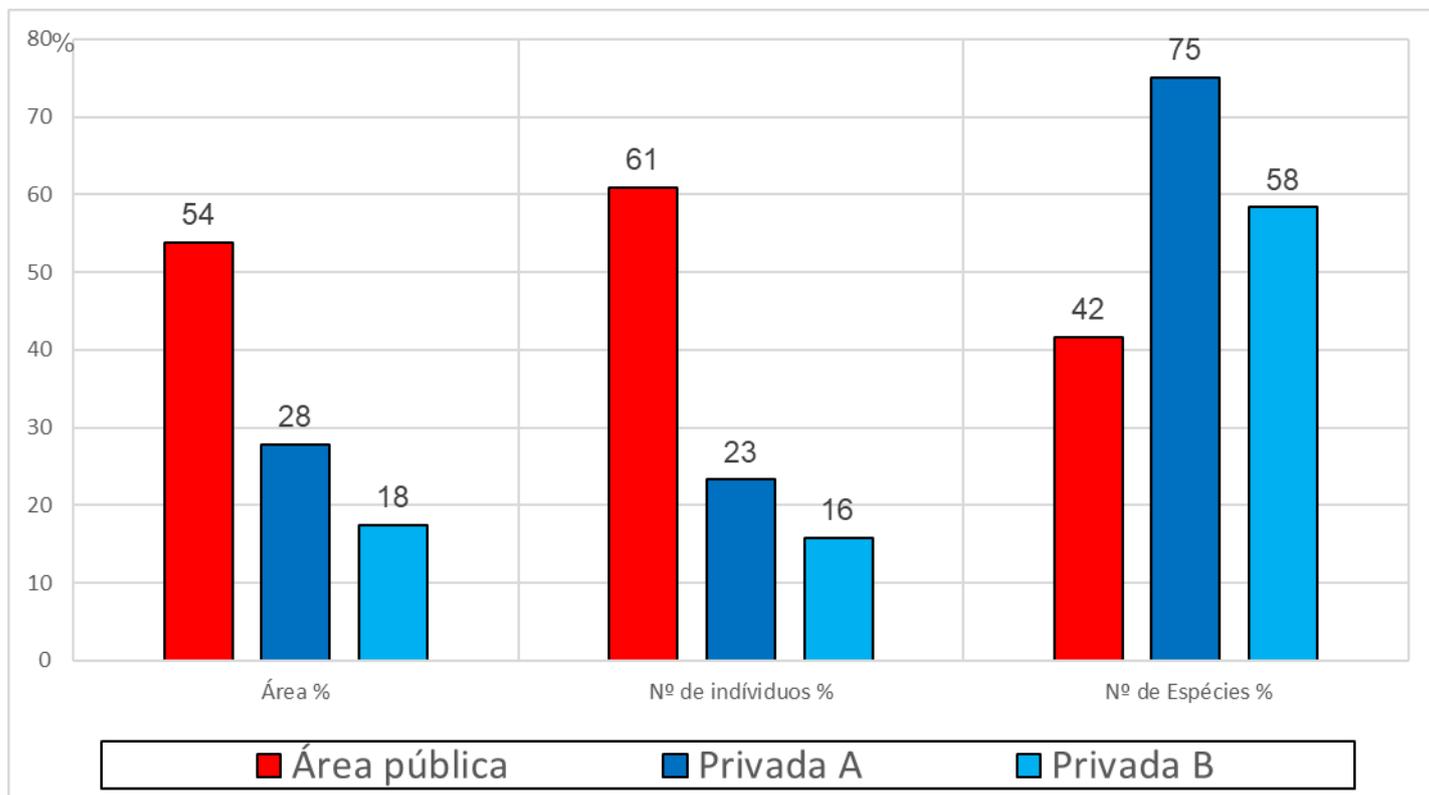


Figura 10-Gráfico de barras da variação do número de indivíduos e do número de espécies de anfíbios entre a área pública, a área privada A e a área privada B. Valores apresentados em percentagem

A abundância das espécies de anfíbios foi maior na área pública, onde cerca 61% dos indivíduos foram observados. Na área privada A contaram-se 23% dos indivíduos observados e finalmente 16% deles na área privada B (Figura 10).

Em termos de riqueza específica, a área com maior número de espécies foi a área privada A com 9 espécies, ou cerca 75% de todas as espécies encontradas; a seguir foi a área privada B com 7 espécies (58%) e finalmente a área pública com 5 espécies (42%). Ou seja, as duas áreas privadas contêm entre si praticamente todas as espécies presentes no Alto de São Bento (Figura 10).

3.2- Répteis

Foram realizadas 62 saídas de campo com o intuito de amostrar os répteis, totalizando 69.5 horas repartidas por três períodos: 29 de Março de 2021 a 7 de Julho de 2021, 7 de Setembro de 2021 a 9 de Novembro de 2021 e de 23 de Março de 2022 a 21 de Julho de 2022. Tal como ocorreu com os anfíbios, as horas de campo também resultam de uma estimativa, uma vez que as primeiras saídas não foram devidamente cronometradas. Neste caso foi-lhes estimado um tempo médio de 61.5 minutos. Deste trabalho de amostragem resultou a identificação de 11 espécies de répteis que ocorrem na área de estudo, e o registo total de 332 indivíduos.

A abundância relativa de répteis, dentro da área de estudo, foi de 4.78 indivíduos/hora. A unidade paisagística onde se estimou a maior abundância foi a categoria Rochoso (2.99 ind/h), a seguir o Montado (1.25 ind/h) e finalmente a Clareira (0.53 ind/h) - Tabela 2. Em suma, a maioria das espécies foram mais observadas em unidades/setores rochosos (Figura 11).

Tabela 2-Dados de abundância de répteis, totais e relativos a cada unidade paisagística

Espécie	Nome Comum	Abundância absoluta	Abundância ind/h	Rochoso ind/h	Montado ind/h	Clareira ind/h
Bc	Licranço	4	0.06	0.03	0.01	0.01
Cb	Esquinco de Bedriagai	3	0.04	0.01	0.00	0.03
Hh	Cobra de ferradura	12	0.17	0.13	0.04	0.00
Ht	Osga turca	2	0.03	0.03	0.00	0.00
Mb	Cobra de capuz	1	0.01	0.01	0.00	0.00
Mm	Cobra rateira	5	0.07	0.01	0.04	0.01
Nm	Cobra de água viperina	2	0.03	0.03	0.00	0.00
Pa	Lagartixa do mato	182	2.62	1.38	0.82	0.42
Pv	Lagartixa verde	2	0.03	0.03	0.00	0.00
Tm	Osga comum	112	1.61	1.27	0.29	0.06
Zs	Cobra de escada	7	0.10	0.06	0.04	0.00
Total		332	4.78	2.99	1.25	0.53

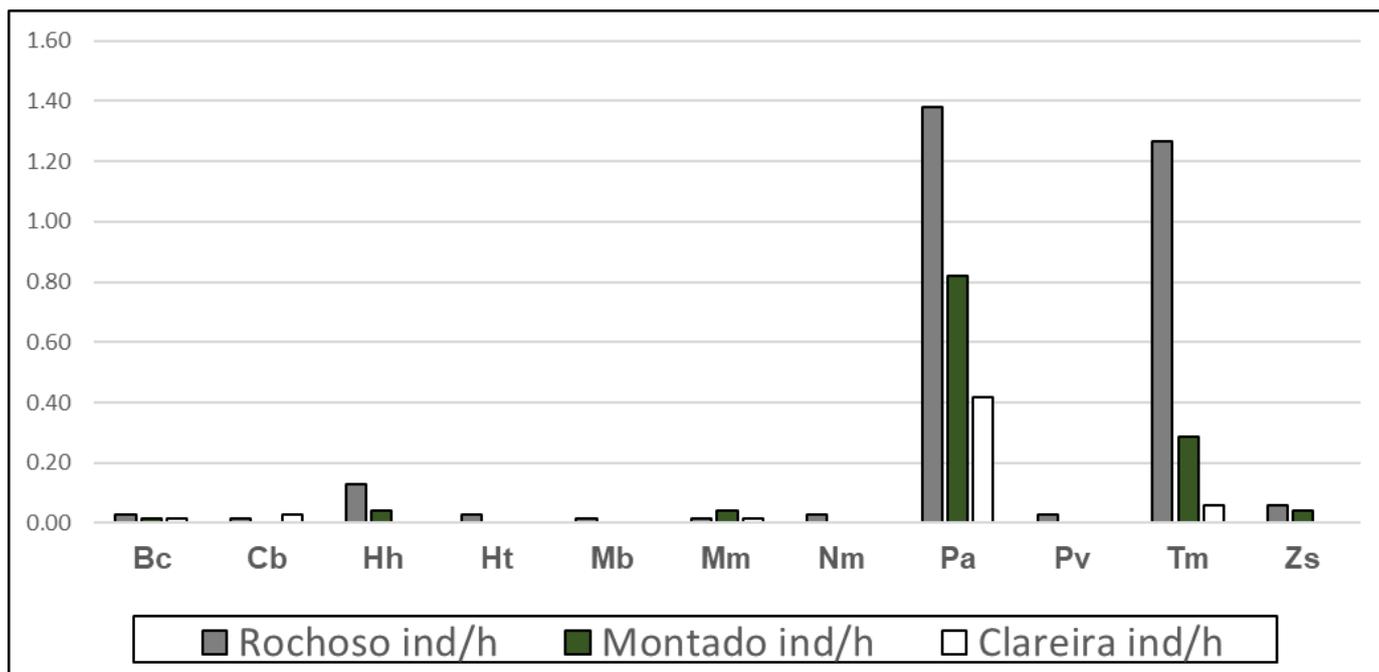


Figura 11-Gráfico da distribuição (abundância indivíduos/hora das diferentes espécies de répteis pelas diferentes unidades/setores

Houve duas espécies muito abundantes: a lagartixa do mato *Psammodromus algirus* (Pa), com 182 registros, o que corresponde a cerca de 55% de todos os registros; e a osga comum *Tarentola mauritanica* (Tm), com 112 indivíduos registrados (cerca 34%). Assim, estas duas espécies juntas representam 88.5% de todos os indivíduos registrados (Figura 12).

Com os mesmos pressupostos e hipótese nula (H0), já antes explicados, realizei testes ANOVA de Krushkal-Wallis para as duas espécies de répteis com mais registros: *Psammodromus algirus* (Pa) e *Tarentola mauritanica* (Tm). No que respeita a Pa, a sua abundância foi significativamente maior (p-value < 0.01) em Rochoso (1.38 ind/h), seguido de Montado (0.82 ind/h) e a abundância foi menor na Clareira (0.42 ind/h).

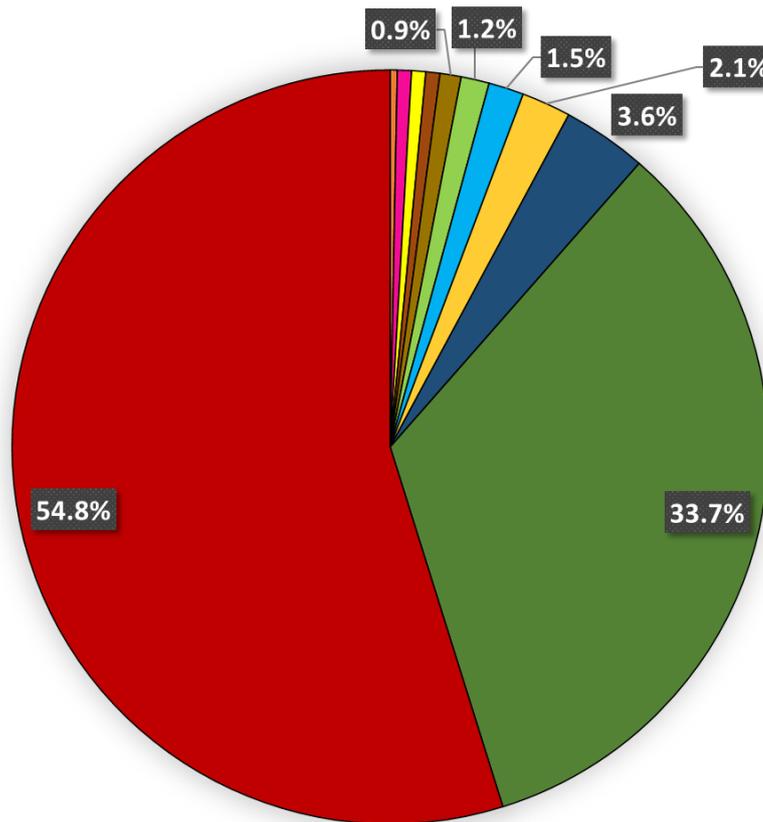


Figura 12- Gráfico com a proporção de cada espécie de répteis observada

Os posteriores testes de Dunn mostram particularmente diferenças de indivíduos de lagartixa (Pa), entre Clareira e Montado ($p\text{-value} < 0.025$) e entre Clareira e Rochoso ($p\text{-value} < 0.025$), em que a Clareira parece sempre a menos utilizada (Figura 13).

Quanto à osga (Tm), a ANOVA Krushkall-wallis também foi significativa ($p\text{-value} < 0.01$), com os testes a demonstrar diferenças significativas entre Rochoso e Clareira e Rochoso e Montado, ($p\text{-value} \approx 0$). Nas duas situações, Rochoso foi sempre o mais utilizado (Figura 14).

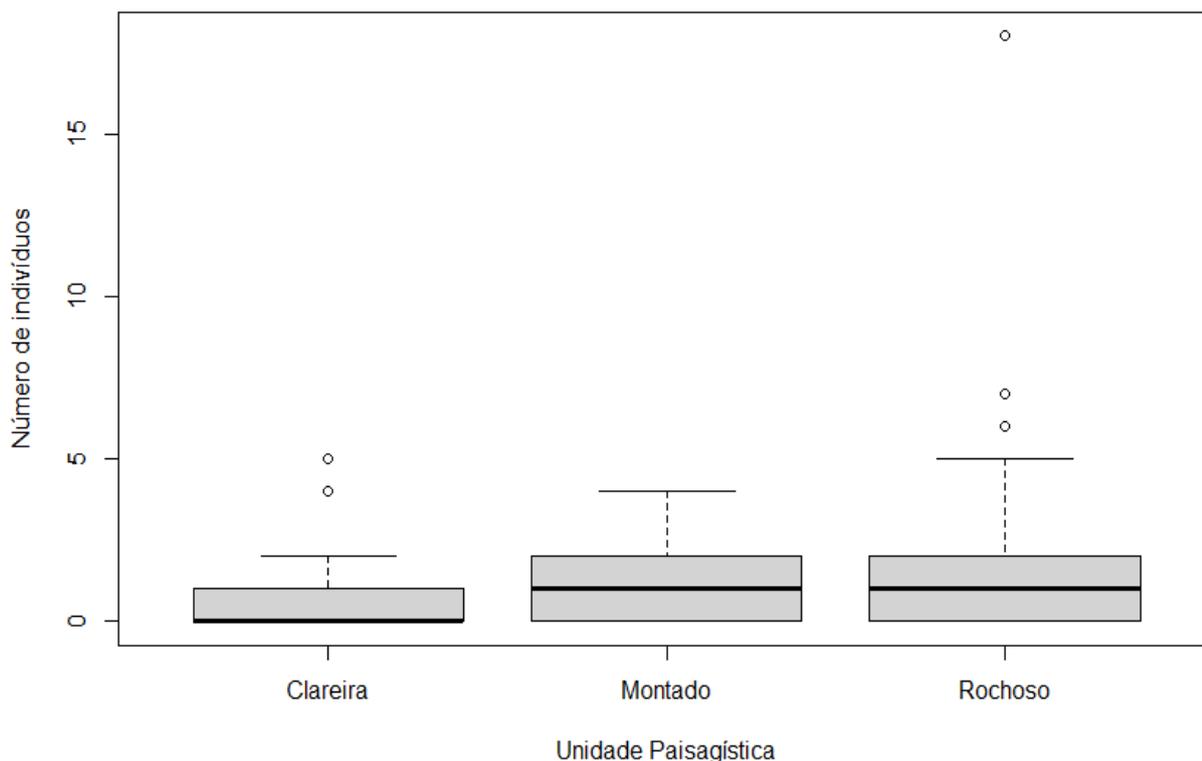


Figura 13- Diagrama de caixa com extensores (quartis) da distribuição dos indivíduos de Pa pelas diferentes unidades paisagísticas

Na totalidade da distribuição dos répteis registados, entre a área pública do NMASB e as duas áreas privadas, pode constatar que foram encontrados mais indivíduos na área pública e também foi aí que foram encontradas mais (10) espécies, correspondendo a 91% do total observado. É importante ter em conta que área pública, além da sua maior extensão, também foi mais amostrada foi (Figura 15).

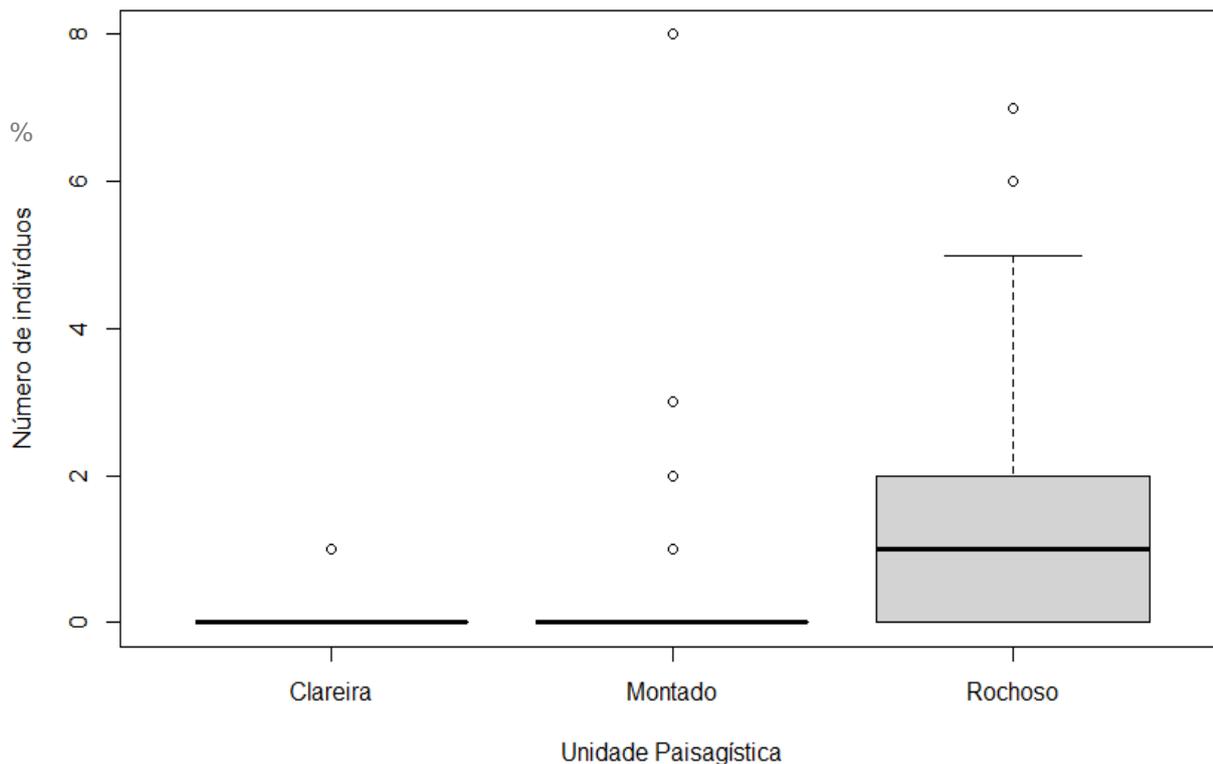


Figura 15-Diagrama de caixa com extensores (quartis) da distribuição dos indivíduos de osga Tm pelas diferentes unidades paisagísticas

De notar que a área privada A (a segunda mais extensa) só contve 6% dos répteis e três (27%) das espécies registadas (Figura 15).

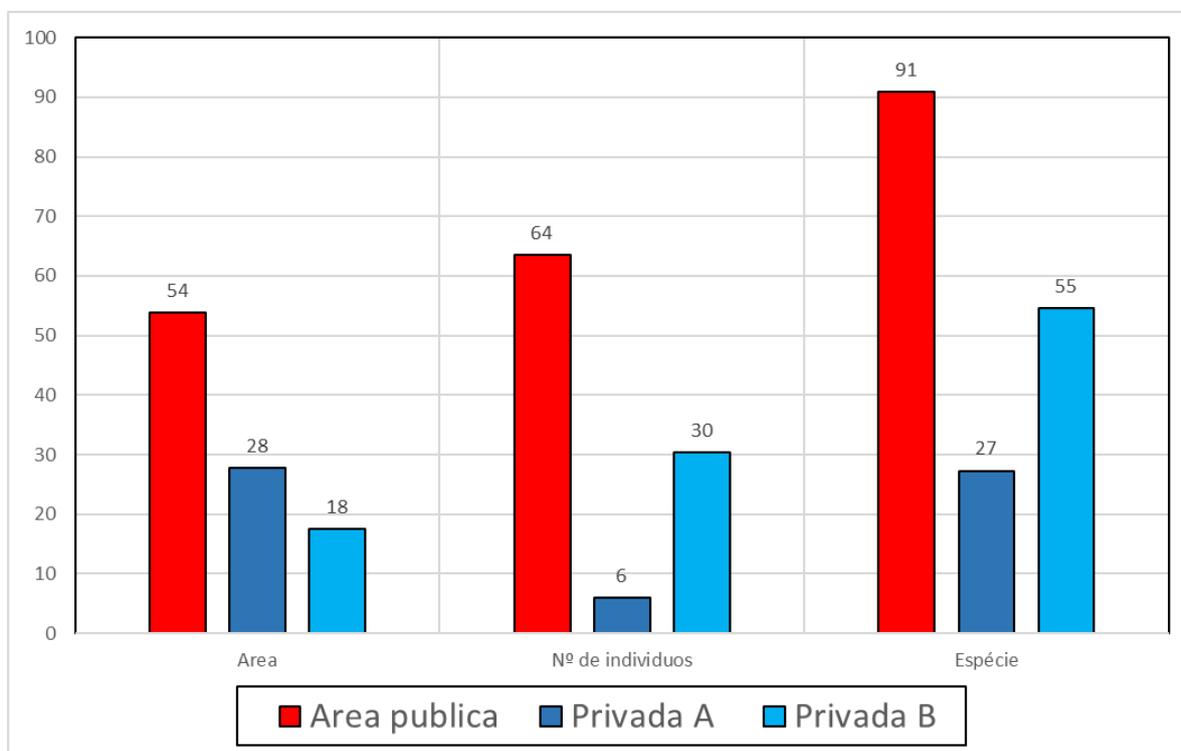


Figura 14- Gráfico de barras (em percentagem %) da distribuição do nº de indivíduos e riqueza específica de répteis pela área pública, área privada A e área privada B do Alto de São Bento

4- Discussão

4.1- Presença de anfíbios e répteis no Alto de São Bento

No que toca aos anfíbios do Alto de São Bento, os dados demonstraram uma relevante diversidade dentro da área de estudo (NMASB e as duas áreas privadas) com mais de 300 indivíduos registados e 12 espécies confirmadas, perante o máximo de 13 espécies potenciais que podem ocorrer na região alentejana (Loureiro *et al.*, 2008).

De entre as espécies confirmadas, o sapo corredor (*Epidalea calamita*) foi expetavelmente o anfíbio mais abundante (45% observações), porque é um anuro ubiquista, ocupando diversos biótopos, inclusive áreas com perturbação antrópica tal como pedreiras (Gomez-Mestre, 2014). Sendo uma espécie muito comum, distribui-se por praticamente toda a Península Ibérica.

A salamandra comum (*Salamandra salamandra*) foi a segunda espécie mais abundante com cerca de 32% das observações. Na Península Ibérica, a salamandra encontra-se amplamente distribuída, ocorrendo principalmente em áreas húmidas, com densidade de vegetação elevada (arbórea) e com presença de charcos ou outros corpos de água, onde possa depositar as larvas (é uma espécie ovovivípara). Tudo isto são características típicas encontradas no montado (Velo-Anton & Buckley, 2015).

As espécies aparentemente menos presentes foram a rela (*Hyla meridionalis*) e o sapo de focinho pontiagudo (*Discoglossus galganoi*). De facto, a representatividade da rela ficou metodologicamente subvalorizada, uma vez que a maioria dos indivíduos desta espécie foram detetados acusticamente através do

som dos coxos dos machos, não sendo fácil georreferenciar em que ponto do mapa/área de estudo se encontravam e, portanto, registá-los. Mas empiricamente parece um anuro bem presente no local.

Entretanto, estes resultados batracofaunísticos (riqueza específica) assemelham-se àqueles obtidos em reservas naturais portuguesas de grande riqueza específica de anfíbios. Por exemplo, no Paúl de Boquilobo havia 13 espécies de anfíbios até à introdução do lagostim vermelho americano *Procambarus clarkii* (Cruz *et al.*, 2008). Ou no Parque Natural de Montesinho, onde ocorrem 9 espécies de anfíbios. Isto revela a importância do Alto de São Bento como um local de diversidade elevada de anfíbios do Alentejo (Beja & Alcazar, 2003; Couto *et al.*, 2017).

Em 7 das 12 espécies encontradas, confirmou-se a reprodução destas espécies dentro da área de estudo, repartidas pelos diferentes charcos, o que comprova a importância de uma rede variada de charcos temporários para a existência de uma comunidade diversa de anfíbios (Beja & Alcazar, 2003; Beebee & Griffith, 2005; Moreira & Russo, 2007; Ferreira & Beja, 2013).

Se a unidade paisagística rochosa mostrou maior abundância relativa de anfíbios, então este resultado global pode estar enviesado pela maior distribuição específica do sapo corredor ou pela própria conspicuidade das espécies, a qual é muito maior sobre uma rocha nua do que no meio da vegetação.

A zona pública (NMASB) apresentou a maior abundância de anfíbios. Isto pode facilmente ser explicado, seja pela sua maior extensão superficial, seja por ter sido uma área mais amostrada. Não obstante, a riqueza específica foi superior dentro das áreas privadas. Embora não seja possível determinar com exatidão, talvez a explicação deste resultado se deva à presença de charcos

temporários nessas duas áreas (e a ausência destes no NMASB). Este tipo de estruturas aquáticas tem tendência a atrair diversas espécies de anfíbios, como já vários estudos demonstraram (Beja & Alcazar, 2003; Taddei & Zuffi, 2003; Vignoli et al., 2007; Vignoli et al., 2009; Garcia-Muñoz et al., 2010; De Vries & Marco, 2016).

Globalmente os resultados batracofaunísticos acabam por demonstrar que os anfíbios não podem ser associados apenas a um só biótopo; antes pelo contrário, as espécies requerem todo um conjunto de condições ambientais, principalmente a existência de uma rede complexa de charcos temporários, que lhes permita alimentarem-se, reproduzirem-se e dispersarem com segurança (Moreira & Russo, 2007; Ferreira & Beja, 2013).

Cada unidade paisagística tem a sua influência na comunidade de anfíbios presentes na área de estudo e são necessários esforços para garantir a sua conservação e manutenção. Tudo isto reforça a importância de gerir de forma holística os diferentes habitats presentes no Alto de São Bento, não só os que já se encontram dentro do NMASB como ainda aqueles que contém charcos temporários dentro das áreas privadas.

Pelo seu contributo, os resultados dos répteis também salientam a importância do Alto de São Bento no seu todo e a necessidade de o conservar. Foram registados 332 indivíduos distribuídos por 11 espécies de répteis, o que é idêntico a outros estudos (ex. Godinho et al., 2011). Todas estas espécies eram expectáveis de ocorrerem dentro da área de estudo, de acordo com os atlas publicados (Loureiro et al., 2008).

Destaca-se a lagartixa do mato (*Psammotromus algirus*), como a espécie de réptil mais observada, sempre associada aos setores

Montado e Rochoso. Esta lagartixa é conhecida por ser uma das espécies mais abundantes em matagais, inseridos por exemplo, em sobreirais, azinhais, pinhais, entre outros (Salvador, 2015). Ademais a lagartixa do mato parece dependente da existência de um estrato de herbáceas com cerca de 10 cm de altura (Carrascal *et al.*, 1989; Salvador, 2015). No Alto de São Bento, estas camadas herbáceas encontram-se precisamente nos setores de Montado e em torno dos setores rochosos.

Por sua vez, a osga comum (*Tarentola mauritanica*), foi a segunda espécie mais observada neste estudo, quase exclusivamente ligada aos setores rochosos. Considerada uma espécie altamente rupícola, é, geralmente, encontrada em rochedos, terrenos pedregosos e pedreiras (Salvador, 2016).

Os répteis foram mais abundantes e mostraram maior riqueza específica dentro da área pública (NMASB). Se bem que esta área abranja uma maior extensão e também tenha sido mais amostrada, estes resultados estão de acordo com o conhecimento existente sobre comunidades de répteis mediterrânicos (Santo & Poquet, 2010; Godinho *et al.*, 2011; Santos *et al.*, 2016). Nestas comunidades, as diferentes espécies que as compõem, costumam distribuir-se pelos diferentes nichos mais influenciados por repartição de recursos do que por competição direta (Capula & Luiselli, 1994; Filippi & Luiselli, 2007). Ora a área pública mostra maior diversidade de unidades paisagísticas e também uma maior representatividade de Montado da área de estudo. Tal diversidade de áreas permite a ocorrência de várias espécies (com nichos ecológicos distintos) com mínima sobreposição de condições ambientais, ajudando assim a evitar a competição interespecífica (Ribeiro *et al.*, 2009).

Em 8 das 11 espécies de répteis encontradas houve uma preferência generalizada pelas manchas rochosas ou seu entorno. Esta preferência parece associada à fisiologia ectotérmica dos répteis, os requerem fonte solar para aquecimento, seja por exposição direta (heliotermia) seja por tigmotatismo com substratos aquecidos, particularmente como se verificou, rochas quentes (Godinho *et al.*, 2008). Aqui destaca-se a importância da unidade de Rochoso incluída na área privada B, a qual corresponde a uma pedreira abandonada. Apesar de ser a área mais pequena, teve a segunda maior abundância e riqueza específica de répteis. Como já outros estudos demonstraram, as pedreiras são bastantes importantes no que se refere a répteis, oferecendo não só locais de exposição solar, mas também diversos abrigos adequados a diferentes espécies (Russo, 2007).

Dentro do NMASB, as unidades de Clareira, geralmente, encontravam-se dominadas por herbáceas com tamanho muito superior a 10 cm (Figura 16), o que reduz a exposição solar para pequenos répteis e conseqüentemente a presença destes (Martín & Lopez, 2002; Russo, 2007). A área privada A, que contém o maior setor Clareira, encontrava-se praticamente desprovida de qualquer vegetação rasteira, devido ao pastoreio bovino. Considerando a necessidade da lagartixa do mato e de outras espécies de répteis por áreas com comunidades de espécies vegetais rasteiras, pode ter contribuído para o baixo número de observações dentro da área

(Carrascal *et al.*, 1989; Martín & Lopez, 2002; Russo, 2007; Godinho *et al.*, 2011).



Figura 16- Sobre crescimento de espécies vegetais e rasteiras dentro do NMASB

4.2- Medidas de Conservação

O NMASB encontra-se mais preparado e focado na vertente de educação e sensibilização ambiental, naquilo que respeita ao âmbito da flora e geologia local. Aparentemente parece haver alguma negligência com a manutenção e a conservação natural da área em si mesma. Algum abandono dos terrenos, a reduzida dimensão da área NMASB, o grande potencial ecológico do Alto de São Bento, e a escassez de informação pública referente às espécies e comunidades que aí ocorrem, demonstram a necessidade de se reformular a sua gestão conservacionista.

Locais como o NMASB são fundamentais para as comunidades de anfíbios, uma vez que criam e mantêm uma área de baixa perturbação humana, onde os anfíbios podem viver e prosperar, sobretudo considerando que a rede mundial de áreas protegidas, atualmente, não protege as espécies de anfíbios de forma eficaz, estando, muitas, delas sub-representadas (D'Amen *et al.*, 2010; Nori *et al.*, 2015; Che net *al.*, 2016).

No entanto, isto só é possível caso estas mesmas áreas se encontrem sob uma gerência e planeamento eficientes. Áreas protegidas, quer públicas, quer de iniciativa social ou privada, são essenciais para garantir que as comunidades de anfíbios se encontrem protegidas e mitigar as perturbações humanas sobre as mesmas (Ochoa-Ochoa *et al.*, 2009; D'Amen *et al.*, 2010; Cox & Underwood, 2011).



Figura 17- Dejetos de vaca e sobre pastoreio dentro do charco temporário seco da área privada A

As áreas privadas consideradas neste estudo mostraram ter uma enorme importância para os anfíbios do Alto de São Bento, fornecendo abrigo e pontos de reprodução para várias espécies, no entanto, ao não estarem incluídas dentro do NMASB permite que estas sejam exploradas, com pouco controlo, para pastoreio bovino.

Este tipo de pastoreio tem grandes impactos para os anfíbios, especialmente com a acumulação de dejetos nos charcos temporários, que podem reduzir as concentrações de oxigénio e levar à eutrofização dos mesmos (Schmutzer *et al.*, 2008; Howell *et al.*, 2019) (Figura 17). Além dos problemas de eutrofização, também verifiquei uma grande acumulação de lixo dentro dos charcos, que contibuem para a sua poluição (Figura 18).



Figura 18- Lixo dentro dos charcos temporários secos da área privada B

Como o NMASB não tem charcos temporários dentro da sua área, na minha opinião, é fundamental a adição destas duas áreas privadas no Núcleo. Este acréscimo deve ser acompanhado com a alteração da forma de pastoreio, por exemplo a substituição de gado bovino por ovino. Ainda devia ser feita a limpeza e recuperação dos charcos temporários de forma a melhorar as condições para a reprodução e crescimento de anfíbios do Alto de São Bento, visto

funcionarem como viveiros para muitas espécies (Beja & Alcazar, 2003; Vignoli et al., 2007; Vignoli et al., 2009; Garcia-Muñoz *et al.*, 2010; Ferreira & Beja, 2013; Garcia-Muñoz *et al.*, 2013).

Outra medida comumente executada nos projetos de conservação de anfíbios é a construção de novos charcos temporários (Beja & Alcazar, 2003; Garcia-Muñoz *et al.*, 2010; Ferreira & Beja, 2013). Todavia eu considero que tal não seria adequado. O NMASB possui um equilíbrio ecológico próprio que poderia ser de alguma forma perturbado com a construção de um charco. Deste modo acho preferível a inclusão das áreas que já possuem charcos, ao invés da construção de novos charcos.

Relativamente aos répteis, a urgência de os estudar e conservar é clara. Com a catástrofe ambiental antropogénica que tem vindo a ocorrer mundialmente, todo o tempo é escasso e qualquer contributo é precioso. Contudo, por serem tão pouco estudados, os répteis são muitas vezes deixados de parte dos projetos de conservação e do desenho de áreas protegidas (Roll *et al.*, 2017).

Um dos principais mecanismos para conservar répteis, é conservar os seus habitats (Atauri & Lucio, 2001; Taddei & Zuffi, 2003; Godinho *et al.*, 2011). É por esta razão que o Alto de São Bento é importante. O mosaico paisagístico induz uma grande variedade de nichos ecológicos, e assim a existência de uma comunidade de répteis diversa. Contudo, o potencial do Alto de São Bento parece-me estar muito mal aproveitado de momento.

O NMASB tem um estatuto de proteção, o que confere alguma estabilidade às populações de répteis aí existentes, no entanto as unidades paisagísticas mais abertas encontram-se com um crescimento excessivo de espécies herbáceas, deixando de serem

áreas verdadeiramente “abertas”. Esta situação, costuma ser uma das consequências associadas ao abandono de terrenos (Sirami *et al.*, 2010) e tem efeitos negativos nas comunidades de répteis devido à reduzida exposição solar (Martín & Lopez, 2002; Russo, 2007).

As duas áreas privadas, embora também sejam importantes para a biodiversidade local como já foi demonstrado, apresentam pouco, se mesmo algum, cuidado conservacionista. Isto permite, como já foi referido, a utilização destas áreas para pastoreio bovino. O tipo de pastoreio, e a sua intensidade, leva à eliminação quase completa de qualquer cobertura vegetal em algumas zonas (Figura 17). Estes problemas de manejo agropecuário do ecossistema acabam por levar ao afastamento de muitas espécies de répteis desta zona. Ora, como já foi mencionado, os répteis precisam de exposição solar, mas também de abrigo (rochas, árvores, sombras). Sem cobertura vegetal não há sombras, o que prejudica as comunidades reptilianas (Zug *et al.*, 2001).

É necessário adicionar-se algum pastoreio dentro do NMASB, de preferência ovino, de forma a combater o sobre crescimento de espécies vegetais rasteiras, tendo em atenção o número de cabeças de gado, para que o impacto negativo nas comunidades seja o menor possível. Godinho *et al.* (2011) determinou que o regresso a métodos tradicionais de gestão de montado e a manutenção de uma densidade de cabeças de gado de 0.2-0.4 ind/ha era o mais adequado a uma exploração sustentável com impactos positivos para as comunidades de répteis mediterrânicas.

Dentro das áreas privadas, considero essencial reduzir-se a concentração do gado, a um valor de encabeçamento mais sustentável; eventualmente, substituir por um tipo de gado não tão

prejudicial. Remeto mais uma vez para as conclusões de Godinho *et al.* (2011).

A alteração do modo de gestão, de Núcleo Museológico para Ecomuseu, permitiria a resolução dalguns destes problemas. Como já foi mencionado na Introdução, um ecomuseu consiste num museu dinâmico que abrange uma grande área com intuito de proteger e conservar heranças locais, sejam estas culturais, geológicas, biológicas, etc (Ohara, 1998; Corsane *et al.*, 2007; Donghai, 2018). A forma como um ecomuseu alcança este intuito é através de programas de educação ambiental, projetos de investigação dentro da área e com a inclusão de instituições públicas, privadas e a população local na gestão do museu e da sua “exposição” (Ohara, 1998; Corsane *et al.*, 2007; Donghai, 2018).

5- Considerações finais

O NMASB, embora tenha feito, até hoje, um excelente papel na educação e sensibilização da população de Évora relativamente às questões ambientais, principalmente nas idades escolares, não tem conseguido conservar todo o potencial do Alto de São Bento de forma eficaz. Problemas de manutenção das condições de montado e incapacidade normativa de gestão de áreas de importância biológica são dois dos problemas mais importantes que eu encontrei.

É preocupante que as duas áreas privadas, com maior riqueza específica, não estejam incluídas dentro do NMASB. De facto, todo o Alto de São Bento encontra-se pouco protegido mesmo ao nível municipal, tal como se pode constatar pela Resolução do Conselho de Ministros nº 13/2000 referente aos planos de urbanização da cidade de Évora. Neste documento, só estão ao abrigo da lei os moinhos de São Bento, o convento de São Bento de Cástris e zonas com potencial arqueológico, onde somente se podem realizar construções de reabilitação de estruturas, mas não existe controlo sobre a exploração agrícola dos terrenos.

A acrescentar o facto da situação mundial em que os anfíbios e répteis tende para o declínio. Estes dois grupos encontram-se, atualmente, com prementes medidas de conservação de modo a garantir a sua perpetuação para o futuro (Tingley *et al.*, 2016; IUCN, 2021).

Com este estudo contribuí para demonstrar como o Alto de São Bento contém comunidades herpetológicas bastante diversas e, por isso, com interesse conservacionista. Acresce que defendo o modelo de Ecomuseu como o melhor modelo de gestão para o Alto de São

Bento. Deste modo poder-se-ia proteger todo o património natural, geológico e arqueológico do Alto de São Bento, para além da área pública (NMASB) já atualmente incluída. O facto de que um ecomuseu dever abranger uma grande área, justificaria a expansão, por aquisição dos terrenos e/ou gestão compartilhada, das duas áreas privadas e respetivos charcos lá encontrados. permitindo assim um controlo integrado na gestão destes, terrenos promovendo a conservação das espécies que lá habitam.

Assim sendo, paralelamente ao aumento da área poder-se-ia, ainda, aumentar-se e melhorar o número e dimensão dos trilhos, colocar placas explicativas de maneira a atrair, educar e a sensibilizar a população para a beleza natural única do Alto de São Bento, e a relevância da biodiversidade nele contida.

Uma vez que a gestão de um Ecomuseu requer mais do que a participação da Câmara Municipal local, outras instituições podem juntar-se permitindo um aumento de recursos para a correta manutenção do local.

Embora tudo isto possa parecer demasiado ambicioso, gostava de salientar um exemplo de um Ecomuseu de preservação de património natural em Portugal, o Ecomuseu do Redondo que desde 2009 tem atraído e educado a população alentejana para importância do Montado, tendo demonstrado como é possível sensibilizar a população através deste novo tipo de museologia.

Esta mudança permitiria a criação de novos projetos de investigação que incidiriam outras comunidades: mamíferos, aves, invertebrados, entre outros. Como trabalhos futuros, sugiro a realização de estudos semelhantes ao meu, mas direcionados a outros grupos biológicos, uma vez que o conhecimento sobre o Alto de São Bento é ainda escasso.

6- Referências

- Atauri, J. A. & de Lucio, J. V. (2001). The role of landscape structure in species richness distribution of birds, amphibians, reptiles and lepidopterans in Mediterranean landscapes. *Landscape Ecology*, 16(2), 147-159.
- Barros, F. P., Santos, D. M., de Andrade, N. A., de Lira Freitas, A., Neto, A. C., Bezerra, D. H. S., ... & de Araújo Brilhante, J. C. (2021). The natural ecomuseum of mangrove: educational and reforestation actions. *Brazilian Applied Science Review*, 5(1), 482-497.
- Beja, P. & Alcazar, R. (2003). Conservation of Mediterranean temporary ponds under agricultural intensification: an evaluation using amphibians. *Biological Conservation*, 114(3), 317-326.
- Caballero-Diaz, C., Sánchez-Montes, G., Butler, H. M., Vredenburg, V. T. & Martinez-Solano, I. (2020). The role of artificial breeding sites in amphibian conservation: A case study in rural areas in central Spain. *Herpetological Conservation and Biology*, 2020, 15(1), 87–104.
- Capula, M. & Luiselli, L. (1994). Resource partitioning in a Mediterranean lizard community. *Italian Journal of Zoology*, 61(2), 173-177.
- Carrascal, L. M., Cano, C. & Diaz, J. A. (1989). Habitat selection in Iberian *Psammodromus* species along a Mediterranean successional gradient. *Amphibia-Reptilia*, 10(3), 231-242.
- Chen, Y., Zhang, J., Jiang, J., Nielsen, S. E. & He, F. (2017). Assessing the effectiveness of China's protected areas to conserve current and future amphibian diversity. *Diversity and Distributions*, 23(2), 146-157.
- Çiçek, K. & Cumhuriyet, O. (2017). Amphibians and reptiles of the Mediterranean basin. *Mediterranean identities: environment, society, culture*. InTech, Rijeka, 203-237.
- Cogger, H. G. (2018) *Reptiles and Amphibians of Australia*. 7 ed, Victoria (Australia), CSIRO Publishing.
- Corn, P. S. (1990). *Sampling methods for terrestrial amphibians and reptiles* (Vol. 256). US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station.
- Corsane, G., Davis, P., Elliott, S., Maggi, M., Murtas, D. & Rogers, S. (2007) Ecomuseum evaluation: experiences in Piemonte and Liguria, Italy, *International Journal of Heritage Studies*, 13:2, 101-116, DOI: 10.1080/13527250601118936
- Couto, A. P., Ferreira, E., Torres, R. T. & Fonseca, C. (2017). Local and landscape drivers of pond-breeding amphibian diversity at the northern edge of the Mediterranean. *Herpetologica*, 73(1), 10-17.

- Cox, R. L. & Underwood, E. C. (2011). The importance of conserving biodiversity outside of protected areas in Mediterranean ecosystems. *PLoS one*, 6(1), e14508.
- Crespo E.G. & Sampaio L. (1994). *As Serpentes de Portugal*. I.C.N. Lisboa.
- Cruz, M. J., Segurado, P., Sousa, M. & Rebelo, R. (2008). Collapse of the amphibian community of the Paul do Boquilobo Natural Reserve (central Portugal) after the arrival of the exotic American crayfish *Procambarus clarkii*. *The Herpetological Journal*, 18(4), 197-204.
- D'Amen, M., Bombi, P., Pearman, P. B., Schmatz, D. R., Zimmermann, N. E. & Bologna, M. A. (2011). Will climate change reduce the efficacy of protected areas for amphibian conservation in Italy? *Biological Conservation*, 144(3), 989-997.
- de Vries, W. & Marco, A. (2017). The importance of fluvial habitats for amphibian conservation in the Mediterranean climate. *Basic and Applied Herpetology*, 31, 5-16.
- Ferreira, M. & Beja, P. (2013). Mediterranean amphibians and the loss of temporary ponds: Are there alternative breeding habitats? *Biological Conservation*, 165, 179-186.
- Filippi, E. & Luiselli, L. (2007). Non-random seasonal variation in the structure of a Mediterranean snake community. *Web Ecology*, 7(1), 40-46.
- García-Muñoz, E., Ceacero, F., Carretero, M. A., Pedrajas-Pulido, L., Parra, G. & Guerrero, F. (2013). Optimizing protection efforts for amphibian conservation in Mediterranean landscapes. *Acta Oecologica*, 49, 45-52.
- García-Muñoz, E., Gilbert, J. D., Parra, G. & Guerrero, F. (2010). Wetlands classification for amphibian conservation in Mediterranean landscapes. *Biodiversity and Conservation*, 19(3), 901-911.
- García-Muñoz, E., Gilbert, J. D., Parra, G. & Guerrero, F. (2016). Amphibian diversity as an implement for Mediterranean wetlands conservation. *Journal for Nature Conservation*, 33, 68-75.
- García-París, M., Martín Piñol, C., Dorda, J. & Esteban, M. (1989). *Los anfibios y reptiles de Madrid*. Madrid: Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.
- Gingras, B., Paszkowski, C., Scrimgeour, G. & Kendall, S. (1999). Comparison of sampling techniques to monitor stream amphibian communities in forested regions of Alberta. Alberta Research Council, Vegreville, AB.
- Godinho, S., Santos, A. P. & Sá-Sousa, P. (2011). Montado management effects on the abundance and conservation of reptiles in Alentejo, Southern Portugal. *Agroforestry Systems*, 82(2), 197-207.
- Gómez-Mestre, I. (2014). Sapo corredor - *Epidalea calamita*. In: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Salvador, A., Martínez-Solano, I. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/> assessed 21/07/2022

- Hamer, A. J. & McDonnell, M. J. (2008). Amphibian ecology and conservation in the urbanising world: a review. *Biological conservation*, 141(10), 2432-2449.
- Howell, H. J., Mothes, C. C., Clements, S. L., Catania, S. V., Rothermel, B. B. & Searcy, C. A. (2019). Amphibian responses to livestock use of wetlands: new empirical data and a global review. *Ecological Applications*, 29(8), e01976.
- Hutchens, S. J. & DePerno, C. S. (2009). Efficacy of sampling techniques for determining species richness estimates of reptiles and amphibians. *Wildlife Biology*, 15(2), 113-122.
- IUCN. 2021. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-3. <https://www.iucnredlist.org>. Accessed on 20/07/2022.
- Lomuscio, S. (2021). Getting started with the Kruskal-Wallis test. University of Virginia Library. <https://data.library.virginia.edu/getting-started-with-the-kruskal-wallis-test/#:-:text=Sample%20size%20%20each%20group%20must,size%20of%205%20or%20more>. Assessed in 25/07/2022
- Loureiro, A. Ferrand de Almeida, N. Carretero, M.A. & Paulo, O.S. (eds.) (2008). Atlas dos Anfíbios e Répteis de Portugal. 1ª edição, Instituto da Conservação da Natureza e da Biodiversidade, Lisboa, 257 pp.
- Martín, J. & Lopez, P. (2002). The effect of Mediterranean dehesa management on lizard distribution and conservation. *Biological Conservation*, 108(2), 213-219.
- McKight, P. E. & Najab, J. (2010). Kruskal-wallis test. *The corsini encyclopedia of psychology*, 1-1.
- Moita, P. S. M. (2007). Granitóides no SW da zona de Ossa-Morena (Montemor-o-Novo, Évora): Petrogénese e processos geodinâmicos. Dissertação de mestrado, Universidade de Évora.
- Moita, P., Santos, J. F. & Pereira, M. F. (2009). Layered granitoids: interaction between continental crust recycling processes and mantle-derived magmatism: examples from the Évora Massif (Ossa–Morena Zone, Southwest Iberia, Portugal). *Lithos*, 111(3-4), 125-141.
- Nori, J., Lemes, P., Urbina-Cardona, N., Baldo, D., Lescano, J. & Loyola, R. (2015). Amphibian conservation, land-use changes and protected areas: A global overview. *Biological Conservation*, 191, 367-374.
- Ochoa-Ochoa, L., Urbina-Cardona, J. N., Vázquez, L. B., Flores-Villela, O. & Bezaury-Creel, J. (2009). The effects of governmental protected areas and social initiatives for land protection on the conservation of Mexican amphibians. *PLoS One*, 4(9), e6878.
- Ohara, Kazuoki. (1998). The image of 'Ecomuseum' in Japan. 25. 26-27.

- Pinto-Correia, T., Ribeiro, N. & Sá-Sousa, P. (2011). Introducing the montado, the cork and holm oak agroforestry system of Southern Portugal. *Agroforestry Systems*, 82(2), 99-104.
- Resolução do Conselho de Ministros nº 13/2000 do Presidência do Conselho de Ministros. Diário da República n.º 74/2000, Série I-B de 2000-03-28, páginas 1234 – 1263. Assessed 20/07/2022. www.dre.pt
- Ribeiro, C. I. M. (2006). Cartografia de rochas ígneas: análise da orientação preferencial de fenocristais de feldspato para a caracterização do fluxo magmático nos granitóides porfiróides do Alto de São Bento (Maciço de Évora, zona de Ossa Morena). Dissertação de mestrado, Universidade de Évora.
- Ribeiro, R., Santos, X., Sillero, N., Carretero, M. A. & Llorente, G. A. (2009). Biodiversity and land uses at a regional scale: is agriculture the biggest threat for reptile assemblages? *Acta Oecologica*, 35(2), 327-334.
- Roll, U., Feldman, A., Novosolov, M., Allison, A., Bauer, A. M., Bernard, R., ... & Meiri, S. (2017). The global distribution of tetrapods reveals a need for targeted reptile conservation. *Nature Ecology & Evolution*, 1(11), 1677-1682.
- Russo, D. (2007). Effects of land abandonment on animal species in Europe: conservation and management implications. Integrated assessment of vulnerable ecosystems under global change in the European Union. Project report. European Commission, Community Research, Sustainable development, global change and ecosystems, 1-51.
- Salvador, A. (2015). Lagartija colilarga - *Psammotromus algirus*. In: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Salvador, A., Marco, A. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>. Assessed 24/07/2022
- Salvador, A. (2016). Salamanesa común - *Tarentola mauritanica*. In: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Salvador, A., Marco, A. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>. Assessed 24/07/2022
- Santos, X. & Poquet, J. M. (2010). Ecological succession and habitat attributes affect the postfire response of a Mediterranean reptile community. *European Journal of Wildlife Research*, 56(6), 895-905.
- Santos, X., Badiane, A. & Matos, C. (2016). Contrasts in short-and long-term responses of Mediterranean reptile species to fire and habitat structure. *Oecologia*, 180(1), 205-216.

- Schmutzer, A. C., Gray, M. J., Burton, E. C. & Miller, D. L. (2008). Impacts of cattle on amphibian larvae and the aquatic environment. *Freshwater Biology*, 53(12), 2613-2625.
- Su Donghai (2008) The concept of the ecomuseum and its practice in China, *Museum International*, 60:1-2, 29-39, DOI: 10.1111/j.1468-0033.2008.00634.x
- Taddei, M. & Zuffi, M. A. L. (2003). Habitat preferences in an Amphibian assemblage of a Mediterranean area.
- Tingley, R., Meiri, S. & Chapple, D. G. (2016). Addressing knowledge gaps in reptile conservation. *Biological Conservation*, 204, 1-5.
- Velo-Antón, G., Buckley, D. (2015). Salamandra común – *Salamandra salamandra*. In: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Salvador, A., Martínez-Solano, I. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>
- Vignoli, L., Bologna, M. A & Luiselli, L. (2009). Dietary patterns and overlap in an amphibian assemblage at a pond in Mediterranean Central Italy. *Vie et Milieu/Life & Environment*, 47-57.
- Vignoli, L., Bologna, M. A. & Luiselli, L. (2007). Seasonal patterns of activity and community structure in an amphibian assemblage at a pond network with variable hydrology. *Acta Oecologica*, 31(2), 185-192.
- Zug, G. R., Vitt, L. & Caldwell, J. P. (2001). *Herpetology: an introductory biology of amphibians and reptiles*. San Diego (USA). Academic press.