

UNIVERSIDADE DE LISBOA
FACULDADE DE CIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA ANIMAL



**Influência de factores locais no uso das galerias ripícolas
por carnívoros num ambiente Mediterrânico**

Ana Filipa Pereira Grilo

DISSERTAÇÃO

Mestrado em Biologia da Conservação

2013

UNIVERSIDADE DE LISBOA
FACULDADE DE CIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA ANIMAL



**Influência de factores locais no uso das galerias ripícolas
por carnívoros num ambiente Mediterrânico**

Ana Filipa Pereira Grilo

DISSERTAÇÃO

Mestrado em Biologia da Conservação

Dissertação orientada por:

Professora Doutora Margarida Santos-Reis, Faculdade de Ciências
da Universidade de Lisboa

2013



Companhia das Lezírias

O presente estudo enquadra-se no âmbito de um protocolo assinado entre a Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa (FCUL) e a Companhia das Lezírias, S.A. (CL), no contexto do programa Business & Biodiversity, patrocinado pelo Instituto para a Conservação da Natureza e Biodiversidade (ICNB). Este projecto tem como objectivos determinar os padrões de distribuição e abundância de mamíferos na Companhia das Lezírias, os padrões de uso do espaço e do tempo pelos mamíferos e a relação entre esses padrões e o multi-uso e as práticas de gestão.

Esta dissertação não se encontra escrita de acordo com o acordo ortográfico.

Agradecimentos

Ao chegar ao final desta etapa não poderia deixar de agradecer às muitas pessoas que encheram estes últimos 6 anos de tantas boas memórias. Sempre ouvi dizer que os anos de faculdade ficam eternamente marcados e no meu caso não será uma exceção.

Agradeço à professora Margarida dos Santos-Reis, que aceitou ser minha orientadora durante este ano. Obrigada pelo esclarecimento de tantas dúvidas, por me fazer acreditar no meu trabalho e pelo exemplo que é enquanto professora e investigadora.

Agradeço ao Eng.º Rui Alves, por ter aceitado a minha proposta de trabalho; ao Zé Luís por toda a paciência e ensinamentos; a todos os guardas que nos permitiram ficar na Companhia até tarde e más horas.

Agradeço à professora Filomena Magalhães e ao professor Henrique Cabral pela ajuda na estatística, que apesar de todo o trabalho que têm conseguiram arranjar um tempinho para me aconselhar e por isso estou-lhes grata; ao professor Serrano pelo empréstimo dos *pitfalls* e ao senhor Carlos pela ajuda na identificação dos insectos; às professoras Otília Correia, Cristina Máguas e Ana Isabel Correia pela ajuda na parte vegetal do meu trabalho.

Agradeço à minha querida Sandra pela infinita ajuda que me deu, pelos ensinamentos e bom humor, pela enorme paciência, pelas conversas e fins de tarde, por não descansar enquanto não fizesse tudo o que podia “pelos seus meninos”. E ainda e muito importante: obrigada por me teres curado do pânico dos ratinhos e me fazeres ver que até conseguem ser fofinhos! Sem ti esta tese não existiria, espero que te orgulhes!

Agradeço à Luciana por toda a paciência que teve comigo ao longo deste ano. Obrigada por todas as tentativas, testes, experiências e horas passadas no laboratório; agradeço também à Paula, Diana e Raquel por tudo o que me ensinaram durante este ano, pelas dúvidas esclarecidas e pela paciência.

Agradeço ao André pela preocupação, conversas, ideias, perspectivas e mil conselhos que me deu. Gostei muito de te conhecer e sei que vais ter um futuro brilhante, como mereces.

Agradeço à Teresa Mexia e Cristina Antunes pelos ensinamentos, ideias e ajuda na parte vegetal e Adelaide Clemente pela preciosa ajuda na identificação de sementes.

Agradeço a outra pessoa que sei que sem ela, esta tese também não existiria: meu companheiro Pedrogão! Apesar de todas as discussões e resmunguices tornámo-nos numa grande equipa, da qual vou ter muitas saudades, mas que espero que se volte a reunir. Obrigada por aturares aqui a chata, por seres a pessoa que mais gosta de ajudar os outros que conheço, e por ajudares a aumentar o meu conhecimento geomorfológico 😊

Agradeço a todas as pessoas que me ajudaram no campo, desde as inúmeras visitas às câmaras à aventura do lagostim: Gonçalo Hilário, Joana, Miguel, Maria. Tornaram o trabalho muito mais divertido. Obrigada também à Catarina e à Ana pela companhia na CL e ajuda no trabalho de campo.

Agradeço a todos os “mais bonitos” pela amizade, carinho e preocupação; agradeço à minha fofinha Inês pela sua infinita amizade, que apesar da distância nunca diminuiu.

Agradeço ao melhor padrinho do Mundo por tudo o que já fez por mim, e tudo o que ainda há-de fazer. Espero que te orgulhes desta ponte, tanto quanto eu me orgulho de ti; às Ritas, Carolina, Marta e Hari por terem a preocupação de me perguntar como estava a correr a tese, pela amizade e noites de descontração; à Cátá pela amizade e preocupação; ao André pelas soluções de última hora, força e ânimo na recta final.

Agradeço à minha família por todo o apoio e preocupação demonstradas.

Agradeço à minha mãe por me ter proporcionado estes 6 anos de estudos. Espero que te orgulhes do meu trabalho.

Resumo

As galerias ripícolas são elementos estruturantes das paisagens Mediterrânicas e a sua importância para os carnívoros tem sido amplamente demonstrada, já que lhes proporcionam refúgio, alimento e água. Contudo, a humanização da paisagem tem conduzido à degradação destes elementos paisagísticos com consequências que importa explorar. Com o intuito de avaliar, de forma expedita, a qualidade destes elementos paisagísticos, foi criado o índice da Qualidade das Galerias Ripícolas (QBR) que avalia a cobertura total ripícola, estrutura e qualidade da cobertura e alterações do canal. Neste estudo, realizado na Companhia das Lezírias, foi desenvolvida uma adaptação deste índice considerando os requisitos dos mesocarnívoros. Analisaram-se as variações de qualidade em sectores sucessivos de uma galeria ripícola, através da avaliação da cobertura total ripícola, estrutura da cobertura, factores de perturbação e disponibilidade de alimento, considerando neste último parâmetro, frutos, insectos, lagostins, pequenos mamíferos e lagomorfos. Foi testada a associação entre a qualidade da galeria ripícola e o seu uso pelos carnívoros considerados, tendo este sido avaliado através de foto-armadilhagem e contagem de indícios de presença. De um modo geral, o uso da galeria pelos carnívoros apresentou flutuações espaciais mas não temporais. No total foram detectadas 6 espécies de carnívoros, sendo que a que mais utiliza a galeria é a raposa, correspondendo possivelmente à sua maior abundância na área. As flutuações na qualidade do habitat entre os diferentes sectores pareceram coincidir com as flutuações encontradas no uso das galerias pelos carnívoros. Assim, quando se consideraram as quatro estações do ano, as pontuações do QBR adaptado mostraram-se positivamente correlacionadas com o uso das galerias pelos carnívoros, havendo uma tendência para locais com melhor qualidade serem mais utilizados pelos carnívoros. Uma tendência semelhante foi observada quando se considerou o QBR original. Quando se compararam as pontuações do índice QBR original com as do QBR adaptado, verificou-se que são positivamente correlacionadas o que sugere que o Índice QBR original poderá ser um bom indicador para avaliar a qualidade do habitat para os mesocarnívoros. A avaliação das características ambientais ligadas à sobrevivência ou presença das espécies pode servir como orientação para a prática da conservação, beneficiando as populações de mamíferos carnívoros das paisagens Mediterrânicas. Contudo, para abordagens espacialmente mais vastas, a utilização do QBR original pode servir como um bom indicador da presença de mesocarnívoros e ser útil na definição de estratégias de investigação e monitorização.

Palavras-chave: Mesocarnívoros, sistemas ripários, qualidade do habitat, índice QBR, conservação.

Abstract

Riparian galleries are structural elements of Mediterranean landscapes and their importance for carnivores has been widely demonstrated, since they provide shelter, food and water. However, the humanization of the landscape has led to the degradation of these landscape elements with consequences that should be explored. In order to evaluate, in an expeditious manner, the quality of these landscape elements, the quality of riparian galleries index was created (QBR) which evaluates the total riparian cover, structure and quality of the cover and channel alterations. In this study, in “Companhia das Lezírias”, an adaptation of the QBR index was developed, considering the requirements of mesocarnivores. The changes of quality were analyzed in successive sectors of a riparian gallery, through the assessment of total riparian cover, cover structure, disturbance factors and food availability, being considered, in the latter parameter, fruits, insects, crayfish, small mammals and lagomorphs. The association between the quality of the riparian gallery and its use by carnivores was tested, being the latter evaluated through photo trapping and evidence of presence. In general, the use of the gallery showed spatial fluctuations but not temporal. In total there were found 6 species of carnivores, and the specie that most used the gallery was the fox, possibly corresponding to its greater abundance in the area. Fluctuations in habitat quality between sectors seemed to coincide with the fluctuations found in the use of riparian galleries by carnivores. Thus, when considering all the four seasons, the scores of the adapted QBR were positively correlated with the use of the galleries by carnivores with a tendency for places with better quality to be more used by carnivores. A similar trend was observed when considering the original QBR. When comparing the scores of the original QBR with the scores from the adapted QBR it was found a positive correlation, suggesting that the original QBR may be a good indicator for evaluating the quality of habitat for mesocarnivores. The assessment of the environmental characteristics related to the presence or survival of species can serve as guidance for the practice of conservation, benefiting the populations of carnivorous mammals of Mediterranean landscapes. However, for spatially wider approaches, using the original QBR can serve as a good indicator for the presence of mesocarnivores, being useful in the development of strategies for research and monitoring.

Keywords: Mesocarnivores, riparian systems, habitat quality, QBR index, conservation.

Índice

Agradecimentos	i
Resumo.....	iii
Abstract	iv
1. Introdução	1
2. Objectivos	6
3. Métodos.....	7
3.1. Área de estudo.....	7
3.2. Estratégia global de amostragem.....	8
3.3. Índice QBR para avaliação da qualidade da galeria.....	9
3.3.1. Cobertura Total Ripícola.....	9
3.3.2. Estrutura da Cobertura	9
3.3.3. Qualidade da Cobertura.....	10
3.3.4. Alterações do Canal	10
3.4. Adaptação do índice QBR aos requisitos dos carnívoros	11
3.4.1. Cobertura Total Ripícola.....	11
3.4.2. Estrutura da Cobertura	12
3.4.3. Factores de Perturbação	12
3.4.4. Avaliação da Disponibilidade de Alimento	13
Árvores de fruto	13
Insectos.....	13
Lagostipu.....	13
Pequenos mamíferos	14
Lagomorfos	15
3.5. Uso da galeria ripícola por carnívoros	16
3.5.1. Armadilhagem fotográfica	16
3.5.2. Transectos para contagem e recolha de dejectos.....	17
Análise genética	18
Análise da dieta.....	19
3.6. Análise de dados.....	20
4. Resultados	21
4.1. Avaliação da qualidade da galeria ripícola com base no índice QBR.	21

4.2. Adequabilidade para os carnívoros com base no Índice QBR adaptado.....	22
4.2.1. Cobertura Total Ripícola.....	22
4.2.2. Estrutura da Cobertura	22
4.2.3. Factores de Perturbação	23
4.2.4. Disponibilidade de alimento	23
Frutos.....	23
Insectos.....	24
Lagostins	25
Pequenos mamíferos	25
Lagomorfos	26
4.2.5. Cálculo do Índice QBR adaptado.....	29
4.3. Uso da galeria rípica por carnívoros	30
4.3.1. Armadilhagem Fotográfica	30
4.3.2. Transectos para contagem e recolha de dejectos.....	33
4.4. Análise da dieta dos carnívoros.....	34
4.5. Comparação do uso da galeriarípica por carnívoros e os índices QBR	37
4.5.1. Índice QBR original	37
4.5.2. Índice QBR adaptado	38
4.6. Comparação dos Índices QBR original e QBR adaptado aos carnívoros	38
5. Discussão	40
5.1. Adaptação do Índice QBR aos requisitos dos carnívoros	40
5.2. Comparação do uso da galeria rípica por carnívoros e os valores dos Índices QBR.....	44
5.2.1. Índice QBR original	44
5.2.2. Índice QBR adaptado	47
5.3. Comparação dos Índices QBR	48
5.4. Limitações dos dados	49
6. Considerações finais e prespectivas futuras.....	51
7. Referências bibliográficas.....	53
8. Anexos	62

1. Introdução

A bacia mediterrânica é considerada como um *hotspot* de biodiversidade, pelo que os ecossistemas mediterrânicos são vistos como locais de conservação prioritária (Médail & Quézel 1999), apresentando uma elevada diversidade de espécies endémicas, incluindo espécies em perigo (Myers *et al.* 2000). No entanto, estão sujeitos a crescentes pressões e perturbações antropogénicas que têm levado a modificações da paisagem natural (Myers *et al.* 2000). A desflorestação, a criação de gado, a intensificação da agricultura e a construção de estradas, moldaram e transformaram a paisagem mediterrânica.

Nesta paisagem, a maioria das espécies apresenta diversos padrões de uso do habitat, de modo a adaptarem-se à fragmentação da mesma e à variação sazonal dos recursos disponíveis (Wiens 1976; Santos *et al.* 2011). Assim, para que as paisagens mediterrânicas sejam geridas de forma eficaz é necessário compreender a sua dinâmica e os efeitos que esta tem na distribuição das espécies (Gough & Rushton 2000), bem como os factores que as levam a usar determinado habitat em detrimento de outros (Santos *et al.* 2011).

Nas regiões mediterrânicas de clima semi-árido, os sistemas ripários, constituídos por árvores e arbustos densos, consistem o único habitat que, a larga escala, permanece pouco intervencionado pelo Homem (Matos *et al.* 2009; Santos *et al.* 2011). As faixas de vegetação ripária, por vezes constituindo galerias, são um dos mais diversos, dinâmicos e complexos habitats biofísicos existentes (Naiman *et al.* 1993; Naiman & Décamps 1997), servindo como modelo para a compreensão da organização, diversidade e dinâmica das comunidades associadas aos ecossistemas fluviais (Naiman *et al.* 1988, Gregory *et al.* 1991) e assumindo funções de controlo e regulação da dinâmica dos ecossistemas envolventes (Naiman *et al.* 1993). São consideradas como ecótonos, ou seja, áreas de transição ambiental entre ecossistemas terrestres e aquáticos, onde comunidades ecológicas diferentes estão em contacto (Naiman *et al.* 1993).

As zonas ripárias situam-se nas margens de cursos de água tais como rios, ribeiros, riachos, lagos ou lagoas. Englobam o canal de fluxo, entre a baixa e alta planície de inundação, e uma porção terrestre de amplitude variável. Esta, parte da marca de água mais elevada, em direcção a terrenos de maior altitude, onde a vegetação pode ser influenciada, quer por elevadas superfícies de água, quer por cheias, quer também pela capacidade de retenção de água por parte dos solos (Naiman *et al.* 1993; Naiman & Décamps 1997).

Estes sistemas apresentam diversas e importantes funções ecológicas, nomeadamente a regulação dos regimes de temperatura e luz ao formarem um microclima distinto, fresco no Verão e abrigado no Inverno (Matos *et al.* 2009). Protegem também o canal, regulam o fluxo de água (Naiman *et al.*

1993) e são importantes corredores ecológicos que asseguram a conectividade entre fragmentos de habitat isolados, já que apresentam uma configuração espacial linear (Virgós 2001; Santos *et al.* 2011). Deste modo, contribuem para o mosaico de habitats heterogêneos e serviços ecológicos do qual depende a manutenção da diversidade (Naiman *et al.* 1993; Gonçalves *et al.* 2009; Matos *et al.* 2009).

Estas áreas podem suportar uma elevada biodiversidade, já que providenciam, tanto alimento, como refúgio e condições para a reprodução de muitas espécies animais, sendo reconhecidas como áreas prioritárias para a conservação de espécies terrestres (Darveau *et al.* 2001).

A vegetação é sustentada pela elevada disponibilidade de água, pelo que, acções antropogénicas como extracção de água para pastoreio, que resultam em irregularidades no fluxo, têm impactos negativos, tanto para o habitat ripário, como para a biota a este associado, incluindo os mamíferos carnívoros (Salinas *et al.* 2000, Matos *et al.* 2009).

Muitas espécies de carnívoros encontram-se associadas a estas zonas, dependendo delas para a sua sobrevivência (Gonçalves *et al.* 2009; Matos *et al.* 2009). Assim, a riqueza específica e abundância de mamíferos carnívoros em galerias ripícolas é bastante elevada comparativamente com a matriz intervencionada (Matos *et al.* 2009).

Um estudo por Hilty e Merenlender (2004) demonstrou que a taxa de uso dos sistemas ripários por mamíferos carnívoros era onze vezes superior à taxa verificada na matriz envolvente, observando-se uma maior diversidade específica em galerias bem conservadas, comparativamente às degradadas. Dados similares foram obtidos por Matos *et al.* (2009), que referem ainda que, quando os sistemas ripários se encontram degradados, continuam a ser habitats frequentados por carnívoros, apesar do seu uso ser menos intenso. Ambos os estudos assentam na comparação de vários sectores ripários distribuídos espacialmente, de forma não autocorrelacionada, mas o efeito das variações de qualidade num mesmo sistema não foi até ao momento analisado.

De modo a avaliar, de forma expedita, a qualidade dos habitats ripários, Munné *et al.* (2003) desenvolveram um Índice da Qualidade das Galerias Ripícolas, designado por Índice QBR (*Riparian Habitat Quality*).

Este índice é obtido através da soma de quatro pontuações baseadas em quatro parâmetros da qualidade das galerias: cobertura total ripícola (relacionada com a percentagem de cobertura de plantas), estrutura da cobertura (medindo a complexidade do sistema), qualidade da cobertura (através do número de espécies existentes), e alterações do canal (mudanças morfológicas ou de origem antropogénica).

Através do valor obtido, a galeria ripícola pode ser inserida em uma de cinco possíveis categorias consoante as condições que apresenta: condições normais do habitat; habitat com alguma

perturbação mas com boa qualidade; habitat muito perturbado, tendo uma qualidade razoável; habitat que sofreu fortes alterações, apresentando uma má qualidade; habitat extremamente degradado, com muito má qualidade (Munné *et al.* 2003).

Posteriormente ao seu desenvolvimento foram sugeridas adaptações a este índice, como a proposta por Colwell e Hix (2008) para aplicação a sistemas ripários numa zona não mediterrânica, e que consistiu em ajustamentos no número de espécies e nas pontuações atribuídas em cada categoria.

Mundialmente, segundo a União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN 2013), 23% das espécies de mamíferos existentes encontram-se ameaçadas, devido essencialmente à destruição e fragmentação dos seus habitats naturais. Este grupo é, globalmente, um dos mais vulneráveis a pressões antropogénicas, especialmente os carnívoros de médio porte (e.g, Virgós *et al.* 2002).

Em Portugal, os mesocarnívoros, na sua maioria, têm o estatuto de não ameaçados (Cabral *et al.* 2005), no entanto, devido à sua importância no funcionamento dos ecossistemas e ao seu papel enquanto espécies-bandeira, são de grande relevância para a conservação dos ecossistemas envolventes (Gonçalves *et al.* 2009, Matos *et al.* 2009).

São vários os factores que justificam a importância dos carnívoros para o funcionamento dos ecossistemas, incluindo o seu papel como reguladores da densidade das suas presas. São também promotores de evolução, já que seleccionam as presas que lhes proporcionam uma quantidade de energia suficiente, com um menor dispêndio de energia, tirando proveito de situações de desvantagens das presas. Para além disso são também importantes dispersores de sementes (Bueno 1996).

A raposa (*Vulpes vulpes* Linnaeus, 1758), a fuinha (*Martes foina* Erxleben, 1777), o texugo (*Meles meles* Linnaeus, 1758), a lontra (*Lutra lutra* Linnaeus, 1758), o sacarrabos (*Herpestes ichneumon* Linnaeus, 1758), e a geneta (*Genetta genetta* Linnaeus, 1758) são as espécies de mesocarnívoros mais abundantes em Portugal, tratando-se as duas últimas de espécies introduzidas na Península Ibérica a partir de África (Cabral *et al.* 2005).

Todas estas espécies encontram-se amplamente distribuídas em Portugal, estando apenas ausentes dos arquipélagos da Madeira e dos Açores (Santos-Reis & Mathias 1996).

No cerne desta ampla distribuição e abundância está a sua plasticidade ecológica patente, entre outros aspectos, na diversidade de recursos tróficos que utilizam. Estes predadores vivem em ambientes onde o tipo e abundância de recursos alimentares está constantemente a mudar, como é o caso das paisagens Mediterrânicas (Rosalino *et al.* 2005), devido essencialmente a factores

ambientais abióticos, como o regime climático (Smith & Smith 2003). O clima Mediterrânico é caracterizado por Invernos frios e húmidos e Verões quentes e secos, com um período de seca associado. Para além desta marcada sazonalidade, existe uma imprevisibilidade climatérica, já que ocorrem variações dramáticas entre diferentes anos, entre as estações de determinado ano e até mesmo no decorrer de um único dia (Blondel & Aronson 1999).

Assim, nestes ambientes, a maioria das espécies de mesocarnívoros apresenta uma dieta que varia sazonalmente de acordo com os recursos alimentares mais abundantes e disponíveis, apresentando comportamentos oportunistas (Santos *et al.* 2007; Loureiro *et al.* 2009), que se traduzem em dietas omnívoras, muito variadas, com variações sazonais e individuais muito grandes (Santos-Reis *et al.* 2004; Santos *et al.* 2007; Loureiro *et al.* 2009; Matos *et al.* 2009). A dieta dos carnívoros nas áreas influenciadas pelo mediterrânico é geralmente mais diversa e/ou inclui mais material vegetal, em particular frutos (Rosalino & Santos-Reis 2009).

Os recursos mais consumidos são os frutos, insectos e mamíferos, nomeadamente os pequenos mamíferos e lagomorfos (Santos-Reis *et al.* 2004; López-Martin 2006; Santos *et al.* 2007; Rosalino & Santos-Reis 2009). Para além destas presas, o lagostim-vermelho-da-Louisiana (*Procambarus clarkii* Girard, 1852), introduzido em Portugal nos finais da década de 70, tem sido cada vez mais importante na dieta de alguns carnívoros (Correia 2001; Matos *et al.* 2009).

A importância relativa de cada recurso, para cada espécie de carnívoro, varia com os requisitos energéticos das espécies, nomeadamente a sua dimensão, dimorfismo sexual e comportamento (Rosalino *et al.* 2008).

Em paisagens Mediterrânicas, a maioria das espécies de carnívoros demonstra uma grande plasticidade adaptativa (Palomares & Delibes 1993), podendo utilizar diferentes habitats (Santos & Santos-Reis 2010).

Locais com vegetação mais densa, como matos ou carvalhais, paisagens agro-silvo-pastoris, bosques de matos mediterrânicos e linhas de água com vegetação ripícola são os locais preferidos para o repouso e refúgio destas espécies (Rosalino *et al.* 2004; Gonçalves *et al.* 2009).

Existe assim uma preferência por zonas arborizadas e com arbustos densos, onde as espécies podem encontrar simultaneamente abrigo e alimento (Matos *et al.* 2009).

Estudos apontam que as diferentes espécies de carnívoros podem apresentar uma associação significativa com as galerias ripícolas, nomeadamente no caso da fuinha, lontra, geneta e sacarrabos, já que, como anteriormente referido, estes locais lhes proporcionam, em maior abundância e diversidade, os recursos que necessitam para a sua sobrevivência (Cabral *et al.* 2005; Gonçalves *et al.* 2009; Matos *et al.* 2009).

Como referido oportunamente, as paisagens europeias são transformadas por actividades antropogénicas, como a construção de estradas (Grilo *et al.* 2009), actividades agrícolas e de pastoreio (Paracchini *et al.* 2007).

Em geral, os carnívoros são particularmente vulneráveis a colisões com veículos e aos efeitos de barreira causados pelas estradas (Grilo *et al.* 2009). Estas colisões estão geralmente relacionadas com a densidade populacional, biologia da espécie, habitat e estrutura da paisagem, bem como as características da estrada e do tráfego (Forman & Alexander 1998).

Outro factor de perturbação para os carnívoros está relacionado com a pressão de pastoreio (Paracchini *et al.* 2007). A crescente utilização da paisagem mediterrânica para criação de gado tem levado a uma homogeneização da paisagem devido à criação de pastagens e à eliminação de arbustos para cultivo da mesma, restringindo a riqueza e abundância das espécies (Gonçalves *et al.* 2012).

A pressão de pastoreio exerce um efeito deletério sobre os pequenos mamíferos, pelo que indirectamente influencia os carnívoros, devido ao efeito *bottom-up* presa-predador, uma vez que, na Península Ibérica, a riqueza específica de carnívoros está relacionada com a abundância de pequenos mamíferos (Moreno-Rueda & Pizarro 2010). A intensificação da criação de gado pode representar uma ameaça adicional à biodiversidade devido à menor quantidade de arbustos que se desenvolve e ao aumento do cultivo de pastagens permanentes (Gonçalves *et al.* 2012).

A possibilidade de ocorrência de cheias devido às características intrínsecas dos terrenos, quer por uma menor retenção de água pelo solo, quer pela sua geomorfologia (Naiman & Décamps 1997), pode também ser considerada como um factor de perturbação para os carnívoros que usam os sistemas ripários, já que, um exemplo destes locais poderão ser as zonas próximas a galerias ripícolas (Naiman & Décamps 1997). As cheias condicionam os locais de abrigo e afectam a disponibilidade de alimento (Moreno-Rueda & Pizarro 2010; Golet *et al.* 2011), pelo que, em zonas propícias a inundações, a ocorrência e abundância de carnívoros irá ser menor durante a época de chuvas.

As inundações destes terrenos são consideradas como um dos principais factores responsáveis pela existência de flutuações populacionais de pequenos mamíferos (Klinger 2006; Golet *et al.* 2011), estando documentados declínios populacionais acima de 50%. (Golet *et al.* 2011); esta evidência corrobora o decréscimo na disponibilidade de alimento quando ocorrem elevadas precipitações (Moreno-Rueda & Pizarro 2010), com efeitos na comunidade de carnívoros.

Os processos ecológicos são influenciados por factores que actuam a várias escalas, sendo assim dependentes da escala de análise, o que torna mais complexas as análises ecológicas (Rosalino *et al.*

2008).

Os padrões de uso do habitat, por parte dos animais, podem diferir do indivíduo para a espécie (Bissonette 1997), consoante a escala de análise (Johnson 1980). Assim, na escolha de um habitat, os factores intervenientes podem ter uma importância diferente consoante a escala de análise (Wiens 1989; Bissonette 1997) e análises realizadas a diferentes escalas podem identificar diferentes conjuntos de variáveis explicativas para a escolha de determinado habitat.

Determinar as escalas espaciais a que as espécies respondem ao habitat é crucial para a previsão de respostas das espécies à modificação da paisagem (Schooley 2006), no entanto, os efeitos de escala podem ser afectados pela heterogeneidade da paisagem (Dunning *et al.* 1992).

É assumido que alguns dos processos ecológicos que afectam de forma mais significativa as populações e comunidades operam a escalas espaciais locais. A riqueza e abundância de espécies variam em função da disponibilidade de recursos locais, estrutura da vegetação e tamanho da mancha de habitat (Wiens 1989; Dunning *et al.* 1992).

2. Objectivos

O objectivo deste estudo é uma abordagem funcional na compreensão da influência da qualidade das galerias ripícolas no uso das mesmas por mesocarnívoros. Assim, ao contrário de outros estudos que avaliaram qualitativamente as condições da galeria ripícola para os mesocarnívoros com base em parâmetros meramente estruturais das mesmas (Matos *et al.* 2009), este estudo irá centrar-se nos requisitos das espécies referidas e testar a associação entre a qualidade da galeria ripícola e o uso que os mesocarnívoros fazem da mesma, desenvolvendo para o efeito uma nova adaptação do índice QBR proposto por Munné *et al.* (2003).

A hipótese subjacente a este objectivo é que a presença de carnívoros nos habitats ripários, e a intensidade com que usam os mesmos, está directamente relacionada com a qualidade do habitat à escala local. Assim, locais mais intensamente usados por carnívoros corresponderão a locais em que o habitat ripário demonstra melhor qualidade. Uma hipótese complementar é que o índice QBR desenvolvido por Munné *et al.* (2003) poderá ser usado como um indicador expedito da abundância relativa de carnívoros.

3. Métodos

3.1. Área de estudo

A Companhia das Lezírias, S.A. (CL) é a maior exploração agro-pecuária e florestal existente em Portugal e encontra-se dividida em duas zonas principais: a Lezíria de Vila Franca de Xira, com cerca de 8000ha, e a Charneca do Infantado, com cerca de 12000ha.

A nível nacional, a Lezíria faz parte da Reserva Natural do Estuário do Tejo e a nível internacional, tanto a Lezíria como a Charneca fazem parte da Rede Natura 2000, estando incorporadas na Zona de Protecção Especial (ZPE) e no Sítio de Interesse Comunitário (SIC) do Estuário do Tejo.

A área de estudo situa-se na Charneca do Infantado, freguesia de Samora Correia, concelho de Benavente, distrito de Santarém, sendo compreendida entre os rios Tejo e Sorraia. A noroeste é subdividida pela estrada N10, sendo delimitada a sul pela estrada N119 e a oeste pela EN118 (Figura 1).

Possui uma paisagem tipicamente mediterrânica, com um clima que varia desde Verões secos e quentes a Invernos chuvosos e frios. Presentemente encontra-se focada na criação de gado bovino e na produção de pastagem, arroz, milho, vinho e azeite. A nível florestal apresenta uma importante produção de cortiça, madeira e pinhas.

A grande maioria dos 12000ha da Charneca é ocupada por povoamentos florestais de diversas espécies, sendo caracterizados pelos seus solos empobrecidos, pouco profundos e com problemas de drenagem. Estas zonas ocupam cerca de 74% da área total, incluindo zonas de montado (maioritariamente de sobro), pinhal bravo e manso, e eucaliptal.

Tendo em consideração a intensa gestão a que a matriz se encontra sujeita, as zonas ripárias constituem um dos poucos habitats naturais (ou menos intervencionados) nesta área. Devido ao clima mediterrânico, os cursos de água são pequenos e de regime intermitente com excepção da ribeira de Vale Cobrão (Figura 1), que tem regime permanente e dimensões significativas comparativamente às restantes, tendo sido a ribeira seleccionada para a realização deste estudo.

A ribeira de Vale Cobrão, com cerca de 3000 metros de comprimento, no passado foi alvo de acções de recuperação, incluindo a plantação de choupos (*Populus alba*) nas margens, formando hoje uma galeria ripícola que engloba o próprio leito e os patamares que o sucedem (Correia & Mexia 2011). Encontra-se sujeita a acções de gestão, através do corte seleccionado de vegetação ripícola, de modo a obter áreas mais extensas e contínuas para o pastoreio, mas possui um estrato arbóreo dominado por choupos e salgueiros (*Salix sp.*) e um estrato arbustivo maioritariamente

constituído por silvas (*Rubus ulmifolius*), que muitas vezes ocupam totalmente o espaço adjacente ao curso de água (Gonçalves *et al.* 2009).



Figura 1. Localização da área de estudo e do local de amostragem: Charneca da CL e ribeira de Vale Cobreão, respectivamente (Charneca inserida no quadrado azul, com os diferentes usos do solo delimitados a preto, ribeira colorida a azul e assinalada com círculo laranja).

3.2. Estratégia global de amostragem

Foram amostrados 2500 metros da ribeira de Vale Cobreão, perfazendo a quase totalidade da sua dimensão. Esta área foi dividida em 5 sectores de amostragem (sectores de 500 metros de diâmetro), cada um contendo: duas câmaras para foto-armadilhagem, de mesocarnívoros, um ponto de amostragem de pequenos mamíferos e insectos, cinco pontos de amostragem de lagostim e cinco transectos para a caracterização da vegetação (Figura 2).

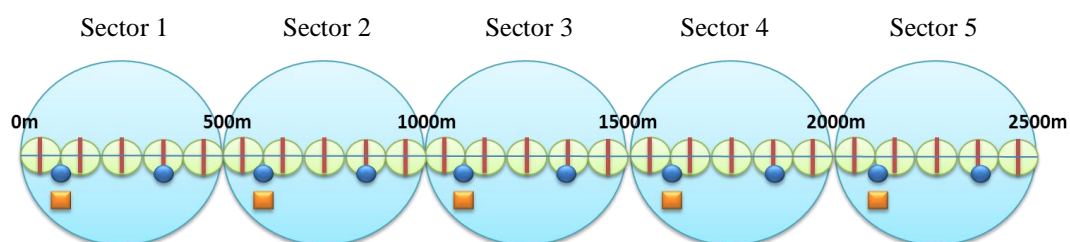


Figura 2. Esquema demonstrativo da estratégia de amostragem utilizada ao longo dos 2500 metros amostrados da ribeira de Vale Cobreão (linha azul): círculos azuis pequenos – câmaras (2 por sector); quadrados laranja – armadilhagem de pequenos mamíferos e insectos (1 por sector); linhas vermelhas - armadilhagem de lagostim (5 replicados por sector); círculos verdes - transectos para caracterização da vegetação (5 replicados por sector); círculos azuis grandes – sectores.

3.3. Índice QBR para avaliação da qualidade da galeria ripícola

A caracterização da vegetação ripícola foi realizada ao longo dos 2500 metros em transectos de 100 metros, perfazendo um total de 25 transectos, sendo cada transecto avaliado numa média de 10-20 minutos, como sugerido pelos autores (Munné *et al.* 2003).



Figura 3. Esquema de uma área ripária (*riparian area*) e zona de cheia (*bankfull*).

Após um estudo prévio da flora da área de estudo, para familiarização com as espécies existentes, foram

diferenciadas, no campo, as zonas de canal e de cheia, de modo a delimitar a zona ripária (Figura 3). Para tal, foram tidos em consideração os indicadores disponíveis: patamares fluviais existentes, presença de vegetação ripícola e evidência de grandes cheias (Munné *et al.* 2003).

Em seguida, foi preenchida para cada 100 metros, a ficha do Índice da Qualidade da Galeria Ripícola (Anexo A), tendo em consideração 4 parâmetros: a cobertura total ripícola, a estrutura da cobertura, a qualidade da cobertura e as alterações feitas ao canal.

3.3.1. Cobertura Total Ripícola

A cobertura ripícola tem em consideração a percentagem do transecto que é ocupada pela copa das árvores das zonas ripícolas e avalia a conectividade da galeria com o ecossistema envolvente. Assim, são avaliadas tanto a zona da galeria como a zona do canal.

Inclui todos os tipos de árvores e arbustos e exclui as gramíneas, por se tratarem de plantas anuais e a sua cobertura poder ser muito variável, dependendo do ano e das condições hidrológicas. A conectividade entre a galeria e o ecossistema terrestre adjacente é considerada como um elemento essencial para a preservação da biodiversidade, sendo usado para refinar a pontuação do índice.

3.3.2. Estrutura da Cobertura

A estrutura da cobertura relaciona-se com a percentagem de cobertura das árvores e arbustos existentes e a sua distribuição.

É feita uma avaliação da complexidade estrutural da galeria. A pontuação inicial depende da percentagem total de cobertura das árvores, podendo ser aumentada pela presença de arbustos ou outras plantas de menores dimensões. No entanto, plantações lineares ou aglomerados isolados de árvores diminuem o valor inicial. Por outro lado, se a cobertura arbórea na galeria é reduzida, mas há presença de espécies arbustivas no canal, a pontuação é aumentada devido à melhoria das condições do habitat que proporcionam para muitos animais.

3.3.3. Qualidade da Cobertura

A qualidade da cobertura considera o número de espécies nativas de árvores presentes na galeria. Este número varia conforme a geomorfologia do rio, nomeadamente o tipo de declive, a presença/ausência de ilhas no canal e a percentagem de solo rígido que impede a presença de plantas com raiz. A pontuação inicial pode ser aumentada conforme o número de espécies de arbustos presentes, se a presença de árvores é contínua ao longo do local e se comunidade se encontra estruturada como uma galeria. O valor diminui com a presença de árvores não nativas, modificações do habitat de origem antropogénica e presença de lixo.

3.3.4. Alterações do Canal

As alterações do canal estão relacionadas com acções antropogénicas e a presença ou ausência de estruturas no transecto e constituem uma das principais perturbações dos habitats ripários.

Cada um destes quatro parâmetros pode ter a pontuação máxima de 25 valores. Relativamente à pontuação extra, esta, se for positiva e o parâmetro em questão já estiver avaliado com a pontuação máxima, os pontos extra não são considerados. Contudo, se a pontuação extra for negativa, o valor final do sector decresce.

Após o preenchimento da ficha foi obtido um valor final para cada transecto, sendo posteriormente realizadas médias para cada conjunto de 5 transectos, de modo a obter a pontuação para um sector de 500 metros, para ser possível a comparação deste índice, tanto com o QBR adaptado aos carnívoros, como com a presença de carnívoros.

A informação recolhida no campo relativamente à vegetação da galeria e sua distribuição para cada transecto resume-se a:

- Espécies arbóreas existentes e número de indivíduos por espécie, incluindo árvores de fruto
- Número e espécies de árvores com buracos naturais, altura e diâmetro à altura do peito
- Espécies arbustivas existentes, número de manchas arbustivas e dimensões da mancha
- % de cobertura ripícola, % de árvores e % de arbustos
- % de matrizes extensas de arbustos
- Largura da galeria ripícola para ambas as margens
- Distância ao caminho
- Declive das margens em relação à ribeira
- Presença/ausência de zonas extensas de cheias

As plantas herbáceas não foram consideradas devido à dificuldade na identificação de espécies anuais e por não serem recursos chave para carnívoros (Schmitz *et al.* 2000).

Após a soma das pontuações dos quatro parâmetros referidos, foi atribuída a cada sector uma categoria sugerida por Munné *et al.* (2003), conforme a tabela 1.

Tabela 1. Categorias propostas por Munné *et al.* e respectivas pontuações.

Descrição	QBR
Habitat ripário com condições naturais	≥ 95
Boa qualidade, com alguma perturbação	≥75 a <90
Qualidade razoável, com perturbações importantes	≥55 a <70
Má qualidade, com grandes alterações	≥30 a <50
Qualidade fraca, degradação extrema	< 25

3.4. Adaptação do índice QBR aos requisitos dos carnívoros

Para esta caracterização foram tidos em consideração 4 parâmetros: cobertura total ripícola, estrutura da cobertura, factores de perturbação e disponibilidade de alimento (Anexo B).

É preciso ter em consideração que, tal como para o índice QBR original, quando um parâmetro excede os 25 pontos, é-lhe atribuída a pontuação máxima.

3.4.1. Cobertura Total Ripícola

À semelhança do QBR original, este parâmetro foi avaliado em transectos de 100 metros, sendo depois realizada uma média das pontuações encontradas para cada conjunto de 5 transectos, perfazendo um sector.

A cobertura total ripícola tem em consideração tanto a cobertura de árvores como a de arbustos, uma vez que os últimos são de grande importância para os carnívoros, tanto em termos de abrigo como de alimento (Mangas *et al.* 2008). Inclui ainda, como pontuação extra, a largura da zona ripária para ambas as margens, obtida quer através de medições no campo, quer através de medições em *software* de imagens de satélite.

Foram atribuídos 25 pontos quando a cobertura ripícola ocupou mais de 80% do transecto, 10 pontos quando ocupou entre 50 a 80%, 5 pontos quando ocupou entre 10 a 50% e nenhum ponto quando ocupou menos de 10% do transecto. A pontuação extra foi atribuída após as médias da percentagem de cobertura terem sido calculadas, para ser obtida a pontuação de cada sector, havendo assim uma pontuação extra por sector. Foram atribuídos 15 pontos quando a largura das

duas margens era maior que 70 metros, 10 pontos quando tinha entre 50 a 70 metros, 5 pontos quando tinha entre 30 a 50 metros e 1 ponto quando tinha menos de 30 metros.

3.4.2. Estrutura da Cobertura

Este parâmetro foi igualmente avaliado em sectores de 100 metros, procedendo-se depois à média de cada conjunto de 5 transectos para encontrar a pontuação de cada sector. A estrutura da cobertura, também avaliada em percentagem, considera a existência de matrizes extensas de arbustos, já que estes mamíferos têm preferência por grandes corredores de arbustos, de modo a se poderem abrigar e camuflar na vegetação, para além de muitos servirem também para alimentação (Mangas *et al.* 2008). A presença de árvores com buraco também é importante para algumas das espécies consideradas, como a geneta e a fuinha, já que se tratam de espécies de hábitos arborícolas, que se refugiam nestes locais (Santos-Reis *et al.* 2004).

Foram atribuídos 25 pontos quando, avaliando a totalidade do transecto, mais de 80% era composto por matrizes extensas de arbustos, 10 pontos quando havia entre 50 a 80%, 5 pontos quando havia entre 10 a 50 %, e nenhuma pontuação quando havia menos de 10%.

3.4.3. Factores de Perturbação

Este parâmetro foi avaliado em sectores de 500 metros, havendo assim apenas uma avaliação para cada sector.

Neste parâmetro são considerados os factores de perturbação existentes na área de estudo, que influenciam, ou podem influenciar, a presença das espécies no local. Os factores considerados foram a distância da galeria ao caminho mais próximo, a presença de pastoreio/ proximidade a zonas de pastoreio, e a possibilidade de zonas extensas de cheias. A proximidade ao caminho foi avaliada através da distância média de cada sector ao caminho, quer através visualizações no campo, quer através de medições em *software* de imagens de satélite. Locais com distâncias médias inferiores a 50 metros foram considerados como próximos ao caminho enquanto que sectores com médias superiores a essa distância foram considerados como não tendo a influência do caminho.

A possível presença de pastoreio foi avaliada em cada sector, através de informação fornecida pela Companhia das Lezírias. A existência de zonas propícias a inundações foi avaliada durante os meses de precipitação mais intensa e também através do conhecimento adquirido ao longo dos anos por parte de investigadores da Companhia. Foram atribuídos 25 pontos quando o sector não era influenciado por nenhum factor, 10 pontos quando era influenciado por um factor, 5 pontos quando tinha a influência de dois factores e nenhum ponto quando era influenciado por todos os factores.

3.4.4. Avaliação da Disponibilidade de Alimento

Este parâmetro foi avaliado para sectores de 500 metros. A disponibilidade de alimento inclui 5 categorias de recursos importantes na dieta das espécies estudadas: frutos, insectos, lagostins, pequenos mamíferos e lagomorfos. Foi avaliada a abundância de pequenos mamíferos, insectos e lagostins, enquanto que para os lagomorfos foram contabilizados o número de indícios, e para as árvores de fruto o número de indivíduos, sendo este procedimento repetido para cada estação do ano.

Árvores de fruto

As árvores de fruto foram amostradas aquando da amostragem da cobertura ripícola para os QBR's analisados. Após o cruzamento da informação sobre as espécies de árvores de fruto existentes na Companhia das Lezírias e as espécies que os carnívoros consomem em paisagens Mediterrânicas, a galeria ripícola foi percorrida para prospecção das espécies consideradas (Correia & Mexia 2011, Anexo C). Para cada espécie foi contabilizado também o número de indivíduos encontrados ao longo da ribeira.

Insectos

A amostragem foi realizada com recurso a armadilhas de queda (*pitfall*) colocadas simultaneamente às armadilhas para captura de pequenos mamíferos, permanecendo cada *pitfall* 8 dias no local (Figura 4). Em cada um dos 5 sectores foi colocada uma linha de 4 *pitfalls* distanciados 2 a 3 metros entre si. Os *pitfalls* foram colocados ao nível do solo e protegidos por um prato de plástico, de modo a que a precipitação não afectasse a amostragem. Cerca de 1/3 de cada *pitfall* foi enchido com uma mistura de líquido radiador e água de modo a conservar os indivíduos capturados. Para cada sector de amostragem, apenas foram contabilizados os insectos das ordens Coleoptera e Orthoptera, já que as espécies de carnívoros as consomem em elevadas quantidades (López-Martin 2006; Santos *et al.* 2007), tendo sido calculada uma abundância relativa de cada ordem em cada sector, em relação ao total.

Lagostins

Foi realizada apenas uma amostragem de lagostins, durante o Verão, uma vez que, apesar de apresentar valores populacionais reduzidos, encontra-se mais disponível para os carnívoros devido às secas que se fazem sentir nesta altura do ano, que os restringe a pequenas poças e charcos. As armadilhas consistiram em garrafões de 5 litros em que o topo foi cortado e invertido, servindo de

funil, sendo posteriormente iscadas com comida de gato com sabor a peixe. Foram utilizadas 5 armadilhas distanciadas por 100 metros, perfazendo 5 por sector, permanecendo na área de estudo durante aproximadamente 12 horas, à noite, já que é o período de maior actividade do lagostim (Correia 2001).

Para cada local de captura, foram contabilizados tanto adultos como juvenis, tendo sido efectuada uma média do número total de lagostins por sector, em relação ao total. Em seguida foram deixados em locais afastados de linhas de água.

Pequenos mamíferos

Recorreu-se à armadilhagem de pequenos mamíferos, sendo que, em cada sector, foi montada uma linha de armadilhagem, cada uma com 20 armadilhas distanciadas 10 metros entre si, perfazendo um total de 100 armadilhas, sendo aplicado o método de captura-marcação-recaptura (Figura 4). Foram utilizadas armadilhas *Sherman* (*H. B. Sherman Traps, Inc – Thallahassee, USA*) de duas dimensões diferentes (8x9x23cm e 10x11x38cm), dispostas de forma intercalada, de modo a que fosse possível capturar espécies de diferentes dimensões. As armadilhas foram iscadas com uma mistura de sardinha enlatada com flocos de aveia e colocado algodão cardado, de modo a aumentar o conforto térmico e diminuir o *stress* do animal enquanto capturado.

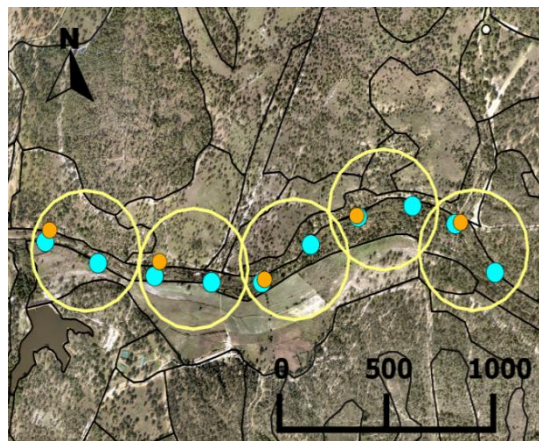


Figura 4. Localização georreferenciada das câmaras e linhas para amostragem de pequenos mamíferos e insectos. A azul estão representadas as câmaras e a laranja as linhas de armadilhagem.

Cada sessão foi iniciada com uma pré-armadilhagem 3 noites antes de as armadilhas serem activadas. Após este processo permaneceram activas durante 4 noites consecutivas, sendo visitadas todos os dias pela manhã. Aquando a captura de um indivíduo este foi anestesiado com éter etílico e caso se tratasse de uma primeira captura, procedia-se à identificação da espécie, registo de dados biométricos (como o comprimento do corpo, da cauda e da pata posterior e o peso) e determinação do sexo e da classe etária (consoante as dimensões e estatuto reprodutor).

Em cada amostragem foram feitas marcações de acordo com uma combinação pré-estabelecida de cortes de pêlo, para o possível reconhecimento de indivíduos durante a mesma sessão de amostragem.

Após estes procedimentos, procedeu-se à libertação de cada indivíduo, junto à armadilha onde foi inicialmente capturado. Caso se tratasse de uma recaptura, o indivíduo era imediatamente

libertado, junto à armadilha. As armadilhas fechadas e vazias, ou abertas com indícios de utilização por pequenos mamíferos, foram contabilizadas como inactivas.

Foi calculado o Índice de abundância relativa, para cada espécie encontrada em cada sector (Anexo D), através da fórmula proposta por Pounds (1981):

$$lij = \frac{Nij}{Tj * Rj - (\sum_2^i Cj - rj)} * 1000$$

onde, Nij representa o número de indivíduos da espécie i capturados na sessão de armadilhagem j , Tj o número de armadilhas disponíveis para a espécie i nessa sessão, Rj o número de inspecções às armadilhas durante a mesma sessão, Cj o número de capturas ou recapturas de outra espécie que não i na sessão j , e rj o número de recapturas da espécie i na mesma sessão de armadilhagem.

É de esperar que o número de capturas seja proporcional ao número de indivíduos presente, pelo que, as capturas devem espelhar o efectivo populacional de cada espécie.

Lagomorfos

Para a prospecção de latrinas de lagomorfos foi realizado um percurso pedestre pelo caminho paralelo à ribeira de Vale Cobrão, num total de 2500 metros, sendo este o mesmo caminho percorrido para a procura e identificação de dejectos de carnívoros.

Latrinas são locais comuns onde, por razões sociais, os coelhos e lebres depositam os seus dejectos (Sneddon 1991; Beja *et al.* 2007). Foi considerada como latrina qualquer acumulação de mais de 20 dejectos de lagomorfos numa superfície com 10cm de raio, sendo que, anteriormente à primeira amostragem, o percurso foi percorrido para a eliminação de latrinas de épocas anteriores.

Quando encontrada uma latrina, procedeu-se à sua georreferenciação e verificação do seu tamanho. Em seguida, todas as latrinas encontradas foram destruídas de modo a que na amostragem posterior se tivesse certeza que as latrinas encontradas não fossem da estação anterior.

Considerando as abundâncias mínimas e máximas encontradas (no caso dos pequenos mamíferos, insectos e lagostim), número mínimo e máximo de indícios encontrados (lagomorfos) e número mínimo e máximode indivíduos (árvores de fruto), foram criadas diferentes categorias para cada pontuação atribuída (de 1 a 5) (Anexos B e E).

Após a soma das pontuações dos quatro parâmetros referidos, foi atribuída a cada sector uma categoria, conforme a tabela 1, referida anteriormente.

3.5. Uso da galeria ripícola por carnívoros

As tentativas de detecção de carnívoros resultam numa variedade de métodos, cada um deles com vantagens e desvantagens (Wilson & Delahay 2001; Silveira *et al.* 2003). O objectivo do estudo, as características das espécies e da área de estudo e os custos envolvidos deverão ditar a escolha de determinado método (Silveira *et al.* 2003).

3.5.1. Armadilhagem fotográfica

Utilizar a foto-armadilhagem como método para obter dados de presença e frequência de ocorrência em espécies raras e pouco conspícuas é uma boa forma de contornar as dificuldades que a amostragem de mamíferos apresenta.

Assim, foram utilizadas 10 câmaras *Bushnell*[®] e *Trophy Cam Digital scouting camera UV562*, tratando-se de câmaras digitais com sensores de movimento e iluminação nocturna com infravermelhos, que registam a passagem de qualquer animal (Mounir & Zuhair 2012) (Figura 5). Cada uma das câmaras foi georreferenciada



Figura 5. Exemplo de uma das 10 câmaras colocadas na área de estudo.

de modo a se saber a localização exacta da mesma e não foram iscadas para não enviar os resultados. Das 10 câmaras existentes na área de estudo, 5 já se encontravam no local desde o Verão de 2012, para estudos da Companhia das Lezírias. Essas 5 câmaras encontravam-se uma em cada um dos sectores considerados, tendo 500 metros de distância entre si. Posteriormente foram colocadas mais 5 câmaras, uma por sector, intercaladas com as câmaras já existentes, tendo então, todas as 10 câmaras, uma distância de 250 metros entre si.

O período de amostragem para 5 câmaras foi desde o início do Verão ao final da Primavera e, para outras 5 câmaras, foi desde o início do Outono até ao final da Primavera, sendo frequentemente visitadas para troca de cartões e pilhas.

Foram recolhidos os dados de todas as fotos em que foram encontrados indivíduos (tanto carnívoros, como pequenos mamíferos, lagomorfos e artiodáctilos), registando a amostragem, a data, hora e número da foto, a(s) espécie(s) e o número de indivíduos da(s) mesma(s), o número de dias em que a câmara esteve activa e o número de fotos que captou durante esse período (Carbone 2001).

Através desses dados foi calculada a frequência de ocorrência de cada espécie de mesocarnívoro,

através da fórmula:

$$F.O. = n^{\circ} \text{registos fotográficos da espécie} / n^{\circ} \text{total de dias de exposição da câmara}$$

Foi também calculada a frequência de ocorrência de outras espécies como o javali, coelho e lebre e pequenos mamíferos.

Após a recolha de todos os dados de cada câmara, foi primeiramente calculada a frequência de ocorrência para cada câmara, sendo posteriormente somadas as frequências de cada conjunto de duas câmaras, de modo a encontrar a frequência para cada sector. Este procedimento foi efectuado para cada estação do ano, sendo também efectuada a média ao longo do ano.

Para minimizar a potencial duplicação de resultados, no cálculo das frequências de ocorrência de cada espécie foi considerado o registo horário entre fotos sucessivas obtidas nas duas câmaras fotográficas dispostas por sector.

3.5.2. Transectos para contagem e recolha de dejectos

A detecção de indícios de presença ao longo de transectos pode igualmente ser usada como medida da presença e abundância de determinada espécie, através da contagem e identificação de indícios como dejectos, pois estes serão os mais comuns e mais facilmente identificáveis. Para a sua identificação é preciso ter em consideração as suas silhuetas, dimensão, forma e localização (local de disposição, número e tipo de habitat) (Barnes 1993; Plumtre & Harris 1995). Para esta identificação é essencial um profundo conhecimento sobre as espécies em estudo, para que os dados não sejam enviesados; por outro lado, a complexidade envolvida numa identificação específica baseada em critérios morfológicos das fezes tem levado ao abandono deste método, sendo mais usado como um dos métodos de uma estratégia combinada (Farrell *et al.* 2000). Exceptua-se os casos em que se recorre a métodos moleculares para validação da identificação dos dejectos com base em dados morfológicos (Fernandes *et al.* 2007).

Assim, foi realizado um percurso pedestre pelo caminho paralelo à ribeira de Vale Cobrão num total de 2500 metros para procura, identificação e recolha de dejectos de carnívoros. Para a análise de dejectos foram percorridos 500 metros adicionais, fora dos 5 sectores, e realizada uma amostragem adicional, no Verão de 2013, de modo a maximizar o número de dejectos encontrados. Anteriormente à primeira amostragem o percurso foi percorrido para a eliminação de dejectos de épocas anteriores.

Sempre que encontrado um dejecto procedeu-se à sua georreferenciação, fotografia, medição do comprimento e largura máxima e mínima (com o auxílio de uma craveira), identificação provisória da espécie com base em critérios morfológicos e recolha, com material esterilizado, para posterior

identificação genética (Figura 6). Procurou-se evitar a recolha de dejectos que aparentassem ser antigos, já que a probabilidade do material genético se encontrar degradado é elevada, dificultando ou tornando mesmo impossível a sua identificação genética (Davison *et al.* 2002).

Foi contabilizado o número total de dejectos no transecto, o número total de dejectos em cada sector, o número total de dejectos por estação do ano e o número de dejectos por sector em cada estação do ano.

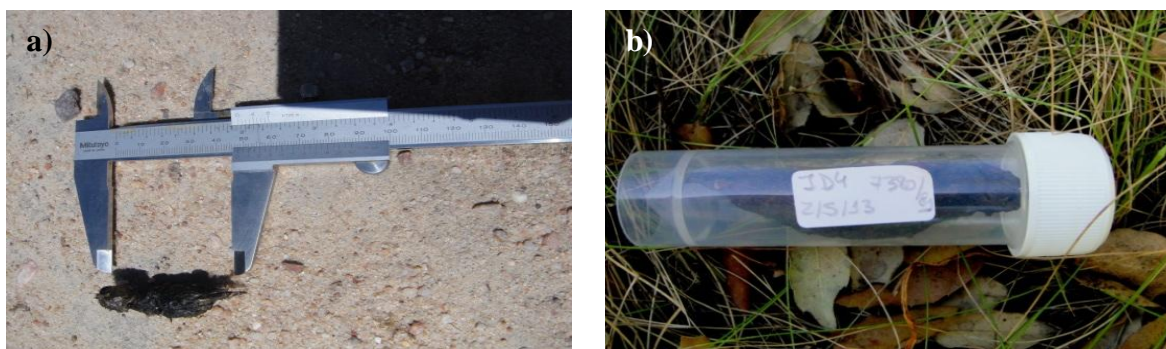


Figura 6. Exemplos de uma medição de um dejecto encontrado, com o auxílio de uma craveira (a) e de uma recolha de um dejecto e sua identificação (b).

Análise genética

Tendo em consideração o possível erro na identificação fenotípica dos dejectos e o facto da raposa, por ser a espécie reconhecidamente mais abundante na Companhia das Lezírias (Gonçalves *et al.* 2009) e depositar os dejectos em locais facilmente detectáveis (Brown *et al.* 2004), poder enviar os resultados obtidos, foi feita a identificação genética dos dejectos recolhidos com o marcador molecular para raposa. Por questões logísticas não foi possível utilizar outros marcadores.

Sendo previamente congelados a -20°C , procedeu-se ao corte de um segmento da ponta e/ou parte mais superficial de cada dejecto, visto que a probabilidade de conter células epiteliais é mais elevada nesses locais. Para a extracção do DNA foi utilizado o *kit PSP Spin Stool* (Invitex, Berlim, Alemanha). O DNA extraído de cada amostra foi amplificado através da técnica de PCR (*Polymerase Chain Reaction*), na qual foram utilizados marcadores moleculares para a amplificação de uma porção do gene mitocondrial do citocromo b, variável entre espécies, mas conservado dentro cada espécie (Fernandes *et al.* 2008). Para cada PCR utilizaram-se reagentes em quantidades pré-estabelecidas (Tabela 2).

Tabela 2. Reagentes e quantidades utilizados na realização da técnica de PCR.

Reagentes	Quantidade (μL) para uma amostra
H ₂ O	2,37
Buffer 10x	1
MgCl ₂ 50mM	0,8
dNTP 10MM	0,8
BSA 5mg/mL	0,6
Primer 5MM	0,8
NZY TAQ 5U	0,13
DNA	3,5

Esta *Mix* de reagentes foi utilizada para cada amplificação com a excepção do controlo negativo, que em vez de conter DNA extraído, conteve a mesma quantidade de água, para excluir a hipótese de contaminação das amostras quer durante a extracção, quer durante a preparação do PCR.

As amostras foram corridas no dispositivo *GeneAmp PCR System 9700* (*Applied Biosystems*, Warrington, Reino Unido), sendo utilizadas temperaturas e durações anteriormente optimizadas para este tipo de procedimentos (Figura 7): começa por ocorrer uma desnaturação inicial a 95°C durante 7 minutos, seguido de 50 ciclos de 30 segundos a 95°C, 45 segundos a 50°C e 45 segundos a 72°C, onde ocorre, respectivamente, a desnaturação do ciclo, *annealing* do *primer* e extensão das cadeias. É finalizado por um período de 7 minutos a 72°C para garantir que as cadeias voltem a emparelhar (Figura 7). Após a amplificação, as amostras foram mantidas no frigorífico e os produtos desta amplificação foram corridos num gel de agarose/TBE a 2%, contendo 2µL de *red safe*. Considerou-se resultado positivo quando os produtos do PCR apareciam como uma simples banda com as dimensões esperadas.

Este método apresenta uma melhor relação custo-benefício do que a realização de uma sequenciação do DNA, dado que já existia em *stock* o marcador molecular correspondente à raposa.

Análise da dieta

Para a triagem dos dejectos (separação dos componentes alimentares) foi seguido um protocolo já utilizado por outros autores (e.g. Reynolds & Aebischer 1991; Rosalino *et al.* 2005). Cada dejecto foi colocado em água quente com algumas gotas de detergente e deixado repousar algumas horas, de modo a que as substâncias mucilaginosas fossem dissolvidas e os restos das presas fossem desagregados. Cada dejecto foi em seguida colocado num crivo de 0,5mm de malha e lavado com água corrente, sendo o material retido posto em caixas de *Petri* para posterior triagem.

Foram separados em diferentes caixas de *Petri* os pêlos, ossos, insectos, penas, vestígios de lagostim, vestígios de répteis e peças não identificadas, com o auxílio de uma lupa binocular. Em relação ao material vegetal, apenas as sementes dos frutos ou leguminosas foram consideradas, já que o restante material pode ter sido involuntariamente consumido aquando o consumo das presas,

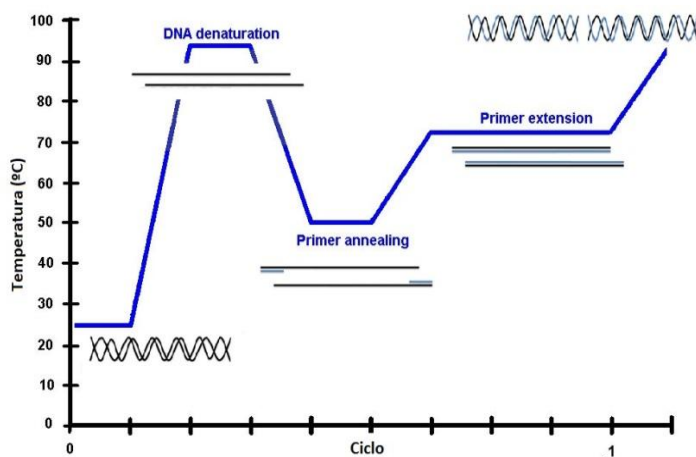


Figura 7. Ciclos e temperaturas da técnica de PCR.

ou mesmo por poder ter sido incorporado no local de deposição do dejecto.

Em seguida foi efectuada a identificação das presas com base em colecções de referência, consulta de especialistas e bibliografia específica: pêlos de mamíferos (Pinto 1978; Teerink 1991), insectos (Chinery 1997), lagostim (Freitas 1999).

Após esta identificação, foi contado o número de dejectos que apresentou cada um dos grupos identificados, sendo calculada a frequência de ocorrência de cada grupo, na totalidade dos dejectos, sendo também averiguada a variação sazonal das frequências de ocorrência.

Após a identificação genética dos dejectos de raposa, foi realizado o mesmo processo para o cálculo da frequência de ocorrência de cada grupo, no total de dejectos desta espécie.

3.6. Análise de dados

Todas as coordenadas obtidas foram transferidas para o *software Quantum GIS* (v1.8.0) de modo a ser construído, em SIG (Sistema de Informação Geográfica), um mapeamento georreferenciado da área e localização exacta dos objectos de estudo (e.g. dejectos encontrados) e material utilizado (e.g. câmaras digitais e armadilhas). Para a análise dos dados obtidos foram utilizados os programas *Microsoft Office Excel* 2010, *STATISTICA* 10 *StatSoft IncA* e *GraphPad Prism* 6.

Através do teste do qui-quadrado (χ^2) foram testadas as diferenças na amostragem de dejectos entre os diferentes sectores.

Utilizando os dados relativos a cada estação do ano, foram realizadas correlações entre o QBR adaptado e o uso da galeria pelos carnívoros (frequência de ocorrência das câmaras e número de dejectos encontrados) e entre as pontuações obtidas para os Índices QBR original e QBR adaptado aos carnívoros. Uma vez que, após ser testada a normalidade e homogeneidade dos dados obtidos se verificou que não se tratavam de dados paramétricos, foram efectuadas correlações não paramétricas, tendo sido obtidos coeficientes de correlação de *Spearman* e respectivos *p-value*.

Para todos os testes a significância estatística foi aceite para valores de probabilidade inferiores a 0,05.

Na maioria dos casos foi apenas utilizada estatística descritiva devido ao reduzido número de replicados analisados. Os valores obtidos serão apresentados média \pm desvio-padrão.

4. Resultados

4.1. Avaliação da qualidade da galeria ripícola com base no índice QBR

O parâmetro cobertura total ripícola apresentou grandes variações ao longo dos 5 sectores avaliados, sendo o parâmetro que mais contribuiu para as diferenças de pontuações encontradas. A estrutura da cobertura e a qualidade da cobertura foram mais constantes ao longo dos sectores e o parâmetro alterações ao canal apresentou as pontuações mais semelhantes ao longo de todos os sectores (Anexo F, Figura 8).

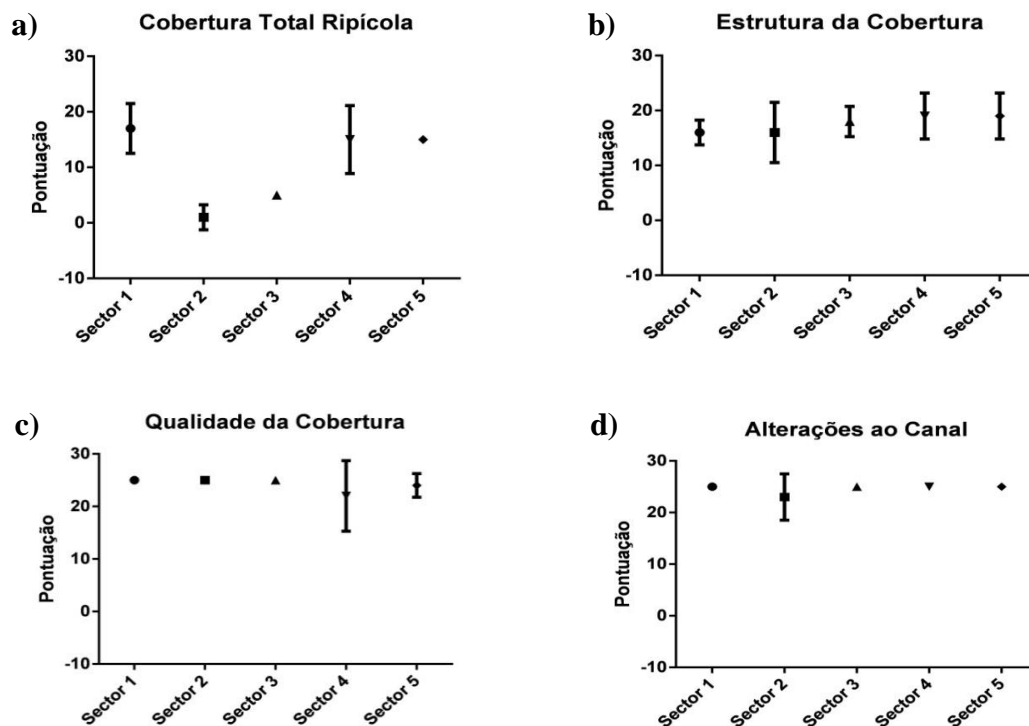


Figura 8. Pontuação relativa a cada um dos 4 parâmetros do Índice QBR, para os 5 sectores de amostragem: cobertura total ripícola (a), estrutura da cobertura (b), qualidade da cobertura (c), alterações ao canal (d). Pontos representam a média; linhas representam a amplitude do desvio-padrão.

Após a soma dos 4 parâmetros para cada transecto, foi possível verificar, através da média de cada sector, que os sectores 1 e 5 tiveram as maiores pontuações, seguidos pelo sector 4. O sector 3 apresentou uma pontuação intermédia e o sector 2 é o que teve a pontuação mais reduzida (Figura 9).

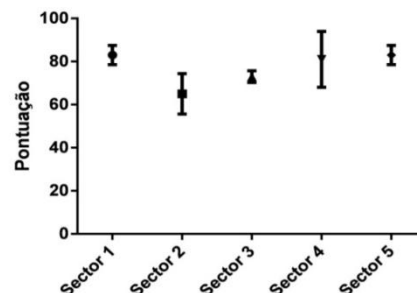


Figura 9. Pontuação final do Índice QBR, para os 5 sectores de amostragem. Pontos representam a média; linhas representam a amplitude do desvio-padrão.

4.2. Adequabilidade para os carnívoros com base no valor do Índice QBR adaptado

4.2.1. Cobertura Total Ripícola

Os resultados referentes à cobertura total ripícola não evidenciaram uma variação entre os diferentes sectores, com a excepção do sector 3.

Foi possível verificar que a pontuação média do sector 1 foi superior às médias dos restantes sectores, havendo então uma maior percentagem de cobertura ripícola neste local. O sector 3 apresentou a menor média (Figura 10).

Após a soma das duas pontuações, os resultados totais revelaram que os sectores 1, 4 e 5 tiveram a pontuação máxima neste sector, enquanto que o sector 3 foi o local com menor pontuação (Tabela 3).

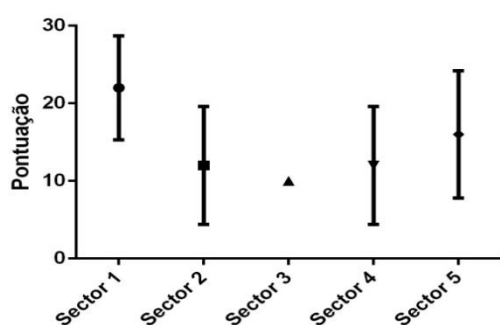


Figura 10. Pontuação referente à cobertura total ripícola, para os 5 sectores de amostragem. Pontos representam a média; linhas representam a amplitude do desvio-padrão.

Tabela 3. Pontuação referente à cobertura total ripícola, para os 5 sectores de amostragem.

Sector	Pontuação	Pontuação Extra	Total
1	22	10	25
2	12	10	22
3	10	5	15
4	12	15	25
5	16	15	25

4.2.2. Estrutura da Cobertura

No segundo parâmetro, estrutura da cobertura, foi possível verificar uma grande variação nos resultados encontrados para os diferentes sectores.

A pontuação média do sector 1 foi superior às médias dos restantes sectores, havendo então uma maior percentagem de cobertura ripícola neste local. O sector 4 apresentou a menor média, seguido do sector 3 (Figura 11).

Foi possível verificar que existem três sectores com árvores com buracos, tendo uma pontuação extra positiva e 2 sectores com pontuação extra negativa, já que não as contêm (Tabela 4).

Assim, quando foram consideradas as pontuações totais para cada local, verificou-se que os sectores 3 e 5 tiveram uma pontuação claramente inferior aos restantes sectores. O sector 1 apresentou a maior pontuação nesta secção (Tabela 4).

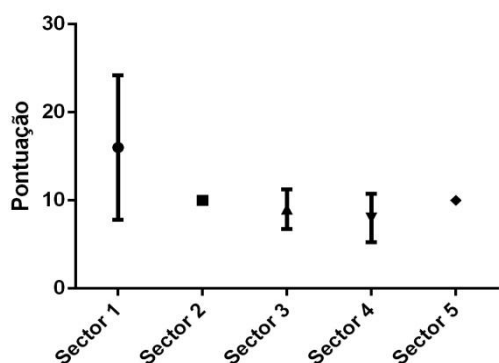


Figura 11. Pontuação referente à estrutura da cobertura, para os 5 sectores de amostragem. Pontos representam a média; linhas representam a amplitude do desvio-padrão.

Tabela 4. Pontuação referente à estrutura da cobertura, para os 5 sectores de amostragem.

Sector	Pontuação Atribuída	Pontuação Extra	Total
1	16	5	21
2	10	5	15
3	9	-5	4
4	8	5	13
5	10	-5	5

4.2.3. Factores de Perturbação

No parâmetro factores de perturbação verificou-se uma grande variação entre os sectores analisados. Os sectores 1, 2 e 3 são afectados por dois factores, o sector 4 por um factor e o sector 5 não se encontra afectado por nenhum factor (Tabela 5). Os sectores 1, 2, 3 e 4 são afectados pela proximidade à estrada, sendo ainda, o primeiro, um local propício à ocorrência de cheias quando ocorrem elevadas precipitações. Os sectores 2 e 3 são ainda afectados pela existência de pressão de pastoreio.

Tabela 5. Pontuação referente aos factores de perturbação, para cada local de amostragem.

Sector	Pontuação
1	5
2	5
3	5
4	10
5	25

4.2.4. Disponibilidade de alimento

Frutos

Em relação às árvores de fruto, ao longo da ribeira de Vale Cobrão foram encontradas 10 espécies na área de estudo (Anexo C), anteriormente descritas na bibliografia como espécies com frutos consumidos pelos mesocarnívoros (Santos *et al.* 2007; Rosalino & Santos-Reis 2009). Destas, 4 frutificam no Verão, 3 frutificam no Outono, outras 3 frutificam no Inverno e não foram encontradas espécies que frutifiquem na Primavera (Tabela 6).

Tabela 6. Espécies de árvores de fruto existentes ao longo da ribeira e respectiva estação de frutificação.

Estação do ano	Espécies
Verão	Silva (<i>Rubus ulmifolius</i>), Sanguinho-das-sebes (<i>Rhamnus alaternos</i>) Sobreiro (<i>Quercus suber</i>) Pinheiro (<i>Pinus pinaster</i>)
Outono	Pilriteiro (<i>Crataegus monogyna</i>) Pereira-brava (<i>Pyrus bourgaeana</i>) Roseira (<i>Rosa sp.</i>)
Inverno	Medronheiro (<i>Arbutus unedo</i>) Murta (<i>Myrtus communis</i>) Aroeira (<i>Pistacia lentiscus</i>)
Primavera	-

A distribuição das mesmas ao longo dos sectores de amostragem é variável, tendo sido encontradas 6 espécies no sector 1, 9 espécies nos sectores 2 e 5, 7 espécies no sector 3 e 6 espécies no sector 4.

O mesmo se verificou quando é tido em consideração o número de indivíduos de cada espécie de árvores de fruto encontrada. O sector 5 é o local que contém o maior número de indivíduos e o sector 3 o local onde foi encontrado o menor número (Figuras 12 e 13).

Verificaram-se claras diferenças relativamente à disponibilidade sazonal deste recurso alimentar, uma vez que, como anteriormente referido, diferentes espécies frutificam em diferentes estações do ano. Assim, verificou-se que o Verão foi claramente a estação com o maior disponibilidade, medida em número de indivíduos ($254 \pm 30,50$), enquanto que a Primavera não apresentou espécies que frutifiquem neste período. O Inverno foi a segunda estação com menos indivíduos ($6,60 \pm 8,99$) (Figura 13).

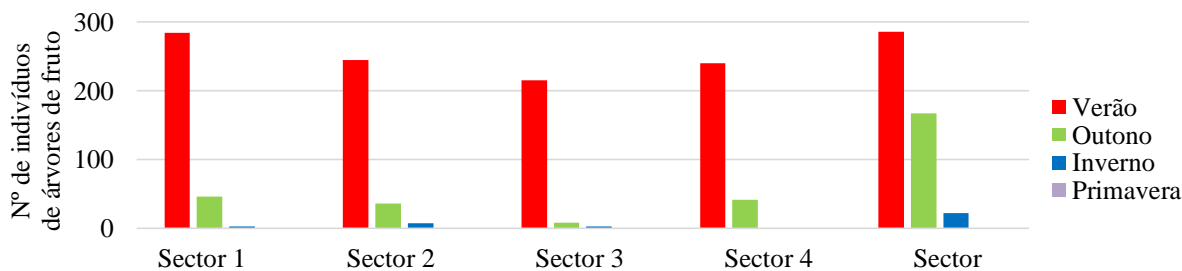


Figura 13. Número de indivíduos das espécies de árvores de frutos consideradas, em cada estação do ano (considerando a respectiva frutificação), para os 5 sectores de amostragem.

Insectos

A abundância média relativa dos insectos considerados neste estudo (ordens Coleoptera e Orthoptera) variou espacialmente mas manteve-se em valores idênticos em todas as estações do ano (Verão: $0,208 \pm 0,12$; Outono: $0,20 \pm 0,14$; Inverno: $0,20 \pm 0,12$; Primavera: $0,20 \pm 0,20$). A média obtida ao longo do ano indicou que o sector 5 teve uma abundância inferior a

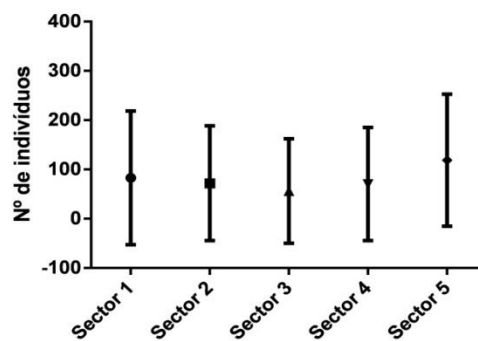


Figura 12. Número de indivíduos das espécies de árvores de fruto consideradas, para os 5 sectores de amostragem. Pontos representam a média; linhas representam a amplitude do desvio-padrão.

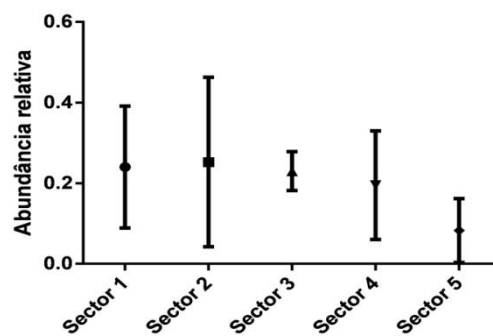


Figura 14. Abundância relativa de insectos, ao longo do ano, para os 5 sectores de amostragem. Pontos representam a média; linhas representam a amplitude do desvio-padrão.

todos os outros sectores, enquanto que nos restantes locais a abundância foi semelhante (Figuras 14 e 15).

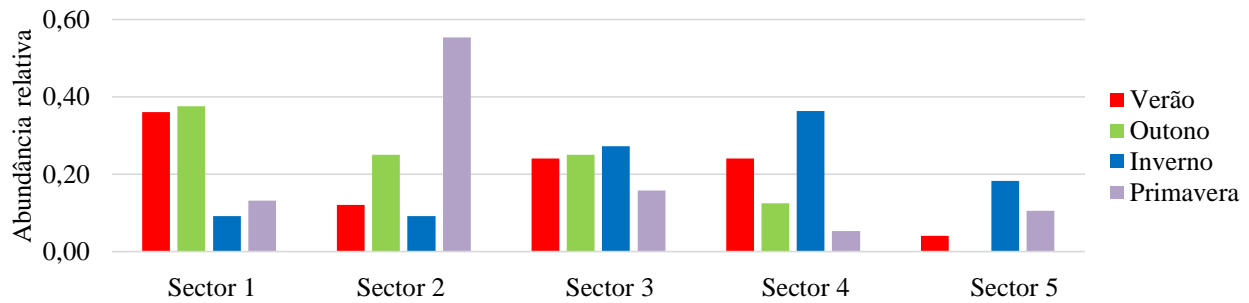


Figura 15. Abundância relativa de insectos, em cada estação do ano, para os 5 sectores de amostragem.

Lagostins

A abundância relativa de lagostins no único período de amostragem considerado (Verão) mostrou uma variação espacial significativa. Foi possível verificar que no sector 4 foi encontrada a maior abundância e a menor foi encontrada no sector 3 e 5 (Figura 16).

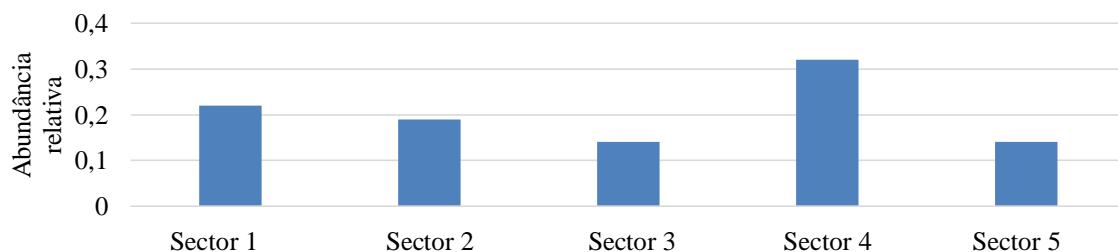


Figura 16. Abundância relativa de lagostim para os 5 sectores de amostragem.

Pequenos mamíferos

Da análise das figuras 17 e 18, observaram-se flutuações na abundância relativa de pequenos mamíferos ao longo do ano e diferentes sectores.

O sector 4 demonstrou uma maior abundância média ao longo do ano, seguido dos sectores 1 e 2. O sector 3 obteve, ao longo do ano, uma abundância bastante inferior aos restantes. O Inverno foi a estação do ano em que foi registada a maior abundância ($182,91 \pm 83,62$) e o Outono a menor ($104,59 \pm 16,96$).

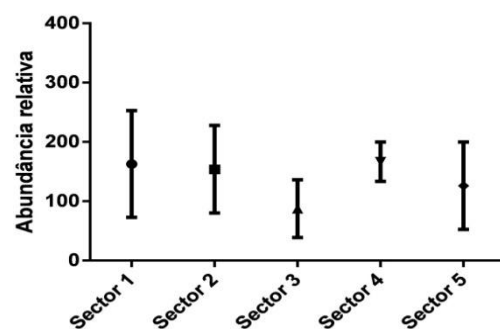


Figura 17. Abundância relativa de pequenos mamíferos, ao longo do ano, para os 5 sectores de amostragem. Pontos representam a média; linhas representam a amplitude do desvio-padrão.

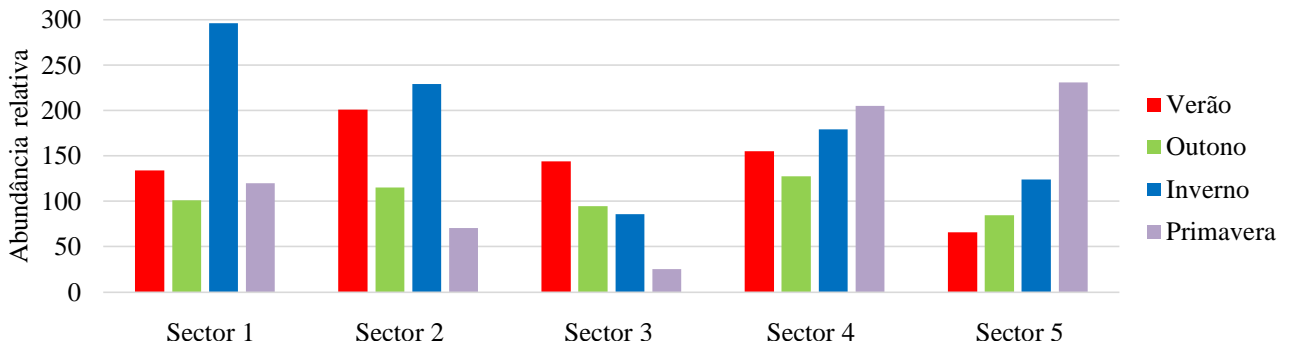


Figura 18. Abundância relativa de pequenos mamíferos em cada estação do ano, para os 5 sectores de amostragem.

Lagomorfos

Da análise das figuras 19 e 20, observam-se claras flutuações no número de latrinas encontradas ao longo do ano e diferentes sectores.

Relativamente aos diferentes locais, o sector 4 apresentou o maior número de latrinas e o 3 o menor (Figura 19).

O Verão foi claramente a estação do ano em que foram encontradas mais latrinas ($8,20 \pm 6,46$), especialmente nos sectores 2 e 4. A Primavera foi a estação na qual foram encontradas menos latrinas ($0,20 \pm 0,45$), com uma latrina no sector 5, seguido do Inverno ($0,40 \pm 0,55$), com duas latrinas nos sectores 2 e 4 (Figura 20).

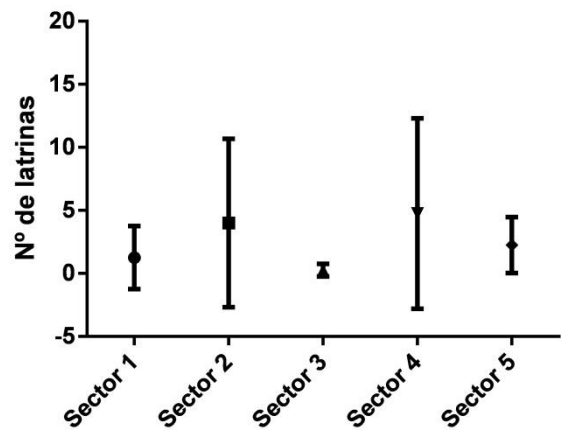


Figura 19. Número de latrinas encontradas ao longo do ano, para os 5 sectores de amostragem. Pontos representam a média; linhas representam a amplitude do desvio-padrão.

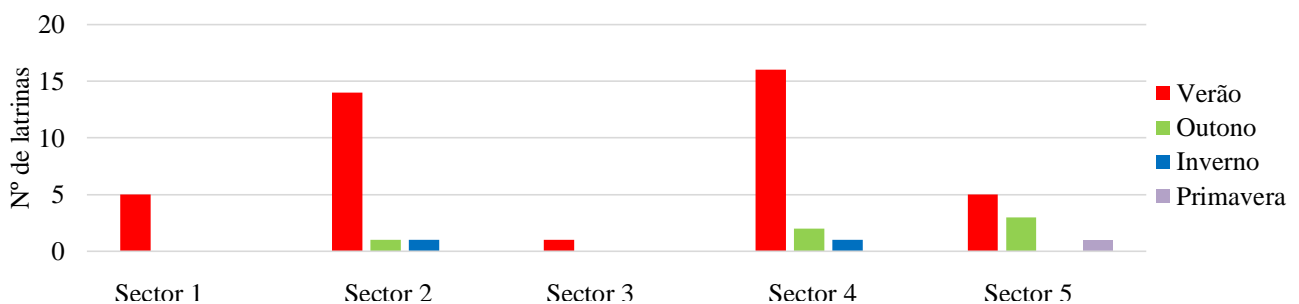


Figura 20. Número de latrinas de lagomorfos encontradas, em cada estação do ano, para os 5 sectores de amostragem.

A disponibilidade de alimento é assim o único parâmetro que varia ao longo das diferentes estações do ano, permitindo uma análise temporal. A única exceção é a abundância de lagostim, que por razões logísticas apenas foi amostrado no Verão, tendo a sua contribuição sido considerada como igual ao longo do ano.

No Verão, as árvores de fruto foram o elemento que mais contribuiu para a pontuação da disponibilidade de alimento, seguido do lagostim. Os insectos foram o elemento que menos contribuiu (Figura 21a). No Outono o lagostim, mesmo que considerando o seu valor mínimo calculado no Verão, foi o recurso que mais contribuiu para a pontuação da disponibilidade de alimento, seguido pelos micromamíferos e insectos. As árvores de fruto foram o elemento que menos contribuiu, seguidas pelos lagomorfos (Figura 21b). No Inverno, o lagostim e os pequenos mamíferos foram os elementos que mais contribuíram para a disponibilidade de alimento, enquanto que as árvores de frutos e o lagomorfos foram os que menos contribuíram (Figura 21c). Na Primavera as árvores de fruto não contribuíram para este parâmetro, uma vez que não existem espécies a frutificar nesta época do ano. Os lagomorfos tiveram uma reduzida contribuição e o lagostim e os pequenos mamíferos foram mais uma vez os alimentos que mais contribuíram para a disponibilidade de alimento (Figura 21d).

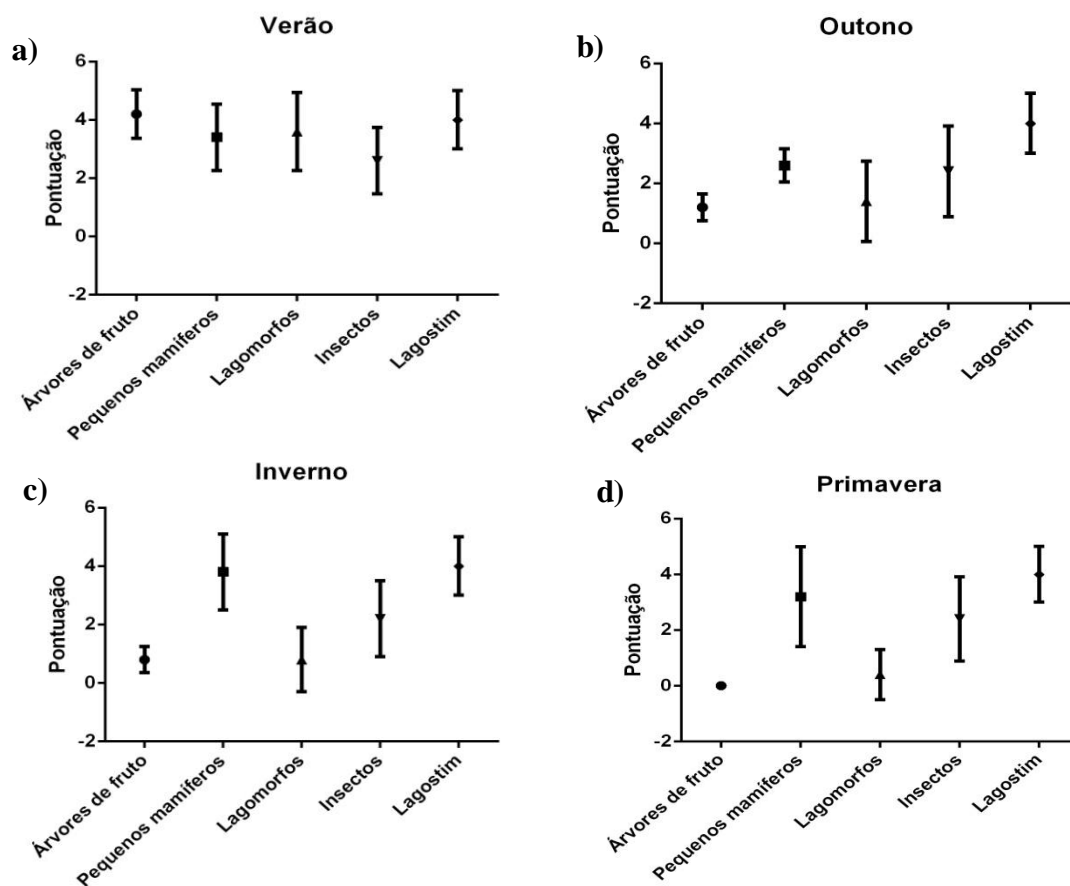


Figura 21. Pontuação referente à disponibilidade de alimento, em cada estação do ano: Verão (a), Outono (b), Inverno (c), Primavera (d). Pontos representam a média; linhas representam a amplitude do desvio-padrão.

No Verão o sector 4 foi o local com a maior pontuação, enquanto que os sectores 3 e 5 foram os locais com as menores pontuações. No Outono os sectores 1, 2 e 4 tiveram as maiores pontuações e o sector 3 teve a menor pontuação. No Inverno o sector 4 apresentou a maior pontuação e os sectores 3 e 5 as menores. Na Primavera o sector 5 apresentou a maior pontuação e o sector 3 apresentou a menor (Figura 22).

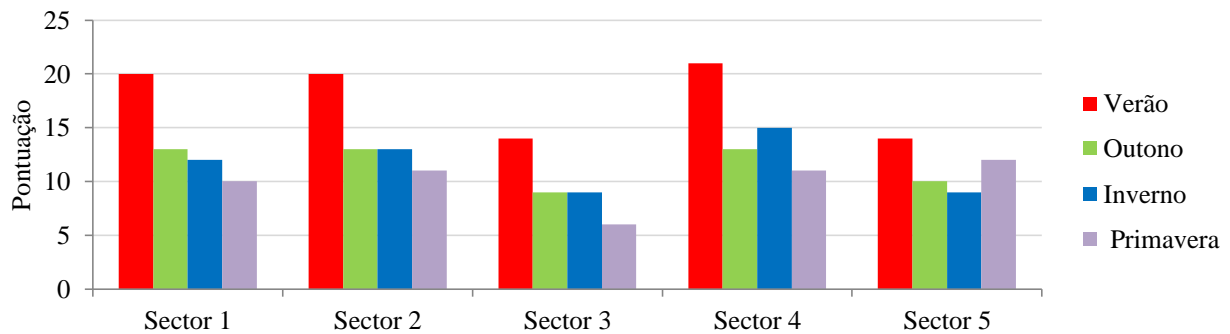


Figura 22. Pontuação referente à disponibilidade de alimento, em cada estação do ano, para os 5 sectores de amostragem.

Quando se analisou a média da disponibilidade de alimento para os 5 sectores ao longo do ano, foi possível verificar que o Verão foi a estação do ano com a pontuação média mais elevada e a Primavera a mais baixa. (Figura 23a). Considerando todas as estações, o sector 4 foi o que apresentou a média mais elevada, seguido dos sectores 1 e 2. Os sectores 3 e 5 apresentaram médias mais reduzidas (Figura 23b).

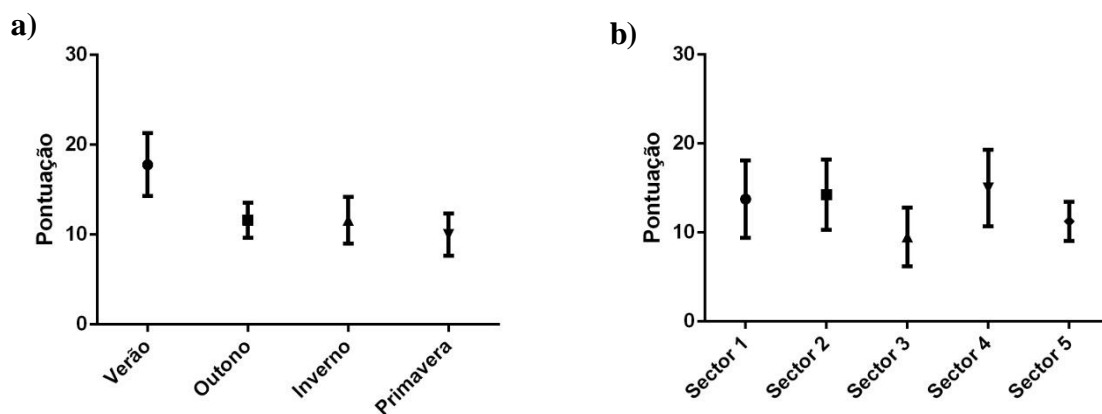


Figura 23. Pontuação referente à disponibilidade de alimento, em cada estação do ano (a), e para os 5 sectores de amostragem ao longo do ano (b). Pontos representam a média; linhas representam a amplitude do desvio-padrão.

4.2.5. Cálculo do Índice QBR adaptado

A partir da figura 24 é possível verificar as pontuações em cada parâmetro considerado, para cada sector. A pontuação relativa à disponibilidade de alimento aqui referida foi realizada através da pontuação média dos 5 grupos considerados, ao longo do ano. Assim, a variação da adequabilidade da ribeira de Vale Cobrão para os mesocarnívoros, apresentou flutuações em cada sector, sendo que o sector 3 apresentou a menor pontuação em todos os parâmetros considerados.

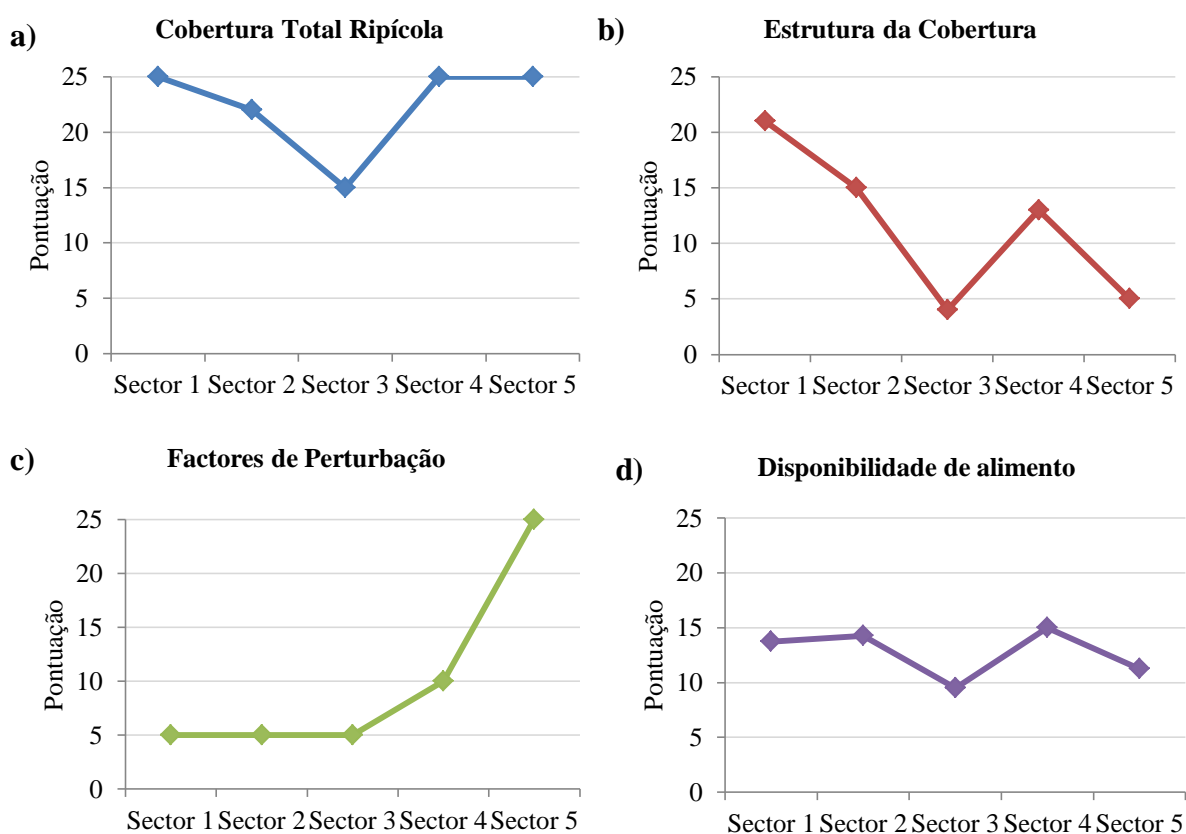


Figura 24. Pontuação relativa a cada um dos 4 parâmetros do QBR adaptado aos carnívoros, para os 5 sectores de amostragem: cobertura total ripícola (a), estrutura da cobertura (b), factores de perturbação (c), disponibilidade de alimento (d).

Após a soma dos quatro parâmetros, quando se analisou a média de pontuações obtidas, verificou-se que para as quatro estações do ano, a média encontrada foi semelhante, não havendo portanto variações sazonais marcadas (Figura 25a). Contudo, foi também possível verificar que, apesar de não terem sido encontradas diferenças entre o QBR nas diferentes estações do ano, o mesmo não aconteceu quando se analisaram os diferentes sectores, havendo uma média mais elevada no sector 5, seguido pelo sector 1 e 4. O sector 2 apresentou pontuações intermédias e o sector 3 foi o local onde a pontuação foi inferior ao longo do ano (Figura 25b).

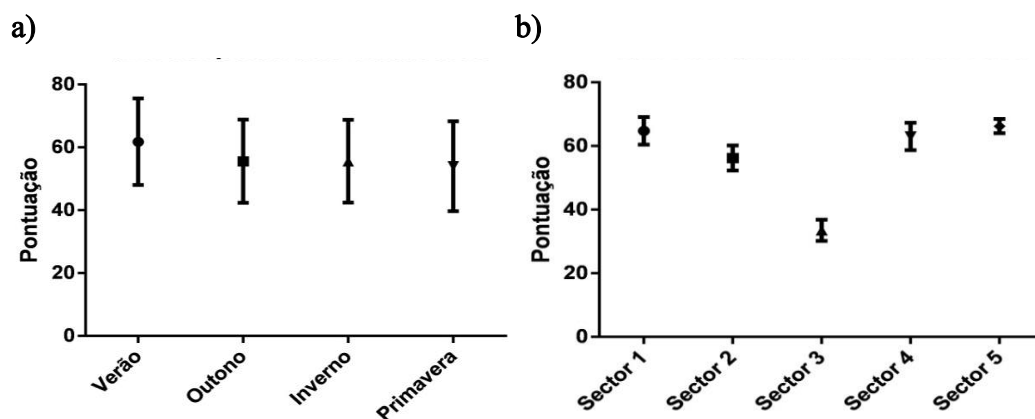


Figura 25. Pontuações finais do QBR adaptado aos carnívoros, em cada estação do ano (a), e para os 5 sectores de amostragem ao longo do ano (b). Pontos representam a média; linhas representam a amplitude do desvio-padrão.

4.3. Uso da galeria ripícola por carnívoros

No conjunto das duas metodologias utilizadas, a galeria ripícola apresentou flutuações de utilização por parte dos carnívoros, quando foram considerados os diferentes sectores. Quando foram consideradas as diferentes estações do ano, essas variações não foram tão marcadas. Para as duas metodologias a espécie que mais utilizou a galeria foi a raposa.

4.3.1. Armadilhagem Fotográfica

De um modo geral, com a armadilhagem fotográfica, observaram-se variações entre os sectores analisados.

É possível verificar que a estação do ano com a frequência mais elevada foi o Outono, enquanto que o Inverno foi a estação com a frequência mais reduzida (Figura 26a). Ao longo do ano, o sector 4 apresentou a frequência de ocorrência mais elevada e o sector 3 a mais baixa, seguido pelo sector 2 (Figura 26b).

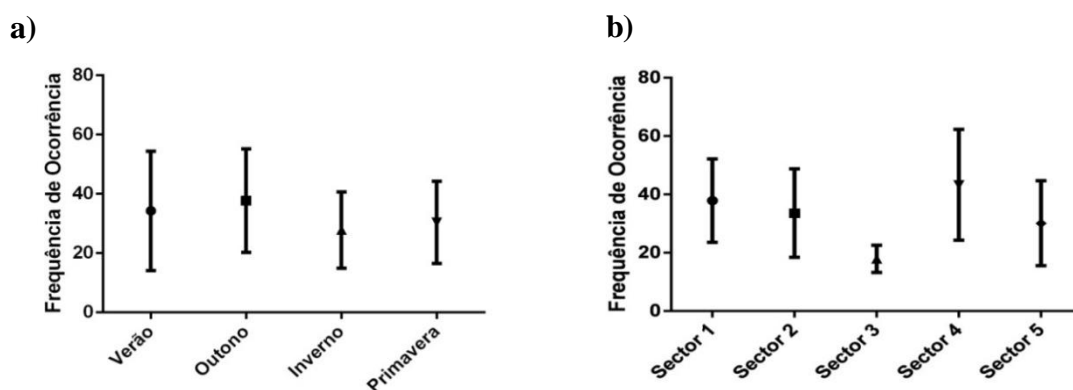


Figura 26. Frequência de ocorrência obtida em cada estação do ano (a), e para os 5 sectores de amostragem ao longo do ano (b). Pontos representam a média; linhas representam a amplitude do desvio-padrão.

Analisando as 6 espécies de mesocarnívoros captadas ao longo do ano, foi possível verificar que a raposa foi o carnívoro mais frequentemente registado ($16,32 \pm 9,14$), sendo-o particularmente nos sectores 1, 4 e 5. O sacarrabos foi a segunda espécie mais fotografada ($8,99 \pm 8,05$), especialmente no sector 2. A fuinha, a lontra, e o texugo, apresentaram as frequências de ocorrência mais reduzidas ($1,21 \pm 1,38$; $1,08 \pm 0,66$; $0,85 \pm 0,95$, respectivamente) (Figura 27).

Relativamente à riqueza específica encontrada nos diferentes locais concluiu-se que, no sector 4 foram observadas todas as espécies, enquanto que nos sectores 1 e 3 a lontra não foi observada e nos sectores 2 e 5 o texugo não foi captado (Figura 27).

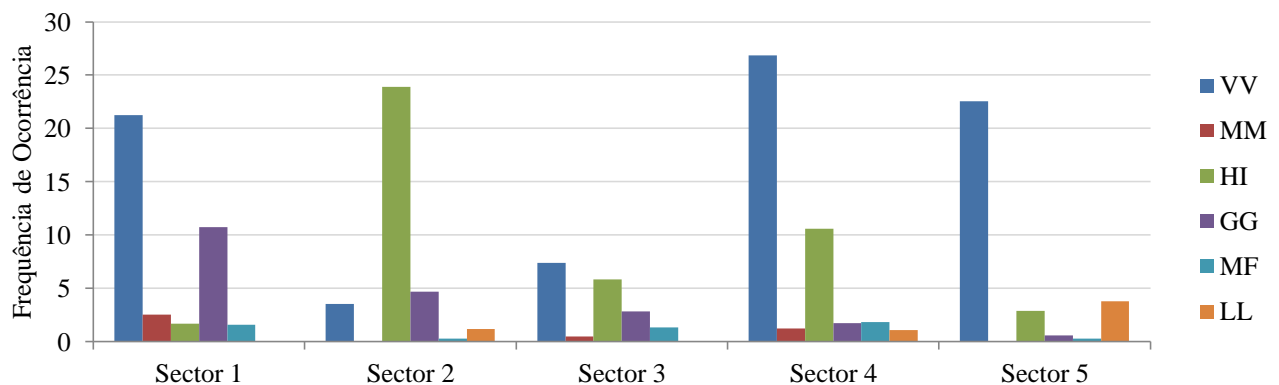


Figura 27. Frequência de ocorrência obtida ao longo do ano, para cada espécie de mesocarnívoro considerada, para os 5 sectores de amostragem (VV= *Vulpes vulpes*; MM=*Meles meles*; HI=*Herpestes ichneumon*; GG=*Genetta genetta*; MF=*Martes foina*; LL= *Lutra lutra*).

Os resultados obtidos permitiram também comparar a frequência de ocorrência das diferentes espécies consideradas, em cada estação do ano (Figura 28) e quais os locais com maiores e menores frequências de ocorrência (Figura 29).

Na maioria das estações do ano a raposa foi o carnívoro que mais usou a galeria, havendo a excepção da Primavera, altura em que o sacarrabos apresentou uma maior frequência.

Em todas as estações do ano foram observadas as 6 espécies de mesocarnívoros em estudo, excepto no Inverno, altura em que não foi captado nenhum texugo nem fuinha, e na Primavera, altura em que não foi igualmente captada nenhuma fuinha (Figura 28).

Quando considerado o registo horário entre fotos sucessivas obtidas nas duas câmaras fotográficas dispostas por sector para minimizar a potencial duplicação de resultados, verificou-se que não haviam casos em que as mesmas espécies fossem captadas em duas câmaras de um sector em momentos próximos.

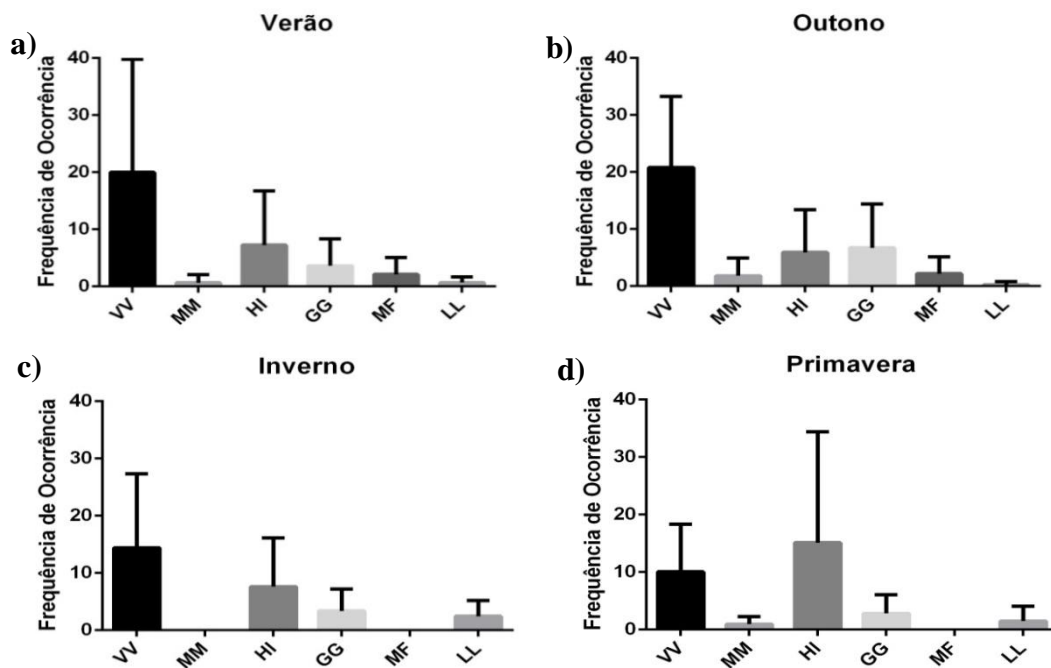


Figura 28. Frequência de ocorrência para cada estação do ano (Verão (a), Outono (b), Inverno (c), Primavera (d)), para cada espécie de carnívoro considerada (VV=*Vulpes vulpes*; MM=*Meles meles*; HI=*Herpestes ichneumon*; GG=*Genetta genetta*; MF=*Martes foina*; LL=*Lutra lutra*). Barras representam a média; linhas representam a amplitude do desvio-padrão.

No Verão e no Outono o sector 4 apresentou uma maior captura de espécies, no Inverno foi o sector 1 que obteve a maior média e na Primavera o sector 2. Na maior parte do ano o sector 3 foi o local que apresentou a menor frequência, com excepção da Primavera, na qual foi o sector 5 seguido do 3 (Figura 29).

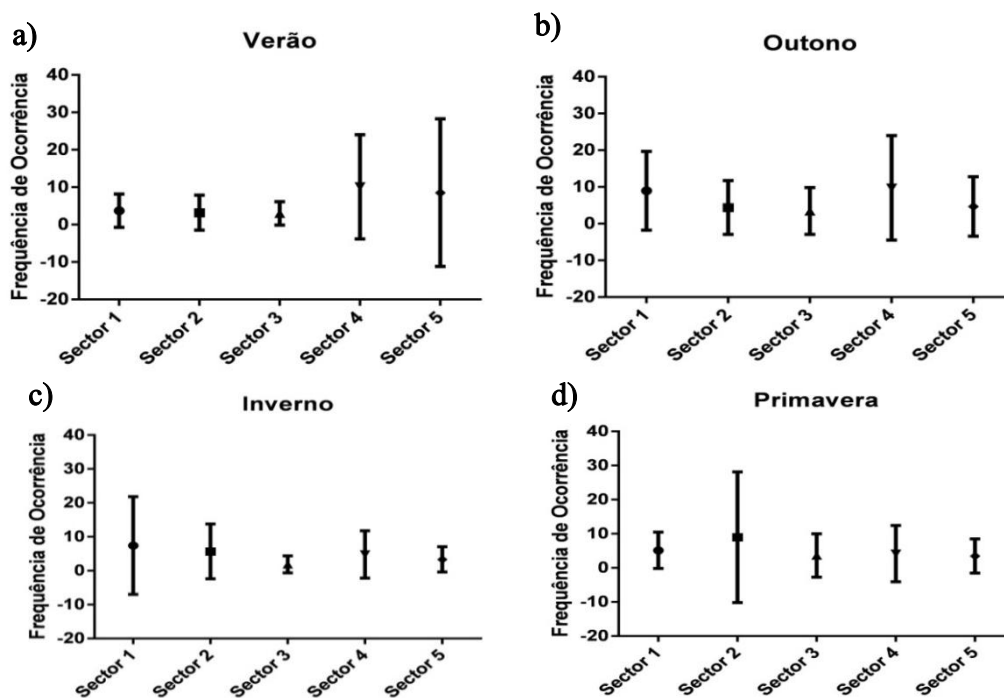


Figura 29. Frequência de ocorrência obtida em cada estação do ano (Verão (a), Outono (b), Inverno (c), Primavera (d)), para os 5 sectores de amostragem. Pontos representam a média; linhas representam a amplitude do desvio-padrão.

4.3.2. Transectos para contagem e recolha de dejectos

Ao longo dos 5 sectores foram encontrados 62 dejectos de mesocarnívoros. Registou-se uma significativa variação espacial sendo que os sectores 2 e 3 apresentaram um menor número de dejectos comparativamente aos restantes. O sector 4 foi o local onde foram encontrados mais dejectos (Figura 30).

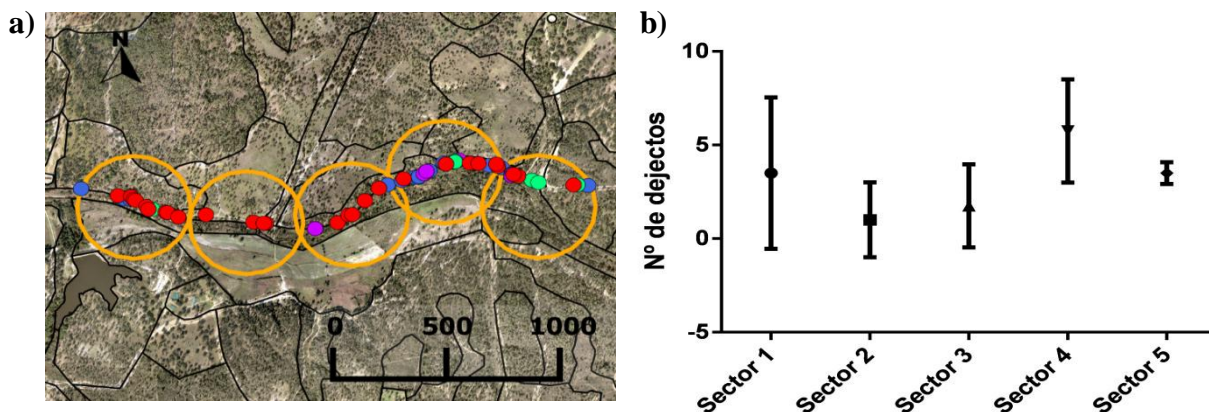


Figura 30. Localização dos dejectos de mesocarnívoros encontrados ao longo das 4 estações do ano: Verão a vermelho (n=28), Outono a verde (n=8), Inverno a azul (n=18) e Primavera a lilás (n=8), nos 5 locais de amostragem (círculos a laranja) (a); número de dejectos recolhidos ao longo do ano, para os 5 sectores de amostragem. Pontos representam a média; linhas representam a amplitude do desvio-padrão (b).

Em relação às estações do ano é possível verificar que o Verão foi a altura do ano em que foram recolhidos mais dejectos ($5,60 \pm 2,41$), seguido do Inverno ($3,60 \pm 3,51$) enquanto que no Outono e na Primavera o número de dejectos foi bastante inferior ($1,60 \pm 1,82$ e $1,60 \pm 1,82$, respectivamente) (Figura 31).

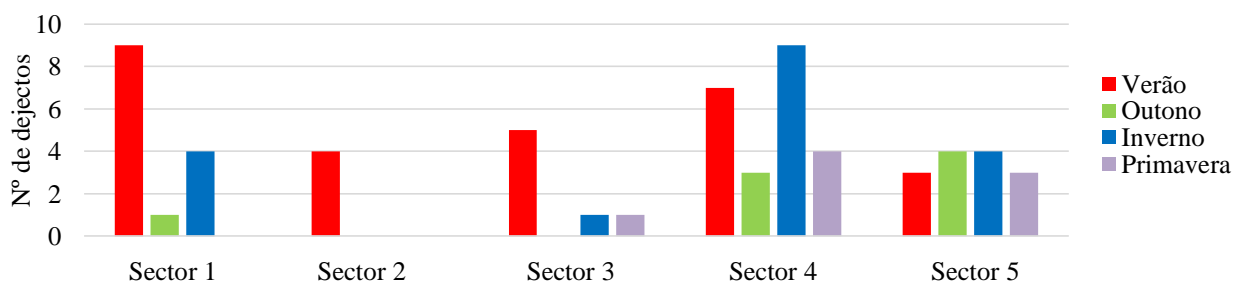


Figura 31. Número de dejectos de mesocarnívoros encontrados em cada estação do ano, para os 5 sectores de amostragem.

Os resultados do teste qui-quadrado (χ^2) relativamente ao número de dejectos encontrados em cada sector ao longo do ano, mostraram que, quando se compararam os sectores 1 e 3 (n=14; n=7) e os sectores 3 e 5 (n=7; n=14) a diferença entre o número de dejectos encontrados foi significativa ($\chi^2=4,60$; $p=0,032$), e o mesmo para os sectores 3 e 4 (n=7; n=23) ($\chi^2=8,53$; $p=0,004$). Os sectores 1

e 4 (n=14; n=23) e 4 e 5 (n=23; n=14) não apresentaram diferenças significativas ($\chi^2=2,19$; $p=0,139$), assim como os sectores 1 e 5 (n=14; n=14) ($\chi^2=0$; $p=1$). Tendo em consideração que para a realização deste teste o mínimo considerado é n=5, o sector 2 não foi considerado, já que apenas foram encontrados 4 dejectos neste local.

4.4. Análise da dieta dos carnívoros

Para averiguar a dieta dos mesocarnívoros na área de estudo foram analisados 75 dejectos, sendo que 62 foram recolhidos nos sectores considerados e os restantes 13 recolhidos ao longo da restante extensão da ribeira (500 metros adicionais) e considerando uma amostragem extra (Verão de 2013).

Dos 75 dejectos analisados, 62 continham evidências do consumo de mamíferos (pêlos e/ou ossos), 60 de insectos, 42 de frutos, 9 de lagostim, 5 de aves, 4 de répteis e 2 continham restos não identificáveis. Assim, as percentagens de frequência de ocorrência dos 6 grupos identificados variaram entre 83%, para os mamíferos e 5% para os répteis (descartando as peças não identificadas) (Figura 32).

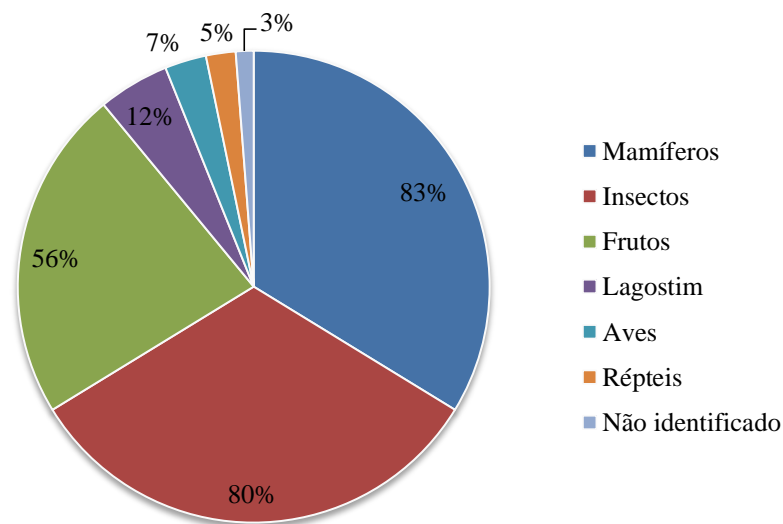


Figura 32. Dieta de mesocarnívoros na ribeira de Vale Cobrão ao longo de um ano, usando a %F.O.

Dentro do grupo dos mamíferos foram identificadas 5 categorias taxonómicas (incluindo as peças não identificadas): roedores, lagomorfos, insectívoros, artiodáctilos e mamíferos não identificados. Os roedores foram claramente os mamíferos mais frequentemente consumidos, seguidos pelos lagomorfos. O artiodáctilo identificado foi o javali (Figura 33).

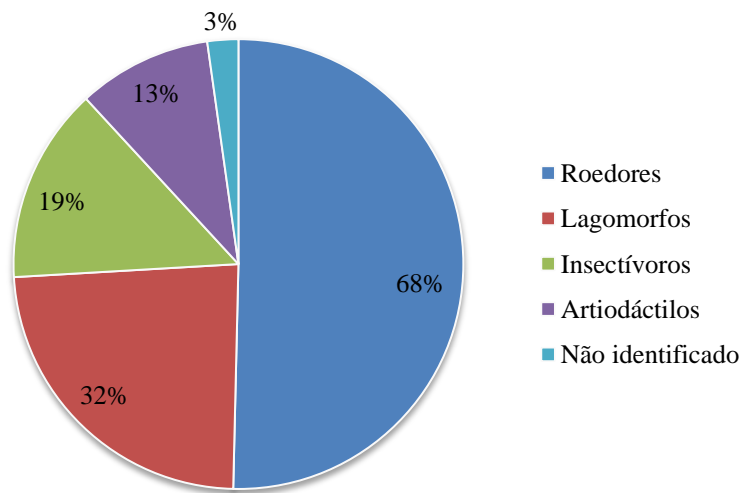


Figura 33 Mamíferos consumidos por mesocarnívoros ao longo de um ano na ribeira de Vale Cobrão, usando a %F.O.

Relativamente aos insectos verificou-se que os coleópteros apresentaram praticamente o dobro da percentagem de frequência de ocorrência dos ortópteros (Figura 34).

Quando foi realizada a análise das sementes de frutos detectadas nos dejectos dos mesocarnívoros, foram identificadas 10 categorias taxonómicas. O pinhão de pinheiro bravo (*Pinus pinaster*) foi a semente que mais ocorreu nos dejectos encontrados, seguido pelas amoras (*Rubus ulmifolius*) (Figura 35).

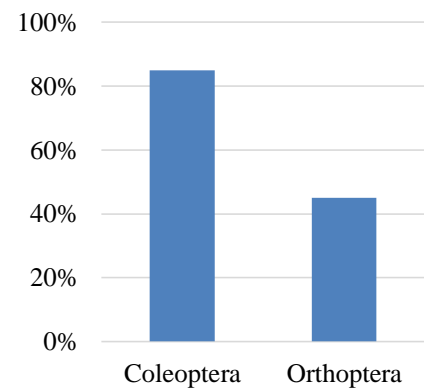


Figura 34. Elementos da dieta de mesocarnívoros do grupo “insectos” ao longo de um ano na ribeira de Vale Cobrão, usando a %F.O.

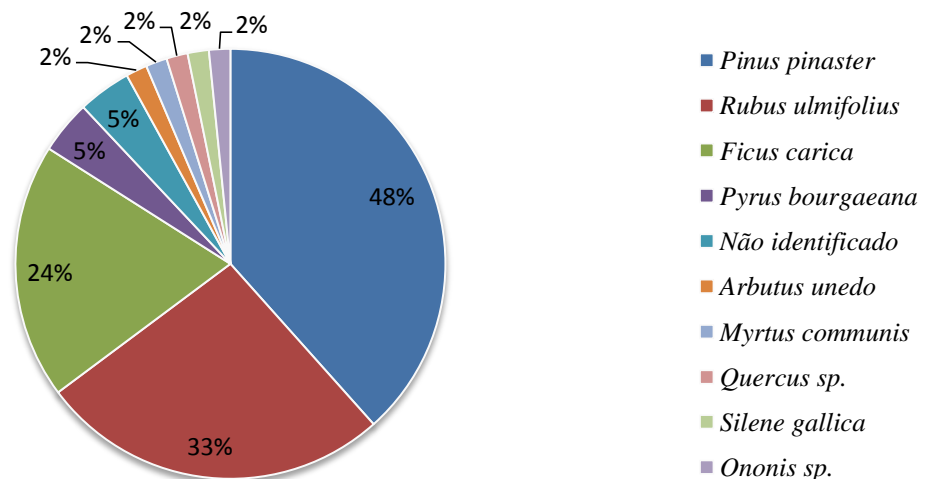


Figura 35. Elementos da dieta de mesocarnívoros do grupo “frutos” ao longo de um ano na ribeira de Vale Cobrão, usando a %F.O.

Quando foi analisada a variação sazonal da dieta dos mesocarnívoros em estudo, foi possível verificar que os mamíferos (lagomorfos, pequenos mamíferos e artiodáctilos), os insectos (coleópteros e ortópteros) e os frutos, foram os elementos mais importantes nas suas dietas, validando a adaptação do Índice QBR na componente referente à disponibilidade alimentar. Os mamíferos foram consumidos ao longo de todo o ano, havendo um pico do seu consumo durante o Verão. Os insectos foram também frequentemente consumidos ao longo do ano, havendo um pico do seu consumo na Primavera e Verão. O consumo de frutos apresentou uma variação sazonal marcada, já que foram mais frequentemente consumidos na Primavera e Verão do que no Outono e Inverno.

Quanto aos 3 elementos menos frequentes (lagostim, répteis e aves), verificou-se que o lagostim foi consumido na Primavera, Verão e Outono, os répteis na Primavera e Verão, e as aves no Outono, Inverno e Verão, representando recursos ocasionais (Figura 36).

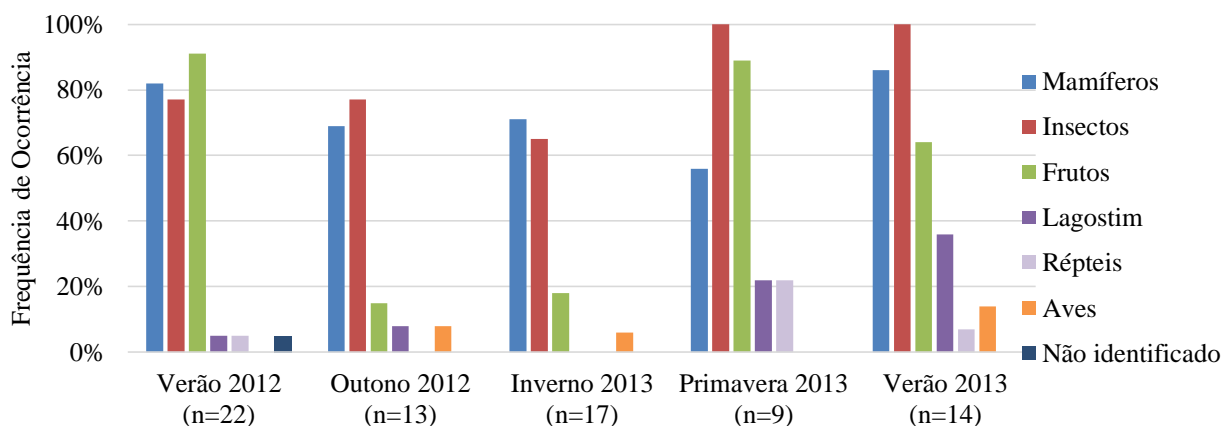


Figura 36. Variação sazonal da dieta dos mesocarnívoros (n= número de dejectos).

Quando foi analisada a variação sazonal do consumo de pequenos mamíferos e de lagomorfos foi possível verificar que os primeiros foram frequentemente consumidos ao longo de todo o ano, havendo um pequeno decréscimo no Verão de 2013. Os lagomorfos foram maioritariamente consumidos no Verão e Inverno e não foram consumidos na Primavera (Figura 37).

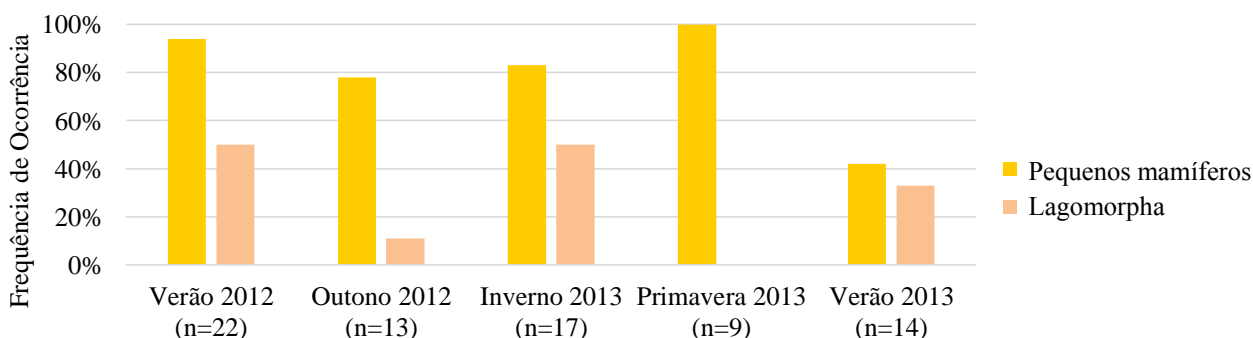


Figura 37. Variação sazonal do consumo de pequenos mamíferos e lagomorfos (n=número de dejectos).

Através da análise genética, verificou-se, como esperado, que dos 75 dejectos analisados 44 eram de raposa, perfazendo cerca de 59% do total de dejectos encontrados, pelo que se procedeu à análise da dieta desta espécie. Quando foi analisada a variação sazonal foi possível identificar 6 categorias de recursos consumidos. Verificou-se que consome mais frutos na Primavera e Verão e que o consumo de mamíferos foi constante ao longo do ano. As aves foram consumidas no Outono e Verão e os insectos também foram consumidos ao longo do ano, particularmente na Primavera e Verão. Os répteis foram consumidos na Primavera (Figura 38).

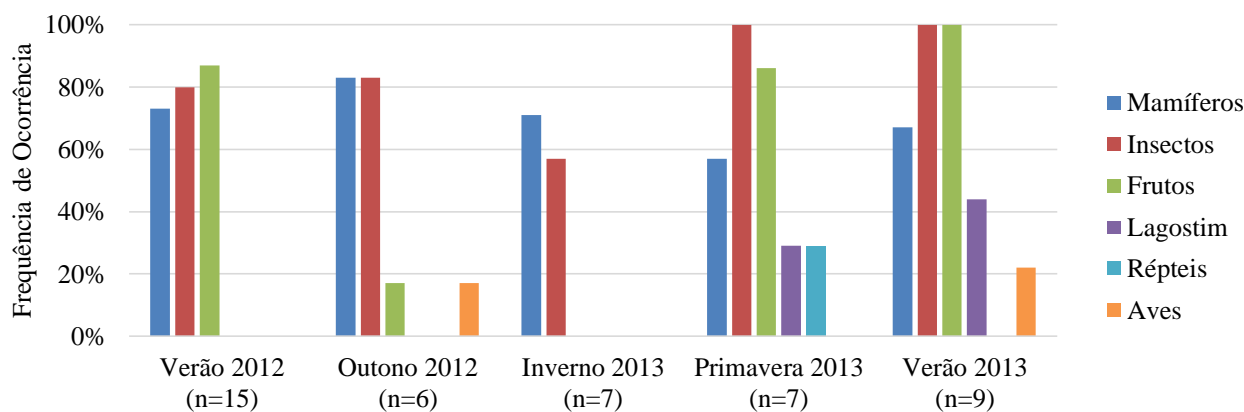


Figura 38. Variação sazonal da dieta da raposa (*Vulpes vulpes*) (n=número de dejectos).

4.5. Comparação do uso da galeria por carnívoros com os valores dos Índices QBR original e QBR adaptado

4.5.1. Índice QBR original

Quando se analisaram as pontuações do QBR original para cada local, comparando os dois métodos usados para a detecção da presença de carnívoros, pôde-se verificar que os sectores 1, 4 e 5, locais com maiores pontuações, coincidiram com locais com média mais elevada de dejectos, e registos fotográficos. No entanto, apesar de o sector 2 ter apresentado um número de fotos elevado, a pontuação do QBR foi a mais reduzida (Tabela 7).

Tabela 7. Valores do Índice QBR original, média de dejectos encontrados e frequência de ocorrência da foto-armadilhagem, ao longo do ano, para os 5 sectores de amostragem.

Sector	QBR Original	Dejectos	F. O. fotos
1	83	3,5	37,89
2	65	1	33,60
3	73	1,75	17,89
4	81	5,75	43,32
5	83	3,5	30,13

4.5.2. Índice QBR adaptado

Quando se analisou as pontuações do QBR adaptado aos carnívoros comparativamente aos dois métodos usados para a detecção da presença de carnívoros pôde-se ver que os sectores 1, 4 e 5, locais com maiores pontuações, coincidiriam com locais com maior média de dejectos e registos fotográficos. O sector 3 teve a menor pontuação, a menor média de dejectos encontrados ao longo do ano e menor número de fotos com carnívoros (Tabela 8).

Tabela 8. QBR adaptado aos carnívoros, média de dejectos encontrados e frequência de ocorrência da foto-armadilhagem, ao longo do ano, para os 5 sectores de amostragem.

Sector	QBR	Dejectos	F. O. fotos
1	64,75	3,5	37,89
2	56,25	1	33,60
3	33,5	1,75	17,89
4	63	5,75	43,32
5	66,25	3,5	30,13

As pontuações do QBR adaptado, quando se consideraram as quatro estações do ano, mostraram-se positivamente correlacionadas com a frequência de ocorrência de mesocarnívoros calculada com base na foto-armadilhagem ($r_s = 0,34$; p -value 0,14; $N=20$) e no número de dejectos ($r_s = 0,56$; p -value 0,01; $N=20$), respectivamente.

4.6. Comparação dos Índices QBR original e QBR adaptado aos carnívoros

Considerando os valores obtidos pela aplicação do Índice QBR original verificou-se que os sectores 1, 4 e 5 apresentaram um habitat de boa qualidade, mas com alguma perturbação, o sector 3 encontrou-se numa posição intermédia entre uma boa qualidade e uma qualidade razoável e o sector 2 apresentou uma qualidade razoável, com perturbações importantes (Tabelas 1 e 9).

Calculando o Índice QBR adaptado aos carnívoros, para todas as estações, o sector 3, encontrou-se inserido na categoria “má qualidade, com grandes alterações” e os restantes na categoria “qualidade razoável, com perturbações importantes”, havendo apenas a excepção do sector 1 no Verão, que se obteve numa posição intermédia entre uma boa qualidade e uma qualidade razoável, e o sector 2 na Primavera, que se encontrou numa posição intermédia entre uma qualidade razoável e uma má qualidade (Tabelas 1 e 9).

Tabela 9. Pontuações atribuídas ao QBR original e ao QBR adaptado aos carnívoros, para os 5 sectores de amostragem.

Sector	QBR original	QBR adaptado aos carnívoros				
		Verão	Outono	Inverno	Primavera	Média
1	83	71	64	63	61	64,75
2	65	62	55	55	53	56,25
3	73	38	33	33	30	33,5
4	81	69	61	63	59	63
5	83	69	65	64	67	66,25

Quando se compararam as pontuações atribuídas com base no índice QBR original para cada sector, com as pontuações médias do QBR adaptado aos mesocarnívoros, foi possível verificar que o primeiro, apresentou pontuações superiores ao segundo para todos os locais, valorizando a qualidade dos mesmos. É possível ainda verificar que houve uma concordância a nível dos locais com pontuações mais elevadas, para ambos os QBR's. No entanto, quando se observaram os locais com pontuações inferiores, o mesmo não se verificou (Tabela 9).

As pontuações do QBR original mostraram-se positivamente correlacionadas com as pontuações médias do QBR adaptado ($r_s = 0,87$; p -value 0,05; N=5).

5. Discussão

As galerias ripícolas são apontadas como fornecedoras de alimento (Matos *et al.* 2008; Pereira & Rodriguez 2010), refúgio (Mangas *et al.* 2008; Pereira & Rodriguez 2010), locais de repouso (Santos-Reis *et al.* 2004) e água, permitindo ainda que as espécies suportem os gradientes térmicos característicos das paisagens Mediterrânicas (Santos *et al.* 2011). Estes habitats de estrutura linear são igualmente descritos como corredores para movimento e dispersão de indivíduos (Hilty & Merenlender 2004; Dickson *et al.* 2005; Hilty *et al.* 2006).

Estes aspectos levam a que os habitats ripários apresentem uma riqueza e abundância relativa mais elevadas em relação à matriz envolvente, nomeadamente em relação a plantas (Naiman *et al.* 1993), aves (Kinley & Newhouse 1997), pequenos mamíferos (Gomez & Anthony 1998; Matos *et al.* 2009) e carnívoros (Hilty & Merenlender 2004; Gonçalves *et al.* 2009; Matos *et al.* 2009), mesmo quando não apresenta uma qualidade óptima (Matos *et al.* 2009). Os estudos disponíveis relativos aos carnívoros abordam os sistemas ripários como unidades (Hilty & Merenlender 2004; Matos *et al.* 2009), não analisando as variações de qualidade em sectores sucessivos, sendo esta a inovação deste estudo.

A possibilidade de inferir acerca da riqueza e abundância de espécies presentes numa dada área com base na avaliação da qualidade das galerias ripícolas, constitui uma mais valia para estudos de larga escala e constituiu o objectivo último deste estudo, em que se procedeu a uma adaptação do índice QBR proposto por Munné *et al.* (2003), com base numa abordagem funcional, e se testou a associação entre as variações locais de qualidade de uma galeria ripícola e o uso que os mesocarnívoros fazem da mesma.

5.1. Adaptação do Índice QBR aos requisitos dos carnívoros

O QBR adaptado aos carnívoros foi avaliado em sectores de 500 metros, tamanho escolhido por se tratarem de espécies com grandes territórios, que percorrem grandes distâncias por dia (Azcón & Duperón 1999). Assim, devido ao tamanho da ribeira em estudo (cerca de 3000 metros), apenas 5 sectores da ribeira puderam ser avaliados.

Por outro lado, poder-se-ia optar por sectores de menores dimensões, aumentando o número de replicados, o que se traduziria numa amostragem mais robusta, mas além de exigir um esforço amostral muito superior, não é biologicamente plausível por se tratarem de espécies com as características referidas.

Apesar de a ficha de campo dever ser aplicada a sectores de 500 metros, existem parâmetros que devem ser avaliados em transectos de menores dimensões, como é sugerido por Munné *et al.*

(2003), nomeadamente os parâmetros relacionados com a vegetação, de modo a aumentar a confiança nos resultados encontrados.

O primeiro parâmetro considerado é relacionado com a cobertura total ripícola, uma vez que esta promove a presença dos carnívoros nestes sistemas, proporcionando abrigo e alimento (Santos *et al.* 2011). No entanto, para além de se considerarem espécies arbóreas, optou-se por se considerarem também espécies arbustivas, devido à já provada importância que os arbustos têm para os carnívoros (Mangas *et al.* 2008). A largura da galeria também foi avaliada, dado que, zonas com largura reduzida constituem habitats ripários fechados e com pequenas faixas de árvores ripárias, zonas com uma largura intermédia apresentam galerias desenvolvidas e zonas com largura maior apresentam zonas ripárias mais extensas com planícies de inundação desenvolvidas e complexas, e comunidades vegetais diversificadas (Naiman & Decamps 1997; Munné *et al.* 2003). O tamanho da galeria é influenciado pelo tamanho e posição do canal dentro da rede de drenagem, pelo regime hídrico e geomorfologia local (Naiman & Decamps 1997).

O segundo parâmetro, relacionado com a estrutura da cobertura, considera a existência de matrizes extensas de arbustos, dada à referida importância que estes têm para as espécies consideradas (Mangas *et al.* 2008). A existência de árvores com buraco é importante para as espécies de hábitos arborícolas (geneta e fuinha), uma vez estas que utilizam esses locais para refúgio e/ou repouso (Santos-Reis *et al.* 2004; Matos *et al.* 2009).

No terceiro parâmetro foram considerados três factores de perturbação, que faziam sentido para os carnívoros na área de estudo: distância ao caminho, pressão de pastoreio e possibilidade de ocorrência de inundações. Estudos anteriores apontam estes factores como responsáveis pela restrição dos carnívoros no uso de determinado habitat devido a colisões com veículos e efeitos de barreira causados pelas estradas (Grilo *et al.* 2009), à homogeneização da paisagem proveniente da pastagem e eliminação de arbustos para cultivo da mesma (Gonçalves *et al.* 2012), e ao facto de as cheias condicionarem o acesso a locais de abrigo e a disponibilidade de alimento (Moreno-Rueda & Pizarro 2010; Golet *et al.* 2011). No entanto, na área considerada, há um perigo de colisão bastante remoto, sendo a principal perturbação induzida pelo barulho. Assim, dado se tratarem de espécies perseguidas e algumas alvo de controlo de predadores (raposa e sacarrabos) através de acções cinegéticas, as espécies aprendem a evitar o Homem.

Outros factores de perturbação como a caça, especialmente a da raposa e sacarrabos (Mathias *et al.* 1998; D.G.R.F. 2005) e o tráfego existente (Grilo *et al.* 2009), poderiam também ser seleccionados. No entanto, apesar da existência de acções cinegéticas na área de estudo, a sua influência é sentida de forma constante ao longo da ribeira, pelo que não foram consideradas. Em relação ao tráfego existente, este é pouco relevante na área de estudo considerada.

Quatro dos locais analisados são afectados pela proximidade ao caminho, um é um local propício à ocorrência de cheias quando ocorrem elevadas precipitações e dois são afectados pela existência de pressão de pastoreio. Assim, o factor que é mais significativo na área de estudo é a reduzida distância ao caminho, visto que os animais o tendem a evitar (Forman & Alexander 1998; Grilo *et al.* 2009).

O parâmetro relativo à disponibilidade de alimento incluiu as cinco categorias de recursos mais frequentes na dieta destas espécies, apurados após análise da bibliografia disponível (e.g. Santos *et al.* 2007; Rosalino *et al.* 2008; Rosalino & Santos-Reis 2009) e validados através da análise da dieta efectuada na área de estudo face à ausência de informação prévia nesta área.

Os resultados encontrados na bibliografia revelam que os alimentos mais frequentes na dieta dos mesocarnívoros estudados são os insectos, frutos e mamíferos (Santos *et al.* 2007; Rosalino *et al.* 2008). Entre os mamíferos mais consumidos encontram-se os lagomorfos e as espécies de pequenos mamíferos *Apodemus sylvaticus* e *Mus spretus* (Santos *et al.* 2007). Há um elevado consumo de coleópteros e ortópteros (Santos *et al.* 2007) e os frutos mais consumidos são as pêras e os figos (Rosalino & Santos-Reis 2009).

A análise dos dejectos revelou que a dieta dos carnívoros da área de estudo é muito variada, abrangendo pelo menos 6 tipos de recursos. Entre os recursos mais comumente encontrados estão os mamíferos (lagomorfos e pequenos mamíferos), insectos, frutos e lagostim, indicando conformidade com os dados bibliográficos.

Para este parâmetro optou-se por serem realizadas amostragens sazonais, uma vez que a abundância dos diferentes grupos varia ao longo do ano (Rosalino *et al.* 2005). Os resultados encontrados mostraram que existem flutuações sazonais no consumo dos recursos considerados.

Os mamíferos encontraram-se em 83% dos dejectos analisados, o que realça e confirma a sua importância para os carnívoros (Santos-Reis *et al.* 2004; Santos *et al.* 2007).

Apesar de ter sido registada uma maior abundância de pequenos mamíferos no Inverno e menor no Outono, verificou-se que estes foram consumidos ao longo de todo o ano, realçando a sua importância enquanto presas (Santos *et al.* 2007; Moreno-Rueda & Pizarro 2010). Tal como registado em estudos anteriores, os roedores apresentaram uma maior percentagem de ocorrência em relação aos insectívoros (Santos *et al.* 2007), o que poderá ser devido à sua maior abundância na área de estudo (Anexo D).

A abundância de lagomorfos foi mais elevada no Verão e menos na Primavera e Inverno, tendo esta presa sido detectada em 32% dos dejectos analisados, havendo um maior consumo no Verão e Inverno e menor na Primavera. No Verão o seu consumo pode ser devido à sua abundância ser mais significativa, enquanto que o consumo no Inverno pode estar relacionado com a necessidade de

obtenção de mais energia para fazer face às condições climáticas mais adversas (Rosalino *et al.* 2008).

A abundância de insectos, nomeadamente de coleópteros e ortópteros, foi semelhante durante o ano, tendo estado presentes em 80% dos dejectos analisados e sendo consumidos ao longo do ano, especialmente na Primavera e Verão. Os coleópteros encontraram-se em 85% dos dejectos que continham insectos, enquanto que os ortópteros estiveram em 45%, o que pode ser devido tanto à preferência das espécies pelos primeiros, como pela sua maior abundância na área (Santos *et al.* 2007).

Os frutos foram mais abundantes no Verão e menos na Primavera e foram mais consumidos na Primavera e Verão, tendo aparecido em 56% dos dejectos analisados. Dos dejectos que continham frutos, 48% continham pinhões, 33% amoras e 24% figos. Este facto pode ser explicado devido ao grande número de pinheiros bravos (*Pinus pinaster*) existente tanto na área de estudo como na área envolvente, assim como o elevado conteúdo energético deste fruto. As amoras de silvas (*Rubus ulmifolius*) foram abundantemente consumidas, reflectindo a sua disponibilidade uma vez que existem em grande quantidade na área de estudo, muitas vezes ocupando totalmente o espaço adjacente ao curso de água (Gonçalves *et al.* 2009). Apesar de ter sido consumida uma grande quantidade de figos, a espécie *Ficus carica* não foi encontrada ao longo da ribeira, existindo apenas na matriz envolvente, o que corrobora o facto de os animais terem grandes territórios e percorrerem grandes distâncias (Azcón & Duperón 1999). Os resultados foram coincidentes com o esperado (Santos *et al.* 2007), excepto para o pinhão, uma vez que não foram encontrados estudos que incluíssem este fruto na dieta destes animais.

O facto de o Verão ser uma época com frutos frequentemente consumidos estará relacionado com um maior número de espécies frutificar nessa altura, incluindo os pinheiros e as silvas (Anexo C). O facto de a Primavera aparecer como uma estação com um grande consumo de frutos, quando não apresenta espécies a frutificar nesta altura, pode indicar uma ideia enviesada do consumo de frutos nesta altura do ano, dado que apenas foram encontrados 7 dejectos ao longo do transecto, sendo este número inferior quando comparado ao encontrado nas outras estações. Uma hipótese para o elevado consumo de frutos na Primavera poderá estar relacionada com alterações das condições climáticas no ano analisado, ou com o facto de os animais recorrerem a frutos enterrados, como demonstrado num estudo relativo ao consumo de azeitonas por texugos (Rosalino *et al.* 2005). Para além disso, a grande maioria dos frutos encontrados corresponde ao pinhão de *Pinus pinaster*, o que poderá ser devido a um amadurecimento prévio deste fruto.

O consumo de frutos por carnívoros pode ser uma consequência da sua adaptação aos ambientes Mediterrânicos (Gonzalez 1995), mas também ser consequência da estrutura da planta, no caso das

espécies arbustivas (e.g. *Rubus ulmifolius*), tornando-os mais disponíveis e acessíveis aos carnívoros, inclusive a espécies que não têm facilidade em trepar às árvores (por exemplo, texugos) (Rosalino & Santo-Reis 2009).

Não é possível comparar sazonalmente a abundância de lagostim com o seu consumo, uma vez que apenas foi amostrado uma vez. No entanto, através da triagem dos dejectos verificou-se que foi um recurso consumido no Outono, Inverno e Verão.

Estudos previamente realizados mostram que existe um elevado consumo desta presa tanto na estação fria como na quente, o que está em conformidade com os resultados encontrados (Correia 2001; Tablado *et al.* 2010; Mendes 2011). No Verão esta presa é mais activa e apresenta maiores dimensões, o que promove o seu consumo (Correia 2001). No Inverno, apesar de apresentarem menores dimensões, são mais facilmente capturados devido à sua inexperiência (Mendes 2011). Outra justificação poderá estar relacionada com o facto de, no Outono, os movimentos desta presa em direcção a locais recentemente inundados poderem torná-los mais conspícuos para os predadores ou mais amplamente distribuídos e acessíveis (Correia & Ferreira 1995; Correia 2001).

Assim, é possível verificar que os carnívoros apresentam uma dieta que varia sazonalmente de acordo com os recursos alimentares mais abundantes e disponíveis, tal como sugerido em estudos prévios (Santos *et al.* 2007; Loureiro *et al.* 2009).

No entanto, após a análise genética dos dejectos, verificou-se que a maioria dos dejectos encontrados foi de raposa. Assim, para se avaliar se os resultados relativos aos recursos consumidos e variação sazonal no consumo dos mesmos, observados quando considerada a comunidade de mesocarnívoros como um todo, eram maioritariamente influenciados pela dieta da raposa, procedeu-se à análise dos dados relativos apenas a esta espécie. Como esperado, verificou-se uma grande concordância (e consequentemente uma grande influência) entre a dieta da raposa e os dados globais. Este facto, poderá ainda justificar a reduzida percentagem de dejectos com lagostim, já que diversos estudos haviam anteriormente revelado que esta presa, apesar de constituir uma fracção importante da dieta da lontra, é consumida em proporções menores, por parte dos outros carnívoros (Beja 1996; Correia 2001).

5.2. Comparação do uso da galeria ripícola por carnívoros e os valores dos Índices QBR

5.2.1. Índice QBR original

Relativamente ao Índice QBR de Munné *et al.* (2003), é possível verificar que o parâmetro que mais influenciou as diferenças encontradas entre os diferentes locais foi a cobertura total ripícola. Este facto é explicado não apenas por diferentes sectores apresentarem diferentes percentagens de

cobertura, mas também pelas diferenças em termos de conectividade com a matriz, nomeadamente o facto de os sectores 2 e 3 sofrerem a influência da pressão de pastoreio, afectando a conectividade entre os sectores e a área envolvente.

O segundo parâmetro foi mais homogéneo entre os diferentes locais, uma vez que a estrutura da cobertura apresentou percentagens semelhantes entre os diferentes sectores. No entanto, quando se teve em consideração as pontuações extra, o sector 1, por apresentar choupos linearmente distribuídos, devido a acções de restauro da galeria realizadas décadas atrás, viu a sua pontuação reduzida.

A qualidade da cobertura apresentou praticamente sempre a pontuação máxima em todos os transectos, devido à grande diversidade de espécies nativas de árvores que existe na área.

As alterações feitas ao canal também apresentaram praticamente sempre a pontuação máxima, excepto no transecto que é atravessado por um caminho (Anexo F).

As pontuações relativas ao QBR adaptado aos mesocarnívoros podem ser avaliadas por estação do ano, uma vez que o quarto parâmetro, relativo à disponibilidade de alimento, varia sazonalmente. No entanto, para uma comparação directa com o QBR original foram considerados os valores médios de cada sector, ao longo do ano.

O sector 5 foi o local onde a média foi mais elevada ao longo do ano, já que, em três estações do ano (Outono, Inverno e Primavera), foi o local com a pontuação mais alta. Este local apresentou a pontuação máxima no primeiro parâmetro, uma vez que, apesar de não apresentar uma percentagem de cobertura muito elevada, é compensada por se tratar de uma zona ripária muito larga. No segundo parâmetro apresentou uma pontuação bastante reduzida devido a não ter uma percentagem de matrizes extensas de arbustos muito elevada e a não possuir árvores com buraco. Quanto aos factores de perturbação, foi o único local que não é afectado por nenhum dos factores considerados. Quando foi avaliada a média de disponibilidade de alimento, ao longo do ano, verificou-se que apresentou a segunda média mais reduzida, em relação aos outros sectores: apresentou o segundo valor mais reduzido de abundância de pequenos mamíferos, o valor mais reduzido de abundância de insectos e lagostim, o terceiro valor mais elevado do número de latrinas e o número mais elevado de árvores de fruto.

O sector 3 apresentou claramente pontuações inferiores em relação a todos os outros sectores, ao longo do ano. Este sector apresentou pontuações reduzidas em todos os parâmetros, dado que, não apresentou uma percentagem de cobertura tão elevada quanto os restantes sectores, apresentou uma largura inferior aos outros locais, não possuiu árvores com buracos, encontrou-se próximo da estrada, teve a influência da pressão de pastoreio e possuiu a menor abundância de micromamíferos ao longo do ano. Assim, este sector foi visto como um local com má qualidade para os carnívoros.

Os locais 1, 2 e 4 apresentaram pontuações intermédias. Quanto ao primeiro parâmetro, o sector 1 apresentou uma percentagem de cobertura elevada, tendo uma zona ripária larga. Os sectores 2 e 4 apresentaram uma pontuação mais reduzida relativamente ao primeiro parâmetro, sendo compensadas pelo facto de o sector 2 ter uma zona ripária larga e o 4 uma zona ripária muito larga. No segundo parâmetro o sector 1 apresentou a pontuação mais elevada e os restantes apresentaram percentagens mais reduzidas, tendo os três locais árvores com buraco. Em relação ao terceiro parâmetro verificou-se que o sector 1 é influenciado pela proximidade ao caminho e pela possibilidade de cheias. O 2 é influenciado pela pressão de pastoreio e pela proximidade ao caminho e o sector 4 é apenas influenciado por este último factor. Em relação à disponibilidade de alimento, estes três sectores foram os locais que apresentaram as pontuações médias ao longo do ano mais elevadas, principalmente devido ao facto de o local 4 apresentar a maior abundância de lagostim, seguido pelo sector 1 e 2.

Após a soma dos 4 parâmetros referidos (Anexo G) foi possível verificar que, para a média obtida ao longo do ano, segundo a classificação sugerida pelo autor, os sectores 1, 2, 4 e 5 tiveram uma qualidade razoável, com perturbações importantes. O sector 3 apresentou uma má qualidade, com grandes alterações.

Assim, foi possível verificar que não foi apenas um parâmetro que ditou se o local analisado apresentou melhores ou piores condições para os carnívoros, mas sim o conjunto de parâmetros considerados. No caso do sector 5, o que fez com que não fosse um local ideal para os carnívoros foi a reduzida pontuação apresentada relativamente à estrutura da cobertura, mas também o facto da disponibilidade de alimento não ter sido muito elevada. O facto de não ser afectado por nenhum factor de perturbação considerado fez com que a pontuação deste local fosse a mais elevada.

Para avaliar a concordância entre o QBR de Munné *et al.* (2003) e a ocorrência de carnívoros, foram avaliadas as flutuações encontradas nos resultados relativos ao QBR, número de dejectos de mesocarnívoros recolhidos e frequência de ocorrência na foto-armadilhagem. O sector 4 foi aquele onde foi detectada a presença mais frequente de carnívoros, independentemente do método considerado, o mesmo não se verificando no referente ao sector onde foi detectada a menor presença de indivíduos (dejectos: sector 2 seguido do sector 3; foto-armadilhagem: sector 3). Em relação aos dejectos, os resultados do teste do qui-quadrado realçaram que o sector 3 influenciou as diferenças encontradas, já que todos os resultados significativos envolveram este local. No entanto, não foi feito o teste para o sector 2, uma vez que apenas foram encontrados 4 dejectos ao longo do ano.

A raposa foi o carnívoro que contribuiu com mais dejectos (59%) e que foi mais frequentemente captado pelas câmaras ($\approx 16\%$), tendo sido obtido o dobro das fotos da segunda espécie mais captada, o sacarrabos. Este facto indicia tratar-se da espécie mais abundante na área de estudo, sendo que a mesma deposita os dejectos em lugares de destaque, tais como pedras, montículos ou ramos, frequentemente perdurando semanas (Brown *et al.* 2004), sendo por isso facilmente detectados. O facto de serem cada vez mais avistadas durante o dia (especialmente em áreas com reduzida disponibilidade de alimento) faz com que se tornem menos inconspícuas (Fedriani *et al.* 1999). O sacarrabos também teve uma elevada frequência de ocorrência em relação às restantes espécies, sendo outra espécie abundante na área. O facto de ser o único carnívoro português maioritariamente diurno, também os torna mais conspícuos (Palomares & Delibes 1993; Matos *et al.* 2009). A lontra, fuinha e texugo foram as espécies menos captadas, provavelmente por apresentarem menores abundâncias nesta área. Para além disso, a lontra apresenta hábitos aquáticos, deslocando-se na água, o que torna mais difícil a sua captação pelas câmaras.

Quando se compararam as pontuações calculadas para cada local com a presença de carnívoros, pôde-se verificar que, os locais com melhor qualidade coincidiram com aqueles onde se registou tanto maior número de indícios de presença como de registos fotográficos, o que revelou uma concordância entre o índice e uso do sector pelos carnívoros.

Estes resultados sugerem que o Índice QBR original poderá ser um bom indicador da qualidade do habitat para os mesocarnívoros.

5.2.2. Índice QBR adaptado

De modo a validar a adaptação do índice QBR para avaliar a qualidade do habitat para os mesocarnívoros, procedeu-se a uma análise das pontuações encontradas para cada local, com a presença de carnívoros no mesmo local. Tal como referido oportunamente, o local com a média mais elevada ao longo do ano foi o sector 5, seguido pelo sector 1 e 2, e a mais reduzida a do sector 3. Considerando apenas os dejectos, verificou-se que o sector 4 foi o que teve maior número e o sector 2 foi o que teve menor número, seguido do sector 3. Os dados da foto-armadilhagem mostraram também que o sector 4 foi o local onde se registaram mais fotos de carnívoros e o sector 3 o que se registaram menos. Assim, verificou-se que, apesar de os resultados não coincidirem na sua totalidade, há uma tendência para a concordância entre locais com melhor qualidade de habitat e a presença das espécies.

Os dados analisados através deste QBR variam sazonalmente, nomeadamente ao nível da disponibilidade de alimento, pelo que foram realizadas correlações dos 5 locais, para cada estação

do ano (n=20). Uma vez que as correlações foram realizadas usando os 5 locais e 4 replicados de cada local, significa que os dados não são independentes, pelo que esta análise apresenta limitações estatísticas. Contudo, após a análise da variação do QBR ao longo das diferentes estações do ano, verificou-se que estas não contribuíam para a variação das pontuações encontradas, dado que quando a abundância/consumo de um grupo diminui, a de outro grupo aumenta, havendo compensação.

As pontuações do QBR adaptado mostraram-se positivamente correlacionadas com o uso da galeria pelos carnívoros, tanto para a frequência de ocorrência captada pelas câmaras, como para o número de dejectos encontrados, apresentando neste último caso um *p-value* significativo ($p=0,01$).

Assim, confirmou-se a hipótese subjacente a estudo, uma vez que a presença de carnívoros e a qualidade do habitat encontram-se positivamente correlacionadas, havendo uma tendência para locais com melhor qualidade terem uma presença de carnívoros mais frequente.

5.3. Comparação dos Índices QBR

Quando se compararam os resultados obtidos para o QBR original e o QBR adaptado observou-se uma concordância nos locais com maiores pontuações, mas o mesmo já não se verificou nos locais com menores pontuações, ou seja, nos com qualidade inferior de habitat. Para além disso verificou-se que o primeiro sobrevalorizou a composição e estrutura da vegetação encontrada em cada local, uma vez que as pontuações para este índice foram sempre consideravelmente mais elevadas que para o QBR adaptado. Estes resultados justificam-se pelo facto de o QBR adaptado ser dirigido aos requisitos dos carnívoros, correspondendo por isso a uma abordagem mais funcional.

No entanto, as pontuações do QBR original mostraram-se positivamente correlacionadas com os valores obtidos com o QBR adaptado para cada sector ($r_s = 0,87$; *p-value* 0,05). Este resultado, pese embora o significado estatístico ser limitado pelo reduzido número de replicados, sugere uma tendência na associação entre os dois índices que, a confirmar-se através de uma amostragem mais robusta, permite sugerir a aplicação do QBR original como um indicador da qualidade do habitat para os mesocarnívoros, suportando a hipótese complementar em teste. Tal significaria um esforço muito inferior na avaliação da qualidade do habitat para os carnívoros, tornando a aplicação do índice mais generalizada.

Estes resultados apoiam os obtidos na comparação do uso da galeria e o índice QBR original, sugerindo, uma vez mais, que o Índice QBR original poderá ser um bom indicador da qualidade do habitat para os mesocarnívoros, apesar de em algumas situações poder sobrevalorizar locais com menor presença de carnívoros (por exemplo o sector 3 deste estudo) devido a outros factores que não dependem exclusivamente da qualidade da vegetação.

Tendo em conta que a área de estudo se localiza numa região Mediterrânica sujeita a diversas ameaças que reduzem a biodiversidade, graças à destruição e fragmentação dos diferentes habitats aí existentes, os resultados apresentados neste estudo possibilitam uma abordagem funcional na compreensão da influência da qualidade das galerias ripícolas para estas espécies.

Assim, através da tendência mostrada entre zonas com qualidades superiores e uma presença mais frequente por parte dos carnívoros, é de ressaltar que a preservação e melhoria dos sistemas ripários beneficiará, certamente, a conservação das populações de mamíferos carnívoros das paisagens Mediterrânicas.

5.4. Limitações dos dados

Dado tratar-se de uma área com uma matriz muito intervencionada e, conseqüentemente com reduzidas abundâncias de carnívoros, foi opção neste trabalho considerar-se que o QBR adaptado aos carnívoros se aplica à generalidade das espécies presentes.

Este facto pode fazer com que este índice esteja a sobrevalorizar a qualidade do habitat para algumas espécies e a subvalorizar para outras, uma vez que certos parâmetros analisados podem não ter a mesma importância para as diferentes espécies, nomeadamente a existência de árvores com buraco e o facto de as 5 categorias de recursos alimentares considerados não terem a mesma importância para todas as espécies, sendo consumidos de forma não equitativa, ao contrário do considerado. A existência de árvores com buracos é fundamental para a geneta e fuinha, como zonas de descanso e alimentação (Santos-Reis *et al.* 2004; Matos *et al.* 2009), não sendo fundamental para espécies como a raposa, o sacarrabos e o texugo, uma vez que estas espécies apresentam relutância/dificuldade em trepar às árvores, alimentando-se e refugiando-se ao nível do solo (Rosalino *et al.* 2004; Gonçalves *et al.* 2009). Em relação à dieta, diferentes espécies apresentam claras preferências por uns grupos em relação a outros, nomeadamente a raposa, que tem os mamíferos entre as suas presas preferidas, a fuinha, que apresenta preferência por frutos, o texugo, que prefere insectos e frutos, e a lontra, que apresenta um grande consumo de lagostins (Correia 2001; Santos-Reis *et al.* 2004; Santos *et al.* 2007; Loureiro *et al.* 2009; Matos *et al.* 2009).

Outra das limitações do índice adaptado prende-se com o facto de o lagostim apenas ter sido amostrado uma vez ao longo do ano, o que não traduz uma estimativa real da abundância desta espécie no local amostrado, nem possibilita a análise da sua abundância em diferentes estações do ano, afectando a sua contribuição para a pontuação da disponibilidade de alimento. Esta amostragem foi apenas realizada uma vez devido ao facto de, no início do trabalho, não ter sido considerada a lontra como espécie de estudo. No entanto, após de se verificar que esta espécie era frequentemente captada no decurso da foto-armadilhagem, foi considerada importante para o

estudo. Assim, é sugerido que em estudos futuros, todos os grupos amostrados para a disponibilidade de alimento, sejam amostrados na mesma altura do ano, o mesmo número de vezes.

É também importante referir que as classes de disponibilidade criadas para cada recurso alimentar, o foram a partir da abundância mínima e máxima encontrada ao longo das quatro amostragens feitas no local de estudo, pelo que, se este estudo fosse realizado noutra área, seria necessário adaptar os valores ao local em questão.

Quanto à foto-armadilhagem, a amostragem de Verão foi realizada apenas com uma câmara por sector, sendo a segunda câmara apenas colocada em Outubro, o que pode ter influenciado os dados obtidos pelas câmaras, para o Verão.

É também importante referir que as câmaras apenas se encontram distanciadas por 250 metros sugerindo a possibilidade de autocorrelação espacial com implicações nos resultados obtidos.

O facto de este estudo ser aplicado a uma área pequena, com um número muito pequeno de replicados, faz com que comparações entre os diferentes sectores não sejam tão viáveis quanto seriam se o número de replicados fosse maior. Por se tratarem apenas de 5 sectores, a realização de correlações entre as pontuações do QBR adaptado e o uso da galeria pelos carnívoros e entre os dois QBR's, não são, igualmente, tão viáveis quanto seriam com um número superior de sectores. O facto de algumas das correlações realizadas terem sido obtidas através de dados que não são todos independentes entre si, uma vez que para cada local considerado foram realizadas quatro amostragens, pode ter influenciado os resultados encontrados, sendo necessário um método estatístico mais robusto.

6. Considerações finais e perspectivas

A importância das galerias ripícolas para as espécies em estudo faz com que estudos relacionados com a qualidade do habitat permitam avaliar as características ambientais ligadas à sobrevivência ou presença das espécies, podendo assim servir como orientação para a prática da conservação (Guisan & Zimmermann 2000).

Os carnívoros constituem um grupo em que são conhecidos variados problemas de conservação e de gestão (Wilson & Delahay 2001). A sua posição no topo das cadeias alimentares e o potencial impacto sobre diferentes actividades humanas, como a agricultura e a caça (Reynolds & Tapper 1996), tornam as acções de conservação e gestão especialmente importantes.

Dificuldades na amostragem de carnívoros são agravadas quando os programas de monitorização são desenvolvidos em grandes escalas espaciais, onde elevados custos económicos e esforço humano são necessários para obter valores robustos de riqueza específica e abundância. Estas limitações têm alertado para a necessidade de encontrar métodos de amostragem mais eficazes para estudo de carnívoros, especialmente em regiões com elevadas taxas de mudança da paisagem, como a bacia do Mediterrâneo (Azcón *et al.* 2007).

Métodos rigorosos para estimar a riqueza de espécies são muito importantes para os gestores e ambientalistas, pois fornecem dados fundamentais para tomar as decisões corretas em programas de conservação. Assim, relativamente a este estudo, a iscagem das câmaras pode ser um bom método para aumentar o número de fotos captadas com carnívoros (Azcón *et al.* 2007). No entanto, é preciso ter em consideração o facto de o isco colocado poder ter um efeito diferente sobre as diferentes espécies que compõem uma comunidade (Monterroso *et al.* 2011) e ainda poder atrair animais que se encontrem afastados da galeria ripícola e que normalmente não a utilizam, podendo assim influenciar os resultados.

Apesar da pequena escala espacial utilizada é possível verificar, com os resultados obtidos, uma tendência entre a qualidade do habitat e a presença de carnívoros. No entanto, de modo a aumentar a robustez dos resultados encontrados, é sugerido que em estudos futuros se aumente o número de réplicas analisadas. Contudo, para abordagens a larga escala, a utilização do QBR original pode servir como um bom indicador da presença de mesocarnívoros, sendo útil na definição de acções de investigação e monitorização.

O facto de diferentes espécies de carnívoros compreenderem e utilizarem a paisagem de forma diferente (Swihart *et al.* 2001) faz com que as respostas específicas para cada espécie relativamente aos recursos fornecidos pelos sistemas ripários possam ser contrastantes (Santos *et al.* 2011). Assim, é importante compreender a influência de cada um destes componentes e mecanismos

através dos quais os carnívoros utilizam os sistemas ripários. Sugere-se então que, no futuro, sejam realizados estudos específicos para cada espécie, incluindo a construção de índices próprios para cada espécie, usando como referência, as suas características intrínsecas.

Uma outra sugestão passaria pela aplicação do índice adaptado aos carnívoros em diversas áreas de estudo, com diferentes características. Estes estudos poderiam passar, por exemplo, tanto pela comparação entre ribeiras mais e menos intervencionadas, como pela comparação entre ribeiras com matrizes mais e menos intervencionadas. Poderia também ser interessante adaptar este índice a zonas não mediterrânicas.

Tendo em consideração a ausência de estudos acerca do impacto das cheias em carnívoros, nomeadamente em relação ao uso do habitat ripário, sugere-se que sejam realizados estudos de telemetria, em períodos pré, durante e pós cheias, acompanhando os movimentos dos animais e caracterizando os locais mais usados pelos mesmos durante o período de maior precipitação.

7. Referências Bibliográficas

- Azcón, J. M. B. & Duperón, E. B. (1999) *Carnívoros Ibéricos*. Colégio Oficial de Biólogos de Andalucía, Granada.
- Azcón, J. M. B., Virgos, E., Ballesteros-Duperon, E., Moleon, M. & Chiroso, M. (2007) Surveying carnivores at large spatial scales: a comparison of four broad-applied methods. *Vertebrate Conservation and Biodiversity*, **16**, 1213–1230.
- Barnes, R. (1993) Indirect methods for counting elephants in forest. *Pachyderm*, **16**, 24–30.
- Beja, P. R. (1996) An analysis of otter *Lutra lutra* predation on introduced American crayfish *Procambarus clarkii* in Iberian streams. *Journal of Applied Ecology*, **33**, 1156-1170.
- Beja, P. R., Pais, M. & Palma, L. (2007) Rabbit *Oryctolagus cuniculus* habitats in Mediterranean scrubland: the role of scrub structure and composition. *Wildlife Biology*, **13**, 28-37.
- Bissonette, J. A. (1997) *Wildlife and landscape ecology: effects of pattern and scale*. Springer-Verlag, New York.
- Blondel, J. & Aronson, J. (1999) *Biology and wildlife of the Mediterranean Region*. Oxford University Press, Oxford.
- Brown, R. W., Lawrence, M. J. & Pope, J. (2004) *Animals tracks, trails and signs*. Octopus Publishing Group Ltd, Heron Quays, London.
- Bueno, F. (1996) Importancia ecológica de los Carnívoros. In: *Carnívoros: Evolución, ecología y conservación* (Ed. by R. García-Perea, R. A. Baquero, R. Fernández-Salvador & J. Gisbert), pp. 171-182. CSIC- Museo Nacional de Ciencias Naturales y SECEM, Madrid.
- Cabral, M. J., Almeida, J., Almeida, P. R., Dellinger, T., Ferrand de Almeida, N., Oliveira, M. E., Palmeirim, J. M., Queiroz A. I., Rogado, L. & Santos-Reis, M. (2005) *Livro vermelho dos vertebrados de Portugal: peixes dulciaquícolas e migradores, anfíbios, répteis, aves e mamíferos*. Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa.
- Carbone, C., Christie, S., Conforti, K., Coulson, T., Franklin, N., Ginsberg, J. R., Griffiths, M., Holden, J., Kawanishi, K., Kinnaird, M., Laidlaw, R., Lynam, A., MacDonald, D. W.,

- Martyr, D., McDougal, C., Nath, L., O'Brien, T., Seidensticker, J., Smith, D., Sunquist, M., Tilson, R. & Wan Shahrudin, W. N. (2001) The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals. *Animal Conservation*, **4**, 75–79.
- Chinery, M. (1997) *Guia de campo de los insectos de España y de Europa*. Ediciones Omega, S.A., Barcelona.
- Colwell, S. & Hix, D. (2008) Adaptation of the QBR index for use in riparian forests of central Ohio. In: *Proceedings of the 16th Central Hardwood Forest Conference GTR-NRS-P* (Ed. by D. Jacobs & C. Michler), pp. 331-340. West Lafayette, Indiana.
- Correia, A. M. & Ferreira, O. Â. (1995) Burrowing behaviour of the introduced red swamp crayfish *Procambarus clarkii* (Decapoda: Cambaridae) in Portugal. *Journal of Crustacean Biology*, **15**, 248-257.
- Correia, A. M. (2001) Seasonal and interspecific evaluation of the predation by mammals and birds on the introduced red swamp crayfish *Procambarus clarkii* (Crustacea, Cambaridae) in a freshwater marsh (Portugal). *Journal of Zoology*, **255**, 533–541.
- Correia, O. & Mexia, T. (2011) Diversidade de plantas vasculares na Companhia das Lezírias: Avaliação da diversidade de plantas vasculares e identificação/cartografia de espécies e habitats prioritários na área da Companhia das Lezírias. *Relatório final*, 65-97.
- Darveau, M., Labbé, P., Beauchesne, P., Bélanger, L. & Hout, J. (2001) The use of riparian forest strips by small mammals in a boreal balsam fir forest. *Forest Ecology and Management*, **143**, 95-104.
- Davison, A., Birks, J., Brookes, R., Braithwaite, T. & Messenger, J. (2002) On the origin of faeces: morphological versus molecular methods for surveying rare carnivores from their scats. *Journal of Zoology*, **257**, 141–143.
- Dickson, B. G., Jenness, J. S., & Beier, P. (2005) Influence of vegetation, topography, and roads on cougar movement in southern California. *Journal of Wildlife Management*, **69**, 264–276.
- Dunning, J., Danielson, B. & Pulliam, H. (1992) Ecological processes that affect populations in complex Landscapes. *Oikos*, **65**, 169-175.

- D.G.R.F. (2005) *Manual para exame da carta de caçador*. Direcção-Geral dos Recursos Florestais, Lisboa.
- Farrell, L., Roman, J. & Sunquist, M. (2000) Dietary separation of sympatric carnivores identified by molecular analysis of scats. *Molecular Ecology*, **9**, 1583-1590.
- Fedriani, J. M., Palomares, F. & Delibes, M. (1999) Niche relations among three sympatric Mediterranean carnivores. *Oecologia*, **121**, 138-148.
- Fernandes, C. A., Ginja, C., Pereira, I., Tenreiro, R., Bruford, M. W. & Santos-Reis, M. (2008) Species-specific mitochondrial DNA markers for identification of non-invasive samples from sympatric carnivores in the Iberian Peninsula. *Conservation Genetics*, **9**, 681–690.
- Forman, R. & Alexander, L. E. (1998) Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **29**, 207–31.
- Freitas, D. (1999) *A dieta da lontra (Lutra lutra Linnaeus, 1758) ao longo da bacia hidrográfica do rio Tejo*. Relatório de estágio profissionalizante para obtenção da Licenciatura em Biologia Aplicada ao Recursos Animais. Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa, Lisboa.
- Golet, G. H., Hunt, J. W. & Koenig, D. (2011) Decline And Recovery Of Small Mammals After Flooding: Implications For Pest Management And Floodplain Community Dynamics. *River Research and Applications*, **29**, 183–194.
- Gomez, D. M. & Anthony, R. G. (1998) Small mammal abundance in riparian and upland areas of five seral stages in Western Oregon. *Northwest Science*, **72**, 293–302.
- Gonçalves, P., Alcobia, S., Simões, L. & Santos-Reis M. (2009) Diversidade e abundância de mamíferos na Companhia das Lezírias: resposta ao multi-uso e às práticas de gestão. 2º *Relatório de Progresso*, 1-64.
- Gonçalves, P., Alcobia, S., Simões, L. & Santos-Reis M. (2012) Effects of management options on mammal richness in a Mediterranean agro-silvo-pastoral system. *Agroforest Systems*, **85**, 383-395.
- Gonzalez, G. L. (1995) *La guia de Incafo de los arboles y arbustos de la Peninsula Ibérica*. Incafo Archivo Fotográfico, Madrid.

- Gough, M. C. & Rushton, S. P. (2000) The application of GIS-modelling to mustelid landscape ecology. *Mammal Review*, **30**, 197–216.
- Gregory, S. V., Swanson, F. J., McKee, W. A. & Cummins, K. (1991) An ecosystem perspective of riparian zones. *Biological Science*, **41**, 540-551.
- Grilo, C., Bissonette, J. A. & Santos-Reis, M. (2009) Spatial–temporal patterns in Mediterranean carnivore road casualties: Consequences for mitigation. *Biological conservation*, **142**, 301–313.
- Guisan, A. & Zimmermann, N. (2000) Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, **135**, 147–186.
- Hilty, J. & Merenlender, A. (2004) Use of riparian corridors and vineyards by mammalian predators in Northern California. *Conservation Biology*, **18**, 126-135.
- Hilty, J. A., Lidicker, W. Z. & Merelender, A. M. (2006) *Corridor ecology: the science and practice of linking landscapes for biodiversity conservation*. Island Press, Washington, D.C.
- IUCN (2013) *IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2013.1. Disponível em: www.iucnredlist.org (acedido em Agosto 2013).
- Johnson, D. (1980) The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology*, **61**, 65–71.
- Kinley, T. A. & Newhouse, N. J. (1997) Relationship of riparian reserve zone width to bird density and diversity in southeastern British Columbia. *Northwest Science*, **71**, 75-86.
- Klinger, R. (2006) The interaction of disturbances and small mammal community dynamics in a lowland forest in Belize. *Journal of Animal Ecology*, **75**, 1227 – 1238.
- López-Martín, J. M. (2006) Comparison of feeding behaviour between stone marten and common genet: living in coexistence. In: *Martes in carnivore communities* (Ed. by M. Santos-Reis, J. D. S. Birks, E. C. O’Doherty & G. Proulx), pp. 137–155. Alpha Wildlife Publications, Sherwood Park, Alberta.
- Loureiro, F., Bissonette, J. A., Macdonald, D. W. & Santos-Reis, M. (2009) Temporal variation

- in the availability of Mediterranean food resources: do badgers *Meles meles* track them? *Wildlife Biology*, **15**, 197–206.
- Mangas, J. G., Lozano, J., Cabezas-Diaz, S., & Virgós, E. (2008) The priority value of scrubland habitats for carnivore conservation in Mediterranean ecosystems. *Biodiversity and Conservation*, **17**, 43–51.
- Mathias, M. L., Santos-Reis, M., Palmeirim, M. & Ramalhinho, M. G. (1998) *Mamíferos de Portugal*. Edições Inapa, Lisboa.
- Matos, H., Santos, M., Palomares, F. & Santos-Reis, M. (2009) Does riparian habitat condition influence mammalian carnivore abundance in Mediterranean ecosystems? *Biodiversity and Conservation*, **18**, 373-386.
- Médail, F. & Quezel, P. (1999) Biodiversity hotspots in the Mediterranean basin: setting global conservation priorities. *Conservation Biology*, **13**, 1510-1513.
- Mendes, R. C. M. (2011) *Resposta da comunidade de carnívoros à invasão recente dos sistemas ribeirinhos do NO de Portugal por lagostim-americano (Procambarus clarkii)*. Dissertação para a obtenção do grau de Mestre em Biologia da Conservação. Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa, Lisboa.
- Monterroso, P., Alves, P. C. & Ferreras, P. (2011) Evaluation of attractants for non-invasive studies of Iberian carnivore communities. *Wildlife Research*, **38**, 446-454.
- Moreno-Rueda, G. & Pizarro, P. (2010) Rodent species richness is correlated with carnivore species richness in Spain. *Revue d'Ecologie (Terre Vie)*, **65**, 265–278.
- Mounir, A. S. & Zuhair, S.A. (2012) Camera trapping in assessing diversity of mammals in Jabal Moussa Biosphere Reserve, Lebanon. *Vertebrate Zoology*, **62**, 145 – 152.
- Munné, A., Prat, N., Solá, C., Bonada, N. & Rieradevall, M. (2003) A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **13**, 147–163.
- Myers, N., Mittermeier, R., Mittermeier, C., Fonseca, G. & Kent, J. (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, **403**, 853-858.

- Naiman, R. J., Décamps, H., Pastor, J. & Johnson, C. A. (1988) The potential importance of boundaries to fluvial ecosystem. *Journal of the North American Benthological Society*, **7**, 289–306.
- Naiman, R., Décamps, H. & Pollock, M. (1993) The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity, *Ecological Applications*, **3**, 209-212.
- Naiman, R. & Décamps, H. (1997) The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **28**, 621-658.
- Palomares, F. & Delibes, M. (1993) Key habitats for Egyptian mongooses in Doñana National Park, south-western Spain. *Journal of Applied Ecology*, **30**, 752–758.
- Paracchini, M. L., Terres, J. M., Petersen, J. E. & Hoogeveen, Y. (2007) High Nature Value farmland and traditional agricultural landscapes open opportunities in the development of rural areas. In: *Europe's living landscapes: Essays on exploring our identity in the countryside*. (Ed. by Pedrolí, B., Van Doorn, A., De Blust, G., Paracchini, M. L., Wascher & D., Bunce, F.), pp 21-34. Landscape Europe/KNNV, Zeist.
- Pereira, M. & Rodriguez, A. (2010) Conservation value of linear woody remnants for two forest carnivores in a Mediterranean agricultural landscape. *Journal of Applied Ecology*, **47**, 611-620.
- Pinto, M.V. (1978) *Estudo morfológico dos pêlos dos mamíferos portugueses: chaves para a sua determinação*. Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa, Lisboa.
- Plumptre, A. & Harris, S. (1995) Estimating the biomass of large mammalian herbivores in a tropical montane forest: a method of faecal counting that avoids assuming a 'steady state' assumption. *Journal of Applied Ecology*, **32**, 111-120.
- Pounds, C. (1981) *Niche overlap in sympatric populations of stoats (Mustela ermine) and weasels (Mustela nivalis) in North-east Scotland*. PhD thesis, University of Aberdeen.
- Reynolds, J. C. & Aebischer, N. J. (1991) Comparison and quantification of carnivore diet by faecal analysis: a critique, with recommendations, based on a study of the fox *Vulpes vulpes*. *Mammal Review*, **21**, 97-122.
- Reynolds, J. C. & Tapper, S. C. (1996) Control of mammalian predators in game management

and conservation. *Mammal Review*, **26**, 127-155.

Ricklefs, R. E. & Miller, G. L. (2000) *Ecology* (Ed. by Freeman, W. H. & Co.), New York.

Rosalino, L. M.; Macdonald, D. W. & Santos-Reis, M. (2004) Spatial structure and land-cover use in a lowdensity Mediterranean population of Eurasian badgers. *Canadian Journal of Zoology*, **82**, 1493-1502.

Rosalino, L. M., Loureiro, F., Macdonald, D. W. & Santos-Reis, M. (2005) Dietary shifts of the badger (*Meles meles*) in Mediterranean woodlands: an opportunistic forager with seasonal specialisms. *Mammalian Biology*, **70**, 12-23.

Rosalino, L. M., Santos, M. J., Beier, P. & Santos-Reis, M. (2008) Eurasian badger habitat selection in Mediterranean environments: Does scale really matter? *Mammalian Biology*, **73**, 189–198.

Rosalino, L. M. & Santos-Reis, M. (2009) Fruit consumption by carnivores in Mediterranean Europe. *Mammalian review*, **39**, 67-78.

Salinas, M., Blanca, G. & Romero, A. (2000) Evaluating riparian vegetation in semi-arid Mediterranean watercourses in the south-eastern Iberian Peninsula. *Environmental Conservation*, **27**, 24-35.

Santos, M. J., Pinto, B. M. & Santos-Reis, M. (2007) Trophic niche partitioning between two native and exotic carnivores in SW Portugal. *Web Ecology*, **7**, 53-62.

Santos, M. J. & Santos-Reis, M. (2010) Stone marten (*Martes foina*) habitat in a Mediterranean ecosystem: effects of scale, sex, and interspecific interactions. *European Journal of Wildlife Research*, **56**, 275-286.

Santos, M. J., Matos, H. M., Palomares, F. & Santos-Reis, M. (2011) Factors affecting mammalian carnivore use of riparian ecosystems in Mediterranean climates. *Journal of Mammalogy*, **92**, 1060-1069.

Santos-Reis, M. & Mathias, M. L. (1996) The historical and recent distribution and status of mammals in Portugal. *Hystrix*, **8**, 75-89.

- Santos-Reis, M., Santos, M. J., Lourenço, S., Marques, T., Pereira, I. & Pinto, B. (2004) Relationship between stone martens, genets and cork oak woodlands in Portugal. In: *Marten and fishers (Martes) in human-altered environments: An international perspective*. (Ed. by D. J. Harrison, A. K. Fuller & G. Proulx), pp. 147-172. Kluwer Academic Publishers, Boston, Massachusetts.
- Schmitz, O. J., Hamback, P. A. & Beckerman, A. P. (2000) Trophic cascades in terrestrial systems: a review of the effects of carnivore removals on plants. *American Naturalist*, **155**, 141–153.
- Schooley, R. L. (2006) Spatial heterogeneity and characteristic scales of species-habitat relationships. *BioScience*, **56**, 533-537.
- Silveira, L., Jácomo, A. & Diniz-Filho, J. (2003) Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biological Conservation*, **114**, 351–355.
- Smith, R. L. & Smith, T. M. (2003) *Elements of ecology*. Benjamin Cummings, San Francisco, CA.
- Sneddon, I. A. (1991) Latrine use by the European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*). *Journal of Mammalogy*, **72**, 769-775.
- Swihart, R. K., Feng, Z., Slade, N. A., Mason, D. M. & Gehring, T. M. (2001) Effects of habitat destruction and resource supplementation in a predator–prey metapopulation model. *Journal of Theoretical Biology*, **210**, 287–303.
- Tablado, Z., Tella, J.L., Sanchez-Zapata, J.A. & Hiraldo, F. (2010) The paradox of the long-term positive effects of a North American crayfish on a European community of predators. *Conservation Biology*, **24**, 1230-1238.
- Teerink, B. J. (1991) *Hair of West-European mammals: atlas and identification key*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Virgós, E. (2001) Relative value of riparian woodlands in landscapes with different forest cover for medium-sized Iberian carnivores. *Biodiversity and Conservation*, **10**, 1039-1049.
- Virgós, E., Tellería, J. & Santos, T. (2002) Effects of geographic location, vegetation type, isolation and fragment features on the richness and occurrence of medium-sized

mammals in forest fragments of central Spain. *Biodiversity and Conservation*, **11**, 1063–1079.

Wiens, J. A. (1976) Population responses to patchy environments. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **7**, 81-120.

Wiens, J. A. (1989) Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology*, **3**, 385 – 397.

Wilson, G. J. & Delahay, R. J. (2001) A review of methods to estimate the abundance of terrestrial carnivores using field signs and observation. *Wildlife Research*, **28**, 151-164.

8. Anexos

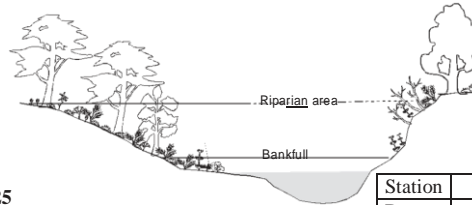
Anexo A. Ficha de campo para cálculo do Índice da Qualidade das galerias ripícolas de Munné *et al.* (2003).

A. MUNNE ET AL.

APPENDIX: FIELD SHEET

QBR INDEX

Riparian habitat quality



Station	
Date	

Score of each part cannot be negative or exceed 25

Section 1: Total riparian cover

Section 1 Score

Score		
25	>80% of riparian cover (excluding annual plants)	
10	50–80% of riparian cover	
5	10–50% of riparian cover	
0	<10% of riparian cover	
+ 10	If connectivity between the riparian forest and the woodland is total	
+ 5	If the connectivity is higher than 50%	
– 5	Connectivity between 25% and 50%	
– 10	Connectivity lower than 25%	

Section 2: Cover structure

Section 2 Score

Score		
25	>75% of tree cover	
10	50–75% of tree cover or 25–50% tree cover but 25% covered by shrubs	
5	Tree cover lower than 50% but shrub cover at least between 10% and 25%	
0	<10% of either tree or shrub cover	
+ 10	At least 50% of the channel has helophytes or shrubs	
+ 5	If 25–50% of the channel has helophytes or shrubs	
+ 5	If trees and shrubs are in the same patches	
– 5	If trees are regularly distributed and shrubland is >50%	
– 5	If trees and shrubs are distributed in separate patches, without continuity	
– 10	Trees distributed regularly, and shrubland <50%	

Section 3: Cover quality (the geomorphological type should be first determined^d)

Section 3 Score

Score		Type 1	Type 2	Type 3
25	Number of native tree species	>1	>2	>3
10	Number of native tree species	1	2	3
5	Number of native tree species	0	1	1–2
0	Absence of native trees	-		
+ 10	If the tree community is continuous along the river and covers at least 75% of the edge riparian area			
+ 5	The tree community is nearly continuous and covers at least 50% of the riparian area			
+ 5	If the riparian community is structured in gallery			
+ 5	When the number of shrub species is	>2	>3	>4
– 5	If there are some man-made buildings in the riparian area			
– 5	If there are some isolated species of non-native ^b trees			
– 10	Presence of communities of non-native ^b trees			
– 10	Presence of garbage			

Section 4: Channel alteration

Section 4 score

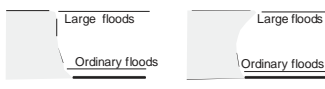
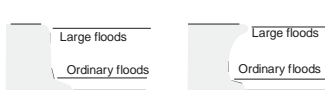
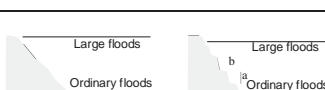
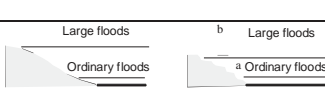
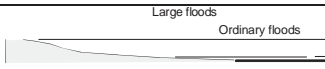


Score		
25	Unmodified river channel	
10	Fluvial terraces modified and constraining the river channel	
5	Channel modified by rigid structures along the margins	
0	Channelized river	
– 10	River bed with rigid structures (e.g., wells)	
– 10	Transverse structures into the channel (e.g., weirs)	

Final score (sum of four section scores)

ECOLOGICAL QUALITY OF RIPARIAN HABITAT

^a **Type of the riparian habitat (to be applied at level 3, cover quality)**

The score is obtained by addition of the scores assigned to left and right river margins according to their slope. This value can be modified if islands or hard substrata are present.

		<i>Score</i>	
		Left	Right
<i>Slope and form of the riparian zone</i>			
Very steep, vertical or even concave (slope >75°), very high, margins are not expected to be exceeded by floods. <i>Slope is the angle subtended by the line between the top of the riparian area and the edge of the ordinary flooding of the river.</i>		6	6
Similar to previous category but with a bankfull which differentiates the ordinary flooding zone from the main channel.		5	5
Slope of the margins between 45° and 75°, with or without steps. (a > b)		3	3
Slope between 20° and 45°, with or without steps. (a < b)		2	2
Slope <20°, large riparian zone.		1	1
<i>Presence of one or several islands in the river</i>			
Width of all the islands "a" > 5 m.		-	2
Width of all islands 'a' < 5 m.		-	1
<i>Percentage of hard substrata that can make impossible the presence of plants with roots</i>			
> 80%		Not applicable	
60 – 80%		+6	
30 – 60%		+4	
20 – 30%		+2	
Total Score			

Geomorphological type according to the total score

>8	Type 1	Closed riparian habitats. Riparian trees, if present, reduced to a small strip. Headwaters.
5 – 8	Type 2	Headwaters or midland riparian habitats. Forest may be large and originally in gallery.
<5	Type 3	Large riparian habitats, and potentially extensive forests. Lower courses.

^b **Non-native tree species in the study area**

(This should be listed for each study area)

e. g. in the studied area of Catalonia the following species are considered non-native: *Populus deltoides*, *Populus x canadensis*, *Populus nigra* ssp. *italica*, *Salix babilonica*, *Ailanthus altissima*, *Celtis australis*, *Robinia pseudo-acacia*, *Platanus x hispanica*.

Anexo B. Ficha de campo para cálculo do Índice da qualidade das galerias ripícolas adaptado aos carnívoros.

Índice da qualidade das galerias ripícolas (QBR) adaptado aos carnívoros

Data

Transecto/Sector

Parte I

Secção 1: Cobertura total ripícola

Pontuação	Categorias	Pontuação extra	Largura da galeria (m)
25	$\geq 80\%$ de cobertura ripícola	15	≥ 30
10	≥ 50 a $< 80\%$ de cobertura ripícola	10	≥ 20 a < 30
5	≥ 10 a $< 50\%$ de cobertura ripícola	5	≥ 10 a < 20
0	$< 10\%$ de cobertura ripícola	1	< 10

Total Secção 1

Secção 2: Estrutura da cobertura

Pontuação	Categorias
25	$\geq 80\%$ de matrizes extensas de arbustos
10	≥ 50 a $< 80\%$ de matrizes extensas de arbustos
5	≥ 10 a $< 50\%$ de matrizes extensas de arbustos
0	$< 10\%$ de matrizes extensas de arbustos

Pontuação extra	Categorias
5	Com árvores com buraco
-5	Sem árvores com buraco

Total Secção 2

Índice da qualidade das galerias ripícolas (QBR) adaptado aos carnívoros

Data

Transecto/Sector

Parte II

Secção 3: Factores de perturbação

Pontuação	Categorias	i.e. pastoreio, proximidade ao caminho, possibilidade de ocorrência de cheias	Factor(es) presente(s)
25	Áreas sem perturbação	Sem influência de qualquer factor	
10	Áreas moderadamente perturbadas	Com influência de um dos factores	
5	Áreas pouco perturbadas	Com influência de 2 dos factores	
0	Áreas muito perturbadas	Com influência de todos os factores	

Total Secção 3

Secção 4: Disponibilidade de alimento

Pequenos mamíferos

Pontuação	Abundância relativa	Pontuação atribuída =
5	≥ 200	
4	≥ 150 a < 200	
3	≥ 100 a < 150	
2	≥ 50 a < 100	
1	< 50	

Insectos

Pontuação	Abundância relativa	Pontuação atribuída =
5	$\geq 0,4$	
4	$\geq 0,3$ a $< 0,4$	
3	$\geq 0,2$ a $< 0,3$	
2	$\geq 0,1$ a $< 0,2$	
1	$< 0,1$	

Lagostins

Pontuação	Abundância relativa	Pontuação atribuída =
5	$\geq 0,2$	
4	$\geq 0,15$ a $< 0,2$	
3	$\geq 0,1$ a $< 0,15$	
2	$\geq 0,05$ a $< 0,1$	
1	$< 0,05$	

Latrinas

Pontuação	Nº de indícios	Pontuação atribuída =
5	≥ 9	
4	≥ 6 a < 9	
3	≥ 3 a < 6	
2	≥ 1 a < 3	
1	< 1	

Árvores de fruto

Pontuação	Nº de indivíduos	Pontuação atribuída =
5	≥ 275	
4	≥ 225 a < 275	
3	≥ 175 a < 225	
2	≥ 125 a < 175	
1	< 125	

Total Secção 4

Pontuação total

Anexo C. Espécies de árvores de fruto existentes na Companhia das Lezírias consumidas pelos carnívoros e respectiva época de frutificação.

Espécie	Nome Comum	Frutificação
<i>Arbutus unedo</i>	Medronheiro	Inverno
<i>Crataegus monogyna</i>	Pilriteiro, espinheiro-alvar	Outono
<i>Cydonia oblonga</i>	Marmeleiro	Outono
<i>Juniperus oxycedrus</i>	Cedro-de-espanha	Inverno
<i>Myrtus communis</i>	Murta, murteira	Inverno
<i>Olea europaea var. sylvestris</i>	Zambujeiro, oliveira-brava	Inverno
<i>Pistacia lentiscus</i>	Aroeira, lentisco	Inverno
<i>Pyrus bourgaeana</i>	Pereira-brava	Outono
<i>Quercus coccifera</i>	Carrasco ou carrasqueiro	Outono
<i>Quercus suber</i>	Sobreiro	Outono
<i>Rhamnus alaternus</i>	Sanguinho-das-sebes	Verão
<i>Rosa sp.</i>	Roseira-brava	Outono
<i>Rubia peregrina</i>	-	Outono
<i>Rubus ulmifolius</i>	Silva	Verão
<i>Sambucus nigra</i>	Sabugueiro	Verão
<i>Pinus pinaster</i>	Pinheiro bravo	Verão

Anexo D. Abundância de cada espécie de pequenos mamíferos encontrada, em cada estação do ano, para os 5 sectores de amostragem.

Amostragem	Sector	<i>Apodemus sylvaticus</i>	<i>Mus spretus</i>	<i>Crocidura russula</i>	Total
Verão	1	45,45	42,86	45,45	133,76
	2	132,35	50	18,52	200,87
	3	71,43	29,85	42,86	144,14
	4	46,88	59,7	48,39	154,97
	5	25,97	40	0	65,97
	Total	322,08	222,41	155,22	
Outono	1	57,14	29,41	14,49	101,04
	2	42,55	72,73	0	115,28
	3	51,28	43,48	0	94,76
	4	29,41	41,67	56,34	127,42
	5	25,64	29,41	29,41	84,46
	Total	206,02	216,7	100,24	
Inverno	1	141,18	137,93	17,24	296,35
	2	206,52	22,73	0	229,25
	3	57,14	28,57	0	85,71
	4	98,77	0	80,65	179,42
	5	66,67	0	57,14	123,81
	Total	570,28	189,23	155,03	
Primavera	1	88,61	0	31,25	119,86
	2	70,59	0	0	70,59
	3	25,32	0	0	25,32
	4	112,68	0	92,31	204,99
	5	68,97	18,87	142,86	230,7
	Total	366,17	18,87	266,42	

Anexo E. Pontuações relativas a cada grupo analisado para a disponibilidade de alimento, em cada estação do ano, para os 5 sectores de amostragem.

Árvores de fruto	Sector	Verão	Outono	Inverno	Primavera
	1	5	1	1	0
	2	4	1	1	0
	3	3	1	1	0
	4	4	1	0	0
	5	5	2	1	0
Insectos	Sector	Verão	Outono	Inverno	Primavera
	1	4	4	1	2
	2	2	3	1	5
	3	3	3	3	2
	4	3	2	4	1
	5	1	0	2	2
Lagostim	Sector	Pontuação			
	1	5			
	2	4			
	3	3			
	4	5			
	5	3			
Pequenos mamíferos	Sector	Verão	Outono	Inverno	Primavera
	1	3	3	5	3
	2	5	3	5	2
	3	3	2	2	1
	4	4	3	4	5
	5	2	2	3	5
Lagomorfos	Sector	Verão	Outono	Inverno	Primavera
	1	3	0	0	0
	2	5	2	2	0
	3	2	0	0	0
	4	5	2	2	0
	5	3	3	0	2

Anexo F. Pontuações relativas a cada um dos quatro parâmetros do QBR de Munné *et al.* (2003) para cada um dos 25 transectos analisados.

Sector	Transecto	Cobertura Total Ripícola	Estrutura da Cobertura	Qualidade da Cobertura	Alterações ao Canal
1	1	15	15	25	25
	2	15	15	25	25
	3	25	15	25	25
	4	15	20	25	25
	5	15	15	25	25
2	6	5	25	25	25
	7	0	10	25	25
	8	0	15	25	25
	9	0	15	25	15
	10	0	15	25	25
3	11	5	20	25	25
	12	5	20	25	25
	13	5	20	25	25
	14	5	15	25	25
	15	5	15	25	25
4	16	25	25	25	25
	17	10	15	25	25
	18	15	20	25	25
	19	15	15	10	25
	20	10	20	25	25
5	21	15	20	20	25
	22	15	25	25	25
	23	15	15	25	25
	24	15	15	25	25
	25	15	20	25	25

Anexo G. Pontuações relativas a cada um dos quatro parâmetros do QBR adaptado aos carnívoros, para cada um dos 5 *buffers* analisados, para cada estação do ano.

Amostragem	Sector	Cobertura Total Ripícola	Estrutura da Cobertura	Factores de Perturbação	Disponibilidade de alimento	Total
Verão	1	25	21	5	20	71
	2	22	15	5	20	62
	3	15	4	5	14	38
	4	25	13	10	21	69
	5	25	5	25	14	69
Outono	1	25	21	5	13	64
	2	22	15	5	13	55
	3	15	4	5	9	33
	4	25	13	10	13	61
	5	25	5	25	10	65
Inverno	1	25	21	5	12	63
	2	22	15	5	13	55
	3	15	4	5	9	33
	4	25	13	10	15	63
	5	25	5	25	9	64
Primavera	1	25	21	5	10	61
	2	22	15	5	11	53
	3	15	4	5	6	30
	4	25	13	10	11	59
	5	25	5	25	12	67