

## COLETA DE DADOS NO CAMPO (BIOLÓGICO E SOCIAL)

*Alexandre Camargo Martensen, Diana Surová, Ubirajara Oliveira e Luís Quinta-Nova*

### 3.6.1 INTRODUÇÃO

A Ecologia de Paisagens possui duas diferentes origens. A sua origem mais antiga se deu na Europa, especialmente com base nos trabalhos de Carl Troll (1950), com grande influência da geografia, particularmente da geografia humana, e dos ramos da geografia vinculados ao planejamento regional e ocupação territorial. Mais recentemente, um segundo nascimento da ecologia de paisagens se deu na América do Norte, fundamentada em trabalhos de biogeógrafos e ecólogos que utilizavam como base a Teoria da Biogeografia de Ilhas para o planejamento de ambientes terrestres (METZGER, 2001). Essas duas raízes da Ecologia de Paisagens permitem que esse ramo da ciência apresente abordagens distintas, contudo complementares e integradoras, no tocante a se buscar compreender as interações entre os seres humanos e seu espaço de vida natural e construído (NAVEH; LIEBERMAN, 1994).

A paisagem é mais do que a simples soma dos seus elementos individuais. Apesar de significativos per si, os elementos individuais só são objeto de estudo para o planejamento e ecologia de paisagens como partes de um mosaico interagente possuidor de uma dinâmica própria. A Convenção Europeia da Paisagem adotada pelo Conselho Europeu define a paisagem como uma parte do território, tal como é apreendida pelas populações, cujo carácter resulta da acção e da interacção de factores naturais e/ou humanos (ELC, 2000). Desse modo enfatiza-se a necessidade de abordar o relacionamento que as pessoas estabelecem com a paisagem e está reconhecido que diferentes partes interessadas podem ter relações diferentes com a mesma paisagem (*e.g.*, PINTO-CORREIA *et al.*, 2011; ALMEIDA *et al.*, 2016; SUROVÁ; PINTO-CORREIA, 2016). Além disso, a ecologia de paisagens lida, em geral, com escalas espaciais e temporais amplas, e cada paisagem possui uma história própria, que influencia diretamente suas condições atuais. Todos estes são fatores dificultadores de se conduzir experimentos bem controlados nesta escala de análise. Contudo os principais desafios atuais da humanidade ocorrem exatamente na escala de paisagem, e desta maneira necessitamos de respostas nesta escala de análise.

Nesse contexto, este capítulo busca apresentar alguns aspectos que consideramos ser importantes nas etapas iniciais dos estudos, onde se define a pergunta do estudo, o desenho experimental e os métodos de amostragem. Estas definições são de profunda importância para se buscar minimizar os potenciais fatores complicantes nas análises, isolando-se da melhor maneira possível as variáveis de interesse.

### **3.6.2 COMO ELABORAR UM ESTUDO NA ESCALA DA PAISAGEM?**

A primeira consideração a se fazer é definir claramente os objetivos do estudo. Essa etapa inicial é muitas vezes negligenciada, sendo os objetivos apenas definidos em linhas gerais. Contudo, é fundamental que o(s) objetivo(s) seja(m) expresso(s) de forma clara, e sempre que possível na forma de um conjunto de hipóteses testáveis. No entanto, nos estudos sociais em que o objetivo é um conhecimento mais profundo sobre as expectativas da sociedade nas certas paisagens, a formulação da clara hipótese não está em questão no início da pesquisa (e.g. BARROSO *et al.*, 2012). A clara definição dos objetivos influencia diretamente no desenho experimental, e conseqüentemente no esforço a ser dedicado em campo. Por exemplo, em um estudo onde o objetivo seja o de conhecer a avifauna de uma determinada unidade de conservação, o pesquisador pode selecionar pontos aleatoriamente dentro desta reserva e amostrá-los. Ou inicialmente definir quais são os diferentes tipos de ambientes dentro da reserva, e a partir deste mapeamento, amostrar estes diferentes ambientes. Contudo, se o objetivo é o de avaliar quais são os impactos que uma mineradora vizinha a reserva causa na avifauna, possivelmente uma amostragem a diferentes distâncias da área de atuação da mina, associada a comparações com ambientes similares e distantes das atividades de impacto (“controle”), seja um desenho experimental mais eficiente para se avaliar os impactos causados pelas atividades minerárias. Ou seja, os objetivos da pesquisa definem o desenho experimental a ser utilizado, e um conjunto de dados obtido seguindo um determinado desenho experimental, e utilizado para se responder uma determinada pergunta, pode ser impróprio para responder outra pergunta.

Com as perguntas e os objetivos claramente definidos, vem a necessidade de se elaborar o desenho experimental a ser empregado. As dificuldades inerentes de se realizar experimentos em amplas escalas espaciais e temporais, como por exemplo, a dificuldade de se conseguir réplicas e de se isolar variáveis, ou mesmo de se manipular grandes áreas e de se obter bons controles, demanda um entendimento prévio dos padrões espaciais da paisagem, de forma a se minimizar tais dificuldades.

Por isso, de forma a se embasar a seleção de locais para amostragem, tanto no tocante aos aspectos sociais, quanto no relacionado aos aspectos biológicos é importante se ter ao menos uma descrição preliminar da heterogeneidade da paisagem.

Nesse sentido, os padrões da paisagem podem ser caracterizados pela aplicação de métricas da paisagem, que permitem entender como o mosaico de uso condiciona as comunidades e a dinâmica do ecossistema. As métricas espaciais são medições numéricas que quantificam os padrões espaciais de manchas de ocupação do solo, classes de ocupação do solo ou mosaicos paisagísticos de toda uma área geográfica (MCGARIGAL; MARKS, 1995). Em geral, as métricas de paisagem (ou espaciais) podem ser consideradas como indicadores quantitativos para descrever estruturas e padrões de uma paisagem (O'NEILL *et al.*, 1988). Herold *et al.* (2005) definem as métricas de paisagem como medições derivadas da análise digital de mapas temáticos/categóricos exibindo heterogeneidade espacial a uma escala e resolução específica.

As métricas de paisagem podem ser definidas em três níveis (COUTO, 2004):

1. métricas ao nível da mancha são definidas para manchas individuais e caracterizam a configuração espacial e o contexto das manchas. Em muitas aplicações, estas métricas da paisagem servem primeiramente como base computacional para outras métricas da paisagem. Frequentemente as métricas de mancha podem ser importantes e informativas em investigações ao nível da paisagem;
2. métricas ao nível da classe são integradas em relação a todas as manchas de um dado tipo. Essas métricas podem ser obtidas por média simples ou média ponderada que tenha em conta a área da mancha. Existem propriedades adicionais ao nível da classe que resulta da configuração única das manchas ao longo da paisagem;
3. métricas ao nível da paisagem são integradas em relação a todos os tipos de mancha ou classes em relação a toda a paisagem. Como as métricas de classe, estas métricas podem ser obtidas por simples média ou média ponderada ou podem refletir propriedades do padrão da paisagem. Em muitas aplicações, o principal interesse é o padrão (i.e., composição e configuração) da paisagem total.

Tabela 1 – Classificação das métricas da paisagem

Classificação	Mancha	Classe	Paisagem
---------------	--------	--------	----------

Métricas de área, densidade, margem	Área da mancha (AREA)	Área total (CA)	Área total (TA)
	Perímetro da mancha (PERIM)	Percentagem da paisagem (Pland)	Número de manchas (NP)
Métricas de forma	Razão área-perímetro (PARATIO)	Número de manchas (NP)	Densidade da mancha (PD)
	Índice da forma (SHAPE)	Densidade da mancha (PD)	Total de margem (TE)
Métricas da área do núcleo	Dimensão fractal (FRAC)	Total de margem (TE)	Densidade da margem (ED)
		Densidade da margem (ED)	Índice da forma da paisagem (LSI)
Métricas de Proximidade e Isolamento		Índice da forma da paisagem (LSI)	Índice da maior mancha (LPI)
		Índice da maior mancha (LPI)	
Métricas de Contraste	Área do núcleo (CORE)	Dimensão fractal área-perímetro (PAFRAC)	Dimensão fractal área-perímetro (PAFRAC)
	Número de áreas do núcleo (NCA)		
Métricas de Contágio/ difusão	Índice de área do núcleo (CAI)	Área total do núcleo (TCA)	Área total do núcleo (TCA)
		Percentagem da área do núcleo relativamente à paisagem (CPland)	Número de áreas do núcleo disjuntas (NDCA)
Métricas de Proximidade e Isolamento		Número de áreas do núcleo disjuntas (NDCA)	Densidade de áreas do núcleo disjuntas (DCAD)
		Densidade de áreas do núcleo disjuntas (DCAD)	
Métricas de Contraste	Índice de proximidade (PROX)		
	Índice de similaridade (SIMILAR)	-	-
Métricas de Contraste	Distância euclidiana ao vizinho mais próximo (ENN)		
		Densidade da margem com peso do contraste (CWED)	Densidade da margem com peso do contraste (CWED)
Métricas de Contraste	Índice do contraste da margem (EDGECON)	Índice do contraste da margem total (TECI)	Índice do contraste da margem total (TECI)
Métricas de Contágio/ difusão		Contágio (CONTAG)	Contágio (CONTAG)
		Percentagem de adjacências semelhantes (PLADJ)	Percentagem de adjacências semelhantes (PLADJ)
Métricas de Contágio/ difusão		Índice de intercalação e justaposição (IJI)	Índice de intercalação e justaposição (IJI)
			Riqueza das manchas (PR)
			Densidade da riqueza das manchas (PRD)

Métricas de Diversidade	-	-	Riqueza relativa das manchas (RPR)
			Índice de diversidade de Shannon (SHDI)
			Índice de diversidade de Simpson (SIDI)
			Índice de diversidade modificado de Simpson (MSIDI)
			Índice de uniformidade de Shannon (SHEI)
			Índice de uniformidade de Simpson (SIEI)
			Índice de uniformidade modificado de Simpson (MSIEI)

Fonte: dados sintetizados pelos autores com base em McGarigal e Marks (1995)

Muitas vezes não se sabe ao certo quais seriam as variáveis da paisagem que potencialmente podem influenciar mais significativamente os processos ecológicos, ou quais seriam os efeitos sinérgicos entre essas variáveis. Nestes casos pode-se conduzir análises exploratórias e buscar se definir locais onde um número reduzido de variáveis pode potencialmente influenciar as variáveis respostas ecológicas. Por exemplo, se buscamos entender como o tamanho dos remanescentes florestais influencia a riqueza de espécies de mamíferos, podemos buscar um conjunto de fragmentos (por exemplo, 15 fragmentos), que possuam tamanho variando entre 1 e 500 ha, e apresentando um grau de isolamento similar. Caso os fragmentos apresentem graus de conectividade muito diferentes, esta variável pode influenciar os resultados, mascarando possíveis efeitos do tamanho dos fragmentos. Um fragmento de tamanho reduzido, porém bem conectado, pode apresentar riqueza maior que um fragmento maior, porém mais isolado.

Diversos são os efeitos potencialmente influentes como a qualidade da vegetação (JOHANSSON; EHRLÉN, 2003) e o histórico dos remanescentes (MARTENSEN *et al.*, 2017).

### 3.6.3 A PAISAGEM COMO UNIDADE ESPACIAL DE REFERÊNCIA

Dependo do contexto e da área de investigação, diferentes termos podem ser usados para definir os elementos que constituem as paisagens, tais como: unidade territorial, geótopo, ecótipo, biótopo, célula, habitat, sítio, mancha, entre outros. É igualmente comum utilizar-se o termo “componentes da paisagem” referindo-se à

influência predominante dos fatores físicos e naturais e o termo “elementos da paisagem” referindo-se a unidades determinadas predominantemente por influência humana (FORMAN; GODRON, 1986). Independentemente desta distinção conceptual, todos os elementos na estrutura espacial da paisagem estão inter-relacionados formando um único sistema complexo que é a superfície terrestre com múltiplas interações e com múltiplos elementos ou unidades.

A descrição das relações entre os atributos da paisagem pode ser efetuada por meio de análises topológicas e corológicas (KLOPATEK; GARDNER, 1999). A análise topológica descreve as relações verticais entre os vários atributos da paisagem e a corológica descreve as relações horizontais entre os mesmos atributos e analisa o fluxo entre eles. Para Zonneveld (1989) a paisagem deve ser analisada como um sistema tridimensional, como uma unidade holística, ou seja, uma relação entre a dimensão topológica (heterogeneidade vertical), a dimensão corológica (heterogeneidade horizontal), e entre as relações que se estabelecem dentro de cada paisagem. A paisagem não deverá assim ser percebida como um somatório de geofatores, mas numa verdadeira integração dos mesmos, devendo existir na esfera inorgânica, biosfera e socioesfera (BASTIAN, 2001). Todos os elementos numa estrutura espacial da paisagem estão inter e intrarrelacionados formando um único sistema complexo.

As unidades de paisagem têm sido utilizadas como conceito base ou como primeira estratégia para a resolução de problemas específicos. Por exemplo, Blasi *et al.* (2008) recorreram à delimitação de unidades de paisagem para facilitar o desenho de uma estrutura ecológica. Capotorti *et al.* (2012) também utilizaram as unidades de paisagem para apoiar a implementação de medidas de conservação da biodiversidade. García-Aguirre *et al.* (2010) analisaram paisagens resultantes de atividade vulcânica por meio da delimitação de unidades de paisagem que denominaram como unidades biogeomórficas.

Uma unidade de paisagem é uma agregação combinatória das condições edafoclimáticas, coberto vegetal (e ocupação e uso do solo), povoamento humano e morfologia do terreno a uma determinada escala. Lang e Blaschke (2009) referem que a cobertura do solo pode ser considerada como o resultado visível da influência antropogênica na paisagem, ou simplesmente como a “pegada humana”. O sistema paisagem também pode ser entendido como sendo composto por secções espaciais homogêneas, onde a homogeneidade é entendida como um estado onde uma área é determinada pela maior ou menor uniformidade dos fluxos de matéria e energia. O termo “estrutura horizontal da paisagem” corresponde ao padrão resultante da

conjugação destas componentes básicas e pode ser entendida como a “aparência” da paisagem (LANG; BLASCHKE, 2009). A unidade de paisagem pode ser assim interpretada como uma parte do solo que combina as condições edafoclimáticas e unidades homogêneas de vegetação a uma determinada escala (ZONNEVELD, 1979, 1995; VELÁZQUEZ, 1992). O conceito de unidade de paisagem assenta, pois, no pressuposto da existência de elementos nucleares que combinados entre si conferem um determinado arranjo ou padrão espacial específico a que está associado um determinado carácter (ANCELA D’ABREU *et al.*, 2004). A complexidade interna das unidades de paisagem depende efetivamente da escala de abordagem.

Na maioria dos estudos de paisagem, a cobertura do solo é decisiva para a delimitação de manchas (HOECHSTETTER, 2009; CARVALHO-RIBEIRO *et al.*, 2013). A cobertura vegetal original em paisagens naturais exprime o carácter natural de uma região, enquanto o uso do solo se refere à utilização do território do ponto de vista antropogênico. Em paisagens fundamentalmente humanizadas ou culturais, como é o caso da maioria das paisagens europeias, torna-se difícil essa separação de conceitos, considerando-se assim a paisagem como o resultado visível dos processos resultantes da interação entre os fatores abióticos, bióticos e humanos, que variam segundo o lugar e o tempo. No panorama europeu existem diversas iniciativas de definição de unidades de paisagem, uma delas a nível europeu a European Landscapes (EEA, 1998 *apud* HERRÁIZ *et al.*, 2003), e outras a nível nacional destacando-se os trabalhos desenvolvidos nos países do norte da Europa, tais como Inglaterra, Irlanda, Noruega, Finlândia, Eslovénia, Escócia e Suíça, que contribuíram para o debate de abordagens no aperfeiçoamento de metodologias (ANCELA D’ABREU *et al.*, 2004). Em Portugal continental, as variáveis consideradas explicitamente na identificação e caracterização da Paisagem à escala 1:250.000, foram (ANCELA D’ABREU *et al.*, 2004): litologia, morfologia, hidrografia, solos, uso do solo, estrutura da propriedade e povoamento. Outras variáveis fundamentais, como o clima, ou a proximidade do oceano, foram consideradas implicitamente. Cancela d’Abreu *et al.* (2004) definiram como elementos ou componentes da paisagem, aqueles que, em conjunto, definem a sua estrutura e cuja identificação permite a análise pormenorizada da paisagem, dando alguns exemplos de elemento da paisagem: os grandes afloramentos rochosos, as linhas de água e respetivas galerias ripícolas, as sebes de compartimentação ou muros com expressão significativa, os bosquetes e matas, as parcelas agrícolas, as construções mais ou menos consolidadas, estradas, albufeiras, entre outros.

### 3.6.4 COLETA DE DADOS: COMPONENTE BIOLÓGICA

Diversos estudos têm mostrado que os padrões e processos ecológicos são influenciados pelos padrões espaciais das paisagens (*e.g.*, MARTENSEN *et al.*, 2008, 2012; STOUFFER *et al.*, 2009; ANDREAZZI *et al.*, 2012; WILSON *et al.*, 2016). Dessa maneira, as métricas de paisagens que eficientemente conseguem descrever tais padrões espaciais seriam boas indicadoras para avaliações da biodiversidade. Contudo, para se avaliar se estas métricas estão de fato refletindo os aspectos ecológicos em questão, é preciso um detalhado levantamento biológico, de forma a se realizar tal avaliação.

As manchas de recursos naturais, onde as espécies diferem das existentes na matriz circundante devido a condições ambientais ou recursos da mancha diferenciados, apresentam-se bastante estáveis e não relacionadas com a perturbação. A sua origem é devida à distribuição dos recursos no espaço, tal como a água e solo para as plantas, ou água e plantas para as comunidades animais, como é o caso de depressões húmidas em regiões cárnicas. As manchas introduzidas por ação antropozógena podem considerar-se manchas de perturbação, no sentido que a perturbação de uma pequena área inicia uma mancha.

Outro elemento, o corredor, liga e ao mesmo tempo separa as paisagens, funcionando como uma estrutura facilitadora dos fluxos de espécies animais e de propágulos vegetais, reduzindo desta forma o isolamento e consequente empobrecimento ecológico das unidades de uso. Estas estruturas são assim consideradas, em termos funcionais, como de ativação ecológica. Para além de vias de condução do movimento, os corredores desempenham muitas outras funções cruciais, reconhecendo-se-lhes quatro propriedades principais:

- condução das espécies através do mosaico da paisagem;
- comportamento de barreira em relação a movimentação de determinadas espécies;
- função de habitat para espécies de orla;
- fonte de efeitos biológicos e ambientais sobre a matriz circundante.

Para descrever a conectividade como uma propriedade da matriz é necessário recorrer ao seu conceito matemático, isto é, um espaço está completamente interligado se não estiver dividido em dois conjuntos abertos. Um elevado nível de conectividade tem várias consequências:

- o elemento pode funcionar como uma barreira física separando dos outros elementos;
- quando a conectividade toma a forma de uma intersecção de faixas finas alongadas, o elemento funciona como uma série de corredores facilitando tanto a migração como a troca genética entre espécies;
- o elemento pode envolver outros elementos da paisagem para criar “ilhas” biologicamente isoladas.

As orlas ou ecótonos são faixas exteriores de um ecossistema ou mancha, funcionando como zonas de transição entre sistemas ecológicos adjacentes, que ao conterem um meio significativamente diferente da área interna, com diferenças em termos de composição e abundância específica, tornam-se micro-habitats com elevado interesse ecológico.

Os ecótonos funcionam, igualmente, como reguladores dos fluxos entre ecossistemas, na medida em que a concentração de espécies nas orlas inclui, para além das espécies que vivem nestas áreas devido à abundância de alimento e proteção, também espécies que as usam como biótopo, que juntamente com os outros biótopos adjacentes constitui o seu habitat.

Como já se referiu, um dos problemas que se enfrentam quando da análise dos efeitos da estrutura da paisagem sobre as comunidades animais, é o fato dessas comunidades ou grupos formarem um sistema muito intrincado de processos e relações que operam a várias escalas temporais e espaciais. No entanto, podem-se salientar três aspetos fundamentais da estrutura da paisagem com consequências efetivas sobre as populações. São elas a dimensão dos ecótonos, o seu grau de isolamento e a heterogeneidade espacial.

A heterogeneidade pode ser definida em termos espaciais e/ou temporais. No primeiro caso, a paisagem é considerada heterogênea se a taxa de um processo varia no espaço relativamente às variações estruturais do ambiente. A heterogeneidade temporal é similar à heterogeneidade espacial, exceto que se refere a um ponto no espaço e muitos pontos no tempo. O mosaico paisagístico é heterogêneo e mantém-se em equilíbrio dinâmico, podendo mudar gradualmente ou manter-se num estado de latência, enquanto as unidades espaciais componentes mudam a diferentes taxas e velocidades. Sabe-se, igualmente, que um aumento na heterogeneidade espacial leva a um aumento do número de espécies. Esta relação além de ser previsível teoricamente, tem sido também observada para uma grande variedade de espécies animais.

A caracterização e descrição da organização e características do mosaico paisagístico está dependente do nível de percepção da paisagem, sendo a escala de análise de grande importância na diferenciação das estruturas ecológicas presentes. A escala, ou seja, a proporção espacial, dada pela relação entre comprimento no mapa e na realidade é importante para o estudo da paisagem. Assim, para um melhor entendimento dos padrões de organização espacial, existe a necessidade da análise ser realizada a várias escalas de percepção de maneira a apreender corretamente as cambiantes do mosaico paisagístico, uma vez que o detalhe com que é realizada a caracterização ambiental vai determinar as diferenças observadas sobre os padrões de diferenciação espacial identificados.

A atenção acrescida dada à dinâmica espacial alertou para a necessidade de novos métodos quantitativos que possam ser aplicados à informação ecológica a várias escalas espaciais. E ao mesmo tempo analisar em que medida as mudanças na escala afetam a nossa percepção da realidade estudada. O grau de compartimentação, ou *grain size*, de um mosaico paisagístico, medido como a área média ou diâmetro dos ecossistemas presentes, pode ser um ótimo indicador do estado ecológico geral de uma paisagem, sendo a dimensão das manchas a melhor referência a respeito das características de um ecossistema como unidade individual.

O movimento dos elementos numa estrutura paisagística depende igualmente do arranjo espacial das manchas, sendo apresentados vários exemplos relativos à importância ecológica da configuração espacial.

O isolamento dos elementos da paisagem pode afetar as taxas de migração de várias espécies animais, pois a distância não só é importante para determinar a probabilidade de colonização por parte de uma população, mas também para entender como certos elementos paisagísticos funcionam como barreiras à dispersão das espécies.

#### **3.6.4.1 Medidas ecológicas e ferramentas para coleta de dados**

Os ecólogos buscam por meio de métricas simples descrever populações, comunidades, ecossistemas e paisagens do ponto de vista de padrões e processos ecológicos. Dentre essas medidas básicas mais comuns pode-se citar: densidade, frequência, cobertura e biomassa, das quais são geradas métricas mais complexas, como a distribuição de espécies, diversidade de espécies, entre outras. É importante lembrar que via de regra os ecólogos são capazes de amostrar uma fração da biota, ou seja, apenas uma parcela do objeto de estudo é de fato registrado, particularmente com os métodos tradicionais de amostragem. Esse é um dos principais desafios de estudos em escalas amplas, como a escala de paisagem, uma

vez que estimativas de biodiversidade em escalas amplas são particularmente complexas.

Por outro lado, pode-se dizer que atualmente estamos numa importante mudança de paradigma na ciência como um todo, e na ecologia em particular. A disponibilidade de grandes conjuntos de dados, associados às novas ferramentas analíticas estão gerando uma mudança epistemológica nas ciências como um todo, ao mesmo tempo que abrindo novas oportunidades de compreensão de fenômenos naturais. Os imensos volumes de dados, obtidos com grande rapidez, muitas vezes em “tempo real”, com capacidades amostrais extremamente elevadas e de baixo custo, tem viabilizado levantamentos de biodiversidade em escalas amplas, com potenciais mudanças profundas no entendimento do dinamismo de paisagens.

Destacamos aqui três técnicas remotas de amostragem com potencial de utilização da escala de paisagens para levantamento da biodiversidade com potencial grande impacto em estudos de paisagem:

- O *levantamento acústico automatizado remoto da biodiversidade* é utilizado para o levantamento de aves, anfíbios, primatas e morcegos, que são os grupos que podem mais facilmente serem identificados pela vocalização. Atualmente estão em desenvolvimento diversas tecnologias de análise acústica para monitorar a paisagem sonora (*soundscapes*, definições em PIJANOWSKI *et al.*, 2011) e identificação de espécies individuais (HOLMES *et al.*, 2014). Nos últimos anos, surgiram no mercado gravadores de áudio com boa qualidade e de baixo custo (PRINCE *et al.*, 2019), o que tem permitido um esforço amostral bastante representativo, e espacialmente bem distribuído, reduzindo as incertezas quanto às influências dos diversos fatores que afetam à biodiversidade em levantamentos em escalas temporais e espaciais amplas. Além disso, ferramentas de inteligência artificial têm sido desenvolvidas de forma ao usuário “treinar” o software, criando assinaturas acústicas, para reconhecer padrões específicos de vocalização e sons característicos de cada espécie. Por exemplo, o sistema ARBIMON pode varrer milhares de trechos de gravações e associar os sons com a biblioteca acústica já existente no próprio banco de dados do sistema.
- O *monitoramento da biodiversidade por meio de técnicas de e-DNA/Metagenômica/Barcoding* é um avanço frente a levantamentos tradicionais, que se baseiam na identificação por meio de características

morfológicas, o que muitas vezes não é muito eficiente, uma vez que a taxonomia de muitos grupos não é bem resolvida, ou não é baseada em caracteres morfológicos, além disso, boa parte das espécies tropicais são crípticas e, portanto, de difícil visualização. Algumas apresentam plasticidade fenotípica, ou mesmo, espécies aparentadas que são muito similares, particularmente em seu estágio juvenil. Dessa maneira, as técnicas tradicionais de amostragem demandam um conhecimento taxonômico muito aguçado do profissional que realiza a amostragem, e tais profissionais são raros no mercado. Por essa razão, é muito comum termos bancos de dados de monitoramento de biodiversidade que são extremamente incompletos, ou apresentam erros graves de identificação de espécies, comprometendo as conclusões tomadas com base nessas informações, particularmente em regiões megadiversas. Além disso, boa parte dos métodos de amostragem são extremamente invasivos, e demandam a coleta ou destruição de locais que muitas vezes abrigam espécies ameaçadas de extinção. A obtenção de amostras de DNA obtidos no ambiente resolvem boa parte dessas dificuldades para o monitoramento de espécies, e tem sido uma grande revolução tecnológica e científica na última década (GONZÁLEZ-VARO *et al.*, 2014; VALENTINI *et al.*, 2016; BARSOUM *et al.*, 2019).

- A partir do *monitoramento remoto florístico por meio de tecnologias LiDAR e de sensores hiperespectrais* é possível uma avaliação detalhada da estrutura da vegetação e, conseqüentemente, do provimento de habitat, desenvolvimento da vegetação, e sequestro de carbono por meio de sensores de Lidar, enquanto as ferramentas hiperespectrais podem fornecer importantes informações sobre a composição florística. A utilização de ambas as ferramentas pode nos propiciar importantes informações sobre a vegetação de amplas áreas de estudo. A tecnologia LiDAR aerotransportada tem um conjunto de quatro instrumentos: 1) unidade de emissão e recebimento laser acoplada à aeronave; 2) as unidades de posicionamento global (GPS) na aeronave e no chão; 3) um sensor inercial (IMU) acoplado à unidade laser, e 4) um computador para controlar o sistema e armazenar os dados. Ainda são necessárias parcelas de campo para a coleta de dados de biomassa florestal de forma a calibrar e validar os modelos com base em LiDAR. Os levantamentos da composição florística demandam intensos esforços de campo, com coleta

de material reprodutivo, nem sempre disponível durante as visitas ao campo, seguido por visitas a herbários e a consulta a especialistas das diferentes famílias vegetais. Dessa forma, a identificação de espécies arbóreas por meio de sensoriamento remoto usando imagens hiperespectrais representam o futuro do mapeamento da diversidade em ambientes florestais (GHIYAMAT; SHAFRI, 2010).

#### **3.6.4.2 Premissas e a qualidade dos dados**

A intensidade e os padrões espaciais de coleta de dados podem afetar diretamente o conhecimento sobre padrões espaciais (MOERMAN; ESTABROOK, 2006; GRAND *et al.*, 2007; YANG *et al.*, 2013). Como exemplo, dados de biodiversidade ao serem coletados com diferentes formas de viés amostral podem gerar *deficit* de conhecimento biológico, como: a carência da descrição de espécies (déficit Lineano), falta de conhecimento sobre a distribuição das espécies (déficit Wallaceano) (LOMOLINO, 2004; WHITTAKER *et al.*, 2005), e a falta de conhecimento sobre as condições adequadas à sobrevivência das espécies (déficit Huchinsoniano) (MOKANY; FERRIER, 2011). Esses *deficit* afetam diretamente o mapeamento de dimensões da biodiversidade como a riqueza em espécies, o endemismo e a composição de espécies (YANG *et al.*, 2013; OLIVEIRA *et al.*, 2016), comprometendo estudos de conservação, ecologia da paisagem e biogeografia (MOERMAN; ESTABROOK, 2006; GRAND *et al.*, 2007; YANG *et al.*, 2013).

O estudo dos padrões de distribuição das espécies, em escala biogeográfica ou da paisagem, depende diretamente do conhecimento existente sobre a sua distribuição. Esses dados são obtidos pela observação direta dos organismos e pela coleta destes. Entretanto, esse conhecimento ainda é incompleto e, no geral, apresenta uma amostragem inadequada. Existem grandes lacunas de coleta e alguns locais são mais bem amostrados que outros. Essas diferenças de amostragem geram vieses amostrais nos dados. No entanto, as análises disponíveis têm como premissa a uniformidade espacial dos dados e a ausência de qualquer tipo de viés nas amostras. Dessa forma, a maior parte dos estudos tende a ferir essa premissa, em maior ou menor grau. Esse problema do viés amostral afeta qualquer estudo, de qualquer variável espacial, uma vez que fere uma das principais premissas das análises estatísticas. Em qualquer análise, as amostras devem representar os fenômenos amostrados de forma não enviesada, representando uma parcela aleatória deles. Qualquer forma de viés na coleta das amostras, como viés espacial, coleta diferenciada de grupos ou qualquer forma de tendência relacionada à coleta

dos dados tornará as amostras não independentes. Isso ocorre, pois, ao incluir qualquer forma de viés amostral cria-se uma tendência relacionada a um fator externo, como a tendência espacial gerada por mais amostras em determinados locais do que em outros. Assim, ao analisar esse tipo de dados, os resultados poderão ter seu erro inflacionado, de forma não perceptível (DORAZIO, 2014). Uma diferença significativa entre grupos observada nos resultados, por exemplo, pode na verdade ser falsa, causada apenas pelo viés das amostras. Desse modo, é fundamental que as amostras sejam coletadas de forma a evitar esse tipo de problema amostral. Em todo caso, quando os dados já foram coletados, ou provem de bancos de dados online, eles devem ser analisados para verificar se existe algum tipo de viés espacial na amostragem, ou mesmo qualquer outra forma de viés, para evitar esse tipo de erro nas análises.

Quando é observado que as amostras apresentam algum tipo de viés, diferentes medidas podem ser adotadas para contornar esse problema. Em alguns casos, pode-se utilizar de técnicas de reamostragem para criar amostras aleatórias a partir de dados enviesados. No entanto, esse tipo de técnica exige um grande número de amostras. Outras formas de contornar esse problema são as análises de incerteza, na qual se quantifica a incerteza inerente a cada tipo de análise, devido à condição das amostras.

Outro problema, muito relacionado aos dados espacializados, é o da acurácia e precisão do georreferenciamento dos dados. Dados espacializados, atualmente, podem apresentar alta precisão devido a disponibilidade de tecnologias como o GPS. No entanto amostras antigas ou mesmo coletadas sem o devido rigor com a precisão espacial podem apresentar erros de georreferenciamento. Esses erros podem ser mais, ou menos, problemáticos dependendo da escala de estudo. Estudos em grande escala, como os estudos biogeográficos, são sensíveis a erros mais grosseiros e de maior escala, enquanto, estudos de ecologia da paisagem podem ser fortemente afetados por erros mais sutis e de menor escala. Como as coordenadas geográficas são utilizadas diretamente nas análises espaciais de ecologia da paisagem, erros como esses podem afetar diretamente os resultados, inflacionando os erros das análises.

#### *3.6.4.2.1 Autocorrelação espacial*

Outro problema relacionado aos dados espaciais, comumente utilizados em análises de ecologia da paisagem, é a autocorrelação espacial das variáveis. Autocorrelação espacial é a tendência de agregação de valores ao longo do espaço. Assim, locais próximos, entre si, tendem a apresentar valores próximos, e a

mudança de valores está relacionada à distância, ou seja, ao componente espacial dos dados. Esse padrão, de autocorrelação espacial, é natural de diversas variáveis, como: variáveis climáticas, distribuição de espécies, tipos de vegetação etc. A existência desse padrão não é um problema, em si. No entanto, ao tentar relacionar variáveis que apresentam padrões de autocorrelação espacial, como clima e vegetação, o resultado dessa análise não mostrará apenas a relação do clima com a vegetação, pois ambas as variáveis estão relacionadas ao componente espacial. Assim, as amostras não são independentes, pois um terceiro fator não quantificado, o fator espacial, não foi incluído nas análises. Como no caso do viés amostral, aqui, os resultados da relação entre as variáveis podem ser falsos, não representando a realidade, pois as variáveis apresentam uma relação comum ao componente espacial. Para realizar esse tipo de análise considerando o componente espacial existem diversas técnicas, como os filtros espaciais e modelos autorregressivos (DORMANN *et al.*, 2007; KISSLING; CARL, 2007).

### **3.6.5 RECOLHA DE DADOS: COMPONENTE SOCIAL**

A recolha de dados sociais nos estudos de ecologia da paisagem tem vindo a ganhar cada vez mais atenção dos investigadores. O objetivo da recolha de dados sociais é principalmente ajudar a perceber melhor as interações entre os seres humanos e a paisagem. Mais recentemente, o foco da investigação destas interações veio a orientar-se também na perspetiva do bem-estar humano e dos ecossistemas (CIFTCIOGLU, 2017). Mais concretamente, os estudos com a componente social procuram identificar aspetos sociais como perceção, procura social, preferências, valores humanos, crenças, necessidades, preocupações, comportamentos, mas também perceber os conflitos existentes ou potenciais (FERNANDES; GUIOMAR, 2016). As mais recentes tendências e desafios dos estudos específicos de ecologia da paisagem, focam-se na combinação dos dados sociais recolhidos no campo com dados provenientes de outros domínios do conhecimento, integrando-se no processo analítico juntamente com características biofísicas (*e.g.*, vegetação, solos, disponibilidade hídrica, climáticas) e ecológicas (*e.g.*, biodiversidade, estado de conservação dos recursos naturais), demográficas (*e.g.*, dimensão, estrutura e crescimento da população), informação da atividade agrícola ou florestal (*e.g.*, dimensão estrutural e económica das explorações agrícolas, tipo de exploração), entre outras. De salientar ainda que os resultados da pesquisa social podem igualmente suportar o desenvolvimento de cenários futuros passíveis de serem usados em fases posteriores de pesquisa (ATWELL, 2009).

### 3.6.5.1 Ferramentas de recolha de dados sociais

#### 3.6.5.1.1 Questionários e entrevistas

A recolha de dados por meio de questionários ou entrevistas é relevante em vários domínios das ciências contemporâneas. A utilização de informação verbal é comum nas ciências sociais e usa-se igualmente nos estudos de ecologia da paisagem para recolha de dados de variáveis que refletem a subjetividade não diretamente mensurável de outra forma. O ato de perguntar é aceite como uma forma de obter informação sobre comportamentos e experiências passadas, motivações, crenças, valores e atitudes.

Um questionário é um instrumento de recolha de dados que consiste numa série de perguntas com o objetivo de recolher informações dos inquiridos (PINTO-CORREIA *et al.*, 2011, CARVALHO-RIBEIRO *et al.*, 2013, SUROVÁ; PINTO-CORREIA, 2016). Os questionários têm vantagens em relação a outras ferramentas, sendo economicamente pouco dispendiosos, não exigem tanto esforço do investigador em comparação com as entrevistas, e podem conter respostas padronizadas que simplificam a compilação e análise posterior dos dados. No entanto, tais respostas padronizadas podem frustrar os utilizadores, devendo-se ainda salientar que os questionários são bastante limitados no seu conteúdo para permitir que os entrevistados possam ler e responder a todas as questões autonomamente. Assim, para determinados grupos demográficos, a recolha de dados por questionários pode não ser a solução mais viável.

A entrevista consiste numa comunicação verbal ou conversação entre dois indivíduos, o entrevistador e o entrevistado, para obter informações sobre uma situação em análise. A entrevista pode ser executada cara a cara, por telefone ou por meio da internet desde que o software permita ligação por áudio e visualização por *webcam*.

Nos últimos anos destacam-se como exemplo os estudos de Tieskens *et al.* (2017), que aplicaram questionários aos gestores das propriedades, e de Mascarenhas *et al.* (2014) que envolveu profissionais e decisores das autoridades portuguesas de ordenamento regional do território. Como exemplo da integração de dados provenientes de questionários para caracterização da estrutura e gestão das explorações agrícolas com dados recolhidos em campo para avaliação da biodiversidade, salienta-se o trabalho desenvolvido por Pinto-Correia *et al.* (2018), no sentido de avaliar o efeito da intensidade de uso do solo na biodiversidade.

As entrevistas em profundidade permitem identificar, por exemplo, os aspetos

As entrevistas em profundidade permitem identificar, por exemplo, os aspectos relacionados com a paisagem que são mais relevantes para os *stakeholders* rurais (ATTWELL, 2009; SUROVÁ *et al.*, 2018), ou os efeitos do ruído em áreas protegidas (DUMYAHN *et al.*, 2011). O trabalho de Middleton *et al.* (2015) recorreu a questionários semiestruturados para obter os dados das famílias dos pastores e entrevistas a informadores-chave, constituindo um bom exemplo de combinação destas ferramentas para a recolha de dados sociais.

A estrutura e o conteúdo e outros elementos de um questionário ou duma entrevista apresentam o principal canal de comunicação entre o entrevistador e os entrevistados. Um questionário ou entrevista apropriadamente preparado é, portanto, de importância fundamental para a qualidade dos dados recolhidos.

A clareza e a adequação do questionário a ser utilizado devem ser pré-testados no local antes da sua efetivação. O número de inquiridos no teste varia entre cinco e dez pessoas. Também é necessário verificar durante a aplicação dos inquiridos se cada uma das respostas se adequa aos objetivos definidos. É ainda fundamental fornecer aos inquiridos tempo suficiente para formularem as suas respostas. Com base nos resultados do teste, procede-se à revisão do questionário ou da entrevista antes da sua realização final.

#### *3.6.5.1.2 Dados de plataformas disponíveis online*

As plataformas como o Flickr, Panoramio ou Google Earth começaram a ser recentemente usadas para recolher dados sociais em ecologia da paisagem, uma vez que permitem recolher grandes quantidades de fotografias acessíveis publicamente, e que são capturadas por utilizadores com diferentes características sociodemográficas. Os dados geoespaciais que acompanham as fotografias nestas plataformas são um fator adicional que confere valor aos dados. Como Tenerelli *et al.* (2017) evidenciam, este tipo de dados podem ser usados para suportar estudos sobre as perceções locais (*e.g.*, HOLLENSTEIN; PURVES, 2010; LI *et al.*, 2013), estimar a frequência de visitas (*e.g.*, da RUGNA *et al.*, 2012; SUN *et al.*, 2013) e os fluxos dos visitantes (ORSI; GENELETTI, 2013), avaliar os serviços culturais dos ecossistemas (*e.g.*, GLIOZZO *et al.*, 2016) e o valor estético das paisagens (*e.g.*, MARTÍNEZ-PASTUR *et al.*, 2015), assim como para explorar relações entre as características visuais da paisagem e o seu valor estético (TENERELLI *et al.*, 2017).

Embora este método de recolha de dados tenha limitações relacionadas com a disponibilidade de fotografias, particularmente no que se refere à distribuição espacial, não podem ser negligenciados os seus pontos fortes para a avaliação da paisagem. Entre as suas vantagens, permite a recolha de dados complementares

aqueles que são extraídos a partir ferramentas de tradicionais (por exemplo, questionários e entrevistas), utilizando a imagem como um canal de comunicação, podendo ser aplicada em diferentes contextos. Permite igualmente um conjunto de oportunidades para a avaliação de certos aspetos da paisagem que são complexos por meio da expressão oral, como a avaliação dos valores estéticos. Além disso, como este método se baseia nas imagens que as pessoas disponibilizam nas plataformas de redes sociais, pode ser visto como um tipo de contribuição cidadã para a ciência capaz de promover o conhecimento em serviços ecossistêmicos culturais e contribuir para gestão da paisagem.

#### *3.6.5.1.3 Grupos focais e Workshops*

Os grupos focais e os workshops pertencem num grupo de metodologias participativas. Estas metodologias fazem parte na coconstrução de conhecimento que envolve atores de diferentes esferas da sociedade.

O processo não implica apenas diferenças nos tipos de conhecimento, mas também na maturidade dos discursos e no impacto em aprendizagem social. Para alguns participantes sem experiências prévias pode tornar-se este tipo de métodos desafiador devido à dificuldade de pensar com uma perspectiva de longo prazo e de maneira integrada (*e.g.*, MCKEE *et al.*, 2015). Os grupos focais podem criar um espaço onde as partes interessadas se reúnem com os outros membros da temática em questão e respondem juntas às perguntas pré-definidas. Todas as discussões dos grupos focais precisam a liderança de um facilitador qualificado. Workshops podem ser desenvolvidos para facilitar a interação entre partes interessadas e pesquisadores. Durante o workshop, os participantes discutem por exemplo as visões para o futuro e coproduzem caminhos para alcançar as visões desejadas para a paisagem em questão (*e.g.*, GUIMARÃES *et al.*, 2018).

#### **3.6.5.2 Estrutura dos questionários e entrevistas**

O primeiro passo antes de definir a estrutura de um questionário ou de uma entrevista é uma clara definição do tópico que o investigador pretende analisar e as ideias claras sobre o tipo de informação capaz de satisfazer os objetivos da pesquisa.

Um questionário ou uma entrevista tem normalmente várias seções. No início do processo é feita uma introdução com informações sobre o objetivo geral do estudo, um pedido de cooperação e informações sobre o anonimato ou procedimentos de confidencialidade. A etapa seguinte pode ser iniciada com a ampla questão sobre o assunto em foco no estudo (por exemplo “O que é mais importante no campo rural?”) evoluindo seguidamente para as perguntas por meio

dos quais se obtém os dados mais relevantes para o estudo. Estes dados, no caso dos estudos de Ecologia da Paisagem, podem estar relacionados com as percepções ou atitudes em relação ao objeto do estudo, motivações para uma certa atividade ou comportamento, valores, visões ou preferências. Uma das partes do questionário e da entrevista contém recolha de dados sociodemográficos sobre o respondente, como idade, género, habilitações, ocupação profissional, código postal da residência, entre outras. Este tipo de perguntas deve preferencialmente constar na parte final do questionário e não no início, a fim de evitar sentimentos negativos sobre a provisão de mais informações pessoais que afetem o comportamento de resposta ou a participação (LIETZ, 2010). Esta parte pode também incluir uma questão que permita aos entrevistados refletir sobre o questionário, bem como algumas questões sobre a vontade de receber os resultados agregados do questionário e participar em iniciativas futuras (BOYNTON; GREENHALGH, 2004). As entrevistas têm normalmente um guia aberto, e o fluxo de perguntas pode variar entre as entrevistas.

Antes de se proceder à pesquisa, recomenda-se a leitura de literatura especializada na área das ciências sociais sobre a preparação e o procedimento dos inquéritos (e.g., PATTON, 2002; CZAJA; BLAIR, 2005).

#### *3.6.5.2.1 Perguntas abertas, perguntas fechadas e escalas de avaliação*

As *perguntas abertas* possuem opções de resposta ilimitadas. Permitem aos inquiridos expressarem-se por meio das suas próprias palavras, sem sofrer influências de sugestões avançadas pelo investigador. Por meio das perguntas abertas é possível obter informações aprofundadas sobre as percepções dos inquiridos. Este tipo de perguntas usa-se também quando não há conhecimento sobre as respostas possíveis ou são muito numerosas para serem pré-codificadas (KELLEY *et al.*, 2003).

As *perguntas fechadas* têm opções de resposta limitadas, constituindo-se como respostas pré-definidas. Estas perguntas têm vantagens permitindo respostas validamente comparáveis entre os inquiridos, com menor variabilidade, sendo facilmente armazenadas, codificadas e analisadas.

Em determinadas situações, a melhor opção pode resultar de um compromisso entre perguntas abertas e fechadas. As perguntas abertas podem ser utilizadas na fase inicial da investigação, de modo a que se possam identificar categorias utilizáveis como opções de resposta nas perguntas fechadas (FODDY, 2002). A fase das respostas abertas também ajuda a construir o leque de opções de resposta que

refletem os conteúdos e o vocabulário espontaneamente fornecidos pelos inquiridos.

Na formulação das perguntas, as palavras difíceis, abstratas ou com múltiplos significados devem ser evitadas nas perguntas dos inquiridos. Mas quando é necessário utilizar alguma desse tipo, é importante que seja definida claramente e explicitamente aos inquiridos antes da formulação da sua resposta. Em suma, os princípios condutores da formulação de perguntas devem ser a brevidade, a simplicidade e o privilégio de referenciais concretos (FODDY, 2002).

As perguntas são frequentemente construídas para medir a intensidade de opiniões e atitudes dos inquiridos e não apenas a sua presença ou ausência. A *escala de avaliação* mais usada é a escala de Likert de cinco ou mais pontos variando de um (discordo fortemente) a cinco (concorda fortemente) com o ponto médio sendo indicado como neutro (LIETZ, 2010). Esta escala permite exprimir medidas de concordância, frequência, importância, satisfação, entre outras. Existem outras escalas de avaliação, como por exemplo, a escala de intervalos iguais de Thurstone ou a escala cumulativa de Guttman, assim como outros tipos de avaliação como, por exemplo, a técnica Q-sort, o posicionamento numa representação gráfica da intensidade da atitude, a utilização de escalas simples que representam a atitude através de um *continuum* de tópicos, a ordenação dos assuntos de uma lista, ou a técnica de comparação aos pares (FODDY, 2002). Nas avaliações económicas emergem as questões sobre o quanto eles estariam dispostos a pagar por um bem ou aceitavam uma compensação por sua perda, sendo muito utilizada na avaliação de serviços de ecossistema (*e.g.*, CASTRO *et al.*, 2016).

### **3.6.5.3 Métodos de investigação**

A pesquisa pode ser efetuada de diferentes formas. Cada método tem as suas vantagens e desvantagens. Por esse motivo, não é uma exceção a combinação de diferentes métodos num só estudo, constituindo-se este “método misto” como a forma melhor de atingir os objetivos da recolha de dados. O texto seguinte descreve vantagens e desvantagens dos modos principais de pesquisa utilizadas nos estudos de ecologia da paisagem.

Um questionário ou uma entrevista administrada *cara a cara* tem normalmente elevadas taxas de resposta. Os inquiridos são mais propensos a responder prontamente às perguntas que são efetuadas sobre determinado assunto. Já as perguntas abertas são mais utilizadas nos processos conduzidos por entrevistas uma vez que é mais conveniente para os entrevistados a expressão de respostas

longas oralmente do que por escrito. A comunicação pessoal também tem a vantagem de constituir uma oportunidade para observar a atitude e o comportamento dos indivíduos em relação a cada assunto abordado. Por outro lado, os inquéritos presenciais são consideravelmente mais dispendiosos do que os inquéritos distribuídos em papel ou efetuados on-line. As viagens efetuadas para estabelecer o contato com os respondentes em locais únicos e com o tempo menos limitado para entrevista torna este tipo de processo particularmente demorado.

As pesquisas na *internet* são, hoje em dia, consideradas uma forma alternativa às pesquisas por *telefone* e *correio tradicional*. Uma das vantagens desta forma de pesquisa é que permite que diferentes entrevistados completem a pesquisa simultaneamente. Por outro lado, em média, as pesquisas na *web* obtêm menores taxas de resposta do que outros modos de pesquisa quando são usados procedimentos de implementação comparáveis (FIELDING *et al.*, 2008). Questionários on-line foram usados, por exemplo, por Garcia-Martin *et al.* (2017) para identificar os valores da paisagem por meio de uma plataforma de disponibilização de mapas, ou por Hernández-Morcillo *et al.* (2017) para a identificação de questões relevantes para investigação.

#### 3.6.5.3.1 Amostragem e seleção dos inquiridos

Para selecionar a amostra é necessário ter definido a população-alvo que, por sua vez, está relacionada com o objetivo final subjacente à recolha de dados. Só dessa forma é possível envolver todas as partes interessadas, sejam decisores, representantes locais, utilizadores do espaço, operários agrícolas, proprietários, líderes de opinião local ou membros da população em geral.

A forma mais simples de amostragem sob a abordagem de probabilidade, é a amostragem *aleatória* em que cada membro da população-alvo tem uma probabilidade de ser escolhido em função da sua representatividade. A amostragem *estratificada* envolve o uso de um subconjunto da população-alvo em que os membros possuem um ou mais atributos comuns (*e.g.*, agricultores, residentes rurais, jovens). O erro de amostragem geralmente é menor na amostragem estratificada do que na amostragem aleatória. Na amostragem *sistemática*, cada membro é selecionado a partir de uma lista com todos os membros da população-alvo, de modo a incluir os participantes posicionados numa determinada posição dessa mesma lista independentemente das suas características individuais. Por exemplo, numa seleção separada por 10 posições, significaria que os 10, 20, 30 e assim por diante seriam selecionados para se tornarem membros da amostra. Pelo

contrário, uma amostra *intencional* é selecionada com base nas características de uma população, tendo em consideração as especificidades do estudo a realizar (e.g., DILLMAN, 2000). Pode inclusivamente recorrer-se a combinações de métodos tal como a amostragem estratificada intencional como a que foi usada por Garcia-Martin *et al.* (2017).

Frequentemente, para solidificar o conhecimento sobre o contexto da área de estudo pode ser usada primeiro uma abordagem etnográfica. Este processo inclui conversas informais com os habitantes locais sobre a natureza da pesquisa a desenvolver, por meio de visitas a espaços públicos e outros lugares de encontro. Com base no conhecimento obtido a partir dessas discussões, a equipa de investigadores pode usar uma amostra intencional para a seleção dos participantes a envolver nas entrevistas (PATTON, 2002) ou para uma discussão em grupo (os *focus groups*) de modo a garantir uma representatividade da diversidade de perspetivas locais relevantes para questões em análise. Os primeiros contatos com os potenciais inquiridos podem ser baseados também em contatos existentes entre a equipa de investigação e os participantes nos estudos previstos.

As técnicas de amostragem de *bola de neve*, nas quais as entrevistas em curso e o trabalho etnográfico contínuo geram mais contatos de entrevista, também podem ser usados para identificar os indivíduos. As entrevistas continuam até atingir a “saturação” em relação às principais questões de estudo. Conhecendo a população-alvo, o investigador deve então decidir o número de participantes da sua amostra, que é denominada como “dimensão da amostra”. A dimensão da amostra é, por sua vez condicionada pelo método de recolha de dados, pelo número estimado de pessoas da população-alvo, mas também por outros fatores, como o orçamento disponível (VALLIANT *et al.*, 2013).

#### 3.6.5.3.2. A visualização da paisagem em processos de aquisição de dados

Os estudos sobre a paisagem requerem, não raras vezes, formas de visualização das paisagens ou dos cenários em discussão (BARROSO *et al.*, 2012). A apresentação fotográfica das paisagens permite aos respondentes indicar as preferências na paisagem. Frequentemente as imagens são baseadas em paisagens existentes na área de estudo, mas ao mesmo tempo fornecem um nível de abstração para evitar um contexto espacial explícito (e.g., LÓPEZ-SANTIAGO *et al.*, 2014). Outra possibilidade de visualização são as montagens fotorrealísticas, como por exemplo as manipulações de fotos que retratam mudanças de paisagens prováveis (e.g., SUROVÁ; PINTO-CORREIA, 2008; VAN BERKEL; VERBURG, 2014).

As novas técnicas usadas nos estudos da paisagem são as visualizações interativas que se usam, por exemplo, para avaliar as preferências associadas a cada uso de solo (e.g., LANDPREF<sup>23</sup>). Esta ferramenta permite ajustar paisagens virtuais de acordo com as visões desejadas para o futuro de uma forma mais livre do que aquela que é possibilidade por visualizações não interativas. Ou seja, o inquirido não está limitado por resultados ou visões, e o processo interativo permite fornecer o feedback visual necessário e em tempo real das implicações da sua escolha na paisagem. Em geral, a visualização interativa da paisagem pode atrair o público, mas também pode condicionar a precisão e a representatividade dos dados (NEWELL *et al.*, 2016). Os resultados de Daniel e Meitner (2001) evidenciaram que a percepção e a valorização das paisagens dependem do grau de realismo-abstração, questionando a validade representacional das visualizações de paisagem geradas por computador.

## REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, M.; LOUPA-RAMOS, I.; MENEZES, H.; CARVALHO-RIBEIRO, S.; GUIOMAR, N.; PINTO-CORREIA, T. Urban population looking for rural landscapes: different appreciation patterns identified in Southern Europe. *Land Use Policy*, v. 53, p. 44-55, 2016.
- ANDREAZZI, C. S.; PIMENTA, C. S.; PIRES, A. S.; FERNANDEZ, F. A. S.; OLIVEIRA-SANTOS, L. G.; MENEZES, J. F. S. Increased productivity and reduced seed predation favor a large-seeded palm in small Atlantic forest fragments. *Biotropica*, v. 44, p. 237-245, 2012.
- ATWELL, R. C.; SCHULTE, L. A.; WESTPHAL, L. M. Landscape, community, countryside: linking biophysical and social scales in US Corn Belt agricultural landscapes. *Landscape Ecology*, v. 24, p. 791-806, 2009.
- BARROSO, F. L.; PINTO-CORREIA, T.; RAMOS, I. L.; SUROVÁ, D.; MENEZES, H. Dealing with landscape fuzziness in user preference studies: photo-based questionnaires in the Mediterranean context. *Landscape and Urban Planning*, v. 104, p. 329-342, 2012.
- BARSOUM, N.; BRUCE, C.; FORSTER, J.; JI, Y. Q.; YU, D. W. The devil is in the detail: metabarcoding of arthropods provides a sensitive measure of biodiversity response to forest stand composition compared with surrogate measures of biodiversity. *Ecological Indicators*, v. 101, p. 313-323, 2019.
- BASTIAN, O. Landscape ecology: towards a unified discipline? *Landscape Ecology*, v. 16, p. 757-766, 2001.
- BLASI, C.; CAPOTORTI, G.; MARCHESE, M.; MARTA, M.; BOLOGNA, M. A.; BOMBI, P.; BONAIUTO, M.; BONNES, M.; CARRUS, G.; CIFELLI, F.; CIGNINI, B.; DIERNA, S.; ESPOSITO, G.; FUNICIELLO, R.; GIANNARINI, I.; GRATANI, L.; DI GIACOMO, M. G. G.; MANES, F.; ORLANDI, F.; ZAPPAROLI, M.; MUGNOZZA, G. T. S. Interdisciplinary research for the proposal of the Urban Biosphere Reserve of Rome Municipality. *Plant Biosystems*, v. 142, p. 305-312, 2008.
- BOYNTON, P. M.; GREENHALGH, T. Selecting, designing, and developing your questionnaire. *BMJ*, v. 328, n. 13, p. 1312-1315, 2004.
- CANCELA D'ABREU, A.; PINTO-CORREIA, T.; OLIVEIRA, R. *Contributos para a identificação e caracterização da paisagem em Portugal continental*. Lisboa: DGOTDU, 2004.
- CAPOTORTI, G.; GUIDA, D.; SIERVO, V.; SMIRAGLIA, D.; BLASI, C. Ecological classification of land and conservation of biodiversity at the national level: the case of Italy. *Biological Conservation*, v. 147, p. 174-183,

2012.

CARVALHO-RIBEIRO, S.; INCERTI, G.; MIGGLIOZI, A.; PINTO-CORREIA, T. Placing land cover pattern preferences on the map: bridging methodological approaches of landscape preference surveys and spatial pattern analysis. *Landscape and Urban Planning*, v. 114, p. 53-68, 2013.

CASTRO, A. J.; VAUGHN, C. C.; GARCÍA-LLORENTE, M.; JULIAN, J. P.; ATKINSON, C. L. Willingness to pay for ecosystem services among stakeholder groups in a South-Central US watershed with regional conflict. *Journal of Water Resources Planning and Management*, v. 142, n. 9, p. 05016006, 2016.

CIFTCIOGLU, G. C. Assessment of the relationship between ecosystem services and human wellbeing in the social-ecological landscapes of Lefke Region in North Cyprus. *Landscape Ecology*, v. 32, p. 897-913, 2017.

COUTO, P. Análise factorial aplicada a métricas da paisagem definidas em Fragstats. *Investigação Operacional*, v. 24, p. 109-137, 2004.

CZAJA, R.; BLAIR, J. *Designing surveys: a guide to decisions and procedures*. California: Pine Forge Press, 2005.

DA RUGNA, J.; CHAREYRON, G.; BRANCHET, B. Tourist behavior analysis through geotagged photographs: a method to identify the country of origin. In: IEEE (ed.). *13th International Symposium on Computational Intelligence and Informatics (CINTI)*. New Jersey: IEEE, 2012. p. 347-351.

DANIEL, T. C.; MEITNER, M. M. Representational validity of landscape visualizations: the effects of graphical realism on perceived scenic beauty of forest vistas. *Journal of Environmental Psychology*, v. 21, n. 1, p. 61-72, 2001.

DILLMAN, D. A. *Mail and internet surveys: the tailored design method*, v. 2. New York: Wiley, 2000.

DORAZIO, R. M. Accounting for imperfect detection and survey bias in statistical analysis of presence-only data. *Global Ecology and Biogeography*, v. 23, p. 1472-1484, 2014.

DORMANN, C. F.; MCPHERSON, J. M.; ARAÚJO, M. B.; BIVAND, R.; BOLLIGER, J.; CARL, G.; DAVIES, R. G.; HIRZEL, A.; JETZ, W.; KISSLING, W. D.; KÜHN, I.; OHLEMÜLLER, R.; PERES-NETO, P. R.; REINEKING, B.; SCHRÖDER, B.; SCHURR, F. M.; WILSON, R. Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: a review. *Ecography*, v. 30, p. 609-628, 2007.

DUMYAHN, S.; PIJANOWSKI, B. Beyond noise mitigation: managing soundscapes as common-pool resources. *Landscape Ecology*, v. 26, p. 1311-1326, 2011.

ELC. *The European Landscape Convention*. Strasbourg: Council of Europe, 2000.

FERNANDES, J. P.; GUIOMAR, N. Environmental ethics: driving factors beneath behavior, discourse and decision-making. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics*, v. 29, p. 507-540, 2016.

FIELDING, N.; LEE, R. M.; BLANK, G. *The sage handbook of online research methods*. London: SAGE Publications, 2008.

FODDY, W. *Como perguntar? Teoria e prática da construção de perguntas em entrevistas e questionários*. Oeiras: Ed. Celta, 2002.

FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. *Landscape ecology*. New York: John Wiley and Sons, 1986.

GARCÍA-AGUIRRE, M. C.; ÁLVAREZ, R.; DIRZO, R.; ORTIZ, M. A.; ENG, M. M. Delineation of biogeomorphic land units across a tropical natural and humanized terrain in Los Tuxtlas, Veracruz, México. *Geomorphology*, v. 121, p. 245-256, 2010.

GARCIA-MARTIN, M.; FAGERHOLM, N.; BIELING, C.; GOUNARIDIS, D.; KIZOS, T.; PRINTSMANN, A.; MÜLLER, M.; LIESKOVSKÝ, J.; PLIENINGER, T. Participatory mapping of landscape values in a Pan-European perspective. *Landscape Ecology*, v. 32, p. 2133-2150, 2017.

- GHIYAMAT, A.; SHAFRI, H. Z. M. A review on hyperspectral remote sensing for homogeneous and heterogeneous forest biodiversity assessment. *International Journal of Remote Sensing*, v. 31, p. 1837-1856, 2010.
- GLIOZZO, G.; PETTORELLI, N.; HAKLAY, M. Using crowdsourced imagery to detect cultural ecosystem services: a case study in South Wales, UK. *Ecology & Society*, v. 21, n. 3, p. 6, 2016.
- GONZÁLEZ-VARO, J. P.; ARROYO, J. M.; JORDANO, P. Who dispersed the seeds? The use of DNA barcoding in frugivory and seed dispersal studies. *Methods in Ecology and Evolution*, v. 5, p. 806-814, 2014.
- GRAND, J.; CUMMINGS, M. P.; REBELO, T. G.; RICKETTS, T. H.; NEEL, M. C. Biased data reduce efficiency and effectiveness of conservation reserve networks. *Ecology Letters*, v. 10, p. 364-374, 2007.
- GUIMARÃES, M. H.; GUIOMAR, N.; SUROVÁ, D.; GODINHO, S.; PINTO-CORREIA, T.; SANDBERG, A.; RAVERA, F.; VARANDA, M. Structuring wicked problems in transdisciplinary research using the Social-Ecological systems framework: an application to the montado system, Alentejo, Portugal. *Journal of Cleaner Production*, v. 191, p. 417-428, 2018.
- HERNÁNDEZ-MORCILLO, M.; BIELING, C.; BÜRGI, M.; LIESKOVSKÝ, J.; PALANG, H.; PRINTSMANN, A.; SCHULP, C. J. E.; VERBURG, P. H.; PLIENINGER, T. Priority questions for the science, policy and practice of cultural landscapes in Europe. *Landscape Ecology*, v. 32, p. 2083-2096, 2017.
- HEROLD, M.; COUCLELIS, H.; CLARKE, K. C. The role of spatial metrics in the analysis and modeling of urban land use change. *Computers, Environment and Urban Systems*, v. 29, p. 369-399, 2005.
- HERRÁIZ, C.; OLMO, R.; MENDOZA, J.; ÁLVAREZ, F.; ESTÉBANEZ, N.; HOLGADO, P.; MARTÍN, L. Atlas de los paisajes de España. Ministerio de Medio Ambiente, 2003.
- HOECHSTETTER, S. *Enhanced methods for analysing landscape structure*. Landscape metrics for characterising three-dimensional patterns and ecological gradients. Band 6 der Reihe, Fernerkundung und angewandte Geoinformatik. Berlin: Rhombos-Verlag, 2009.
- HOLLENSTEIN, L.; PURVES, R. Exploring place through user-generated content: using Flickr to describe city cores. *Journal of Spatial Information Science*, v. 1, p. 21-48, 2010.
- HOLMES, S. B.; MCILWRICK, K. A.; VENIER, L. A. Using automated sound recording and analysis to detect bird species-at-risk in southwestern Ontario woodlands. *Wildlife Society Bulletin*, v. 38, p. 591-598, 2014.
- JOHANSSON, P. E. R.; EHRLÉN, J. Influence of habitat quantity, quality and isolation on the distribution and abundance of two epiphytic lichens. *Journal of Ecology*, v. 91, n. 2, p. 213-221, 2003.
- KELLEY, K.; CLARK, B.; BROWN, V.; SITZIA, J. Good practice in the conduct and reporting of survey research. *International Journal of Quality in Health Care*, v. 15, n. 3, p. 261-266, 2003.
- KISSLING, W. D.; CARL, G. Spatial autocorrelation and the selection of simultaneous autoregressive models. *Global Ecology and Biogeography*, v. 17, p. 59-71, 2007.
- KLOPATEK, J. M.; GARDNER, R. H. *Landscape ecological analysis: issues and applications*. New York: Springer, 1999.
- LANG, S.; BLASCHKE, T. *Análise da paisagem com SIG*. São Paulo: Oficina de Textos, 2009.
- LI, L.; GOODCHILD, M. F.; XU, B. Spatial, temporal, and socioeconomic patterns in the use of Twitter and Flickr. *Cartography and Geographic Information Science*, v. 40, p. 61-77, 2013.
- LIETZ, P. Research into questionnaire design. *International Journal of Market Research*, v. 52, n. 2, p. 249-272, 2010.
- LOMOLINO, M. V. *Conservation biogeography*. Frontiers of Biogeography: new directions in the geography of nature. Sunderland (Massachusetts): Sinauer Associates, 2004.

- LÓPEZ-SANTIAGO, C. A.; OTEROS-ROZAS, E.; MARTÍN-LÓPEZ, B.; PLIENINGER, T.; GONZÁLEZ-MARTÍN, E.; GONZÁLEZ, J. A. Using visual stimuli to explore the social perceptions of ecosystem services in cultural landscapes: the case of transhumance in Mediterranean Spain. *Ecology & Society*, v. 19, n. 2, p. 27, 2014.
- MARTENSEN, A. C.; PIMENTEL, R. G.; METZGER, J. P. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic rain forest: implications for conservation. *Biological Conservation*, v. 141, p. 2184-2192, 2008.
- MARTENSEN, A. C.; RIBEIRO, M.C.; BANKS-LEITE, C.; PRADO, P.I.; METZGER, J.P. Associations of forest cover, fragment area, and connectivity with neotropical understory bird species richness and abundance. *Conservation Biology*, v. 26, p. 1100-1111, 2012.
- MARTENSEN, A. C.; SAURA, S.; FORTIN, M.-J. J. Spatio-temporal connectivity: assessing the amount of reachable habitat in dynamic landscapes. *Methods in Ecology and Evolution*, v. 8, p. 1253-1264, 2017.
- MARTÍNEZ-PASTUR, G.; PERI, P. L.; LENCINAS, M. V.; GARCÍA-LLORENTE, M.; MARTÍN-LÓPEZ, B. Spatial patterns of cultural ecosystem services provision in Southern Patagonia. *Landscape Ecology*, v. 31, p. 383-399, 2016.
- MASCARENHAS, A.; RAMOS, T. B.; HAASE, D.; SANTOS, R. Integration of ecosystem services in spatial planning: a survey on regional planners' views. *Landscape Ecology*, v. 29, p. 1287-1300, 2014.
- MCGARIGAL, K.; MARKS, B. J. *Fragstats: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure*. Portland: USDA Forest Service, 1995.
- MCKEE, A.; GUIMARAES, M. H.; PINTO-CORREIA, T. Social capital accumulation and the role of the researcher: an example of a transdisciplinary visioning process for the future of agriculture in Europe. *Environmental Science and Policy*, v. 50, p. 88-99, 2015.
- METZGER, J. P. O que é ecologia de paisagens? *Biota Neotropica*, v. 1, p. 1-9, 2001.
- MIDDLETON, N.; RUEFF, H.; STERNBERG, T.; BATBUYAN, B.; THOMAS, D. Explaining spatial variations in climate hazard impacts in western Mongolia. *Landscape Ecology*, v. 30, p. 91-107, 2015.
- MOERMAN, D. E.; ESTABROOK, G. F. The botanist effect: counties with maximal species richness tend to be home to universities and botanists. *Journal of Biogeography*, v. 33, p. 1969-1974, 2006.
- MOKANY, K.; FERRIER, S. Predicting impacts of climate change on biodiversity: a role for semi-mechanistic community-level modelling. *Diversity and Distributions*, v. 17, p. 374-380, 2011.
- NAVEH, Z.; LIEBERMAN A. 1994. *Landscape ecology: theory and application*. New York: Springer-Verlag, 1994.
- NEWELL, R.; DALE, A.; WINTERS, C.; ALVARES, C. A picture is worth a thousand data points: exploring visualisations as tools for connecting the public to climate change research. *Cogent Social Sciences*, v. 2, n. 1, p. 1201885, 2016.
- OLIVEIRA, U.; PAGLIA, A. P.; BRESCOVIT, A. D.; DE CARVALHO, C. J. B.; SILVA, D. P.; REZENDE, D. T.; LEITE, F. S. F.; BATISTA, J. A. N.; BARBOSA, J. P. P.; STEHMANN, J. R.; ASCHER, J. S.; DE VASCONCELOS, M. F.; DE MARCO, P.; LÖWENBERG-NETO, P.; DIAS, P. G.; FERRO, V. G.; SANTOS, A. J.; CARVALHO, C. J. B.; SILVA, D. P.; REZENDE, D. T.; LEITE, F. S. F.; BATISTA, J. A. N.; BARBOSA, J. P. P.; STEHMANN, J. R.; ASCHER, J. S.; DE VASCONCELOS, M. F.; DE MARCO, P.; LÖWENBERG-NETO, P.; DIAS, P. G.; FERRO, V. G.; SANTOS, A. J. The strong influence of collection bias on biodiversity knowledge shortfalls of Brazilian terrestrial biodiversity. *Diversity and Distributions*, v. 22, p. 1232-1244, 2016.
- O'NEILL, R.V.; KRUMMEL, J. R.; GARDNER, R. H.; SUGIHARA, G.; JACKSON, B.; DEANGELIS, D. L.; MILNE, B. T.; TURNER, M. G.; ZYGMUNT, B.; CHRISTENSEN, S. W.; DALE, V. H.; GRAHAM, R. L. Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology*, v. 1, p. 153-162, 1988.

- ORSI, F.; GENELETTI, D. Using geotagged photographs and GIS analysis to estimate visitor flows in natural areas. *Journal for Nature Conservation*, v. 21, p. 359-368, 2013.
- PATTON, M. Q. *Qualitative research and evaluation methods*. California: Sage Publications, 2002.
- PIJANOWSKI, B. C.; VILLANUEVA-RIVERA, L. J.; DUMYAHN, S. L.; FARINA, A.; KRAUSE, B. L.; NAPOLETANO, B. M.; GAGE, S. H.; PIERETTI, N. Soundscape ecology: the science of sound in the landscape. *BioScience*, v. 61, p. 203-216, 2002.
- PINTO-CORREIA, T.; GUIOMAR, N.; FERRAZ-DE-OLIVEIRA, M. I.; SALES-BAPTISTA, E.; RABAÇA, J.; GODINHO, C.; RIBEIRO, N.; SÁ-SOUSA, P.; SANTOS, P.; SANTOS-SILVA, C.; SIMÕES, M. P.; BELO, A. D. F.; CATARINO, L.; COSTA, P.; FONSECA, E.; GODINHO, S.; AZEDA, C.; ALMEIDA, M.; GOMES, L.; CASTRO, J. L.; LOURO, R.; SILVESTRE, M.; VAZ, M. Progress in identifying high nature value montados: impacts of grazing on hardwood rangeland biodiversity. *Rangeland Ecology & Management*, v. 71, p. 612-625, 2018.
- PINTO-CORREIA, T.; BARROSO, F.; SUROVÁ, D.; MENEZES, H. The fuzziness of montado landscapes: progress in assessing user preferences through photo-based surveys *Agroforestry Systems*, v. 82, p. 209-224, 2011.
- PRINCE, P.; HILL, A.; PIÑA COVARRUBIAS, E.; DONCASTER, P.; SNADDON, J. L.; ROGERS, A. Deploying acoustic detection algorithms on low-cost, open-source acoustic sensors for environmental monitoring. *Sensors*, v. 19, p. 1-23, 2019.
- STOUFFER, P. C.; STRONG, C.; NAKA, L. N. Twenty years of understory bird extinctions from Amazonian rain forest fragments: consistent trends and landscape-mediated dynamics. *Diversity and Distributions*, v. 15, p. 88-97, 2009.
- SUN, Y.; FAN, H.; HELBICH, M.; ZIPF, A. Analyzing human activities through volunteered geographic information: using Flickr to analyze spatial and temporal pattern of tourist accommodation. In: KRISP, J. M. (org.). *Progress in location-based services*. Berlin: Springer, 2013. p. 57-69.
- SUROVÁ, D.; PINTO-CORREIA, T. Landscape preferences in the cork oak Montado region of Alentejo, southern Portugal: searching for valuable landscape characteristics for different user groups. *Landscape Research*, v. 33, n. 3, p. 311-330, 2008.
- SUROVÁ, D.; PINTO-CORREIA, T. A landscape menu to please them all: relating users' preferences to land cover classes in the Mediterranean region of Alentejo, Southern Portugal. *Land Use Policy*, v. 54, p. 355-365, 2016.
- SUROVÁ, D.; RAVERA, F.; GUIOMAR, N.; MARTÍNEZ SASTRE, R.; PINTO-CORREIA, T. Contributions of iberian silvo-pastoral landscapes to the well-being of contemporary society. *Rangeland Ecology & Management*, v. 71, p. 560-570, 2018.
- TENERELLI, P.; PÜFFEL, C.; LUQUE, S. Spatial assessment of aesthetic services in a complex mountain region: combining visual landscape properties with crowdsourced geographic information. *Landscape Ecology*, v. 32, p. 1097-1115, 2017.
- TIESKENS, K. F.; SHAW, B. J.; HAER, T.; SCHULP, C. J. E.; VERBURG, P. H. Cultural landscapes of the future: using agent-based modeling to discuss and develop the use and management of the cultural landscape of South West Devon. *Landscape Ecology*, v. 32, p. 2113-2132, 2017.
- TROLL, C. Die geographische Landschaft und ihre Erforschung. *Studium Generale*, v. 3, n. 4/5, p. 163-181, 1950.
- VALENTINI, A.; TABERLET, P.; MIAUD, C.; CIVADE, R.; HERDER, J.; THOMSEN, P. F.; BELLEMAIN, E.; BESNARD, A.; COISSAC, E.; BOYER, F.; GABORIAUD, C.; JEAN, P.; POULET, N.; ROSET, N.; COPP, G. H.; GENIEZ, P.; PONT, D.; ARGILLIER, C.; BAUDOIN, J.-M.; PEROUX, T.; CRIVELLI, A. J.; OLIVIER, A.;

- ACQUEBERGE, M.; LE BRUN, M.; MOLLER, P. R.; WILLERSLEV, E.; DEJEAN, T. Next-generation monitoring of aquatic biodiversity using environmental DNA metabarcoding. *Molecular Ecology*, v. 25, p. 929-942, 2016.
- VALLIANT, R.; DEVER, J.; KREUTER, F. *Practical tools for designing and weighting survey samples*. New York: Springer, 2013.
- VAN BERKEL, D. B.; VERBURG, P. H. Spatial quantification and valuation of cultural ecosystem services in an agricultural landscape. *Ecological Indicators*, v. 37, p. 163-174, 2014.
- VELÁZQUEZ, A. Landscape ecology-vegetation of Tláloc and Pelado Volcanoes, México. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, v. 3, p. 213-227, 1992.
- WILSON, M. C., CHEN, X. Y., CORLETT, R. T., DIDHAM, R. K., DING, P., HOLT, R. D., HOLYOAK, M., HU, G., HUGHES, A. C., JIANG, L., LAURANCE, W. F. Habitat fragmentation and biodiversity conservation: key findings and future challenges. *Landscape Ecology*, v. 31, p. 219-227, 2016.
- WHITTAKER, R. J.; ARAÚJO, M. B.; JEPSON, P.; LADLE, R.J.; WATSON, J. E.; WILLIS, K. J. Conservation biogeography: assessment and prospect. *Diversity and Distributions*, v. 11, p. 3-23, 2005.
- YANG, W.; MA, K.; KREFT, H. Geographical sampling bias in a large distributional database and its effects on species richness-environment models. *Journal of Biogeography*, v. 40, p. 1415-1426, 2013.
- ZONNEVELD, I. S. The land unit: a fundamental concept in landscape ecology, and its applications. *Landscape Ecology*, v. 3, p. 67-86, 1989.