

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS

JÚLIO CESAR LIMA DE ARAÚJO

INFLUÊNCIA DA PROPORÇÃO DA VEGETAÇÃO NATIVA E
DA HETEROGENEIDADE DA PAISAGEM NA PAISAGEM
SONORA DO ALTO PARANAPANEMA

SÃO CARLOS -SP
2023

JÚLIO CESAR LIMA DE ARAÚJO

INFLUÊNCIA DA PROPORÇÃO DA VEGETAÇÃO NATIVA E
DA HETEROGENEIDADE DA PAISAGEM NA PAISAGEM
SONORA DO ALTO PARANAPANEMA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais¹.

Orientador: Prof. Dr. Alexandre Camargo Martensen

Coorientador: Prof. Dr. Vinicius de Avelar São Pedro

SÃO CARLOS -SP
2023

¹ Apoio: Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001

Araújo, Júlio Cesar Lima de

Influência da proporção de vegetação nativa e da heterogeneidade da paisagem na paisagem sonora do Alto Paranapanema / Júlio Cesar Lima de Araújo -- 2023. 84f.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de São Carlos, campus São Carlos, São Carlos

Orientador (a): Alexandre Camargo Martensen

Banca Examinadora: Alexandre Uezu, José Wagner

Ribeiro Junior

Bibliografia

1. Índices acústicos. 2. Homogeneização da paisagem. 3. Anuros. I. Araújo, Júlio Cesar Lima de. II. Título.

Ficha catalográfica desenvolvida pela Secretaria Geral de Informática (SIn)

DADOS FORNECIDOS PELO AUTOR

Bibliotecário responsável: Ronildo Santos Prado - CRB/8 7325



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais

Folha de Aprovação

Defesa de Dissertação de Mestrado do candidato Júlio César Lima de Araújo, realizada em 22/11/2023.

Comissão Julgadora:

Prof. Dr. Alexandre Camargo Martensen (UFSCar)

Prof. Dr. Alexandre Uezu (IPE)

Prof. Dr. José Wagner Ribeiro Junior (RFCx)

O Relatório de Defesa assinado pelos membros da Comissão Julgadora encontra-se arquivado junto ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente gostaria de agradecer aos meus orientadores, Alexandre Carmargo Martensen e ao Vinícius de Avelar São Pedro por toda a paciência e disposição dedicadas para a execução deste trabalho, ter este suporte foi extremamente importante. Acrescento aqui meus agradecimento a todo o Núcleo de Estudos em Ecologia Espacial e Desenvolvimento Sustentável por todo o conhecimento que foi compartilhado para a elaboração deste trabalho e o apoio em vários momentos durante sua execução e também pelos vários momentos passados juntos durante as horas fora do laboratório.

Gostaria de agradecer imensamente a todos os proprietários, empresas e instituições que entrei em contato e permitiram o acesso em suas propriedades para a execução deste trabalho, sem vocês nada disso estaria acontecendo.

Agradeço também a todos os meus amigos e familiares que me aguentaram durante este período, em especial a Danielle Melo, por compartilhar comigo a maior parte do tempo e opiniões sobre várias coisas, ao Victor Aparecido Cavelagna, por me acompanhar em toda a instalação de equipamentos e coleta de dados e ser um companheiro de campo e amigo incrível durante todo o tempo que percorremos as estradas do Alto Paranapanema, a Victoria Ferrari pelas revisões feitas no trabalho e todo apoio e encorajamento, e ao Renato Martins que auxiliou no processo de identificação das espécies e a todos que em algum momento deram uma sugestão para ajudar com esta etapa.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001 e da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), projeto jovem pesquisador “*Governing the Atlantic Forest transition: Improving our knowledge on forest recovery for ecosystem services*” – Código de Financiamento 18/20501-8.

RESUMO

ARAUJO, J. C. L. – Influência da proporção da vegetação nativa e da heterogeneidade da paisagem na paisagem sonora do Alto Paranapanema. 2023 – 85p: Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de São Carlos, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, São Carlos – 2023.

A intensificação do uso do solo altera padrões espaciais, homogeneizando paisagens e limitando a vegetação nativa a áreas de baixa aptidão agrícola. Apesar de ser um processo que tem avançado por toda a região tropical, ainda há muito a se saber sobre seus efeitos na composição e diversidade de espécies que ocupam essas paisagens. Nesse estudo, apresento dois capítulos nos quais: I) utilizo a diversidade e a complexidade acústica como indicadores de diversidade biológica e avalio como essas métricas se relacionam com diferentes proporções de vegetação nativa e graus de heterogeneidade, e II) como a proporção de vegetação nativa influencia na riqueza e composição da anurofauna nas paisagens amostradas. Os resultados mostram uma relação negativa entre a diversidade acústica e a proporção de vegetação nativa, já para a complexidade acústica a relação foi positiva, porém variando em função da heterogeneidade das paisagens. Em paisagens com maior heterogeneidade, os efeitos da proporção da vegetação nativa são muito reduzidos, contudo, em paisagens mais homogêneas, a influência da proporção da vegetação nativa é forte. A anurofauna apresentou influência da proporção de vegetação nativa em sua riqueza e, principalmente, na composição das comunidades, apresentando alto compartilhamento de espécies em proporções menores e maior quantidade de espécies exclusivas dentro de florestas contínuas. Este estudo aponta importantes informações para a conservação da biodiversidade em paisagens alteradas, contribuindo para o manejo de paisagens multifuncionais, conciliando biodiversidade e produção agropecuária.

Palavras chave: Índices acústicos; Anuros; Homogeneização da paisagem; Vegetação nativa; Mata Atlântica.

ABSTRACT

Land use intensification alters spatial patterns, homogenizing landscapes and limiting native vegetation to areas of low agricultural suitability. Despite being a process that has advanced throughout the tropical region, there is still much to learn about its effects on the composition and diversity of species that occupy these landscapes. In this study, I present two chapters in which: I) I use diversity and acoustic complexity as indicators of biological diversity and assess how these metrics relate to different proportions of native vegetation and degrees of heterogeneity, and II) how the proportion of native vegetation influences the richness and composition of the anuran fauna in the sampled landscapes. The results show a negative relationship between acoustic diversity and the proportion of native vegetation, while for acoustic complexity, the relationship was positive, but varied depending on the heterogeneity of the landscapes. In landscapes with higher heterogeneity, the effects of the proportion of native vegetation are greatly reduced; however, in more homogeneous landscapes, the influence of the proportion of native vegetation is strong. The anuran fauna showed an influence of the proportion of native vegetation on its richness and, especially, on the composition of the communities, with a high sharing of species in smaller proportions and a greater number of exclusive species within continuous forests. This study provides important information for biodiversity conservation in altered landscapes, contributing to the management of multifunctional landscapes that reconcile biodiversity and agricultural production.

Keywords: Acoustic index; Anurans; Landscape homogenizing; Native vegetation; Atlantic forest.

LISTA DE FIGURAS

Capítulo 1

- Figura 1.** Representação gráfica das hipóteses: A) não há efeito da proporção de vegetação nativa e nem da heterogeneidade da paisagem na paisagem sonora, B) há efeito da heterogeneidade da paisagem e não há efeito da proporção de vegetação nativa, C) não há efeito da heterogeneidade da paisagem, contudo há efeito da proporção de vegetação nativa, D) há efeito tanto da heterogeneidade da paisagem, quanto da proporção de vegetação nativa, E) há efeito da proporção de vegetação nativa e da heterogeneidade da paisagem, contudo os efeitos da heterogeneidade da paisagem variam em função da proporção de vegetação nativa. 23
- Figura 2.** Bacia do Alto Paranapanema e suas classes de uso de solo. No centro encontra-se em destaque a área do estudo. Os pontos pretos representam as paisagens amostradas. 24
- Figura 3.** Resultados dos cálculos das métricas através das janelas transitórias. A) heterogeneidade das paisagens, calculada através do índice de Shannon-Weaver em janelas transitórias de 133x133 pixels (1.592 ha); B) Proporção de vegetação nativa em janelas transitórias de 133x133 pixels (1.592 ha). 26
- Figura 4.** Heterogeneidade da paisagem em função da proporção de vegetação (habitat) nativa. A linha em vermelho sólido representa a média dos valores de heterogeneidade da paisagem, enquanto os tracejados representam um desvio padrão para mais e para menos da média. Os pontos amarelos representam as paisagens amostradas. 27
- Figura 5.** Resultados da LMM da média do índice de diversidade acústica por períodos e por local em função da proporção de vegetação nativa, sendo: A) Média do período de interesse biológico 05:00 às 09:00 horas por ponto em função da proporção de vegetação nativa e B) Média do período de interesse biológico 19:00 às 23:00 horas por ponto em função da proporção de vegetação nativa. 33
- Figura 6.** Resultados do índice de complexidade acústica das médias dos índices por períodos e por local em função da proporção da vegetação nativa, com a interação com a heterogeneidade da paisagem, para o modelo de menor AIC, sendo: A) Média do período de interesse biológico 05:00 às 09:00 horas por ponto e B) Média do período de interesse biológico 19:00 às 23:00 horas por ponto. 34

Capítulo 2

- Figura 1.** Bacia do Alto Paranapanema e suas classes de uso de solo. No centro encontra-se em destaque a área do estudo. Os pontos pretos representam as paisagens amostradas. 50
- Figura 2.** Mapas resultantes do cálculo das métricas através das janelas transitórias. Proporção de vegetação nativa em janelas transitórias de 133x133 pixels (1.592 ha). 52
- Figura 3.** Criação do template para a espécie *Proceratophrys boiei* (Wied-Neuwied, 1824) a partir da imagem da vocalização da espécie criada na função de visualização presente na plataforma Arbimon. 54
- Figura 4.** Distribuição da riqueza nas classes de proporção de vegetação nativa amostradas. 57

Figura 5. Frequência da riqueza observada nos locais amostrados. Destaca-se a quantidade de pontos com menos de 5 espécies registradas.	58
Figura 6. Distribuição das ocorrências nas classes de proporção de vegetação nativa. Observa-se que existe uma estrutura, na qual há espécies presentes apenas em proporção acima de 65%, outras apenas em proporções abaixo de 35% e espécies distribuídas em todo o gradiente.....	59

LISTA DE TABELAS

Capítulo 1

- Tabela 1.** Parâmetros padrões utilizados nas funções para o cálculo dos índices acústicos. 29
- Tabela 2.** Valores das correlações entre os índices deste estudo. ADI = Índice de diversidade acústica, ACI = Índice de complexidade acústica, AEI = Índice de equitabilidade acústica, H = Entropia total, BioA = Índice de bioacústica. Em negrito estão os valores das menores correlações. 30
- Tabela 3.** Modelos para explicar a diversidade acústica ordenados em função do suporte (AIC), por período analisado. Os modelos com maior suporte estão em negrito..... 32
- Tabela 4.** Modelos para explicar a complexidade acústica ordenados em função do suporte (AIC), por período analisado. Os modelos com maior suporte estão em negrito..... 32

Capítulo 2

- Tabela 1.** Lista de espécies encontradas e o número de locais em que foram registradas. 55
- Tabela 2.** Valores do Índice de Jaccard para o compartilhamento de espécies entre as proporções de vegetação nativa amostradas. Nota-se os valores baixos nas relações com a classe 85%-100% e valores mais altos, em negrito, entre as classes entre 15% e 65%..... 58

SUMÁRIO

1. Introdução geral.....	13
1.1. Heterogeneidade e proporção de habitat nativo na paisagem.....	15
1.2. Monitoramento acústico e paisagem sonora.....	16
2. Objetivos.....	18
2.1. Objetivo geral.....	18
2.2. Objetivos específicos.....	18
3. Capítulo 1 – Influência da proporção de vegetação nativa e da heterogeneidade das paisagens nas paisagens sonoras da bacia do Alto Paranapanema, São Paulo, Brasil.....	19
RESUMO.....	19
ABSTRACT.....	20
Introdução.....	21
Materiais e Métodos.....	23
Área de Estudo.....	23
Seleção de paisagens.....	25
Amostragem dos locais.....	27
Caracterização da diversidade local.....	28
Tratamento e análise dos dados.....	29
Resultados.....	31
Influência da proporção de vegetação nativa e das classes de heterogeneidade na diversidade e complexidade acústica.....	31
Discussão.....	34
Conclusão.....	37
Referências bibliográficas.....	38
4. Capítulo 2 - Influência da proporção de vegetação nativa na composição e riqueza de anfíbios anuros na bacia do Alto Paranapanema, São Paulo, Brasil.....	46
RESUMO.....	46
ABSTRACT.....	47
Introdução.....	48
Materiais e Métodos.....	50
Área de Estudo.....	50
Seleção de paisagens.....	51

Amostragem dos anuros.....	52
Tratamento dos dados.....	53
Identificação das espécies e criação dos <i>templates</i>	53
Detecção das ocorrências/ausências.....	54
Análise de dados.....	55
Resultados.....	55
Riqueza e composição de anuros.....	55
Discussão.....	60
Conclusão.....	62
Referências bibliográficas.....	63
5. Conclusão geral.....	69
6. Referências bibliográficas.....	71
Anexo 1 – Tabela de espécies por local amostrado.....	78

1. Introdução geral

A crescente perda e fragmentação de habitats nativos é um dos principais potencializadores em processos de perda de biodiversidade no globo (HADDAD et al., 2015). Recentemente, a intensificação do uso do solo, motivada pela crescente demanda por alimentos, biocombustíveis e fibras, tem potencializado tais ameaças (FOLEY et al., 2005). A intensificação do uso do solo provoca alterações nos padrões espaciais de ocupação do território, convertendo paisagens em paisagens homogêneas e temporalmente estáticas (TURNER, 2010; CHAPIN; MATSON; VITOUSEK, 2011; MARTENSEN; SAURA; FORTIN, 2017), com a vegetação nativa confinada a áreas de baixa aptidão agrícola (BOWEN et al., 2007; TABARELLI et al., 2010) e com reduzida conectividade entre os remanescentes (GOULART; CARVALHO-RIBEIRO; SOARES-FILHO, 2016; GRASS et al., 2019). Essas características dificultam a persistência das espécies nos remanescentes e a movimentação dos indivíduos pela paisagem (BENCHIMOL et al., 2017; CARMONA et al., 2020).

Essas alterações no potencial das paisagens em manter a biodiversidade ali presente tem como principal impacto a simplificação da biota, associada à perda de espécies sensíveis e à proliferação de espécies generalistas nativas e/ou invasoras (OLDEN et al., 2004), o que influencia diretamente o funcionamento dos ecossistemas (LOREAU, 2001; CARDINALE et al., 2006; TILMAN; ISBELL; COWLES, 2014), e conseqüentemente os serviços por eles prestados (CARDINALE et al., 2012; NEWBOLD et al., 2015; ISBELL et al., 2017). Tais alterações espaciais são particularmente impactantes para espécies que apresentam elevada especificidade de nicho, como sítios reprodutivos particulares e baixa capacidade de dispersão (ALMEIDA-GOMES; ROCHA, 2015; MANGELS et al., 2017; SPIESMAN et al., 2017), ou que demandam maior qualidade de habitat dentro da paisagem (SMITH; FAHRIG; FRANCIS, 2011; MARTENSEN et al., 2012; MORANTE-FILHO; BENCHIMOL; FARIA, 2021).

Dessa forma, é imprescindível que as ações de monitoramento sejam direcionadas a compreender os impactos dessas mudanças em padrões e processos que envolvem a biodiversidade (TITTENSOR et al., 2014). Nesse contexto, o monitoramento acústico passivo consiste em um método de amostragem

padronizado, com grande potencial de amostragem em grandes escalas espaciais e de tempo, que está se tornando cada vez mais difundido e acessível (DEICHMANN et al., 2018; SUGAI et al., 2019), para acesso a informações sobre a biodiversidade em diferentes tipos de habitats e para diversos grupos taxonômicos (SUEUR et al., 2012; GIBB et al., 2019; DESJONQUÈRES; GIFFORD; LINKE, 2020; SUGAI et al., 2020).

Nesse contexto, duas abordagens podem ser conduzidas. Uma primeira, onde se avalia a paisagem sonora, e através da diversidade e complexidade dos sons ali captados, tenta-se fazer inferências sobre a diversidade, composição e riqueza de espécies que emitem sons. Uma segunda onde modernos algoritmos de inteligência artificial são desenvolvidos para se identificar as espécies que estão emitindo esses sons, permitindo assim, um levantamento preciso e não invasivo da biodiversidade do local. O presente estudo fez uso de ambas as abordagens, sendo que no primeiro capítulo buscou-se avaliar a influência da proporção de habitat nativo e da homogeneização das paisagens nas paisagens sonoras, e no segundo, buscou-se avaliar as mesmas métricas espaciais de paisagem, nas comunidades de anfíbios anuros da bacia do Alto Paranapanema, sudoeste do estado de São Paulo, Brasil.

Nesta Introdução, encontra-se o referencial teórico sobre os dois principais temas que envolvem os objetivos e a execução deste trabalho, sendo eles tópicos sobre a heterogeneidade da paisagem e proporção de vegetação nativa e monitoramento e paisagem sonora. Apresentando, em seguida, os objetivos gerais e específicos que regem este trabalho. Em seguida, os resultados são apresentados em dois capítulos, ambos partem da mesma metodologia, de forma que os tópicos “Área de estudo”, “Seleção de paisagens” e “Amostragem dos locais”, contidas no Capítulo 1, serão reapresentados no Capítulo 2.

O primeiro capítulo aborda a influência da proporção de vegetação nativa e da heterogeneidade espacial das paisagens nas paisagens sonoras da bacia do Alto Paranapanema, através da avaliação de índices acústicos em função das variáveis espaciais da paisagem. Através da aplicação de modelos lineares mistos foi possível observar que existe uma relação negativa entre a diversidade acústica e a proporção de vegetação nativa, já a complexidade acústica possui uma relação positiva com a proporção de vegetação nativa, porém, varia em função da proporção de vegetação nativa, sendo que locais mais homogêneos são proporcionalmente mais pobres em menores proporções de vegetação nativa.

O segundo capítulo aborda a riqueza e a composição das comunidades de anfíbios anuros nas paisagens amostradas, avaliando a composição destas comunidades e como elas são influenciadas pelas variáveis espaciais da paisagem. Foram criados *templates* das vocalizações das espécies encontradas no material gravado e, através de um algoritmo de *pattern matching*, foram identificadas as espécies, e os padrões de ocorrências/ausências de cada uma das espécies em todas as paisagens amostradas. Foram encontradas 46 espécies pertencentes a nove famílias e os resultados mostram que a proporção de vegetação nativa possui uma grande influência na riqueza e, principalmente, na composição das comunidades de anuros do Alto Paranapanema. Ambos os capítulos apontam importantes informações para a conservação da biodiversidade em paisagens antrópicas, trazendo temas para o manejo de paisagens multifuncionais.

1.1. Heterogeneidade e proporção de habitat nativo na paisagem

Dentro do contexto de ecologia de paisagens, a paisagem é definida como “um mosaico heterogêneo formado por unidades interativas, sendo a heterogeneidade existente para pelo menos um fator, segundo um observador e numa determinada escala de observação” (METZGER, 2001). A partir desta definição, reconhecemos que a heterogeneidade da paisagem desempenha um papel fundamental nos padrões e processos dos ecossistemas nas diferentes escalas em uma determinada paisagem (CHAPIN; MATSON; VITOUSEK, 2011), sendo um conceito fundamental para compreender a complexidade e a dinâmica dos sistemas naturais que influenciam diretamente a conservação da biodiversidade, planejamento territorial e gestão ambiental.

Dessa forma, podemos definir que paisagens são heterogêneas quando há a ocorrência de grande variedade de diferentes coberturas e usos do solo (composição) e uma alta complexidade, ou seja, a forma como estas coberturas se encontram espacialmente distribuídas (configuração) (FAHRIG; NUTTLE, 2005; FAHRIG et al., 2011). Em contrapartida, uma paisagem homogênea é aquela que apresenta pouca variedade de cobertura e/ou baixa complexidade de distribuição entre elas. Portanto, pode-se afirmar que a heterogeneidade da paisagem é influenciada pelas diferentes dinâmicas de ocupação, consequência de fatores espaciais e das interações entre os diferentes usos do solo, como habitats nativos, áreas agrícolas e áreas urbanas.

Em uma perspectiva histórica, as paisagens naturais têm sido alteradas e mais recentemente homogeneizadas, buscando a maximização de um ou poucos serviços ecossistêmicos, como a produção de alimentos, fibras e biocombustíveis (FOLEY et al., 2005; GARCÍA et al., 2020). Nas últimas décadas, este processo tem avançado rapidamente nas regiões tropicais e, devido à grande diversidade biológica dessas regiões, acabou por levantar preocupações relacionadas à conservação da biodiversidade e manutenção dos serviços ecossistêmicos (LAMBIN; GEIST; LEPERS, 2003; RAJÃO et al., 2020). Essa intensificação traz também externalidades negativas, como o aumento do uso de pesticidas e fertilizantes sintéticos (GREEN, 2005), e a redução e o aumento do isolamento dos ambientes naturais, associados à homogeneização em escalas local e de paisagem (FAHRIG et al., 2011; QIU; TURNER, 2015; NEWBOLD et al., 2019).

Constata-se então, que o avanço de usos do solo antrópico sobre habitats nativos, simplifica a biota presente nestas paisagens, causando a perda de espécies sensíveis e à proliferação de espécies generalistas nativas e/ou invasoras (OLDEN et al., 2004), diminuindo a diversificação de funções e serviços ecossistêmicos prestados (LOREAU, 2001; CARDINALE et al., 2006; TILMAN; ISBELL; COWLES, 2014), especialmente dentro de paisagens agrícolas (ANDERSSON et al., 2013, 2014). Este processo de degradação e simplificação tem sido amplificado com a intensificação das paisagens (FAHRIG et al., 2011), apesar do conhecimento já existente sobre os benefícios oriundos da conservação e manutenção de áreas de vegetação nativa próximas às áreas de cultivo (MARSHALL, 2008; CARVALHEIRO et al., 2010; BRÉVAULT; CLOUVEL, 2019; LIND; HASSELQUIST; LAUDON, 2019).

1.2. Monitoramento acústico e paisagem sonora

Sons fazem parte das paisagens. Seres vivos produzem sons indiretamente enquanto andam, se alimentam e interagem com o meio, enquanto outros ativamente produzem sons para comunicação intra e interespecífica (CATCHPOLE; SLATER, 2003; WELLS; SCHWARTZ, 2006). Para o monitoramento de fauna, é comum o uso de informações acústicas e a identificação das espécies por suas vocalizações, obtendo também informações importantes sobre características biológicas dos animais que as emitem, assim como suas interações com o meio (TEIXEIRA; MARON; VAN RENSBURG, 2019).

Neste cenário, o monitoramento acústico passivo (do inglês *Passive acoustic monitoring* - PAM) desponta como uma metodologia de aquisição de dados biológicos não invasivo, capaz de amostrar por vastas áreas e com alta frequência, permitindo amostragens simultâneas e reduzindo a mobilização de recursos humanos para execução de amostragens de fauna, retirando o efeito do observador (DEICHMANN et al., 2018; GIBB et al., 2019; SUGAI et al., 2019). As primeiras publicações utilizando este método têm seus registros a partir da década de 90, crescendo lentamente até o ano 2000, a partir de quando seu uso cresceu exponencialmente até os dias atuais (SUGAI et al., 2019). Muito desse crescimento se deve ao recente desenvolvimento de dispositivos de gravação mais acessíveis (SETHI et al., 2018; HILL et al., 2019), aumentando o acesso e aplicação do método.

Com a popularização proveniente desse acesso, o monitoramento acústico passivo passou a ter atuações como método complementar em monitoramentos voltados ao levantamento de fauna (RIBEIRO; SUGAI; CAMPOS-CERQUEIRA, 2017) e monitoramento ambiental (i.e. monitoramento de incêndio, caça e desmatamento) (RAINFOREST CONNECTION, [s.d.]; WIJERS et al., 2021; MARTINSSON et al., 2022). O seu uso também aumentou em aplicações voltadas ao desenvolvimento científico, sendo aplicado em estudos nas mais diversas áreas do conhecimento como na ecologia, comportamento, conservação, entre muitos outros (AIDE et al., 2017; WREGG et al., 2017; CAMPOS-CERQUEIRA; AIDE, 2017; MELO et al., 2021; SALEM et al., 2021; RIBEIRO et al., 2022),

Com o avanço no uso do PAM, houve o surgimento de uma grande quantidade de métodos de análise de dados gerados pelos PAM, voltados à avaliação da paisagem sonora (do inglês *soundscape*). Segundo Pijanowski et al. (2011), a paisagem sonora, em termos gerais, é a relação entre a paisagem e sua composição sonora, sendo considerada dentro da ecologia como o conjunto de todos os sons (biofonias, geofonias e antropofonias) de uma determinada paisagem que contribuem para a formação de padrões acústicos através de diferentes escalas temporais e espaciais.

Dessa forma, diferentes índices passaram a ser aplicados para descrever as características dos locais e dos sons amostrados (SUEUR et al., 2008; VILLANUEVA-RIVERA et al., 2011; BRADFER-LAWRENCE et al., 2019). Análises de uso do espaço acústico e de composição e complexidade também foram aplicadas para análises ecológicas e comparações entre diferentes locais (CAMPOS-CERQUEIRA; AIDE,

2017; DEICHMANN et al., 2017; CAMPOS-CERQUEIRA et al., 2020). Também é possível utilizar algoritmos para a identificação de determinado padrão sonoro dentro de toda base de dados, incluindo algoritmos baseados em inteligência artificial. Estes algoritmos permitem o desenvolvimento de modelos para identificação, de forma automatizada, da ocorrência de determinado padrão sonoro no banco de dados, ou seja, permitindo assim a identificação das espécies (ACEVEDO et al., 2009; LEBIEN et al., 2020; ZHONG et al., 2020).

Para executar tais métodos de análise, foram desenvolvidas ferramentas e plataformas para auxiliar na execução e aplicação destas análises em dados acústicos, como é o caso da plataforma de análise acústica Arbimon II (AIDE et al., 2013) e pacotes de funções desenvolvidas para aplicação em ambientes de programação como o *soundecology* (VILLANUEVA-RIVERA; PIJANOWSKI, 2022), *seewave* (SUEUR et al. 2023), entre outros.

2. Objetivos

2.1. Objetivo geral

Caracterizar a anurofauna e paisagem sonora do Alto Paranapanema em função da proporção da vegetação nativa e do grau de heterogeneidade, relacionando com o grau de intensificação das paisagens.

2.2. Objetivos específicos

i. Avaliar a relação da proporção de vegetação nativa e da heterogeneidade das paisagens na diversidade e complexidade acústica nos períodos de maior atividade biológica (das 05:00 às 09:00 horário de maior atividade das aves; das 19:00 às 23:00 horário de maior atividade de anfíbios).

ii. Avaliar as mudanças na comunidade de anuros dentro do gradiente de proporção de vegetação nativa.

3. Capítulo 1 – Influência da proporção de vegetação nativa e da heterogeneidade das paisagens nas paisagens sonoras da bacia do Alto Paranapanema, São Paulo, Brasil

Araújo, J.C.L., São Pedro, V.A. e Martensen, A.C. a ser submetido para a *Land*

RESUMO

A intensificação do uso do solo altera padrões espaciais, homogeneizando paisagens e limitando a vegetação nativa a áreas de baixa aptidão agrícola. Apesar de ser um processo conhecido, pouco se sabe sobre seu efeito na biodiversidade em geral e na paisagem sonora especificamente. Dessa forma, esse capítulo teve como objetivo avaliar a variação da paisagem sonora em função da proporção de vegetação nativa e da heterogeneidade das paisagens. Foram amostradas 77 paisagens variando entre 5 e 100% de vegetação nativa com diferentes graus de heterogeneidade, usando gravadores autônomos de áudio, entre Outubro/2021 a Abril/2022. Foram calculados cinco índices relacionados a paisagem sonora e os índices com menor correlação entre si ($r < 0,7$) foram modelados com base na proporção da vegetação nativa e na heterogeneidade das paisagens, em dois períodos do dia, um de pico de atividade de aves e outro de pico de atividade de anfíbios, sendo os modelos de menor AIC ($\Delta < 2$) selecionados como melhores modelos. Os resultados mostram uma relação negativa entre a diversidade acústica e a proporção de vegetação nativa, já a complexidade acústica possui uma relação positiva com a proporção de vegetação nativa, contudo, variando em função da proporção de vegetação nativa, sendo mais influente nas paisagens com proporção de vegetação nativa reduzidas. Este estudo aponta que paisagens mais heterogêneas são capazes de manter uma maior complexidade acústica, refletindo em uma comunidade biológica acusticamente ativa mais complexa, mostrando que, quando intensificamos uma paisagem, perdemos biodiversidade sem retirar vegetação nativa. Aplicar os resultados aqui observados seria um grande passo para alcançar paisagens multifuncionais, conciliando biodiversidade e produção de bens e *commodities*.

Palavras chaves: Índices acústicos; Homogeneização de paisagens; Intensificação do uso do solo; Mata Atlântica

ABSTRACT

Land use intensification alters spatial patterns, homogenizing landscapes, and restricts native vegetation to areas with low agricultural suitability. Despite being a known process, little is known about its effect on biodiversity in general and on the soundscape specifically. Thus, this chapter aimed to assess the variation in the soundscape concerning the proportion of native vegetation and landscape heterogeneity. Seventy-seven landscapes were sampled, ranging from 5 to 100% native vegetation with varying degrees of heterogeneity, using autonomous audio recorders between October 2021 and April 2022. Five indexes related to the soundscape were calculated, and the indexes with lower correlations among them ($r < 0.7$) were modeled based on the proportion of native vegetation and landscape heterogeneity, at two times of day: one during the peak activity of birds and another during the peak activity of amphibians. The models with the lowest AIC ($\Delta < 2$) were selected as the best models. The results show a negative relationship between acoustic diversity and the proportion of native vegetation, whereas acoustic complexity has a positive relationship with the proportion of native vegetation, but it varies depending on the proportion of native vegetation, being more influential in landscapes with reduced proportions of native vegetation. This study points out that more heterogeneous landscapes are capable of maintaining greater acoustic complexity, reflecting a more complex acoustically active biological community, showing that, when we intensify a landscape, we lose biodiversity without removing native vegetation. Applying the results observed here would be a great step towards achieving multifunctional landscapes, reconciling biodiversity and the production of goods and commodities.

Keywords: Acoustic index; Landscape homogenizing; Native vegetation; Atlantic forest.

Introdução

A intensificação do uso do solo, motivada pela crescente demanda por alimentos, biocombustíveis e fibras (FOLEY et al., 2005), altera os padrões espaciais de ocupação do território, em um processo no qual paisagens, antes heterogêneas e dinâmicas, perdem complexidade, tornando-se espacialmente homogêneas e temporalmente estáticas (TURNER, 2010; CHAPIN; MATSON; VITOUSEK, 2011; MARTENSEN; SAURA; FORTIN, 2017). A vegetação nativa acaba confinada a áreas de baixa aptidão agrícola (BOWEN et al., 2007; TABARELLI et al., 2010), na maioria das vezes com reduzida conectividade entre os remanescentes (GOULART; CARVALHO-RIBEIRO; SOARES-FILHO, 2016; GRASS et al., 2019). Essas características dificultam a persistência das espécies nos remanescentes e a movimentação dos indivíduos pela paisagem (BENCHIMOL et al., 2017; CARMONA et al., 2020).

Como principal impacto dessas alterações têm-se a simplificação da biota, associada à perda de espécies sensíveis e à proliferação de espécies generalistas nativas e/ou invasoras (OLDEN et al., 2004), o que influencia diretamente o funcionamento dos ecossistemas (LOREAU, 2001; CARDINALE et al., 2006; TILMAN; ISBELL; COWLES, 2014), e consequentemente os serviços por eles prestados (CARDINALE et al., 2012; NEWBOLD et al., 2015; ISBELL et al., 2017). Tais alterações espaciais são particularmente impactantes para espécies que apresentam elevada especificidade de nicho, como sítios reprodutivos particulares e baixa capacidade de dispersão (ALMEIDA-GOMES; ROCHA, 2015; MANGELS et al., 2017; SPIESMAN et al., 2017), ou que demandam maior qualidade de habitat dentro da paisagem (SMITH; FAHRIG; FRANCIS, 2011; MARTENSEN et al., 2012; MORANTE-FILHO; BENCHIMOL; FARIA, 2021).

Dessa forma, é imprescindível que as ações de monitoramento sejam direcionadas a compreender os impactos dessas mudanças em padrões e processos que envolvam a biodiversidade (TITTENSOR et al., 2014). Nesse contexto, o monitoramento acústico passivo consiste em um método de amostragem padronizado, com potencial de amostragem em grandes escalas espaciais e de tempo, que está se tornando cada vez mais difundido e acessível (DEICHMANN et al., 2018; SUGAI et al., 2019). Esta maior acessibilidade permite o uso deste método para estudos mais amplos, aumentando o acesso a informações sobre a

biodiversidade em diferentes tipos de habitats e para diversos grupos taxonômicos (SUEUR et al., 2012; GIBB et al., 2019; DESJONQUÈRES; GIFFORD; LINKE, 2020; SUGAI et al., 2020).

É possível, por exemplo, através do uso de ferramentas de análise acústica gerar indicadores de diversidade biológica, e com isso, acessar respostas das comunidades acusticamente ativas ao processo de intensificação de paisagens. As informações acústicas têm sido usadas para se entender diferentes impactos na biota, como por exemplo os efeitos da configuração e composição da paisagem (TUCKER et al., 2014; FULLER et al., 2015; SCARPELLI; RIBEIRO; TEIXEIRA, 2021; BARBARO et al., 2022), a influência da qualidade de habitat e estrutura florestal (CAMPOS-CERQUEIRA et al., 2020; MITCHELL et al., 2020; NASCIMENTO; CAMPOS-CERQUEIRA; BEARD, 2020) e o monitoramento de alterações em padrões de comunidades (DESJONQUÈRES et al., 2022). Dessa forma, os diferentes métodos que compõem o monitoramento acústico permitem acessar informações sobre as comunidades ali presentes, através da quantidade e da forma que os sons são produzidos.

O presente estudo propôs avaliar a relação da proporção de habitat nativo e da homogeneização das paisagens na paisagem sonora da bacia do Alto Paranapanema, para os grupos acusticamente ativos, como, por exemplo, as aves, os anuros e os insetos (Figura 1 A-E). Essa relação envolve diferentes resultados derivados de efeitos isolados do gradiente de proporção de vegetação nativa e das classes de heterogeneidade da paisagem, assim como da interação entre elas, de forma que foram testadas as seguintes respostas em diferentes tipos de representação:

A) não há efeito da proporção de vegetação nativa e nem da heterogeneidade da paisagem na paisagem sonora;

B) há efeito da heterogeneidade da paisagem e não há efeito da proporção de vegetação nativa;

C) não há efeito da heterogeneidade da paisagem, contudo há efeito da proporção de vegetação nativa;

D) há efeito tanto da heterogeneidade da paisagem, quanto da proporção de vegetação nativa;

E) há efeito da proporção de vegetação nativa e da heterogeneidade da paisagem, contudo os efeitos da heterogeneidade da paisagem variam em função da proporção de vegetação nativa.

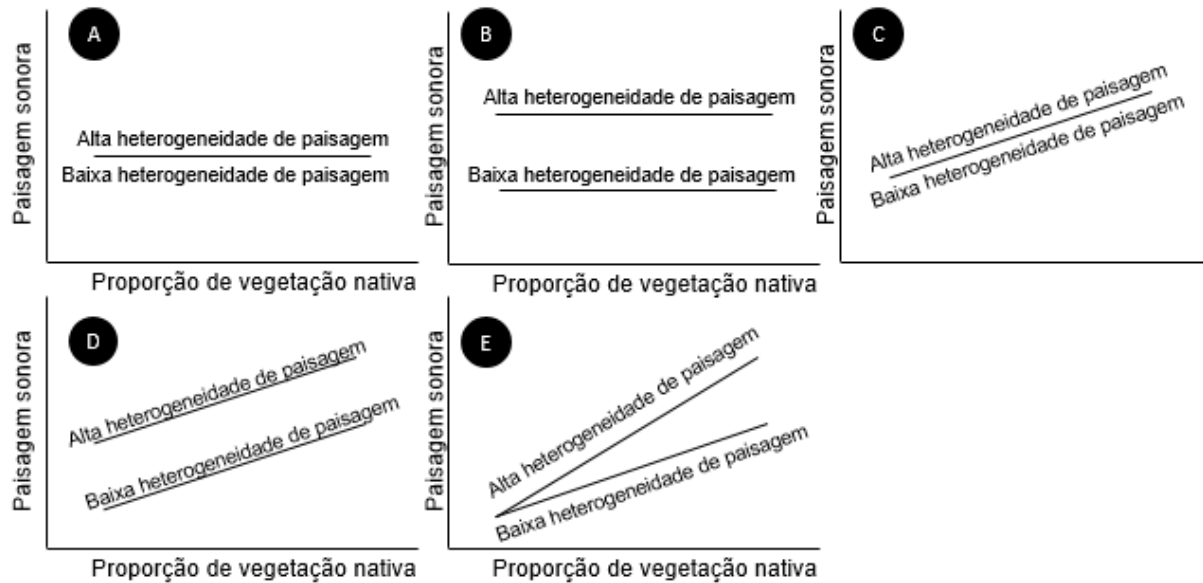


Figura 1. Representação gráfica das hipóteses: A) não há efeito da proporção de vegetação nativa e nem da heterogeneidade da paisagem na paisagem sonora, B) há efeito da heterogeneidade da paisagem e não há efeito da proporção de vegetação nativa, C) não há efeito da heterogeneidade da paisagem, contudo há efeito da proporção de vegetação nativa, D) há efeito tanto da heterogeneidade da paisagem, quanto da proporção de vegetação nativa, E) há efeito da proporção de vegetação nativa e da heterogeneidade da paisagem, contudo os efeitos da heterogeneidade da paisagem variam em função da proporção de vegetação nativa.

Materiais e Métodos

Área de Estudo

A bacia hidrográfica do Alto Paranapanema (UGRHI 14) está localizada na região sudoeste do estado de São Paulo (Figura 2). A bacia apresenta uma área de 22.734,46 km², incluindo em seu território 34 sedes municipais, sendo considerada uma área de grande relevância para a conservação da biodiversidade por possuir importantes remanescentes de vegetação nativa preservados, representando aproximadamente 20% de sua área (CBH-ALPA, 2017; ARAÚJO et al., 2021). Para a seleção dos pontos para instalação dos gravadores, foi priorizada a área central da bacia, de forma a padronizar as influências bióticas e abióticas na comunidade biótica e facilitar a logística para a instalação dos gravadores (área destacada na Figura 2).

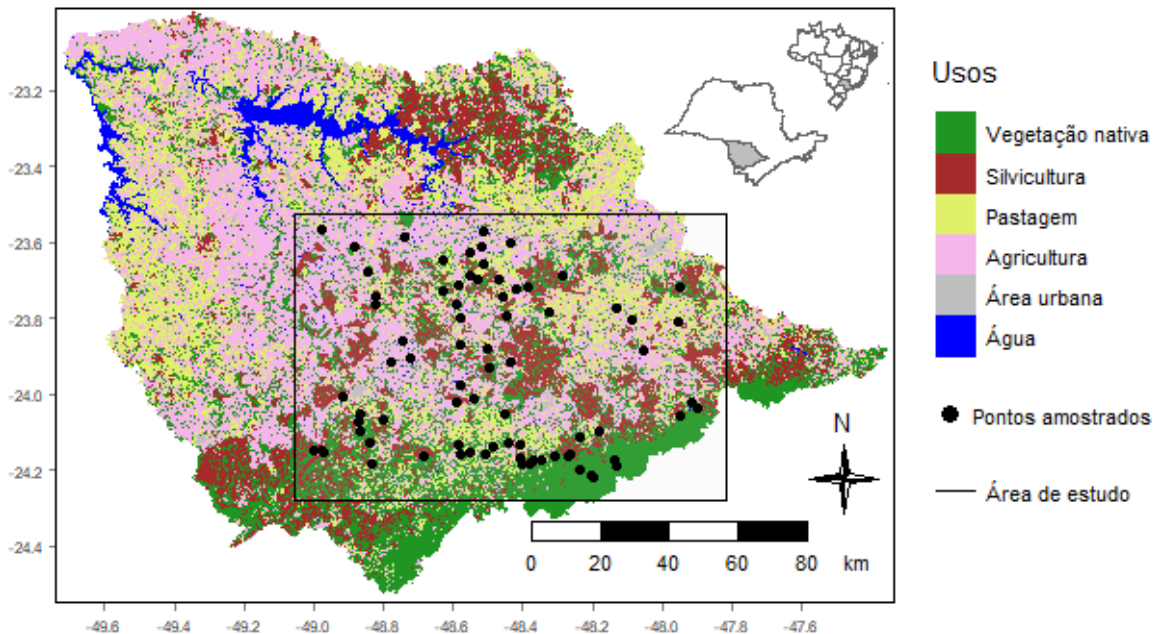


Figura 2. Bacia do Alto Paranapanema e suas classes de uso de solo. No centro encontra-se em destaque a área do estudo. Os pontos pretos representam as paisagens amostradas.

A temperatura média anual varia entre 18°C e 20°C, enquanto a pluviosidade média da bacia é de 1.200 mm/ano (CBH-ALPA, 2014). O relevo é caracterizado por morros baixos com topos convexos, com altitudes até 800m (CBH-ALPA, 2014, GOUVEIA, 2018).

O uso do solo na bacia hidrográfica do Alto Paranapanema é composto predominantemente por agricultura, silvicultura e pastagens (37,3%, 14,5% e 20,5% da área da bacia, respectivamente) (Figura 2). A intensificação do uso do solo tem ocorrido rapidamente nas últimas quatro décadas, sendo que a introdução da mecanização e dos sistemas de irrigação no fim do século passado causaram a substituição das produções de menor valor (pastagens e plantações de frutas, legumes e verduras) pelas grandes *commodities* atuais, com destaque para as produções de soja e milho (SEADE, 2014, CBH-ALPA, 2017, IBGE, 2017).

Uma característica que configura a importância ecológica e de conservação da região é a existência de diversos remanescentes de vegetação nativa, desde grandes maciços florestais, como o *continuum* ecológico de Paranapiacaba, maior remanescente do bioma Mata Atlântica no Brasil (RIBEIRO et al., 2009), até fragmentos de tamanhos menores espalhados na paisagem (Figura 2), que, contudo, ainda sustentam grande porção da biodiversidade (MARTENSEN et al., 2012).

Seleção de paisagens

A caracterização da área de estudo foi feita com base em duas métricas em escala de paisagem, consideradas como variáveis independentes deste estudo: proporção de vegetação nativa e diversidade de paisagem (Figura 3). Essas métricas foram aplicadas através de uma janela transitória (*moving window*) de 1.592 ha (133 X 133 pixels, 1px = 30 x 30 metros, ou seja, um quadrado de 3.990 m de lado) em um mapa (raster) com as informações sobre o uso do solo ao longo de toda a área de estudo. Este mapa de uso do solo foi produzido com base nos dados do MapBiomias coleção 3.1, referente ao ano de 2017, que foi extensamente editado e refinado utilizando imagens *Landsat 8*, particularmente no que se refere a classe consórcio entre pastagem e agricultura, na qual as áreas de pastagem foram inseridas a classe de pastagens e as áreas voltadas para agricultura foram inseridas a sua respectiva classe. As classes descritas como vegetação nativa (Formação florestal, Formação campestre e Formação savânica) também foram unificadas e classes que, somadas, possuíam menos de 3% da área da bacia (Mineração, não vegetada e não observada) foram descartadas. Dessa forma foram utilizadas as seguintes classes: Vegetação Nativa (Formação florestal, Formação savânica e Formação campestre), Silvicultura (mantida do raster original), Pastagem (mantida do raster original mais as correções), Agricultura (perene, semi-perene e mais as correções), Urbanização (mantida do raster original) e Água (mantida do raster original). O arquivo está disponível no site do Núcleo de Estudos em Ecologia Espacial e Desenvolvimento Sustentável (NEEDS, 2021).

Foi utilizado como indicador da heterogeneidade das paisagens o Índice de Shannon-Weaver, que retorna um valor de diversidade para toda a paisagem (Figura 3 A) de acordo com as proporções das classes de uso do solo identificadas dentro da janela utilizada (Antrop & Van Eetvelde, 2017), segundo a fórmula:

$$H(A) = - \sum_{i=1}^S p_i \cdot \log_2 p_i$$

Sendo: p_i a proporção de pixels da i -ésima classe. Foram utilizadas todas as classes, com exceção da Água, totalizando 5 classes.

A classe de uso Água não foi levada em consideração dentro do cálculo de heterogeneidade da paisagem pois, além de ocupar uma baixa proporção de área em comparação com a área total do estudo, as áreas de massa d'água foram evitadas

para seleção dos pontos. A seleção de pontos levou em consideração a presença de corpos d'água apenas dentro das áreas de vegetação nativa, que foram mapeados utilizando as informações de hidrografia disponibilizadas pela Fundação Brasileira de Desenvolvimento Sustentável (FBDS). Foram amostrados apenas pontos cuja a presença de corpos d'água tenha sido confirmada em campo. Os pontos foram selecionados a 50 - 100 metros de distância de lagos e barragens fora dos fragmentos ou altamente manejados, como medida para minimizar a influência de ambientes sem vegetação florestal nos pontos e restringir a amostragem apenas aos ambientes dentro dos remanescentes, focando a amostragem nas comunidades florestais acusticamente ativas.

Para o cálculo da proporção de vegetação nativa, foi aplicada uma função responsável por somar os pixels referentes à classe de vegetação nativa florestal e dividir este valor pela somatória de todos os pixels na janela, retornando assim o valor de proporção da classe de vegetação florestal para aquela paisagem (Figura 3 B), que foi então atribuído ao pixel central da janela.

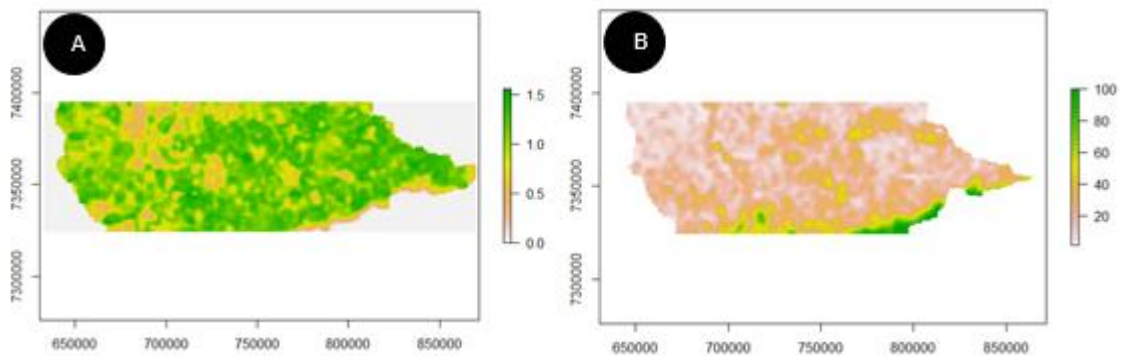


Figura 3. Resultados dos cálculos das métricas através das janelas transitórias. A) heterogeneidade das paisagens, calculada através do índice de Shannon-Weaver em janelas transitórias de 133x133 pixels (1.592 ha); B) Proporção de vegetação nativa em janelas transitórias de 133x133 pixels (1.592 ha).

A partir das informações de heterogeneidade e de proporção de vegetação nativa (Figura 3), foram definidas três categorias de heterogeneidade da paisagem baseadas na dispersão dos pontos (alta: mais de um desvio padrão acima da média; média: entre um desvio padrão para mais e para menos da média e baixa: mais de um desvio padrão abaixo da média) dentro do gradiente de proporção de vegetação nativa (Figura 4). Tais classes foram definidas para padronizar o que é alta, média e baixa heterogeneidade em cada ponto do gradiente de proporção de vegetação

nativa, permitindo a avaliação da relação da heterogeneidade com a proporção da vegetação nativa de forma independente da proporção. Todas as paisagens dentro destes agrupamentos foram consideradas como potenciais locais para a amostragem, desde que guardassem mais de 2.000 m de distância para a centróide de uma outra paisagem amostrada. A divisão por heterogeneidade não foi utilizada para seleção de áreas a partir de 85% de proporção de vegetação nativa, uma vez que as paisagens com essa proporção de vegetação nativa variam pouco em termos de heterogeneidade. A partir destas caracterizações das paisagens citadas, foram amostradas 77 paisagens (Figura 2), regularmente distribuídas ao longo do gradiente de proporção de vegetação nativa e das classes de heterogeneidade.

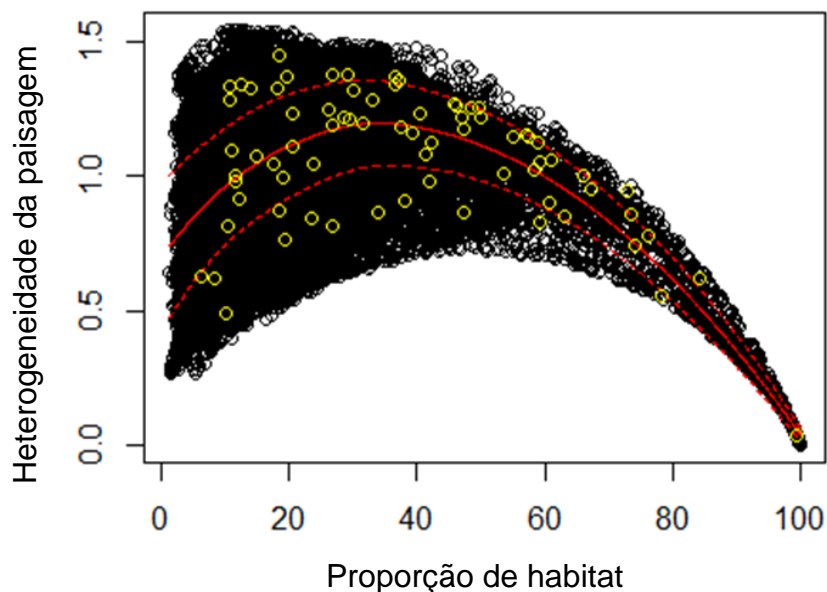


Figura 4. Heterogeneidade da paisagem em função da proporção de vegetação (habitat) nativa. A linha em vermelho sólido representa a média dos valores de heterogeneidade da paisagem, enquanto os tracejados representam um desvio padrão para mais e para menos da média. Os pontos amarelos representam as paisagens amostradas.

Amostragem dos locais

O levantamento da paisagem sonora foi realizado através de 25 gravadores autônomos de áudio (AudioMoth v1.1.0, da LabMaker) (HILL et al., 2019). Esses gravadores foram instalados em cada um dos locais amostrais por aproximadamente três semanas, entre os meses de Outubro de 2021 e Abril de 2022. Os gravadores foram instalados a uma distância de pelo menos 50 m das áreas de borda sempre que possível, pois em paisagens com baixa proporção de vegetação nativa muitos dos remanescentes eram pequenos e com formato alongado, e não foi possível guardar essa distância. Estes gravadores foram programados para registrar os sons ambiente

(48kHz) por 1 minuto, dentro de 10 minutos (9 minutos inativos e gravando o décimo) ao longo de 24h. A ordem de amostragem das áreas foi aleatoriamente definida de forma a permitir uma boa cobertura de cada um dos locais amostrais com independência nas amostragens.

Caracterização da diversidade local

Cinco índices acústicos foram escolhidos a partir de uma revisão da literatura pertinente (ELDRIDGE et al., 2016; BRADFER-LAWRENCE et al., 2019). Esses índices têm sido empregados em diferentes regiões tropicais e têm mostrado relações bastante consistentes com diferentes variáveis ecológicas para diferentes grupos taxonômicos em análises de paisagens (DEICHMANN et al., 2018; SUGAI et al., 2019, 2020; SÁNCHEZ-GIRALDO; CORREA AYRAM; DAZA, 2021). Os índices escolhidos foram os seguintes:

- a) Índice de entropia total (H):** A variação desse índice pode indicar maior riqueza do uso do espaço sonoro, inferindo sobre a diversidade da comunidade. Obtido como produto da entropia temporal e espectral ($H = H_{\text{temporal}} \times H_{\text{espectral}}$) valores próximos de 0 indicam um único sinal puro, aumentando com o número de bandas de frequências e amplitude ocupadas (SUEUR et al., 2008).
- b) Índice de diversidade acústica:** Utiliza a proporção de bandas com som dentro de cada frequência de bandas e calcula o Índice de Shannon-Weaver sobre a abundância de sons presentes no intervalo selecionado. Dessa forma, funciona como um indicador da diversidade de espécies, sendo uma medida de entropia do espectro sonoro que considera a distribuição da proporção de sinais pelo espectro possível. (VILLANUEVA-RIVERA et al., 2011).
- c) Índice de complexidade acústica:** Tem como base a diferença de amplitude entre uma amostra e a próxima dentro de uma determinada frequência de banda, em função da amplitude total desta banda. Este índice filtra sons constantes, gerando valores menores, e aumentando o valor para sons acusticamente mais variados, refletindo informações úteis para determinar, dentro da variação de intensidade dos sons produzidos, informações sobre a composição das comunidades acusticamente ativas do local. (PIERETTI; FARINA; MORRI, 2011).

- d) Índice de equitabilidade acústica:** Representa o nível de dominância dentro da comunidade e auxilia na descrição de parâmetros de diversidade das comunidades. Neste índice, os valores mais altos indicam desigualdade e/ou concentração da intensidade dos sons em uma faixa restrita de frequência, enquanto habitats acusticamente mais diversos produzem menores valores (VILLANUEVA-RIVERA et al., 2011).
- e) Índice de bioacústica:** O valor deste índice representa uma medida indicadora de riqueza de espécies. É calculado usando a área abaixo da frequência média do espectro sonoro, retornando uma medida do nível sonoro e do número de bandas de frequências usadas, levando em consideração a abundância e variação dos sons gravados (BOELMAN et al., 2007).

Tratamento e análise dos dados

O banco de dados de áudio obtido é composto por 359.715 minutos, com uma média de 4.666 ± 1.807 minutos por ponto. Para padronizar a quantidade de minutos por ponto, foi fixado um valor de 3.150 minutos, referente aos 21 primeiros dias de amostragem em cada paisagem, totalizando 242.550 minutos que foram utilizados para o cálculo dos índices.

Todos os índices foram executados usando os pacotes *seewave* v2.2.0 (SUEUR, 2018) e *soundecology* v1.3.3 (VILLANUEVA-RIVERA, 2013) no ambiente de programação R v4.0, utilizando o RStudio v1.4.1743. Foram utilizados os parâmetros padrão das funções provenientes destes pacotes (Tabela 1), aplicados aos arquivos de extensão WAV, usando o intervalo de frequência 0 a 10.000 Hz, onde foi constatado, através da visualização dos dados, a maior concentração dos sons gravados.

Tabela 1. Parâmetros padrões utilizados nas funções para o cálculo dos índices acústicos.

Índice	Parâmetros (Padrão)
Entropia total	Tamanho da janela = 512, método = "hill", suavizadores = NULL
Diversidade acústica	Limiar usado no cálculo = -50, Tamanho da banda = 1000, Calcular com o índice de Shannon = TRUE)
Complexidade acústica	Tamanho do cluster em segundos = 5, Tamanho da janela = 512
Equitabilidade acústica	Limiar usado no cálculo = -50, Tamanho da banda = 1000
Bioacústica	Tamanho da janela = 512

Inicialmente, os índices foram calculados com arquivos de áudio sem tratamento de ruído, buscando-se verificar a influência do ruído de fundo nos padrões observados. Após essas análises preliminares, observou-se a necessidade de se tratar o ruído de fundo dos arquivos de áudio, e então foi aplicada a função *rmnoise()* do pacote *seewave* nos arquivos de áudio, responsável por remover o ruído de fundo, sendo então gerados novamente os índices, agora com os áudios tratados.

As médias e medianas dos índices foram calculadas para os horários de maior interesse biológico das 05:00 às 09:00 e das 19:00 às 23:00. As divisões entre os períodos de interesse biológico levaram em consideração o período de maior atividade dos principais grupos de espécies acusticamente ativas, com as aves sendo mais ativas durante o amanhecer e, de forma mais esparsa, durante todo o dia (GIL; LLUSIA, 2020) e anfíbios anuros a partir das primeiras horas após o entardecer (WELLS; SCHWARTZ, 2006; WELLS, 2010). Com a posterior aplicação dos modelos, foi observada maior capacidade de explicação dos dados a partir da média, apesar de a mediana ser frequentemente utilizada por ser menos influenciada por valores extremos (ELDRIDGE et al., 2018; BRADFER-LAWRENCE et al., 2019; DRÖGE et al., 2021). Sendo assim, optou-se por apresentar os resultados a partir dos valores médios.

A correlação entre índices acústicos foi testada e apontou uma forte correlação entre o índice de diversidade acústica com os índices de equitabilidade acústica, entropia total e bioacústica (correlação > 0,8, Tabela 2), sendo selecionados apenas o índice de diversidade, que fornece informações sobre todo o espectro sonoro presente na paisagem, e a complexidade acústica, que traz informações mais específicas sobre a variabilidade dos sons presente, para as análises.

Tabela 2. Valores das correlações entre os índices deste estudo. ADI = Índice de diversidade acústica, ACI = Índice de complexidade acústica, AEI = Índice de equitabilidade acústica, H = Entropia total, BioA = Índice de bioacústica. Em negrito estão os valores das menores correlações.

Índice	ADI	ACI	AEI	H	BioA
ADI	1	-0,35	-0,99	0,94	-0,89
ACI	-0,35	1	0,35	-0,33	0,28
AEI	-0,99	0,35	1	-0,93	0,88
H	0,94	-0,33	-0,93	1	-0,92
BioA	-0,89	0,28	0,88	-0,92	1

Foram aplicados modelos lineares mistos (*Linear Mixed Models - LMM*) para explicar a variação dos dois índices acústicos selecionados (índice de diversidade e o índice de complexidade acústica), baseados na proporção de vegetação nativa e nas classes de Heterogeneidade da paisagem e o mês de instalação do gravador como efeito aleatório. As variáveis independentes foram escaladas, através da função *base scale* do R, permitindo que os parâmetros estimados fossem comparados entre os modelos (NASCIMENTO; CAMPOS-CERQUEIRA; BEARD, 2020). Os modelos foram executados com o intuito de observar a influência entre as variáveis resposta em função de: I) proporção de vegetação nativa, representando a hipótese A deste trabalho, II) proporção mais diversidade sem interação, representando as hipóteses B, C e D e III) proporção mais diversidade com interação, representando a hipótese E (Figura 1). Os R^2 condicionais e marginais foram calculados usando o pacote *SjPlot* (LÜDECKE, 2018) para estimar a proporção da variância explicada pelos efeitos fixos e aleatórios.

Os melhores modelos foram selecionados através do Critério de Informação de Akaike (AIC) (BURNHAM; ANDERSON, 2004) de maneira que modelos com diferentes formas de parâmetros (Figura 1A-E) e os de melhor suporte (menor AIC e $\Delta AIC < 2$) foram selecionados como os de maior suporte. Por apresentarem heterogeneidade igual entre os pontos, derivada da existência de uma classe de uso do solo, que impossibilitou a classificação segundo os critérios descritos, os pontos pertencentes à classe 85% - 100% de vegetação nativa (matas contínuas) foram removidos das análises. Dessa forma, a maior proporção de vegetação nativa considerada nas análises foi 85%. Dessa forma sendo considerados efetivamente nas análises 72 paisagens.

Resultados

Influência da proporção de vegetação nativa e das classes de heterogeneidade na diversidade e complexidade acústica

Para a diversidade acústica, tanto para o período de maior atividade de aves (05h às 09h), quanto para o período de maior atividade de anfíbios (19h às 23h), o único modelo com suporte ($\Delta AIC < 2$) foi o modelo composto pela proporção de habitat nativo. Para o período das 05h às 09h o R^2 condicional foi de 0,26 e o marginal de 0,12 e para o anoitecer 0,20 e 0,09 respectivamente (Tabela 3 e 4). Além disso, o

efeito da proporção da vegetação nativa é negativo na diversidade acústica, tanto para 05h às 09h, quanto para 19h às 23h (Figura 5A-B). Ademais, a variância dos dados é menor para o período de maior atividade de aves, do que para o período de maior atividade de anfíbios (Figura 5).

Tabela 3. Modelos para explicar a diversidade acústica ordenados em função do suporte (AIC), por período analisado. Os modelos com maior suporte estão em negrito.

Período	Modelo	AIC	Δ AIC	R2 cond	R2 marg
05h às 09h	Proporção	56,702	0,000	0,26	0,12
	Proporção + diversidade	64,228	7,525	0,27	0,14
	Proporção * diversidade	73,755	17,053	0,27	0,14
19h às 23h	Proporção	142,445	0,000	0,20	0,09
	Proporção + diversidade	145,327	2,883	0,33	0,08
	Proporção * diversidade	150,848	8,403	0,38	0,10

Tabela 4. Modelos para explicar a complexidade acústica ordenados em função do suporte (AIC), por período analisado. Os modelos com maior suporte estão em negrito.

Período	Modelo	AIC	Δ AIC	R2 cond	R2 marg
05h às 09h	Proporção * diversidade	507,504	0,000	0,29	0,21
	Proporção + diversidade	516,670	9,165	0,22	0,15
	Proporção	520,253	12,748	0,22	0,15
19h às 23h	Proporção * diversidade	614,009	0,000	0,42	0,18
	Proporção + diversidade	623,106	9,097	0,33	0,17
	Proporção	637,952	23,943	0,16	0,11

Para a complexidade acústica novamente apenas um modelo apresentou suporte (Δ AIC < 2), sendo que esse modelo era composto pela proporção da vegetação nativa, e pela diversidade das paisagens, além da interação entre a proporção da vegetação nativa e a heterogeneidade das paisagens, isso tanto para o período de 05h às 09h, quanto para o período de 19h às 23h (Figura 5A-B). Além disso, a relação entre a complexidade acústica e a proporção de vegetação nativa é

positiva, sendo que paisagens mais homogêneas apresentam um efeito mais acentuado da proporção da vegetação nativa, comparativamente a paisagens mais heterogêneas (Figura 6A-B). Para o período de 05h às 09h o R^2 condicional foi de 0,29 e o marginal 0,21, enquanto para o período de 19h às 23h o R^2 condicional foi de 0,42 e o marginal de 0,18.

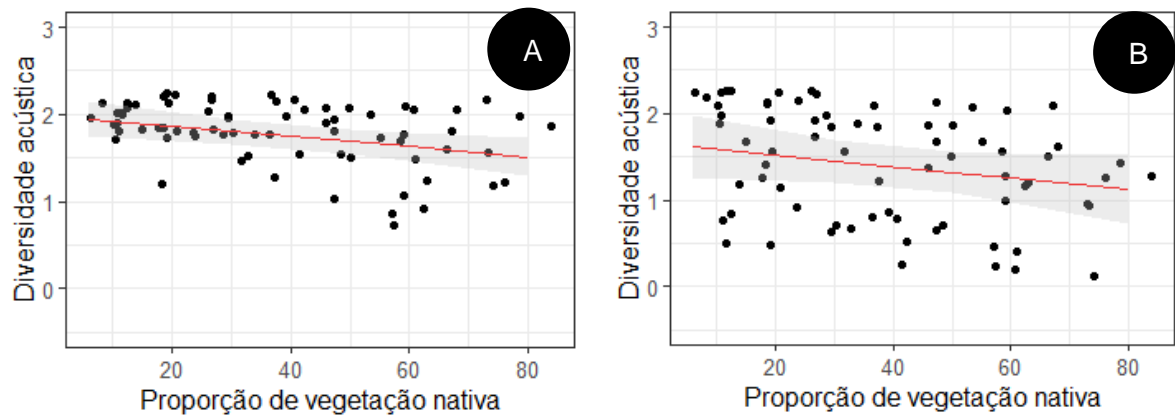
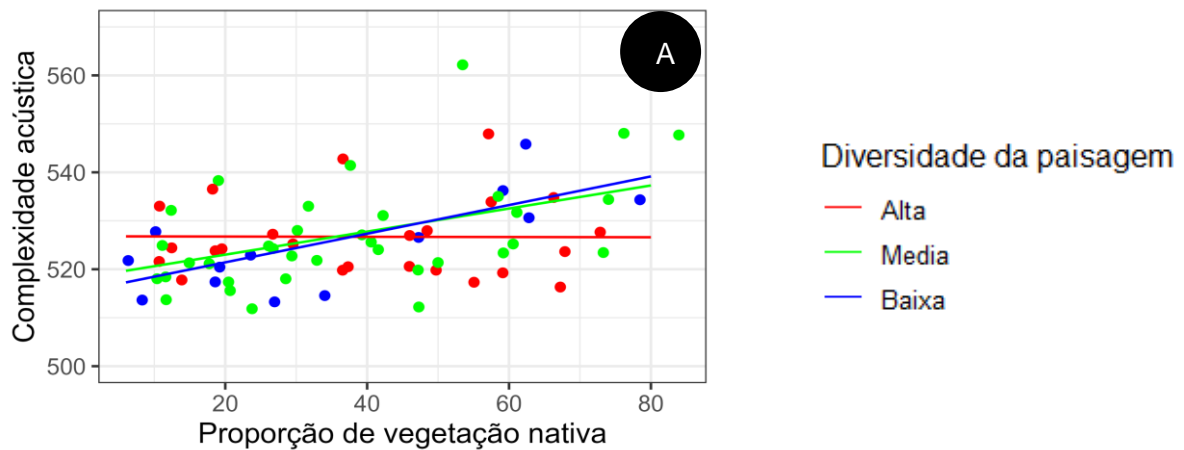


Figura 5. Resultados da LMM da média do índice de diversidade acústica por períodos e por local em função da proporção de vegetação nativa, sendo: A) Média do período de interesse biológico 05:00 às 09:00 horas por ponto em função da proporção de vegetação nativa e B) Média do período de interesse biológico 19:00 às 23:00 horas por ponto em função da proporção de vegetação nativa.



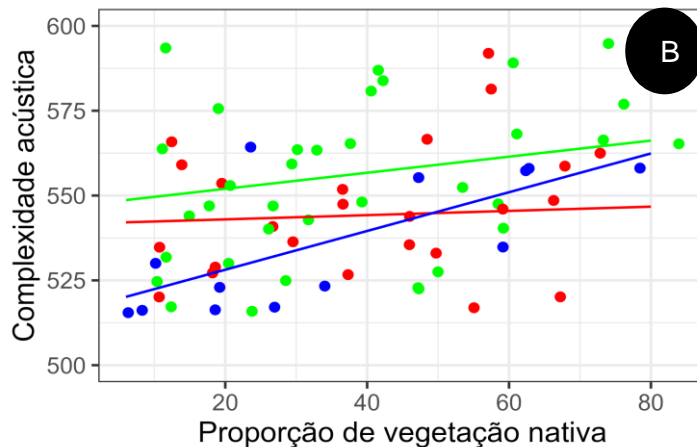


Figura 6. Resultados do índice de complexidade acústica das médias dos índices por períodos e por local em função da proporção da vegetação nativa, com a interação com a heterogeneidade da paisagem, para o modelo de menor AIC, sendo: A) Média do período de interesse biológico 05:00 às 09:00 horas por ponto e B) Média do período de interesse biológico 19:00 às 23:00 horas por ponto.

Discussão

Nossos resultados apontam que a proporção da vegetação nativa influencia a diversidade e a complexidade acústica, contudo de maneira distinta. Enquanto para a diversidade acústica a proporção de vegetação nativa apresentou um efeito negativo, ou seja, conforme aumenta a proporção de vegetação nativa diminui a diversidade acústica, para a complexidade acústica os efeitos foram predominantemente positivos, contudo, variaram em função da heterogeneidade de paisagem. Para paisagens homogêneas o efeito da proporção da vegetação nativa foram fortemente positivo, enquanto para paisagens mais heterogêneas os efeitos da proporção da vegetação nativa foram menos influentes (Figura 6). Além disso, paisagens heterogêneas apresentaram maior complexidade acústica até ~40% de vegetação nativa, comparativamente a paisagens mais homogêneas.

A proporção de vegetação nativa tem sido apontada como uma das variáveis mais importantes para explicar os padrões de biodiversidade em paisagens fragmentadas (BROOKS et al. 2002; FAHRIG 2003; 2013; MELO et al. 2017). Maiores quantidades de habitat nativo têm sido associadas a um maior número de espécies e a uma biodiversidade mais íntegra (MYERS; BERG; MANEAS, 2019; BARBARO et al., 2022). Contrariamente ao esperado, nossos resultados mostram que paisagens com menor proporção de vegetação nativa são acusticamente mais diversas (Figura 5). Com a redução do habitat nativo, as paisagens com menor proporção de vegetação nativa passam por uma gradativa substituição de espécies especialistas por outras

mais generalistas (MCKINNEY; LOCKWOOD, 1999; CLAVEL; JULLIARD; DEVICTOR, 2011). Além disso, em paisagens com menor proporção de vegetação nativa os fragmentos são menores, e as distâncias que os gravadores ficaram das áreas de borda e/ou áreas abertas era reduzida, o que certamente possibilitou a captação de sons de outros ambientes, além de possibilitar a captação de sons gerados pelo manejo da área do entorno. Além disso, paisagens mais degradadas tornam-se acusticamente dominadas por insetos (BURIVALOVA et al., 2022), que são os principais responsáveis por ocupar o espaço sonoro em regiões tropicais (AIDE et al., 2017), enquanto outros grupos são reduzidos (GASC et al., 2018; BURIVALOVA et al., 2022). Neste trabalho as espécies não foram identificadas, porém, os resultados da complexidade acústica sugerem a dominância por espécies de insetos, em conjunto com possíveis sons antrópicos, uma vez que o padrão sonoro é mais constante e repetitivo, produzindo valores mais baixos dentro do cálculo do índice (PIERETTI; FARINA; MORRI, 2011), contudo possuem uma grande influência no índice de diversidade acústica (VILLANUEVA-RIVERA et al., 2011), gerando o resultado observado neste índice.

Por outro lado, a complexidade acústica aumenta conforme aumenta a proporção de vegetação nativa, particularmente em paisagens homogêneas, onde o efeito da proporção da vegetação nativa é mais forte, comparativamente às paisagens com maior heterogeneidade (Figura 6). Paisagens com alta heterogeneidade sustentam uma maior complexidade acústica em reduzidas proporções de vegetação nativa (< 40-50%), comparativamente a paisagens homogêneas, sugerindo que em paisagens antropizadas, onde costumeiramente a proporção de habitat nativo remanescente é inferior a 50%, garantir altos índices de heterogeneidade das paisagens pode ser uma estratégia adequada para a manutenção da biodiversidade. A intensificação do uso do solo leva a homogeneização de paisagens (FAHRIG et al., 2011), o que sugere que mesmo mantendo a mesma proporção de vegetação nativa, essa intensificação pode reduzir a biodiversidade presente nessas paisagens, uma vez que paisagens homogêneas sustentam uma menor complexidade acústica. Na literatura, paisagens mais complexas, considerando aspectos relacionados à composição, configuração e dinamismo, contribuem para o aumento da produção agrícola, da resiliência de ecossistemas e do bem-estar humano (ESTRADA-CARMONA et al., 2022). A medida de heterogeneidade de paisagem aqui empregada considera particularmente aspectos relacionados à composição, um dos aspectos

mais estudados da complexidade de paisagem (ESTRADA-CARMONA et al., 2022), e com efeitos mais deletérios na homogeneização biótica (GÁMEZ-VIRUÉS et al., 2015).

Dentro dos espaços sonoros, a biodiversidade acusticamente ativa que os ocupam também varia em função do tempo e do espaço (BRIDGES; DORCAS, 2000; FARINA et al., 2015; STANLEY et al., 2016). Por exemplo, diferenças entre as paisagens acústicas diurnas e noturnas são esperadas uma vez que as comunidades acústicas que ocupam estes dois espaços possuem aspectos e comportamentos diferentes (FERREIRA et al., 2018; NASCIMENTO; CAMPOS-CERQUEIRA; BEARD, 2020; SCARPELLI et al., 2023, Figura 5 e 6). Além disso, as espécies ocupam diferentes locais dentro do espaço físico gravado. As aves se distribuem em toda a estrutura vertical do habitat, existindo aquelas que utilizam o dossel da floresta, o sub-bosque e a serrapilheira (MACARTHUR; MACARTHUR, 1961, AYEBAE et al., 2023). Já anuros são extremamente dependentes dos microhabitats e sítios reprodutivos específicos (HADDAD et al., 2013; ROSSA-FERES et al., 2017; NUNES-DE-ALMEIDA; HADDAD; TOLEDO, 2021), fazendo uso de bromélias, poças permanentes e temporárias, riachos, serrapilheira e até pequenos buracos no solo (HADDAD et al., 2013; TOLEDO et al., 2021), estando tão intrinsecamente ligadas ao ecossistema em que vivem que tais características são vinculadas ao risco de extinção (FONTANA et al. 2021). Os insetos por sua vez são extremamente influenciados pelo microclima local (RIEDE, 1993, MORYAMA; NUMATA, 2019), com uma aparente estratificação vertical (SCHMIDT; RÖMER; RIEDE, 2013). Somado a isso, as espécies acusticamente ativas também podem optar por habitats com a paisagem sonora mais favorável para execução de suas funções vinculadas à vocalização (MULLET; FARINA; GAGE, 2017), por exemplo os anuros, que costumam se aglomerar em sítios reprodutivos na qual já exista um conjunto de vocalizações (BUXTON; WARD; SPERRY, 2015). Nesses contextos uma maior complexidade acústica também indica maior qualidade ou aptidão do habitat (MULLET; FARINA; GAGE, 2017; SANGERMANO, 2022).

Portanto, paisagens com proporções de vegetação nativa superiores a 40%, possuem habitats melhores que as paisagens inferiores a 40% de vegetação nativa. Da mesma forma, paisagens com alta heterogeneidade da paisagem possuem melhores habitats em paisagens < 40% de vegetação nativa quando comparado a

paisagens com baixa heterogeneidade da paisagem neste mesmo intervalo de vegetação nativa.

Em conjunto com a distribuição dentro do habitat, espécies com nichos diferentes possuem características funcionais diferentes, que refletem na forma que elas coexistem e influenciam o funcionamento do ecossistema (i.e. diversidade funcional, TILMAN, 2001; MCGILL et al., 2006). Esse conjunto de características funcionais proveniente da biodiversidade pode ser considerada a maior determinante para as dinâmicas e funcionamento de comunidades e ecossistemas (TILMAN; ISBELL; COWLES, 2014), com um grande papel na provisão e permanência de diversas funções ecossistêmicas e de seus respectivos serviços ecossistêmicos (BROCKERHOFF et al., 2017). Em alguns casos as variáveis acústicas são capazes de acessar informações quanto a diversidade funcional (i.e. diversidade de características) e, principalmente, a diversidade filogenética em aves (GASC et al., 2013), contudo abordagens específicas precisam ser tomadas para avaliar tal relação. Porém, existe uma relação entre riqueza e composição com a diversidade funcional e a redundância existente nesta diversidade funcional (TILMAN, 2001; PETCHEY; GASTON, 2002), além de diferentes respostas quanto à influência do habitat e de características da paisagem (TSCHARNTKE et al., 2008; LEE; MARTIN, 2017; ALMEIDA-GOMES et al., 2019; BITANI et al., 2023). Dessa forma o aumento de biodiversidade e da qualidade do habitat nas paisagens > 40% de vegetação nativa e em paisagens com alta heterogeneidade, quando < 40% de vegetação nativa, podem indicar uma maior diversidade funcional.

Conclusão

Os resultados mostram que uma estratégia de se garantir a manutenção da biodiversidade em paisagens com reduzida proporção de habitat nativo (< 40%) é garantir a manutenção de elevada heterogeneidade de paisagem. Para tal, estratégias mais sustentáveis podem ser empregadas, como a diversificação do plantio, redução dos tamanhos dos campos e manutenção de habitats naturais e seminaturais dentro da paisagem (TSCHARNTKE et al., 2021, ANUNCIAÇÃO et al., 2021). Vale ressaltar que esse processo de manutenção de alta heterogeneidade da paisagem depende de um esforço conjunto de várias áreas do conhecimento e o setor público e privado, começando com o próprio proprietário (ESTRADA-CARMONA et al., 2022).

Formas mais sustentáveis de produção que permitam o aumento da heterogeneidade da paisagem e, conseqüentemente, a complexidade dessas paisagens também devem ser aplicadas junto com a recuperação da vegetação nativa. Uma vez que as paisagens com altas proporções de habitat nativo são únicas em termos de capacidade de suporte à biodiversidade acusticamente ativa e suas funções e serviços. Com 40% de proporção de vegetação em paisagens intensificadas e homogêneas estariam garantidos diversas funções exercidas pelas comunidades vinculadas à estrutura de paisagem para os grupos mencionados, como observados por outros trabalhos (MARTENSEN et al., 2012; ANUNCIAÇÃO et al., 2021) e em paisagem que favorecem a preservação de áreas maiores de vegetação nativa, esses valores podem chegar entre 60% a 80%. Com isso em mente, conclui-se que é imprescindível o desenvolvimento de planos de gestão da paisagem visando a recuperação de paisagem para os valores observados de interação em áreas intensificadas e homogêneas, aumentando sua heterogeneidade e proporção de vegetação, garantindo assim a manutenção da biodiversidade e dos seus serviços vinculados nestes ambientes fragilizados.

Este estudo aponta importantes informações para recuperação e manutenção da biodiversidade acusticamente ativa dentro de paisagem intensificadas e/ou homogêneas, atualmente incapazes de suportar muitas espécies e restritas ao provimento de poucos serviços ecossistêmicos. Aplicar os resultados aqui observados seria um grande passo para alcançar paisagens multifuncionais, conciliando biodiversidade e produção de bens e *commodities*.

Referências bibliográficas

AIDE, T. M. et al. Species Richness (of Insects) Drives the Use of Acoustic Space in the Tropics. *Remote Sensing*, v. 9, n. 11, p. 1096, nov. 2017.

ALMEIDA-GOMES, M.; ROCHA, C. F. D. Habitat Loss Reduces the Diversity of Frog Reproductive Modes in an Atlantic Forest Fragmented Landscape. ***Biotropica***, v. 47, n. 1, p. 113–118, 2015.

ALMEIDA- GOMES, M. et al. Habitat amount drives the functional diversity and nestedness of anuran communities in an Atlantic Forest fragmented landscape. ***Biotropica***, v. 51, n. 6, p. 874-884, 2019.

ANUNCIAÇÃO, P. R. et al. Taxonomic and functional threshold responses of vertebrate communities in the Atlantic Forest Hotspot. ***Biological Conservation***, v. 257, p. 109137, 1 maio 2021.

- ARAÚJO, J. C. L. et al. Passivo ambiental das Áreas de Preservação Permanentes (APPs) ripárias do Sudoeste Paulista. In: SILVA, N. F. N. SANTOS, L.L. MARTENSEN, A. C. FERREIRA, I. E. P. (Org.). **Alternativas para o Desenvolvimento Sustentável do Sudoeste Paulista**. Editora Científica Digital. p. 138-155. 2021.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V. et al. Designing optimal human-modified landscapes for forest biodiversity conservation. **Ecology Letters**, v. 23, n. 9, p. 1404–1420, 2020.
- BARBARO, L. et al. Linking acoustic diversity to compositional and configurational heterogeneity in mosaic landscapes. **Landscape Ecology**, v. 37, n. 4, p. 1125–1143, 1 abr. 2022.
- AYEBARE, S. et al. An environmental habitat gradient and within-habitat segregation enable co-existence of ecologically similar bird species. **Proceedings of the Royal Society B**, v. 290, n. 2005, p. 20230467, 2023.
- BENCHIMOL, M. et al. Translating plant community responses to habitat loss into conservation practices: Forest cover matters. **Biological Conservation**, v. 209, p. 499–507, 1 maio 2017.
- BENNETT, A. F.; NIMMO, D. G.; RADFORD, J. Q. Riparian vegetation has disproportionate benefits for landscape-scale conservation of woodland birds in highly modified environments. **Journal of Applied Ecology**, v. 51, n. 2, p. 514–523, 2014.
- BITANI, N. et al. Avian species functional diversity and habitat use: The role of forest structural attributes and tree diversity in the Midlands Mistbelt Forests of KwaZulu- Natal, South Africa. **Ecology and Evolution**, v. 13, n. 9, 2023.
- BOELMAN, N. T. et al. Multi-trophic invasion resistance in Hawaii: bioacoustics, field surveys, and airborne remote sensing. **Ecological Applications: A Publication of the Ecological Society of America**, v. 17, n. 8, p. 2137–2144, dez. 2007.
- BOWEN, M. E. et al. Regrowth forests on abandoned agricultural land: A review of their habitat values for recovering forest fauna. **Biological Conservation**, v. 140, n. 3–4, p. 273–296, dez. 2007.
- BRADFER-LAWRENCE, T. et al. Guidelines for the use of acoustic indices in environmental research. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 10, n. 10, p. 1796–1807, out. 2019.
- BRIDGES, A. S.; DORCAS, M. E. Temporal Variation in Anuran Calling Behavior: Implications for Surveys and Monitoring Programs. **Copeia**, v. 2000, n. 2, p. 587–592, 1 maio 2000.
- BROOKS, T. M. et al. Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. **Conservation biology**, v. 16, n. 4, p. 909-923, 2002.
- BURIVALOVA, Z. et al. Loss of temporal structure of tropical soundscapes with intensifying land use in Borneo. **Science of The Total Environment**, v. 852, p. 158268, 15 dez. 2022.
- BUXTON, V. L.; WARD, M. P.; SPERRY, J. H. Use of chorus sounds for location of breeding habitat in 2 species of anuran amphibians. **Behavioral Ecology**, v. 26, n. 4, p. 1111-1118, 2015.

CAMPOS-CERQUEIRA, M. et al. How does FSC forest certification affect the acoustically active fauna in Madre de Dios, Peru? **Remote Sensing in Ecology and Conservation**, v. 6, n. 3, p. 274–285, 2020.

CAMPOS-CERQUEIRA, M.; AIDE, T. M. Improving distribution data of threatened species by combining acoustic monitoring and occupancy modelling. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 7, n. 11, p. 1340–1348, 2016.

CARDINALE, B. J. et al. Effects of biodiversity on the functioning of trophic groups and ecosystems. **Nature**, v. 443, n. 7114, p. 989–992, out. 2006.

CARDINALE, B. J. et al. Biodiversity loss and its impact on humanity. **Nature**, v. 486, n. 7401, p. 59–67, 7 jun. 2012.

CARMONA, C. P. et al. Agriculture intensification reduces plant taxonomic and functional diversity across European arable systems. **Functional Ecology**, v. 34, n. 7, p. 1448–1460, 2020.

CBH-ALPA (Conselho da Bacia Hidrográfica do Alto Paranapanema). **Relatório de situação dos recursos hídricos das bacias hidrográficas de São Paulo: unidade de gerenciamento de recursos hídricos – Alto Paranapanema – UGRHI-14**. 2014. Disponível em: <http://www.sigrh.sp.gov.br/public/uploads/documents/8124/rs_2014_cbhalpa_vfinal_of.pdf> Acesso em: Dezembro/2020

CBH-ALPA (Conselho da Bacia Hidrográfica do Alto Paranapanema). **Plano da Bacia Hidrográfica do Alto Paranapanema (UGRHI 14) 2016-2017**. 2017 Disponível em: <<http://www.sigrh.sp.gov.br/cbhalpa/apresentacao>>. Acesso em: Janeiro/2021

CHAPIN, F. S.; MATSON, P. A.; VITOUSEK, P. M. Landscape Heterogeneity and Ecosystem Dynamics. Em: CHAPIN, F. S.; MATSON, P. A.; VITOUSEK, P. M. (Eds.). **Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology**. New York, NY: Springer, 2011. p. 369–397.

CLAVEL, J.; JULLIARD, R.; DEVICTOR, V. Worldwide decline of specialist species: toward a global functional homogenization? **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 9, n. 4, p. 222–228, 2011.

COELHO, M. T. P. et al. The effects of landscape structure on functional groups of Atlantic forest birds. **The Wilson Journal of Ornithology**, v. 128, n. 3, p. 520–534, 1 set. 2016.

COLLINS, S. J.; FAHRIG, L. Responses of anurans to composition and configuration of agricultural landscapes. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 239, p. 399–409, fev. 2017.

DEICHMANN, J. L. et al. It's time to listen: there is much to be learned from the sounds of tropical ecosystems. **Biotropica**, v. 50, n. 5, p. 713–718, set. 2018.

DESJONQUÈRES, C. et al. Acoustic species distribution models (aSDMs): A framework to forecast shifts in calling behaviour under climate change. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 13, n. 10, p. 2275–2288, 2022.

DESJONQUÈRES, C.; GIFFORD, T.; LINKE, S. Passive acoustic monitoring as a potential tool to survey animal and ecosystem processes in freshwater environments. **Freshwater Biology**, v. 65, n. 1, p. 7–19, 2020.

- DRÖGE, S. et al. Listening to a changing landscape: Acoustic indices reflect bird species richness and plot-scale vegetation structure across different land-use types in north-eastern Madagascar. **Ecological Indicators**, v. 120, p. 106929, 1 jan. 2021.
- ELDRIDGE, A. et al. A new method for ecoacoustics? Toward the extraction and evaluation of ecologically-meaningful soundscape components using sparse coding methods. **PeerJ**, v. 4, 30 jun. 2016.
- ELDRIDGE, A. et al. Sounding out ecoacoustic metrics: Avian species richness is predicted by acoustic indices in temperate but not tropical habitats. **Ecological Indicators**, v. 95, p. 939–952, 1 dez. 2018.
- ESTRADA-CARMONA, N. et al. Complex agricultural landscapes host more biodiversity than simple ones: A global meta-analysis. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 119, n. 38, 2022.
- FARINA, A. Soundscape and Landscape Ecology. Em: FARINA, A. (Ed.). **Soundscape Ecology: Principles, Patterns, Methods and Applications**. Dordrecht: Springer Netherlands, 2014. p. 1–28.
- FARINA, A. et al. Spatial and temporal variation of bird dawn chorus and successive acoustic morning activity in a Mediterranean landscape. **Bioacoustics**, v. 24, n. 3, p. 269–288, 2 set. 2015.
- FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual review of ecology, evolution, and systematics**, v. 34, n. 1, p. 487-515, 2003.
- FAHRIG, L. et al. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. **Ecology Letters**, v. 14, n. 2, p. 101–112, 2011.
- FAHRIG, L. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. **Journal of Biogeography**, v. 40, n. 9, p. 1649-1663, 2013.
- FERREIRA, L. et al. What do insects, anurans, birds, and mammals have to say about soundscape indices in a tropical savanna. **Journal of Ecoacoustics**, v. 2, p. PVH6YZ, 27 fev. 2018.
- FOLEY, J. A. et al. Global Consequences of Land Use. **Science**, v. 309, n. 5734, p. 570–574, 22 jul. 2005.
- FULLER, S. et al. Connecting soundscape to landscape: Which acoustic index best describes landscape configuration? **Ecological Indicators**, v. 58, p. 207–215, nov. 2015.
- GÁMEZ-VIRUÉS, S. et al. Landscape simplification filters species traits and drives biotic homogenization. **Nature Communications**, v. 6, n. 1, p. 8568, 20 out. 2015.
- GASC, A. et al. Soundscapes reveal disturbance impacts: biophonic response to wildfire in the Sonoran Desert Sky Islands. **Landscape Ecology**, v. 33, n. 8, p. 1399–1415, 1 ago. 2018.
- GIBB, R. et al. Emerging opportunities and challenges for passive acoustics in ecological assessment and monitoring. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 10, n. 2, p. 169–185, 2019.

GIL, D.; LLUSIA, D. The Bird Dawn Chorus Revisited. Em: AUBIN, T.; MATHEVON, N. (Eds.). **Coding Strategies in Vertebrate Acoustic Communication**. Animal Signals and Communication. Cham: Springer International Publishing, 2020. p. 45–90.

GOMES-MELLO, F. et al. Frog community composition-environment relationships vary over time: Are snapshot studies of metacommunity dynamics useful? **Basic and Applied Ecology**, v. 56, p. 85–96, 1 nov. 2021.

GOUVEIA, I. C. MC et al. **Atlas Geoambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Paranapanema**. FCT/UNESP, Presidente Prudente, 2018. 66p.

GOULART, F. F.; CARVALHO-RIBEIRO, S.; SOARES-FILHO, B. Farming-Biodiversity Segregation or Integration? Revisiting Land Sparing versus Land Sharing Debate. **Journal of Environmental Protection**, v. 7, n. 7, p. 1016–1032, 6 jun. 2016.

GRASS, I. et al. Land-sharing/-sparing connectivity landscapes for ecosystem services and biodiversity conservation. **People and Nature**, v. 1, n. 2, p. 262–272, 2019.

HADDAD, C. F. et al. **Guia dos anfíbios da Mata Atlântica: diversidade e biologia**. [s.l.] Anolis Books, 2013.

HERRMANN, H. L. et al. Effects of landscape characteristics on amphibian distribution in a forest-dominated landscape. **Biological Conservation**, v. 123, n. 2, p. 139–149, 1 maio 2005.

HILL, A. P. et al. AudioMoth: A low-cost acoustic device for monitoring biodiversity and the environment. **HardwareX**, v. 6, p. e00073, 1 out. 2019.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). **Censo Agropecuário 2017**. Disponível em: <https://censoagro2017.ibge.gov.br/templates/censo_agro/resultadosagro/index.html>. Acesso em: Jan/2023.

ISBELL, F. et al. Linking the influence and dependence of people on biodiversity across scales. **Nature**, v. 546, n. 7656, p. 65–72, jun. 2017.

LEE, M. B.; MARTIN, J. A. Avian species and functional diversity in agricultural landscapes: does landscape heterogeneity matter?. **PloS one**, v. 12, n. 1, 2017.

LOREAU, M. Biodiversity and Ecosystem Functioning: Current Knowledge and Future Challenges. **Science**, v. 294, n. 5543, p. 804–808, 26 out. 2001.

LÜDECKE, D. **sjPlot - Data Visualization for Statistics in Social Science**. Zenodo, , 18 dez. 2018. Disponível em: <<https://zenodo.org/record/2400856>>. Acesso em: 25 jun. 2023

MACARTHUR, R. H.; MACARTHUR, J. W. On bird species diversity. **Ecology**, v. 42, n. 3, p. 594-598, 1961.

MANGELS, J. et al. Diversity and trait composition of moths respond to land-use intensification in grasslands: generalists replace specialists. **Biodiversity and Conservation**, v. 26, n. 14, p. 3385–3405, 1 dez. 2017.

MARTENSEN, A. C. et al. Associations of Forest Cover, Fragment Area, and Connectivity with Neotropical Understory Bird Species Richness and Abundance: Modulators of Avifaunal Composition. **Conservation Biology**, v. 26, n. 6, p. 1100–1111, dez. 2012.

- MARTENSEN, A. C.; SAURA, S.; FORTIN, M.-J. Spatio-temporal connectivity: assessing the amount of reachable habitat in dynamic landscapes. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 8, n. 10, p. 1253–1264, 2017.
- MATSINOS, Y. G. et al. Spatio-temporal variability in human and natural sounds in a rural landscape. **Landscape Ecology**, v. 23, n. 8, p. 945–959, 1 out. 2008.
- MCKINNEY, M. L.; LOCKWOOD, J. L. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 14, n. 11, p. 450–453, 1 nov. 1999.
- MELO, G. L. et al. Testing the habitat amount hypothesis for South American small mammals. **Biological Conservation**, v. 209, p. 304–314, 2017.
- MITCHELL, S. L. et al. Spatial replication and habitat context matters for assessments of tropical biodiversity using acoustic indices. **Ecological Indicators**, v. 119, p. 106717, 1 dez. 2020.
- MORANTE-FILHO, J. C.; BENCHIMOL, M.; FARIA, D. Landscape composition is the strongest determinant of bird occupancy patterns in tropical forest patches. **Landscape Ecology**, v. 36, n. 1, p. 105–117, jan. 2021.
- MORIYAMA, M.; NUMATA, H. Ecophysiological responses to climate change in cicadas. **Physiological Entomology**, v. 44, n. 2, p. 65–76, 2019.
- MYERS, D.; BERG, H.; MANEAS, G. Comparing the soundscapes of organic and conventional olive groves: A potential method for bird diversity monitoring. **Ecological Indicators**, v. 103, p. 642–649, 1 ago. 2019.
- NASCIMENTO, L. A.; CAMPOS-CERQUEIRA, M.; BEARD, K. H. Acoustic metrics predict habitat type and vegetation structure in the Amazon. **Ecological Indicators**, v. 117, p. 106679, out. 2020.
- NEEDS (Núcleo de Estudos Espaciais e Desenvolvimento Sustentável). **Mapeamentos**. Disponível em: < <https://www.needs.ufscar.br/mapeamentos>>. Acesso em: Janeiro, 2021.
- NEWBOLD, T. et al. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. **Nature**, v. 520, n. 7545, p. 45–50, abr. 2015.
- NUNES-DE-ALMEIDA, C. H. L.; HADDAD, C. F. B.; TOLEDO, L. F. A revised classification of the amphibian reproductive modes. **Salamandra**, v. 57, n. 3, p. 413–427, 2021.
- OLDEN, J. D. et al. Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 19, n. 1, p. 18–24, jan. 2004.
- PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. Functional diversity (FD), species richness and community composition. **Ecology letters**, v. 5, n. 3, p. 402–411, 2002.
- PIRETTI, N.; FARINA, A.; MORRI, D. A new methodology to infer the singing activity of an avian community: The Acoustic Complexity Index (ACI). **Ecological Indicators**, v. 11, n. 3, p. 868–873, 1 maio 2011.
- RIBEIRO, J. W.; SUGAI, L. S. M.; CAMPOS-CERQUEIRA, M. Passive acoustic monitoring as a complementary strategy to assess biodiversity in the Brazilian Amazonia. **Biodiversity and Conservation**, v. 26, n. 12, p. 2999–3002, 1 nov. 2017.

- RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, Conservation Issues in the Brazilian Atlantic Forest. v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 1 jun. 2009.
- RIEDE, K.. Monitoring biodiversity: analysis of Amazonian rainforest sounds. **Ambio**, p. 546-548, 1993.
- ROQUE, F. O. et al. Warning signals of biodiversity collapse across gradients of tropical forest loss. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, p. 1622, 26 jan. 2018.
- ROSSA-FERES, D. et al. Anfíbios da Mata Atlântica: Lista de espécies, histórico dos estudos, biologia e conservação. Em: **Revisões em Zoologia, Mata Atlântica**. [s.l: s.n.]. p. 237–314. 2017.
- SÁNCHEZ-GIRALDO, C.; CORREA AYRAM, C.; DAZA, J. M. Environmental sound as a mirror of landscape ecological integrity in monitoring programs. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 19, n. 3, p. 319–328, 1 jul. 2021.
- SCARPELLI, M. D. A. et al. Soundscape phenology: The effect of environmental and climatic factors on birds and insects in a subtropical woodland. **Science of The Total Environment**, v. 878, p. 163080, 20 jun. 2023.
- SCARPELLI, M. D. A.; RIBEIRO, M. C.; TEIXEIRA, C. P. What does Atlantic Forest soundscapes can tell us about landscape? **Ecological Indicators**, v. 121, p. 107050, 1 fev. 2021.
- SCHMIDT, A. K. D.; RÖMER, H.; RIEDE, K.. Spectral niche segregation and community organization in a tropical cricket assemblage. **Behavioral Ecology**, v. 24, n. 2, p. 470-480, 2013.
- SEADE. **PIB dos municípios paulistas 2002-2014**. SEADE GOV. 2017. Disponível em: <http://www.seade.gov.br/produtos/midia/2017/07/PIB_2002_2014_FINAL_reduzido.pdf>. Acesso em: Out/2020.
- SEMLITSCH, R. D.; BODIE, J. R. Biological Criteria for Buffer Zones around Wetlands and Riparian Habitats for Amphibians and Reptiles. **Conservation Biology**, v. 17, n. 5, p. 1219–1228, 2003.
- SHAMON, H. et al. Using ecoacoustics metrics to track grassland bird richness across landscape gradients. **Ecological Indicators**, v. 120, p. 106928, 1 jan. 2021.
- SMITH, A. C.; FAHRIG, L.; FRANCIS, C. M. Landscape size affects the relative importance of habitat amount, habitat fragmentation, and matrix quality on forest birds. **Ecography**, v. 34, n. 1, p. 103–113, fev. 2011.
- SPIESMAN, B. J. et al. Bumble bee colony growth and reproduction depend on local flower dominance and natural habitat area in the surrounding landscape. **Biological Conservation**, v. 206, p. 217–223, 1 fev. 2017.
- STANLEY, C. Q. et al. Insect noise avoidance in the dawn chorus of Neotropical birds. **Animal Behaviour**, v. 112, p. 255–265, 1 fev. 2016.
- SUEUR, J. et al. Rapid Acoustic Survey for Biodiversity Appraisal. **PLoS ONE**, v. 3, n. 12, p. e4065, 30 dez. 2008.

SUEUR, J. et al. Global estimation of animal diversity using automatic acoustic sensors. Em: **Sensors for Ecology**. [s.l.: s.n.]. p. 99–117.

SUEUR, J. **Sound Analysis and Synthesis with R**. Cham: Springer International Publishing, 2018.

SUGAI, L. S. M. et al. Terrestrial Passive Acoustic Monitoring: Review and Perspectives. **BioScience**, v. 69, n. 1, p. 15–25, 1 jan. 2019.

SUGAI, L. S. M. et al. A roadmap for survey designs in terrestrial acoustic monitoring. **Remote Sensing in Ecology and Conservation**, v. 6, n. 3, p. 220–235, 2020.

TABARELLI, M. et al. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation**, v. 143, n. 10, p. 2328–2340, out. 2010.

TILMAN, D.; ISBELL, F.; COWLES, J. M. Biodiversity and Ecosystem Functioning. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 45, n. 1, p. 471–493, 2014.

TITTENSOR, D. P. et al. A mid-term analysis of progress toward international biodiversity targets. **Science**, v. 346, n. 6206, p. 241–244, 10 out. 2014.

TOLEDO, L. F. et al. **Anfíbios da Mata Atlântica**. Aplicativo de celular. Econature, Consultoria, Pesquisa e Educação ambiental. Versão 1.0.0. 2021

TSCHARNTKE, T. et al. Landscape constraints on functional diversity of birds and insects in tropical agroecosystems. **Ecology**, v. 89, n. 4, p. 944–951, 2008.

TSCHARNTKE, T. et al. Beyond organic farming—harnessing biodiversity-friendly landscapes. **Trends in ecology & evolution**, v. 36, n. 10, p. 919–930, 2021.

TUCKER, D. et al. Linking ecological condition and the soundscape in fragmented Australian forests. **Landscape Ecology**, v. 29, n. 4, p. 745–758, 1 abr. 2014.

TURNER, M. G. Disturbance and landscape dynamics in a changing world. **Ecology**, v. 91, n. 10, p. 2833–2849, out. 2010.

VILLANUEVA-RIVERA, L. J. et al. A primer of acoustic analysis for landscape ecologists. **Landscape Ecology**, v. 26, n. 9, p. 1233–1246, nov. 2011.

VARGAS-CÁRDENAS, F. et al. Landscape forest loss decreases bird diversity with strong negative impacts on forest species in a mountain region. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 20, n. 4, p. 386–393, 1 out. 2022.

WELLS, K. D. **The Ecology and Behavior of Amphibians**. [s.l.] University of Chicago Press, 2010.

WELLS, K. D.; SCHWARTZ, J. J. The Behavioral Ecology of Anuran Communication. Em: NARINS, P. M. et al. (Eds.). **Hearing and Sound Communication in Amphibians**. Springer Handbook of Auditory Research. New York, NY: Springer, 2006. p. 44–86.

4. Capítulo 2 - Influência da proporção de vegetação nativa na composição e riqueza de anfíbios anuros na bacia do Alto Paranapanema, São Paulo, Brasil

Araújo, J.C.L., São Pedro, V.A. e Martensen, A.C. a ser submetido para Biological Conservation

RESUMO

A intensificação do uso do solo altera padrões espaciais, homogeneizando paisagens e limitando a vegetação nativa a áreas de baixa aptidão agrícola. Apesar de ser um processo conhecido, ainda há muito a ser descoberto sobre seu efeito na biodiversidade local. Neste capítulo o objetivo principal é avaliar a influência da proporção da vegetação nativa na riqueza e composição da anurofauna do Alto Paranapanema, sudoeste do estado de São Paulo. Foram amostradas 77 paisagens variando entre 5 e 100% de vegetação nativa, usando gravadores de áudio, entre Outubro/2021 e Abril/2022. Foi utilizado o algoritmo de *pattern matching*, na plataforma Arbimon, para a identificação das espécies. Para verificar a similaridade entre os pontos dentro do gradiente, foram criadas classes de proporção e então aplicado o índice de *Jaccard*. Foram encontradas 46 espécies pertencentes a nove famílias. Os resultados mostram que a proporção de vegetação nativa possui uma grande influência na riqueza e, principalmente, na composição das comunidades de anuros do Alto Paranapanema. Existem espécies que são exclusivas de áreas com menos de 35% de proporções de vegetação nativa e superiores a 65%, existindo aquelas com ocorrência apenas dentro das áreas de mata continua. Este estudo aponta o papel da proporção de vegetação nativa na composição da anurofauna, ressaltando a importância da manutenção de áreas com grande remanescentes e alta proporção, pois oferecem características ambientais únicas para a ocorrência de espécies mais especialistas e ameaçadas. Tais informações são importantes para a conservação da anurofauna dentro de paisagens alteradas, trazendo subsídios para o manejo de paisagens multifuncionais.

Palavras-chave: Anuros; Composição; Ecologia de Paisagens; Vegetação nativa.

ABSTRACT

Land use intensification alters spatial patterns, homogenizing landscapes and restricting native vegetation to areas with low agricultural suitability. Despite being a known process, there is still much to be discovered about its effect on local biodiversity. In this chapter, the main objective is to assess the influence of the proportion of native vegetation on the richness and composition of the anuran fauna in the Alto Paranapanema region, southwestern São Paulo state. Seventy-seven landscapes were sampled, ranging from 5 to 100% native vegetation, using audio recorders between October 2021 and April 2022. The pattern-matching algorithm on the Arbimon platform was used for species identification. To assess the similarity between points along the gradient, proportion classes were created, and the Jaccard index was applied. 46 species from nine families were found. The results indicate that the proportion of native vegetation has a significant influence on both the richness and, especially, the composition of anuran communities in the Alto Paranapanema region. There are species that are exclusive to areas with less than 35% proportions of native vegetation and greater than 65%, and there are those that occur only within areas of continuous forest. This study highlights the role of the proportion of native vegetation in the composition of the anurofauna, highlighting the importance of maintaining areas with large remnants and a high proportion, as they offer unique environmental characteristics for the occurrence of more specialist and threatened species. Such information is important for the conservation of anurofauna within altered landscapes, providing support for the management of multifunctional landscapes.

Keywords: Anurans, Composition, Landscape ecology, Native vegetation

Introdução

A intensificação do uso do solo, motivada pela crescente demanda por alimentos, biocombustíveis e fibras (FOLEY et al., 2005), altera os padrões espaciais de ocupação do território, em um processo no qual paisagens, antes heterogêneas e dinâmicas, perdem complexidade, tornando-se espacialmente homogêneas e temporalmente estáticas (TURNER, 2010; CHAPIN; MATSON; VITOUSEK, 2011; MARTENSEN; SAURA; FORTIN, 2017). Essa intensificação traz também externalidades, como o aumento do uso de pesticidas e fertilizantes sintéticos (GREEN, 2005), e a redução no tamanho e o aumento do isolamento dos ambientes naturais (FAHRIG et al., 2011; QIU; TURNER, 2015; NEWBOLD et al., 2019), confinando os remanescentes de vegetação nativa a áreas de baixa aptidão agrícola (BOWEN et al., 2007; TABARELLI et al., 2010), com reduzida conectividade entre eles (GOULART; CARVALHO-RIBEIRO; SOARES-FILHO, 2016; GRASS et al., 2019).

Nas últimas décadas este processo tem avançado rapidamente nas regiões tropicais e, devido à imensa diversidade biológica dessas regiões, surgiram questões relacionadas à conservação da biodiversidade e à manutenção dos serviços ecossistêmicos associadas a intensificação dessas paisagens (LAMBIN; GEIST; LEPEERS, 2003; RAJÃO et al., 2020). Como principal impacto dessas alterações têm-se a simplificação da biota, associada a perda de espécies sensíveis e a proliferação de espécies generalistas nativas e/ou invasoras (OLDEN et al., 2004), o que influencia diretamente o funcionamento dos ecossistemas (LOREAU, 2001; CARDINALE et al., 2006; TILMAN; ISBELL; COWLES, 2014), e conseqüentemente os serviços por eles prestados (CARDINALE et al., 2012; NEWBOLD et al., 2015; ISBELL et al., 2017).

Tais alterações espaciais são particularmente impactantes para espécies que apresentam elevada especificidade de sítios reprodutivos e baixa capacidade de dispersão (ALMEIDA-GOMES; ROCHA, 2015; MANGELS et al., 2017; SPIESMAN et al., 2017). Esse é o caso dos anuros, que são particularmente afetados pela perda de habitat (SILVANO; SEGALLA, 2005; ALMEIDA-GOMES et al., 2019), e pela quebra de conectividade entre sítios reprodutivos e áreas de vida (BECKER et al., 2007, 2010). Essa perda e fragmentação do habitat, junto com questões de isolamento e poluição, é considerada uma das principais causas de extinção de populações de anuros (BECKER et al., 2007; VASCONCELOS; DORO, 2016; ROSSA-FERES et al., 2017), somado às mudanças climáticas (VASCONCELOS; DO NASCIMENTO;

PRADO, 2018) e a contaminação pelo fungo *Batrachochytrium dendrobatidis* (SCHEELE et al., 2019; FISHER; GARNER, 2020), sendo considerada a classe de vertebrados mais ameaçada do planeta (STUART et al., 2004; CATENAZZI, 2015; ANJOS et al., 2020).

Além de sofrerem com a pressão exercida pela expansão da ocupação humana, os anfíbios possuem um conjunto de características ecológicas específicas, como modos reprodutivos especializados, que estão diretamente relacionadas ao status de ameaça das espécies (ANJOS et al., 2020). Dessa forma, as espécies deste grupo possuem uma dependência por características específicas de habitat e microhabitat, como tipo de vegetação, presença de água/umidade, refúgios, serrapilheira, fitotelmatas etc. (HADDAD et al., 2013; ROSSA-FERES et al., 2017; NUNES-DE-ALMEIDA; HADDAD; TOLEDO, 2021). A perda de espécies de anuros também influencia no funcionamento do ecossistema, pois são responsáveis por importantes funções ecossistêmicas, algumas delas consideradas serviços ecossistêmicos (VALENCIA-AGUILAR; CORTÉS-GÓMEZ; RUIZ-AGUDELO, 2013; HOCKING; BABBITT, 2014; CORTÉS-GOMEZ et al., 2015). O declínio populacional e/ou a extinção de espécies de anfíbios pode diminuir a ciclagem de nutrientes, principalmente considerando o fluxo entre os ambientes aquáticos/terrestres (WHILES et al., 2006; SCHMIDT et al., 2019; KNAPP; SMITH; ATKINSON, 2021) e influenciar diretamente na cadeia trófica (WHILES et al., 2013; SCHMIDT et al., 2017; ZIPKIN et al., 2020).

Neste cenário torna-se importante compreender como diferentes proporções de vegetação nativa influenciam na manutenção da diversidade de anfíbios em paisagens antropizadas. Sendo assim, entender as respostas da anurofauna ao processo de intensificação dos usos do solo, que levam a homogeneização de paisagens, processo que vem ocorrendo aceleradamente nas regiões tropicais (COLLINS; FAHRIG, 2017). O presente estudo propôs avaliar a influência da proporção de habitat nativo na composição e riqueza de anfíbios anuros na bacia do Alto Paranapanema, sudoeste do estado de São Paulo, Brasil.

Materiais e Métodos

Área de Estudo

A bacia hidrográfica do Alto Paranapanema (UGRHI 14) está localizada na região sudoeste do estado de São Paulo (Figura 1). A bacia apresenta uma área de 22.734,46 km², incluindo em seu território 34 sedes municipais, sendo considerada uma área de grande relevância para a conservação da biodiversidade por possuir importantes remanescentes de vegetação nativa preservados, representando aproximadamente 20% de sua área (CBH-ALPA, 2017; ARAÚJO et al., 2021). Para a seleção dos pontos para instalação dos gravadores, foi priorizada a área central da bacia, de forma a padronizar as influências bióticas e abióticas na comunidade biótica e facilitar a logística para a instalação dos gravadores (área destacada na Figura 1).

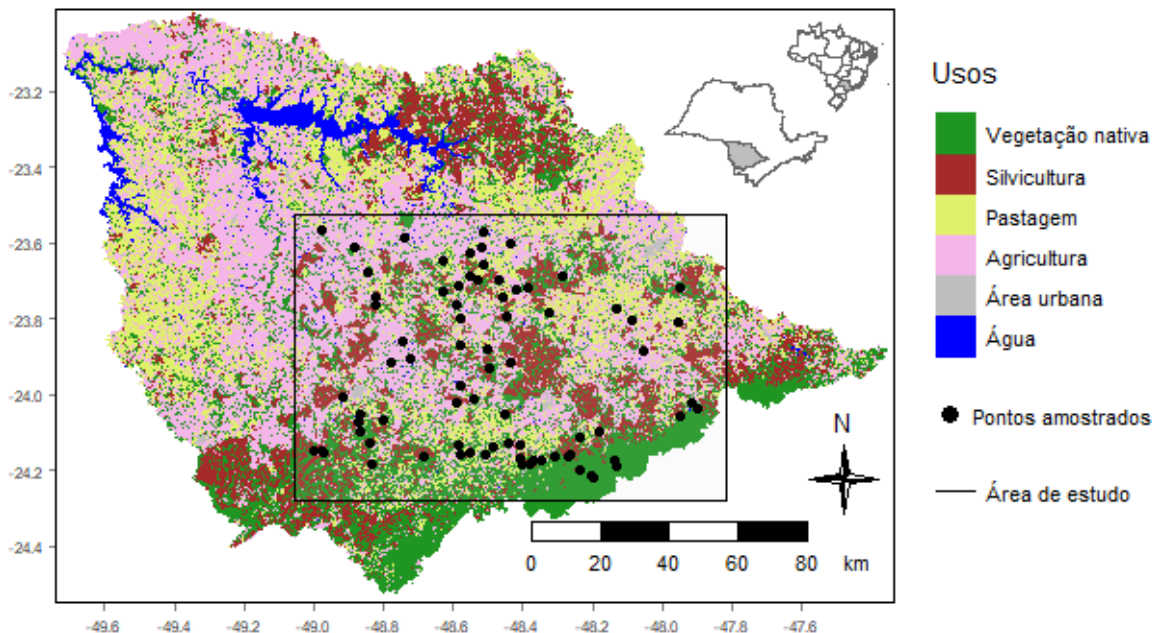


Figura 1. Bacia do Alto Paranapanema e suas classes de uso de solo. No centro encontra-se em destaque a área do estudo. Os pontos pretos representam as paisagens amostradas.

A temperatura média anual varia entre 18°C e 20°C, enquanto a pluviosidade média da bacia é de 1.200 mm/ano (CBH-ALPA, 2014). O relevo é caracterizado por morros baixos com topos convexos, com altitude até 800m (CBH-ALPA, 2014, GOUVEIA, 2018).

O uso do solo na bacia hidrográfica do Alto Paranapanema é composto predominantemente por agricultura, silvicultura e pastagens (Figura 1). A

intensificação do uso do solo tem ocorrido rapidamente nas últimas quatro décadas, sendo que a introdução da mecanização e dos sistemas de irrigação no fim do século passado causaram a substituição das produções de menor valor (pastagens e plantações de frutas, legumes e verduras) pelas grandes *commodities* atuais, com destaque para as produções de soja e milho (SEADE, 2014, CBH-ALPA, 2017, IBGE, 2017).

Uma característica que configura a importância ecológica e de conservação da região é a existência de diversos remanescentes de vegetação nativa, desde grandes maciços florestais, como o *continuum* ecológico de Paranapiacaba, maior remanescente do bioma Mata Atlântica no Brasil (RIBEIRO et al., 2009), até fragmentos de tamanhos menores espalhados na paisagem (Figura 1), que, contudo, ainda sustentam grande porção da biodiversidade (MARTENSEN et al., 2012).

Seleção de paisagens

A caracterização da área de estudo foi feita com base na proporção de vegetação nativa (Figura 2). Essa métrica foi aplicada através de uma janela transitória (*moving window*) de 1.592 ha (133 X 133 pixels, 1px = 30 x 30 metros, ou seja, um quadrado de 3.990 m de lado) em um mapa (raster) com as informações sobre os remanescentes de vegetação nativa ao longo de toda a área de estudo. Este mapa de uso do solo foi produzido com base nos dados do MapBiomias coleção 3.1, referente ao ano de 2017, que foi extensamente editado e refinado utilizando imagens *Landsat 8*, particularmente no que se refere a classe consórcio entre pastagem e agricultura, na porção referente a pastagem e a porção referente a agricultura foram incorporadas as suas devidas classes. O arquivo está disponível no site do Núcleo de Estudos em Ecologia Espacial e Desenvolvimento Sustentável (NEEDS, 2021).

A seleção de pontos levou em consideração a presença de corpos d'água dentro das áreas de vegetação nativa, que foram mapeados utilizando as informações de hidrografia disponibilizadas pela Fundação Brasileira de Desenvolvimento Sustentável (FBDS). Foram amostrados apenas pontos cuja a presença de corpos d'água tenha sido confirmada em campo. Os pontos foram selecionados a 50 - 100 metros de distância de lagos e barragens fora dos fragmentos ou altamente manejados quando necessário, como medida para minimizar a influência de ambientes sem vegetação florestal nos pontos e restringir a amostragem apenas aos ambientes dentro dos remanescentes.

Para o cálculo da proporção de vegetação nativa, foi aplicada uma função responsável por somar os pixels referentes à classe de vegetação nativa florestal e dividir este valor pela somatória de todos os pixels na janela, retornando assim o valor de proporção da classe de vegetação florestal para aquela paisagem (Figura 2 B), que foi então atribuído ao pixel central da janela.

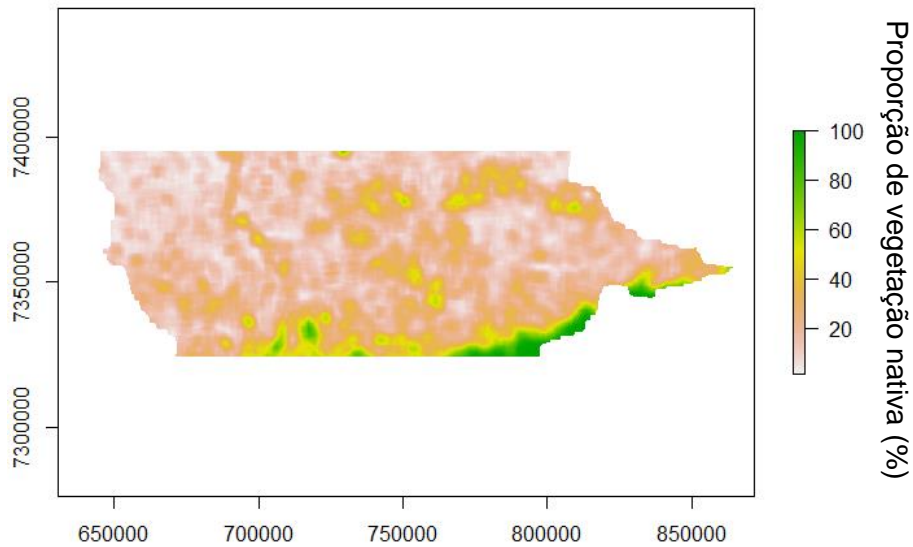


Figura 2. Mapas resultantes do cálculo das métricas através das janelas transitórias. Proporção de vegetação nativa em janelas transitórias de 133x133 pixels (1.592 ha).

A partir das informações de proporção de vegetação nativa (Figura 2), foram definidos sete intervalos de proporção, 05%-15%, 15%-25%, 25%-35%, 35%-45%, 55%-65%, 65%-85%, 85%-100%, ao longo do gradiente de proporção de vegetação nativa. Todas as paisagens dentro destes agrupamentos foram consideradas como potenciais locais para a amostragem, desde que guardassem mais de 2.000 m de distância para a centróide de uma outra paisagem amostrada. A partir destas caracterizações das paisagens citadas, foram amostradas 77 paisagens, presentes na Figura 1, considerando a proporção de vegetação nativa.

Amostragem dos anuros

O levantamento da paisagem sonora foi realizado através de 25 gravadores autônomos de áudio (AudioMoth v1.1.0, da LabMaker) (HILL et al., 2019). Esses gravadores foram instalados em cada um dos locais amostrais por aproximadamente três semanas, entre os meses de Outubro de 2021 e Abril de 2022. Os gravadores foram instalados a uma distância de 50 m a 100 m das áreas de borda sempre que possível, pois em paisagens com baixa proporção de vegetação nativa muitos dos

remanescentes eram pequenos e com formato alongado, e não foi possível guardar essa distância. Estes gravadores foram programados para registrar os sons ambiente (48kHz) por 1 minuto, dentro de 10 minutos (9 minutos inativos e gravando o décimo) ao longo de 24h. A ordem de amostragem das áreas foi aleatoriamente definida de forma a permitir uma boa cobertura de cada um dos locais amostrais com independência nas amostragens.

Tratamento dos dados

O banco de dados de áudio obtido é composto por 359.715 minutos gravados, com uma média de 4.666 ± 1.807 minutos por ponto. Tanto o armazenamento destes dados quanto às manipulações e análises foram feitas na plataforma online Arbimon (AIDE et al., 2013; RAINFOREST CONNECTION, 2023a). Foram selecionados os horários entre 17h às 03h, horários que possibilita a captura da ocorrência de anuros diurnos/crepusculares e noturnos, e separados em uma *playlist*, composta por 177.313 minutos, a qual foi exaustivamente investigada através da busca ativa pelas vocalizações.

Identificação das espécies e criação dos *templates*

As espécies gravadas foram identificadas com base em conhecimento prévio e com o auxílio da biblioteca pública de áudio Fonoteca Neotropical Jacques Vielliard (FNJV, 2023), do aplicativo Anfíbios da Mata Atlântica (TOLEDO et al., 2021). Quando necessário, os autores recorreram à opinião de outros especialistas com experiência de campo na área de estudo para a identificação de vocalizações duvidosas. A nomenclatura e classificação das espécies neste trabalho baseia-se na lista apresentada por Segalla et al. (2021).

As vocalizações identificadas foram então transformadas em *templates*, utilizando a função de visualização da plataforma Arbimon, na qual uma “caixa” contendo a frequência e o tempo é criada e o nome da espécie é vinculado à vocalização (Figura 3).

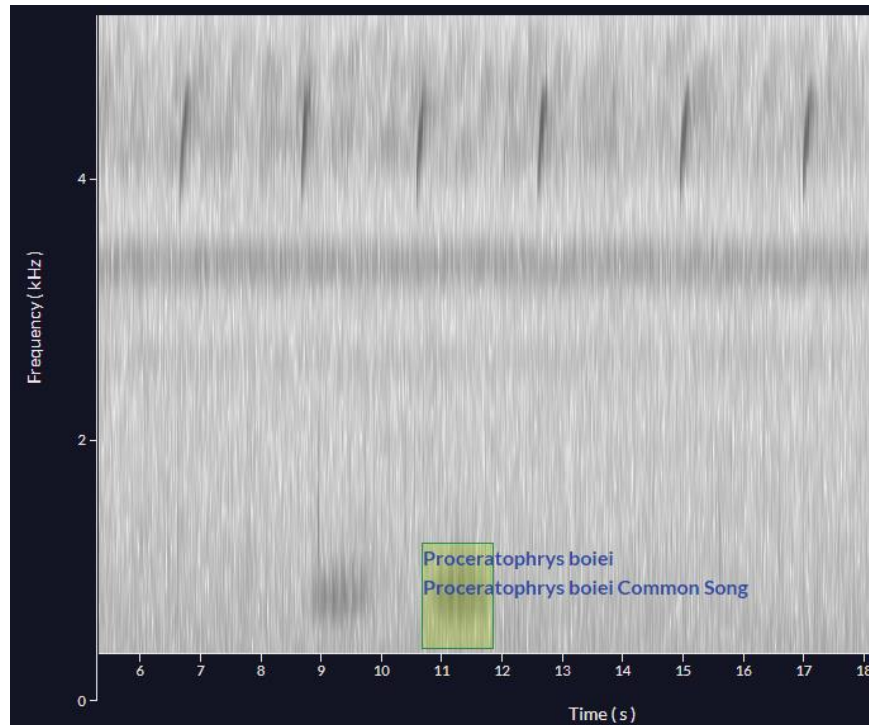


Figura 3. Criação do *template* para a espécie *Proceratophrys boiei* (Wied-Neuwied, 1824) a partir da imagem da vocalização da espécie criada na função de visualização presente na plataforma Arbimon.

Detecção das ocorrências/ausências

Para averiguar a ocorrência/ausência das espécies identificadas nos pontos amostrados foi utilizada a função *pattern matching*, disponível na plataforma Arbimon, a partir dos *templates* criados para cada uma destas espécies aplicados a todos os minutos do horário selecionado. A análise de *pattern matching* retorna possíveis ocorrências do *template* utilizado dentro de toda base de dados, classificados por um *score* baseado na semelhança entre a ocorrência e o *template* utilizado, retornando apenas aqueles acima de um determinado valor de *threshold* (RAINFOREST CONNECTION, 2023b).

Para este trabalho foi utilizado um *threshold* de 0,2, selecionando as três melhores combinações de cada minuto gravado, para cada espécie com um *template* identificado. A partir dos resultados obtidos, as detecções para cada espécie foram filtradas utilizando a opção “*Best per site/Day*”, que retorna a detecção com maior *score* encontrado por dia por local presente na base de dados. Por fim as detecções foram validadas para confirmação da ocorrência e/ou marcação da ausência (falsos positivos) das espécies para cada um dos locais.

As informações das validações foram exportadas e baixadas para uso nas análises dos dados

Análise de dados

Com a base de dados de ocorrências das espécies completas, foi criada uma matriz de presença/ausência da qual foi derivada a riqueza das espécies por ponto e para as classes de proporção de vegetação nativa. Para avaliar a composição foi utilizado o índice de similaridade de *Jaccard* para verificar a proporção de espécies compartilhadas entre as classes de proporção de vegetação nativa. A composição também foi avaliada através da formação de *clusters*, usando como método de ligação a média das distâncias, a partir de uma matriz de distâncias calculada utilizando a presença/ausência das espécies nos pontos amostrais, para o cálculo da matriz foi aplicado o método “*Jaccard*”.

Todas as análises foram executadas no ambiente de programação R (R CORE TEAM, 2023). Foi utilizado o pacote *vegan* (OKSANEN et al., 2018) para a execução do índice de *Jaccard* (função *betadiver*).

Resultados

Riqueza e composição de anuros

Foram identificadas 46 espécies ocorrendo em 63 dos 77 pontos amostrados, pertencentes às famílias Brachycephalidae (1), Bufonidae (3), Craugastoridae (1), Hemiphractidae (1), Hylidae (24), Hylodidae (1), Leptodactylidae (11), Odontophrynidae (2), Phyllomedusidae (3). A lista de espécies pode ser observada na Tabela 1. A espécie que teve maior ocorrência foi *Adenomera bokermanni* (Heyer, 1973), presente em 30 pontos, seguida por *Proceratophrys boiei* (Wied-Neuwied, 1824), com 17 ocorrências e *Boana faber* com 15.

Tabela 1. Lista de espécies encontradas e o número de locais em que foram registradas.

Espécies	Nº de ocorrências
Brachycephalidae	
<i>Ischnocnema henselii</i> (Peters, 1870)	6
Bufonidae	
<i>Rhinella diptycha</i> (Cope, 1862)	3
<i>Rhinella icterica</i> (Spix, 1824)	2
<i>Rhinella ornata</i> (Spix, 1824)	3
Craugastoridae	
<i>Haddadus binotatus</i> (Spix, 1824)	6
Hemiphractidae	

<i>Fritziana mitus</i> Walker, Wachlevski, Nogueira da Costa, Nogueira-Costa, Garcia e Haddad, 2018	1
Hylidae	
<i>Aplastodiscus albosignatus</i> (Lutz & Lutz, 1938)	5
<i>Aplastodiscus perviridis</i> (Lutz, 1950)	6
<i>Boana bischoffi</i> (Boulenger, 1887)	13
<i>Boana faber</i> (Wied-Neuwied, 1821)	15
<i>Boana prasina</i> (Burmeister, 1856)	3
<i>Boana semilineata</i> (Spixi, 1824)	1
<i>Bokermannohyla hylax</i> (Heyer, 1985)	2
<i>Bokermannohyla circumdata</i> (Cope, 1871)	4
<i>Bokermannohyla luctuosa</i> (Pombal & Haddad, 1993)	2
<i>Dendropsophus anceps</i> (Lutz, 1929)	1
<i>Dendropsophus berthaltutzae</i> (Bokermann, 1962)	13
<i>Dendropsophus elegans</i> (Wied-Neuwied, 1824)	5
<i>Dendropsophus elianae</i> (Napoli & Caramaschi, 2000)	1
<i>Dendropsophus microps</i> (Peters, 1872)	3
<i>Dendropsophus minutus</i> (Peters, 1872)	7
<i>Dendropsophus nanus</i> (Boulenger, 1889)	1
<i>Dendropsophus seniculus</i> (Cope, 1868)	1
<i>Scinax fuscomarginatus</i> (Lutz, 1925)	1
<i>Scinax fuscovarius</i> (Lutz, 1925)	3
<i>Scinax perpusillus</i> (Lutz & Lutz, 1939)	3
<i>Scinax perereca</i> Pombal, Haddad & Kasahara, 1995	2
<i>Scinax hayii</i> (Barbour, 1909)	1
<i>Sphaenorhynchus caramaschii</i> (Toledo, Garcia, Lingnau & Haddad, 2007)	2
Hylodidae	
<i>Crossodactylus caramaschii</i> Bastos & Pombal, 1995	4
Leptodactylidae	
<i>Adenomera bokermanni</i> (Heyer, 1973)	30
<i>Adenomera marmorata</i> Steindachner, 1867	5
<i>Leptodactylus fuscus</i> (Schneider, 1799)	10
<i>Leptodactylus labyrinthicus</i> (Spix, 1824)	2
<i>Leptodactylus mystacinus</i> (Burmeister, 1861)	2
<i>Leptodactylus notoaktites</i> Heyer, 1978	7
<i>Physalaemus cuvieri</i> Fitzinger, 1826	3
<i>Physalaemus marmoratus</i> (Reinhardt and Lütken, 1862)	1
<i>Physalaemus olfersii</i> (Lichtenstein & Martens, 1856)	10
<i>Physalaemus spiniger</i> (Miranda-Ribeiro, 1926)	1
<i>Paratelmatoobius segallai</i> Santos, Oliveira, Carvalho, Zaidan, Silva, Berneck, Garcia, 2019	1
Odontophrynidae	
<i>Proceratophrys boiei</i> (Wied-Neuwied, 1824)	17
<i>Odontophrynus americanus</i> (Duméril & Bibron, 1841)	1

Phyllomedusidae	
<i>Phyllomedusa tetraploidea</i> Pombal & Haddad, 1992	4
<i>Phyllomedusa burmeisteri</i> Boulenger, 1882	2
<i>Phrynomedusa appendiculata</i> (Lutz, 1925)	1

O intervalo de proporção de vegetação nativa com maior riqueza foi a 85%-100%, com 22 espécies, seguida pelas classes 05%-15% e 15%-25% com 18 espécies (Figura 4). Observa-se uma queda na riqueza em 25%-35%, possuindo um leve aumento entre 35% a 55%, voltando a cair em 55%-65% e aumentando fortemente a partir de 65%.

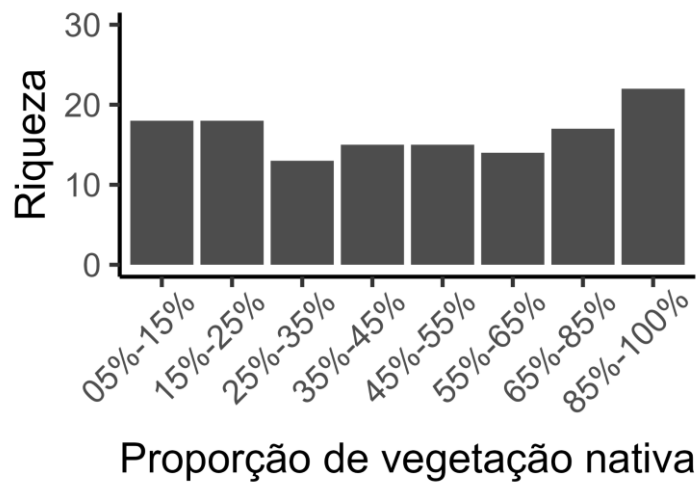


Figura 4. Distribuição da riqueza nas classes de proporção de vegetação nativa amostradas.

Em grande parte dos pontos amostrados ocorreram menos de cinco espécies, apenas um ponto apresentou riqueza superior a dez espécies, atingindo 12 espécies (Figura 5), os pontos com maior riqueza foram observados na classe de proporção de vegetação nativa 85%-100%. A lista de espécies por local está disponível no Anexo 1 deste capítulo.

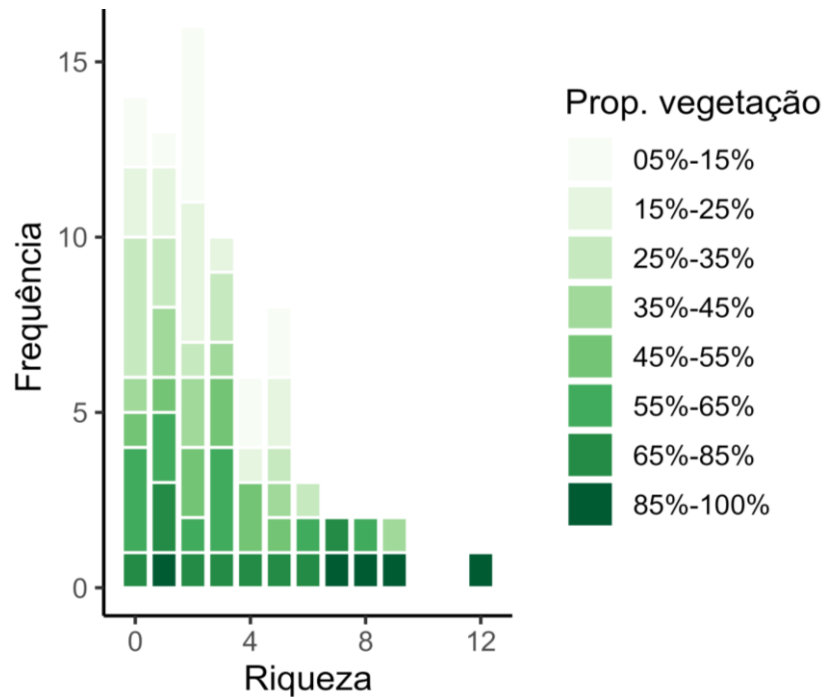


Figura 5. Frequência da riqueza observada nos locais amostrados. Destaca-se a quantidade de pontos com menos de 5 espécies registradas.

Quanto à composição destes locais, observa-se um grande compartilhamento de espécies entre as paisagens em diferentes classes de proporção de vegetação nativa (Tabela 2). A classe de proporção de vegetação 85%-100% apresentou os menores valores de compartilhamento quando comparada com as classes de proporção inferiores a 45%. Os maiores valores de compartilhamento estão, em sua maior parte, concentrados entre as classes de proporção inferiores a 65%, indicando que as comunidades presentes nos pontos acima de 85% são compostas, em sua maior parte, por espécies exclusivas.

Tabela 2. Valores do Índice de Jaccard para o compartilhamento de espécies entre as proporções de vegetação nativa amostradas. Nota-se os valores baixos nas relações com a classe 85%-100% e valores mais altos, em negrito, entre as classes entre 15% e 65%.

Classes	05%-15%	15%-25%	25%-35%	35%-45%	45%-55%	55%-65%	65%-85%
15%-25%	0,33						
25%-35%	0,48	0,48					
35%-45%	0,22	0,38	0,27				
45%-55%	0,32	0,38	0,56	0,36			
55%-65%	0,23	0,33	0,50	0,26	0,53		

65%-85%	0,25	0,21	0,30	0,19	0,39	0,48	
85%-100%	0,14	0,25	0,17	0,19	0,32	0,24	0,26

Observa-se na distribuição da ocorrência das espécies nas classes de proporção de vegetação nativa (Figura 6), que grande parte da similaridade apresentada na Tabela 2 se deve a presença de algumas espécies em todo o gradiente de proporção de vegetação nativa. Dessa forma, existem espécies exclusivas de proporções menores que 35% (por exemplo *S. fuscomarginatus*, *S. fuscovarius*, *D. nanus* e *D. elianeae*), exclusivas de proporções superiores a 65% (por exemplo *S. perpusillus*, *S. perereca*, *S. hayii* e *P. appendiculata*) e que ocorrem em grande parte do gradiente (por exemplo *D. minutus*, *D. berthaltutzae*, *B. faber* e *P. boiei*).

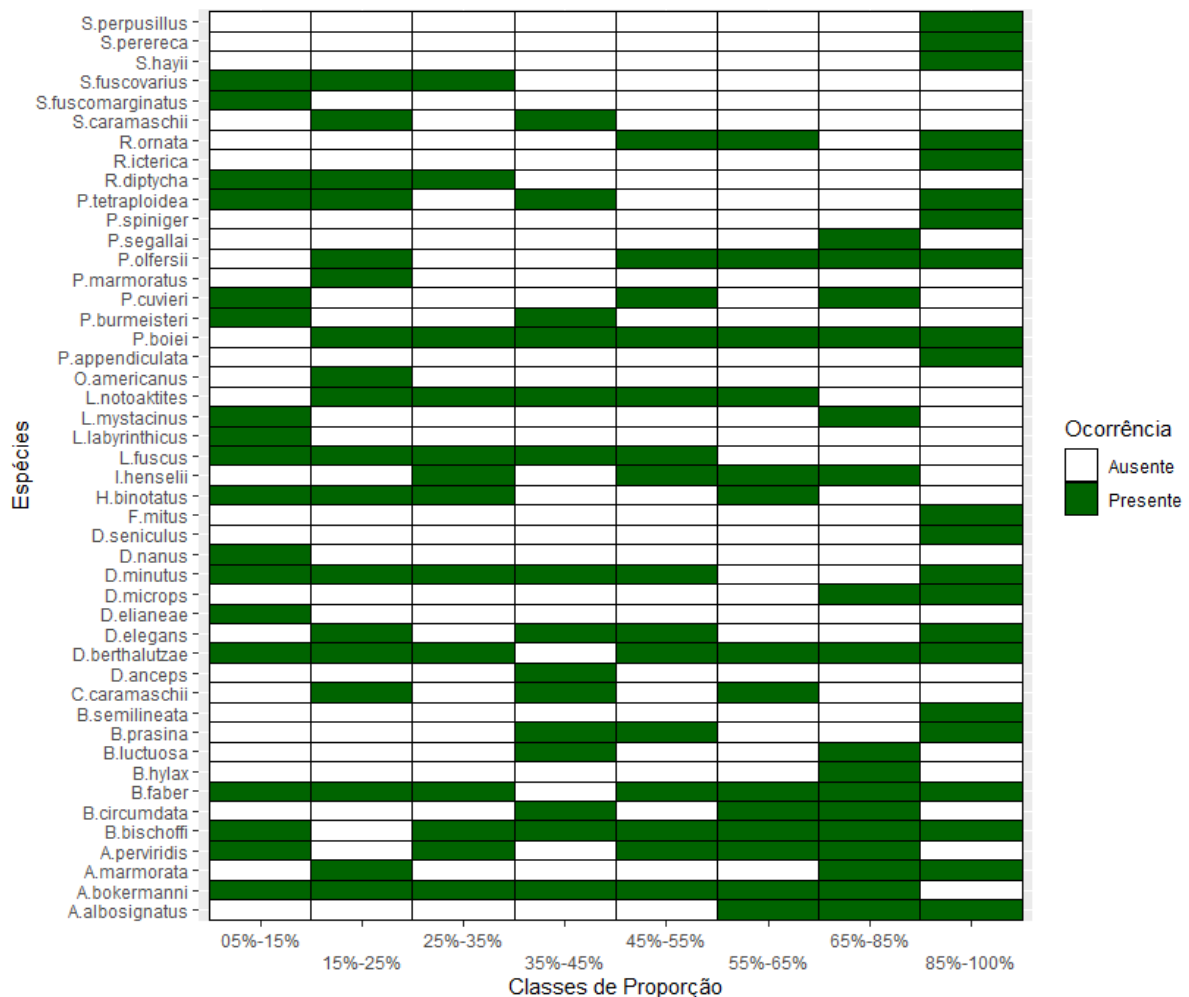


Figura 6. Distribuição das ocorrências nas classes de proporção de vegetação nativa. Observa-se que existe uma estrutura, na qual há espécies presentes apenas em proporção acima de 65%, outras apenas em proporções abaixo de 35% e espécies distribuídas em todo o gradiente.

Discussão

A proporção de vegetação nativa influencia a riqueza de espécies e a composição das comunidades de anuros nas paisagens amostradas do Alto Paranapanema. A influência é mais expressiva com relação à composição das espécies, na qual é observado um grande compartilhamento de espécies entre as proporções menores que 35%, assim como nas proporções acima de 35% até 65%, e um baixo compartilhamento com a proporção acima de 85%.

A perda de habitat nativo, em conjunto com intervenções antrópicas, são umas das maiores causas de perda de riqueza de anfíbios anuros (SILVANO; SEGALLA, 2005; ROSSA-FERES et al., 2011, 2017, POWERS; JETZ, 2019). Nossos resultados apontam que áreas florestais apresentam um maior número de espécies especialistas, principalmente na proporção acima de 85%, onde teve as maiores riquezas (Figura 6) e menores valores de compartilhamento de espécies (Tabela 2 e Anexo 1), o que condiz com estudos anteriores (CUNHA et al., 2010; FIORILLO et al., 2018; FIGUEIREDO et al., 2019). Além disso os pontos acima de 85% apresentaram espécies exclusivas, como *B. semilineata*, *S. hayii*, *B. hylax* e a recém redescoberta *P. appendiculata* (MORAES et al., 2022), destacando a importância de grandes áreas florestais para a conservação de espécies especialistas.

A cobertura florestal também é uma importante preditora da riqueza de anuros em paisagens manejadas e produtivamente intensificadas (COLLINS; FAHRIG, 2017). Os anuros são extremamente dependentes de microhabitats principalmente para a reprodução, fazendo com que respondam diretamente a configuração em que os habitats se encontram tanto na escala da paisagem quanto local (heterogeneidade de habitats) (VASCONCELOS; ROSSA-FERES, 2005; SILVA; ROSSA-FERES, 2007; SILVA; MARTINS; ROSSA-FERES, 2011; SILVA; CANDEIRA; ROSSA-FERES, 2012). O compartilhamento de espécies nas proporções entre 05% e 35% e 25% a 65% de vegetação nativa (Tabela 2) está potencialmente vinculado a essa diversidade de microhabitats disponíveis, na qual podem ser encontrados ambientes favoráveis tanto para espécies que utilizam diferentes sítios reprodutivos e avançam em áreas abertas (e.g. *B. faber* e *B. bischoffi*) como para aquelas restritas a ambientes florestais (e.g. *A. bokermanni* e *P. olfersii*) (HADDAD et al. 2013; TOLEDO et al. 2021), conforme a proporção de vegetação nativa na paisagem se torna maior. Outro ponto importante é a conectividade entre o local de reprodução e a área de vida possibilitada por estas

proporções intermediárias de vegetação nativa, evitando a quebra no acesso ao habitat (i.e. *habitat split*) e ajudando a preservar a riqueza e a composição das comunidades (BECKER et al., 2007, 2010).

Houve também várias ocorrências de espécies típicas de ambientes abertos e comuns como *D. elianeae*, *D. nanus*, *L. fuscus*, *S. fuscomarginatus* e *R. diptycha*, altamente associadas a lagos e poças em áreas de agricultura e paisagens manejadas (SILVA; ROSSA-FERES, 2011; SILVA; MARTINS; ROSSA-FERES, 2011), principalmente nos pontos em proporção inferior a 35%. A ocorrência destas espécies não era esperada neste estudo, devido à instalação dos gravadores dentro dos remanescentes e distantes de barragens, principal sítio reprodutivo usado por espécies de ambientes abertos dentro de paisagens manejadas (MALERBA et al. 2023). Contudo, as áreas amostradas em proporções mais baixas são formadas por remanescentes compostos, principalmente, por áreas de preservação permanentes (APPs) ripárias, o que dificultou a manutenção da distância da borda. Isso, somado à potencial presença de sítios reprodutivos na borda do fragmento resultou na captação de sons externos ao fragmento, portanto, influenciando a riqueza e a composição desses pontos em menor proporção de vegetação. Vale ressaltar que a riqueza encontrada em proporções menores que 35% não passou de cinco espécies e, se desconsiderarmos as espécies de ambientes abertos, a riqueza observada seria ainda menor, principalmente em locais com menos de 15% de vegetação nativa.

Áreas altamente vinculadas à agricultura intensificada, em geral, passam por uma redução no tamanho e o aumento do isolamento dos ambientes naturais em áreas de baixa aptidão agrícola, principalmente em regiões de alta declividade (BOWEN et al., 2007; TABARELLI et al., 2010; FAHRIG et al., 2011; QIU; TURNER, 2015; NEWBOLD et al., 2019). Este processo já pode ser observado na forma que a diversidade de anuros é distribuída dentro da Mata Atlântica, na qual a declividade é apresentada como uma das variáveis mais explicativas em modelos de distribuição de espécies (ROSSA-FERES et al., 2017). Contudo, Ribeiro et al. (2018) mostram, através de modelos de ocupação, que os anfíbios possuem sua maior probabilidade de ocorrência em áreas ripárias com drenagem pequena em paisagens mais planas. Muitas espécies de anfíbios exigem um intervalo de 159 a 290 metros de área *core* no entorno dos ambientes aquáticos para a ocorrência de habitats aptos para refúgio, hibernação e forrageio (SEMLITSCH; BODIE, 2003).

Os resultados convergem para uma forte influência da vegetação nativa na riqueza e, principalmente, na composição das comunidades de anuros. Foram observadas alterações nas comunidades que são esperadas, tanto na composição quanto na riqueza, nas paisagens, com a presença de espécies mais especialistas conforme o gradiente de vegetação aumenta. Dessa forma, planos mais abrangentes devem ser elaborados para a conservação da anurofauna dentro de paisagens manejadas, levando em consideração a disponibilidade de sítios reprodutivos, proximidade com os remanescentes florestais e além das áreas de baixa aptidão agrícola. Tais medidas podem prevenir processos de perda de riqueza e substituição de espécies, ocasionando a sobreposição de espécies especialistas por espécies generalistas (MCKINNEY; LOCKWOOD, 1999; CLAVEL; JULLIARD; DEVICTOR, 2011; GÁMEZ-VIRUÉS et al., 2015).

Conclusão

Os resultados apontam que a proporção de vegetação nativa é um importante fator para a composição e riqueza das comunidades presentes na bacia do Alto Paranapanema. Inferir sobre a influência deste gradiente permite que medidas preventivas e de conservação sejam melhor embasadas, visto que diversas espécies de hábitos diferentes podem usar os remanescentes florestais como habitat. Isso faz com que não apenas a quantidade de vegetação a ser restaurada e/ou protegida seja planejada, mas sim a posição dessas áreas com relação aos demais habitats usados pelos anuros.

Contudo, modelagens mais profundas devem ser feitas para avaliar a relação entre a proporção da vegetação e sua interação com a heterogeneidade da paisagem, estudos verificando questões de meta-comunidades e/ou estudos com foco nas características funcionais e execução de serviços ecossistêmicos destas comunidades. Isso trará perspectivas mais claras de quais estão sendo os fatores da paisagem que exercem pressão sobre essas comunidades e elas respondem em termos de diversidade e execução das funções.

Ainda assim trazemos informações para a exploração de formas mais sustentáveis de produção que permitam o desenvolvimento da paisagem junto com a recuperação da vegetação nativa, paisagens com proporções menores e intermediárias se mostraram com maior compartilhamento de espécies de ambos os

ambientes (abertos e florestais), o que indica um bom suporte dentro dos ambientes alterados. O estudo também mostra que altas proporções são únicas em termos de capacidade de suporte à comunidade de anuros do Alto Paranapanema. Dessa forma, estratégias de manejo e recuperação voltadas à áreas com proporções menores e intermediárias de vegetação nativa na paisagem devem ser o foco, uma vez que podem compor um ambiente prioritário para a conservação da anurofauna em ambiente alterados, enquanto medidas de proteção e conservação podem ser direcionadas as proporções mais altas.

Referências bibliográficas

- AIDE, T. M. et al. Real-time bioacoustics monitoring and automated species identification. **PeerJ**, v. 1, p. e103, 16 jul. 2013.
- ALMEIDA-GOMES, M. et al. Habitat amount drives the functional diversity and nestedness of anuran communities in an Atlantic Forest fragmented landscape. **Biotropica**, v. 51, n. 6, p. 874–884, nov. 2019.
- ALMEIDA-GOMES, M.; ROCHA, C. F. D. Habitat Loss Reduces the Diversity of Frog Reproductive Modes in an Atlantic Forest Fragmented Landscape. **Biotropica**, v. 47, n. 1, p. 113–118, 2015.
- ANJOS, A. G. et al. Is there an association between the ecological characteristics of anurans from the Brazilian Atlantic Forest and their extinction risk? **Ethology Ecology & Evolution**, p. 1–15, 29 jan. 2020.
- ARAÚJO, J. C. L. et al. Passivo ambiental das Áreas de Preservação Permanentes (APPs) ripárias do Sudoeste Paulista. In: SILVA, N. F. N. SANTOS, L.L. MARTENSEN, A. C. FERREIRA, I. E. P. (Org.). **Alternativas para o Desenvolvimento Sustentável do Sudoeste Paulista**. Editora Científica Digital. p. 138-155. 2021.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V. et al. Designing optimal human-modified landscapes for forest biodiversity conservation. **Ecology Letters**, v. 23, n. 9, p. 1404–1420, 2020.
- BECKER, C. G. et al. Habitat Split and the Global Decline of Amphibians. **Science**, v. 318, n. 5857, p. 1775–1777, 14 dez. 2007.
- BECKER, C. G. et al. Habitat Split as a Cause of Local Population Declines of Amphibians with Aquatic Larvae. **Conservation Biology**, v. 24, n. 1, p. 287–294, 2010.
- BOWEN, M. E. et al. Regrowth forests on abandoned agricultural land: A review of their habitat values for recovering forest fauna. **Biological Conservation**, v. 140, n. 3–4, p. 273–296, dez. 2007.
- CARDINALE, B. J. et al. Effects of biodiversity on the functioning of trophic groups and ecosystems. **Nature**, v. 443, n. 7114, p. 989–992, out. 2006.
- CARDINALE, B. J. et al. Biodiversity loss and its impact on humanity. **Nature**, v. 486, n. 7401, p. 59–67, 7 jun. 2012.

CATENAZZI, A. State of the World's Amphibians. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 40, n. 1, p. 91–119, 2015.

CBH-ALPA (Conselho da Bacia Hidrográfica do Alto Paranapanema). **Relatório de situação dos recursos hídricos das bacias hidrográficas de São Paulo: unidade de gerenciamento de recursos hídricos – Alto Paranapanema – UGRHI-14**. 2014. Disponível em: <http://www.sigrh.sp.gov.br/public/uploads/documents/8124/rs_2014_cbhalpa_vfinal_of.pdf> Acesso em: Dezembro/2020

CBH-ALPA (Conselho da Bacia Hidrográfica do Alto Paranapanema). **Plano da Bacia Hidrográfica do Alto Paranapanema (UGRHI 14) 2016-2017**. 2017 Disponível em: <<http://www.sigrh.sp.gov.br/cbhalpa/apresentacao>>. Acesso em: Janeiro/2021

CHAPIN, F. S.; MATSON, P. A.; VITOUSEK, P. M. Landscape Heterogeneity and Ecosystem Dynamics. Em: CHAPIN, F. S.; MATSON, P. A.; VITOUSEK, P. M. (Eds.). **Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology**. New York, NY: Springer, 2011. p. 369–397.

CLAVEL, J.; JULLIARD, R.; DEVICTOR, V. Worldwide decline of specialist species: toward a global functional homogenization? **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 9, n. 4, p. 222–228, 2011.

COLLINS, S. J.; FAHRIG, L. Responses of anurans to composition and configuration of agricultural landscapes. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 239, p. 399–409, fev. 2017.

CORTÉS-GOMEZ, A. M. et al. Ecological functions of neotropical amphibians and reptiles: a review. **Universitas Scientiarum**, v. 20, n. 2, p. 229–245, 2015.

CUNHA, A. K. et al. Anurofauna da Colônia Castelhanos, na Área de Proteção Ambiental de Guaratuba, Serra do Mar paranaense, Brasil. **Biotemas**, v. 23, n. 2, p. 123–134, 8 abr. 2010.

FAHRIG, L. et al. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. **Ecology Letters**, v. 14, n. 2, p. 101–112, 2011.

FIGUEIREDO, G. D. T. et al. Influence of microhabitat on the richness of anuran species: a case study of different landscapes in the Atlantic Forest of southern Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 91, n. 2, 2019.

FIORILLO, B. F. et al. Anurans from preserved and disturbed areas of Atlantic Forest in the region of Etá Farm, municipality of Sete Barras, state of São Paulo, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 18, n. 4, 2018.

FISHER, M. C.; GARNER, T. W. J. Chytrid fungi and global amphibian declines. **Nature Reviews Microbiology**, v. 18, n. 6, p. 332–343, jun. 2020.

FNJV (Fonoteca Neotropical Jacques Vielliard). **Coleção de Sons**. Disponível em: <<https://www2.ib.unicamp.br/fnjv/>>. Acessado em: Ago/2023

FOLEY, J. A. et al. Global Consequences of Land Use. **Science**, v. 309, n. 5734, p. 570–574, 22 jul. 2005.

GÁMEZ-VIRUÉS, S. et al. Landscape simplification filters species traits and drives biotic homogenization. **Nature Communications**, v. 6, n. 1, p. 8568, 20 out. 2015.

GOULART, F. F.; CARVALHO-RIBEIRO, S.; SOARES-FILHO, B. Farming-Biodiversity Segregation or Integration? Revisiting Land Sparing versus Land Sharing Debate. **Journal of Environmental Protection**, v. 7, n. 7, p. 1016–1032, 6 jun. 2016.

GOUVEIA, I. C. MC et al. **Atlas Geoambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Paranapanema**. FCT/UNESP, Presidente Prudente, 2018. 66p.

GRASS, I. et al. Land-sharing/-sparing connectivity landscapes for ecosystem services and biodiversity conservation. **People and Nature**, v. 1, n. 2, p. 262–272, 2019.

GREEN, R. E. Farming and the Fate of Wild Nature. **Science**, v. 307, n. 5709, p. 550–555, 28 jan. 2005.

HADDAD, C. F. et al. **Guia dos anfíbios da Mata Atlântica: diversidade e biologia**. [s.l.] Anolis Books, 2013.

HILL, A. P. et al. AudioMoth: A low-cost acoustic device for monitoring biodiversity and the environment. **HardwareX**, v. 6, p. e00073, 1 out. 2019.

HOCKING, D. J.; BABBITT, K. J. Amphibian Contributions to Ecosystem Services. **Herpetological Conservation and Biology**, v. 9, n. 1, p. 1–17, 2014.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). **Censo Agropecuário 2017**. Disponível em: <https://censoagro2017.ibge.gov.br/templates/censo_agro/resultadosagro/index.html>. Acesso em: Jan/2023.

ISBELL, F. et al. Linking the influence and dependence of people on biodiversity across scales. **Nature**, v. 546, n. 7656, p. 65–72, jun. 2017.

KNAPP, D. D.; SMITH, L. L.; ATKINSON, C. L. Larval anurans follow predictions of stoichiometric theory: implications for nutrient storage in wetlands. **Ecosphere**, v. 12, n. 4, p. e03466, 2021.

LAMBIN, E. F.; GEIST, H. J.; LEPEERS, E. Dynamics of Land-Use and Land-Cover Change in Tropical Regions. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 28, n. 1, p. 205–241, 2003.

LOREAU, M. Biodiversity and Ecosystem Functioning: Current Knowledge and Future Challenges. **Science**, v. 294, n. 5543, p. 804–808, 26 out. 2001.

MALERBA, M. E. et al. Conserving nature's chorus: Local and landscape features promoting frog species richness in farm dams. **Biological Conservation**, p. 110270, 13 set. 2023.

MANGELS, J. et al. Diversity and trait composition of moths respond to land-use intensification in grasslands: generalists replace specialists. **Biodiversity and Conservation**, v. 26, n. 14, p. 3385–3405, 1 dez. 2017.

MARTENSEN, A. C. et al. Associations of Forest Cover, Fragment Area, and Connectivity with Neotropical Understory Bird Species Richness and Abundance: *Modulators of Avifaunal Composition*. **Conservation Biology**, v. 26, n. 6, p. 1100–1111, dez. 2012.

MARTENSEN, A. C.; SAURA, S.; FORTIN, M.-J. Spatio-temporal connectivity: assessing the amount of reachable habitat in dynamic landscapes. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 8, n. 10, p. 1253–1264, 2017.

MCKINNEY, M. L.; LOCKWOOD, J. L. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 14, n. 11, p. 450–453, 1 nov. 1999.

MORAES, L. et al. Rediscovery of the rare *Phrynomedusa appendiculata* (Lutz, 1925) (Anura: Phyllomedusidae) from the Atlantic Forest of southeastern Brazil. **Zootaxa**, v. 5087, p. 522–540, 10 jan. 2022.

NEEDS (Núcleo de Estudos Espaciais e Desenvolvimento Sustentável). **Mapeamentos**. Disponível em: < <https://www.needs.ufscar.br/mapeamentos>>. Acesso em: Janeiro, 2021.

NEWBOLD, T. et al. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. **Nature**, v. 520, n. 7545, p. 45–50, abr. 2015.

NEWBOLD, T. et al. Climate and land-use change homogenise terrestrial biodiversity, with consequences for ecosystem functioning and human well-being. **Emerging Topics in Life Sciences**, v. 3, n. 2, p. 207–219, 24 abr. 2019.

NUNES-DE-ALMEIDA, C. H. L.; HADDAD, C. F. B.; TOLEDO, L. F. A revised classification of the amphibian reproductive modes. **Salamandra**, v. 57, n. 3, p. 413–427, 2021.

OKSANEN, J. F. et al. **vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-3**. [s.l: s.n.].

OLDEN, J. D. et al. Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 19, n. 1, p. 18–24, jan. 2004.

POWERS, R. P.; JETZ, W. Global habitat loss and extinction risk of terrestrial vertebrates under future land-use-change scenarios. **Nature Climate Change**, v. 9, n. 4, p. 323–329, 2019.

QIU, J.; TURNER, M. G. Importance of landscape heterogeneity in sustaining hydrologic ecosystem services in an agricultural watershed. **Ecosphere**, v. 6, n. 11, p. art229, 2015.

RAINFOREST CONNECTION. **Arbimon**. Disponível em: <<https://arbimon.rfcx.org/>>. Acesso em: 21 jul. 2023a.

RAINFOREST CONNECTION. **What is Pattern Matching (PM) in Arbimon? - Rainforest Connection Support**. Disponível em: <<https://support.rfcx.org/article/99-what-is-pattern-matching-pm-in-arbimon>>. Acesso em: 21 jul. 2023b.

RAJÃO, R. et al. The rotten apples of Brazil's agribusiness. **Science**, v. 369, n. 6501, p. 246–248, 17 jul. 2020.

RIBEIRO, J. W. et al. Effects of agriculture and topography on tropical amphibian species and communities. **Ecological Applications**, v. 28, n. 6, p. 1554–1564, 2018.

RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, Conservation Issues in the Brazilian Atlantic Forest. v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 1 jun. 2009.

ROSSA-FERES, D. et al. Anfíbios da Mata Atlântica: Lista de espécies, histórico dos estudos, biologia e conservação. Em: **Revisões em Zoologia, Mata Atlântica**. [s.l: s.n.]. p. 237–314. 2017.

ROSSA-FERES, D. DE C. et al. Anfíbios do Estado de São Paulo, Brasil: conhecimento atual e perspectivas. **Biota Neotropica**, v. 11, p. 47–66, dez. 2011.

SCHEELE, B. C. et al. Amphibian fungal panzootic causes catastrophic and ongoing loss of biodiversity. **Science**, v. 363, n. 6434, p. 1459–1463, 29 mar. 2019.

SCHMIDT, K. et al. Trophic roles of tadpoles in tropical Australian streams. **Freshwater Biology**, v. 62, n. 11, p. 1929–1941, 2017.

SCHMIDT, K. et al. Tadpole species have variable roles in litter breakdown, sediment removal, and nutrient cycling in a tropical stream. **Freshwater Science**, v. 38, n. 1, p. 103–112, 1 mar. 2019.

SEGALLA, M. V. et al. List of Brazilian Amphibians. **Herpetologia Brasileira**, v. 10, n. 1, p. 121–216, 30 abr. 2021.

SEADE. **PIB dos municípios paulistas 2002-2014**. SEADE GOV. 2017. Disponível em: <http://www.seade.gov.br/produtos/midia/2017/07/PIB_2002_2014_FINAL_reduzido.pdf>. Acesso em: Out/2020.

SEMLITSCH, R. D.; BODIE, J. R. Biological Criteria for Buffer Zones around Wetlands and Riparian Habitats for Amphibians and Reptiles. **Conservation Biology**, v. 17, n. 5, p. 1219–1228, 2003.

SILVA, F. R. DA; ROSSA-FERES, D. DE C. Uso de fragmentos florestais por anuros (Amphibia) de área aberta na região noroeste do Estado de São Paulo. **Biota Neotropica**, v. 7, n. 2, p. 0–0, 2007.

SILVA, F. R.; CANDEIRA, C. P.; ROSSA-FERES, D. C. Dependence of anuran diversity on environmental descriptors in farmland ponds. **Biodiversity and Conservation**, v. 21, n. 6, p. 1411–1424, 1 jun. 2012.

SILVA, F. R.; ROSSA-FERES, D. D. C. Influence of terrestrial habitat isolation on the diversity and temporal distribution of anurans in an agricultural landscape. **Journal of Tropical Ecology**, v. 27, n. 03, p. 327–331, maio 2011.

SILVA, R. A.; MARTINS, I. A.; ROSSA-FERES, D. DE C. Environmental heterogeneity: Anuran diversity in homogeneous environments. **Zoologia (Curitiba)**, v. 28, n. 5, p. 610–618, out. 2011.

SILVANO, D. L.; SEGALLA, M. V. Conservation of Brazilian Amphibians. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 653–658, jun. 2005.

SPIESMAN, B. J. et al. Bumble bee colony growth and reproduction depend on local flower dominance and natural habitat area in the surrounding landscape. **Biological Conservation**, v. 206, p. 217–223, 1 fev. 2017.

STUART, S. N. et al. Status and Trends of Amphibian Declines and Extinctions Worldwide. **Science**, v. 306, n. 5702, p. 1783–1786, 3 dez. 2004.

TABARELLI, M. et al. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation**, v. 143, n. 10, p. 2328–2340, out. 2010.

TILMAN, D.; ISBELL, F.; COWLES, J. M. Biodiversity and Ecosystem Functioning. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 45, n. 1, p. 471–493, 2014.

TOLEDO, L. F. et al. **Anfíbios da Mata Atlântica**. Aplicativo de celular. Econature, Consultoria, Pesquisa e Educação ambiental. Versão 1.0.0. 2021

TURNER, M. G. Disturbance and landscape dynamics in a changing world. **Ecology**, v. 91, n. 10, p. 2833–2849, out. 2010.

VALENCIA-AGUILAR, A.; CORTÉS-GÓMEZ, A. M.; RUIZ-AGUDELO, C. A. Ecosystem services provided by amphibians and reptiles in Neotropical ecosystems. **International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management**, v. 9, n. 3, p. 257–272, 1 set. 2013.

VASCONCELOS, T. DA S.; ROSSA-FERES, D. DE C. Diversidade, distribuição espacial e temporal de anfíbios anuros (Amphibia, Anura) na região noroeste do estado de São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 5, n. 2, p. 137–150, 2005.

VASCONCELOS, T. S.; DO NASCIMENTO, B. T. M.; PRADO, V. H. M. Expected impacts of climate change threaten the anuran diversity in the Brazilian hotspots. **Ecology and Evolution**, v. 8, n. 16, p. 7894–7906, 2018.

VASCONCELOS, T. S.; DORO, J. L. P. Assessing how habitat loss restricts the geographic range of Neotropical anurans. **Ecological Research**, v. 31, n. 6, p. 913–921, 1 nov. 2016.

WHILES, M. R. et al. The effects of amphibian population declines on the structure and function of Neotropical stream ecosystems. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 4, n. 1, p. 27–34, fev. 2006.

WHILES, M. R. et al. Disease-Driven Amphibian Declines Alter Ecosystem Processes in a Tropical Stream. **Ecosystems**, v. 16, n. 1, p. 146–157, 1 jan. 2013.

ZIPKIN, E. F. et al. Tropical snake diversity collapses after widespread amphibian loss. **Science**, v. 367, n. 6479, p. 814–816, 14 fev. 2020.

5. Conclusão geral

No primeiro capítulo é mostrado que existem importantes pontos a serem considerados para a conservação da diversidade e complexidade acústica. O índice de diversidade acústica contempla todo o espectro acústico presente nas gravações, enquanto o índice de complexidade acústica traz informações sobre a variação dentro destes sons gravados, dessa forma cada um trouxe informações específicas sobre as paisagens amostradas.

Os resultados mostraram que paisagens com menores proporções de vegetação apresentam maior diversidade acústica, contudo menores valores de complexidade acústica. A maior diversidade acústica observada nas proporções de vegetação mais baixas estão provavelmente vinculadas a atividades de insetos, principais usuários do espaço acústico em regiões tropicais, intensificado pela presença de grande áreas manejadas. Já a complexidade acústica está relacionada com a composição da biodiversidade acusticamente ativa destas paisagens, apresentando uma maior variação de sons conforme aumenta a proporção de vegetação nativa.

A partir desses resultados, constatamos que a partir de 40% de proporção de vegetação em paisagens intensificadas e homogeneizadas estariam garantidos diversas funções exercidas pelas comunidades vinculadas à estrutura de paisagem para os grupos acusticamente ativos. Apesar de apresentarem menor diversidade acústica, seria obtida uma maior complexidade acústica, representando uma mudança na composição das espécies, influenciando potencialmente no funcionamento destas comunidades. Destacamos também que em paisagem com maior proporção de vegetação nativa houve maior complexidade acústica, indicando a existência de espécies potencialmente exclusivas destas áreas, que devem ser preservadas para a manutenção destas comunidades.

No segundo capítulo, os resultados mostraram influência da proporção de vegetação nativa na riqueza e, principalmente, na composição da anurofauna presentes nas paisagens do Alto Paranapanema. Houve um grande compartilhamento de espécies entre as proporções menores que 65%, enquanto a proporção acima de 85% (florestas contínuas) apresentaram o menor compartilhamento e maior número de espécies exclusivas. Dessa forma, paisagens com proporções menores e intermediárias mostraram maior compartilhamento de espécies de ambos os

ambientes (abertos e florestais), o que indica um bom suporte a anurofauna dentro dos ambientes alterados.

Com esses resultados, abordamos que não apenas a quantidade de vegetação a ser restaurada e/ou protegida deve ser planejada, mas sim a posição dessas áreas com relação aos demais habitats usados pelos anuros, contemplando as diferentes espécies que fazem uso desses espaços em proporções baixa e intermediárias de vegetação. O estudo também mostra que altas proporções são únicas em termos de capacidade de suporte à comunidade de anuros do Alto Paranapanema e suas funções e serviços, sendo essenciais para a manutenção de espécies especialistas e extremamente exigentes quanto a qualidade de habitat, como a *P. appendiculata*.

Dessa forma, conclui-se que é imprescindível o desenvolvimento de planos de gestão da paisagem visando a recuperação de paisagem para abranger valores mais altos de proporção de vegetação nativa. Alcançar os valores observados de interação em áreas intensificadas e homogêneas, apresentados no primeiro capítulo, podem garantir tanto uma maior complexidade acústica dentro das paisagens, como a permanência da anurofauna dentro destas paisagens. O aumento da heterogeneidade, abordada no capítulo um, também é uma estratégia válida em ambientes mais homogêneos, garantindo assim a manutenção da biodiversidade e dos seus serviços vinculados nestes ambientes fragilizados.

Com isso em mente, este estudo traz informações com intuito de auxiliar formas mais sustentáveis de produção que permitam o aumento da heterogeneidade da paisagem e a recuperação da vegetação nativa. Dessa forma, este estudo aponta importantes informações para recuperação e manutenção da biodiversidade acusticamente ativa e da anurofauna dentro de paisagem intensificadas e/ou homogêneas, atualmente incapazes de suportar muitas espécies e restritas a poucos serviços ecossistêmicos. Aplicar os resultados aqui observados seria um grande passo para alcançar paisagens multifuncionais, conciliando biodiversidade e produção de bens e *commodities*.

6. Referências bibliográficas

- ACEVEDO, M. A. et al. Automated classification of bird and amphibian calls using machine learning: A comparison of methods. **Ecological Informatics**, v. 4, n. 4, p. 206–214, 1 set. 2009.
- AIDE, T. M. et al. Real-time bioacoustics monitoring and automated species identification. **PeerJ**, v. 1, p. e103, 16 jul. 2013.
- AIDE, T. M. et al. Species Richness (of Insects) Drives the Use of Acoustic Space in the Tropics. **Remote Sensing**, v. 9, n. 11, p. 1096, nov. 2017.
- ALMEIDA-GOMES, M.; ROCHA, C. F. D. Habitat Loss Reduces the Diversity of Frog Reproductive Modes in an Atlantic Forest Fragmented Landscape. **Biotropica**, v. 47, n. 1, p. 113–118, 2015.
- ANDERSSON, G. K. S. et al. Landscape heterogeneity and farming practice alter the species composition and taxonomic breadth of pollinator communities. **Basic and Applied Ecology**, v. 14, n. 7, p. 540–546, 1 nov. 2013.
- ANDERSSON, G. K. S. et al. Effects of farming intensity, crop rotation and landscape heterogeneity on field bean pollination. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 184, p. 145–148, 1 fev. 2014.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V. et al. Designing optimal human-modified landscapes for forest biodiversity conservation. **Ecology Letters**, v. 23, n. 9, p. 1404–1420, 2020.
- BAUM, K. A. et al. The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. **Ecology**, v. 85, n. 10, p. 2671–2676, out. 2004.
- BENCHIMOL, M. et al. Translating plant community responses to habitat loss into conservation practices: Forest cover matters. **Biological Conservation**, v. 209, p. 499–507, 1 maio 2017.
- BOWEN, M. E. et al. Regrowth forests on abandoned agricultural land: A review of their habitat values for recovering forest fauna. **Biological Conservation**, v. 140, n. 3–4, p. 273–296, dez. 2007.
- BRADFER-LAWRENCE, T. et al. Guidelines for the use of acoustic indices in environmental research. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 10, n. 10, p. 1796–1807, out. 2019.
- BRÉVAULT, T.; CLOUVEL, P. Pest management: Reconciling farming practices and natural regulations. **Crop Protection**, v. 115, p. 1–6, 1 jan. 2019.
- CAMPOS-CERQUEIRA, M. et al. How does FSC forest certification affect the acoustically active fauna in Madre de Dios, Peru? **Remote Sensing in Ecology and Conservation**, v. 6, n. 3, p. 274–285, 2020.
- CAMPOS-CERQUEIRA, M.; AIDE, T. M. Changes in the acoustic structure and composition along a tropical elevational gradient. **JEA**, v. 1, n. 1, p. 1–1, dez. 2017.
- CARDINALE, B. J. et al. Effects of biodiversity on the functioning of trophic groups and ecosystems. **Nature**, v. 443, n. 7114, p. 989–992, out. 2006.

CARDINALE, B. J. et al. Biodiversity loss and its impact on humanity. **Nature**, v. 486, n. 7401, p. 59–67, 7 jun. 2012.

CARMONA, C. P. et al. Agriculture intensification reduces plant taxonomic and functional diversity across European arable systems. **Functional Ecology**, v. 34, n. 7, p. 1448–1460, 2020.

CARVALHEIRO, L. G. et al. Pollination services decline with distance from natural habitat even in biodiversity-rich areas. **Journal of Applied Ecology**, v. 47, n. 4, p. 810–820, 2010.

CATCHPOLE, C. K.; SLATER, P. J. B. **Bird Song: Biological Themes and Variations**. [s.l.] Cambridge University Press, 2003.

CHAPIN, F. S.; MATSON, P. A.; VITOUSEK, P. M. Landscape Heterogeneity and Ecosystem Dynamics. Em: CHAPIN, F. S.; MATSON, P. A.; VITOUSEK, P. M. (Eds.). **Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology**. New York, NY: Springer, 2011. p. 369–397.

COLLINS, S. J.; FAHRIG, L. Responses of anurans to composition and configuration of agricultural landscapes. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 239, p. 399–409, fev. 2017.

DEICHMANN, J. L. et al. Soundscape analysis and acoustic monitoring document impacts of natural gas exploration on biodiversity in a tropical forest. **Ecological Indicators**, v. 74, p. 39–48, 1 mar. 2017.

DEICHMANN, J. L. et al. It's time to listen: there is much to be learned from the sounds of tropical ecosystems. **Biotropica**, v. 50, n. 5, p. 713–718, set. 2018.

DESJONQUÈRES, C.; GIFFORD, T.; LINKE, S. Passive acoustic monitoring as a potential tool to survey animal and ecosystem processes in freshwater environments. **Freshwater Biology**, v. 65, n. 1, p. 7–19, 2020.

FAHRIG, L. et al. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. **Ecology Letters**, v. 14, n. 2, p. 101–112, 2011.

FAHRIG, L.; NUTTLE, W. K. Population Ecology in Spatially Heterogeneous Environments. Em: LOVETT, G. M. et al. (Eds.). **Ecosystem Function in Heterogeneous Landscapes**. New York, NY: Springer New York, 2005. p. 95–118.

FOLEY, J. A. et al. Global Consequences of Land Use. **Science**, v. 309, n. 5734, p. 570–574, 22 jul. 2005.

GARCÍA, V. R. et al. Agricultural intensification and land use change: assessing country-level induced intensification, land sparing and rebound effect. **Environmental Research Letters**, v. 15, n. 8, p. 085007, ago. 2020.

GIBB, R. et al. Emerging opportunities and challenges for passive acoustics in ecological assessment and monitoring. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 10, n. 2, p. 169–185, 2019.

GOULART, F. F.; CARVALHO-RIBEIRO, S.; SOARES-FILHO, B. Farming-Biodiversity Segregation or Integration? Revisiting Land Sparing versus Land Sharing Debate. **Journal of Environmental Protection**, v. 7, n. 7, p. 1016–1032, 6 jun. 2016.

GRASS, I. et al. Land-sharing/-sparing connectivity landscapes for ecosystem services and biodiversity conservation. **People and Nature**, v. 1, n. 2, p. 262–272, 2019.

GREEN, R. E. Farming and the Fate of Wild Nature. **Science**, v. 307, n. 5709, p. 550–555, 28 jan. 2005.

HADDAD, N. M. et al. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, v. 1, n. 2, p. e1500052, 20 mar. 2015.

HILL, A. P. et al. AudioMoth: A low-cost acoustic device for monitoring biodiversity and the environment. **HardwareX**, v. 6, p. e00073, 1 out. 2019.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). **Censo Agropecuário 2017**. Disponível em: <https://censoagro2017.ibge.gov.br/templates/censo_agro/resultadosagro/index.html>. Acesso em: Jan/2023.

ISBELL, F. et al. Linking the influence and dependence of people on biodiversity across scales. **Nature**, v. 546, n. 7656, p. 65–72, jun. 2017.

LAMBIN, E. F.; GEIST, H. J.; LEPEERS, E. Dynamics of Land-Use and Land-Cover Change in Tropical Regions. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 28, n. 1, p. 205–241, 2003.

LEBIEN, J. et al. A pipeline for identification of bird and frog species in tropical soundscape recordings using a convolutional neural network. **Ecological Informatics**, v. 59, p. 101113, 1 set. 2020.

LIND, L.; HASSELQUIST, E. M.; LAUDON, H. Towards ecologically functional riparian zones: A meta-analysis to develop guidelines for protecting ecosystem functions and biodiversity in agricultural landscapes. **Journal of Environmental Management**, v. 249, p. 109391, 1 nov. 2019.

LOREAU, M. Biodiversity and Ecosystem Functioning: Current Knowledge and Future Challenges. **Science**, v. 294, n. 5543, p. 804–808, 26 out. 2001.

MANGELS, J. et al. Diversity and trait composition of moths respond to land-use intensification in grasslands: generalists replace specialists. **Biodiversity and Conservation**, v. 26, n. 14, p. 3385–3405, 1 dez. 2017.

MARSHALL, E. J. P. Agricultural Landscapes: Field Margin Habitats and Their Interaction with Crop Production. **Journal of Crop Improvement**, v. 12, n. 1–2, p. 365–404, 1 dez. 2008.

MARTENSEN, A. C. et al. Associations of Forest Cover, Fragment Area, and Connectivity with Neotropical Understory Bird Species Richness and Abundance: Modulators of Avifaunal Composition. **Conservation Biology**, v. 26, n. 6, p. 1100–1111, dez. 2012.

MARTENSEN, A. C.; SAURA, S.; FORTIN, M.-J. Spatio-temporal connectivity: assessing the amount of reachable habitat in dynamic landscapes. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 8, n. 10, p. 1253–1264, 2017.

MARTINSSON, J. et al. A Novel Method for Smart Fire Detection Using Acoustic Measurements and Machine Learning: Proof of Concept. **Fire Technology**, v. 58, n. 6, p. 3385–3403, 1 nov. 2022.

MELO, I. et al. Active or passive acoustic monitoring? Assessing methods to track anuran communities in tropical savanna wetlands. **Ecological Indicators**, v. 132, p. 108305, 1 dez. 2021.

METZGER, J. P. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotropica**, v. 1, p. 1–9, 2001.

MORANTE-FILHO, J. C.; BENCHIMOL, M.; FARIA, D. Landscape composition is the strongest determinant of bird occupancy patterns in tropical forest patches. **Landscape Ecology**, v. 36, n. 1, p. 105–117, jan. 2021.

NEWBOLD, T. et al. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. **Nature**, v. 520, n. 7545, p. 45–50, abr. 2015.

NEWBOLD, T. et al. Climate and land-use change homogenise terrestrial biodiversity, with consequences for ecosystem functioning and human well-being. **Emerging Topics in Life Sciences**, v. 3, n. 2, p. 207–219, 24 abr. 2019.

OLDEN, J. D. et al. Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 19, n. 1, p. 18–24, jan. 2004.

OVASKAINEN, O. Long-Term Persistence of Species and the SLOSS Problem. **Journal of Theoretical Biology**, v. 218, n. 4, p. 419–433, 21 out. 2002.

PIJANOWSKI, B. C. et al. Soundscape Ecology: The Science of Sound in the Landscape. **BioScience**, v. 61, n. 3, p. 203–216, 1 mar. 2011.

QIU, J.; TURNER, M. G. Importance of landscape heterogeneity in sustaining hydrologic ecosystem services in an agricultural watershed. **Ecosphere**, v. 6, n. 11, p. art229, 2015.

RAINFOREST CONNECTION. **Rainforest Connection - Stopping Illegal Logging & Protecting Wildlife**. , [s.d.]. Disponível em: <<https://rfcx.org/guardian>>. Acesso em: 11 jun. 2023.

RAJÃO, R. et al. The rotten apples of Brazil's agribusiness. **Science**, v. 369, n. 6501, p. 246–248, 17 jul. 2020.

REYNOLDS, C. et al. Inconsistent effects of landscape heterogeneity and land-use on animal diversity in an agricultural mosaic: a multi-scale and multi-taxon investigation. **Landscape Ecology**, v. 33, n. 2, p. 241–255, 1 fev. 2018.

RIBEIRO, J. W. et al. Passive Acoustic Monitoring as a Tool to Investigate the Spatial Distribution of Invasive Alien Species. **Remote Sensing**, v. 14, n. 18, p. 4565, jan. 2022.

- RIBEIRO, J. W.; SUGAI, L. S. M.; CAMPOS-CERQUEIRA, M. Passive acoustic monitoring as a complementary strategy to assess biodiversity in the Brazilian Amazonia. **Biodiversity and Conservation**, v. 26, n. 12, p. 2999–3002, 1 nov. 2017.
- ROCHA, É. G. DA et al. Dispersal movement through fragmented landscapes: the role of stepping stones and perceptual range. **Landscape Ecology**, v. 36, n. 11, p. 3249–3267, 1 nov. 2021.
- SALEM, S. I. et al. Detecting and Tracking the Positions of Wild Ungulates Using Sound Recordings. **Sensors**, v. 21, n. 3, p. 866, jan. 2021.
- SETHI, S. S. et al. Robust, real-time and autonomous monitoring of ecosystems with an open, low-cost, networked device. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 9, n. 12, p. 2383–2387, 2018.
- SMITH, A. C.; FAHRIG, L.; FRANCIS, C. M. Landscape size affects the relative importance of habitat amount, habitat fragmentation, and matrix quality on forest birds. **Ecography**, v. 34, n. 1, p. 103–113, fev. 2011.
- SPIESMAN, B. J. et al. Bumble bee colony growth and reproduction depend on local flower dominance and natural habitat area in the surrounding landscape. **Biological Conservation**, v. 206, p. 217–223, 1 fev. 2017.
- SUEUR, J. et al. Rapid Acoustic Survey for Biodiversity Appraisal. **PLoS ONE**, v. 3, n. 12, p. e4065, 30 dez. 2008.
- SUEUR, J. et al. Global estimation of animal diversity using automatic acoustic sensors. *Em: Sensors for Ecology*. [s.l: s.n.]. p. 99–117. 2012.
- SUEUR, J. et al. **Package ‘seewave’**. 2023. disponível em: <<https://cran.r-project.org/web/packages/seewave/seewave.pdf>>. Acesso em: Ago/2023
- SUGAI, L. S. M. et al. Terrestrial Passive Acoustic Monitoring: Review and Perspectives. **BioScience**, v. 69, n. 1, p. 15–25, 1 jan. 2019.
- SUGAI, L. S. M. et al. A roadmap for survey designs in terrestrial acoustic monitoring. **Remote Sensing in Ecology and Conservation**, v. 6, n. 3, p. 220–235, 2020.
- TABARELLI, M. et al. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation**, v. 143, n. 10, p. 2328–2340, out. 2010.
- TEIXEIRA, D.; MARON, M.; VAN RENSBURG, B. J. Bioacoustic monitoring of animal vocal behavior for conservation. **Conservation Science and Practice**, v. 1, n. 8, p. e72, 2019.
- TILMAN, D.; ISBELL, F.; COWLES, J. M. Biodiversity and Ecosystem Functioning. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 45, n. 1, p. 471–493, 2014.
- TITTENSOR, D. P. et al. A mid-term analysis of progress toward international biodiversity targets. **Science**, v. 346, n. 6206, p. 241–244, 10 out. 2014.

TURNER, M. G. Disturbance and landscape dynamics in a changing world. **Ecology**, v. 91, n. 10, p. 2833–2849, out. 2010.

VILLANUEVA-RIVERA, L. J. et al. A primer of acoustic analysis for landscape ecologists. **Landscape Ecology**, v. 26, n. 9, p. 1233–1246, nov. 2011.

VILLANUEVA-RIVERA, L. J., PIJANOWSKI, B. C. **Package ‘soundecology’**. 2022.

Disponível em: <<https://cran.r-project.org/web/packages/soundecology/soundecology.pdf>>.

Acessado em: Ago/2023

WELLS, K. D.; SCHWARTZ, J. J. The Behavioral Ecology of Anuran Communication. Em: NARINS, P. M. et al. (Eds.). **Hearing and Sound Communication in Amphibians**. Springer Handbook of Auditory Research. New York, NY: Springer, 2006. p. 44–86.

WIJERS, M. et al. CARACAL: a versatile passive acoustic monitoring tool for wildlife research and conservation. **Bioacoustics**, v. 30, n. 1, p. 41–57, 2 jan. 2021.

WREGG, P. H. et al. Acoustic monitoring for conservation in tropical forests: examples from forest elephants. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 8, n. 10, p. 1292–1301, 2017.

ZHONG, M. et al. Multispecies bioacoustic classification using transfer learning of deep convolutional neural networks with pseudo-labeling. **Applied Acoustics**, v. 166, p. 107375, 1 set. 2020.

Anexo 1 – Tabela de espécies por local amostrado

PONTOS	<i>A.bokermanni</i>	<i>A.marmorata</i>	<i>A. albosignatus</i>	<i>A.perviridis</i>	<i>B.circumdata</i>	<i>B.hylax</i>	<i>B.luctuosa</i>	<i>C. caramaschii</i>	<i>D.anceps</i>	<i>D.berthalutzae</i>	<i>D.elegans</i>	<i>D.elianeae</i>	<i>D.microps</i>
P1_05_15_HD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P1_05_15_MD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P1_15_25_HD	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
P1_15_25_LD	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P1_15_25_MD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
P1_25_35_HD	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P1_25_35_LD	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P1_35_45_MD	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
P1_45_55_HD	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P1_45_55_MD	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P1_55_65_HD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P1_55_65_LD	1	0	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0
P1_55_65_MD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
P1_65_85_HD	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P1_65_85_MD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
P1_85_100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
P2_05_15_HD	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
P2_05_15_LD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P2_05_15_MD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
P2_15_25_HD	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P2_15_25_MD	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P2_25_35_HD	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P2_25_35_MD	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P2_35_45_HD	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
P2_35_45_MD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P2_45_55_MD	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P2_55_65_HD	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P2_55_65_LD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
P2_55_65_MD	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P2_65_85_HD	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P2_65_85_LD	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
P2_65_85_MD	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P3_05_15_LD	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
P3_05_15_MD	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P3_15_25_HD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P3_15_25_LD	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
P3_15_25_MD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P3_25_35_MD	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
P3_35_45_HD	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0

P3_35_45_MD	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0
P3_45_55_HD	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P3_45_55_LD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P3_45_55_MD	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P3_55_65_HD	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P3_65_85_HD	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P3_85_100	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
P4_05_15_LD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P4_05_15_MD	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P4_15_25_LD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
P4_25_35_LD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
P4_25_35_MD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P4_35_45_HD	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P4_35_45_MD	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P4_45_55_HD	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P4_45_55_MD	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
P4_55_65_MD	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
P4_65_85_HD	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
P4_65_85_MD	0	1	1	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0
P4_85_100	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1
P5_05_15_MD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P5_15_25_MD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P5_85_100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
P6_85_100	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

PONTOS	<i>D.minutus</i>	<i>D.nanus</i>	<i>D.seniculus</i>	<i>F.mitus</i>	<i>H.binotatus</i>	<i>B.bischoffi</i>	<i>B.faber</i>	<i>B.semilineata</i>	<i>B.prasina</i>	<i>I.henselii</i>	<i>L.fuscus</i>	<i>L.labyrinthicus</i>	<i>L.mystacinus</i>	<i>L.notoaktites</i>
P1_05_15_HD	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
P1_05_15_MD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P1_15_25_HD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P1_15_25_LD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P1_15_25_MD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P1_25_35_HD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P1_25_35_LD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
P1_35_45_MD	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1
P1_45_55_HD	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0
P1_45_55_MD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P1_55_65_HD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P1_55_65_LD	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
P1_55_65_MD	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
P1_65_85_HD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P1_65_85_MD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P1_85_100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P2_05_15_HD	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0

P2_05_15_LD	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0
P2_05_15_MD	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
P2_15_25_HD	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
P2_15_25_MD	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P2_25_35_HD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
P2_25_35_MD	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
P2_35_45_HD	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
P2_35_45_MD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P2_45_55_MD	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
P2_55_65_HD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P2_55_65_LD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P2_55_65_MD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
P2_65_85_HD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P2_65_85_LD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P2_65_85_MD	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
P3_05_15_LD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P3_05_15_MD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
P3_15_25_HD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
P3_15_25_LD	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
P3_15_25_MD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
P3_25_35_MD	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0
P3_35_45_HD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P3_35_45_MD	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
P3_45_55_HD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
P3_45_55_LD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
P3_45_55_MD	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
P3_55_65_HD	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
P3_65_85_HD	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
P3_85_100	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P4_05_15_LD	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0
P4_05_15_MD	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P4_15_25_LD	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
P4_25_35_LD	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P4_25_35_MD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
P4_35_45_HD	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
P4_35_45_MD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P4_45_55_HD	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
P4_45_55_MD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P4_55_65_MD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
P4_65_85_HD	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0
P4_65_85_MD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P4_85_100	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
P5_05_15_MD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P5_15_25_MD	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
P5_85_100	1	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0

P6_85_100 0 0 0 0 0 1 1 1 1 0 0 0 0 0

PONTOS	<i>O.americanus</i>	<i>P.segallai</i>	<i>P.appendiculata</i>	<i>P.burmeisteri</i>	<i>P.tetraploidea</i>	<i>P.cuvieri</i>	<i>P.marmoratus</i>	<i>P.olfersii</i>	<i>P.spiniger</i>	<i>P.boiei</i>	<i>R.diptycha</i>	<i>R.icterica</i>	<i>R.ornata</i>
P1_05_15_HD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
P1_05_15_MD	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
P1_15_25_HD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P1_15_25_LD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
P1_15_25_MD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
P1_25_35_HD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P1_25_35_LD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
P1_35_45_MD	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
P1_45_55_HD	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
P1_45_55_MD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P1_55_65_HD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
P1_55_65_LD	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0
P1_55_65_MD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P1_65_85_HD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P1_65_85_MD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P1_85_100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P2_05_15_HD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P2_05_15_LD	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
P2_05_15_MD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P2_15_25_HD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P2_15_25_MD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P2_25_35_HD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
P2_25_35_MD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P2_35_45_HD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P2_35_45_MD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
P2_45_55_MD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P2_55_65_HD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
P2_55_65_LD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P2_55_65_MD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
P2_65_85_HD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
P2_65_85_LD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
P2_65_85_MD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
P3_05_15_LD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P3_05_15_MD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P3_15_25_HD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P3_15_25_LD	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
P3_15_25_MD	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P3_25_35_MD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
P3_35_45_HD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P3_35_45_MD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0

P3_45_55_HD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
P3_45_55_LD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
P3_45_55_MD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P3_55_65_HD	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
P3_65_85_HD	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
P3_85_100	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0
P4_05_15_LD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P4_05_15_MD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P4_15_25_LD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P4_25_35_LD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P4_25_35_MD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P4_35_45_HD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
P4_35_45_MD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P4_45_55_HD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
P4_45_55_MD	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
P4_55_65_MD	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
P4_65_85_HD	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0
P4_65_85_MD	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P4_85_100	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
P5_05_15_MD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P5_15_25_MD	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0
P5_85_100	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	1	0
P6_85_100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1

PONTOS	<i>S.fuscomarginatus</i>	<i>S.fuscovarius</i>	<i>S.hayii</i>	<i>S.perereca</i>	<i>S.perpusillus</i>	<i>S.caramaschii</i>
P1_05_15_HD	0	0	0	0	0	0
P1_05_15_MD	0	0	0	0	0	0
P1_15_25_HD	0	0	0	0	0	0
P1_15_25_LD	0	0	0	0	0	0
P1_15_25_MD	0	0	0	0	0	0
P1_25_35_HD	0	0	0	0	0	0
P1_25_35_LD	0	0	0	0	0	0
P1_35_45_MD	0	0	0	0	0	1
P1_45_55_HD	0	0	0	0	0	0
P1_45_55_MD	0	0	0	0	0	0
P1_55_65_HD	0	0	0	0	0	0
P1_55_65_LD	0	0	0	0	0	0
P1_55_65_MD	0	0	0	0	0	0
P1_65_85_HD	0	0	0	0	0	0
P1_65_85_MD	0	0	0	0	0	0
P1_85_100	0	0	0	0	0	0
P2_05_15_HD	0	0	0	0	0	0
P2_05_15_LD	1	0	0	0	0	0

P2_05_15_MD	0	0	0	0	0	0
P2_15_25_HD	0	1	0	0	0	0
P2_15_25_MD	0	0	0	0	0	0
P2_25_35_HD	0	0	0	0	0	0
P2_25_35_MD	0	1	0	0	0	0
P2_35_45_HD	0	0	0	0	0	0
P2_35_45_MD	0	0	0	0	0	0
P2_45_55_MD	0	0	0	0	0	0
P2_55_65_HD	0	0	0	0	0	0
P2_55_65_LD	0	0	0	0	0	0
P2_55_65_MD	0	0	0	0	0	0
P2_65_85_HD	0	0	0	0	0	0
P2_65_85_LD	0	0	0	0	0	0
P2_65_85_MD	0	0	0	0	0	0
P3_05_15_LD	0	0	0	0	0	0
P3_05_15_MD	0	0	0	0	0	0
P3_15_25_HD	0	0	0	0	0	0
P3_15_25_LD	0	0	0	0	0	0
P3_15_25_MD	0	0	0	0	0	0
P3_25_35_MD	0	0	0	0	0	0
P3_35_45_HD	0	0	0	0	0	0
P3_35_45_MD	0	0	0	0	0	0
P3_45_55_HD	0	0	0	0	0	0
P3_45_55_LD	0	0	0	0	0	0
P3_45_55_MD	0	0	0	0	0	0
P3_55_65_HD	0	0	0	0	0	0
P3_65_85_HD	0	0	0	0	0	0
P3_85_100	0	0	0	0	1	0
P4_05_15_LD	0	0	0	0	0	0
P4_05_15_MD	0	0	0	0	0	0
P4_15_25_LD	0	0	0	0	0	0
P4_25_35_LD	0	0	0	0	0	0
P4_25_35_MD	0	0	0	0	0	0
P4_35_45_HD	0	0	0	0	0	0
P4_35_45_MD	0	0	0	0	0	0
P4_45_55_HD	0	0	0	0	0	0
P4_45_55_MD	0	0	0	0	0	0
P4_55_65_MD	0	0	0	0	0	0
P4_65_85_HD	0	0	0	0	0	0
P4_65_85_MD	0	0	0	0	0	0
P4_85_100	0	0	0	0	0	0
P5_05_15_MD	0	1	0	0	0	0
P5_15_25_MD	0	0	0	0	0	1
P5_85_100	0	0	1	1	1	0

P6_85_100 0 0 0 1 1 0