



UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS - UFAM

INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS - ICB

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOLOGIA – PPGZOO

**Efeitos da fragmentação florestal sobre a diversidade de lagartos da região
metropolitana de Manaus**

Francisco José Mariano Vasconcelos

Manaus, Amazonas

Março/2023



UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS - UFAM
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS - ICB
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOLOGIA – PPGZOO

**Efeitos da fragmentação florestal sobre a diversidade de lagartos da região
metropolitana de Manaus**

Discente: Francisco José Mariano Vasconcelos

Orientador: Prof. Dr. Marcelo Gordo

Coorientadora: Prof. Dra. Cintia Cornelius Frische

Dissertação apresentada à Universidade Federal do Amazonas como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre pelo Programa de Pós-Graduação em Zoologia.

Manaus, Amazonas

Março/2023

Ficha Catalográfica

Ficha catalográfica elaborada automaticamente de acordo com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

V331e Vasconcelos, Francisco José Mariano
Efeitos da fragmentação florestal sobre a diversidade de lagartos da região metropolitana de Manaus / Francisco José Mariano Vasconcelos . 2023
61 f.: il. color; 31 cm.

Orientador: Marcelo Gordo
Coorientadora: Cintia Cornelius Frische
Dissertação (Mestrado em Zoologia) - Universidade Federal do Amazonas.

1. urbanização. 2. répteis. 3. Amazônia. 4. paisagem. 5. fragmentos florestais urbanos. I. Gordo, Marcelo. II. Universidade Federal do Amazonas III. Título

FRANCISCO JOSÉ MARIANO VASCONCELOS

Efeitos da fragmentação florestal sobre a diversidade de lagartos da região metropolitana de Manaus

Dissertação apresentada à Universidade Federal do Amazonas como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre pelo Programa de Pós-Graduação em Zoologia.

Aprovada em: 01/03/2023.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Marcelo Gordo (Orientador)
Universidade Federal do Amazonas (UFAM)

Prof. Dr. Samuel Campos Gomides
Universidade Federal do Oeste do Pará (UFOPA)

Prof. Dr. Selvino Neckel de Oliveira
Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC)

DEDICATÓRIA

Aos que vieram antes, aos meus contemporâneos e os que virão a fazer ciência em meio a tantos contratempos e percalços, à minha família, aos meus mestres e aos meus amigos.

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal do Amazonas (UFAM) pela oportunidade e pela infraestrutura fornecida. Ao Programa de Pós-Graduação em Zoologia (PPGZool) pelas disciplinas ofertadas com excelência, bem como à coordenação e à secretaria, sempre prontificados a atender as demandas dos alunos. À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Amazonas (FAPEAM) pela concessão da bolsa, sendo totalmente relevante para minha permanência em Manaus e conclusão do mestrado.

Ao meu orientador, professor Marcelo Gordo, e a minha coorientadora, professora Cintia Cornelius Frische, toda a minha gratidão pelo desenvolvimento do trabalho. Desde ideias, escrita, sugestões, análises e, principalmente, pela atenção e disponibilidade. Muito devo a vocês pelos ensinamentos durante estes anos.

Aos professores que compuseram as bancas examinadoras de qualificação e defesa da dissertação pelas grandes contribuições.

À minha turma de mestrado, em especial Flávio Costa, Lara de Jesus e Patrícia Barbosa, pelas ajudas e momentos de descontração, ainda que de maneira remota por conta da pandemia.

À Fran (Franciele Cristina de Souza), que me recepcionou tão bem quando eu estava perdido em uma cidade nova, e ao professor Marcelo Menin (in memoriam) por me terem apresentado o PPGZOO, que compôs um dos períodos mais desafiadores, mas também gratificantes, da minha vida.

Ao Laboratório de Biologia da Conservação (LABICO) pelas reuniões e discussões de artigos, além das prévias, auxiliando na melhoria do meu trabalho. Em especial ao Lucas Carvalho, por me permitir fazer parte de alguns de seus campos, e assim me apresentar alguns dos nossos sítios amostrais, e tornar mais fácil o início dos meus.

Ao Projeto Sauim-de-Coleira, em especial a Aline Medeiros e ao Edson Rodrigues Costa por terem acompanhado os meus primeiros campos, além das caronas até algumas das cidades onde foram realizadas as coletas. Foram dias de muito aprendizado e de discussões, além de muito divertidos. Obrigado também por terem auxiliado na coleta de temperatura de todos os sítios amostrais. Muito obrigado, vocês são maravilhosos.

Ao Renato Salomão pela ajuda, carona e orientações na maioria das minhas coletas, nem sei como teria sido o início se não fosse o seu auxílio. Obrigado por fazer parte desta etapa tão desafiadora e, por muitas vezes, ter ouvido meus desabafos. Graças a você também conheci as maiores, Glenda e Vanessa.

À Glenda Bernardino e à Vanessa Mesquita por terem tornado os campos muito mais leves e divertidos, por terem me apresentado o icônico Lucas Silva. Obrigado aos três pelas conversas quase que diárias não só sobre mestrado, mas sobre memes e sobre a vida. Obrigado também pela preocupação e por muitas vezes, nos momentos mais complicados, me motivarem a concluir o mestrado.

À Livia Santos e à Karina Bruce, vizinhas maravilhosas, sem vocês nem sei se conseguiríamos ter continuado em Manaus. Obrigado por, no início da pandemia, com aquela carne assada de panela deliciosa, terem se apresentado a mim e ter tornado mais fácil o processo de adaptação não só na nova cidade, como no caos que estava o mundo. Obrigado demais por todos as comidas, principalmente os churrascos, lives, e por terem me apresentado outra parte de Manaus. Eu só tenho gratidão a vocês.

Ao Alexander Mônico, ao Igor Fernandes e ao Esteban Koch, uma janela e um armário uniram o Nordeste, o Sul e o Sudeste no Norte. Muito obrigado por todos os momentos repletos de descontração, orientações e fofoca com muita pizza e brigadeiro. Vocês são demais.

Ao Diego Vale, o novo vizinho, ainda que tenhamos sido vizinhos brevemente, nossa amizade é maravilhosa, muito obrigado por todas as tardes de muito suco e risada e por ter cuidado tão bem da Jasmine quando estava em campo.

À minha família, ainda que com todos os contratempos, foram cruciais para que eu conseguisse chegar até aqui. Em especial meus pais, minhas irmãs Ana Paula e Pauliana, meu irmão Marcos Paulo e meus sobrinhos Maria Eduarda, Giovanna, Pedro Renan, Miguel Artur, Maria Sofia, Maria e João Saulo, eu amo vocês demais, a vida tem muito mais sentido só por vocês existirem.

À Juliana Maria de Souza (Ju) e à Roseli Albuquerque, sem vocês não sei como eu e Paulo Mateus teríamos chegado até Manaus, literalmente. Muito obrigado pela ajuda, vocês são uns amores.

A todos os amigos do Ceará o meu agradecimento pela cumplicidade e pelos momentos de descontração. Destaque aqui para Bia Araújo, Breno Carmo, Daiane Lopes e Toinha Rocha por serem meus confidentes, Davi Lima por ter feito meus dias muito mais felizes e repletos de gargalhadas, ainda hoje eu busco teus áudios pra matar a saudade e quando quero dar risada. Além destes, Cássia Silva, Jamile Ezaú e Larissa Fonteles que sempre se mantiveram presentes. Os grupos de WhatsApp foram cruciais para conseguir esquecer as dificuldades que estávamos passando, não só pelo mestrado, mas pela pandemia, mesmo geograficamente distantes, vocês permaneceram por perto.

Por fim, ao Paulo Mateus Cruz Santos que esteve comigo neste desafio do primeiro ao último dia. Muito obrigado por compartilhar comigo a maioria dos dias, sejam eles difíceis ou fáceis. Apesar de tudo, estar com você me deixa mais leve e me traz mais sentido à vida. Você, com certeza, foi um dos principais responsáveis por eu ter força de chegar até o fim desta etapa. Obrigado por me fazer parte da sua família (incluindo aqui a Elizângela e o Davi) e por todo o entretenimento em todas as refeições. Obrigado por tudo, te amo!

- Quando aram um campo, eles matam os ratos que moram lá. Quando represam um rio, deixam os peixes morrerem. Eles ainda são descuidados assim? [...]

[...] - Quando a guerra chegar, eles vão ficar descuidados.

- O que é guerra? [...]

[...] - Tem uma doença que às vezes dá nas raposas que as faz deixar de agir de maneira normal e atacar estranhos. A guerra é uma doença humana parecida.

RESUMO

As alterações nas coberturas do solo resultantes de atividades humanas têm o potencial de transformar paisagens naturais em ambientes perturbados, exercendo um impacto significativo nas comunidades de lagartos. Segundo a hipótese da quantidade de habitat (Fahrig, 2013), a preservação ou restauração de uma quantidade substancial de habitat na paisagem local é crucial para manter as funções ecológicas dessas espécies em ambientes urbanizados. Dessa forma, os lagartos, sensíveis aos processos de urbanização, destacam-se como um modelo valioso para investigar os efeitos das modificações na paisagem devido à urbanização, enfatizando a importância de considerar não apenas as alterações na configuração da paisagem, mas também a quantidade total de habitat. Nossa avaliação concentrou-se nas respostas da assembleia de lagartos em 38 sítios de floresta localizados em gradientes de paisagem rural-urbanos na Amazônia Central. Testamos como a riqueza, a abundância e a composição da assembleia de lagartos variam em relação a variáveis locais que descrevem os microambientes, bem como a variáveis que descrevem a composição e configuração da paisagem. Utilizamos modelos lineares generalizados para gerar diferentes combinações de variáveis preditoras para as variáveis resposta, e empregamos o escalonamento multidimensional não métrico para caracterizar a similaridade da composição da assembleia de lagartos entre os sítios. Nossas análises revelaram que, entre as variáveis preditoras, a densidade de borda exerce uma influência significativa na riqueza de lagartos. Florestas com maior influência e efeito de borda tendem a apresentar menor riqueza de lagartos. Além disso, de acordo com nossos modelos, a abundância de lagartos tende a aumentar com o aumento da temperatura do ar. No entanto, é importante ressaltar que esse aumento pode estar associado a espécies oportunistas e menos sensíveis à urbanização. Em relação à composição, observamos uma variação menos pronunciada no gradiente rural-urbano. Embora espécies endêmicas da Amazônia ocorram em fragmentos florestais urbanos, a maioria das espécies encontradas em remanescentes florestais urbanos está associada a ambientes mais preservados. Nossos resultados destacam a importância de considerar não apenas os efeitos da urbanização na configuração da paisagem, mas também a quantidade de habitat preservado para manter a diversidade ecológica das comunidades de lagartos em ambientes urbanizados. Por fim, a assembleia de lagartos na Região Metropolitana de Manaus é mais influenciada por métricas de paisagem em larga escala do que por condições locais específicas, remanescentes florestais urbanos apresentam espécies endêmicas, e cidades maiores tendem a ter mais espécies generalistas. Monitoramentos de longo prazo são cruciais para compreender e conservar a diversidade de lagartos na Amazônia, visando reduzir fragmentação e isolamento populacional.

Palavras-chave: urbanização, répteis, Amazônia, paisagem, fragmentos florestais urbanos.

ABSTRACT

The changes in land cover resulting from human activities have the potential to transform natural landscapes into disturbed environments, exerting a significant impact on lizard communities. According to the habitat amount hypothesis (Fahrig, 2013), preserving or restoring a substantial amount of habitat in the local landscape is crucial to maintaining the ecological functions of these species in urbanized environments. Thus, lizards, sensitive to urbanization processes, stand out as a valuable model for investigating the effects of landscape modifications due to urbanization, emphasizing the importance of considering not only changes in landscape configuration but also the total amount of habitat. Our assessment focused on lizard assembly responses in 38 forest sites located along rural-urban gradients in the Central Amazon. We tested how lizard richness, abundance, and assembly composition vary in relation to local variables describing microenvironments, as well as variables describing landscape composition and configuration. We used generalized linear models to generate different combinations of predictor variables for response variables and employed non-metric multidimensional scaling to characterize the similarity of lizard assembly composition among sites. Our analyses revealed that among the predictor variables, edge density significantly influences lizard richness. Forests with higher edge influence tend to exhibit lower lizard richness. Furthermore, according to our models, lizard abundance tends to increase with rising air temperature. However, it is important to note that this increase may be associated with opportunistic species less sensitive to urbanization. Regarding composition, we observed less pronounced variation along the rural-urban gradient. While Amazonian endemic species occur in urban forest fragments, most species found in urban forest remnants are associated with more preserved environments. Our results underscore the importance of considering not only the effects of urbanization on landscape configuration but also the amount of preserved habitat to maintain the ecological diversity of lizard communities in urbanized environments. Lastly, the lizard assembly in the Metropolitan Region of Manaus is more influenced by large-scale landscape metrics than by specific local conditions, urban forest remnants harbor endemic species, and larger cities tend to have more generalist species. Long-term monitoring is crucial for understanding and conserving lizard diversity in the Amazon, with the aim of reducing fragmentation and population isolation.

Keywords: urbanization, reptiles, Amazon, landscape, urban forest fragments.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	11
2. MATERIAL E MÉTODOS	14
2.1. Área de estudo.....	14
2.2. Métricas de paisagem e variáveis ambientais locais	17
2.3. Coleta de dados	18
2.4. Análise de dados.....	19
3. RESULTADOS	25
3.1 Riqueza.....	25
3.2 Riqueza de lagartos e variáveis locais e de paisagem	27
3.3 Abundância e frequência de indivíduos e variáveis locais e de paisagem.....	31
3.4 Composição da assembleia de lagartos entre os sítios	34
3.5 Variação de riqueza, cobertura florestal e densidade de borda entre as cidades.....	35
4. DISCUSSÃO	38
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS	47
REFERÊNCIAS.....	48
APÊNDICES	56

1. INTRODUÇÃO

Comparada a outros processos que causam mudanças na paisagem, a urbanização é um dos que mais ameaça a biodiversidade global (Seto *et al.* 2011), uma vez que altera permanentemente a paisagem, transformando manchas naturais contínuas em mosaicos altamente fragmentados e de grande complexidade, como pontes, viadutos, ocupação irregular, pastagens e remanescentes florestais, além de dificultar processos de sucessão ecológica, afetando negativamente a biodiversidade (Liu *et al.* 2014; Li *et al.* 2017; McKinney 2002). Assim, como há tendência na expansão das cidades, a urbanização pode gerar declínios na diversidade, causando flutuações na riqueza e na abundância das populações das espécies remanescentes ou que colonizaram a área, além de mudanças na composição, substituindo espécies nativas por exóticas (McKinney 2006).

As alterações nas coberturas de solo ocasionadas a partir de atividades antrópicas no uso da terra, como o crescimento de cidades, convertem paisagens naturais em ambientes distintos dos originais, o que pode influenciar fenômenos ecológicos e transformar, num processo direcional, florestas em ambientes urbanos (Liu *et al.* 2011; Křováková *et al.* 2015; Weng 2007; Yang *et al.* 2014). A fragmentação ocorre a partir destas alterações e, com sua intensificação, há um aumento no efeito de borda e diminuição no tamanho das manchas de hábitat e, associada a ela, a perda de hábitat pode gerar uma série de consequências nos processos de interação entre os indivíduos, como a reprodução e a alimentação, que passam a ser limitados ou mesmo interrompidos (Fahrig 2003). Além dos problemas citados, as espécies que transitam entre manchas ficarão mais tempo expostas pela distância entre os seus hábitats e as espécies que não cruzam a matriz ficarão limitadas a manchas pequenas, podendo gerar redução nos tamanhos e na persistência da população (Fahrig 2003; Fang; Da-Han 2006).

A hipótese da quantidade de habitat desafia as noções convencionais sobre os impactos da urbanização na biodiversidade, propondo que as consequências do tamanho e isolamento das manchas são menos importantes à biodiversidade que a quantidade de hábitat disponível no ambiente, o que implica na dispensa da distinção entre efeitos em escalas diferentes e da consideração da configuração de habitats como unidades discretas (Fahrig 2013). Assim, enquanto a abordagem tradicional destaca a fragmentação causada pela urbanização como uma ameaça significativa à biodiversidade, a hipótese da quantidade de hábitat argumenta que a quantidade total de habitat na paisagem local é mais importante para a manutenção da riqueza de espécies do que a configuração específica dos fragmentos. Isso

sugere que, mesmo em ambientes urbanizados, preservar ou restaurar uma quantidade significativa de habitat pode ser uma estratégia eficaz para mitigar os impactos negativos do processo de urbanização sobre a biodiversidade (Angold *et al.* 2006; Palmeirim *et al.* 2017). Essa perspectiva oferece uma abordagem mais flexível e adaptável na gestão de paisagens urbanas, buscando equilibrar o desenvolvimento humano com a conservação da biodiversidade. Entretanto, muitos são os autores que discordam dessa perspectiva e o debate sobre os efeitos da fragmentação *versus* a quantidade de habitat tem-se mantido ao longo das últimas décadas (Valente *et al.* 2023).

Neste contexto, os répteis são bons candidatos para avaliar respostas da fauna quanto às mudanças ambientais ocasionadas pela urbanização, uma vez que compõem um grupo com grande diversidade morfológica, comportamental e fisiológica (Pough *et al.* 2006; Doody *et al.* 2013; Tokita; Sato 2023) e, por isso, desempenham funções muito importantes para a engenharia de ecossistemas e a manutenção do fluxo de energia, como a ciclagem de nutrientes, a polinização e a dispersão de sementes (Cortéz-Gómez *et al.* 2015; Elliott *et al.* 2019; Valido; Olesen 2019; Tapia; Gibbs 2022). Muitos estudos apresentam respostas negativas dos répteis à urbanização, como diminuição da diversidade, da riqueza e/ou da abundância, e, embora algumas espécies consigam se estabelecer em ambientes urbanos, muitas que sobrevivem são invasoras ou não apresentam sensibilidade à urbanização (French *et al.* 2018; Kolbe *et al.* 2016; Putman *et al.* 2020).

No entanto, o conhecimento acerca de toda essa pluralidade ainda possui lacunas, um exemplo disso são os estudos sobre às respostas de répteis ao desenvolvimento urbano, e se fazem necessárias melhores investigações de como, de fato, as mudanças na paisagem causadas pela urbanização afetam a diversidade do grupo (Valencia-Aguilar *et al.* 2013; Brum *et al.* 2022). Ainda que grandes remanescentes florestais urbanos possam comportar comunidades de répteis semelhantes às que eram estabelecidas antes dos processos de urbanização, eles ainda são pouco estudados e, como a riqueza e a abundância de espécies tendem a diminuir com a aproximação da borda, estes remanescentes devem ser conservados para continuar desempenhando seu papel na conservação de algumas espécies (Almeida-Corrêa *et al.* 2020; Andrade *et al.* 2019; Hamer; McDonnell 2010; Rodrigues 2005).

Embora a Amazônia seja reconhecida como a maior floresta tropical do planeta, destacando-se por abrigar uma das mais ricas biodiversidades do mundo (Mittermeier *et al.*, 2003), a urbanização na região gera preocupações acerca de seus potenciais impactos na diversidade biológica (Becker 2001). Surpreendentemente, poucos estudos se debruçaram sobre as respostas das comunidades de lagartos na Amazônia diante desse processo de

urbanização (Almeida-Corrêa *et al.* 2020; Figueiredo *et al.* 2020). A maioria das pesquisas existentes aborda a herpetofauna como um todo ou se concentra na análise das respostas de uma única espécie, muitas vezes em ambientes já estudados e em escalas geográficas bastante limitadas (Méndez-Galeano, 2020; Rodrigues, 2021). É importante ressaltar que, embora os répteis, especialmente lagartos da família Teiidae, possam exibir uma menor sensibilidade à atividade humana em comparação a outros grupos, como anfíbios (Vitt *et al.*, 1997a; Sartorius *et al.*, 1999), diversas espécies de répteis ainda demonstram uma notável sensibilidade a perturbações ambientais (Almeida-Corrêa *et al.*, 2020; Costa-Campos *et al.*, 2022). Assim, a compreensão abrangente das respostas desses animais à urbanização se torna importante para o entendimento e a conservação da biodiversidade na Amazônia.

Assim, como muitas espécies de lagartos são afetadas, ou mesmo beneficiadas, por processos antrópicos (Jellinek *et al.* 2004; Hunt *et al.* 2013; Ackley *et al.* 2015), essas podem ser utilizadas como modelo de estudo em pesquisas voltadas aos efeitos da urbanização. Dado que estes processos geram uma sequência de mudanças nos remanescentes florestais, apresentando alterações microclimáticas, espaciais e nas relações ecológicas (Fujii *et al.* 2017; Spear *et al.* 2018), é necessário que se compreenda a relação entre estes ambientes e a biodiversidade associada a eles (Shwartz *et al.* 2014). Junto a isso, estudos multiescala podem auxiliar na compreensão das respostas das assembleias de lagartos aos ambientes urbanos (Sobral; Cianciaruso 2012), uma vez que podem evidenciar efeitos de variáveis locais e de paisagem da área estudada em diferentes proporções (Tischendorf; Fahrig 2000).

Logo, baseados nas pesquisas de McKinney (2002; 2006; 2008), neste estudo testamos a hipótese de que processos de urbanização afetam a riqueza, abundância e composição das assembleias de lagartos de florestas tropicais. Para isto, buscamos avaliar as respostas da assembleia de lagartos em gradientes de paisagem de rural para urbano, considerando ampla extensão geográfica em seis municípios da Amazônia Central. Nós também testamos como a riqueza, abundância e composição da assembleia de lagartos variam em relação a variáveis locais (temperatura do ar e do solo, cobertura de dossel, troncos caídos e serapilheira), que descrevem os microambientes e a variáveis que descrevem a composição e configuração da paisagem (cobertura florestal e densidade de borda), avaliando também se existe diferença na riqueza média entre os municípios.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

A área de estudo situa-se na Amazônia Central, no estado do Amazonas, localizada na região Norte do Brasil. O estado é composto por 62 municípios e é a maior unidade federativa do país, com uma área de 1.570.745,680 km² (IBGE 2023). A região é predominantemente coberta por floresta ombrófila densa e caracteriza-se pelos climas tropical de monção (Am) e tropical úmido (Af), que se manifestam em uma estação chuvosa, entre novembro e março, e por uma estação seca, entre maio e setembro, com temperaturas médias variando entre 25,8 °C a 27,9 °C (Araújo *et al.* 2002; Alves *et al.* 2019).

A Amazônia é considerada um mosaico de ecossistemas, onde as florestas de terra-firme predominam, mas outras paisagens, como florestas de igapó, campinas e campinaranas, oferecem diversidade (Coutinho 2006). Esses ambientes ainda preservam, em grande parte, sua integridade ecológica, com pouca influência de processos de antropização.

Para o estudo, as coletas de dados foram conduzidas em áreas de floresta de terra firme, tanto em ambientes rurais quanto urbanos, abrangendo seis municípios da região metropolitana de Manaus, Amazonas: Iranduba, Itacoatiara, Manacapuru, Manaus, Presidente Figueiredo e Rio Preto da Eva (Figura 1).

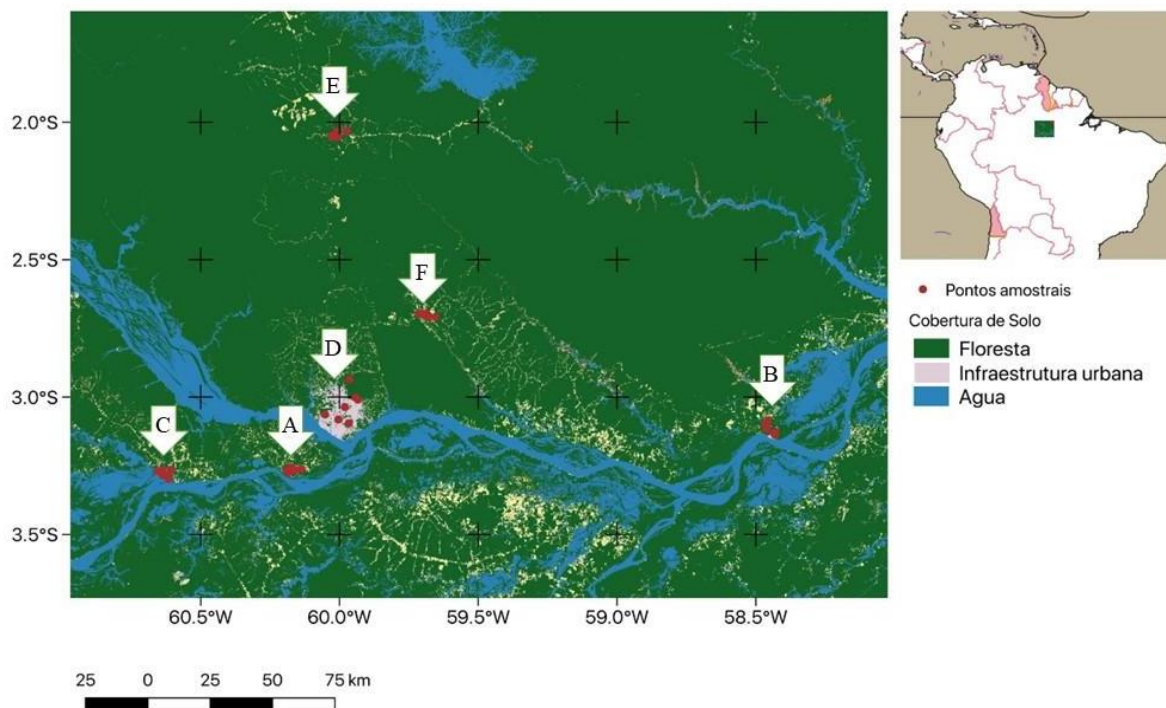


Figura 1. À esquerda, é apresentado um mapa que destaca a Região Metropolitana de Manaus, com foco nas áreas de coleta de dados. Os pontos vermelhos no mapa indicam os locais onde foram realizadas amostragens, enquanto as setas brancas identificadas por letras representam os seguintes municípios: (A) Iranduba; (B) Itacoatiara; (C) Manacapuru; (D) Manaus; (E) Presidente Figueiredo; e (F) Rio Preto da Eva. À direita, pode-se observar a localização da Região Metropolitana de Manaus no contexto do Brasil (quadro verde). Logo abaixo, destacamos os diferentes tipos de cobertura de solo que são relevantes para o nosso estudo: floresta (indicada em verde), infraestrutura urbana (mostrada em cinza) e corpos d'água (representados em azul).

A região amazônica apresenta cerca de 72% de sua população humana concentrada em núcleos urbanos (IBGE 2010). Esta concentração ocorreu em conjunto ao desenvolvimento de rodovias, resultando na separação de grandes extensões florestais por desmatamento, e consequentemente, um aumento da densidade de borda e da temperatura florestal em áreas relacionadas a esse crescimento urbano. Associados às rodovias, projetos como o Polo Industrial e a Zona Franca de Manaus geraram mercado de trabalho e conectaram a região à circulação mundial de mercadoria, levando à metropolização em Manaus (Becker 2001). Os municípios-alvo do estudo têm total influência desta metropolização, mas possuem diferentes históricos de ocupação, com áreas territoriais que variam de 2.216,817 km² a 25.459,099 km², e densidades demográficas, de 1,07 a 158,06 habitantes por km² (Tabela 1).

Tabela 1. Apresenta uma comparação do número de sítios e da área territorial de cada município, expressa em quilômetros quadrados (km²), bem como as populações municipais do censo de 2022. Além disso, a tabela mostra a densidade demográfica, que é calculada como o número de habitantes por quilômetro quadrado (hab/km²), com base no último censo realizado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) em 2022 e a área florestada em hectares (há) e em porcentagem (%) em relação a área total de cada município.

Município	Nº de Sítios	Área Territorial - Km² [2022]	População Municipal (2022)	Densidade Demográfica urbana - Hab/Km² [2022]	Área Florestada (ha)/Porcentagem em relação a área total do município
Iranduba	6	2.216,817	60.993	27,51	161.049/72,65%
Itacoatiara	6	8.891,906	103.598	11,65	604.659/68%
Manacapuru	6	7.336,579	101.883	13,89	517.900/70,59%
Manaus	8	11.401,092	2.063.547	181	932.028/81,75%
Presidente Figueiredo	6	25.459,099	30.668	1,2	2.223.333/87,33%
Rio Preto Da Eva	6	5.815,622	24.936	4,29	559.192/96,15%

Fonte: IBGE, 2022.

2.2. Métricas de paisagem e variáveis ambientais locais

Para este estudo selecionamos 38 sítios amostrais distribuídos nos seis municípios (Figura 2). Estes sítios foram previamente selecionados pelo projeto “Biodiversidade nas cidades: fatores locais e de paisagem como determinantes da ocorrência de espécies indicadoras de floresta e áreas urbanizadas” (Programa Universal FAPEAM Amazonas). Em cada município foram delimitados seis sítios de coleta de dados, com exceção de Manaus, com oito sítios, partindo de sítios com pouca cobertura de floresta e circundados por matriz urbana até sítios com muita cobertura de floresta e pouca ou nenhuma cobertura urbana, configurando assim um gradiente de cobertura de floresta na transição de rural para urbano. Para calcular as métricas da paisagem utilizamos um mapa categórico de uso de solo com resolução de 30 m e cinco classes de cobertura de solo: coberturas de floresta, de pastagens, de agricultura, de área urbana e de água (MAPBIOMAS 2017) e o pacote *landscapemetrics* (Hesselbarth 2019) no programa R (R core team 2020). Selecionamos três métricas, uma de composição - (1) cobertura Florestal (ca), e duas de configuração - (2) densidade de borda (ed) e (3) número de fragmentos (np). A métrica de cobertura fornece uma quantificação da quantidade de habitat disponível para os lagartos de floresta e as métricas de configuração fornecem informação sobre o grau de fragmentação da paisagem. Para calcular estas métricas usamos uma abordagem multiescala utilizando buffers circulares de 100 a 1000 m de raio centrados em cada um dos 38 sítios amostrais e com incrementos de 100 m para cada escala. A cobertura de área urbana não foi utilizada no estudo, uma vez que o foco são as áreas de floresta que propiciam o ambiente e recursos necessários para a persistência de lagartos florestais (Palmeirim 2021). Além disso, a variável cobertura urbana estava fortemente e negativamente correlacionada com a cobertura florestal em todas as escalas.

A fim de analisar possíveis influências de recursos e condições locais com a riqueza e abundância de lagartos coletamos seis variáveis ambientais em cada sítio ao longo de um transecto de 300 m disposto no centro de cada sítio: 1) profundidade de serapilheira, 2) número de troncos caídos, 3) cobertura de dossel e 5) temperatura do ar e 6) temperatura do solo. Com exceção das temperaturas, as demais métricas foram coletadas a intervalos de 50 metros ao longo dos transectos, totalizando seis medições por transecto. Para mensurar a profundidade da serapilheira utilizamos uma régua de 30 cm, contamos o número de troncos caídos observados e, para a cobertura de dossel, fotografamos o dossel, com a mesma câmera fotográfica, a partir de 1,5 metros do chão. Com as fotos de dossel analisamos a cobertura utilizando o aplicativo de smartphone GLAMA — *Gap Light Analysis App* através da

porcentagem do número de pixels de cada imagem. Como todos os dados das variáveis ambientais foram coletados seis vezes por transecto, fizemos uma média para ter valores mais próximos da realidade de cada um dos sítios.

Como os lagartos são sensíveis às mudanças na temperatura e os sítios amostrados apresentam ambientes que favorecem o efeito de borda, programamos dois termo-higrômetros para aferir os dados de temperatura do solo e do ar no meio de cada transecto (150 metros), sendo o do solo a 0 m e o do ar a 1,5 m de altura. Como fizemos três visitas por sítio amostral os termo-higrômetros coletaram os dados de temperatura em intervalos de cinco minutos durante dois dias consecutivos. A medida usada nas análises foi uma média das 576 medidas durante este período.

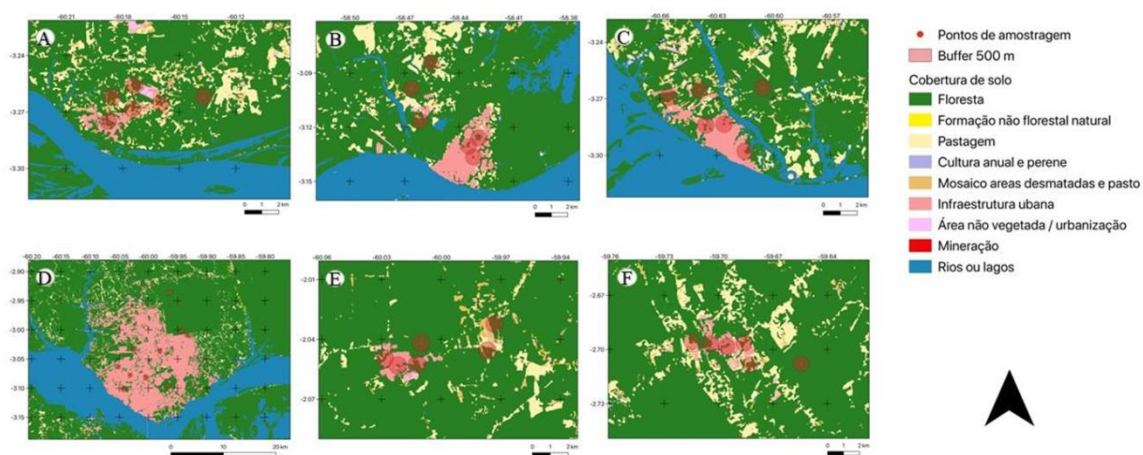


Figura 2. À esquerda, apresenta mapas que ilustram a área de cobertura de seis municípios situados na região central da Amazônia: (A) Iranduba; (B) Itacoatiara; (C) Manacapuru; (D) Manaus; (E) Presidente Figueiredo; (F) Rio Preto da Eva. Pontos vermelhos indicam locais de coleta, enquanto áreas florestais são representadas em verde, pastagens em amarelo-claro, infraestrutura urbana em rosa, e corpos d'água em azul. À direita, destaca diferentes tipos de cobertura de solo: floresta (indicada em verde), formação não florestal natural (indicada em amarelo), pastagem (indicada em amarelo claro), cultura anual e perene (indicada em roxo), mosaico áreas desmatadas e pasto (indicada em marrom), infraestrutura urbana (mostrada em rosa), área não vegetada/urbanização (indicada em rosa claro), mineração (indicada em vermelho) e corpos d'água (indicados em azul).

2.3. Coleta de dados

No período compreendido entre maio e setembro de 2021, foram realizadas coletas por meio de levantamento diurno em seis municípios da região metropolitana de Manaus, Amazonas. Cada sítio de coleta foi visitado em três ocasiões distintas, abrangendo diferentes dias e horários. Essa abordagem incluiu coletas pela manhã, pela tarde e em horários intermediários entre os dois primeiros, visando maximizar a detecção e registro do maior

número possível de lagartos. Para isso utilizamos o método de busca ativa, em que os indivíduos foram procurados lentamente e de forma ativa em seus potenciais microhabitats no ambiente (Campbell; Christman 1982) ao longo dos transectos de 300 metros localizados em cada sítio de amostragem. Estes 300 m foram divididos em intervalos de 50 metros, totalizando 6 intervalos, a fim de melhor distribuir o tempo de busca ao longo do transecto e evitar repetições ou exclusão de informações, uma vez que o intervalo onde os lagartos eram encontrados era coletado junto às informações do animal. O método teve duração média de 1 hora e 30 minutos e foi limitado por parcelas de 6 metros de largura x 300 metros de comprimento em cada transecto a fim de registrar a ocorrência dos indivíduos (Wang *et al.* 2010). Os lagartos encontrados foram fotografados e identificados em nível de espécie com auxílio de especialistas em herpetofauna e de bibliografia especializada. A partir do número de espécies e de indivíduos de lagartos detectados em cada sítio determinamos se a riqueza e abundância de lagartos foi influenciada pelas métricas locais e de paisagem nas diferentes escalas.

2.4. Análise de dados

A fim de melhor entender e analisar nossos dados, dividimos a riqueza total em subgrupos de acordo com seus microhabitats e estratégias de termorregulação, como arborícolas, terrícolas, heliotérmicos e não-heliotérmicos. Cabe ressaltar que esta divisão é pertinente, uma vez que as características locais e da paisagem terão efeitos diferentes sobre os diferentes tipos de lagartos. Para evitar possíveis repetições na contagem dos animais, analisamos a abundância máxima, sendo adotado o maior número entre as três visitas de cada unidade amostral, uma vez que os mesmos animais podem ter sido vistos durante os três dias de coletas. Para a frequência de indivíduos (%), coletamos informações a partir dos intervalos de 50 metros, sendo seis (intervalos) o valor máximo para esta variável, e em ambos os números (abundância e frequência), excluimos potenciais repetições de indivíduos de mesma espécie no retorno dos transectos.

Utilizamos modelos lineares generalizados (GLM) com a família de distribuição de dados de Poisson para todas as medidas de riquezas e a família Gaussian para a abundância e frequência (%) de indivíduos por transecto. Na análise, adotamos a seleção de modelos com base no Índice de Informação de Akaike (AICc) e na diferença entre os valores de AICc de cada modelo. O modelo ótimo foi determinado pelo menor $\Delta AICc$ (modelos com $\Delta AICc$ menores que 2 são os modelos mais plausíveis e os que melhor explicam os dados)

(Burnham; Anderson 2004). A fim de testar a melhor escala para descrever a relação entre as métricas de paisagem (cobertura florestal, densidade de borda e número de fragmentos) e a riqueza, a abundância e a frequência de lagartos, contrastamos 10 modelos (um para cada escala espacial entre 100 e 1000 m) para cada variável preditora, uma vez que a escala pode variar de acordo com o grupo de espécies estudado (Fahrig 2013). Em nossas análises, as escalas maiores foram, em geral, as melhores para explicar a relação entre as métricas da paisagem e a riqueza (Tabela 2), a abundância (Tabela 3) e a frequência de lagartos (Tabela 4). Para cobertura de floresta e densidade de bordas o melhor modelo foi o que considerou a escala de 1000 m e, com base nesta análise, escolhemos a maior escala para as análises subsequentes. Vale salientar que não consideramos a variável “número de fragmentos” por apresentar alta correlação com as variáveis “cobertura florestal” e “densidade de borda” (Figura 3).

Para analisar a relação entre as métricas de paisagem e as variáveis locais (profundidade de serapilheira, número de troncos caídos, porcentagem da cobertura de dossel e temperatura do ar e do solo) com as variáveis resposta de riqueza, abundância e frequência também usamos GLMs e a abordagem de seleção de modelos.

Tabela 2. Compara diferentes modelos em relação à riqueza total de lagartos, levando em consideração variáveis predictoras, como Cobertura Florestal, Densidade de Borda e Número de Fragmentos. A avaliação é baseada nos valores de AICc e Δ AICc, fornecendo informações sobre o impacto dessas variáveis no resultado do modelo.

Cobertura Florestal				Densidade de Borda				Número de Fragmentos			
Escala	AICc	Δ AICc	Peso	Escala	AICc	Δ AICc	Peso	Escala	AICc	Δ AICc	Peso
1000	108.5	0	0,136	1000	106.2	0	0,203	100	107.6	0	0,199
900	108.6	0.1	0,128	900	106.6	0.3	0,171	700	108.3	0.8	0,136
800	108.7	0.2	0,123	800	106.8	0.5	0,156	900	108.8	1.2	0,109
700	108.7	0.2	0,121	700	107.1	0.8	0,135	1000	108.9	1.4	0,099
600	108.9	0.4	0,111	600	107.7	1.4	0,100	600	109	1.4	0,099
500	109.2	0.7	0,094	500	108.4	2.2	0,069	500	109.2	1.7	0,086
400	109.5	1	0,081	400	109.1	2.8	0,049	800	109.2	1.7	0,085
300	109.8	1.3	0,071	200	109.4	3.2	0,041	400	109.9	2.3	0,063
200	109.9	1.4	0,068	300	109.4	3.2	0,041	200	109.9	2.3	0,062
100	109.9	1.4	0,067	100	109.8	3.6	0,034	300	109.9	2.3	0,062

Tabela 3. São comparados modelos que exploram a abundância de lagartos em diferentes escalas. Para isso, são avaliados os efeitos das variáveis preditoras Cobertura Florestal, Densidade de Borda e Número de Fragmentos, utilizando métricas de seleção de modelo, como os valores de AICc e Δ AICc. Essa análise fornece informações sobre como essas variáveis afetam a abundância de lagartos.

Cobertura Florestal				Densidade de Borda				Número de Fragmentos			
Escala	AICc	Δ AICc	Peso	Escala	AICc	Δ AICc	Peso	Escala	AICc	Δ AICc	Peso
1000	204.3	0	0,18	1000	205	0	0,139	600	205	0	0,129
900	204.8	0.5	0,142	900	205.3	0.3	0,117	700	205.1	0.1	0,124
800	205.3	0.9	0,113	700	205.3	0.4	0,115	100	205.3	0.3	0,113
700	205.7	1.3	0,092	800	205.4	0.4	0,112	300	205.3	0.3	0,112
600	205.9	1.6	0,081	600	205.7	0.7	0,099	200	205.5	0.5	0,103
500	205.9	1.6	0,081	100	205.8	0.8	0,091	400	205.5	0.5	0,101
200	205.9	1.6	0,081	200	205.9	0.9	0,087	500	205.7	0.7	0,09
400	206	1.7	0,079	300	206	1.1	0,081	1000	206.1	1.1	0,076
300	206	1.7	0,078	500	206.1	1.1	0,08	900	206.1	1.1	0,076
100	206.1	1.8	0,075	400	206.1	1.1	0,079	800	206.1	1.1	0,076

Tabela 4. São comparados modelos que examinam a frequência de lagartos em diferentes escalas. Para isso, são analisados os efeitos das variáveis preditoras Cobertura Florestal, Densidade de Borda e Número de Fragmentos, utilizando métricas de seleção de modelo, como os valores de AICc e Δ AICc. Essa análise proporciona informações sobre como essas variáveis influenciam a frequência de lagartos.

Cobertura Florestal				Densidade de Borda				Número de Fragmentos			
Escala	AICc	Δ AICc	Peso	Escala	AICc	Δ AICc	Peso	Escala	AICc	Δ AICc	Peso
1000	193.1	0	0,103	1000	188.2	0	0,293	600	191.4	0	0,154
600	193.2	0	0,103	900	188.9	0.7	0,205	700	191.6	0.2	0,138
700	193.2	0.1	0,1	800	189.5	1.3	0,154	800	192.1	0.7	0,108
400	193.2	0.1	0,1	700	189.9	1.8	0,121	900	192.3	0.9	0,101
300	193.2	0.1	0,1	600	190.9	2.7	0,076	1000	192.5	1	0,092
500	193.2	0.1	0,1	500	192.2	4	0,039	400	192.5	1.1	0,091
900	193.2	0.1	0,099	400	192.6	4.5	0,031	100	192.6	1.2	0,086
100	193.2	0.1	0,099	300	192.8	4.7	0,028	200	192.6	1.2	0,084
200	193.2	0.1	0,098	200	192.8	4.7	0,028	500	192.7	1.3	0,08
800	193.2	0.1	0,098	100	193.1	5	0,024	300	193.1	1.7	0,065

Com a escala escolhida, criamos um conjunto de modelos com diferentes combinações das variáveis preditoras para cada variável resposta. Primeiramente, realizamos

um teste de correlação de Pearson, entre as variáveis preditoras. Incluímos no modelo as variáveis que obtiveram valores de correlação $< |0,7|$, uma vez que, além deste intervalo, as variáveis correlacionadas provavelmente apresentariam resultados semelhantes (Figura 3) e, por isso, excluimos a variável Número de Fragmentos por apresentar forte correlação com Densidade de Borda ($r = 0,7$) e Cobertura Florestal ($r = -0,85$). Para cada variável resposta, em função dos hábitos dos lagartos, foram criados 23 modelos, compostos por diferentes combinações das variáveis preditoras que não estavam correlacionadas entre si, e um modelo constante, sem efeito sobre as variáveis resposta. Fizemos uma seleção em que os modelos com $\Delta AICc$ menor que 2 foram considerados como plausíveis (Burnham; Anderson 2004) a fim de analisar os efeitos das variáveis preditoras sobre as variáveis resposta. O valor de peso (w) (weight) foi utilizado para identificar modelos com maior evidência, sendo valores mais próximos de 1 os melhores.

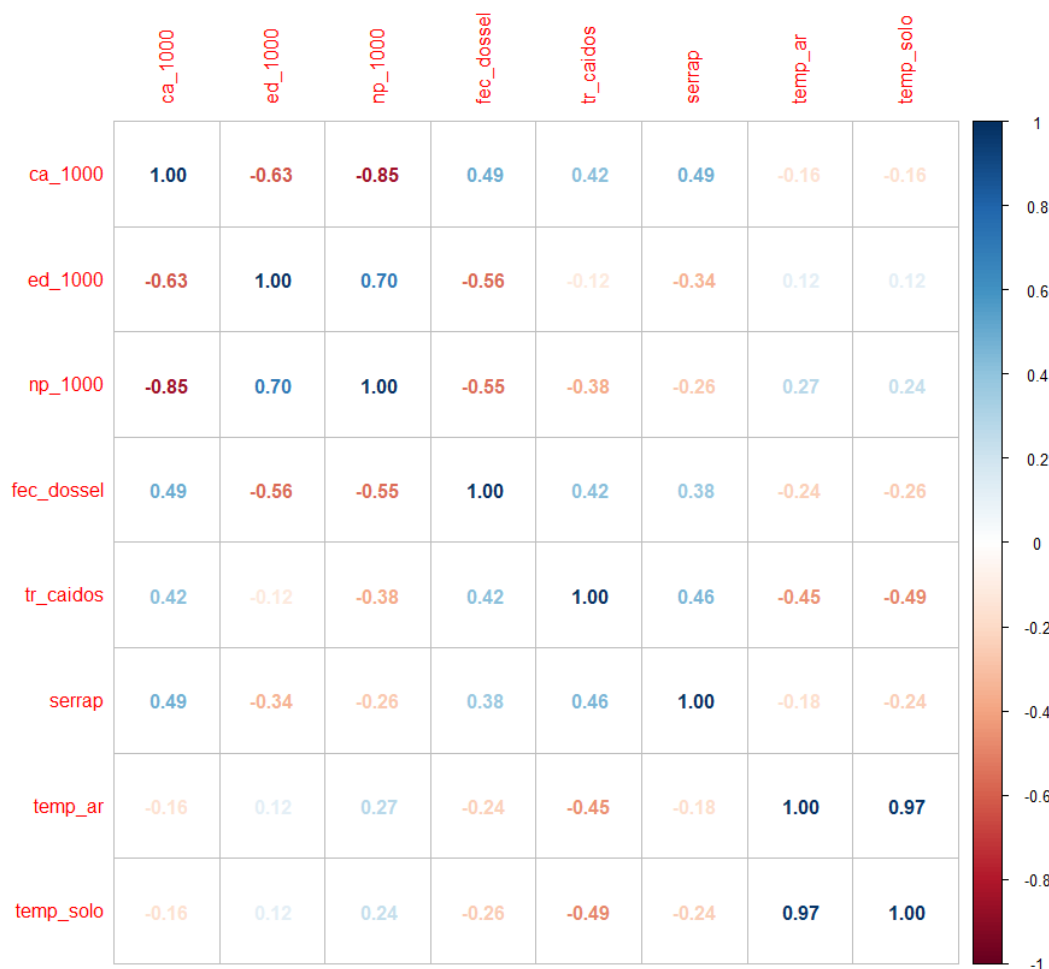


Figura 3. Apresenta uma análise de correlação entre diversas variáveis preditoras de paisagem e locais. As variáveis incluem Cobertura Florestal (ca_1000), Densidade de Borda (ed_1000), Número de Fragmentos (np_1000), Porcentagem da Cobertura de Dossel (fec_dosssel), Troncos Caídos (tr_caidos), Serapilheira (serrap), Temperatura do Ar (temp_ar) e Temperatura do Solo (temp_solo). A análise de correlação destaca as relações entre essas variáveis, proporcionando informações sobre como elas interagem no contexto do estudo.

Para caracterizar a similaridade da composição da assembleia de lagartos entre os sítios, utilizamos o Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (nMDS) e, para melhor visualização gráfica, agrupamos os sítios de acordo a variável cobertura florestal (%) dividida em duas categorias, sítios com valores abaixo 50 e acima de 50. Os nMDS foram feitos com base no índice de Jaccard para os dados de presença/ausência, visando agrupar as espécies compartilhadas nos diferentes sítios amostrais, e no índice de Bray-Curtis, para os dados de abundância e de frequência de indivíduos. Utilizamos análise de similaridade (ANOSIM) para testar possíveis diferenças na composição de espécies entre sítios nas duas categorias.

Todas as análises foram realizadas no programa R (R Core Team, 2022) com os pacotes `vegan`, `bbmle`, `stats4`, `corrplot` e `ggplot`, para as correlações das variáveis e GLM, e com os pacotes `permute`, `tattice`, `ggplot2` e `vegan` para nMDS e ANOSIM.

3. RESULTADOS

3.1 Riqueza

Das 99 espécies descritas para o estado do Amazonas (Guedes *et al.* 2023), em nosso estudo foram identificadas 17 espécies, com mais três identificadas a nível de gênero. Dentre as encontradas e em relação ao micro-habitat utilizado, 13 eram arborícolas e sete eram terrícolas, já em relação ao comportamento de termorregulação, sete eram heliotérmicas e 13 não eram heliotérmicas (Tabela 5). A distribuição da riqueza das espécies variou significativamente, com a presença de duas a nove espécies em diferentes sítios.

Tabela 5. Apresenta o registro de famílias e espécies de lagartos nos 38 sítios localizados na Região Metropolitana de Manaus. Além disso, fornece informações sobre os microhabitats preferenciais de cada espécie, seu comportamento de termorregulação, e sua abundância total, seguidos dos locais específicos onde foram observadas.

Família	Espécie	Micro-habitat	Termorregulação	Abundância total	Sítios de ocorrência
Alopoglossidae	<i>Alopoglossus</i> sp. (Boulenger, 1885)	Terrestre	Não-Heliotérmico	6	3; 14; 15; 25; 26
Anolidae	<i>Anolis chrysolepis</i> DUMÉRIL & BIBRON, 1837	Arborícola	Não-Heliotérmico	9	13; 17; 18; 21; 22; 25; 31; 35
	<i>Anolis fuscoauratus</i> D'ORBIGNY, 1837	Arborícola	Não-Heliotérmico	37	5; 6; 7; 8; 9; 12; 16; 17; 18; 20; 21; 22; 25; 26; 27; 30; 32; 33; 35; 36; 38
	<i>Anolis punctatus</i> DAUDIN, 1802	Arborícola	Não-Heliotérmico	8	8; 19; 20; 25; 27; 33; 40
	<i>Anolis</i> sp. DAUDIN, 1802	Arborícola	Não-Heliotérmico	6	2; 3; 21; 22; 27; 37
Gymnophthalmidae	<i>Bachia</i> sp. GRAY, 1845	Terrestre	Não-Heliotérmico	1	15
	<i>Tretioscincus agilis</i> (RUTHVEN, 1916)	Arborícola	Heliotérmico	2	19
Iguanidae	<i>Iguana iguana</i> (LINNAEUS, 1758)	Arborícola	Heliotérmico	3	7; 22; 27
Phyllodactylidae	<i>Thecadactylus rapicauda</i> (HOULTUYN, 1782)	Arborícola	Noturno	1	19
Scincidae	<i>Copeoglossum nigropunctatum</i> (SPIX, 1825)	Arborícola	Heliotérmico	7	18; 19; 25
Sphaerodactylidae	<i>Chatogekko amazonicus</i> (ANDERSSON, 1918)	Terrestre	Não-Heliotérmico	45	2; 3; 4; 5; 8; 9; 10; 11; 12; 14; 15; 16; 20; 21; 22; 26; 27; 28; 30; 32; 35
	<i>Gonatodes humeralis</i> (GUICHENOT, 1855)	Arborícola	Não-Heliotérmico	102	1; 2; 3; 4; 5; 6; 7; 8; 9; 10; 11; 12; 13; 15; 16; 17; 18; 19; 20; 21; 22; 25; 26; 27; 28; 29; 30; 31; 32; 33; 35; 36; 37; 38; 39; 40; 41
	<i>Lepidoblepharis heyerorum</i> VANZOLINI, 1978	Terrestre	Não-Heliotérmico	2	4; 41
Teiidae	<i>Ameiva ameiva</i> (LINNAEUS, 1758)	Terrestre	Heliotérmico	22	1; 3; 6; 7; 10; 16; 18; 19; 25; 28; 29; 30; 33; 36; 37; 39; 41
	<i>Kentropyx calcarata</i> (SPIX, 1825)	Terrestre	Heliotérmico	11	13; 18; 19; 25; 30; 32; 33
	<i>Kentropyx pelviceps</i> (COPE, 1868)	Terrestre	Heliotérmico	4	1; 9; 11
Tropiduridae	<i>Plica plica</i> (LINNAEUS, 1758)	Arborícola	Não-Heliotérmico	2	13
	<i>Plica umbra</i> (LINNAEUS, 1758)	Arborícola	Não-Heliotérmico	7	2; 9; 19; 25; 27
	<i>Tropidurus hispidus</i> (SPIX, 1825)	Arborícola	Heliotérmico	7	21; 28; 29; 39
	<i>Uranoscodon superciliosus</i> (LINNAEUS, 1758)	Arborícola	Não-Heliotérmico	1	22

3.2 Riqueza de lagartos e variáveis locais e de paisagem

Densidade de borda foi a variável presente no melhor modelo para a maioria das categorias de riqueza, seja ela separada ou combinada com outras variáveis (Tabela 7). Foram selecionados quatro modelos plausíveis (com Delta AIC < 2) para riqueza total de espécies (Tabela 7, Apêndice II). O melhor modelo foi o de densidade de borda, porém com peso relativamente baixo ($w = 0,186$), indicando que áreas com menor densidade de borda apresentam maior riqueza de lagartos ($\beta = -0,009 \pm 0,004$) (Tabela 6) (Figura 4A). O segundo melhor modelo incluiu o efeito da densidade de borda e porcentagem da cobertura de dossel, com peso similar ($w = 0,145$) indicando que áreas com maior riqueza de lagartos tem menor densidade de borda, mas sem efeito da porcentagem da cobertura de dossel ($\beta = -0,001 \pm 0,01$) (Tabela 6). Sítios com maior cobertura de dossel tiveram alta variação na riqueza de lagartos (Figura 4B).

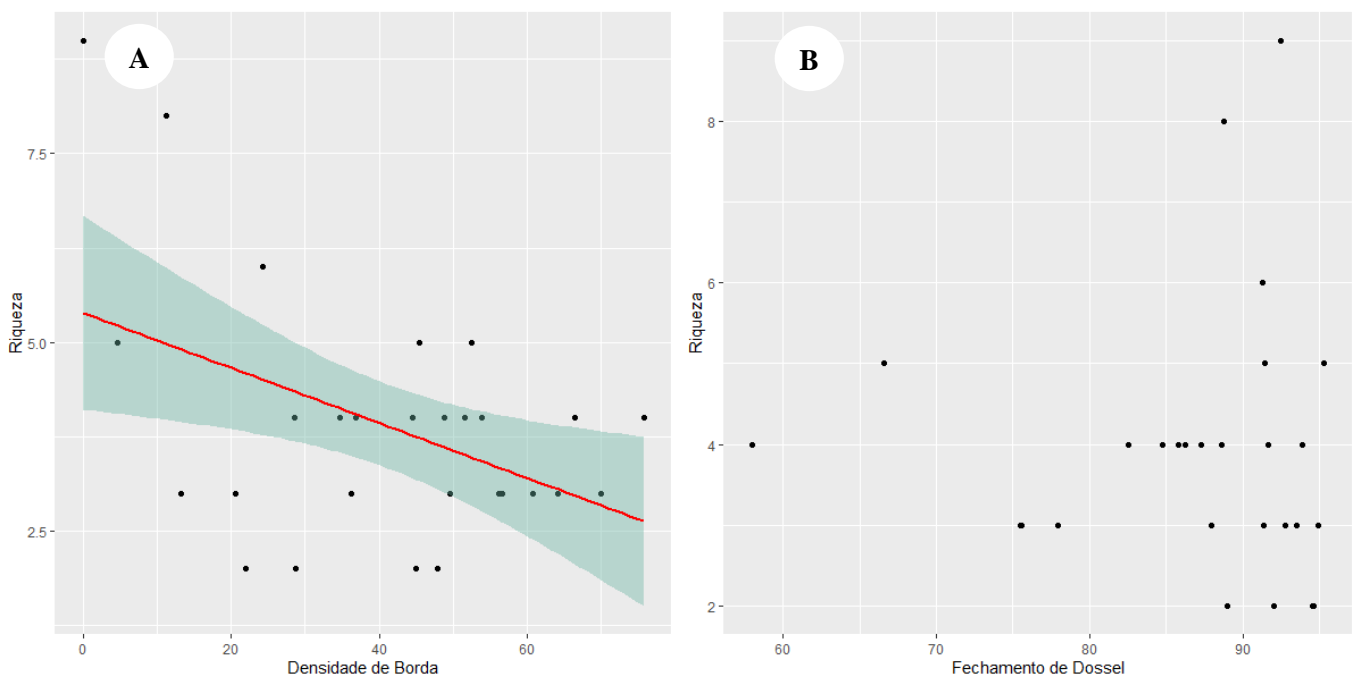


Figura 4. São apresentadas as relações entre as variáveis preditoras e a riqueza de espécies. A subfigura A destaca o impacto negativo da densidade de borda sobre a riqueza, enquanto a subfigura B apresenta a baixa influência da porcentagem da cobertura de dossel sobre a mesma variável resposta.

Tabela 6. São apresentadas as estimativas de valor e erro padrão para o melhor modelo nas categorias de riqueza total, arborícolas e heliotérmicos. As variáveis representadas incluem Densidade de Borda (denotada como "ed") e Porcentagem da Cobertura de Dossel (indicada como "fec").

Riqueza total		
	Estimado	Erro padrão
ed	-0,009	0,004
Arborícolas		
	Estimado	Erro padrão
ed	-0,01	0,006
Heliotérmicos		
	Estimado	Erro padrão
ed	-0,03	0,011
fec	-0,055	0,023

Para riqueza de arborícolas foram selecionados seis modelos (Tabela 7, Apêndice III). O melhor modelo foi o que indicou um efeito negativo da densidade de borda ($\beta = -0,01 \pm 0,006$) (Tabela 6 e 7), mas também com peso relativamente baixo ($w = 0,156$) (Figura 5A). O segundo melhor modelo, com peso similar ($w = 0,128$), incluiu as variáveis densidade de borda e porcentagem da cobertura de dossel, mas sem efeito desta última variável sobre a riqueza ($\beta = -0,024 \pm 0,016$) (Figura 5B). Para a riqueza de terrícolas e de não-heliotérmicos o melhor modelo selecionado foi o constante, indicando que a riqueza de lagartos terrícolas e de não-heliotérmicos não é afetada pelas variáveis analisadas (Tabela 7, Apêndice IV e VI). Para a riqueza de lagartos heliotérmicos houve menos incerteza no processo de seleção, com o melhor modelo selecionado com peso relativamente alto ($w = 0,342$), indicando efeito negativo da densidade de borda ($\beta = -0,03 \pm 0,011$) e da porcentagem da cobertura de dossel ($\beta = -0,055 \pm 0,023$) (Tabelas 6 e 7, apêndice V). Assim, houve maior riqueza de lagartos heliotérmicos em sítios com maior densidade de bordas e menor cobertura de dossel (Figura 5C e D).

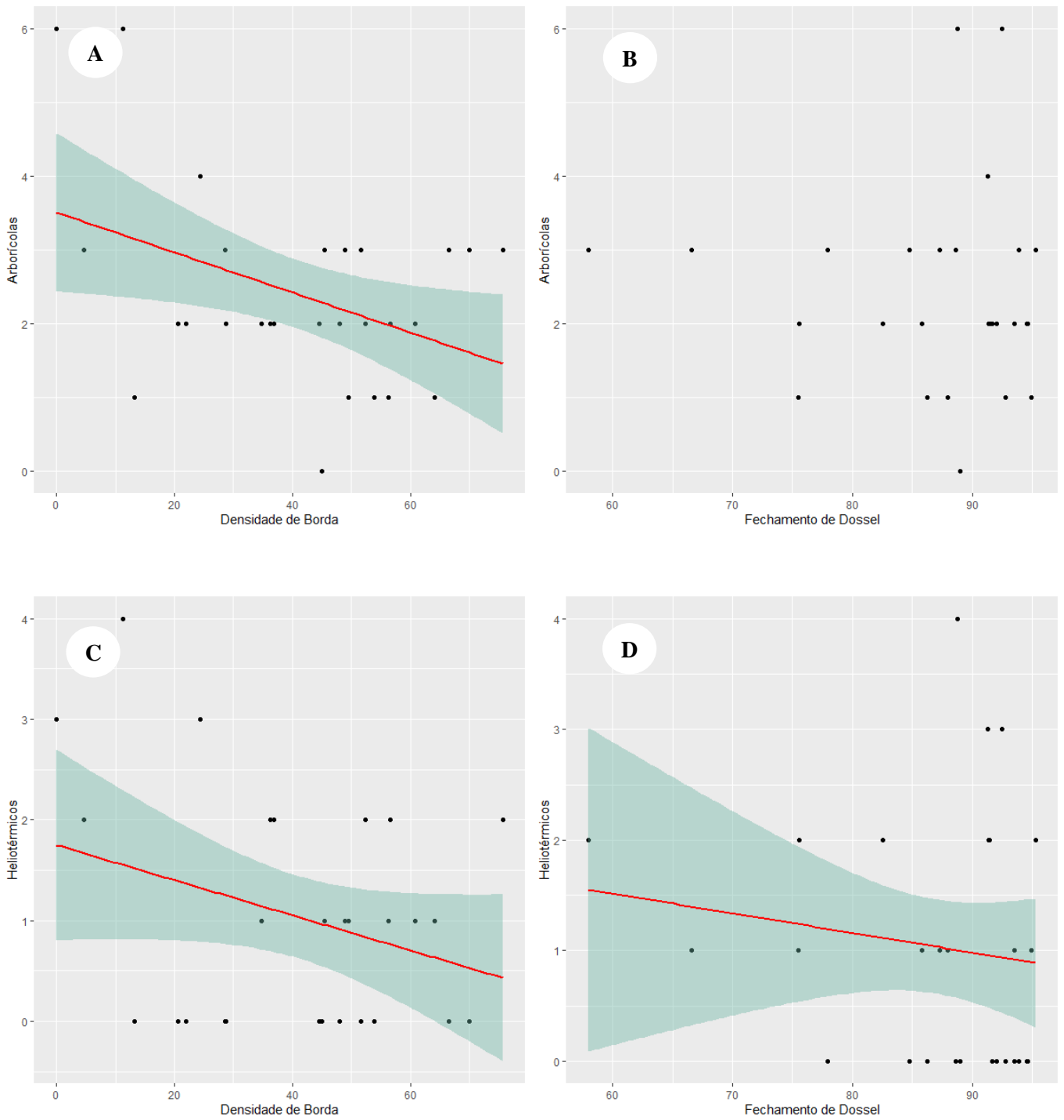


Figura 5. São apresentados os efeitos das variáveis preditoras Densidade de Borda e Porcentagem da Cobertura de Dossel sobre a riqueza de espécies arbóricolas e heliotérmicas. As subfiguras A e B destacam o impacto da densidade de borda e porcentagem da cobertura de dossel nas espécies arbóricolas, enquanto as subfiguras C e D exploram a influência da densidade de borda e da porcentagem da cobertura de dossel nas espécies heliotérmicas, respectivamente.

Tabela 7. São apresentados os modelos selecionados, com foco no impacto das métricas de paisagem, incluindo Densidade de Borda (denotada como "ed") e Cobertura Florestal (indicada como "ca"), bem como das métricas locais, como Porcentagem de Cobertura de Dossel (denotada como "fec"), Temperatura do Ar (indicada como "ta"), Troncos Caídos (indicados como "tc") e Serapilheira (indicada como "serap"). Esses modelos foram analisados em relação às variáveis de riqueza, incluindo Riqueza Total, Espécies Arborícolas, Espécies Terrícolas, Espécies Heliotérmicas e Espécies Não-Heliotérmicas.

Categoria	Modelo	AICc	Δ AICc	df	Peso
Riqueza Total	R~ed	106.2	0	2	0,186
	R~ed+fec	106.7	0.5	3	0,145
	R~1	107.6	1.3	1	0,096
	R~ed+ta	107.8	1.5	3	0,087
Arborícolas	A~ed	94.9	0	2	0,156
	A~ed+fec	95.3	0.4	3	0,128
	A~1	95.8	0.9	1	0,097
	A~ed+ta	95.9	1	3	0,093
	A~ca	96.7	1.8	2	0,062
	A~ta	96.8	1.9	2	0,060
Terrícolas	T~1	75.9	0	2	0,231
	T~tc	77	1.1	3	0,102
	T~ed	77.1	1.2	3	0,098
	T~serap	77.4	1.5	3	0,092
Heliotérmicos	H~ed+fec	76.9	0	3	0,342
Não heliotérmicos	NH~1	94.4	0	1	0,198

NH~ed	95.3	1	2	0,122
NH~ca	95.7	1.3	2	0,100
NH~ta	96.1	1.7	2	0,082

3.3 Abundância e frequência de indivíduos e variáveis locais e de paisagem

Foram registrados 284 indivíduos e, dentre as espécies, houve variação de registros de um indivíduo, como para *Bachia* sp., e de 200 indivíduos no caso de *Gonatodes humeralis*. Encontramos o número máximo de indivíduos ($n = 16$) em 2 sítios, com densidade de borda de 11,21 e 60,41. O sítio com menor número de indivíduos ($n = 2$) apresentou densidade de borda de 21,93.

Assim, com base em nossos dados de abundância e frequência, foram selecionados seis modelos para a abundância. O melhor modelo foi o que considerou o efeito da temperatura do ar ($w = 0,148$) (Tabela 9, apêndice VII), indicando que a abundância de lagartos é maior quando a temperatura do ar é mais alta ($\beta = 0,242 \pm 0,09$) (Tabela 8) (Figura 6A). O segundo melhor modelo ($w = 0,131$) inclui as variáveis temperatura do ar, com efeito positivo, e densidade de borda, com efeito negativo ($\beta = -0,005 \pm 0,003$) (Tabela 9), mostrando que a abundância é maior em sítios mais quentes e com menor densidade de borda (Figura 6B). Para frequência, o melhor modelo foi o que considerou o efeito da serapilheira ($w = 0,142$) (Tabela 9, apêndice VIII) (Figura 6C), mas o efeito desta variável sobre a frequência não é diferente de zero ($\beta = -0,01 \pm 0,04$) (Tabela 8), portanto, a profundidade da serapilheira não parece estar influenciando a frequência de lagartos nos sítios (Figura 6C). O modelo constante com peso similar ($w = 0,128$) foi o segundo modelo, o que corrobora a ausência do efeito da profundidade da serapilheira sobre a frequência.

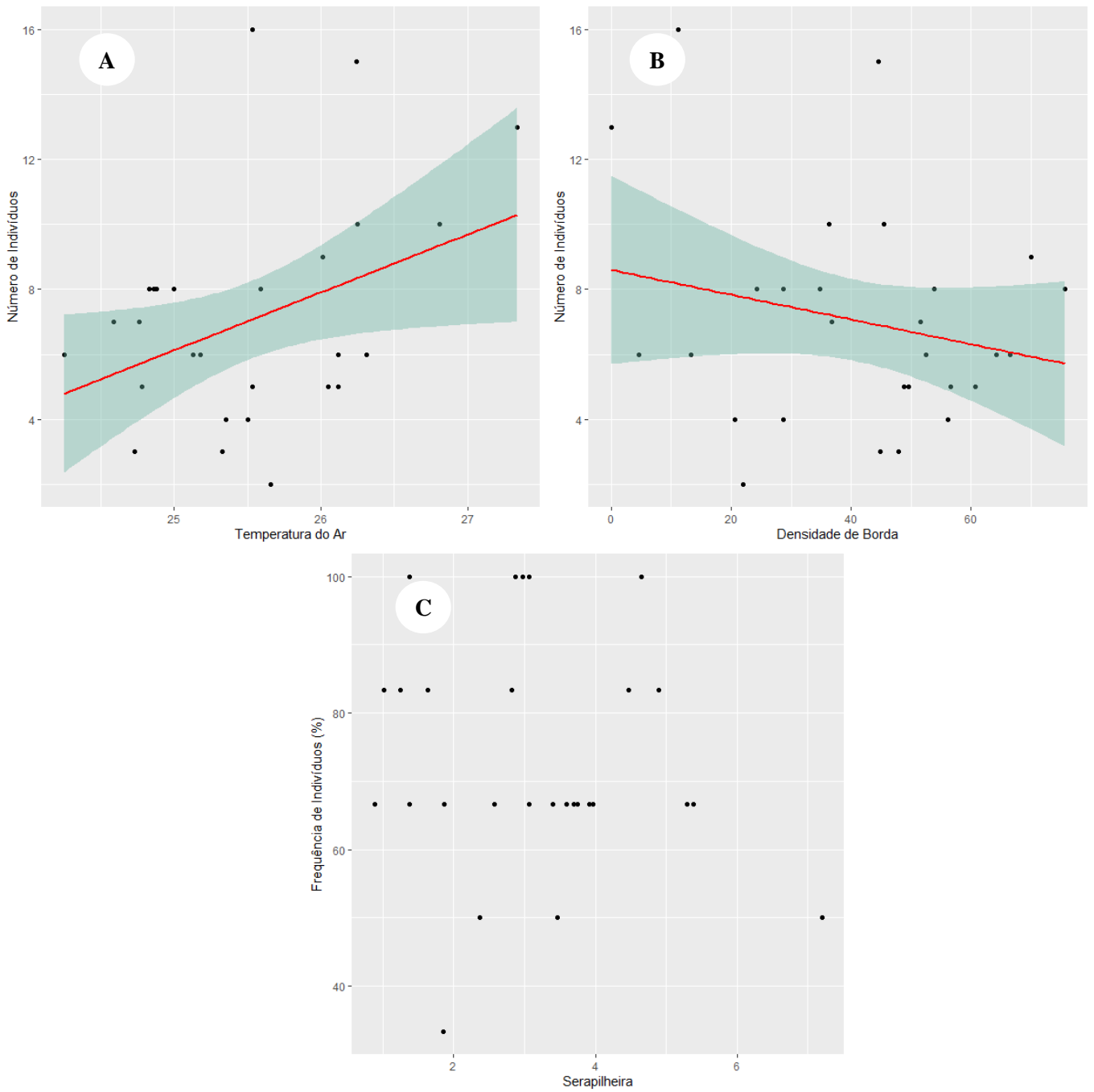


Figura 6. São apresentados os efeitos das variáveis predictoras na abundância (Número de Indivíduos) e frequência de indivíduos. A subfigura A destaca o impacto da temperatura do ar na abundância, enquanto a subfigura B explora o efeito da densidade de borda na mesma variável resposta. A subfigura C examina o impacto da serapilheira na frequência de indivíduos.

Tabela 8. São apresentados os valores estimados e erros padrão para o melhor modelo nas categorias de abundância e frequência. As variáveis representadas incluem Temperatura do Ar (indicada como "ta") e Serapilheira (indicada como "serrap").

Abundância		
	Estimado	Erro Padrão
ta	0,24217	0,09634
Frequência		
	Estimado	Erro Padrão
serrap	0,0108	0,04595

Tabela 9. São apresentados os modelos selecionados, com foco no impacto das métricas de paisagem, incluindo Densidade de Borda (denotada como "ed") e Cobertura Florestal (indicada como "ca"), bem como das métricas locais, como Porcentagem da Cobertura de Dossel (denotada como "fec"), Temperatura do Ar (indicada como "ta"), Troncos Caídos (indicados como "tc") e Serapilheira (indicada como "serrap"). Esses modelos foram analisados em relação às variáveis de abundância (I) (indivíduos por transecto) e frequência (F).

Categoria	Modelo	AICc	ΔAICc	df	Peso
Abundância	I~ta	149.7	0	3	0,148
	I~ed+ta	150	0.2	4	0,1314
	I~ed+fec+ta	150.4	0.6	5	0,1088
	I~1	151.5	1.8	2	0,061
	I~tc	151.6	1.8	3	0,0594
	I~ed+fec	151.7	1.9	4	0,0572
Frequência por transecto	F~serrap	242	0	3	0,1422
	F~1	242.2	0.2	2	0,1284
	F~ta	242.9	1	3	0,0875
	F~ca	243.1	1.1	3	0,0817
	F~ed+serrap	243.3	1.4	4	0,072

3.4 Composição da assembleia de lagartos entre os sítios

A espécie com maior frequência de registro foi *Gonatodes humeralis* (GUICHENOT 1855), estando presente em todos os sítios, com exceção do sítio 14, onde houve o menor valor de riqueza. *Anolis fuscoauratus* D'ORBIGNY, 1837 e *Chatogekko amazonicus* (ANDERSSON 1918) foram encontrados em 21 sítios. As espécies menos frequentes foram *Bachia* sp., *Thecadactylus rapicauda* (HOUTTUYN 1782) e *Uranoscodon superciliosus* (LINNAEUS 1758), encontradas apenas uma vez em todo o período amostral. *Tropidurus hispidus* (SPIX 1825) foi encontrada apenas em sítios com baixa cobertura florestal (14,88% a 43,16%) e encontramos lagartos do gênero *Plica* em sítios com 14,99% a 100% de cobertura florestal.

A cobertura florestal influenciou na ordenação da composição da assembleia de lagartos tanto para dados de presença/ausência (nmms-stress = 0,186) quanto para dados de abundância (nmms-stress = 0,2386647) e de frequência (nmms-stress = 0,2229042) e, em geral, os sítios amostrais se centralizam nos gráficos (Figuras 7A, B e C). Para presença e ausência, o grupo de lagartos presente em sítios mais preservados, com maiores coberturas florestais e menores densidades de borda, e com maior riqueza de espécies sobrepõem o grupo de lagartos presente em sítios com maior densidade de borda (anosim-R = 0,005747; significance = 0,3953) (Figura 7A). O mesmo padrão se repete para abundância (anosim-R = 0,03789; significance = 0,1782) (Figura 7B) e para frequência de indivíduos (anosim-R = 0,01262; significance = 0,3232) (Figura 7C).

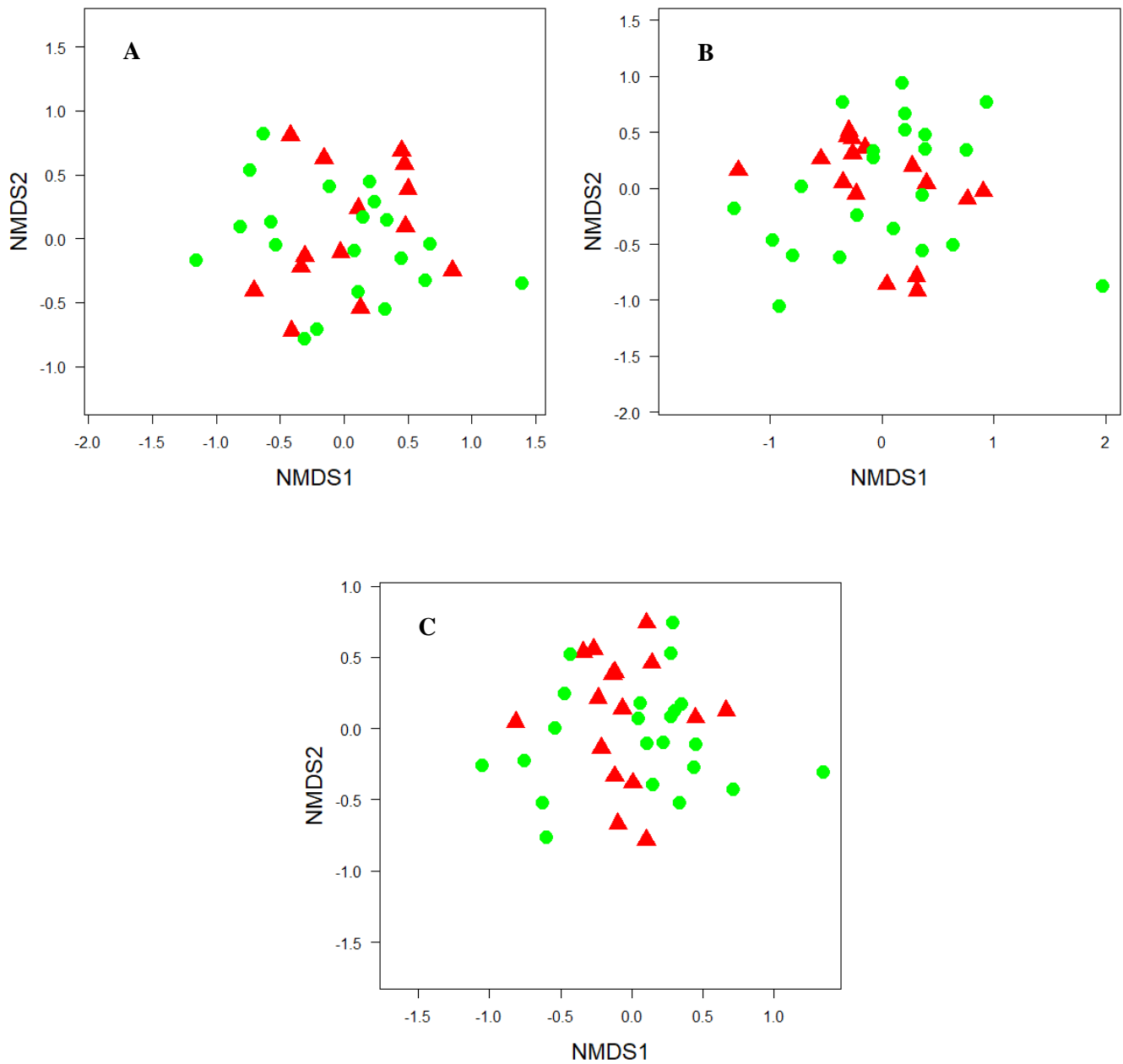


Figura 7. São apresentados escalonamentos multidimensionais não-métricos (NMDS) baseados em diferentes tipos de dados: (A) dados de presença/ausência com foco na cobertura florestal, (B) dados de abundância com foco na cobertura florestal e (C) dados de frequência de indivíduos também com foco na cobertura florestal. Os triângulos vermelhos representam os sítios com cobertura florestal abaixo de 50%, enquanto as bolas verdes representam os sítios com cobertura florestal acima de 50%. Essas representações visuais auxiliam na compreensão das relações entre a cobertura florestal e os padrões de presença, abundância e frequência das espécies estudadas.

3.5 Variação de riqueza, cobertura florestal e densidade de borda entre as cidades

Manaus apresentou a maior riqueza por sítio (Figura 8) ($r^2 = 0,4131$; $p = 0,00039$). A cobertura florestal dos sítios amostrais variou entre 14,88% a 100% e a densidade de borda variou entre 0 a 91,87 metros por hectare (Figuras 9 e 10), sendo que não houve variação

entre os sítios nos municípios para as duas variáveis ($r^2 = -0,108$; $p = 0,92$, e $r^2 = 0,164$; $p = 0,05$, respectivamente). Nos sítios com menor número de espécies houve variação de 41,85% a 85,23% de cobertura florestal e no sítio com maior riqueza a cobertura florestal foi de 100%. Embora os sítios com número menor de riqueza tenham apresentado cobertura florestal relativamente alta, a densidade de borda teve valores intermediários de 21,93 a 47,95 metros por hectare. Os sítios com maior densidade de borda apresentaram riqueza entre três e cinco espécies.

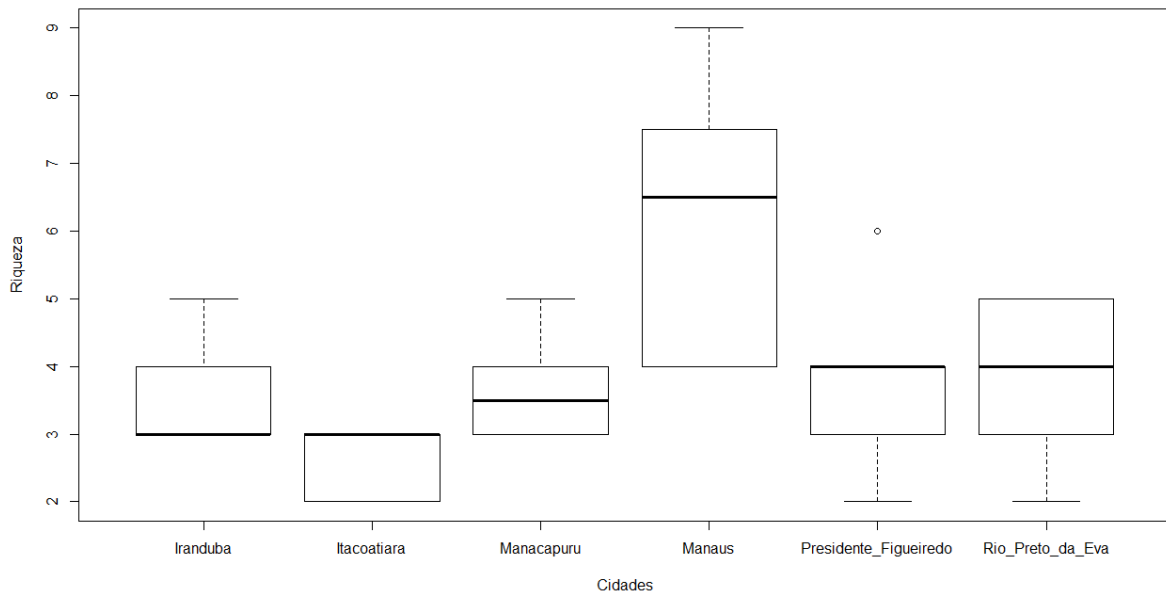


Figura 8. Ilustra a variação da riqueza de espécies nos seis municípios do estudo, usando um gráfico de boxplot. O gráfico apresenta as medidas estatísticas mínima, mediana e máxima de espécies para cada município, a partir disso, pode-se observar uma representação visual e uma rápida comparação das diferenças.

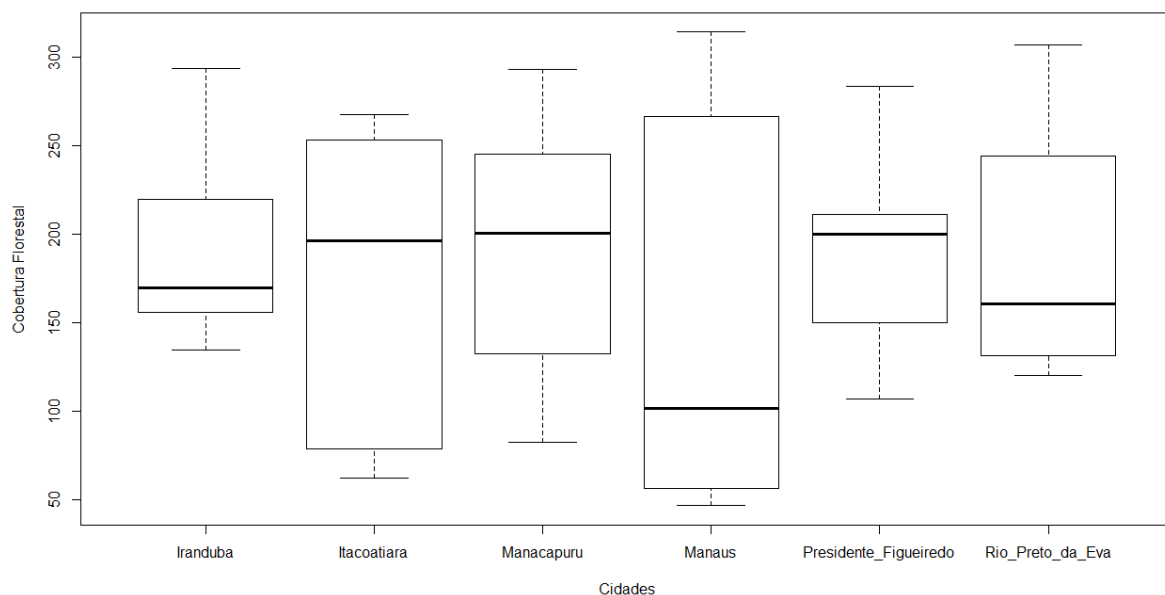


Figura 9. Apresenta uma representação gráfica que ilustra a variação da cobertura florestal com os valores mínimos, medianos e máximos da variável para cada município, proporcionando uma visão clara das diferenças na extensão das áreas florestadas entre os municípios em análise.

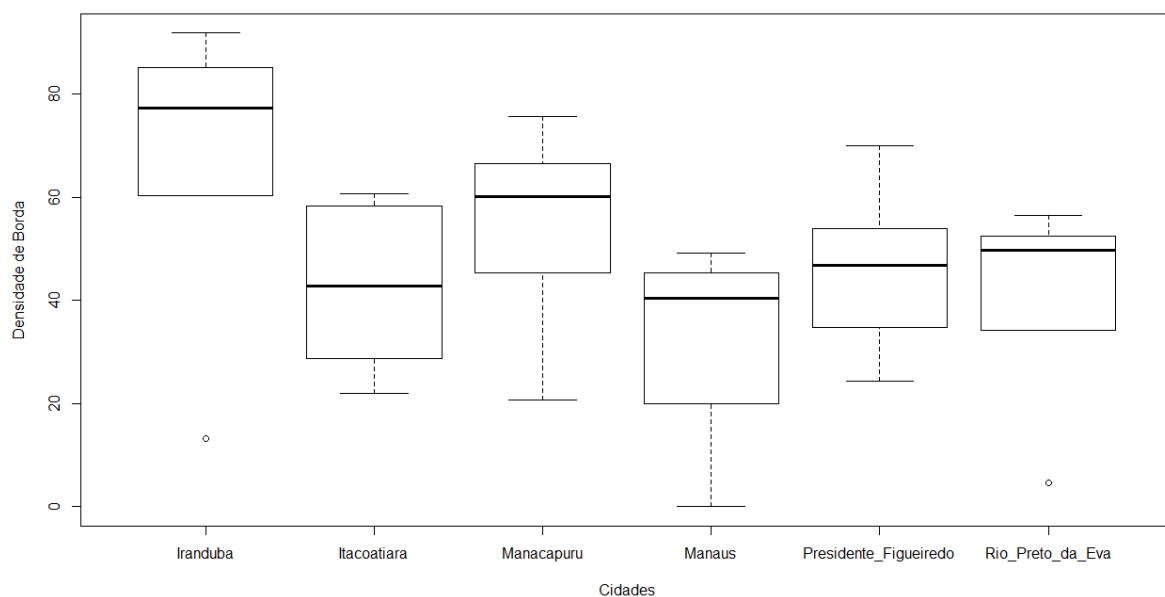


Figura 10. Apresenta uma representação gráfica que ilustra a variação da densidade de borda com os valores mínimos, medianos e máximos da variável para cada município, proporcionando uma visão clara das diferenças na extensão das áreas com menor e maior concentração de borda.

4. DISCUSSÃO

Os resultados desta pesquisa sobre lagartos amazônicos revelam padrões até então não apontados pela literatura, indicando que a comunidade de lagartos é mais impactada por métricas de paisagem em larga escala do que por condições locais. Surpreendentemente, as condições locais mostraram pouca influência no estabelecimento das espécies estudadas, destacando a importância de fatores em uma escala mais ampla. Observamos uma relação negativa entre a densidade de borda e a presença de lagartos, sugerindo que o predomínio de animais arborícolas pode ser um fator determinante nas áreas de estudo. Essa nova perspectiva pode contribuir para um entendimento mais abrangente e preciso dos fatores que moldam as comunidades de lagartos na Amazônia, informando potencialmente estratégias de conservação mais eficazes.

Com base em nossos resultados, observamos que as métricas de paisagem exerceram uma influência significativa na riqueza de lagartos. De acordo com nossas descobertas, os locais com baixa densidade de borda emergiram como o cenário mais propício para a diversidade desses animais. Levando em consideração que densidade de borda e cobertura florestal são inversamente proporcionais, nossos resultados corroboram com estudos anteriores realizados na Amazônia, reforçando a importância do contexto da paisagem, especialmente a redução da densidade de borda, como um fator determinante para a promoção da riqueza desses répteis (Schlaepfer; Gavin 2001; Silva *et al.* 2014). Por outro lado, analisando a cobertura florestal, ao longo do gradiente de perda e fragmentação de habitat, a área da mancha florestal, bem como variáveis tanto em escala local, quanto na paisagem, pode não explicar a diversidade de lagartos, uma vez que a quantidade de animais não está diretamente relacionada ao tamanho da floresta (Silva *et al.* 2022). No entanto, os últimos autores afirmam que a persistência das espécies em paisagens fragmentadas pode estar relacionada à qualidade do habitat na matriz vegetacional ao redor, indicando que a riqueza de lagartos pode ser influenciada por fatores além do tamanho simples da floresta, como a complexidade e qualidade do habitat na área.

Os impactos negativos do efeito de borda foram relatados em estudos como Jellinek *et al.* (2004), em que, no geral, o tamanho do fragmento e o ambiente de borda não influenciaram significativamente a riqueza e a abundância das espécies de lagartos estudadas, e de Schneider-Maunoury *et al.* (2016), que mostraram respostas inconsistentes de lagartos em diferentes paisagens fragmentadas. Assim, diferente dos trabalhos anteriores, e avaliando os efeitos das variáveis preditoras para as diferentes categorias de riqueza, em nosso estudo,

densidade de borda apresentou maior influência negativa por conta do efeito que tem sobre os lagartos arborícolas e não-heliotérmicos, que, em nosso estudo, representam a maior parte da riqueza encontrada. Assim, por conta das condições distintas criadas a partir do aumento do efeito de borda, como aumento da radiação solar, vento e variações de temperatura, os organismos adaptados à estabilidade florestal são diretamente prejudicados (Dixo; Martins, 2008). Além disso, estudos, como o de Vitt *et al.* (2003) e de Pereira-Ribeiro *et al.* (2022), indicam que lagartos arborícolas preferem áreas não perturbadas, reforçando a sensibilidade desses organismos às mudanças na estrutura florestal e a importância da preservação de ambientes naturais para a conservação da biodiversidade.

Lagartos heliotérmicos apresentaram uma relação negativa com densidade de borda e cobertura de dossel, uma vez que a complexidade da vegetação na matriz ao redor das manchas florestais influencia na movimentação e a ocupação desses lagartos. Isso sugere que, indiretamente, uma cobertura de dossel mais densa possa restringir a exposição solar necessária para os lagartos heliotérmicos, limitando-os pela complexidade estrutural da matriz circundante (Silva *et al.* 2022). Assim, a relação negativa entre lagartos heliotérmicos, densidade de borda e cobertura de dossel indica que esses animais têm uma preferência por áreas mais internas, afastadas da borda e com presença de clareiras, onde a cobertura de dossel é reduzida. Essa preferência pode estar relacionada à necessidade dos lagartos de obter exposição direta à luz solar para regular sua temperatura corporal, enquanto as reforçando a importância de áreas com abertura de dossel para o estabelecimento desses animais (Garda *et al.* 2013). Além disso, a matriz circundante à clareira permite não só uma manutenção das condições internas do fragmento, como proporciona habitat e microhabitats para diversas espécies que compõem a ecologia alimentar do grupo, o que explica a relação negativa com a densidade de borda (Rhoades *et al.* 2005; Sousa *et al.* 2014).

A análise de dispersão é fundamental para compreender como diferentes espécies de lagartos reagem aos microhabitats variados e como estão distribuídas no ambiente estudado. Jackson e Fahrig (2012) afirmam que as métricas de paisagem devem ser coletadas num raio de 4 a 9 vezes a distância média de dispersão para que possam ser observados os seus efeitos. Isso está alinhado com os resultados de nossa pesquisa, uma vez que a escala de 1000 metros exerce maior impacto na riqueza de lagartos, possivelmente devido à mobilidade dos animais em escalas maiores. Além disso, a presença de uma dispersão não agrupada sugere que a ocupação de microhabitats não está estritamente ligada à filogenia das espécies, indicando que fatores ecológicos são muito importantes na determinação da distribuição de lagartos (Garda *et al.* 2013). Com isso, acreditamos que maiores escalas espaciais apresentam maior

complexidade vegetal, refletindo a diversidade de padrões e interações entre comunidades em paisagens modificadas (Ewers *et al.* 2011), podendo estar relacionadas a maior riqueza de espécies, uma vez que a variabilidade de habitats permite a distribuição de uma maior diversidade (Webb *et al.* 2002).

Inclusive, é possível que humanos e, em geral, animais generalistas/oportunistas, coocorram, uma vez que as atividades antrópicas causam alterações na paisagem, gerando maior heterogeneidade e alterações nas condições abióticas e bióticas. No entanto, é importante destacar que, paradoxalmente, o processo de urbanização muitas vezes conduz à homogeneização biótica, resultando na simplificação e semelhança das comunidades biológicas entre diferentes áreas urbanas (Lokatis; Jeschke 2022). Esse fenômeno pode ser atribuído à prevalência de espécies generalistas que podem se adaptar facilmente aos ambientes urbanos, levando à redução da diversidade biológica e à uniformização das comunidades ao longo do tempo. Espécies mais sensíveis, por outro lado, tendem a apresentar essa coocorrência em escalas espaciais maiores, uma vez que nos ambientes mais impactados pela influência urbana, há uma tendência à diminuição na diversidade, abundância e riqueza de espécies (Luck; Smallbone 2010; Faeth *et al.* 2011). Em nosso estudo, as maiores riquezas foram encontradas em Unidades de Conservação (UC) de Manaus, corroborando com a ideia supracitada e indo de encontro com o trabalho de Fonseca *et al.* (2010), em que UCs apresentam maiores números de espécies, uma vez que foram desenvolvidas para protegê-las. Exemplo disso é a Reserva Florestal Adolpho Ducke, que foi o sítio com maior cobertura florestal, menor densidade de borda e de maior riqueza e o Museu da Amazônia (MUSA), que também apresentou uma das maiores coberturas florestais e uma das maiores riquezas do estudo. Em contrapartida, o Parque Estadual Sumaúma, também em Manaus, apresentou baixa cobertura florestal, densidade de borda intermediária e um número de espécies 50% menor que as UCs acima citadas. Sítios com menor densidade de borda e maior cobertura florestal também apresentaram baixa riqueza. Contudo, áreas com vegetação densa podem diminuir a detecção de espécies e a riqueza real pode ser maior que a registrada. Assim, embora nosso estudo destaque a importância das UCs em Manaus na identificação de riquezas de lagartos mais altas, é importante reconhecer que a eficiência das UCs pode variar significativamente.

Conforme observado por diversos estudos, como os de Françoso *et al.* (2015), Keles *et al.* (2020) e Nolte *et al.* (2013), o simples fato de uma área ser designada como UC nem sempre garante uma representatividade relevante da biota local. Assim, contrariamente à suposição de que UCs são automaticamente associadas a altos números de espécies e

proteção efetiva, a realidade é que muitas UCs, não apenas na Amazônia, podem não estar cumprindo plenamente seus objetivos de conservação (Françoso *et al.* 2015; Keles *et al.* 2020; Nolte *et al.* 2013). Os estudos anteriormente citados ainda indicam que algumas UCs, especialmente aquelas categorizadas como de uso sustentável, podem apresentar taxas de desmatamento semelhantes às áreas fora das unidades. Isso sugere que a mera existência da designação de UC pode não ser suficiente para garantir a proteção eficaz da biodiversidade. Os trabalhos de Keles *et al.* (2020) e Nolte *et al.* (2013) destacam que, em alguns casos, reduções no tamanho das UCs podem ocorrer, comprometendo ainda mais a eficácia da proteção. Além disso, a pressão econômica sobre as unidades, evidenciada pela resistência a novas designações e pela busca de reduções e mudanças de status, destaca a complexidade na gestão dessas áreas. Portanto, enquanto nosso estudo ressalta a importância das UCs em Manaus, é fundamental reconhecer que a qualidade da gestão, a adequação das categorias de UC e a implementação efetiva são fatores cruciais que variam e podem afetar a capacidade das unidades em cumprir seus objetivos de conservação.

Ainda que existam as problemáticas voltadas para UC's, em estudos realizados em gradientes rurais-urbanos, a dinâmica da riqueza de vertebrados não-aviários revela padrões distintos (Germaine; Wakeling 2001; McKinney 2008). Em áreas de urbanização baixa para moderada, observa-se uma diminuição geral na riqueza, com poucas exceções apresentando um incremento no número de espécies. Este cenário contrasta com o observado no gradiente de urbanização moderada para alta, onde todos os grupos de vertebrados demonstram um decréscimo na riqueza.

Em nosso estudo, ao investigar os determinantes da riqueza e abundância de lagartos no contexto do mosaico de paisagem, identificamos que a densidade de borda e a porcentagem de cobertura de dossel desempenham um papel crucial, corroborando os achados de Schneider-Maunoury *et al.* (2016). Essa consistência sugere que esses fatores específicos exercem uma influência significativa nas comunidades de lagartos em paisagens fragmentadas, fortalecendo a relevância desses indicadores na compreensão dos padrões ecológicos desses animais em ambientes similares. Embora aqui listadas algumas espécies tolerantes a maiores temperaturas, abertura de dossel, alterações na vegetação e até mesmo associadas à borda, o efeito da densidade de borda foi negativo, ou seja, áreas com mais bordas, por serem mais fragmentadas ou menores apresentam perda ou menos espécies. Possivelmente alguns lagartos apresentam sensibilidade e são afetados pelos efeitos de borda. e isso pode acarretar na diminuição da riqueza, exemplos disso é o estudo de Almeida-Corrêa *et al.* 2020), que um grande fragmento florestal urbano de Manaus mostrou que a riqueza de

lagartos geralmente é afetada pela borda, sendo maior no centro do fragmento e menor mais próximo à borda. Nossos resultados apontam na mesma direção, com uma abordagem de análise diferente e com uma amostragem que abrange uma extensão muito maior.

Os resultados do efeito de borda apresentam respostas mais óbvias para os dados do ambiente, como temperatura e penetração da luz na floresta, do que as respostas da fauna e da flora, uma vez que as espécies necessitam de determinadas condições e recursos, e com as mudanças, novas espécies podem ser inseridas no ambiente, sendo a interação entre as espécies que já residiam e as que passaram a residir no local um outro fator a ser considerado (Murcia 1995). Como os lagartos apresentam grande diversidade, a cobertura de dossel, assim como a borda, pode influenciar positiva ou negativamente a riqueza destes animais, uma vez que alguns preferem habitats com abertura do dossel e outros com fechamento de dossel, como alguns arborícolas (Guzy *et al.* 2019).

A seleção de modelos indicou densidade de borda e temperatura do ar como métricas mais significativas na distribuição dos dados de abundância de répteis. Especificamente, a densidade de borda parece desempenhar um papel crucial, influenciando a abundância desses animais ao longo da transição entre a borda da floresta e o seu interior (Maynard *et al.* 2016). A temperatura do ar também emergiu como um fator importante, destacando a sensibilidade dos répteis às variações climáticas na área de estudo. Esses resultados reforçam a importância de considerar não apenas características estruturais, como a densidade de borda, mas também variáveis ambientais, como a temperatura, ao avaliar os padrões de distribuição e abundância de répteis em ecossistemas florestais afetados por perturbações. Nesse contexto, a temperatura mostrou influência positiva na abundância, concordando com Vitt *et al.* (1998). O estudo destaca a importância da distinção entre lagartos heliotérmicos e não-heliotérmicos na seleção de microhabitats, especialmente em áreas de derrubada de árvores. A variação nas temperaturas, especialmente em habitats modificados pela atividade humana, destaca a complexidade das condições térmicas enfrentadas pelos lagartos e a relação entre luz e temperaturas ressalta a interconexão entre fatores ambientais que afetam a termorregulação (Vitt *et al.* 1998). A depender do local de estudo, a abundância de répteis pode aumentar ou diminuir com o aumento da temperatura e os lagartos podem ter preferências térmicas ou tolerar maiores temperaturas através de adaptações genéticas ou por plasticidade fenotípica (Schwarz *et al.* 2019).

No contexto de nossa pesquisa, e em consonância com as conclusões de Pinto-Junior *et al.* (2013) sobre a variação espacial da temperatura do ar em ambientes urbanos, identificamos uma correlação negativa (-0,16) entre a cobertura florestal e a temperatura do

ar. Esses resultados indicam a presença de ilhas de calor urbano, onde áreas com maior influência de ambientes urbanos apresentaram temperaturas do ar mais elevadas. Esse fenômeno ressalta a associação entre elementos urbanos, como impermeabilização do solo e presença de edificações, e o aumento térmico, contribuindo para uma compreensão mais abrangente dos efeitos da urbanização na temperatura local. Além da complexidade na influência das variáveis preditoras na diversidade de lagartos, destaca-se a necessidade de considerar os impactos de alterações climáticas e fragmentação de habitats, ressaltando que diferentes espécies de lagartos podem exibir respostas variadas a essas mudanças, sendo crucial compreender como fatores como tamanho de ilhas, áreas urbanizadas e características específicas do habitat afetam sua distribuição (Pontes-da-Silva *et al.* 2018; Diele-Viegas *et al.* 2018; Diele-Viegas *et al.* 2019). Portanto, a relatividade na sensibilidade das espécies de lagartos às transformações ambientais evidencia a complexidade desses ecossistemas e a importância de estratégias de conservação adaptáveis e abrangentes.

No nosso estudo, a abundância de *Gonatodes humeralis* foi maior em Manaus e Itacoatiara, os dois municípios mais populosos, e menor em Rio Preto da Eva, o município de menor população humana. Além de ser encontrada em quase todos os pontos, os dois sítios de maior abundância desta espécie estavam entre os mais antropizados, com bastante fluxo humano e ambos com menos de 40% de cobertura florestal. *Gonatodes humeralis* é considerada uma espécie com alta plasticidade fenotípica, uma vez que apresenta diferenças em sua condição corporal, características ecológicas e comportamentais de acordo com fatores bióticos e abióticos do ambiente (Oliveira *et al.* 2021), podendo ser encontrada muito comumente em florestas brasileiras, mas também em habitações humanas, como em Cuyabeno, onde toda a população da espécie vivia em construções humanas (Vitt *et al.* 1997b). Portanto, a pressão causada pelo desenvolvimento urbano pode estar favorecendo a adaptação e a sobrevivência dessa espécie em ambientes mais alterados, onde a competição e outros fatores ecológicos parecem não impactar significativamente suas estratégias de uso de recursos (Mesquita *et al.* 2007). A resiliência observada em *Gonatodes humeralis* diante das mudanças ambientais pode ser interpretada como um exemplo de liberação ecológica. A presença das "adhesive setae" (estruturas adesivas), apesar da ausência aparente de modificações associadas nos sistemas musculares, circulatórios e esqueléticos, sugere que essa espécie pode ter experimentado uma liberação de pressões competitivas, permitindo a adaptação precoce dessas estruturas adesivas (Russel *et al.* 2015). Essa adaptação única pode ter conferido à espécie uma vantagem significativa na exploração de nichos ecológicos

específicos, destacando a importância de considerar fatores evolutivos ao avaliar as dinâmicas das comunidades biológicas.

Anolis fuscoauratus e *Chatogekko amazonicus* também foram muito frequentes nos sítios, sendo que tiveram maiores abundâncias em apenas um ponto. O ponto de maior abundância de *Chatogekko amazonicus* (n=13) apresentou 56,9% de cobertura florestal. Assim como no nosso estudo, Ávila-Pires *et al.* (2010) também identificaram uma alta abundância de *C. amazonicus*, mas sem menções aos níveis de conservação dos locais de coleta. Já o ponto de maior abundância de *A. fuscoauratus* (n=10) apresentou baixa cobertura florestal (21,51%), indo de encontro com o estudo de Almeida-Corrêa *et al.* (2020), que encontraram *A. fuscoauratus* em todos os pontos de coleta, inclusive próximos a ambientes com alta influência da borda. Os últimos autores citados destacam como a urbanização afeta a composição e abundância da fauna local, ressaltando a necessidade contínua de monitoramento e conservação em fragmentos urbanos. Em nossa pesquisa, *Tropidurus hispidus* ocorreu apenas em sítios com influência urbana/fragmentos florestais urbanos, e com baixa cobertura florestal (14,88%; 19,98%; 38,35%; e 43,16%), indo de encontro a pesquisa de Andrade (2019), no nordeste do Brasil, com resultados indicando que, apesar da urbanização, esses lagartos prosperam em ambientes urbanos, associando-se a estruturas como árvores e construções humanas. Em contraste, o estudo de Andrade *et al.* (2019) avaliou teídeos em fragmentos florestais urbanos, sugerindo que a urbanização pode impactar negativamente a densidade de espécies, como *Kentropyx calcarata*. Assim, estudos sobre a influência da urbanização na diversidade de lagartos revelam padrões variados em diferentes regiões e ecossistemas. Exemplo disso é o estudo de French *et al.* (2018), que aponta a falta de pesquisas abrangentes sobre lagartos em ambientes urbanos, destacando a necessidade de estudos mais amplos para compreender as respostas desses animais à urbanização, especialmente em habitats fragmentados. Destaca-se que lagartos urbanos podem ser maiores do que suas contrapartes não urbanas, sugerindo que a urbanização pode proporcionar acesso a recursos melhores ou mais tempo para atividades como forrageamento para lagartos resilientes a este processo que pode ser hostil para muitas outras espécies do grupo (Putman; Tippie 2020). Esses estudos coletivamente apontam para a complexidade das respostas de lagartos à urbanização, destacando a necessidade de pesquisas mais abrangentes para entender melhor essas dinâmicas em diferentes regiões e ecossistemas.

Assim, embora exista uma vasta literatura a respeito das respostas da assembleia de lagartos à urbanização, ainda existem lacunas a serem respondidas sobre a diversidade, riqueza e abundância destes animais (Faeth *et al.* 2011). A resposta da fauna à urbanização é

bem documentada em outros grupos, como pássaros, e revela uma tendência interessante: à medida que a urbanização avança, ocorre um aumento geral na abundância, muitas vezes acompanhado de uma diminuição na diversidade e riqueza das aves (Faeth *et al.* 2011). Além da diminuição da competição e dos microhabitats ofertados, uma possível explicação para estas flutuações é a oferta de novas fontes de alimento a partir das mudanças geradas por estes processos antrópicos (Faeth *et al.* 2011; Uchida *et al.* 2020). Essa dinâmica alimentar, associada à diminuição da competição e às modificações nos microhabitats disponíveis, destaca a capacidade adaptativa de lagartos em resposta às transformações ambientais causadas pelas atividades humanas (Tubbs; Ferguson 1976). A compreensão das respostas adaptativas das espécies de lagartos a perturbações ambientais, seja por meio de mudanças no tamanho corporal, dieta ou interações com outros organismos, é importante para o desenvolvimento de uma visão abrangente das interações entre vida silvestre e ambientes urbanizados, para o desenvolvimento de estratégias de conservação e manejo dessas populações em contextos antropizados (Vitt 2000).

A urbanização tem influência na dinâmica e na distribuição da assembleia de lagartos e isso pode ser percebido a partir dos estudos desenvolvidos em gradientes rurais-urbanos. Por exemplo, no estudo de Ljustina e Barrett (2018), a composição da herpetofauna apresentou grandes mudanças ao longo do gradiente por conta da influência ambiental e de espécies invasoras. Em nosso estudo, o sítio de maior densidade de borda apresentou apenas as espécies *Ameiva ameiva*, *Gonatodes humeralis*, *Kentropyx calcarata* e *Plica umbra*. *Ameiva ameiva* é tipicamente uma espécie de borda, uma vez que utiliza paisagens perturbadas em florestas tropicais com temperaturas elevadas, geralmente não é encontrado no interior de florestas de dossel fechado, e temperaturas mais altas nas bordas apresentam condições melhores para que esta espécie possa forragear (Sartorius *et al.* 1999). *Gonatodes humeralis* ocorre em troncos e galhos de árvores em florestas primárias, no entanto, também é encontrado em bordas de florestas (Vitt *et al.* 1997b). *Kentropyx calcarata* utiliza a borda para termorregulação e pode forragear no interior da floresta (Vitt *et al.* 1997a). Embora *Plica umbra* ocorra no interior da floresta, ele também é descrito para ambientes de borda e com exposição solar, intercalando entre ambientes sombreados e abertos para regular sua temperatura (Vitt *et al.* 1997c).

Neste sentido, nosso trabalho apresentou duas composições principais de lagartos, sendo um grupo maior, que abarca a maior parte das espécies, com espécies de interior de floresta e sensíveis a processos de urbanização, e um subgrupo deste grupo maior, composto, principalmente, por espécies oportunistas/generalistas de hábitat, logo houve sobreposição da

composição de lagartos de sítios mais preservados na composição dos sítios com maior efeito de borda. Sabendo disto, diferentes espécies de lagartos têm preferências distintas por ambientes, alguns adaptados a habitats urbanos e outros restritos a ambientes naturais e que essa distinção impacta a persistência das populações frente a mudanças ambientais causadas por humanos, como urbanização ou pastagem de gado (Smith; Ballinger 2001).

Assim, transformações na paisagem desencadeiam uma série de alterações que podem aumentar o efeito de borda, influenciando diretamente a composição de espécies (Almeida-Correa *et al.* 2020). Esse fenômeno se manifesta através de mudanças na vegetação, impactando a disponibilidade de alimentos e gerando variações nos microhabitats, sendo possível observar a substituição de espécies de lagartos nativas por aquelas introduzidas ou generalistas, resultando em implicações significativas na riqueza de espécies (Murcia 1995). Essas substituições são conduzidas pelas transformações na oferta de recursos alimentares e pelas adaptações fisiológicas das espécies, evidenciando a interconexão entre as alterações na vegetação, os recursos disponíveis e as mudanças na composição das comunidades de lagartos (Murcia 1995; Luck e Smallbone 2010), revelando a complexidade desse processo.

Por fim, embora já sejam desenvolvidas pesquisas em fragmentos florestais urbanos, demonstrando a importância destes ambientes para a preservação de espécies, a urbanização acelerada ameaça gravemente toda a diversidade. Geralmente, os estudos até então são desenvolvidos principalmente em regiões temperadas e com artrópodes, pássaros e plantas. Logo, é necessário que sejam desenvolvidos estudos com diferentes grupos de espécies e com maior representação geográfica, em comunidades resilientes de remanescentes florestais urbanos, para que possamos ter um conhecimento mais próximo da realidade das respostas da biodiversidade a processos de urbanização (Faeth *et al.* 2011; Rega-Brodsky *et al.* 2020).

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Em nossa pesquisa, observamos que a assembleia de lagartos na Região Metropolitana de Manaus foi mais fortemente impactada por métricas de paisagem em larga escala do que por condições locais específicas, sugerindo uma possível associação com a dispersão das espécies. A densidade de borda, em particular, exerceu uma influência significativa na riqueza desses animais. Locais com baixos índices dessa métrica mostraram-se propícios à diversidade, enquanto o aumento da densidade de borda se mostrou como uma limitação aos lagartos que são adaptados à estabilidade florestal.

Notavelmente, a urbanização também exerce uma influência significativa na comunidade de lagartos. Algumas espécies demonstram uma notável adaptação a ambientes urbanos, exemplificada pela maior abundância de *Gonatodes humeralis* em áreas circundadas por matriz urbana. Entretanto, em geral, a diversidade de lagartos foi negativamente afetada pela proximidade de ambientes urbanos, especialmente devido ao aumento do efeito de borda.

Embora as Unidades de Conservação apresentem maior riqueza, remanescentes florestais urbanos também abrigam espécies endêmicas e, coincidentemente, cidades maiores tendem a ter mais espécies generalistas e oportunistas, com diferenças na composição de espécies entre ambientes mais preservados e urbanizados.

Por fim, compreender a diversidade e as mudanças na assembleia de lagartos demanda monitoramentos de longo prazo em remanescentes florestais urbanos na Amazônia. Essa abordagem é crucial para o desenvolvimento de estratégias eficazes na redução da fragmentação e isolamento das populações de lagartos, em especial, frente às crescentes mudanças climáticas.

REFERÊNCIAS

- Ackley, J. W. *et al.* Rich lizards: how affluence and land cover influence the diversity and abundance of desert reptiles persisting in an urban landscape. **Biological Conservation**, v. 182, p. 87-92, 2015.
- Almeida-Correa, T. *et al.* Effect of environmental parameters on squamate reptiles in an urban forest fragment in central Amazonia. **Acta Amazonica**, v. 50, p. 239-245, 2020.
- Alves, R. C. *et al.* Classificação climática para o estado do Amazonas segundo as zonas de vida de Holdridge. **Revista de Ciências Agrárias Amazonian Journal of Agricultural and Environmental Sciences**, v. 62, p. 1-12, 2019.
- Andrade, A. C. Metropolitan lizards? Urbanization gradient and the density of lagartixas (*Tropidurus hispidus*) in a tropical city. **Ecology and Evolution**, v. 10, n. 4, p. 1740-1750, 2020.
- Andrade, A. C.; Franzini, L. D.; Mesquita, D. O. Assessing the effect of urbanization on tropical forest dwelling teiid lizards. **Ecological Indicators**, v. 99, p. 225-229, 2019.
- Angold, P. G. *et al.* Biodiversity in urban habitat patches. **Science of the Total Environment**, v. 360, p. 196-204, 2006.
- Araújo, A. C. *et al.* Comparative measurements of carbon dioxide fluxes from two nearby towers in a central Amazonian rainforest: The Manaus LBA site. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, v. 107, n. D20, p. LBA 58-1-LBA 58-20, 2002.
- Ávila-Pires, T. C. S.; Hoogmoed, M. S.; Rocha, W. A. Notes on the Vertebrates of northern Pará, Brazil: a forgotten part of the Guianan Region, I. Herpetofauna. **Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi. Cienc. Nat.**, v. 5, n. 1, p. 13-112, 2010.
- Becker, B. K. Modelos e cenários para a Amazônia: o papel da ciência. Revisão das políticas de ocupação da Amazônia: é possível identificar modelos para projetar cenários. **Parcerias estratégicas**, v. 12, n. 12, p. 135-59, 2001.
- Brum, P. H. R. *et al.* A global assessment of research on urban ecology of reptiles: patterns, gaps and future directions. **Animal Conservation**, 2022.
- Burnham, K. P.; Anderson, D. R. Multimodel inference: understanding AIC and BIC in model selection. **Sociological methods & research**, v. 33, n. 2, p. 261-304, 2004.
- Campbell, H. W.; Christman, S. P. Field techniques for herpetofaunal community analysis. **Herpetological communities**, p. 193-200, 1982.
- Costa-Campos, C. E. *et al.* New additions to the anuran fauna of the Cancão Municipal Natural Park, Serra do Navio, state of Amapá, Brazil. **Cuadernos de Herpetología**, v. 36, 2022.

Cortéz-Gómez, A.M.; Ruiz-Agudelo, C. A.; Valencia-Aguilar, A.; Ladle, R. J. Ecological functions of neotropical amphibians and reptiles: a review. **Universitas Scientiarum**, v. 20, n. 2, p. 229-245, 2015. doi: <http://dx.doi.org/10.11144/Javeriana.SC20-2.efna>

Coutinho, L. M. O conceito de bioma. **Acta botanica brasílica**, v. 20, p. 13-23, 2006.

Diele-Viegas, L. M. *et al.* Thermal physiology of amazonian lizards (reptilia: Squamata). **PLoS One**, v. 13, n. 3, p. e0192834, 2018.

Diele-Viegas, L. M.; Werneck, F. P.; Rocha, C. F. D. Climate change effects on population dynamics of three species of Amazonian lizards. **Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology**, v. 236, p. 110530, 2019.

Dixo, M.; Martins, M. Are leaf-litter frogs and lizards affected by edge effects due to forest fragmentation in Brazilian Atlantic forest?. **Journal of Tropical Ecology**, v. 24, n. 5, p. 551-554, 2008.

Doody, J. S.; Burghardt, G. M.; Dinets, V. Breaking the social–non-social dichotomy: a role for reptiles in vertebrate social behavior research?. **Ethology**, v. 119, n. 2, p. 95-103, 2013.

Elliott, T. F.; Bower, D. S.; Vernes, K. Reptilian mycophagy: A global review of mutually beneficial associations between reptiles and macrofungi. **Mycosphere**, 2019.

Ewers, R. M. *et al.* A large-scale forest fragmentation experiment: the Stability of Altered Forest Ecosystems Project. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 366, n. 1582, p. 3292-3302, 2011.

Faeth, S. H.; Bang, C.; Saari, S. Urban biodiversity: patterns and mechanisms. **Annals of the New York Academy of Sciences**, v. 1223, n. 1, p. 69-81, 2011.

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. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. **Journal of Biogeography**, v. 40, n. 9, p. 1649-1663, 2013.

Fang, Y. A. N. G.; Da-Han, H. E. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Ecologic Science**, Yinchuan, v. 6, 2006.

Figueiredo, V. A. M. B.; Souza, N. S.; Anaissi, J. S.; Sanches, P. R.; Costa-Campos, C. E. Diet of four lizards from an urban forest in an area of amazonian biome, eastern amazon. **Cuadernos de Herpetología**, v. 34, n. 2, p. 231-237, 2020.

Fonseca, M.; Lamas, I.; Kasecker, T. O papel das unidades de conservação. **Scientific American Brasil**, v. 39, p. 18-23, 2010.

Françoso, R. D.; Brandão, R.; Nogueira, C. C.; Salmons, Y. B.; Machado, R. B.; Colli, G. R. Habitat loss and the effectiveness of protected areas in the Cerrado Biodiversity Hotspot. **Natureza & conservação**, v. 13, n. 1, p. 35-40, 2015.

French, S. S.; Webb, A. C.; Hudson, S. B.; Virgin, E. E. Town and country reptiles: a review of reptilian responses to urbanization. **Integrative and comparative biology**, v. 58, n. 5, p. 948-966, 2018.

Fujii, H.; Iwata, K.; Managi, S. How do urban characteristics affect climate change mitigation policies?. **Journal of cleaner production**, v. 168, p. 271-278, 2017.

Garda, A. A. *et al.* Microhabitat variation explains local-scale distribution of terrestrial Amazonian lizards in Rondônia, Western Brazil. **Biotropica**, v. 45, n. 2, p. 245-252, 2013.

Germaine, S. S.; Wakeling, B. F. Lizard species distributions and habitat occupation along an urban gradient in Tucson, Arizona, USA. **Biological Conservation**, v. 97, n. 2, p. 229-237, 2001.

Guedes, T. B.; Entiauspe-Neto, O. M.; Costa, H. C. Lista de répteis do Brasil: atualização de 2022. **Herpetologia Brasileira**, v. 12, n. 1, p. 56-161, 2023.

Guzy, J. C. *et al.* Differential responses of amphibian and reptile assemblages to size of riparian buffers within managed forests. **Ecological Applications**, v. 29, n. 8, p. e01995, 2019.

Hamer, A. J.; Mcdonnell, M. J. The response of herpetofauna to urbanization: inferring patterns of persistence from wildlife databases. **Austral Ecology**, v. 35, n. 5, p. 568-580, 2010.

Hesselbarth, M. H.; Sciaini, M.; With, K. A.; Wiegand, K.; Nowosad, J. landscapemetrics: An open-source R tool to calculate landscape metrics. **Ecography**, v. 42, n. 10, p. 1648-1657, 2019.

Hunt, S. D. *et al.* Responses of riparian reptile communities to damming and urbanization. **Biological Conservation**, v. 157, p. 277-284, 2013.

Instituto Brasileiro De Geografia e Estatística (IBGE). [Censo Demográfico – 2022]. Rio de Janeiro: IBGE, 2022.

Instituto Brasileiro De Geografia e Estatística (IBGE). [Estado do Amazonas]. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/am/panorama>. Acesso em: 01 set. 2023.

Jackson, H. B.; Fahrig, L. What size is a biologically relevant landscape?. **Landscape ecology**, v. 27, n. 7, p. 929-941, 2012.

Jellinek, S.; Driscoll, D. A.; Kirkpatrick, J. B. Environmental and vegetation variables have a greater influence than habitat fragmentation in structuring lizard communities in remnant urban bushland. **Austral ecology**, v. 29, n. 3, p. 294-304, 2004.

Keles, D.; Delacote, P.; Pfaff, A.; Qin, S.; Mascia, M. B. What drives the erasure of protected areas? Evidence from across the Brazilian Amazon. **Ecological Economics**, v. 176, p. 1-40, 2020.

- Kolbe, J J. *et al.* Determinants of spread in an urban landscape by an introduced lizard. **Landscape Ecology**, v. 31, p. 1795-1813, 2016.
- Křováková, K. *et al.* Landscape functions and their change—a review on methodological approaches. **Ecological Engineering**, v. 75, p. 378-383, 2015.
- Li, H. *et al.* Urbanization impact on landscape patterns in Beijing City, China: A spatial heterogeneity perspective. **Ecological Indicators**, v. 82, p. 50-60, 2017.
- Liu, Y.; Fang, F.; Li, Y. Key issues of land use in China and implications for policy making. **Land use policy**, v. 40, p. 6-12, 2014.
- Liu, Y. *et al.* An integrated sustainable development approach to modeling the eco-environmental effects from urbanization. **Ecological Indicators**, v. 11, n. 6, p. 1599-1608, 2011.
- Ljustina, O.; Barrett, S. Using canals in southern Florida to measure impacts of urbanization on Herpetofaunal community composition. **Southeastern Naturalist**, v. 17, n. 2, p. 202-210, 2018.
- Lokatis, S.; Jeschke, J. M. Urban biotic homogenization: Approaches and knowledge gaps. **Ecological Applications**, v. 32, n. 8, p. 1-17, 2022.
- Luck, G.W.; Smallbone, L.T. Species diversity in urban landscapes: patterns, drivers and implications. In Urban Ecology. K. Gaston (Ed). **Cambridge University Press & British Ecological Society**, pp 88-119, 2010.
- Mapbiomas, P. **Coleção v3.1 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil**, 2017. Disponível em: <<http://mapbiomas.org>>. Acesso em: 30 de janeiro de 2021
- Maynard, R. J.; Aall, N. C.; Saenz, D.; Hamilton, P. S.; Kwiatkowski, M. A. Road-edge effects on herpetofauna in a lowland Amazonian rainforest. **Tropical Conservation Science**, v. 9, n. 1, p. 264-290, 2016.
- McKinney M. L. Urbanization, biodiversity, and conservation. **BioScience**, v. 52, n. 10, p. 883–890, 2002.
- McKinney, M. L. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. **Biological Conservation**, 127, 247–260, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.005>
- McKinney M. L. Effects of urbanization on species richness: a review of plants and animals. **Urban Ecosyst**, v. 11, p. 161–176, 2008.
- Méndez-Galeano, M. A. Use of microhabitat, shelter preference, activity patterns, population structure and sexual dimorphism of the Andean lizard *Riama striata* (Squamata: Gymnophthalmidae) in a high-altitude urban area of Colombia. **Cuadernos de Herpetología**, v. 34, 2020.
- Mesquita, D. O.; Colli, G. R.; Vitt, L. J. Ecological release in lizard assemblages of neotropical savannas. **Oecologia**, v. 153, p. 185-195, 2007.

- Mittermeier, R. A. *et al.* Wilderness and biodiversity conservation. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 100, n. 18, p. 10309-10313, 2003.
- Murcia, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in ecology & evolution**, v. 10, n. 2, p. 58-62, 1995.
- Nolte, C.; Agrawal, A.; Silvius, K. M.; Soares-Filho, B. S. Governance regime and location influence avoided deforestation success of protected areas in the Brazilian Amazon. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 110, n. 13, p. 4956-4961, 2013.
- Oliveira, F. R. C.; Passos, D. C.; Borges-Nojosa, D. M. Ecology of the lizard *Gonatodes humeralis* (Sphaerodactylidae) in a coastal area of the Brazilian semiarid: What differs from the Amazonian populations?. **Journal of Arid Environments**, v. 190, p. 104506, 2021.
- Palmeirim, A. F. *et al.* Forest area predicts all dimensions of small mammal and lizard diversity in Amazonian insular forest fragments. **Landscape Ecology**, v. 36, n. 12, p. 3401-3418, 2021.
- Palmeirim, A. F.; Vieira, M. V.; Peres, C. A. Non-random lizard extinctions in land-bridge Amazonian forest islands after 28 years of isolation. **Biological Conservation**, v. 214, p. 55-65, 2017.
- Pereira-Ribeiro, J.; Ferregueti, Á. C.; Bergallo, H. G.; Rocha, C. F. D. Lizard assemblage in a protected area in the Brazilian Atlantic Forest: Species composition, richness, abundance, and distribution. **South American Journal of Herpetology**, v. 25, n. 1, p. 34-40, 2022.
- Pinto-Júnior, O.; Almeida-Pinto, I. R. C.; Pinto-Neto, O. Lightning enhancement in the Amazon region due to urban activity. **American Journal of Climate Change**, v. 2, n. 4, p. 1-5, 2013.
- Pontes-da-Silva, E. *et al.* Extinction risks forced by climatic change and intraspecific variation in the thermal physiology of a tropical lizard. **Journal of Thermal Biology**, v. 73, p. 50-60, 2018.
- Pough, F. H.; Janis, C. M.; Heiser, J. B. **A Vida dos Vertebrados**. 4ª edição. São Paulo: Atheneu, 684p, 2008.
- Putman, B. J. *et al.* Urban invaders are not bold risk-takers: a study of 3 invasive lizards in Southern California. **Current Zoology**, v. 66, n. 6, p. 657-665, 2020.
- Putman, B. J.; Tippie, Z. A. Big city living: a global meta-analysis reveals positive impact of urbanization on body size in lizards. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 8, p. 580745, 2020.
- Rega-Brodsky, C. C. *et al.* Urban biodiversity: State of the science and future directions. **UrbanEcosystems**, p. 1-14, 2022.

Rhoades, C. C.; Miller, S. P.; Skinner, D. L. Forest vegetation and soil patterns across glade-forest ecotones in the Knobs region of northeastern Kentucky, USA. **The American midland naturalist**, v. 154, n. 1, p. 1-10, 2005.

Rodrigues, C. A. S. **Lagartos** (Squamatalacertilia) **de áreas urbanas**. 2021.

Rodrigues, M. T. Conservação dos répteis brasileiros: os desafios para um país megadiverso. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 87-94, 2005.

RStudio Team. **RStudio**: Integrated Development Environment for R. RStudio, PBC, Boston, MA, 2022. Disponível em: <<http://www.rstudio.com/>>.

Russell, A. P.; Baskerville, J.; Gamble, T.; Higham, T. E. The evolution of digit form in *Gonatodes* (Gekkota: Sphaerodactylidae) and its bearing on the transition from frictional to adhesive contact in gekkotans. **Journal of Morphology**, v. 276, n. 11, p. 1311-1332, 2015.

Sartorius, S. S.; Vitt, L. J.; Colli, G. R. Use of naturally and anthropogenically disturbed habitats in Amazonian rainforest by the teiid lizard *Ameiva ameiva*. **Biological Conservation**, v. 90, n. 2, p. 91-101, 1999.

Schlaepfer, M. A.; Gavin, T. A. Edge effects on lizards and frogs in tropical forest fragments. **Conservation Biology**, v. 15, n. 4, p. 1079-1090, 2001.

Schneider-Maunoury, L. *et al.* Abundance signals of amphibians and reptiles indicate strong edge effects in Neotropical fragmented forest landscapes. **Biological Conservation**, v. 200, p. 207-215, 2016.

Schwarz, R.; Stark, G.; Meiri, S. A shift in reptile diversity and abundance over the last 25 years. **Israel Journal of Ecology and Evolution**, v. 65, n. 1-2, p. 10-20, 2019.

Seto, K. C. *et al.* A meta-analysis of global urban land expansion. **PloSone**, v. 6, n. 8, p. e23777, 2011.

Shwartz, A. *et al.* Outstanding challenges for urban conservation research and action. **Global environmental change**, v. 28, p. 39-49, 2014.

Silva, D. J. *et al.* Habitat quality, not patch size, modulates lizard responses to habitat loss and fragmentation in the southwestern amazon. **Journal of Herpetology**, v. 56, n. 1, p. 75-83, 2022.

Silva, D. J.; Santos-Filho, M.; Canale, G. R. The importance of remnant native vegetation of Amazonian submontane forest for the conservation of lizards. **Ecology Braz. J. Biol**, v. 74, n. 3, p. 523-528, 2014

Smith, G. R.; Ballinger, R. E. The ecological consequences of habitat and microhabitat use in lizards: a review. **Contemporary Herpetology**, v. 2001, n. 3, p. 1-28, 2001.

Sobral, F. L.; Cianciaruso, M. V. **Estrutura filogenética e funcional de assembléias**: (re) montando a ecologia de comunidades em diferentes escalas espaciais. 2012.

- Sousa, J. R. P.; Esposito, M. C.; Carvalho Filho, F. S.; Juen, L. The potential uses of Sarcosaprophagous flesh flies and blowflies for the evaluation of the regeneration and conservation of forest clearings: a case study in the Amazon Forest. **Journal of Insect Science**, v. 14, n. 215, p. 1-5, 2014.
- Spear, J. E. *et al.* Ecological spillover dynamics of organisms from urban to natural landscapes. **Journal of Urban Ecology**, v. 4, n. 1, p. juy008, 2018.
- Tapia, W.; Gibbs, J. P. Galapagos land iguanas as ecosystem engineers. **PeerJ**, v. 10, p. e12711, 2022.
- Tischendorf, L.; Fahrig, L. On the usage and measurement of landscape connectivity. **Oikos**, v. 90, n. 1, p. 7-19, 2000.
- Tokita, M.; Sato, H. Creating morphological diversity in reptilian temporal skull region: A review of potential developmental mechanisms. **Evolution & Development**, v. 25, n. 1, p. 15-31, 2023.
- Tubbs, A. A.; Ferguson, G. W. Effects of artificial crowding on behavior, growth and survival of juvenile spiny lizards. **Copeia**, v. 1976, n. 4, p. 820-823, 1976.
- Uchida, K.; Blakey, R. V.; Burger, J. R.; Cooper, D. S.; Niesner, C. A.; Blumstein, D. T. Urban biodiversity and the importance of scale. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 36, n. 2, p. 123-131, 2021.
- 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, 2013.
- Valente, J. J. *et al.* Toward conciliation in the habitat fragmentation and biodiversity debate. **Landscape Ecology**, v. 38, p. 1-14, 2023.
- Valido, A.; Olesen, J. M. Frugivory and seed dispersal by lizards: a global review. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 7, p. 49, 2019.
- Vitt, L. J. Ecological consequences of body size in neonatal and small-bodied lizards in the neotropics. **Herpetological Monographs**, v. 14, p. 388-400, 2000.
- Vitt, L. J.; Avila-Pires, T. C.; Caldwell, J. P.; Oliveira, V. R. The impact of individual tree harvesting on thermal environments of lizards in Amazonian rain forest. **Conservation Biology**, v. 12, n. 3, p. 654-664, 1998.
- Vitt, L. J.; Avila-Pires, T. C. S.; Zani, P. A.; Sartorius, S. S.; Espósito, M. C. Life above ground: ecology of *Anolis fuscoauratus* in the Amazon rain forest, and comparisons with its nearest relatives. **Canadian Journal of Zoology**, v. 81, n. 1, p. 142-156, 2003.
- Vitt, L. J.; Zani, P. A.; Avila-Pires, T. C. S. Ecology of the arboreal tropidurid lizard *Tropidurus* (= *Plica*) *umbra* in the Amazon region. **Canadian Journal of Zoology**, v. 75, n. 11, p. 1876-1882, 1997c.

Vitt, L. J.; Zani, P. A.; Barros, A. A. Monteiro. Ecological variation among populations of the gekkonid lizard *Gonatodes humeralis* in the Amazon Basin. **Copeia**, p. 32-43, 1997b.

Vitt, L. J.; Zani, P. A.; Lima, A. C. M. Heliotherms in tropical rain forest: the ecology of *Kentropyx calcarata* (Teiidae) and *Mabuya nigropunctata* (Scincidae) in the Curuá-Una of Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 13, n. 2, p. 199-220, 1997a.

Wang, Y.; Bao, Y.; Yu, M.; Xu, G.; Ding, P. Nestedness for different reasons: the distributions of birds, lizards and small mammals on islands of an inundated lake. **Diversity and distributions**, v. 16, p. 862-873, 2010.

Webb, C. O. *et al.* Phylogenies and community ecology. **Annual review of ecology and systematics**, p. 475-505, 2002.

Weng, Y.-C. Spatiotemporal changes of landscape pattern in response to urbanization. **Landscape and urban planning**, v. 81, n. 4, p. 341-353, 2007.

Yang, X.; Zheng, X.-Q.; Chen, R. A land use change model: Integrating landscape pattern indexes and Markov-CA. **EcologicalModelling**, v. 283, p. 1-7, 2014.

APÊNDICES

Apêndice I. Legenda para os apêndices II a VIII

Legendas	
ca	Cobertura Florestal
ed	Densidade de Borda
fec	Porcentagem da Cobertura de Dossel
serrap	Serapilheira
tc	Troncos Caídos
temp_a	Temperatura do Ar
temp_s	Temperatura do Solo
Arb	Arborícolas
Ter	Terrícolas
N-Helio; NH	Não-Heliotérmicos
Helio; H	Heliotérmicos
I	Nº Máximo de Indivíduos
F	Frequência de Indivíduos (%)

Apêndice II. Seleção de modelos para Riqueza Total.

Modelo	AICc	Δ AICc	df	Peso
R~ed	106.2	0	2	0,1861
R~ed+fec	106.7	0.5	3	0,1451
R~1	107.6	1.3	1	0,0966
R~ed+temp_a	107.8	1.5	3	0,0876
R~ca	108.5	2.2	2	0,0611
R~ed+serrap	108.8	2.5	3	0,0531
R~ed+fec+temp_a	109	2.8	4	0,0462
R~temp_a	109.1	2.8	2	0,0453
R~ed+fec+serrap	109.4	3.2	4	0,0379
R~serrap	109.6	3.3	2	0,0353
R~ca+temp_a	109.9	3.6	3	0,0305
R~fec	109.9	3.6	2	0,0303
R~ca+fec	110.3	4.1	3	0,0241
R~ed+temp_a+serrap	110.5	4.2	4	0,0224

R~ca+serrap	111	4.7	3	0,0173
R~temp_a+serrap	111.1	4.8	3	0,0168
R~fec+temp_a	111.6	5.3	3	0,0129
R~ed+temp_a+serrap+fec	111.9	5.7	5	0,011
R~fec+serrap	112	5.7	3	0,0106
R~ca+fec+temp_a	112.2	6	4	0,0094
R~ca+temp_a+serrap	112.6	6.3	4	0,0078
R~ca+fec+serrap	113.1	6.8	4	0,0062
R~temp_a+serrap+fec	113.8	7.5	4	0,0043
R~ca+temp_a+serrap+fec	115.2	8.9	5	0,0022

Apêndice III. Seleção de modelos para Arborícolas.

Modelo	AICc	ΔAICc	df	Peso
A~ed	94.9	0	2	0,156
A~ed+fec	95.3	0.4	3	0,1286
A~1	95.8	0.9	1	0,0978
A~ed+temp_a	95.9	1	3	0,0935
A~ca	96.7	1.8	2	0,0626
A~temp_a	96.8	1.9	2	0,0602
A~ed+serrap	97.2	2.3	3	0,0498
A~ed+fec+temp_a	97.3	2.4	4	0,0476
A~ca+temp_a	97.5	2.6	3	0,0422
A~ed+fec+serrap	98	3.1	4	0,033
A~fec	98.1	3.2	2	0,0311
A~serrap	98.1	3.2	2	0,0309
A~ca+fec	98.4	3.5	3	0,0274
A~ed+temp_a+serrap	98.6	3.7	4	0,0244
A~ca+serrap	99	4.1	3	0,0199
A~temp_a+serrap	99.2	4.3	3	0,0183
A~fec+temp_a	99.3	4.4	3	0,0171
A~ca+fec+temp_a	99.8	4.9	4	0,0136
A~ca+temp_a+serrap	100.2	5.3	4	0,0111
A~ed+temp_a+serrap+fec	100.3	5.4	5	0,0107
A~fec+serrap	100.6	5.7	3	0,0091
A~ca+fec+serrap	101	6.1	4	0,0075

A~temp_a+serrap+fec	101.9	7	4	0,0047
A~ca+temp_a+serrap+fec	102.7	7.8	5	0,0031

Apêndice IV. Seleção de modelos para Terrícolas.

Modelo	AICc	ΔAICc	df	Peso
T~1	79.5	0	1	0,2312
T~tc	81.1	1.6	2	0,1023
T~ed	81.2	1.7	2	0,0987
T~serrap	81.3	1.8	2	0,0921
T~ca	81.6	2.2	2	0,0783
T~temp_s	81.8	2.3	2	0,0727
T~ed+tc	83.1	3.7	3	0,0370
T~tc+serrap	83.5	4	3	0,0312
T~ed+serrap	83.5	4	3	0,0310
T~tc+temp_s	83.5	4	3	0,0309
T~ca+tc	83.6	4.1	3	0,0291
T~ed+temp_s	83.7	4.2	3	0,0280
T~temp_s+serrap	83.8	4.4	3	0,0262
T~ca+serrap	83.8	4.4	3	0,0262
T~ca+temp_s	84.2	4.7	3	0,0222
T~ed+tc+temp_s	85.7	6.2	4	0,0102
T~ed+tc+serrap	85.9	6.4	4	0,0095
T~temp_s+serrap+tc	86.1	6.6	4	0,0085
T~ca+tc+serrap	86.2	6.7	4	0,0079
T~ed+temp_s+serrap	86.2	6.8	4	0,0079
T~ca+tc+temp_s	86.2	6.8	4	0,0079
T~ca+temp_s+serrap	86.6	7.1	4	0,0067
T~ed+temp_s+serrap+tc	88.7	9.2	5	0,0023
T~ca+temp_s+serrap+tc	89.1	9.6	5	0,0019

Apêndice V. Seleção de modelos para Heliotérmicos.

Modelo	AICc	ΔAICc	df	Peso
H~ed+fec	76.9	0	3	0,3426
H~ed	79.2	2.3	2	0,1071
H~ed+fec+serrap	79.5	2.6	4	0,0918

H~ed+fec+temp_s	79.6	2.7	4	0,0871
H~1	80	3.1	1	0,0732
H~ed+temp_s	81.3	4.4	3	0,0384
H~ed+serrap	81.7	4.8	3	0,0314
H~fec	81.7	4.8	2	0,0311
H~ca	81.9	5	2	0,0284
H~temp_s	81.9	5	2	0,0281
H~serrap	82.2	5.3	2	0,0244
H~ed+temp_s+serrap+fec	82.5	5.6	5	0,0206
H~ca+fec	82.6	5.8	3	0,0192
H~fec+serrap	83.7	6.8	3	0,0114
H~ca+temp_s	83.8	7	3	0,0106
H~ed+temp_s+serrap	84	7.1	4	0,0098
H~fec+temp_s	84	7.1	3	0,0098
H~temp_s+serrap	84.1	7.2	3	0,0092
H~ca+serrap	84.4	7.5	3	0,0081
H~ca+fec+temp_s	85.2	8.3	4	0,0054
H~ca+fec+serrap	85.3	8.5	4	0,005
H~temp_s+serrap+fec	86.1	9.2	4	0,0034
H~ca+temp_s+serrap	86.5	9.6	4	0,0028
H~ca+temp_s+serrap+fec	88.1	11.2	5	0,0013

Apêndice VI. Seleção de modelos para Não-Heliotérmicos.

Modelo	AICc	ΔAICc	df	Peso
NH~1	94.4	0	1	0,1981
NH~ed	95.3	1	2	0,1221
NH~ca	95.7	1.3	2	0,1009
NH~serrap	96.5	2.1	2	0,068
NH~temp_a	96.5	2.1	2	0,0677
NH~fec	96.5	2.2	2	0,0666
NH~ed+temp_a	97.1	2.8	3	0,05
NH~ca+temp_a	97.4	3	3	0,0436
NH~ed+fec	97.7	3.4	3	0,0365
NH~ed+serrap	97.9	3.5	3	0,0347

NH~ca+fec	98.2	3.9	3	0,0289
NH~ca+serrap	98.2	3.9	3	0,0287
NH~temp_a+serrap	98.3	3.9	3	0,0283
NH~fec+temp_a	98.3	3.9	3	0,028
NH~fec+serrap	99	4.6	3	0,0199
NH~ed+temp_a+serrap	99.8	5.5	4	0,013
NH~ed+fec+temp_a	99.8	5.5	4	0,0128
NH~ca+temp_a+serrap	100.1	5.8	4	0,0111
NH~ca+fec+temp_a	100.1	5.8	4	0,0111
NH~ed+fec+serrap	100.5	6.1	4	0,0093
NH~temp_a+serrap+fec	100.8	6.5	4	0,0078
NH~ca+fec+serrap	101	6.6	4	0,0074
NH~ed+temp_a+serrap+fec	102.8	8.4	5	0,003
NH~ca+temp_a+serrap+fec	103.1	8.7	5	0,0025

Apêndice VII. Seleção de modelos para N° de Indivíduos.

Modelo	AICc	ΔAICc	df	Peso
I~temp_a	149.7	0	3	0,1488
I~ed+temp_a	150	0.2	4	0,1314
I~ed+fec+temp_a	150.4	0.6	5	0,1088
I~1	151.5	1.8	2	0,061
I~tc	151.6	1.8	3	0,0594
I~ed+fec	151.7	1.9	4	0,0572
I~temp_a+tc	151.9	2.1	4	0,0509
I~ed+temp_a+tc	152.1	2.4	5	0,0453
I~ed+tc	152.2	2.4	4	0,0442
I~ca+temp_a	152.2	2.4	4	0,0441
I~fec+temp_a	152.3	2.6	4	0,041
I~ed	152.6	2.9	3	0,0356
I~fec	153.4	3.6	3	0,0245
I~ca	153.4	3.6	3	0,0242
I~ed+fec+tc	153.4	3.6	5	0,024
I~ed+temp_a+tc+fec	153.5	3.8	6	0,0226
I~fec+tc	154.3	4.5	4	0,0155
I~ca+tc	154.3	4.5	4	0,0154

I~ca+temp_a+tc	154.8	5.1	5	0,0119
I~temp_a+tc+fec	154.9	5.1	5	0,0115
I~ca+fec+temp_a	155.1	5.4	5	0,01
I~ca+fec	155.9	6.1	4	0,007
I~ca+fec+tc	157.2	7.5	5	0,0035
I~ca+temp_a+tc+fec	158.1	8.3	6	0,0023

Apêndice VIII. Seleção de modelos para Frequência.

Modelo	AICc	ΔAICc	df	Peso
F~serrap	242	0	3	0,1422
F~1	242.2	0.2	2	0,1284
F~temp_a	242.9	1	3	0,0875
F~ca	243.1	1.1	3	0,0817
F~ed+serrap	243.3	1.4	4	0,072
F~ed	243.8	1.9	3	0,0553
F~tc	244.2	2.2	3	0,0468
F~temp_a+serrap	244.2	2.3	4	0,0455
F~ca+serrap	244.2	2.3	4	0,0453
F~ed+temp_a	244.4	2.5	4	0,0414
F~ca+temp_a	244.4	2.5	4	0,0412
F~tc+serrap	244.7	2.7	4	0,0362
F~ed+tc	245.4	3.4	4	0,026
F~tc+temp_a	245.4	3.5	4	0,0252
F~ed+temp_a+serrap	245.7	3.7	5	0,022
F~ca+tc	245.8	3.8	4	0,0209
m2.4F~ed+tc+serrap	246.2	4.2	5	0,0173
F~ed+tc+temp_a	246.5	4.6	5	0,0144
F~ca+temp_a+serrap	246.7	4.8	5	0,0131
F~ca+tc+serrap	247.1	5.2	5	0,0107
F~temp_a+serrap+tc	247.2	5.3	5	0,0102
F~ca+tc+temp_a	247.4	5.5	5	0,0093
F~ed+temp_a+serrap+tc	248.8	6.8	6	0,0047
F~ca+temp_a+serrap+tc	249.9	8	6	0,0027