Universidade do Estado do Rio de Janeiro
Centro Biomédico
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes

Andreza Soares de Siqueira

Uma abordagem experimental para avaliar a importância de árvores isoladas para populações de anuros em poças artificiais

Rio de Janeiro
2019

Andreza Soares de Siqueira

Uma abordagem experimental para avaliar a importância de árvores isoladas para populações de anuros em poças artificiais

Dissertação apresentada, como requisito parcial para para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Orientador: Jayme Augusto Prevedello

Coorientador: Maurício Almeida-Gomes

Rio de Janeiro

2019

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC-A

S618 Siqueira, Andreza Soares.
Uma abordagem experimental para avaliar a importância de árvores isoladas para populações de anuros em poças artificiais / Andreza Soares Siqueira. - 2019.
f. : il.

Orientador: Jayme Augusto Prevedello
Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia Roberto Alcantara Gomes..

1. Anuros - Reserva Ecológica de Guapiaçu - Teses.. 2. Anfíbios - Teses. 3. Habitat (Ecologia) - Teses. I. Prevedello, Jayme Augusto. I. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Instituto de Biologia Roberto Alcantara Gomes. II. Título.

Patricia Bello Meijinhos - CRB7/5217 - Bibliotecária responsável pela elaboração da ficha catalográfica

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta dissertação, desde que citada a fonte.

Andreza Soares de Siqueira

22 de março de 2022

_____ _____

Assinatura Data

Andreza Soares de Siqueira

Uma abordagem experimental para avaliar a importância de árvores isoladas para populações de anuros em poças artificiais

Dissertação apresentada, como requisito parcial para para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Aprovada em 27 de fevereiro de 2019

Banca examinadora:

_____

Prof. Dr. Jayme Augusto Prevedello (Orientador)

Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes - UERJ

_____

Prof. Dr. Mauricio Almeida Gomes (Coorientador)

Universidade Federal do Mato Grosso do Sul

_____

Prof.ª Dra. Eugenia Zandonà

Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes – UERJ

_____

Prof.ª Dra. Camila dos Santos de Barros

Universidade Federal do Rio de Janeiro

Rio de Janeiro

2019

DEDICATÓRIA

Às árvores e aos seres "desimportantes" que vivem de barriga no chão

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus orientadores, Jayme Augusto Prevedello e Maurício Almeida-Gomes, não só pelas valorosas discussões e revisões, mas também pelo apoio, oportunidade, sugestões, disponibilidade e confiança nesses anos. Obrigada mesmo!

Agradeço a todos os integrantes do LEPai/UERJ e LabVert/UFRJ pelo apoio e pelas valiosas sugestões. Agradeço especialmente à Quezia e à Clarice por todas as gentilezas que fizeram durante essa jornada, e também ao Vitor Borges-Junior, pela disponibilidade e auxílio na elaboração desse trabalho.

Agradeço a toda a equipe da Reserva Ecológica de Guapiaçu (REGUA), que nos ajudou com a construção e manutenção das poças artificiais. Gratidão ao Nicholas, Rachel e Jorge por sempre nos receberam com carinho e constante disposição em colaborar.

Agradeço a todos os que me ajudaram nos campos, Vitor, Rodrigo, Anita, Bruno, David e Maiara. Foi incrível a companhia de vocês em campo e obrigada por mostrarem otimismo e amizade, mesmo em noites de tempestades ou mosquitos. Temos os melhores bordões: “Se isso aqui é *S. humilis*, tudo isso aí também é!”; “Tá ruim, mas tá bom”; “Quem não achar sapo vai dormir sem janta!”; “Aproximação lenta, pessoal!”; “Salsichaaa”. Sentirei saudades!

Agradeço aos meus familiares cariocas e gaúchos por todo amor, diversão, apoio e torcida!

Agradeço ao meu companheiro de vida, Bruno, por todo suporte que me deu nesses dois anos enquanto eu me dedicava ao mestrado. Obrigada por segurar a minha mão e caminhar ao meu lado com tanta alegria, energia, amor e sensibilidade.

Agradeço também a minha chinchila, Mafalda, que teve o tempo e atenção roubados para a realização desse trabalho, mas que sempre me recebeu com amor e fofura; e aos demais amiguinhos de quatro patas, os que já partiram e os que continuam semeando alegria: Cristal, Apolo, Mike, Lara, Nero, Arisca, Mosa, Baldo e Belinha.

Agradeço a todos do Programa de Pós Graduação em Ecologia e Evolução (PPGEE), professores, alunos e funcionários, pelos conhecimentos compartilhados e por toda ajuda e disponibilidade.

Por fim, agradeço à CAPES pela concessão da bolsa de estudos, ao CNPq (Universal), FAPERJ (PELD), CAPES (MCF) e PPGEE (UERJ) pelo suporte financeiro que auxiliou na execução deste trabalho e garantiu as campanhas trimestrais.

Fui criado no mato e aprendi a gostar das coisinhas do chão –

Antes que das coisas celestiais.

Manoel de Barros

RESUMO

SIQUEIRA, Andreza Soares de. **Uma abordagem experimental para avaliar a importância de árvores isoladas para populações de anuros em poças artificiais** 2019. 46f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução) – Instituto de Biologia Roberto Alcantara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2019.

As árvores isoladas na matriz ocorrem em uma ampla gama de paisagens fragmentadas ao redor do mundo e os poucos estudos existentes sugeriram que elas podem funcionar como "elementos-chave" para a manutenção da biodiversidade, por possuírem uma importância desproporcional à área reduzida que ocupam. Nesse contexto, utilizando uma abordagem experimental - construção de poças artificiais - e os anfíbios como organismos-modelo, o presente estudo avaliou a importância das árvores isoladas na manutenção da diversidade de anfíbios. Foram construídas 30 poças artificiais, sendo 10 localizadas na borda de uma floresta contínua, 10 associadas com árvores isoladas e 10 no pasto aberto. A amostragem de todas as poças ocorreu simultaneamente durante 3 dias consecutivos e a cada 3 meses entre maio de 2017 e maio de 2018. Para identificar quais fatores influenciaram a riqueza e a abundância dos anuros, foram medidas duas variáveis locais, o hidroperíodo e a altura média da vegetação de pasto. Para determinar a importância relativa do tratamento e das variáveis locais sobre as comunidades de anfíbios, foram utilizadas cinco variáveis dependentes complementares: (i) a abundância total de espécies, (ii) a riqueza total de espécies, (iii e iv) abundância das duas espécies numericamente dominantes nas poças, e (v) a composição da comunidade. De forma geral, nossos resultados evidenciam que as árvores isoladas podem desempenhar um importante papel na manutenção das comunidades de anfíbios de poças em paisagens fragmentadas. Poças localizadas sob a copa de árvores isoladas tiveram uma maior abundância total de anfíbios que as poças situadas em pasto aberto, corroborando a hipótese de que as árvores isoladas são focos de biodiversidade (*biodiversity foci*). Além disso, a composição de espécies de anfíbios foi similar em poças localizadas sob a copa de árvores isoladas e na borda da floresta contínua, confirmando a hipótese de que as árvores isoladas são elementos-chave em paisagens. Tais resultados reforçaram a importância das árvores isoladas na matriz de pasto, não apenas por aumentarem a abundância das espécies de anuros em poças, mas também por propiciarem a manutenção de comunidades mais similares às comunidades de poças próximas às florestas contínuas. A combinação de uma variável ambiental local (hidroperíodo), essencial para a sobrevivência dos anuros, com a presença dessas árvores isoladas no pasto, foi fundamental para a composição de espécies nas poças. Constata-se, entretanto, que apesar do crescente número de estudos sobre a importância das árvores isoladas na paisagem, elas continuam sendo negligenciadas em planos de manejo e conservação, circunstância que realça a relevância socioambiental da presente pesquisa. Nessa perspectiva, como sugestão prática para guiar as futuras ações de conservação, recomenda-se a proteção e o plantio de árvores isoladas em áreas de pastagem, notadamente àquelas associadas às poças naturais. Sugere-se, ademais, a criação ou manutenção de poças artificiais permanentes, com hidroperíodo longo, próximas às árvores isoladas. Trata-se de ações de baixo custo e que podem contribuir substancialmente para a manutenção das comunidades de anuros e de outras espécies.

Palavras-chaves: Conservação. Árvores isoladas. Abundância. Composição de espécies. Poças artificiais. Anuros.

ABSTRACT

SIQUEIRA, Andreza Soares de. **An experimental approach to evaluate the importance of the isolated trees to anuran populations in artificial ponds**. 2019. 46 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução) – Instituto de Biologia Roberto Alcantara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2019.

Isolated trees in the matrix occur in a wide range of fragmented landscapes around the world and the few studies about them have suggested that isolated trees can function as "key elements" to maintaining biodiversity, by having a special importance in comparison with the reduced area that they occupy. In this context, using an experimental approach - building artificial ponds - and amphibians as model organisms, the present study evaluated the importance of isolated trees for the maintenance of amphibian diversity. Thirty artificial ponds were built, 10 located at the edge of a continuous forest, 10 associated with isolated trees and 10 on the open pasture. Sampling of all ponds occurred simultaneously during 3 consecutive days and every 3 months, from May 2017 to May 2018. To identify which factors influenced the richness and abundance of the anurans, two local variables were measured, hydroperiod and the average height of pasture vegetation. To determine the relative importance of treatment and local variables on amphibian communities, five complementary dependent variables were used: (i) total abundance of species, (ii) total species richness, (iii and iv) abundance of the two numerically dominant species in the ponds, and (v) community composition. In general, our results showed that isolated trees have an important role in maintaining communities of amphibians in fragmented landscapes. Ponds located beneath isolated trees had a greater total abundance of amphibians than the ponds located in open pasture, corroborating the hypothesis that isolated trees are biodiversity *foci*. In addition, the composition of amphibian species was similar in ponds located beneath isolated trees and at the edge of the continuous forest, confirming the hypothesis that isolated trees are key-elements in landscapes. These results reinforce the importance of isolated trees in the pasture matrix, not only because they increase the abundance of anuran species in ponds, but also because they favor the maintenance of communities more similar to the communities of pools near the continuous forests. The combination of a local environmental variable (hydroperiod), essential for the survival of the anurans, with the presence of these isolated trees in the pasture, was fundamental for the composition of species in the ponds. However, despite the increasing number of studies on the importance of isolated trees in landscapes, they are still neglected in management and conservation plans, a circumstance that accentuates the socioenvironmental relevance of this research. Therefore, as a practical suggestion to guide future conservation actions, we recommended to protect and plant isolated trees in pasture areas, especially those associated with natural ponds. We also suggest the creation or maintenance of permanent artificial ponds, with a long hydroperiod, near isolated trees. These actions have low cost and can contribute substantially for the maintenance of the communities of anurans and other species.

Key-words: Conservation. Isolated trees. Abundance. Species composition. Artificial ponds. Anuran.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO 9

1. **MATERIAL E MÉTODOS** 12

1.1. **Área de estudo** 12

1.2. **Delineamento amostral** 12

1.3. **Amostragem e marcação de anuros** 15

1.4. **Variáveis explicativas locais** 16

1.5. **Análises estatísticas** 16

2. **RESULTADOS** 18

2.1. **Riqueza de espécies** 18

2.2. **Abundância** 18

2.3. **Composição de espécies** 26

3. **DISCUSSÃO** 29

3.1. **Abundância** 29

3.2. **Composição de espécies** 31

CONCLUSÃO GERAL 33

REFERÊNCIAS 34

APÊNDICE - Material suplementar 40

INTRODUÇÃO

Os processos de perda e fragmentação de habitat estão entre uma das principais causas de redução da biodiversidade em todo o mundo (Fahrig, 2003). Estes processos têm sido intensificados pela substituição de habitats naturais originais por pastagens e áreas agrícolas (Quesada & Stoner, 2004). Segundo a projeção realizada por Sala *et al* (2000), até o ano de 2100 as mudanças no uso do solo provavelmente serão as maiores fontes de impactos negativos à biodiversidade nos trópicos, superando os efeitos das mudanças climáticas, por exemplo. Dessa forma, ações que reduzam ou mitiguem os efeitos da perda e fragmentação de habitat sobre a biodiversidade são urgentemente necessárias (Lindenmayer *et* al., 2008).

Uma das consequências do processo de fragmentação de habitat resultante das mudanças de uso do solo é o aumento do isolamento das manchas de habitat, uma situação que pode desfigurar os padrões de distribuição natural dos organismos e levar à redução da conectividade da paisagem (Awade & Metzger, 2008), forçando as espécies a utilizarem ambientes que margeiam os fragmentos florestais (Ewers & Didham, 2006). A conectividade pode ser definida como a capacidade da paisagem (ou das unidades da paisagem) de promover ou facilitar o movimento de organismos (Taylor *et al.*, 1993). Em geral, a sua redução pode implicar, entre outras coisas, em uma diminuição do fluxo gênico entre populações locais e da probabilidade de recolonização de manchas de habitat (Mullins *et al*., 2015). A conectividade da paisagem depende de diversos fatores, entre eles o tipo de matriz e a densidade de elementos de conexão, como os corredores (Ricketts, 2001).

Um elemento de conexão geralmente ignorado que pode auxiliar de modo relevante na manutenção da conectividade em paisagens fragmentadas, especialmente em regiões em que não há possibilidade do manejo da matriz, são as árvores isoladas. Essas árvores, também conhecidas como árvores dispersas, remanescentes ou de pastagens, ocorrem em uma ampla gama de paisagens ao redor do mundo, tanto naturais (e.g. cerrado brasileiro) quanto modificadas pelo homem (Manning *et al.*, 2006; Prevedello *et al.*, 2018). Em muitas paisagens, as árvores isoladas representam os relictos remanescentes de florestas desmatadas para a criação de cultivos agrícolas (Fischer *et al*.,2010). As árvores isoladas na matriz podem ser consideradas uma alternativa atrativa e econômica de manejo para aumentar a conectividade da paisagem. Entretanto, até hoje relativamente poucos estudos avaliaram seu possível impacto na manutenção da biodiversidade, sendo a maioria deles feitos em regiões temperadas (De-Mars *et al.*, 2010; Fischer *et al.*, 2010).

Os poucos estudos existentes sugeriram que as árvores isoladas podem funcionar como “elementos-chave” para a manutenção da biodiversidade em paisagens fragmentadas (Manning *et al.*, 2006; Prevedello *et al.*, 2018). Essa sugestão reflete o reconhecimento de que esses elementos pontuais possuem uma importância desproporcional à área reduzida que ocupam, principalmente por assumirem importantes funções ecológicas em diferentes escalas (Manning, *et al*., 2006). Na escala local, as funções ecológicas das árvores dispersas incluem o fornecimento de um microclima mais atrativo, maior complexidade estrutural e fornecimento de hábitat para algumas espécies de animais. Na escala de paisagem, as árvores aumentam a cobertura florestal, atuam como núcleos de futura restauração florestal e podem aumentar significativamente a capacidade de dispersão dos indivíduos entre manchas, funcionando como *stepping stones* (“pontos de apoio”) para diversas espécies (Manning *et al*., 2006).

Uma recente meta-análise global constatou que as áreas com árvores isoladas tendem a suportar maiores níveis de biodiversidade do que áreas abertas (Prevedello *et al*., 2018). Contudo, apesar da reconhecida importância que as árvores isoladas na paisagem possuem para a conservação e biodiversidade de diferentes espécies, elas estão ameaçadas (e.g. remoção ilegal de madeira) em diversas paisagens modificadas pelo homem (Manning *et al*, 2006).Nesse contexto, compreender o impacto e a relevância da presença dessas árvores na manutenção da biodiversidade em paisagens fragmentadas, é uma questão fundamental para a conservação, especialmente de regiões tropicais, como o bioma Mata Atlântica, que é considerado um dos cinco *hotspots* de biodiversidade mais ameaçados do mundo (Myers *et. al*., 2000).

Para essa finalidade, adotou-se os anfíbios como modelo do presente estudo. Isso porque nos últimos anos vem sendo observado um declínio global de espécies de anfíbios, sendo este, inclusive, o grupo de vertebrados terrestres com maior proporção de espécies ameaçadas (Rhode, 2013), circunstância que realça a necessidade de estudos concernentes à sua conservação. Além disso, os anuros são animais sensíveis às condições ambientais, o que os torna especialmente aptos como bioindicadores da qualidade ambiental (Tejedo *et al.*, 2010). As áreas abertas, em particular, tendem a ser limitantes para os anfíbios, os quais apresentam alta taxa de perda de água por evaporação e capacidade de dispersão relativamente reduzida (Rothermel & Semlitsch, 2002). Nesse cenário, as árvores isoladas podem ser micro-habitats atrativos para os anuros, uma vez que muitas espécies podem utilizar árvores e outros tipos de vegetação durante a reprodução. Desse modo, a presença de

árvores nas proximidades de poças temporárias pode aumentar a riqueza e abundância de espécies de anuros (Almeida-Gomes *et al*., 2016).

O presente estudo teve por objetivo avaliar a importância das árvores isoladas na manutenção da biodiversidade de anfíbios, em uma paisagem fragmentada da Mata Atlântica. Para tanto, o estudo utilizou uma abordagem experimental, consistindo na construção de poças artificiais em matriz de pasto, em três ambientes contrastantes: na borda pasto/floresta; sob a copa de árvores isoladas; e em pasto aberto. A comparação das abundâncias, riqueza e composição das comunidades de anfíbios nesses ambientes permitiu quantificar a importância das árvores isoladas, e também propor ações concretas de manejo e conservação da biodiversidade.

1. MATERIAL E MÉTODOS

1.1. Área de estudo

A Reserva Ecológica de Guapiaçu (REGUA; 22° 24 'S; 42° 44' O) é uma reserva privada e está localizada no município de Cachoeiras de Macacu, Estado do Rio de Janeiro. A região possui uma grande área contínua de floresta (~ 100.000 ha) e fragmentos florestais de diversos tamanhos, inseridos em diferentes tipos de matriz, principalmente pastagens (Vieira *et al*., 2009). A área de pasto onde o estudo foi conduzido encontra-se adjacente ao contínuo florestal da REGUA (Figura 1) e abrange um conjunto de árvores isoladas, predominantemente figueiras (*Ficus* spp.) e carrapateiras (*Guarea* spp.). Essas espécies de árvores também estão presentes na borda da floresta contínua.

1.2. Delineamento amostral

A construção das poças artificiais ocorreu em abril de 2016. Todas as poças foram construídas com aproximadamente as mesmas dimensões (3.0m de comprimento x 2.5m de largura x 0.5m de profundidade), para controlar uma possível influência do tamanho das poças na abundância ou riqueza de anfíbios. Todas as poças foram forradas com lona plástica resistente e uma camada de terra, para permitir o acúmulo de água da chuva. No total, 30 poças artificiais foram construídas (Figuras 1 e 2), sendo 10 na borda da floresta contínua (“Borda”), 10 associadas à árvores isoladas (“Árvore”) e 10 em áreas de pasto aberto (“Aberta”). Objetivando padronizar a identidade das árvores isoladas focais, foram selecionadas apenas as do gênero *Ficus* para as poças isoladas. Além de serem abundantes na matriz de pasto, essas árvores caracterizam-se por acumular uma grande quantidade de bromélias, as quais podem fornecer variados recursos para os anfíbios, como sítio de vocalização e habitat reprodutivo (Bourne *et al*., 2001).

Figura 1 - As poças artificiais estão localizadas na borda da floresta contínua (quadrado), associadas com árvore (triângulo) e em área de pasto aberto (círculo).

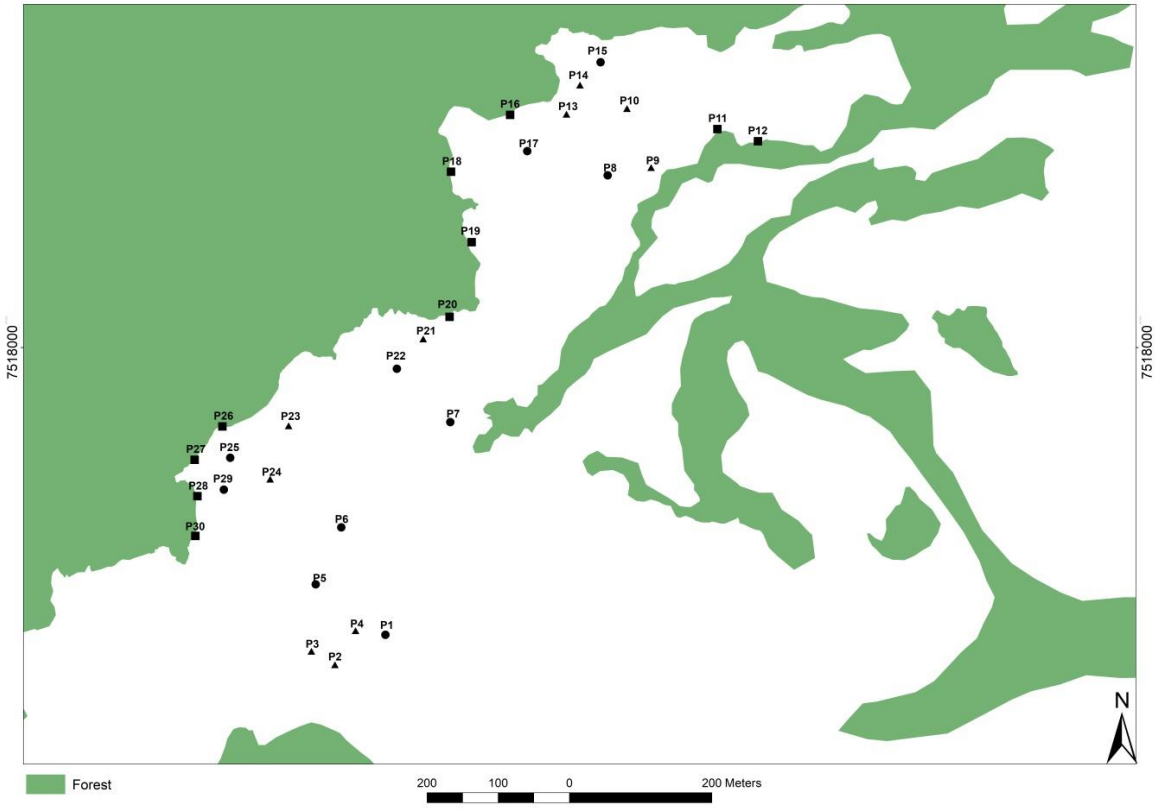


Figura 2. Poças artificiais construídas na borda da floresta contínua (A), associadas com árvores isoladas (B), e em área de pasto aberto (C).

Para assegurar que o delineamento amostral aplicado no estudo foi adequado para representar as diferentes intensidades de cobertura florestal e de distância da floresta contínua entre os tratamentos, avaliamos a distância da poça para a mata contínua e a quantidade de cobertura no entorno da poça. A distância foi calculada com o auxílio do *Google Earth Pro* 7.3.2, e a porcentagem de cobertura florestal no entorno de cada poça foi calculada no software ArcGis 10.6, usando *buffers* circulares de 100m. Não houve diferença entre os tratamentos "Árvore-Aberta" quanto à distância da mata contínua e a porcentagem de cobertura florestal (Figura1 e Figura 2; Tabela S1 e Tabela S2 do Material Suplementar). Essa ausência de diferença entre os tratamentos "Árvore-Aberta" assegura que possíveis resultados discrepantes sejam devido ao tratamento, e não devido a uma variação indesejável de uma dessas variáveis mencionadas. Em contrapartida, os pares "Borda-Árvore" e "Borda-Aberta" diferiram entre si em relação às variáveis supracitadas, como esperado (Figura 3 e Figura 4; Tabela S1 e S2 do Material Suplementar).

Figura 3 - *Boxplot* mostrando a diferença entre tratamentos na distância das poças artificiais para a mata contínua mais próxima ($F_{2,25}$ = 21.97, p < 0.001). Cada *boxplot* mostra a mediana (barras horizontais em negrito), os quartis (caixas), o máximo e mínimo excluindo *outliers* (barras) e o *outlier* (círculo).

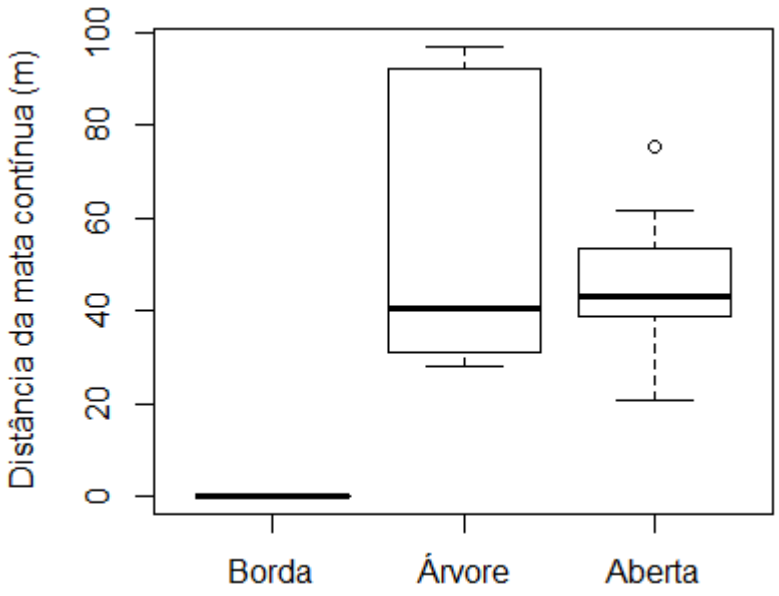
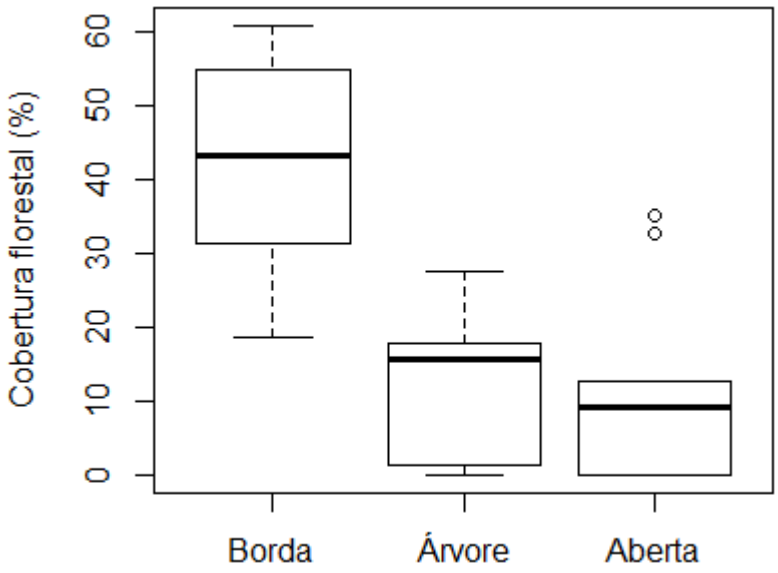


Figura 4 - *Boxplots* mostrando a diferença da porcentagem de cobertura florestal ao redor de cada poça entre os três tratamentos ($F_{2,25} = 16.23$, $p<0.001$). Os tratamentos "Árvore - Aberta" não diferiram estatisticamente. A cobertura florestal ao redor de cada poça foi medida usando um *buffer* circular com 100m de raio. Cada *boxplot* mostra a mediana (barras horizontais em negrito), os quartis (caixas), o máximo e mínimo excluindo *outliers* (barras) e o *outlier* (círculo).



1.3. **Amostragem e marcação dos anuros**

A amostragem de todas as poças ocorreu simultaneamente durante 3 dias consecutivos e a cada 3 meses. As campanhas foram realizadas entre maio de 2017 e maio de 2018. Os anuros foram amostrados com o método de busca ativa visual limitada por tempo durante o período noturno (início às 19:00; Crump & Scott, 1994). Durante a busca visual, diferentes hábitats foram inspecionados, a saber: a área da poça, a vegetação circundante à poça situada até 1,5 metros de distância desta e a estrutura (tronco, galhos, raízes, folhas e raízes de epífitas) das árvores isoladas até 1,5m de altura. Para cada poça, foram realizados 5 minutos de busca ativa, totalizando 2h30 minutos em cada noite de amostragem e 25 minutos de

esforço total por poça somando todas as campanhas. Com o propósito de evitar a contagem dupla de indivíduos, cada espécime capturado foi marcado na coxa da perna esquerda com etiquetas fluorescentes, contendo um código alfanumérico único (*AlphaTags*).

1.4. **Variáveis explicativas locais**

Para identificar quais fatores influenciaram a riqueza e a abundância dos anuros nas poças artificiais, foram medidas três variáveis na escala local: (i) o hidroperíodo de cada poça, expresso pelo número de dias de amostragem (entre 0 e 15) em que a poça estava com água acumulada (i.e. com pelo menos 1 cm de profundidade); (ii) a altura média da vegetação de pasto (em cm), obtida pela média de oito pontos tomados ao redor da poça, considerando apenas a vegetação (formada predominantemente por gramíneas e arbustos) situada até 1,5 metros de distância da borda da poça; e (iii) a inclinação média (em graus) das duas bordas menores da poça, obtida com o auxílio de um clinômetro digital (*Clinometer + bubble level* versão 2.4). As medidas de vegetação e inclinação foram tomadas uma vez a cada campanha de três dias. É importante salientar que não houve diferença significativa entre os três tratamentos para nenhuma das variáveis locais (Figuras S1, S2, S3 e Tabelas S3, S4, S5, Material Suplementar).

1.5. **Análises Estatísticas**

Para determinar a importância relativa do tratamento (Borda, Árvore e Aberta) e das variáveis locais (hidroperíodo e altura da vegetação) sobre as comunidades de anfíbios, foram utilizadas cinco variáveis dependentes complementares: (i) a abundância total de espécies, (ii) a riqueza total de espécies, (iii e iv) abundância das duas espécies numericamente dominantes nas poças (*Leptodactylus latrans* e *Physalaemus signifer*, separadamente), e (v) a composição da comunidade, representada pelo primeiro eixo de ordenação da comunidade gerado a partir da análise de escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS; ver próximo parágrafo). Para cada variável, foi realizada uma seleção de modelos com base no Critério de Informação de Akaike (Burnham & Anderson, 2002). Para as variáveis de riqueza e abundância (i a iv), foram construídos modelos lineares generalizados (GLMs) com distribuição de Poisson e função de ligação do tipo *log-link*, adequadas para dados de contagem (Zuur *et al*., 2009). Para a composição, também foram construídos GLMs, mas com distribuição gaussiana e função de ligação do tipo *identity*. Para cada modelo, foi calculado o Critério de Informação

de Akaike corrigido para amostras pequenas (AICc) e o peso de evidência (w_i). O peso de evidência representa a probabilidade de que o modelo *i* seja o mais plausível para os dados observados, dado o conjunto de modelos candidatos (Johnson & Omland, 2004). Foram considerados como igualmente plausíveis os modelos com $\Delta_i < 2$ (Johnson & Omland, 2004). Para cada variável dependente avaliada, foi construído um conjunto de oito modelos, representando as hipóteses do trabalho e incluindo um modelo nulo (contendo apenas o intercepto e o erro) para comparação. Também foi calculada a soma dos valores de w_i para cada variável explicativa, utilizando todos os modelos, para avaliar a importância relativa das mesmas.

A fim de comparar a composição das comunidades de anuros entre as poças dos três tratamentos, considerando todas as espécies capturadas, realizou-se uma NMDS. Para isso, foram utilizados os dados de incidência (presença-ausência) das espécies e a distância de Jaccard para gerar a matriz de similaridade entre as poças (Legendre & Legendre, 2012). Essa técnica foi escolhida por se tratar de uma técnica não-paramétrica e que não demanda tamanhos amostrais elevados, além de poder utilizar qualquer medida de dissimilaridade, inclusive as não-métricas (Legendre & Legendre, 2012).

Todas as análises foram feitas em ambiente R (versão 3.4.0, *R Core Team*, 2017), com os pacotes vegan (função *metaMDS*; Oksanen *et al*., 2017) e MuMIn (função *model.sel*; Barton, 2016).

2. RESULTADOS

Ao longo do estudo, registramos 282 indivíduos de 14 espécies de anuros nas 30 poças. No tratamento "Árvore", registramos 100 indivíduos de 13 espécies, sendo *Physalaemus signifer* a espécie mais abundante (47% do total registrado nesse tratamento). Registramos 130 indivíduos de nove espécies no tratamento "Borda", sendo novamente *P. signifer* a espécie mais abundante (51%). Já no tratamento "Aberta", registramos 52 indivíduos de seis espécies, e a espécie mais abundante foi *Leptodactylus latrans* (51%).

2.1. Riqueza de espécies

O modelo nulo foi considerado o mais plausível para explicar a riqueza de espécies (AICc = 96.6, w_i = 0.329; Tabela 1a). Contudo, o modelo com o hidroperíodo também foi considerado plausível (AICc = 96.7, w_i = 0.32; Tabela 1a). De fato, a variável relativamente mais importante foi o hidroperíodo (Σw_i = 0.47), enquanto que a altura média da vegetação e o tratamento tiveram uma importância relativamente baixa (Σw_i = 0.23 e 0.15, respectivamente).

2.2. Abundância

Com relação à abundância total de espécies, dois modelos foram considerados igualmente plausíveis. O primeiro modelo incluiu o tratamento e o hidroperíodo como variáveis explicativas (AICc = 157.1, w_i = 0.48; Tabela 1b). Já o segundo modelo incluiu o hidroperíodo, o tratamento e a altura média da vegetação (AICc = 158.4, w_i = 0.25; Tabela 1b). As variáveis mais importantes foram o tratamento (Σw_i = 1.00) e o hidroperíodo (Σw_i = 0.73), com uma menor importância da altura da vegetação (Σw_i = 0.33). A abundância total foi maior em poças no tratamento "Borda", seguido do tratamento "Árvore" (Figura 5). Poças em área "Aberta" tiveram a menor abundância total de espécies (Figura 5a). A abundância total foi afetada positivamente pelo hidroperíodo, sendo maior em poças com mais dias de água acumulada (Figura 5b). Já a altura média da vegetação teve efeito negativo sobre a abundância total (Figura 5c).

Três modelos foram igualmente plausíveis para explicar a abundância de *L. latrans* (Tabela 1c). O primeiro modelo incluiu a altura da vegetação e o hidroperíodo (AICc = 108.1,

w_i = 0.39 ; Tabela 1c); o segundo modelo incluiu o hidroperíodo (AICc = 108.4, w_i = 0.34; Tabela 1c) e o terceiro modelo incluiu o tratamento e o hidroperíodo (AICc = 109.5, w_i = 0.19; Tabela 1c). A variável mais importante foi o hidroperíodo (Σw_i = 1.00), seguida pela altura média da vegetação (Σw_i = 0.47) e o tratamento (Σw_i = 0.28). A abundância de *L. latrans* foi maior no tratamento "Aberto" e menor nos tratamentos "Árvore" e "Borda", respectivamente (Figura 6a). Já as variáveis hidroperíodo e altura da vegetação afetaram positivamente a abundância de *L. latrans* (Figuras 6b e 6c).

Dois modelos foram plausíveis para explicar a abundância de *P. signifer* (Tabela 1d). O primeiro modelo incluiu a altura média da vegetação e o tratamento (AICc = 147.8, w_i = 0.77 ; Tabela 1d) e o segundo modelo incluiu o tratamento, a vegetação e o hidroperíodo (AICc = 150.2, w_i = 0.24; Tabela 1d). As variáveis mais importantes foram o tratamento e a altura média da vegetação, ambas com o mesmo somatório do peso de evidência (Σw_i = 1.00). A variável explicativa menos importante foi o hidroperíodo (Σw_i = 0.23). A abundância de *P. signifer* diferiu entre tratamentos, sendo "Aberta" o tratamento com abundância menor em comparação com os tratamentos "Borda" e "Árvore" (Figura 7a). Já o hidroperíodo teve uma influência relativamente fraca em *P. signifer* (Figura 7b), enquanto que a altura da vegetação afetou negativamente a abundância desta espécie (Figura 7c).

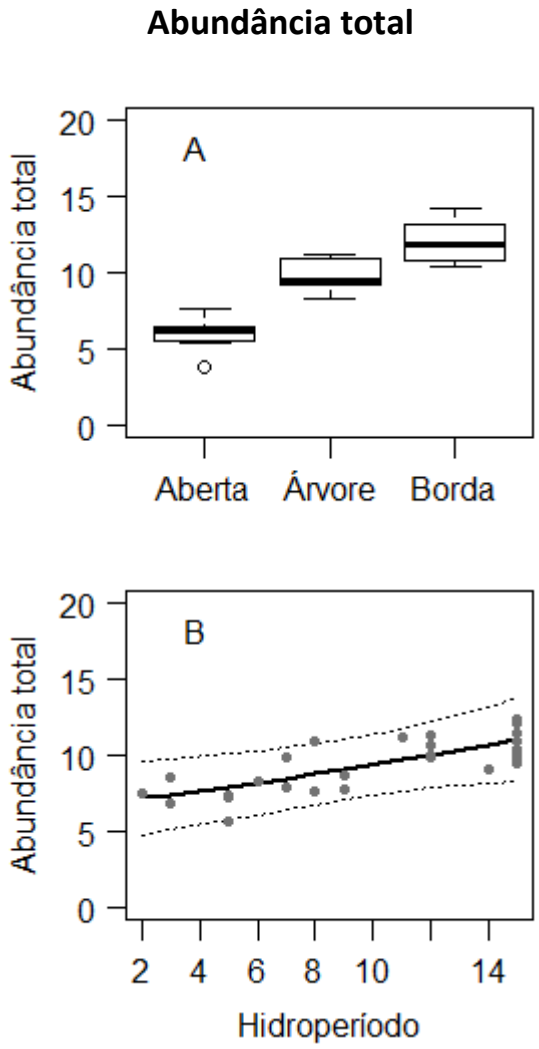
Tabela 1 - Seleção de modelos que explicam a riqueza total de espécies (a), abundância total de espécies (b), abundância de *Leptodactylus latrans* (c), a abundância total de *Physalaemus signifer* (d), e composição de espécies (e). Os modelos mais plausíveis e o modelo nulo estão em negrito e em itálico, respectivamente. AICc – critério de informação de Akaike; ΔAICc – diferença relativa entre o AICc do melhor modelo e do AICc do outro modelo definido; K – número de parâmetros; LL – *log-likelihood*; w_i – peso de evidência.

Modelo	K	LL	AICc	ΔAICc	w_i
a) Riqueza total de espécies					
Nulo	***1***	***-47.245***	***96.6***	***0.00***	***0.329***
Hidroperíodo	**2**	**-46.099**	**96.7**	**0.03**	**0.324**
Vegetação	2	-47.244	99.0	2.33	0.103

Vegetação e Hidroperíodo	3	-46.097	99.2	2.55	0.092
Tratamento	3	-46.288	99.6	2.93	0.076
Tratamento e Hidroperíodo	4	-45.450	100.6	4.00	0.045
Tratamento e Vegetação	4	-46.187	102.1	5.47	0.021
Tratamento, Hidroperíodo e Vegetação	5	-45.376	103.5	6.83	0.011
b) Abundância total de espécies					
Tratamento e Hidroperíodo	**5**	**-73.686**	**157.1**	**0.00**	**0.479**
Tratamento, Hidroperíodo e Vegetação	**4**	**-72.859**	**158.4**	**1.33**	**0.246**
Tratamento	**3**	**-75.998**	**159.0**	**1.88**	**0.187**
Tratamento e Vegetação	4	-75.406	160.6	3.44	0.086
Vegetação e Hidroperíodo	3	-80.659	168.3	11.21	0.002
Hidroperíodo	2	-84.161	172.8	15.69	0.000
Vegetação	2	-85.184	174.8	17.74	0.000
Nulo	*1*	*-88.480*	*179.1*	*22.0*	*0.000*
c) Abundância de Leptodactylus latrans					
Vegetação e Hidroperíodo	**3**	**-50.569**	**108.1**	**0.00**	**0.388**
Hidroperíodo	**2**	**-51.982**	**108.4**	**0.31**	**0.333**
Tratamento e Hidroperíodo	**4**	**-49.901**	**109.5**	**1.40**	**0.192**
Tratamento, Hidroperíodo e Hegetação	5	-49.202	111.1	2.99	0.087
Vegetação	2	-60.735	126.0	17.81	0.000
Nulo	*1*	*-62.066*	*126.3*	*18.15*	*0.000*
Tratamento	3	-61.318	129.6	21.50	0.000
Tratamento e Vegetação	4	-60.448	130.6	22.50	0.000
d) Abundância de Physalaemus signifer					

Tratamento e Vegetação	**4**	**-69.006**	**147.8**	**0.00**	**0.768**
Tratamento, Hidroperíodo e Vegetação	5	-68.711	150.2	2.40	0.232
Tratamento	3	-79.350	165.7	17.95	0.000
Tratamento e Hidroperíodo	4	-79.348	168.4	20.68	0.000
Vegetação e Hidroperíodo	3	-91.536	190.1	42.32	0.000
Vegetação	2	-93.330	191.1	43.39	0.000
Nulo	*1*	*-116.590*	*235.3*	*87.57*	*0.000*
Hidroperíodo	2	-116.061	236.6	88.85	0.000
e) Composição de espécies					
Vegetação	**3**	**-14.620**	**36.2**	**0.00**	**0.278**
Nulo	***2***	***-16.241***	***37.0***	***0.74***	***0.192***
Tratamento	**4**	**-13.712**	**37.2**	**0.94**	**0.173**
Vegetação e Hidroperíodo	4	-14.294	38.3	2.11	0.097
Tratamento e Vegetação	5	-12.934	38.6	2.37	0.085
Tratamento e Hidroperíodo	5	-13.059	38.8	2.62	0.075
Vegetação e Hidroperíodo	3	-15.998	39.0	2.78	0.069
Tratamento, Hidroperíodo e Vegetação	6	-12.273	40.5	4.33	0.032

Figura 5 - Efeito do tratamento (A), do hidroperíodo (B) e da altura da vegetação (C) sobre a abundância total de espécies. A abundância total de espécies foi maior na "Borda", seguido de "Árvore" e menor em poças de área "Aberta" (A). Cada *boxplot* mostra a mediana (barras horizontais em negrito), os quartis (caixas), o máximo e mínimo excluindo *outliers* (barras) e o *outlier* (círculo). A abundância total aumentou com o hidroperíodo (B) e diminuiu com a altura da vegetação no entorno da poça (C). As linhas representam a média e 95% de intervalo de confiança, os pontos representam os resíduos da abundância total de espécies.



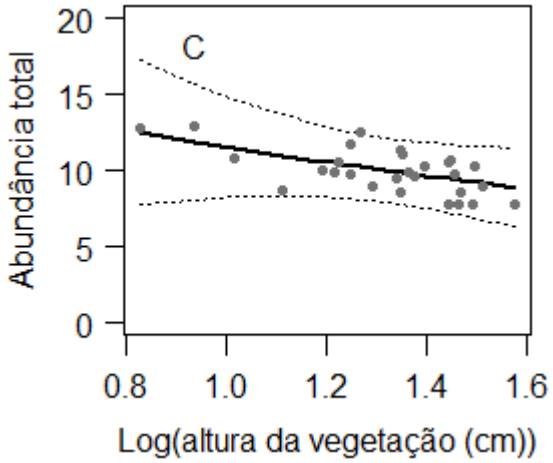
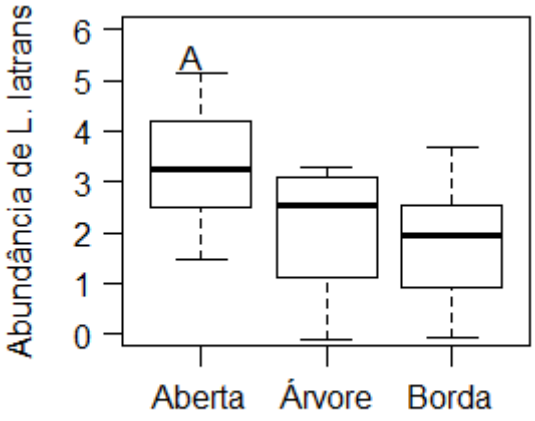


Figura 6 - Efeito do tratamento (A), do hidroperíodo (B) e da vegetação (C) sobre a abundância de *Leptodactylus latrans*. A abundância de *L. latrans* foi maior na "Aberta", e menor na "Árvore" e "Borda", respectivamente (A). Cada *boxplot* mostra a mediana (barras horizontais em negrito), os quartis (caixas), o máximo e mínimo excluindo *outliers* (barras) e o *outlier* (círculo). A abundância de *L. latrans* aumentou com o aumento do hidroperíodo (B) e com a altura da vegetação no entorno da poça (C). As linhas representam a média e 95% de intervalo de confiança, os pontos representam os resíduos da abundância de *L. latrans*.

L. latrans



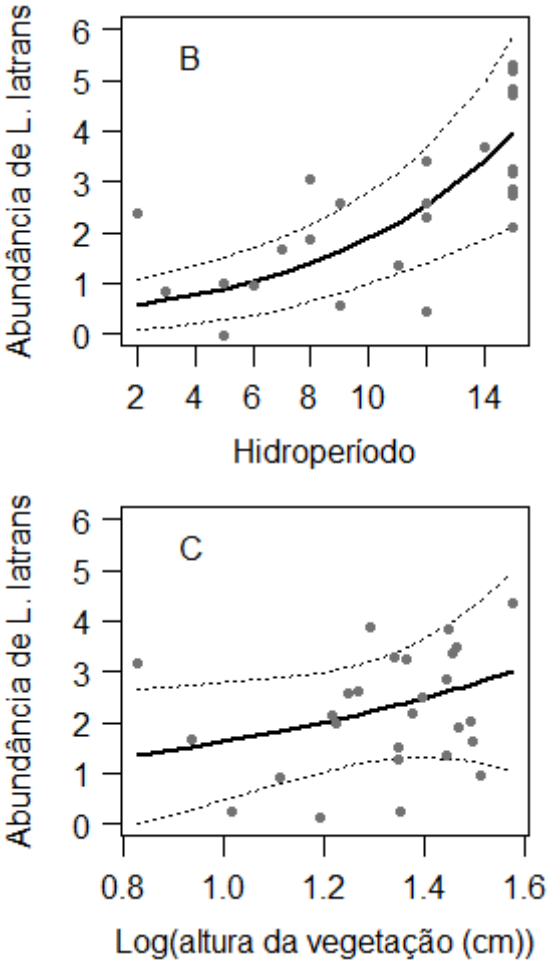
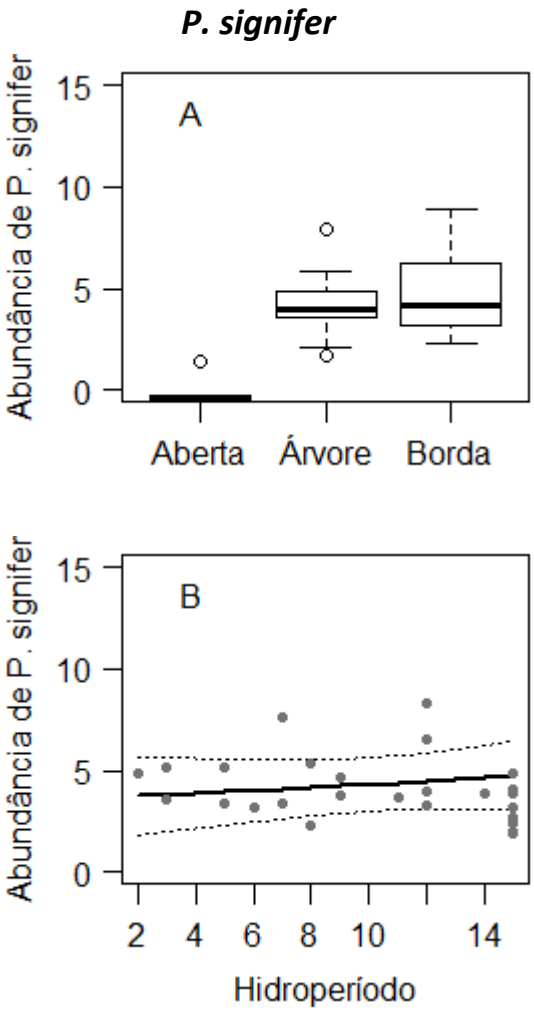
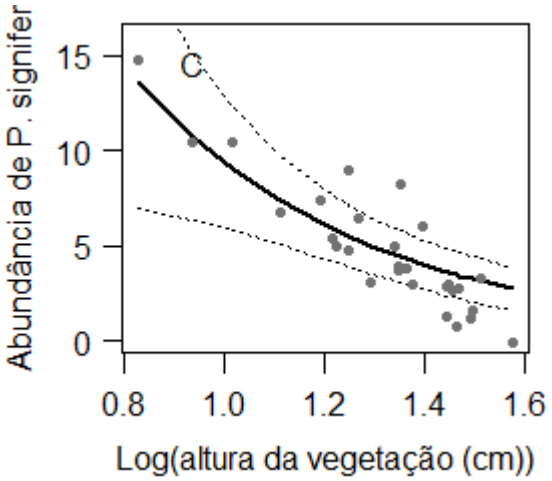

B
Abundância de L. latrans
0
1
2
3
4
5
6
2
4
6
8
10
14
Hidroperíodo
C
Abundância de L. latrans
0
1
2
3
4
5
6
0.8
1.0
1.2
1.4
1.6
Log(altura da vegetação (cm))

Figura 7 - Efeito do tratamento (A), do hidroperíodo (B) e da altura da vegetação (C) sobre a abundância de *Physalaemus signifer*. A abundância de *P. signifer* foi menor nas poças de área "Aberta" quando comparada às abundâncias das poças de "Árvore" e "Borda" (A). Cada *boxplot* mostra a mediana (barras horizontais em negrito), os quartis (caixas), o máximo e mínimo excluindo *outliers* (barras) e o *outlier* (círculo). A abundância de *P. signifer* aumentou ligeiramente com o hidroperíodo (B), e diminuiu com o aumento da altura da vegetação (C). As linhas representam a média e 95% de intervalo de confiança, os pontos representam os resíduos da abundância de *P. signifer*





2.3. **Composição de espécies**

A composição da comunidade variou entre os tratamentos, formando dois grupos relativamente distintos, um à esquerda, correspondendo às espécies encontradas nas poças de área aberta, e outro do meio para a direita, correspondendo às poças associadas às árvores isoladas e poças na borda da floresta contínua (Figura 8).

Três modelos foram igualmente plausíveis para explicar a composição de espécies (Tabela 1e). O modelo mais plausível incluiu a altura da vegetação (AICc = 36.2, w_i = 0.27 ; Tabela 1e), o segundo modelo foi o nulo (AICc = 37.0, w_i = 0.19; Tabela 1e) e o terceiro modelo incluiu o tratamento (AICc = 37.2, w_i = 0.17; Tabela 1e). A variável mais importante foi a altura da vegetação (Σw_i = 0.49), seguida pelo tratamento (Σw_i = 0.36) e o hidroperíodo (Σw_i = 0.27).

Assim como na análise do NMDS (Figura 8), o modelo mais plausível da seleção de modelos indicou que a composição de espécies de anuros foi diferente no tratamento "Aberta", em comparação aos outros dois tratamentos (Figura 9A; Figura S4 do Material Suplementar). A composição de espécies também variou conforme a altura média da vegetação (Figura 9B; Figura S5 do Material Suplementar).

Figura 8 - Diferenças na composição de espécies de anuros entre os tratamentos “Aberta” (círculo vazio), “Árvore” (cruz) e “Borda” (círculo cheio). Os dois eixos da análise de escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) mostrados são baseados nos dados de presença-ausência das 14 espécies de anuros registradas.

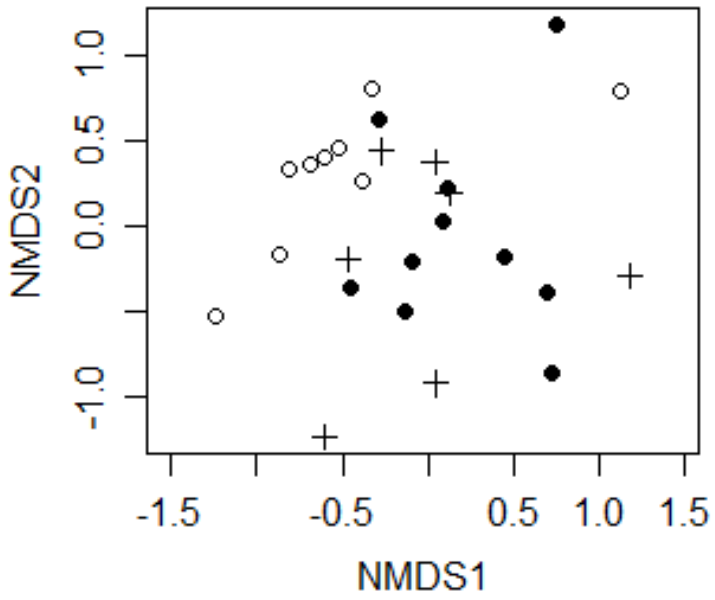
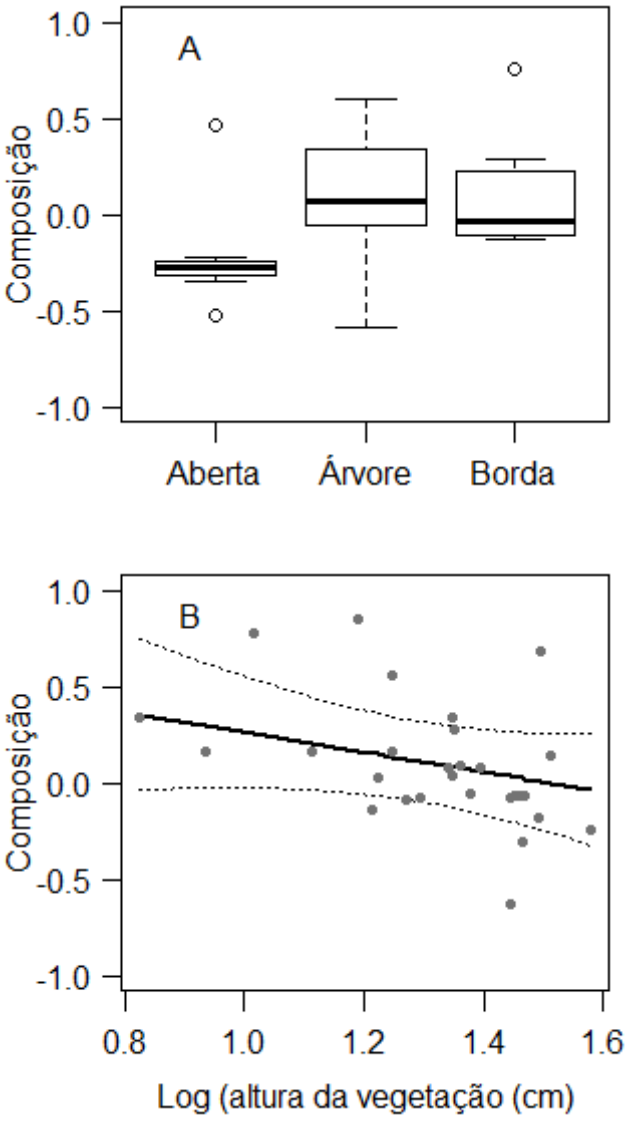


Figura 9 - *Boxplot* mostrando a diferença na composição de espécies de anuros entre os três tratamentos (A) e o efeito da altura da vegetação sobre a composição total de espécies (B). Em (A), cada *boxplot* mostra a mediana (barras horizontais em negrito), os quartis (caixas), o máximo e mínimo excluindo *outliers* (barras) e o *outlier* (círculo). Em (B), linhas representam a média e 95% de intervalo de confiança, enquanto os pontos representam os resíduos da composição de espécies.


A
Composição
1.0
0.5
0.0
-0.5
-1.0
Aberta
Árvore
Borda
B
Composição
1.0
0.5
0.0
-0.5
-1.0
0.8
1.0
1.2
1.4
1.6
Log (altura da vegetação (cm)

3. DISCUSSÃO

De forma geral, nossos resultados mostram que as árvores isoladas podem desempenhar um importante papel na manutenção das comunidades de anfíbios de poças em paisagens fragmentadas. Poças localizadas sob a copa de árvores isoladas tiveram uma maior abundância total de anfíbios do que poças em pasto aberto, corroborando a hipótese de que as árvores isoladas são focos de biodiversidade (*biodiversity foci*; Dunn, 2000; Prevedello *et al*., 2018). Além disso, a composição de espécies de anfíbios foi similar em poças localizadas sob a copa de árvores isoladas e na borda da floresta contínua, corroborando a hipótese de que as árvores isoladas são elementos-chave em paisagens (Fischer *et al*., 2010; Prevedello *et al*., 2018). Tais resultados contribuem para entender o papel de elementos pontuais, como árvores isoladas, para a distribuição e abundância de espécies em paisagens fragmentadas, e podem ser usados para propor estratégias de conservação, como discutido em detalhes nas próximas seções.

3.1. Abundância

A localização das poças na paisagem (tratamento) foi a variável explicativa mais importante para a abundância total de espécies. Poças localizadas na borda entre a floresta e o pasto apresentaram maior abundância total, possivelmente por conta da proximidade com a floresta contínua e da consequente dispersão de alguns indivíduos de seu interior para a borda. Posteriormente estes indivíduos dispersaram para poças próximas, preferencialmente às associadas com árvores, justificando a segunda maior abundância. Essa maior abundância em poças associadas às árvores isoladas também foi detectada em um estudo observacional anterior (Almeida-Gomes *et al*., 2016) nesta mesma matriz de pasto estudada, com poças efêmeras com árvores isoladas apresentando maior riqueza e abundância do que poças sem árvores isoladas. As árvores, além de fornecerem abrigo e sítios reprodutivos para algumas espécies, ajudam a aumentar o hidroperíodo das poças, evitando a dessecação, que é uma grande ameaça à sobrevivência dos girinos (Gervasi & Foufopoulos, 2008; Hartel *et al*., 2011; Goméz-Rodríguez *et al.*, 2012; Silva *et al*., 2012; Trumbo *et al*., 2012).

O hidroperíodo (expresso pelo número de dias de amostragem em que a poça estava com água acumulada) também foi uma variável importante, influenciando positivamente a abundância total de espécies. Este resultado era esperado, uma vez que o ciclo de vida e a

reprodução dos anuros estão relacionados diretamente com a disponibilidade de água (Stebbins & Cohen, 1997; Haddad & Prado, 2005). Estudos anteriores mostraram que o hidroperíodo pode influenciar diversos aspectos da vida dos anuros, como a distribuição das espécies, o local de oviposição, o tempo e tamanho da metamorfose dos girinos (Crump 1989; Vasconcelos *et al*., 2011; Buskirk & Yurewicz, 1998). Ademais, o hidroperíodo é um dos importantes fatores na ocupação do habitat pelos anuros, pois, de forma geral, quanto maior o hidroperíodo, maior a estabilidade e a complexidade do ambiente (Werner *et al*., 2007).

As duas espécies mais abundantes, *Physalaemus signifer* e *Leptodactylus latrans*, responderam de forma praticamente oposta, sendo afetadas diferentemente pela presença de árvores isoladas e pela altura do pasto circundante às poças. Estas espécies possuem requerimentos de habitat e adaptações morfológicas diferentes entre si. Essas adaptações, como a tolerância à temperatura e à perda de água, consequentemente se refletem na seleção do microambiente pelas espécies de anuros (Pough *et al*., 1977).

Leptodactylus latrans foi mais abundante em poças localizadas em pasto aberto, sem árvores. Os indivíduos desta espécie são mais tolerantes às modificações e perturbações do habitat, podendo ser encontrados, inclusive, em áreas urbanas (IUCN, 2018), justificando a preferência e maior abundância da espécie em poças de área aberta. *Physalaemus signifer*, por sua vez, ocorreu em maior abundância em poças situadas na borda da floresta contínua, seguida de poças associadas às árvores isoladas. Esse resultado corrobora a classificação da espécie como primariamente florestal (IUCN, 2018), ainda que ela tenha sido registrada ocasionalmente na matriz de pasto (Almeida-Gomes *et al.* 2014; Almeida-Gomes *et al.* 2016b; presente estudo). Essa espécie mostra-se menos tolerante às modificações do habitat do que *L. latrans*, sendo, portanto, rara em poças de pasto aberto e sem árvores.

O hidroperíodo foi a variável explicativa mais importante para justificar o número de indivíduos de *L. latrans*, provavelmente pela necessidade da água para a reprodução, já que esta espécie deposita os ninhos de espuma com ovos na superfície da água (Haddad & Prado, 2005). Além disso, anfíbios adultos também são capazes de reconhecer a qualidade local de um ambiente reprodutivo que pode desfavorecer a sobrevivência da sua prole e evitá-los, como por exemplo, a presença de predadores (Buxton & Sperry, 2017). Sendo assim, também é possível que o efeito positivo do hidroperíodo sobre o número de indivíduos de *L. latrans* seja um resultado dessa capacidade de reconhecimento pelos indivíduos adultos dessa espécie.

Ademais, a altura do pasto e da vegetação circundante às poças afetou de forma diferente o número total de indivíduos das duas espécies, tendo efeito positivo na abundância de *L. latrans*, mas negativo sobre a abundância total de *P. signifer*. A vegetação nas

proximidades do habitat reprodutivo fornece sítios para vocalização, abrigo contra predadores e contra dessecação (Stumpel & van der Voet, 1998; Kopp *et al.*, 2006), como observamos para *L. latrans*. Porém, a vegetação também pode dificultar a detecção dos anuros, em especial dos indivíduos de espécies que possuem tamanhos menores. As espécies em questão, por exemplo, possuem tamanhos corporais diferentes, sendo que os indivíduos de *L. latrans* são consideravelmente maiores que os de *P. signifer* (Izeckson & Carvalho, 2001). Nós sugerimos que tenha sido possível capturar o efeito positivo da vegetação sobre a abundância de *L. latrans* porque seus indivíduos são mais facilmente detectados, mesmo em meio à vegetação densa, por conta do seu tamanho corporal. Ademais, é possível que o efeito negativo da vegetação sobre a abundância de *P. signifer* e das demais espécies registradas seja decorrente do menor tamanho, e consequentemente, de uma menor detectabilidade em meio à vegetação.

3.2. **Composição de espécies**

A localização das poças na paisagem (tratamento) teve influência direta na composição de espécies. A composição foi semelhante entre as poças situadas na borda da floresta e àquelas associadas com árvore isolada, mas foi claramente diferente nas poças de área aberta. Este resultado reforça a importância das árvores isoladas como elementos-chave na paisagem e que possuem uma importância desproporcional à área reduzida que ocupam (Manning *et al*., 2006; Prevedello *et al*., 2018), pois podem atuar como pequenas manchas de habitat ou *stepping-stones* para muitos anuros (Lindenmayer & Fischer, 2006; Maning *et al*., 2006; Robinson *et al*., 2013; Prevedello *et al*., 2018).

Sabendo a importância das árvores isoladas na paisagem fragmentada, é possível que a presença das árvores tenha aumentado a qualidade das poças artificiais associadas a elas por propiciarem um habitat mais atrativo e heterogêneo para diferentes espécies de anuros ao fornecerem abrigos e maior quantidade e diversidade de sítios de vocalização. Além disso, as folhas das árvores isoladas que caem nas poças podem representar um importante subsídio para a biomassa de anuros, aumentando o sucesso reprodutivo desse grupo (Earl & Semlitsch 2012).

Outras características do habitat podem influenciar diretamente a composição das espécies, como a presença e a densidade de vegetação. Alguns estudos anteriores demonstraram que a vegetação presente nas margens das poças de áreas modificadas está positivamente correlacionada com a riqueza e abundância de espécies de anuros (Hazell *et al*.,

2004; Peltzer *et al*., 2006; Da Silva *et al*., 2012). Os nossos resultados apontaram que a composição de espécies foi afetada pela altura da vegetação de pasto ao redor da poça. Esta influência sobre a composição de espécies pode estar diretamente relacionada ao incremento da heterogeneidade local (proporcionando umidade e abrigo) e da oferta de características estruturais do microhabitat que são utilizadas por determinadas espécies (Stumpel & van der Voet, 1998), a exemplo dos hilídeos, os quais possuem discos adesivos que os permitem utilizarem estratos vegetais verticais para sítios de vocalização e, por consequência, ocupar maior quantidade de estratos espaciais quando comparados às espécies terrícolas (Pombal Jr., 1997).

CONCLUSÃO GERAL

Nossos resultados reforçam a importância das árvores isoladas na matriz de pasto, por aumentarem a abundância das espécies de anuros em poças, e permitirem a manutenção de comunidades mais similares às comunidades de poças próximas às florestas contínuas. A combinação de uma variável ambiental local (hidroperíodo), essencial para a sobrevivência dos anuros, com a presença dessas árvores isoladas no pasto, foi fundamental para a composição de espécies nas poças. Apesar do crescente número de estudos avaliando a importância das árvores isoladas na paisagem, e de elas estarem ameaçadas em diversas paisagens modificadas, elas continuam sendo negligenciadas em planos de manejo e conservação (Manning *et al*., 2006; Prevedello *et al*., 2018).

Nesse cenário, a título de sugestão prática para guiar as futuras ações, propomos a proteção e o plantio de árvores isoladas em áreas de pastagem, especialmente àquelas associadas às poças naturais. Indicamos também a criação ou manutenção de poças artificiais permanentes, com hidroperíodo longo, próximas às árvores isoladas. Vale destacar que ações acima referidas possuem baixo custo e podem contribuir substancialmente para a manutenção das comunidades de anuros e de outras espécies em áreas fragmentadas.

REFERÊNCIAS

Almeida-Gomes, M., Siqueira, C. C., Borges-Júnior, V. N. T., et al. (2014). Herpetofauna of the Reserva Ecológica de Guapiaçu (REGUA) and its surrounding areas, in the state of Rio de Janeiro, Brazil. Biota Neotropica 14(3): 1–15.

Almeida-Gomes, M., Rocha, C. F. D. & Vieira, M. V. (2016). Local and landscape factors driving the structure of tropical anuran communities in ephemeral ponds: Is there a nested pattern? Biotropica 48(3): 365–372.

Awade, M. & Metzger, J. P. (2008). Using gap-crossing capacity to evaluate functional connectivity of two Atlantic rainforest birds and their response to fragmentation. Austral Ecology 33, 863–871.

Barton, K., (2016). MuMIn: Multi-Model Inference. R Package Version 1.15.6. <https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>.

Bourne, G. R., A. C. Collins, A. M. Holder, and C. L. McCarthy. (2001). Vocal communication and reproductive behavior of the frog Colostethus beebei in Guyana. Journal of Herpetology 35:272–281.

Burnham, K. P., Anderson, D. R., & Huyvaert, K. P. (2011). AIC model selection and multimodel inference in behavioral ecology: some background, observations, and comparisons. Behavioral ecology and sociobiology, 65(1), 23-35.

Buskirk, J. & Yurewicz, K. L. (1998). Effects of Predators on Prey Growth Rate: Relative Contributions of Thinning and Reduced Activity. Oikos, 82(1): 20-28.

Buxton, V. L. & J. H. Sperry. (2017). Reproductive decision in anurans: a review of how predation an competition affects the deposition of eggs and tadpoles. BioScience 67: 26–38.

Campos, F. S. & Vaz-Silva, W. (2010). Distribuição espacial e temporal da anurofauna em diferentes ambientes no município de Hidrolândia, GO, Brasil Central. Neotropical Biology and Conservation 5(3):179-187

Crump, M. (1989). Effect of habitat drying on developmental time and size at metamorphosis in Hyla pseudopuma. Copeia 3:794–797.

Crump, M. L., Scott, N. J., (1994). Visual encounter surveys. In: Heyer, R.W., Donelly, M.A., McDiarmind, R.A., Heyek, L.C., Foster, M.S. (Eds.), Measuring and Monitoring Biologi- cal Diversity: Standard Methods for Amphibians. Smithsonian Institution Press, Washington DC, pp. 84–92.

Da Silva, F. R., Candeira, C. P., & de Cerqueira Rossa-Feres, D. (2012). Dependence of anuran diversity on environmental descriptors in farmland ponds. Biodiversity and Conservation, 21(6), 1411-1424.

Deans, R. A., & Chalcraft, D. R. (2016). Matrix context and patch quality jointly determine diversity in a landscape-scale experiment. Oikos, 126(6), 874–887.

De-Mars, C. A., Rosenberg, D. K., & Fontaine, J. B. (2010). Multi-scale factors affecting bird use of isolated remnant oak trees in agro-ecosystems. Biological Conservation, 143(6), 1485-1492.

Dias, L. R. (2006). Comunidata. Ver. 1.5. Manaus, Brazil.

Duellman, W.E. (1999). Distribution Patterns of Amphibians in the South America. In Patterns of Distribution of Amphibians – A Global Perspective. (W.E. Duellman ed.). Johns Hopkins University Press, Baltimore and London.

Dunn, R. R. (2000). Isolated trees as foci of diversity in active and fallow fields. Biological Conservation, 95, 317–321.

Earl, J. E., & R. D. Semlitsch. (2012). Reciprocal subsidies in ponds: Does leaf input increase frog biomass export? Oecologia 170: 1077–1087.

Ewers, R. M., & Didham, R. K. (2006). Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. Biological reviews, 81(1), 117-142.

Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics 34:487–515.

Fischer, J., Stott, J., & Law, B. S. (2010). The disproportionate value of scattered trees. Biological Conservation, 143(6), 1564-1567.

Gomez-Rodriguez, C., J. Bustamante, C. Diaz-Paniagua, A. Guisan. (2012). Integrating detection probabilities in species distribution models of amphibians breeding in Mediterranean ephemeral ponds. Divers. Distrib. 18: 260–272.

Haddad, C. F. B., & Prado, C. P. A. (2005). Reproductive Modes in Frogs and Their Unexpected Diversity in the Atlantic Forest of Brazil. BioScience, 55(3), 207.
Hartel, T., R. Bancila, & D. Cogalniceanu. (2011). Spatial and temporal variability of aquatic habitat use by amphibians in a hydrologically modified landscape. Freshw. Biol. 56: 2288–2298.

Hazell D, Hero JM, Lindenmayer D, Cunningham R (2004) A comparison of constructed and natural habitat for frog conservation in an Australian agricultural landscape. Biol Conserv 119:61–71

Izecksohn, E., & de Carvalho, S. P. (2001). Anfíbios do município do Rio de Janeiro. Editora UFRJ.

Johnson, J. B., & Omland, K. S. (2004). Model selection in ecology and evolution. Trends in ecology & evolution, 19(2), 101-108.

Kopp K, Wachlevski W, Eterovick PC (2006) Environmental complexity reduces tadpole predation by water bugs. Can J Zool 84:136–140.

Legendre, P., Legendre, L. F. J. 2012. Numerical ecology. Amsterdam: Elsevier. 853p.

Lindenmayer, D. B., Fischer, J. (2006). Habitat fragmentation and landscape change: an ecological and conservation synthesis. Island Press.

Lindenmayer, D., Hobbs, R.J., Montague-Drake, R., Alexandra, J., Bennett, A., Burgman, M., Cale, P., Calhoun, A., Cramer, V., Cullen, P., Driscoll, D., Fahrig, L., Fischer, J., Franklin, J., Haila, Y., Hunter, M., Gibbons, P., Lake, S., Luck, G., MacGregor, C., McIntyre, S., Mac Nally, R., Manning, A., Miller, J., Mooney, H., Noss, R., Possingham, H., Saunders, D., Schmiegelow, F., Scott, M., Simberloff, D., Sisk, T., Tabor, G., Walker, B., Wiens, J., Woinarski, J., Zavaleta, E. (2008). A checklist for ecological management of landscape for conservation. Ecology Letters, 11(1), 78–91.

Manning, A. D., Fischer, J., & Lindenmayer, D. B. (2006). Scattered trees are keystone structures–implications for conservation. Biological Conservation, 132(3), 311-321.

Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B., Kent, J., (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature 403, 853–858.

Van Sluys, M., & Rocha, C. F. (2010). Physalaemus signifer. The IUCN Red List of Threatened Species 2010: e.T57277A11613825. http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-2.RLTS.T57277A11613825.en. Downloaded on 06 September 2018.

Mullins, J., Ascensão, F., Simões, L., Andrade, L., Santos-Reis, M., Fernandes, C. (2015). Evaluating connectivity between Natura 2000 sites within the montado agroforestry system: a case study using landscape genetics of the wood mouse (Apodemus sylvaticus). Landscape Ecology, 30, 609-623.

Oksanen, J., Blanchet, F.G, Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Szoecs, E., Wagner, H., (2017). vegan: community ecology package. R package version 2.4-3. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.

Pombal Jr, J. P. (1997). Distribuição espacial e temporal de anuros (Amphibia) em uma poça permanente na Serra de Paranapiacaba, Sudeste do Brasil. Revista Brasileira de Biologia 57(4):583-594

Prevedello, J. A., Almeida-Gomes, M., & Lindenmayer, D. B. (2018). The importance of scattered trees for biodiversity conservation: A global meta-analysis. Journal of Applied Ecology, 55(1), 205-214.

Quesada, M.; Stoner, K.E. (2004). Threats to the conservation of the tropical dry forest in Costa Rica. In: Frankie, G.M; Mata, A.; Vinson, S.B. (eds.) Biodiversity conservation in Costa Rica: Learning the lessons in a seasonal dry forest. University of California Press, Berkeley, California. p: 266-280.

R Development Core Team, (2017). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. https://www.R-project.org/.

Ricketts, T.H. (2001). The Matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. American Naturalist 158, 87–99.

Rhode, K. (2013). The balance of nature and human. Cambridge University Press, Australia, p. 259-278.

Robinson, D., A. Warmsley, J. Nowakowski, K. E. Reider, M. A. Donnelly. (2013). The value of remnant trees in pastures for a neotropical poison frog. J. Trop. Ecol. 29: 345–352.

Ronald Heyer, Jose Langone, Enrique La Marca, Claudia Azevedo-Ramos, Ismael di Tada, Diego Baldo, Esteban Lavilla, Norman Scott, Lucy Aquino, Jerry Hardy. (2010). Leptodactylus latrans. The IUCN Red List of Threatened Species 2010: e.T57151A11592655. http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-2.RLTS.T57151A11592655.en. Downloaded on 06 September 2018.

Rothermel, B.B., & Semlitsch, R.D. (2002). An experimental investigation of landscape resistance of forest versus old-field habitats to emigrating juvenile amphibians. Conserv. Biol. 16:1324–1332.

Sala, O. E., Chapin, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., ... & Leemans, R. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. Science, 287(5459), 1770-1774.

Silva, F. R., C. P. Candeira, & D. C. Rossa-Feres. (2012). Dependence of anuran diversity on environmental descriptors in farmland ponds. Biodivers. Conserv. 21: 1411–1424.

Smith, M. A. & D. M. Green. (2005). Dispersal and the metapopulation paradigm in amphibian ecology and conservation: are all amphibian populations metapopulations? Ecography, 28: 110-128.

Stasek, D. J., Bean, C., & Crist, T. O. (2008). Butterfly abundance and movements among prairie patches: the roles of habitat quality, edge, and forest matrix permeability. Environmental entomology, 37(4), 897-906.

Stebbins, R. C. & Cohen, N. W. (1997). A Natural History of Amphibians. New Jersey: Princeton University Press. 316p.

Stumpel A.H. and van der Voet H. (1998). Characterizing the suitable of new ponds for amphibians. Amphibia-Reptilia 19: 125–142.

Taylor, P.D., Fahrig. L. Henein, K.. & Merriam. G. (1993). Connectivity is a vital element of landscape structure. Oikos 68: 571- 573.

Tejedo, M., Marangoni, F., Pertoldi, C., Richter-Boix, A., Laurila, A., Orizaola, G., Nicieza, A. G., Alvarez, D. E Gomez-Mestre, I. (2010). Contrasting effects of environmental factors during larval stageon morphological plasticity in post-metamorphic frogs. ClimateResearch 43, 31–39.

Trumbo, D. R., A. A. Burguett, R. L. Hopkins, E. G. Biro, J. M. Chase, J. H. Knouft. (2012). Integrating local breeding pond, landcover, and climate factors in predicting amphibian distributions. Landscape Ecol. 27: 1183–1196.

Vasconcelos, T. D. S., Santos, T. G., Rossa-Feres, D. D. C. & Haddad, C. F. B. (2011). Spatial and temporal distribution of tadpole assemblages (Amphibia, Anura) in a seasonal dry tropical forest of southeastern Brazil. Hydrobiologia 673:93–104.

Vieira, M. V., Olifiers, N., Delciellos, A. C., Antunes, V. Z., Bernardo, L. R., Grelle, C. E. V., Cerqueira, R., (2009). Land use vs. fragment size and isolation as determinants of small mammal composition and richness in Atlantic forest remnants. Biol. Conserv. 142, 1191 – 1200.

Werner, E. E., Skelly, D. K., Relyea, R. A.; Yurewicz, K. L. (2007). Amphibian species richness across environmental gradients. Oikos, v. 116, p. 1697–1712.

Zuur, A.F., Ieno, E.N., Walker, N.J., Saveliev, A.A., Smith, G.M., (2009). Mixed effects models and extensions in ecology with R. Springer, New York.

APÊNDICE - Material suplementar

Tabela S1. Teste de Tukey para a Distância dos Tratamentos para a Floresta Contínua. Os tratamentos diferiram em distância (GL=2, F=21.97, p<0.001).

```
Df Sum Sq Mean Sq F value   Pr(>F)
tratam       2  18843    9422   21.97 3.11e-06 ***
Residuals   25  10719     429
---
Signif. codes:  0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1
```

```
Tukey multiple comparisons of means
    95% family-wise confidence level

Fit: aov(formula = dist_cont ~ tratam, data = dados)

$tratam
                    diff       lwr       upr     p adj
borda-arvore   -59.76222 -83.46042 -36.06402 0.0000042
isolada-arvore -13.69667 -38.01051  10.61718 0.3545563
isolada-borda   46.06556  22.36735  69.76376 0.0001611
```

Tabela S2. Teste de Tukey para a Porcentagem de Cobertura Florestal. Os tratamentos diferiram em porcentagem de cobertura (GL=2, F=16.23, p<0.001).

```
Df Sum Sq Mean Sq F value   Pr(>F)
tratam       2 0.5579 0.27896   16.23 3.03e-05 ***
Residuals   25 0.4296 0.01718
---
Signif. codes:  0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1
```

```
Tukey multiple comparisons of means
    95% family-wise confidence level

Fit: aov(formula = por_florest ~ tratam, data = dados)

$tratam
                      diff        lwr        upr     p adj
borda-arvore    0.295731272  0.1457068  0.4457558 0.0001352
isolada-arvore  0.002279981 -0.1516419  0.1562019 0.9992498
isolada-borda  -0.293451291 -0.4434758 -0.1434268 0.0001490
```

Tabela S3. Teste de Tukey para o Hidroperíodo. Os tratamentos não diferem entre si (GL=2, F=0.364, p= 0.669).

```
Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
tratam       2   15.2   7.604   0.364  0.699
Residuals   25  522.9  20.916
```

```
Tukey multiple comparisons of means
    95% family-wise confidence level

Fit: aov(formula = hidrop ~ tratam, data = dados)

$tratam
                     diff       lwr      upr     p adj
borda-arvore    1.1000000 -4.134063 6.334063 0.8606372
isolada-arvore -0.6666667 -6.036702 4.703369 0.9487631
isolada-borda  -1.7666667 -7.000730 3.467397 0.6817017
```

Figura S1. Boxplot mostrando que não há diferença no Hidroperíodo entre os tratamentos. Cada boxplot mostra a mediana (barras horizontais em negrito), os quartis (caixas), o máximo e mínimo (barras).

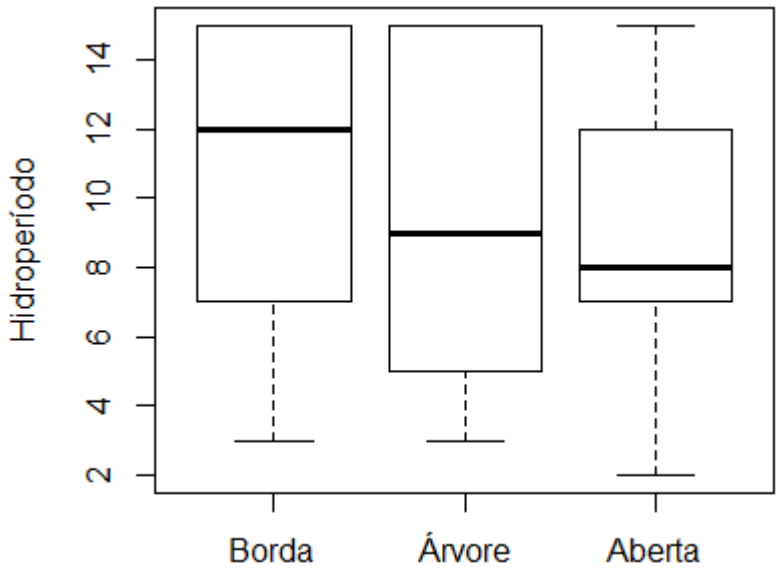


Tabela S4. Teste de Tukey da Altura Média da Vegetação. Os tratamentos não diferiram entre si (GL=2,F=1,31, p=0,287).

```
Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
tratam       2  150.9   75.47   1.312  0.287
Residuals   25 1438.0   57.52
```

```
Tukey multiple comparisons of means
    95% family-wise confidence level

Fit: aov(formula = alt_med_veg ~ tratam, data = dados)

$tratam
                     diff       lwr      upr     p adj
borda-arvore   -0.7918889 -9.471677  7.88790 0.9719648
isolada-arvore  4.5055556 -4.399720 13.41083 0.4301713
isolada-borda   5.2974444 -3.382344 13.97723 0.2988169
```

Figura S2. Boxplot mostrando que não há diferença da Altura Média da Vegetação entre os tratamentos. Cada boxplot mostra a mediana (barras horizontais em negrito), os quartis (caixas), o máximo e mínimo (barras).

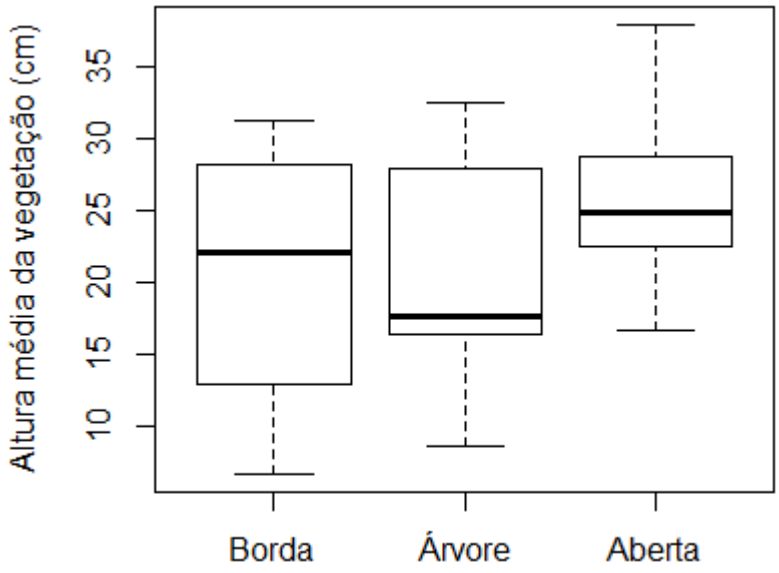


Tabela S5. Teste de Tukey da Inclinação Média das Bordas. Os tratamentos não diferem entre si (GL=2, F=1, p=0.382).

```
Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
tratam       2  108.3   54.17       1  0.382
Residuals   25 1354.1   54.16
```

```
Tukey multiple comparisons of means
    95% family-wise confidence level

Fit: aov(formula = incli_med ~ tratam, data = dados)

$tratam
                    diff       lwr      upr     p adj
borda-arvore   2.570333 -5.852381 10.99305 0.7304024
isolada-arvore 4.904444 -3.737078 13.54597 0.3493173
isolada-borda  2.334111 -6.088603 10.75683 0.7712889
```

Figura S3. Boxplot mostrando que não há diferença da inclinação média entre os tratamentos. Cada boxplot mostra a mediana (barras horizontais em negrito), os quartis (caixas), o máximo e mínimo (barras).

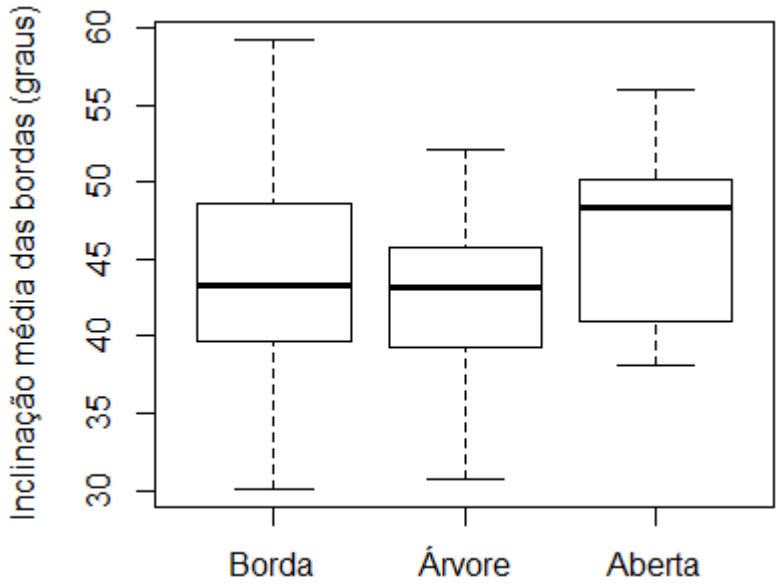


Figura S4. Gráfico de ordenação da incidência das espécies plotadas ao longo do gradiente ambiental "Altura da Vegetação" com o Software Comunidata 1.5 (Dias, 2006).

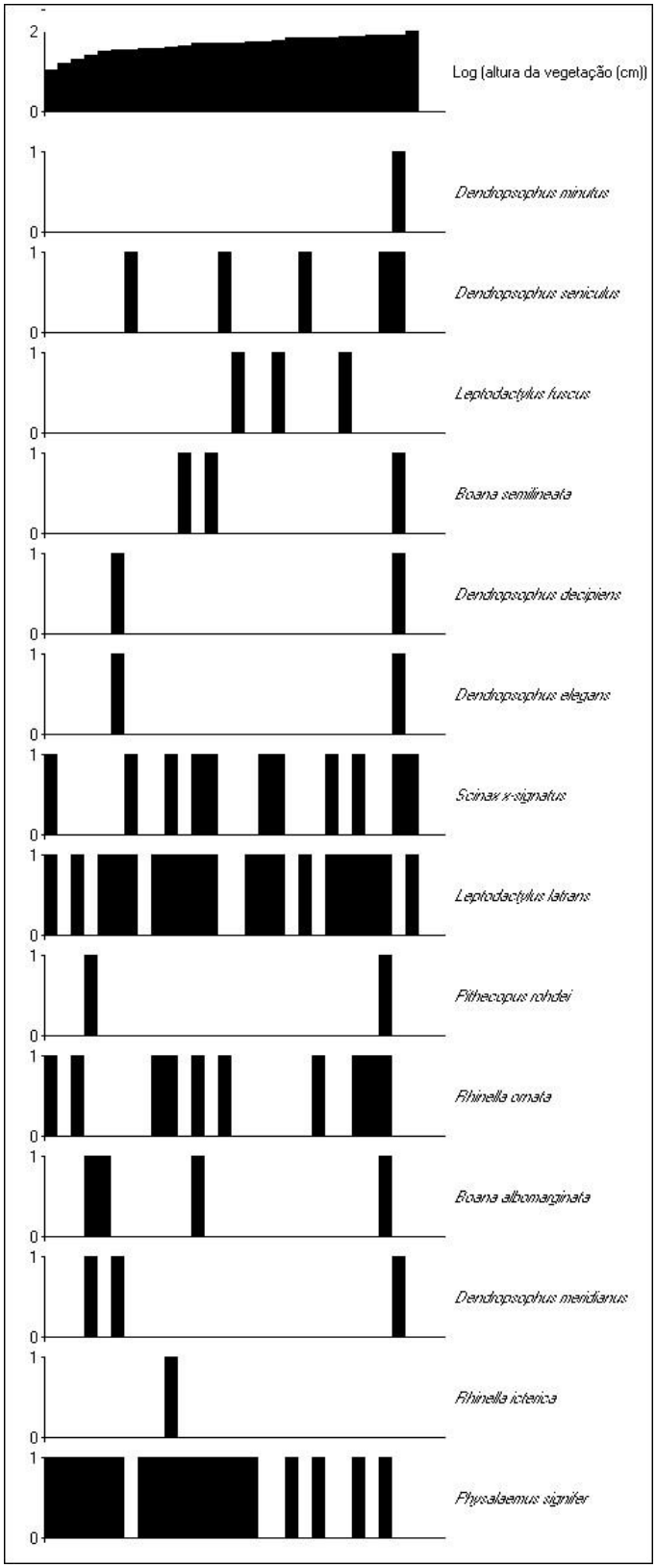
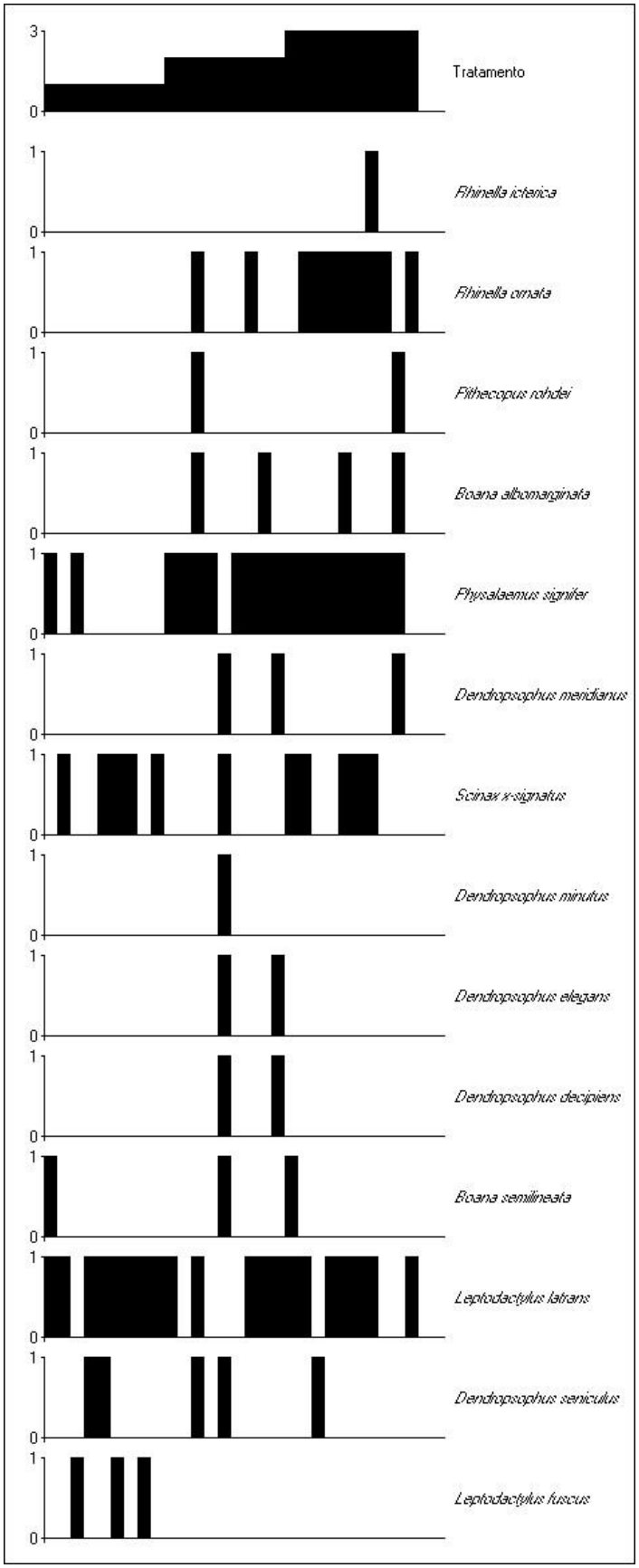



Figura S5. Gráfico de ordenação da incidência das espécies plotadas ao longo do gradiente ambiental "Tratamento" com o Software Comunidata 1.5 (Dias, 2006).