



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO - UNIRIO  
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE - CCBS  
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS - IBIO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
(BIODIVERSIDADE NEOTROPICAL) - PPGBIO

João Luiz de Caires Souza

Unindo ecologia de ecossistemas e ecologia de paisagens: uma abordagem  
experimental para entender a produção secundária de girinos em paisagens  
fragmentadas

Rio de Janeiro

2022

João Luiz de Caires Souza

Unindo ecologia de ecossistemas e ecologia de paisagens: uma abordagem experimental para entender a produção secundária de girinos em paisagens fragmentadas

Dissertação submetida como requisito para obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas (Biodiversidade Neotropical), no Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Biodiversidade Neotropical), Instituto de Biociências, Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro.

Orientador: Profa. Dra. Eugenia Zandonà

Co-orientador (a): Dr. Vinicius Neres de Lima

Rio de Janeiro

2022



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO –  
UNIRIO

Instituto de Biociências - IBIO

Programa de Pós-graduação *Stricto Sensu* em Ciências Biológicas (Biodiversidade Neotropical) - PPGBIO

---

João Luiz de Caires Souza

**UNINDO ECOLOGIA DE ECOSISTEMAS E ECOLOGIA DE PAISAGENS:  
UMA ABORDAGEM EXPERIMENTAL PARA ENTENDER A PRODUÇÃO  
SECUNDÁRIA DE GIRINOS EM PAISAGENS FRAGMENTADAS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas (Biodiversidade Neotropical) da Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro, como requisito para obtenção do título de Mestre(a) em Ciências Biológicas.

Aprovada em 03 de março de 2022.

**Banca Examinadora**

---

Dr(a). Eugenia Zandonà (Orientadora)  
(Universidade do Estado do Rio de Janeiro/UERJ)

---

Dr(a). Christina W. Castelo Branco  
(Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro/UNIRIO)

---

Dr(a). Aliny Patrícia Flauzino Pires  
(Universidade do Estado do Rio de Janeiro/UERJ)

Catálogo informatizada pelo(a) autor(a)

S725 Souza, João Luiz de Caires  
Unindo ecologia de ecossistemas e ecologia de paisagens: uma abordagem experimental para entender a produção secundária de girinos em paisagens fragmentadas / João Luiz de Caires Souza. -- Rio de Janeiro, 2022.  
39

Orientadora: Eugenia Zandonà.  
Coorientador: Vinicius Neres de Lima.  
Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro, Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, 2022.

1. Processos ecossistêmicos. 2. Anfíbios. 3. Fragmentação. 4. Produção secundária. I. Zandonà, Eugenia, orient. II. Lima, Vinicius Neres de, coorient. III. Título.

*“O que não me mata, me faz mais forte.”*

*Friedrich Wilhelm Nietzsche*

## **Agradecimentos**

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Biodiversidade Neotropical) – PPGBIO, além da bolsa fornecida pelo apoio da Coordenação de Amparo à Pesquisa de Nível Superior – Brasil (CAPES), sem o qual eu não conseguiria concluir a pesquisa.

Ao FUNBIO, por todo apoio fundamental fornecido ao longo do desenvolvimento da pesquisa.

A Reserva Ecológica do Guapiaçu por toda estrutura e apoio fornecidos ao longo do desenvolvimento da pesquisa.

A Deus por me dar toda a sabedoria e força para não desistir de meus sonhos, e principalmente gostaria de agradecer minha esposa por ser minha principal incentivadora e meu motivo diário de alegria.

Meu imenso obrigado aos meus orientadores: Prof. Dra. Eugenia Zandonà e Dr. Vinicius Neres de Lima que me auxiliaram, aconselharam, ensinaram e corrigiram. Sem dúvidas, o apoio e amizade de vocês foram essenciais para o meu crescimento pessoal e profissional.

Eu agradeço aos meus pais por todo apoio e confiança durante todos esses anos, aos meus tios, irmã e sobrinho por toda ajuda e suporte em todo trajeto.

A toda equipe do Laboratório de Ecologia de Rios e Córregos pelo auxílio em todo desenvolvimento da pesquisa. Em especial, gostaria de agradecer aos professores Timothy Moulton e Aliny Pires, e a Beatriz, Bruna, Orlando, Kauan e Cecília.

Aos meus melhores amigos Michael Ladeira, Pedro Landes, Tiago Melo, Diego Ribeiro, Robson Cunha e Felipe Ribeiro por todo suporte.

Aos membros da banca, Dra. Aliny Pires, Dra. Christina Castelo Branco, Dra. Raquel Neves e Dr. Timothy Moulton.

## Resumo

A degradação e alteração dos ambientes é uma das principais ameaças à biodiversidade e ao funcionamento do ecossistema. Um dos efeitos desta degradação é a perda de habitats e a transformação de paisagem de mata contínua em fragmentos florestados dentro de uma matriz de habitat com diferentes níveis de permeabilidade (e.g. pasto, áreas cultivadas). Árvores isoladas nesta matriz podem funcionar como “trampolins ecológicos” facilitando a conexão entre fragmentos, retendo umidade, amenizando a temperatura e reduzindo a irradiação solar. Desta forma, utilizamos uma abordagem experimental em poças artificiais para testar o papel de árvores isoladas e os efeitos da matriz de pasto na estrutura e funcionamento do ecossistema de poças. Os girinos por serem organismos sensíveis às mudanças ambientais foram escolhidos como organismos modelos para o presente estudo e medimos a sua riqueza de espécies, densidade, biomassa e produção secundária. As poças artificiais foram construídas na Reserva Ecológica do Guapiaçu e consistiam de três tipos de poças: poças na borda da floresta, poças localizadas no pasto aberto, e poças abaixo de árvore isolada. Nossas coletas ocorreram no período chuvoso de novembro de 2020 até março de 2021. Em nossos estudos, avaliamos a diferença na temperatura da água, no oxigênio dissolvido (OD), no volume, na condutividade e na luminosidade entre os três tipos de poças. As diferenças na riqueza, densidade, biomassa e produção secundária da assembleia de girinos entre os tipos de poças foram avaliadas tendo as variáveis ambientais temperatura, luminosidade e concentração de matéria orgânica como covariada. Apenas as variáveis abióticas de temperatura e OD foram significativamente diferentes entre os tipos de poça. Foram encontradas em média 4 espécies por poça em nosso estudo, além de 28.68 ind/m<sup>2</sup> na densidade, 0,428 g/m<sup>2</sup> de biomassa e 9 g/m<sup>2</sup>/ano para produção secundária, e não foi encontrado efeito dos tipos de poça sobre estes parâmetros. Em nosso estudo, chegamos à conclusão que nossos parâmetros ecossistêmicos não são afetados pelas poças de pasto, logo a presença da árvore isolada não compensa em nada o efeito sobre estes parâmetros. Além disto, o baixo N amostral ocasiona um baixo poder estatístico. Ressaltamos que trabalhos de cunho temporal serão fundamentais para maior entendimento do funcionamento dos processos ecossistêmicos nas poças.

Palavras chave: processos ecossistêmicos, fragmentação, anfíbios, produção secundária

## Abstract

The degradation and alteration of environments is one of the main threats to biodiversity and ecosystem functioning. One of the effects of this degradation is the loss of habitats and the transformation of a continuous forest landscape into forested fragments within a habitat matrix with different levels of permeability (e.g., pasture, cultivated areas). Isolated trees in this matrix can work as “ecological springboards” facilitating the connection between fragments, retaining moisture, mitigating the temperature and reducing solar irradiation. In this way, we used an experimental approach using artificial ponds to test the role of isolated trees and the effects of the pasture matrix on the structure and functioning of the pond ecosystem. Tadpoles, as they are sensitive organisms to environmental changes, were chosen as model organisms for the present study and we measured their species richness, density, biomass and secondary production. The artificial ponds were built in the Guapiaçu Ecological Reserve and consisted of three types of ponds: ponds at the edge of the forest, ponds located in the open pasture, and ponds below an isolated tree. Our collections took place in the rainy season from November 2020 to March 2021. In our studies, we evaluated the difference in water temperature, dissolved oxygen (DO), volume, conductivity and luminosity of the pools among the three types of pools. The differences in richness, density, biomass and secondary production of the tadpole assemblage between the types of ponds were evaluated with the environmental variables temperature, luminosity and concentration of organic matter as covariate. Only the abiotic variables of temperature and DO were significantly different between the types of ponds. An average of 4 species were found per pond in our study, in addition to 28.68 Ind/m<sup>2</sup> in density, 0.428 g/m<sup>2</sup> of biomass and 9 g/m<sup>2</sup>/year for secondary production, and no effect of pond types on these parameters was found. In our study, we came to the conclusion that our ecosystem parameters are not affected by pasture ponds, so the presence of the isolated tree does not in any way compensate for the effect on these parameters. In addition, the low sample N causes low statistical power. We highlighted that temporal research will be fundamental for a better understanding of the functioning of ecosystem processes in the pools.

Keywords: ecosystem processes, fragmentation, amphibians, secondary production;

## Lista de Figuras

Figura 1 - Mapa com a localização das poças de nosso estudo. Marcações brancas – Poças próximas à borda de floresta contínua; Marcações azuis – Poças localizadas no meio do pasto aberto; Marcações vermelhas – Poças abaixo de árvore isolada.....	14
Figura 2 - Os tratamentos utilizados no estudo, onde A - poça próxima à borda de floresta contínua, B - poça próxima à árvore isolada, C - poça localizada isoladamente no pasto aberto. Fotos de Victor Néelson Borges Júnior.....	16
Figura 3 - Efeito do tratamento sobre as variáveis ambientais: A –Temperatura (°C); B – Volume (L); C – Condutividade ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ); D –Oxigênio dissolvido (mg/L) E – Luminosidade (Lux); F - Matéria Orgânica Alóctone (g); E - Riqueza de espécies.....	21
Figura 4 - PCoA para o efeito dos tipos de poça sobre a composição de espécies de girinos.....	22
Figura 5 - Relação massa-comprimento geral.....	24
Figura 6 - Efeito de variáveis ambientais sobre a densidade de girinos: A –Temperatura (°C); B – Volume (L); C – Condutividade ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ); D – Oxigênio dissolvido (mg/L); E – Luminosidade (lux); F - Matéria Orgânica Alóctone.....	27
Figura 7 - Efeito de variáveis ambientais sobre a biomassa de girinos: A –Temperatura (°C); B – Volume (L); C – Condutividade ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ); D – Oxigênio dissolvido (mg/L); E – Luminosidade (lux); F - Matéria orgânica alóctone (g).....	27
Figura 8 - Efeito de variáveis ambientais sobre a densidade da espécie <i>P.rohdei</i> : A –Temperatura (°C); B – Volume (L); C – Condutividade ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ); D – Oxigênio dissolvido (mg/L); E – Luminosidade (lux); F - Matéria orgânica alóctone.....	30
Figura 9 - Efeito de variáveis ambientais sobre a biomassa da espécie <i>P.rohdei</i> : A –Temperatura (°C); B – Volume (L); C – Condutividade ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ); D – Oxigênio dissolvido (mg/L); E – Luminosidade (lux); F - Matéria orgânica alóctone.....	30

## Lista de Tabelas

Tabela 1 - Abundância de girinos estimada por poça pelo método Catch per unit effort. ....	23
Tabela 2 - Coeficientes e modelos utilizados para estimativas da relação massa-comprimento. ....	25
Tabela 3 – Tabela de ANCOVA para o efeito das covariáveis e os tipos de poça sobre a densidade, biomassa e produção da comunidade de girinos. ....	26
Tabela 4 - Tabela de ANCOVA para o efeito das covariáveis e os tipos de poça sobre a densidade, biomassa e produção da comunidade de girinos. ....	29

## **Sumário**

Introdução .....	12
Objetivos .....	14
Hipóteses .....	15
Material e métodos.....	15
Resultados .....	20
Discussão.....	31
Conclusão.....	34
Referências bibliográficas .....	35

## Introdução

As crescentes alterações antrópicas promovidas pelo crescimento da população humana e elevada demanda por recursos (água, alimento etc) tem provocado o aumento da fragmentação e perda de habitat em todo planeta. A degradação e alteração dos ambientes e consequente fragmentação da paisagem devido ao uso e cobertura do solo é uma das principais ameaças à biodiversidade (Fischer & Lindenmayer, 2007; Vieira *et al.*, 2009) e ao funcionamento dos ecossistemas (Rathcke & Jules, 1993). Visto isso, a biodiversidade mundial tem sido reduzida e colocada em risco sem precedentes, e por isso os cientistas ambientais estão diante do urgente desafio que é compreender os processos ecológicos suficientemente bem para manutenção do seu funcionamento diante da crescente pressão (ou estresse) resultante do crescimento das populações humanas (Sendzimir & Schmutz, 2018; Dudgeon, 2020).

Um dos efeitos do uso do solo é a transformação de paisagem de mata contínua em fragmentos florestados dentro de uma matriz de habitat (e.g. pasto, áreas cultivadas) (Fahrig, 2003). O conceito de fragmento e matriz de habitat é domínio da teoria de metapopulações, onde define-se que o espaço é discreto e nele é possível distinguir habitats adequados para as espécies focais e o restante do ambiente. Desta forma, pode-se dizer que o fragmento e a matriz de habitat podem ser definidos como um mosaico de unidades com diferentes níveis de permeabilidade (Levins, 1969; Hanski & Simberloff, 1997). A matriz de paisagem é para muitas espécies, portanto, uma unidade do espaço não adequada (Mazerolle & Desrochers, 2005; Rossi *et al.*, 2016), embora algumas espécies possam utilizá-la para se locomover entre fragmentos (Crouzeilles *et al.*, 2010), pois alguns elementos da paisagem, como árvores isoladas, podem contribuir no aumento da permeabilidade da matriz, garantindo o movimento dos indivíduos e a conexão entre fragmentos (Prevedello *et al.*, 2018). As árvores isoladas funcionam como “trampolins ecológicos” dentro da paisagem, pois além de garantir a conexão entre fragmentos, também podem garantir a diversidade de espécies, reter umidade, amenizar a temperatura e reduzir a luminosidade. No entanto, apesar do importante papel ecológico das árvores isoladas, pouco se sabe como as mesmas poderiam contribuir para a manutenção de processos ecossistêmicos.

O presente estudo aborda um sistema experimental de poças artificiais localizadas em uma matriz de paisagem fragmentada de Mata Atlântica para entender como diferentes elementos da paisagem podem afetar a estrutura da comunidade (riqueza e densidade) e do

ecossistema (biomassa), e processo ecossistêmico (produção secundária) de girinos. A produção secundária, de acordo com Water (1977), pode apresentar duas definições dependendo do nível de estudo, pois ao nível de organismos é definida como o crescimento e manutenção do próprio corpo, e para o nível de ecossistema pode ser definida como o meio pelo qual é disponibilizada energia para o próximo nível trófico, assim possuindo uma grande importância ecológica para o fluxo de energia dentro do ambiente. A produção secundária vem sendo utilizada para estudos experimentais que atuam em interações bióticas, manipulações de todo ecossistema e os efeitos do uso do solo, principalmente em comunidades ribeirinhas (Benke & Huryn, 2006). A disponibilidade de nutrientes entre níveis tróficos e/ou fatores abióticos (e.g. temperatura, umidade) podem afetar a produção secundária dos organismos ao longo da teia trófica (Waters, 1977), desta forma, estudos de produção secundária podem abordar conceitos de dinâmica de populações, fatores ecossistêmicos e comunidades (Waters & Crawford, 1973).

Para pesquisas que abordam produtividade secundária e fluxo de energia, os organismos que possuem mudanças ontogenéticas, como os anuros, são ideais para este tipo de estudo, pois estes organismos apresentam modificações em suas demandas energéticas, variação em sua anatomia e diversidade em sua dieta ao longo de seu crescimento (Tiegs *et al.*, 2016). Desta forma, poder relacionar o papel das árvores isoladas na manutenção de processos ecossistêmicos, onde iremos utilizar o grupo dos girinos como objeto de estudo, é de suma importância para ciência e sociedade. Entretanto, a grande maioria dos estudos sobre produtividade secundária utiliza invertebrados (Benke & Huryn, 2006), desta forma, estudos sobre produtividade secundária de taxa de vertebrados são escassos, existindo apenas alguns estudos sobre produtividade utilizando comunidades de peixes, como o de Schubart & Mazzoni, 2006 e Mcleavy, 2017 que aborda o grupo dos anfíbios. Neste sentido, utilizar os anuros como organismos modelo para entender como um importante processo ecossistêmico – a produção secundária – é afetado pelas atividades humanas na matriz de uma paisagem fragmentada é de extrema relevância. Os anuros são impactados pelas mudanças de habitat, por serem muito sensíveis a fatores como temperatura e umidade (Becker *et al.*, 2007; Cushman, 2006), assim sendo o grupo de vertebrados com maior proporção de espécies ameaçadas de extinção no planeta (Santi & Corrêa, 2018; Rhode, 2013), possuindo cerca de 40% de seu grupo em alguma categoria de perigo de acordo com a IUCN (Dudgeon, 2020).

Os estudos utilizando o grupo dos anuros são prioritários, pois além de ser o grupo que mais sofre com as mudanças climáticas (Becker *et al.*, 2007; Cushman, 2006), os anuros são considerados organismos bioindicadores de qualidade ambiental (Tejedo *et al.*, 2010; Toledo, 2009). Os Anuros participam ativamente de diversos processos ecossistêmicos, visto que são organismos bifásicos (desenvolvimento em ambiente aquático e terrestre) e ectotérmicos, e desta forma os anuros podem conectar cadeias tróficas aquáticas e terrestres, e conseqüentemente afetar o fluxo de energia e produção secundária do ecossistema (Pough, 1980). Além disso, as larvas de Anuros alteram a comunidade de algas, padrões de produção primária, e dinâmica da matéria orgânica em ambientes de água doce (e.g. Kupferberg, 1997; Flecker *et al.*, 1999). Desta forma, os Anuros são colocados como espécies-chave em alguns ambientes, pois o impacto de sua redução/perda no ecossistema é desproporcional a sua biomassa no ambiente (Holomuzki *et al.*, 1994; Wissinger *et al.*, 1999).

## Objetivos

A finalidade do estudo é entender como a densidade, biomassa e produção secundária de girinos é afetada pela fragmentação de habitat e qualidade da matriz em um sistema experimental de poças, localizadas em 3 tipos de habitats distintos: 1) na borda de floresta contínua; 2) abaixo de árvores isoladas; 3) pasto aberto (Figura 1).



Figura 1 - Mapa com a localização das poças de nosso estudo. Marcações brancas (B) –

Poças próximas à borda de floresta contínua; Marcações azuis (P) – Poças localizadas no meio do pasto aberto; Marcações vermelhas (A) – Poças abaixo de árvore isolada.

Desta forma, os objetivos específicos do trabalho são:

1. descrever as características bióticas e abióticas das diferentes poças, incluindo a diversidade de espécies de girinos;
2. calcular a produção secundária das diferentes espécies de girinos nos 3 tipos de poça.
3. comparar as taxas de produção secundária entre os tipos de tratamentos e entender quais fatores ambientais (e.g. temperatura e recursos) estão regulando-a.

### **Hipóteses**

O presente estudo apresenta como hipóteses que: 1. as poças próximas a borda de floresta contínua e abaixo de árvores isoladas apresentem características similares, pois as árvores isoladas criam uma área de sombreamento que promove um microclima com menores temperaturas e maior umidade, além de aumentar o aporte de matéria orgânica dentro das poças; 2. as características das poças afetem a densidade, biomassa e produção secundária de girinos, pois o maior aporte de matéria orgânica e menor temperatura nas poças de borda de floresta contínua irá provocar uma maior densidade, biomassa e produção secundária de girinos; 3. as poças próximas às árvores isoladas apresentem resultados similares as poças próximas à borda de floresta contínua, assim demonstrando a importância das árvores isoladas para manutenção de processos ecossistêmicos naturais.

### **Material e métodos**

#### **Área de estudo**

O presente estudo foi realizado na Reserva Ecológica de Guapiaçu (REGUA) - Cachoeiras de Macacu – RJ (22°25'44.05"S/42°45'2.31"O), sendo um local do bioma Mata Atlântica. A reserva possui ~ 100.000 ha de área de floresta contínua, além de diversos fragmentos florestais separados por uma matriz modificada predominantemente pela ação da agropecuária. Nós utilizamos um sistema de 12 poças experimentais já existentes e padronizadas, localizadas em 3 tratamentos distintos: 4 na borda floresta/pasto (Figura 2, A); 4 abaixo de árvores isoladas (*Ficus sp.*) (Figura 2, B); 4 no pasto aberto (Figura 2, C). As

poças artificiais foram construídas em abril de 2016, possuindo 3,0 x 2,5 x 0,5 (comprimento largura x profundidade) e lona plástica para acúmulo da água da chuva.

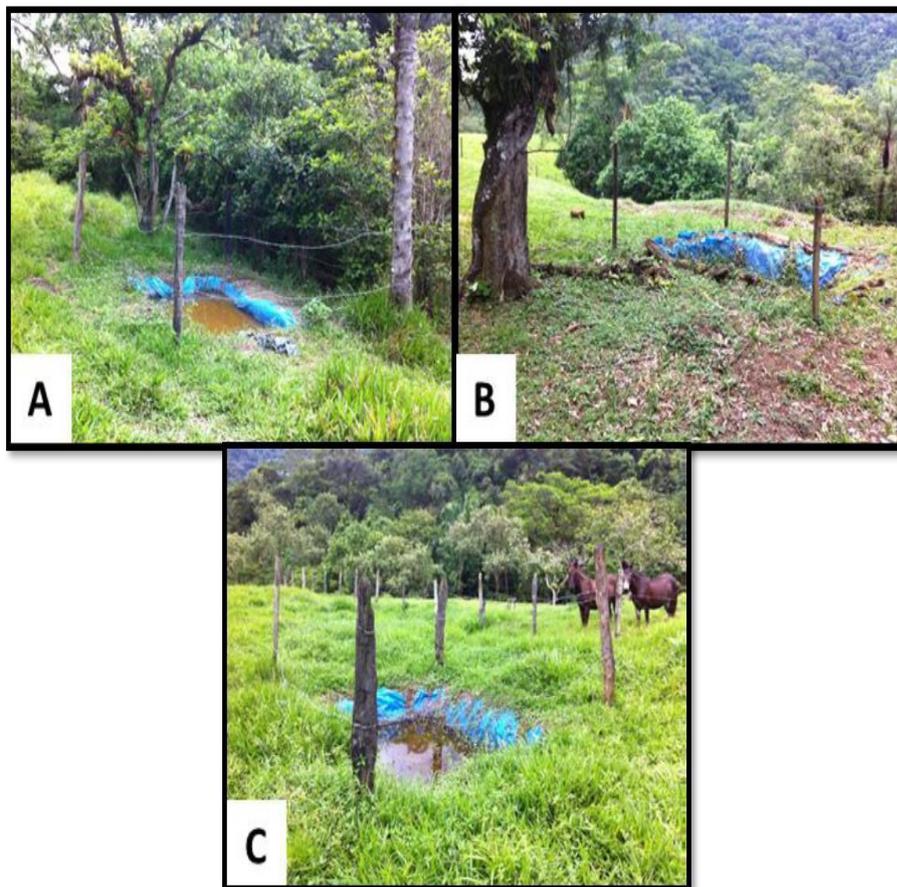


Figura 2 - Os tratamentos utilizados no estudo, onde A - poça próxima à borda de floresta contínua, B - poça próxima à árvore isolada, C - poça localizada isoladamente no pasto aberto. Fotos de Victor Néilson Borges Júnior.

### **Amostragem e análise**

#### **Variáveis ecológicas**

As coletas foram realizadas mensalmente em 3 campanhas na estação chuvosa, entre novembro de 2020 e março de 2021. As variáveis de temperatura (°C) e luminosidade (lux) foram aferidas em cada poça utilizando um sensor Onset-HOBO. A variável oxigênio dissolvido (mg/L), foi coletado utilizando um sensor YSI. A condutividade elétrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) de cada poça foi aferida utilizando um condutivímetro HANNA. Além disto, a matéria orgânica alóctone (g) foi estimada utilizando um cilindro de alumínio de 20 cm de diâmetro ( $0.0314 \text{ m}^2$ ). O volume (L) da poça também foi aferido com auxílio de uma trena. Todo o

material foi peneirado com o objetivo de separar o CPOM (Matéria orgânica particulada grossa > 1mm) e FPOM (Matéria orgânica particulada fina 0.5mm < FPOM < 1mm). Em laboratório, o conteúdo coletado pelas peneiras foi colocado em estufa à 50°C por 48 horas, e após este processo, o material foi pesado para obtenção de medida de massa seca. Além das variáveis ambientais, também avaliamos a riqueza com a contagem de espécies, equitabilidade e composição de espécies de espécies. Para a equitabilidade utilizamos o índice de Pielou (J'). A composição de espécies foi avaliada utilizando PCoA e PERMANOVA, onde ambos foram baseados na matriz de similaridade de Bray-curtis dos dados de Log(biomassa + 1).

### **Massa dos girinos**

No decorrer de nossas coletas, alguns girinos foram sacrificados em anestésico triclaína (MS-222) e fixados em álcool, e levados para o laboratório para estimativas das relações massa-comprimento. Os girinos coletados foram submetidos a um processo de secagem em estufa entre 55-60 °C por, no mínimo, 48 horas. Após a secagem, os valores de massa seca dos girinos foram coletados para produção das relações de massa-comprimento por espécies. Esta relação permite estimar a massa seca dos outros indivíduos da espécie sem a necessidade de sacrificá-los, e desta forma, utilizando a equação  $M = \alpha C^\beta$ , onde M é a massa seca, C é o comprimento,  $\alpha$  e  $\beta$  são constantes específicas para cada espécie, podemos estimar a massa seca de todos os girinos presentes nas poças. Nós utilizamos 95 girinos para este processo, sendo *Pithecopus rohdei*, *Dendropsophus elegans*, *Dendropsophus microps* e *Scinax x-signatus* as espécies com maior número de indivíduos utilizados. Devido à falta de um “n” suficiente para as outras espécies, as relações de massa-comprimento foram produzidas apenas para estas espécies, além de uma relação massa-comprimento geral. A relação de massa-comprimento de *D. elegans* foi aplicada nas espécies *Dendropsophus bipunctatus* e *Dendropsophus meridianus*, visto o baixo número de indivíduos capturados em campo destas espécies, e a similaridade morfológica da espécie *D. elegans* com as mesmas. A relação massa-comprimento geral foi aplicada em todas as outras espécies encontradas no estudo.

### **Densidade dos girinos**

A densidade dos girinos foi estimada a partir de relações de potência entre massa e comprimento da espécie específica, utilizando o método *Catch per unit effort* (Baranov,

1918; Paloheimo & Dickie, 1964) para cada espécie. Este método consiste em utilizarmos redes manuais para coleta dos girinos durante 3 minutos de acordo com o número de passadas necessárias. O objetivo das passadas é a diminuição do número de girinos capturados a cada passada, sendo 6 passadas o número máximo que utilizamos na mesma poça. Os girinos capturados em cada passada foram medidos e identificados em campo. Destes girinos, 95 girinos foram coletados e levados para o laboratório, onde secamos em estufa e utilizamos os mesmos para a confecção das relações de massa-comprimento.

### **Biomassa dos girinos**

A biomassa das populações dos girinos foi estimada utilizando os dados dos coeficientes  $\alpha$  e  $\beta$  encontrados nas estimativas de massa-comprimento dos girinos e as estimativas de densidades, onde aplicamos o método *Catch per Unit effort* (Baranov, 1918; Paloheimo & Dickie, 1964). Primeiramente, foi definido o número de 8 classes de tamanho para cada população de girinos. O intervalo de tamanho de cada classe foi definido utilizando o maior tamanho de girino encontrado menos o menor tamanho encontrado de girino de determinada espécie, e este resultado foi dividido por 8. Após encontrar o intervalo de tamanho para cada população, adicionamos as densidades estimadas para cada classe de tamanho. Desta forma, teríamos a densidade estimada de girinos de cada população de cada poça nos diferentes intervalos de tamanho. Após este processo, aplicamos nossos dados de  $\alpha$  e  $\beta$  encontrados nas relações de massa-comprimento, e  $\alpha$  (Massa média do intervalo da classe <sup>$\beta$</sup> ) é igual a biomassa individual do intervalo de classe. Visto isso, a biomassa populacional é igual ao somatório da multiplicação entre a densidade de girinos em determinado intervalo de classe de tamanho e a biomassa individual do mesmo intervalo de classe.

### **Produção secundária dos girinos**

A produção secundária de duas populações de nosso estudo foram estimadas utilizando o método da Frequência de Comprimento (Hynes & Coleman, 1968; Hamilton, 1969; Benke, 1979; Menzie, 1980), onde a estimativa de produção é dada de acordo com a perda de indivíduos entre as sucessivas classes de tamanho. Ou seja, a produção secundária é a soma das perdas da biomassa. Desta forma, a produção é dada pela equação:  $P(\text{g/m}^2/\text{t}) = (\sum \bar{w}\Delta Nc) \frac{6m_0}{CPI}$ , onde P é a produção;  $\bar{w}$  é massa individual média (mg) entre duas classes

de tamanho  $c$ ;  $\Delta N$  é a diferença da abundância média ( $\text{ind}/m^2$ ) de amostras colhidas ao longo do ano entre duas classes de tamanho  $c$ ;  $6\text{mo}/\text{CPI}$  é o intervalo anual de produção de coorte (CPI). Aplicamos 6 meses, pois é o período em que as poças estão cheias.

Aplicando o método de Frequência de comprimento em duas populações da espécie *P. rohdei* encontramos o valor de 21 para a razão P/B deste espécie. Esta constante é a taxa de reposição para espécie *P. rohdei*, onde P é a produção e B a biomassa. Neste caso, nós utilizamos este resultado para as estimativas de produção secundária das outras populações, pois as mesmas não apresentaram resultados que permitissem a utilização do método de frequência de comprimento. Visto isso, o produto da biomassa populacional de cada espécie por 21 é a produção secundária.

### **Análise estatística**

Analisamos as variáveis ambientais e a riqueza de forma separada. Utilizamos análise de variância (ANOVA) para avaliar o efeito dos tipos de poça sobre as variáveis ambientais temperatura, oxigênio dissolvido, volume de água da poça, condutividade luminisidade, matéria orgânica alóctone e riqueza de espécies. Em seguida, de acordo com os resultados, avaliamos a diferença entre os tipos de poça par a par, onde utilizamos um teste *post hoc Tukey HDS*. Diferenças na composição de espécies em termos de biomassa entre os tipos de poças foram testadas com PERMANOVA e avaliadas pelo método multivariado de ordenação Análises de Coordenadas Principais (PCoA). Ambas análises foram baseadas na matriz de similaridade de Bray-Curtis dos dados de biomassa de cada espécie log-transformados ( $\text{Log}(X + 1)$ ). A PERMANOVA e a PCoA foram realizadas no programa Primer + PERMANOVA (v6) (Clarke & Gorley, 2006; Anderson et al. 2008).

Utilizamos análise de covariância (ANCOVA) para avaliar o efeito das variáveis ambientais de temperatura, oxigênio dissolvido, volume, condutividade, luminisidade e matéria orgânica alóctone (CPOM + FPOM) sobre as estimativas de densidade, biomassa e produção da comunidade de girinos, e da espécie *Pithecopus rohdei*. Utilizamos os tipos de poças como variável independente e as variáveis ambientais como covariáveis em nossa análise. A análise foi feita apenas para espécie *P. rohdei*, pois foi a espécie que apresentou melhor distribuição em nosso estudo, estando presente em um maior número de poças.

Em nossas análises, assumimos que o desenvolvimento larval dos girinos foi de 45 dias para metamorfose completa (Pröhl H., 1999). Além disto, todas as nossas estimativas

de densidade, biomassa, produção foram confeccionadas para o tempo de 6 meses, pois é o período em que as poças estão cheias. Portanto, em nossos resultados e discussões tratamos a produção como anual que refere-se a 6 meses de produção.

As análises estatísticas foram realizadas no programa R (R CORE TEAM, 2021).

## **Resultados**

### **Fatores ambientais e riqueza de espécies**

A temperatura nos três tipos de poças diferiu significativamente (ANOVA;  $F_{2,9} = 6.49$ ;  $p = 0.018$ ) (Figura 3, A). O teste *post hoc Tukey* para temperatura demonstrou que as poças de pasto e árvore diferiram significativamente ( $p < 0.02$ ) No entanto, não houve diferença significativa entre as poças de pasto e borda, e também não houve diferença significativa entre as poças de borda e árvore. O volume (ANOVA;  $F_{2,9} = 1.673$ ;  $p = 0.241$ ) e a condutividade (ANOVA;  $F_{2,9} = 0.664$ ;  $p = 0.538$ ) não diferiram entre os tipos de poças (Figura 3, B e C). Houve efeito marginalmente significativo dos tipos de poça sobre o oxigênio dissolvido (ANOVA;  $F_{2,9} = 3.992$ ;  $p = 0.057$ ) e sobre a matéria orgânica alóctone (ANOVA;  $F_{2,8} = 4.354$ ;  $p = 0.053$ ) (Figura 3, D e E). Mas, não houve efeito significativo dos tipos de poça sobre a entrada de luz nas poças (ANOVA;  $F_{2,8} = 0.331$ ;  $p = 0.728$ ) (Figura 3, F). A riqueza de espécies também foi analisada e não encontramos diferenças entre os tipos de poças (ANOVA;  $F_{2,9} = 0.724$ ;  $p = 0.511$ ) (Figura 3E).

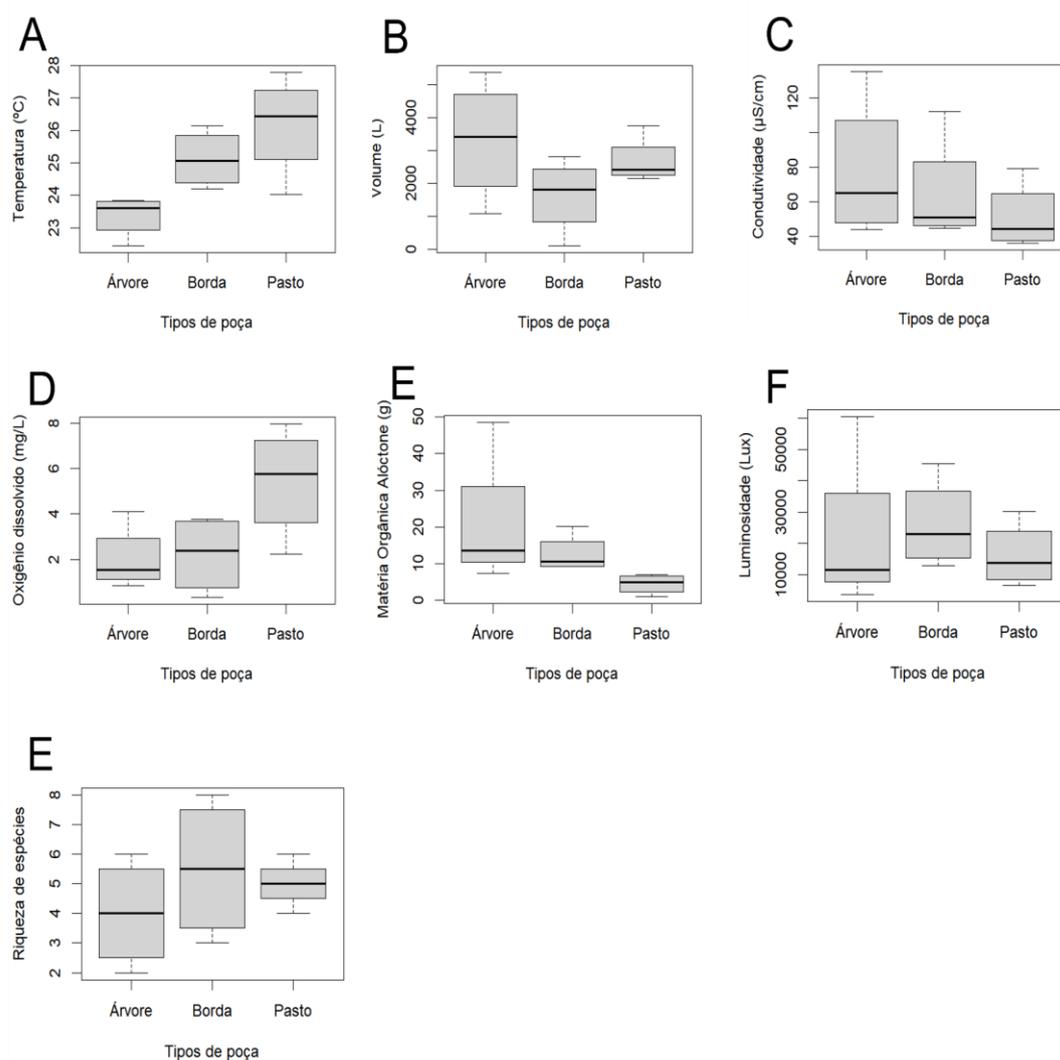


Figura 3 - Efeito do tratamento sobre as variáveis ambientais: A – Temperatura (°C); B – Volume (L); C – Condutividade (µS/cm); D – Oxigênio dissolvido (mg/L) E – Luminosidade (Lux); F - Matéria Orgânica Alóctone (g); E - Riqueza de espécies.

### Abundância, riqueza e composição de espécies de girinos

Utilizando PERMANOVA, não encontramos diferenças significativas da biomassa da assembleia de girinos entre os tipos de poça (PERMANOVA, pseudo-F = 0,944, P = 0,520, Permutações únicas = 4739). Os dois primeiros eixos da PCoA explicaram 56% da variação total da matriz de biomassa da assembleia de girinos e não houve evidência de ordenação das poças quanto ao seu tipo (Figura 4). A espécie *D. elegans* apresentou maiores biomassas nas poças P1 (pasto) e B16 (borda). A espécie *S-x-signatus* apresentou maiores biomassas nas poças de árvore A2 e A3 e nas de pasto P6 e P17. Enquanto que a espécie *H. faber* apresentou maiores abundâncias nas poças P15 (pasto), A13 (árvore) e B18 (borda). Não identificamos ocorrência preferencial das espécies em relação ao tipo de poça (Figura

4).

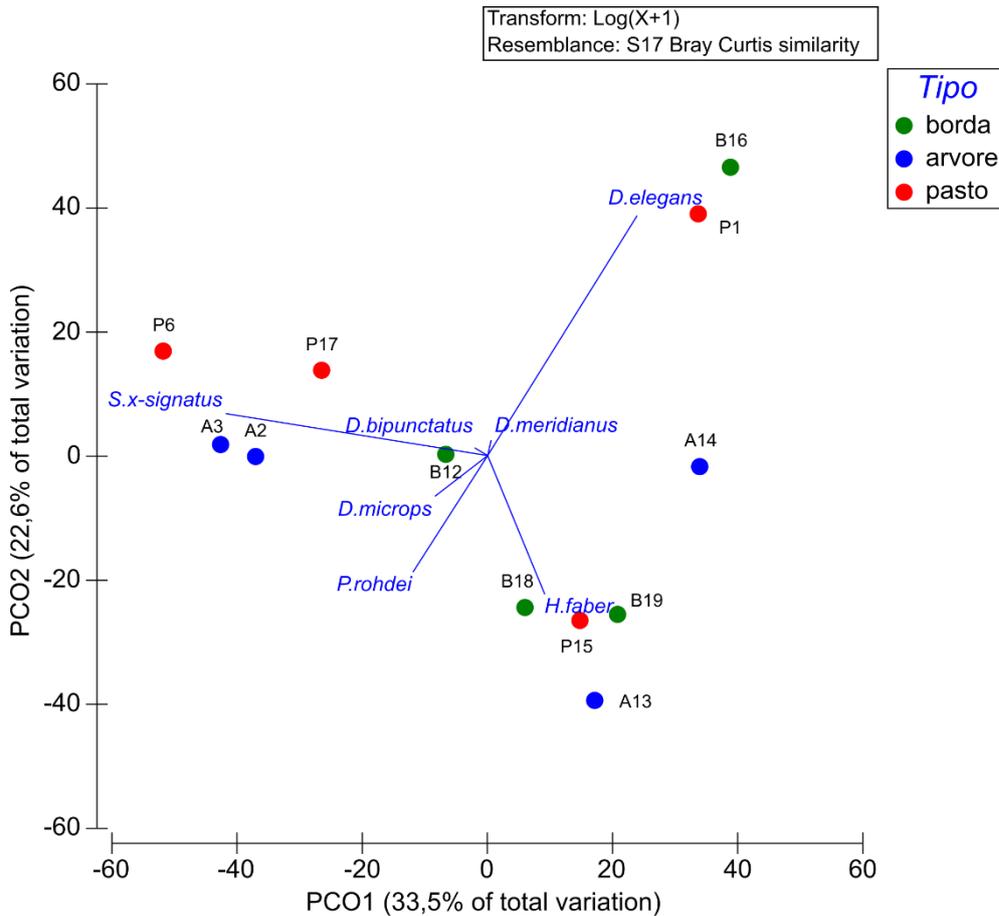


Figura 4 - PCoA para o efeito dos tipos de poça sobre a composição de espécies de girinos.

Aplicando o método *Catch per unit effort*, foi possível estimar a abundância de girinos por poça utilizando os dados de abundância coletados em campo. Os dados das estimativas de abundância demonstraram 1.782 girinos no tratamento de pasto aberto, seguido pelo tratamento de borda de floresta contínua com 861 girinos, e por fim o tratamento de árvore isolada com 822 girinos estimados, totalizando 3.465 girinos (Tabela 1). As espécies *Physalaemus signifer*, *Scinax x-signatus*, *Pithecopus rohdei* e *Dendropsophus elegans* foram as mais abundantes do estudo. Em nosso estudo, encontramos 10 espécies na poça de pasto aberto, 9 espécies na poça de árvore isolada, e 11 poças na poça de borda de floresta contínua, sendo 14 espécies o número total de espécies encontradas. Aplicamos o índice de equitabilidade de Pielou, onde encontramos  $J = 0,63$  para as poças de pasto aberto,  $J = 0,58$  para poças de árvore isolada, e  $J = 0,81$  para poças de borda de floresta.

Tabela 1 - Abundância de girinos estimada por poça pelo método Catch per unit effort. Espécies - *Boana faber*, *Dendropsophus anceps*, *Dendropsophus bipunctatus*, *Dendropsophus elegans*, *Dendropsophus meridianus*, *Dendropsophus microps*, *Dendropsophus seniculus*, *Dendropsophus minutus*, *Pithecopus rohdei*, *Pithecopus signifer*, *Rhinella icterica*, *Rhinella ornata*, *Scinax alter*, *Scinax x-signatus*.

Espécies/Poças	Pasto				Borda de floresta				Árvore				Total
	P1	P15	P17	P6	B12	B16	B18	B19	A13	A14	A2	A3	
<i>B. faber</i>	0	21	16	0	0	0	1	0	21	1	0	0	60
<i>D. anceps</i>	0	0	0	2	0	0	4	0	0	0	0	0	6
<i>D. bipunctatus</i>	0	1	34	0	16	11	5	1	42	4	0	0	114
<i>D. elegans</i>	91	16	49	0	78	7	13	0	0	14	4	0	272
<i>D. meridianus</i>	25	0	1	0	61	0	16	0	0	0	1	0	104
<i>D. microps</i>	0	0	0	33	55	0	43	5	0	3	0	0	139
<i>D. seniculus</i>	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	20
<i>D. minutus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	84	0	0	84
<i>P. rohdei</i>	62	21	24	0	0	185	13	50	32	14	48	70	519
<i>P. signifer</i>	0	0	0	814	0	0	0	0	0	0	0	0	814
<i>R. icterica</i>	0	0	0	0	13	0	0	0	0	0	0	0	13
<i>R. ornata</i>	0	0	0	0	0	189	0	0	0	0	0	0	189
<i>S. alter</i>	0	0	0	0	62	0	0	0	0	0	0	0	62
<i>S. x-signatus</i>	3	19	380	157	23	0	10	0	0	0	113	364	1.069
<b>Total</b>	1.782				861				822				3.465

### Massa dos girinos

O nosso modelo geral foi produzido utilizando todos os 95 girinos de nosso estudo e aplicado em 8 espécies. Neste modelo foi encontrado um  $R^2$  marginal = 0,67, e  $R^2$  condicional = 0,68. O  $R^2$  marginal baseia-se em fatores fixos, como o comprimento do indivíduo, e o  $R^2$  condicional utiliza fatores randômicos, como identidade das espécies. Neste caso, pode-se compreender de forma simplificada, uma influência de 0,01 da identidade das espécies em nosso modelo (Figura 5).

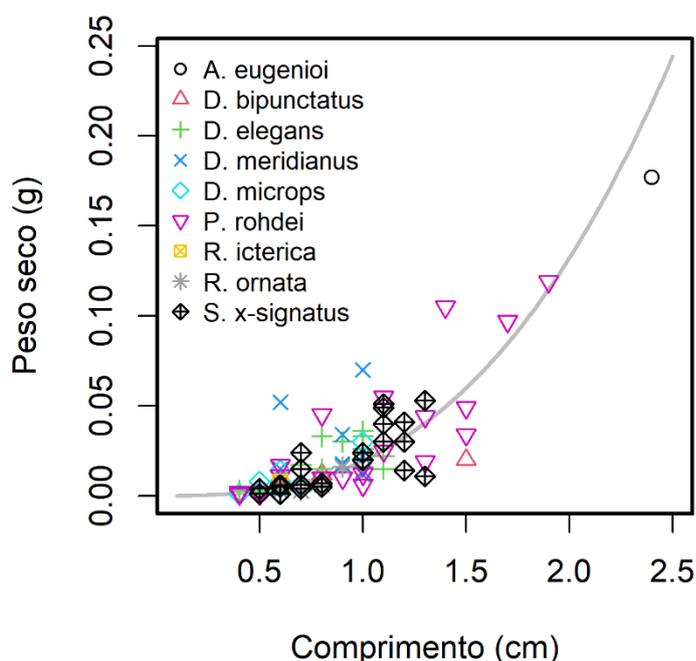


Figura 5 - Relação massa-comprimento geral

O modelo para *P. rohdei* foi produzido utilizando 22 girinos, onde foi encontrado um  $r^2 = 0,78$ ; O modelo para *D. elegans* foi produzido utilizando 17 girinos, onde foi encontrado um  $r^2 = 0,67$ . Este modelo foi utilizado para estimar a massa dos indivíduos das espécies *Dendropsophus bipunctatus* e *Dendropsophus meridianus*, pois o baixo número de indivíduos encontrados impossibilitou a produção do modelo para as mesmas, e desta forma utilizamos o modelo de uma espécie semelhante morfologicamente. O modelo para *S. x-signatus* foi

produzido utilizando 22 girinos, onde foi encontrado um  $r^2 = 0,70$ . O modelo para espécie *D. microps* foi desenvolvido utilizando 12 girinos, e foi encontrado  $r^2 = 0,59$  (Tabela 3).

Tabela 2 - Coeficientes e modelos utilizados para estimativas da relação massa-comprimento.

Modelo	Modelo estatístico	$\alpha$	$\beta$	N	$R^2$	$R^2$ marginal	$R^2$ condicional
Geral	LMEM	0,0197	2,7482	95		0,67	0,68
<i>D. elegans</i>	Regressão simples	0,0232	3,3619	17	0,68		
<i>D. microps</i>	Regressão simples	0,0278	3,3670	12	0,59		
<i>S. x-signatus</i>	Regressão simples	0,0190	3,0364	22	0,66		
<i>P. rohdei</i>	Regressão simples	0,0192	2,7521	22	0,78		

### Variáveis ecossistêmicas da comunidade de girinos

Os valores de densidade de girinos das poças variaram de  $123,1 \pm 4,5$  Ind/m<sup>2</sup> no tratamento de pasto aberto,  $66,7 \pm 5,6$  Ind/m<sup>2</sup> no tratamento de borda de floresta contínua, e  $36,3 \pm 11,8$  Ind/m<sup>2</sup> no tratamento de árvore isolada. Os valores encontrados de biomassa das poças variaram de  $0,9818 \pm 0,1932$  g de matéria seca.m<sup>2</sup> no tratamento de pasto aberto,  $0,7034 \pm 0,0649$  g de matéria seca.m<sup>2</sup> no tratamento de borda de floresta contínua, e  $0,7027 \pm 0,0718$  g de matéria seca.m<sup>2</sup> no tratamento de árvore isolada. Os valores de produção das poças variaram de  $20,6178 \pm 4,0572$  g de matéria seca.m<sup>2</sup>/ano no tratamento de pasto aberto,  $14,7714 \pm 1,3629$  g de matéria seca.m<sup>2</sup>/ano no tratamento de borda de floresta contínua, e  $14,7567 \pm 1,5078$  g de matéria seca.m<sup>2</sup>/ano no tratamento de árvore isolada.

Nas nossas análises, verificamos que não houve efeito significativo das variáveis ambientais e do tratamento sobre as variáveis ecossistêmicas da comunidade de girinos (Tabela 3) (Figura 5 e 6).

Tabela 3 – Tabela de ANCOVA para o efeito das covariáveis e os tipos de poça sobre a densidade, biomassa e produção da comunidade de girinos.

Efeito	df	SS	F	p	df	SS	F	p	df	SS	F	p
Densidade				Biomassa				Produção				
Temperatura	1,8	1227.5	1.045	0.336	1,8	0.02069	0.208	0.660	1,8	9.26	0.208	0.660
Tipos de poça	2,8	492.5	0.209	0.815	2,8	0.10305	0.518	0.614	2,8	45.50	0.518	0.614
Volume	1,8	31.8	0.024	0.880	1,8	0.00016	0.001	0.969	1,8	0.07	0.001	0.969
Tipos de poça	2,8	1861.6	0.703	0.523	2,8	0.08537	0.418	0.671	2,8	37.52	0.418	0.671
Condutividade	1,8	22.8	0.017	0.898	1,8	0.06987	0.749	0.411	1,8	30.87	0.749	0.411
Tipos de poça	2,8	1519.3	0.573	0.585	2,8	0.12957	0.695	0.526	2,8	57.01	0.695	0.526
Oxigênio dissolvido	1,8	2232.3	2.128	0.182	1,8	0.02116	0.213	0.656	1,8	9.21	0.213	0.656
Tipos de poça	2,8	11.3	0.005	0.994	2,8	0.01565	0.078	0.924	2,8	6.92	0.078	0.924
Luminosidade	1,7	289.8	0.202	0.666	1,7	0.00858	0.089	0.773	1,7	3.783	0.089	0.773
Tipos de poça	2,7	1608.3	0.561	0.594	2,7	0.11277	0.587	0.581	2,7	49.611	0.587	0.581
Mat. Org. Alóctone	1,7	302.6	0.205	0.664	1,7	0.00483	0.042	0.842	1,7	2.13	0.042	0.842
Tipos de poça	2,7	728.8	0.247	0.787	2,7	0.05815	0.257	0.779	2,7	25.55	0.257	0.779

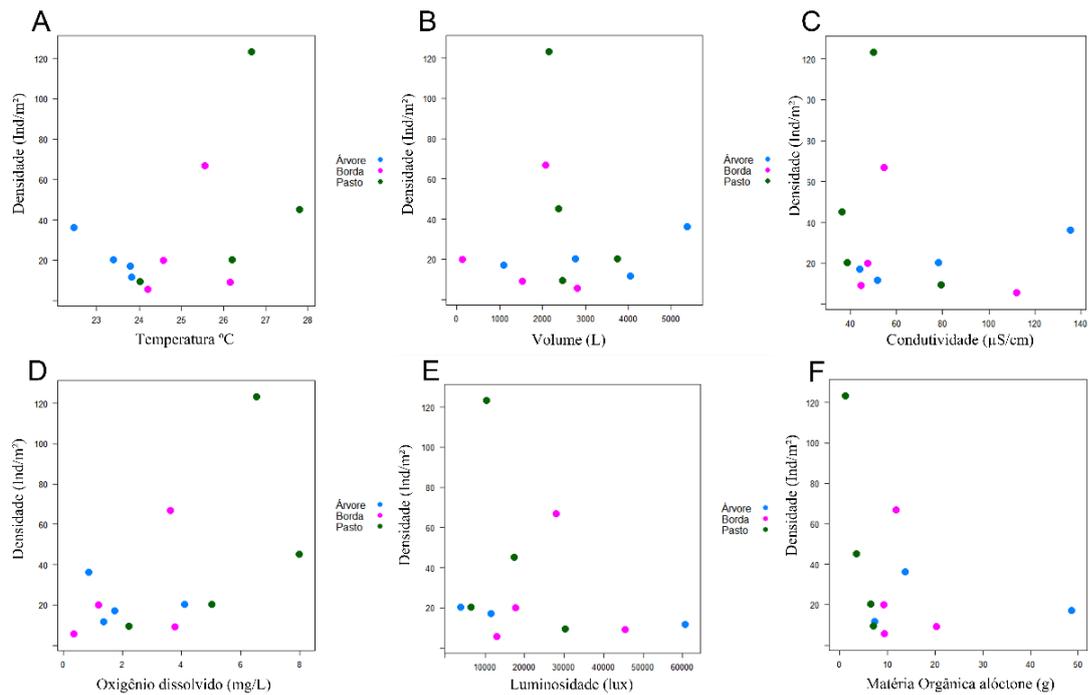


Figura 6 – Relação entre as variáveis ambientais e a densidade de girinos: A – Temperatura; B Volume; C – Condutividade; D – Oxigênio dissolvido; E – Luminosidade; F - Matéria Orgânica Alóctone.

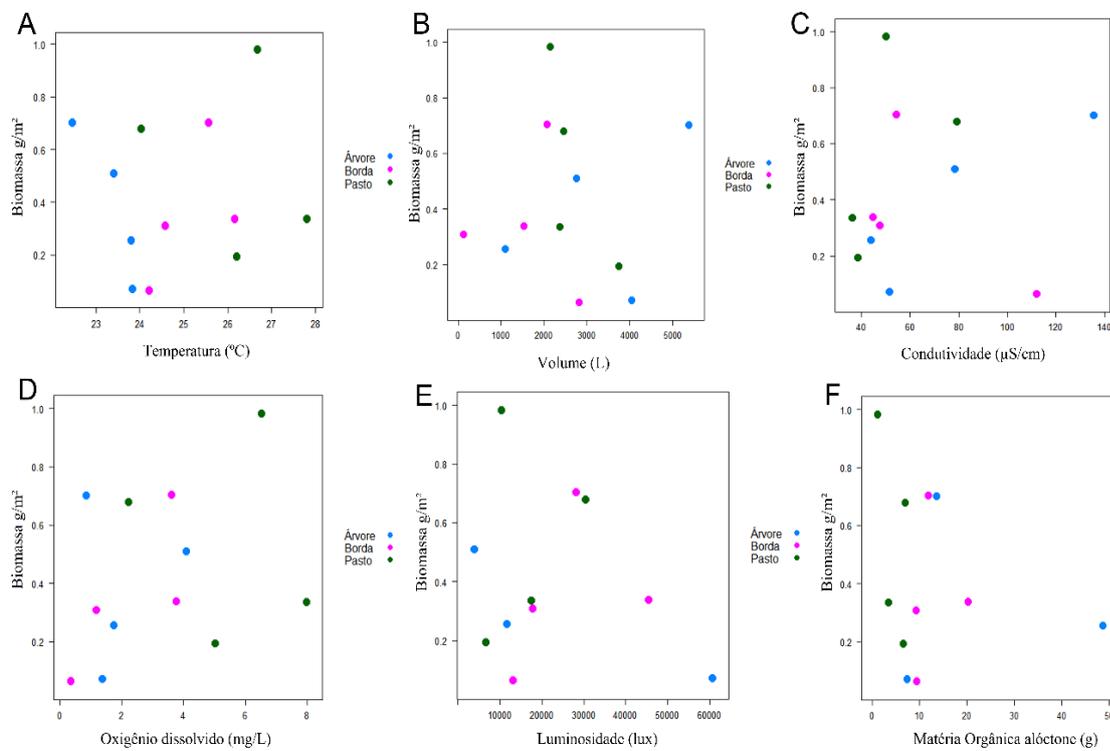


Figura 7 - Relação entre as variáveis ambientais e a biomassa de girinos: A – Temperatura; B Volume; C – Condutividade; D – Oxigênio dissolvido; E – Luminosidade; F - Matéria Orgânica Alóctone.

### **Variáveis Ecológicas da espécie *P. rohdei***

Os valores de densidade da espécie *P. rohdei* variaram de  $6,2 \pm 3,5$  Ind/m<sup>2</sup> no tratamento de pasto aberto,  $6,8 \pm 3,4$  Ind/m<sup>2</sup> no tratamento de borda de floresta contínua, e  $7,9 \pm 1,6$  Ind/m<sup>2</sup> no tratamento de árvore isolada. Os valores de biomassa da espécie *P. rohdei* variaram de  $0,0221 \pm 0,0058$  g de matéria seca.m<sup>2</sup> no tratamento de pasto aberto,  $0,2035 \pm 0,0532$  g de matéria seca.m<sup>2</sup> no tratamento de borda de floresta contínua, e  $0,1843 \pm 0,0108$  g de matéria seca.m<sup>2</sup> no tratamento de árvore isolada. Os valores de produção da espécie *P. rohdei* nas poças variaram de  $0,4641 \pm 0,131$  g de matéria seca.m<sup>2</sup>/ano no tratamento de pasto aberto,  $4,2735 \pm 1,1172$  g de matéria seca.m<sup>2</sup>/ano no tratamento de borda de floresta contínua, e  $3,8703 \pm 0,2268$  g de matéria seca.m<sup>2</sup>/ano no tratamento de árvore isolada.

No nosso estudo, verificamos que houve efeito significativo da matéria orgânica sobre a densidade de girinos da espécie *P. rohdei*. No entanto, não encontramos efeito significativo do tratamento sobre as variáveis ecológicas da comunidade de girinos (Tabela 4) (Figura 7 e 8).

Tabela 4 - Tabela de ANCOVA para o efeito das covariáveis e os tipos de poça sobre a densidade, biomassa e produção da espécie *P. rohdei*.

Efeito	df	SS	F	p	df	SS	F	p	df	SS	F	p
	Densidade				Biomassa				Produção			
Temperatura	1,6	84.700	2.059	0.201	1,6	0.0017708	0.400	0.550	1,6	0.7429	0.379	0.560
Tipos de poça	2,6	32.685	0.397	0.688	2,6	0.0261903	2.958	0.127	2,6	115.487	2.948	0.128
Volume	1,6	7.907	1.879	0.219	1,6	0.0063274	1.725	0.237	1,6	27.811	1.718	0.237
Tipos de poça	2,6	1.508	0.179	0.840	2,6	0.0171901	2.343	0.176	2,6	76.360	2.358	0.175
Condutividade	1,6	4.121	0.851	0.391	1,6	0.0033678	0.809	0.402	1,6	14.675	0.798	0.405
Tipos de poça	2,6	0.180	0.018	0.981	2,6	0.0280079	3.365	0.104	2,6	123.992	3.374	0.104
Oxigênio dissolvido	1,6	110.375	2.994	0.134	1,6	0.009655	3.101	0.128	1,6	41.732	3.009	0.133
Tipos de poça	2,6	40.723	0.552	0.602	2,6	0.034248	5.500	0.043	2,6	150.576	5430	0.045
Luminosidade	1,5	3.201	0.912	0.383	1,5	0.0003301	0.082	0.785	1,5	0.1437	0.081	0.786
Tipos de poça	2,5	1.309	0.186	0.835	2,5	0.0275099	3.446	0.114	2,5	121.921	3.464	0.113
Mat. Org. Alóctone	1,5	238.708	16.586	0.009	1,5	0.0243381	1.901	0.226	1,5	1.9623	1.911	0.225
Tipos de poça	2,5	125.535	4.361	0.080	2,5	0.0116615	5.217	0.059	2,5	10.7680	5.244	0.059

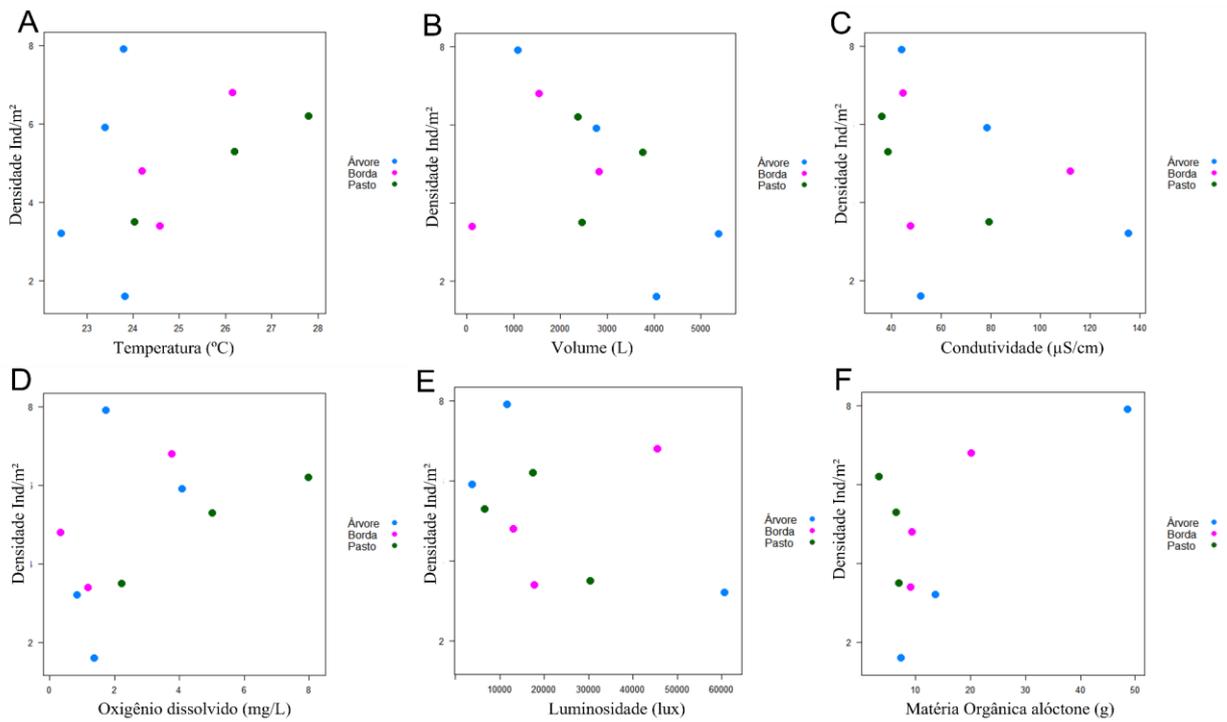


Figura 8 - Relação entre as variáveis ambientais e a densidade da espécie *P. rohdei*. A – Temperatura; B – Volume; C – Condutividade; D – Oxigênio dissolvido; E – Luminosidade; F – Matéria Orgânica Alóctone.

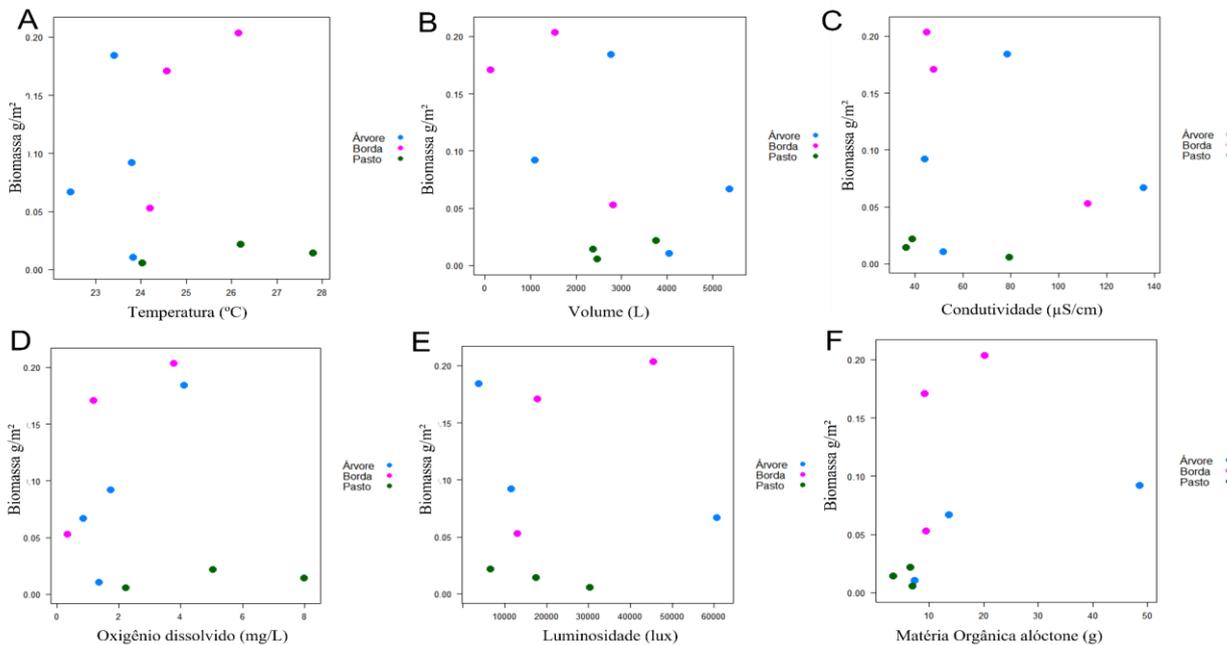


Figura 9 - Relação entre as variáveis ambientais e a biomassa da espécie *P. rohdei*. A – Temperatura; B – Volume; C – Condutividade; D – Oxigênio dissolvido; E – Luminosidade; F – Matéria Orgânica Alóctone.

## Discussão

As nossas hipóteses não foram corroboradas pelos nossos resultados, pois apenas a temperatura, o oxigênio dissolvido e a matéria orgânica alóctone apresentam diferenças entre os tipos de poça, mas as variáveis ecossistêmicas não diferiram entre os tipos de poças. A riqueza de espécies, equitabilidade e composição de espécies também não apresentaram variação entre os tipos de poça. Os diferentes tipos de poças não afetaram a densidade, biomassa e produção secundária da comunidade de girinos que também não foram afetadas pelas variáveis ambientais. Nas análises para a espécie *P. rohdei*, a espécie mais abundante que foi encontrada em todos os tipos de poças, não encontramos efeito dos tipos de poça sobre a densidade, biomassa e produção desta espécie. Entretanto, foi encontrado efeito da matéria orgânica alóctone sobre a densidade de girinos. O aumento da matéria orgânica nas poças promove o aumento da densidade de girinos da espécie *P. rohdei*. Em resumo, as poças de borda de floresta contínua e árvores isoladas são similares de um ponto de vista limnológico, mas isso não se reflete nos parâmetros ecossistêmicos, que não diferem entre os tipos de poça.

Em nosso estudo, encontramos que as poças de árvores isoladas possuem as menores temperaturas, e desta forma as mesmas podem criar um “microclima” local (Manning et al. 2006). A temperatura é um fator fundamental para compreensão do tempo de metamorfose dos girinos (Reynolds, 2016), visto que o aumento da mesma pode desencadear a aceleração do processo de metamorfose dos girinos, assim provocando a redução de tamanho final dos anfíbios adultos ao saírem do ambiente aquático para o ambiente terrestre (Ruthsatz et al. 2018).

O volume das poças foi similar entre os tipos de poça. Nós esperávamos este resultado, pois as poças são padronizadas visando que as mesmas não apresentem variações no hidroperíodo, pois essa é uma característica fundamental para alteração da composição, riqueza e abundância de girinos em poças (e.g. Santos, 2007; Silva, 2011), e consequente alteração nos processos ecossistêmicos naturais. Além disto, a utilização de poças com volumes distintos poderia interferir no tempo de metamorfose dos girinos, levando a conclusões indevidas sobre a contribuição dos girinos para o ecossistema (Denver, et al., 1998; Siqueira, 2019).

A condutividade das poças também não apresentou diferenças entre os tipos de poça. Visto que não encontramos diferenças entre o hidroperíodo das poças, era esperado não encontrar variação nos dados de condutividade entre as poças. Isto porque a condutividade é

geralmente relacionada com o volume de água das poças (Tavares-Júnior, *et al.*, 2020). Como todas as poças estão na interface com o pasto e coletamos nossos dados no período chuvoso, a baixa variação no hidroperíodo poderia estar controlando a condutividade das poças. A condutividade pode ser um estressor para girinos de anfíbios, afetando seu desenvolvimento larval e metabolismo (Chambers 2011).

Os tipos de poça afetaram significativamente o oxigênio dissolvido. Na poça de pasto encontramos os maiores níveis de oxigênio dissolvido, enquanto nas poças de borda e árvore, encontramos valores muito baixos de oxigênio dissolvido. Este fator é fundamental para a vida aquática, tanto que em ambientes de poça, a concentração de oxigênio dissolvido menor que 6 mg/L pode ser nocivo para diversos grupos (Boyd & Tucker, 1998). A diminuição do oxigênio dissolvido pode estar correlacionada com o aumento da matéria orgânica alóctone nas poças de borda e árvore, assim afetando a densidade de algumas populações, pois as concentrações encontradas podem ser anóxicas para diversas espécies.

As algas e a matéria orgânica alóctone podem servir de alimento para os organismos dentro do ambiente aquático (Montaña, 2019). Visto isso, como era esperado, encontramos maior quantidade de matéria orgânica alóctone nas poças de árvore e borda de floresta, e menores quantidade nas poças de pasto aberto. Esta maior disponibilidade pode promover uma maior densidade e biomassa de organismos (Montaña, 2019). No entanto, também pode ser possível uma diminuição no oxigênio dissolvido por ação da decomposição dessas folhas (Boyd & Tucker, 1998), assim reduzindo a densidade e biomassa de girinos.

Nós encontramos diferenças na temperatura entre as poças. No entanto, não encontramos essa variação para luminosidade que é correlacionada com a temperatura. A luminosidade é um fator limitante para o crescimento das algas (Zhao, 2018; Santos, 2021), assim sendo de extrema importância compreender este fator, pois é a principal fonte de alimento do grupo dos girinos (Montaña, 2019). Em nosso estudo, esperávamos encontrar maior luminosidade nas poças de pasto, visto a maior temperatura encontrada. O aumento destes fatores, além de provocarem o aumento da produção primária, também podem afetar o metabolismo dos girinos (Barreto & Moreira 1996), e assim reduzir a densidade e biomassa de girinos.

Em estudos de poças na região tropical, fatores como temperatura (Barreto & Moreira 1996), heterogeneidade da poça (Both *et al.*, 2011), profundidade (Torres-Orozco *et al.*, 2002) e presença de vegetação nas margens e nas poças (Peltzer & Lajmanovich, 2004) são os

principais fatores que afetam a comunidade de girinos. A riqueza de espécies total de girinos de nosso estudo foi similar ao encontrado que utilizou anfíbios adultos (Siqueira, 2019) na mesma matriz de pasto que utilizamos em nosso estudo. Contudo, em nosso estudo encontramos valores similares de riqueza entre os tipos de poça, contrariando o encontrado no estudo anterior, pois o mesmo encontrou maiores riquezas nos tipos de poça de borda e árvore isolada. Em nosso estudo, contrariando encontrado por Siqueira (2019), não encontramos variação na composição de espécies entre as poças. No entanto, foi possível encontrar diferentes importâncias quando olhamos para biomassa de uma única espécie. Isso significa que de alguma forma, as comunidades de girinos diferem, mas não diferem ao ponto de afetar os parâmetros ecossistêmicos, e podemos concluir que a identidade das espécies não é relevante para o entendimento dos parâmetros ecossistêmicos.

Em nossas hipóteses, esperávamos encontrar maior densidade de organismos no tratamento de borda de floresta, pois a menor temperatura e o maior aporte de matéria orgânica, aumentaria a densidade de girinos (Reynolds, 2016). O papel dos girinos em ambientes aquáticos, principalmente em poças temporárias, é pouco conhecido. Desta forma, o entendimento sobre as mudanças no ecossistema resultantes de suas perdas têm sido pouco compreendido (e.g. Colón-Gaud *et al.*, 2008; Connelly *et al.*, 2008). Há poucas respostas de como é feita a regulação da densidade de anfíbios na literatura, pois não há estudos de longo prazo que compreendam o funcionamento da dinâmica de populações de girinos, principalmente em poças experimentais. Em nosso estudo sobre a espécie *P. rohdei*, encontramos que o aumento da matéria orgânica alóctone promoveu o aumento da densidade da espécie *P. rohdei*, e isso, deve-se provavelmente pela alta quantidade e qualidade de alimento disponível no ambiente, pois a disponibilidade de alimento é o principal fator limitante para densidade de girinos (Steinwascher, 1978; Travis, 1984).

As hipóteses para biomassa e produção secundária também não foram corroboradas, pois não encontramos diferenças nos padrões de biomassa e produção entre os tipos de poças. Em estudo na região temperada, Mcleavy (2017) encontrou valores de biomassa muito maiores do que os encontrados neste estudo, e isso pode ser consequência de em nossa pesquisa estarmos utilizando valores médios de todas as campanhas, e assim sendo necessário estudos de análise temporal. Ou também por ser um estudo experimental, visto que Mcleavy (2017) realizou o estudo em pântanos naturais. Os girinos apresentam diversas modificações morfológicas e comportamentais ao longo de seu desenvolvimento ontogenético (Wilbur & Collins 1973;

Werner 1986), visto isso, diversos fatores, como temperatura e luz (Touchon & Warkentin 2011), nível da água (Silva, 2011), fatores bióticos como densidade de predadores (Relyea, 2001), ou qualidade nutricional da dieta (Stephens *et al.* 2013) podem alterar o momento de saída dos girinos para o ambiente terrestre, além de seu tamanho e alimentação. Desta forma, diferente de trabalhos com peixes (e.g. Dias-Tavares, 2010), o estresse no período larval é capaz de acelerar o processo de metamorfose dos organismos, e desta forma acredito que podemos encontrar girinos de distintos tamanhos em diferentes fases do ciclo de vida. Isto se deve a forma como cada espécie responde a determinado estresse no ambiente das poças, pois também deve-se lembrar que todas as poças estão na interface com o pasto.

Os estudos de produtividade secundária geralmente utilizam grupo de invertebrados como objeto de estudo (Benke & Huryn, 2006). Desta forma, são escassos os estudos que abordem a produção secundária de girinos. Nosso estudo encontrou um alto valor de P/B para espécie *P. rohdei* quando comparados ao estudo de Mcleavy, 2017 em regiões temperadas, e também com estudos de outros vertebrados, como mamíferos (Sinclair, 1977) e peixes (Chadwick, 1976), e invertebrados, como macroinvertebrados aquáticos (Cusson & Bourget, 2005). Os valores de produção não foram distintos entre os tratamentos de nosso estudo, e isto se deve pela aplicação do valor P/B de 21 encontrado na espécie *P. rohdei* para todas as espécies do estudo. Há uma grande dificuldade em encontrar resultados de produção secundária para o grupo dos girinos, por isso é de grande relevância este resultado encontrado para a espécie *P. rohdei*. Além do estudo do Mcleavy, 2017, não há estudos publicados com estimativas de biomassa e produção secundária de espécies de girinos, sendo estudos com peixes (e.g. Van Dam, 2002; Schubart & Mazzoni, 2006) os estudos mais próximos. Isto se deve, principalmente, pela dificuldade metodológica imposta por este tipo de estudo, principalmente quando há um baixo N amostral.

## **Conclusão**

O presente estudo é pioneiro em utilizar uma abordagem experimental de poças temporárias para compreender o efeito da fragmentação na densidade, biomassa e produção secundária de girinos. Além disso, é um dos primeiros estudos a apresentar dados sobre a produção secundária de girinos. Esta escassez de estudos se deve a dificuldade de trabalhar em coletas voltadas para produção secundária, e mais ainda para girinos. Visto isto, é de suma importância uma abordagem contínua de estudos de produção secundária de girinos, principalmente na região tropical. Além de haver necessidade de estudos em regiões de poça, e

também riachos, visto que os dados de produção secundária, principalmente de girinos, são escassos.

Em nossas análises, não verificamos efeito das variáveis ambientais sobre os parâmetros ecossistêmicos. Visto isso, há necessidade de maiores estudos, principalmente estudos de cunho temporal, visando o entendimento da variação destes fatores ao longo do tempo. Além disto, há necessidade de estudos com maior N amostral por espécie, pois acreditamos que determinadas espécies apresentem maior importância dentro de cada poça. E por fim, utilizar o método de frequência de comprimento em uma baixa abundância é outro ponto de se analisar para próximos estudos, pois há necessidade de um N amostral maior para se trabalhar com produção secundária.

### **Referências bibliográficas**

Anderson, M .J.; Clarke, K. R.; Gorley, R .N. PERMANOVA+ for Primer (2008). Guide to Software and Statistical Methods; University of Auckland and PRIMER-E Ltd.: Plymouth, UK.

Baranov, F.I. (1918). On the question of the biological basis of fisheries. Nauchn. Issled. *Ikhtiologicheskii Inst.* Izv. 1: 81–128.

Barreto, L., Moreira, G. (1996). Seasonal variation in age structure and spatial distribution of Savanna larval anuran assemblage in central Brazil. *Journal of herpetology*, 30: 87-92

Benke, A.C. (1979). A modification of the Hynes method for estimating secondary production with particular significance for multivoltine populations. *Limnol Oceanogr.*, 24:186-171

Benke, A. C., Huryn, A. D. (2006). Secondary production of macroinvertebrates. Pages 691- 710. *Methods in Stream Ecology*. Academic Press, Cambridge, Massachusetts.

Becker, C. G., Fonseca, C. R., Haddad, C. F. B., Batista, R. F., Prado, P. I. (2007). Habitat split and the global decline of amphibians. *Science*, 318(5857), 1775-1777.

Both, C., Cechin S., Melo, A.S., Hartz, S.M. (2011). What control tadpole richness and guild composition in ponds in subtropical grasslands? *Austral Ecology*

36:530-536.

Boyd, C. E. and C. S. Tucker. (1998). Pond water quality management. Boston: Kluwer Academic. 700 p

Chadwick, E. M. P. (1976). Ecological fish production in a small Precambrian shield lake. *Environmental Biology of Fishes* 1:13-60.

Chambers, D. L. (2011). Increased Conductivity Affects Corticosterone Levels and Prey Consumption in Larval Amphibians. Page BioOne.

Clarke, K. R., Gorley, R. N. PRIMER v6 (2006): User Manual/Tutorial, Primer E: Plymouth, 1st ed.; Plymouth Marine Laboratory: Plymouth, UK.

Colón-Gaud C., Whiles, M.R., Brenes, R., Kilham, S.S., Lips, K.R., Pringle, C.M., Connelly, S., Peterson, S.D. (2010), Potential functional redundancy and resource facilitation between tadpoles and insect grazers in tropical headwater streams. *Freshwater Biology*, 55: 2077-2088.

Colón-Gaud C., Peterson S., Whiles M. R., Kilham S. S., Lips K. L., Pringle C. M. (2008) Allochthonous litter inputs, organic matter standing stocks, and organic seston dynamics in upland Panamanian streams: potential effects of tadpoles on organic matter dynamics. *Hydrobiologia*, 603, 301–312.

Connelly S., Pringle C. M., Bixby R. J., Brenes R., Whiles M. R., Lips K. R. *et al.* (2008) Changes in stream primary producer communities resulting from large-scale catastrophic amphibian declines: can small scale experiments predict effects of tadpole loss? *Ecosystems*, 11, 1262–1276.

Crouzeilles, R., Lorini, M., Viveiros Grelle, C. (2010). deslocamento na matriz para espécies da mata atlântica e a dificuldade da construção de perfis ecológicos. *Oecologia Australis*, 14(4), 872-900.

Cushman, S. A. (2006). Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: a review and prospectus. *Biological conservation*, 128(2), 231-240.

Cusson, M., Bourget, E. (1997). Influence of topographic heterogeneity and spatial scales on the structure of the neighbouring intertidal endobenthic macrofaunal community. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 150;181-193.

Denver, R. J., Mirhadi N., Phillips M. (1998). Adaptive plasticity in amphibian metamorphosis: Response of *Scaphiopus hammondi* tadpoles to habitat desiccation. *Ecology* 79:1859–1872.

Dudgeon, D. (2020). *Freshwater Biodiversity: Status, Threats and Conservation*. Cambridge University Press, United Kingdom.

Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 34(1), 487-515.

Fischer, J. & Lindenmayer, D. B. (2007). Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global ecology and biogeography*, 16(3), 265-280.

Flecker A.S., Feifarek B.P., and Taylor B.W. (1999). Ecosystem engineering by a tropical tadpole: density-dependent effects on habitat structure and larval growth rates. *Copeia* 1999: 495–500.

Hamilton, A.L. (1969). On estimating annual production. *Limnol. Oceanogr.*, 14:771-782

Hanski, I., Simberloff, D. (1997). The Metapopulation Approach, Its History, Conceptual Domain, and Application to Conservation in Hanski, I. & Gilpin, M.E. *Metapopulation Biology: Ecology, Genetics, and Evolution*. Academic Press, California, USA.

Pröhl H., Hödl, W. (1999). Parental Investment, Potential Reproductive Rates, and Mating System in the Strawberry Dart-Poison Frog, *Dendrobates pumilio*. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 46(4), 215–220

Holomuzki J.R., Collins JP, Brunkow PE. (1994). Trophic control of fishless ponds by tiger salamander larvae. *Oikos* 71: 55–64.

Hynes, H.B.N., Coleman, M.H. (1968). A simple method of assessing the annual production of stream benthos. *Limnol. Oceanogr.*, 13:569-573.

Kupferberg S. (1997). Facilitation of periphyton production by tadpole grazing: functional differences between species. *Freshwater Biol* 37: 427–39.

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

Mazerolle, M. J., Desrochers, A. (2005). Landscape resistance to frog movements. *Canadian Journal of Zoology*, 83(3), 455-464.

Mcleavy, S. M. (2017). *The role of larval anurans as consumers in ecosystem processes within geographically isolated wetlands in the Southeastern United States*. Theses and Dissertation - Department of Biological Sciences. University of Alabama. Tuscaloosa, Alabama.

Menzie, C.A. (1980). A note on the Hynes method of estimating secondary production. *Limnol. Oceanogr.*, 25:770-773.

Montaña, C.G., Silva, S.D.G.T.M., Hagyar, D., et al. (2019). Revisiting “what do tadpoles really eat?” A 10-year perspective. *Freshw Biol.*;64:2269–2282

Moreira, L. F. B., Machado, I. F., Garcia, T. V., Maltchik, L. (2010). Factors influencing anuran distribution in coastal dune wetlands in Southern Brazil. *Journal of natural History*. 44: 1493-1507.

Paloheimo, J.E., Dickie, L.M. (1964). Abundance and fishing success. *J. Cons. Int. Explor. Mer*, 155: 152–163.

Pough, F.H. (1980). The advantages of ectothermy for tetrapods. *Am Nat* 115: 92–112.

Levins, R. (1969). Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bull. Entomol. Soc. Am.* 15:237-240.

Peltzer, P.M., Lajmanovich, R.C. (2004). Anuran tadpole assemblages in riparian áreas of the middle Paraná River, Argentina. *Biodiversity and conservation*. 13:1833-1842

Prevedello, J. A., Gomes-Almeida, 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.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. (2021). A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Rathcke, B. J. & Jules, E. S. (1993). Habitat fragmentation and plant-pollinator interactions. *Current. Science* 65:273-277.

Relyea, R. A. (2001). Morphological and behavioural plasticity of larval anurans in response to different predators. *Ecology*. 82:523–540.

Reynolds, C., (2006). *The Ecology of Phytoplankton*. Cambridge. 535p

Rhode, K. (2013). The balance of nature and human impact. Cambridge University Press, Australia.

Rossi, J. P., Garcia, J., Roques, A., & Rousselet, J. (2016). Trees outside forests in agricultural landscapes: spatial distribution and impact on habitat connectivity for forest organisms. *Landscape Ecology*, 31(2), 243-254.

Ruthsatz, K., M. Peck A., Dausmann K. H., Sabatino N. M., Glos, J. (2018). Patterns of temperature induced developmental plasticity in anuran larvae. *Journal of Thermal Biology*. 74:123–132.

Santi, E. L. L. M., Corrêa, A. C. (2018). Mata Atlântica: A sobrevivência dos anfíbios. *FESPPR* v.2, n.3.

Santos, H. S., Rodrigues, L. (2021). Periphytic algae biomass at different shading levels: an experimental approach. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 33, e9

Santos, T. G., Rossa-Feres, D. C., Cassatti, L. (2007). Diversidade e distribuição espaço-temporal de anuros em região com pronunciada estação seca no sudeste do Brasil. *Iheringia* 97: 37-49.

Schubart, S. A., Mazzoni, R. (2006). Produtividade de peixes em um riacho costeiro da bacia do Leste, Rio de Janeiro, Brasil. *Iheringia. Série Zoologia*, 96(4), 399-405.

Sendzimir, J., Schmutz, S. (2018). Challenges in Sendzimir, J., Schmutz, S. (eds.), Riverine Ecosystem Management in Riverine Ecosystem Management, *Aquatic Ecology Series* 8. Springer Open.

Steinwascher, K. (1978). The Effect of Coprophagy on the Growth of *Rana catesbeiana* Tadpoles. *Copeia*, 1978(1), 130–134.

Stephens, J. P., Berven K. A., Tiegs S. D. (2013). Anthropogenic changes to leaf litter input affect the fitness of a larval amphibian. *Freshwater Biology* 58:1631–1646.

Sinclair, A. R. E. (1977). The African buffalo. A study of resource limitation of populations. *University of Chicago Press*. Chicado, Illinois, USA

Tavares-Dias, M., Araújo, C. S. O., Gomes, A. L. S., Andrade, S. M. S. (2010). Relação peso comprimento e fator de condição relativo (Kn) do pirarucu *Arapaima gigas* Schinz, 1822 (Arapaimidae) em cultivo semi-intensivo no estado do Amazonas, Brasil. *Revista Brasileira de Zootecias*, 12(1): 59-65.

Tavares-Júnior, C., Eskinazi-Sant'anna E. M., Pires, M. R. S. (2020). Environmental drivers of tadpole community structure in temporary and permanent ponds. *Limnologica*, 81.

Taylor, B. W., C. F. Keep, R. O. Hall, B. J. Koch, L. M. Tronstad, A. S. Flecker, Ulseth, A. J. (2007). Improving the fluorometric ammonium method: matrix effects, background fluorescence, and standard additions. *Journal of the North American Benthological Society* 26:167–177.

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 stage on morphological plasticity in post-metamorphic frogs. *Climate Research* 43, 31–39.

Tiegs, S. D., Berven, K. A., Carmack, D. J., Capps. K. A. (2016). Stoichiometric implications of a biphasic life cycle. *Oecologia* 180:853-863.

Toledo, L. F. (2009). Anfíbios como bioindicadores. In: *Bioindicadores da qualidade ambiental* (S. Neumann-Leitão & S. El-Dier, org.). Instituto Brasileiro Pró-Cidadania, Recife, p.196-208.

Torres-Orozco, R. E., Jimenez-Sierra, C.L., Vogt, R. C., J. L. V. (2002). Neotropical tadpoles: spatial and temporal distribution and habitat use in a seasonal lake in Veracruz, México. *Phyllomedusa*. 1:81-91.

Touchon, J. C., Warkentin K. M. (2011). Thermally contingent plasticity: temperature alters expression of predator-induced colour and morphology in a Neotropical treefrog tadpole. *Journal of Animal Ecology* 80:79–88.

Van Dam, A. A., Beveridge, M. C. M., Azim, M. E., Verdegem, M. C. J. (2002). The potential of fish production based on periphyton. *Rev. Fish. Biol. Fish.* 12, 1-31.

Vieira, M. V., Olifiers, N., Delciellos, A. C., Antunes, V. C., 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.

Waters, T. F. & Crawford G. W. (1973). Annual production of a stream mayfly population: a comparison of methods. *Limnol. Oceanogr.* 18: 286–96

Waters, T. E. (1977). Secondary production in inland waters. *Advances in Ecological Research* 10:91- 164.

Werner, E. E. (1986). Amphibian Metamorphosis: Growth Rate, Predation Risk, and the 52 Optimal Size at Transformation. *The American Naturalist* 128:319–341.

Wilbur, H. M., Collins, J. P. (1973). Ecological aspects of amphibian metamorphosis. *Science* 182:1305–1314.

Wissinger, S. A., Whiteman, H. H., Sparks, G. B., *et al.* (1999). Foraging tradeoffs along a predator-permanence gradient in subalpine wetlands. *Ecology* 80: 2102–16.

Zhao, Y., Xiong, X., Wu, C., Xia, Y., Li, J., Wu, Y. (2018). Influence of light and temperature on the development and denitrification potential of periphytic biofilms, *Science of The Total Environment*, Volumes 613–614, Pages 1430-1437.