



## Avaliação das mudanças espaço-temporais na composição das espécies de anfíbios na região de Jequitaiá-MG

*Analysis of Spatiotemporal Changes in Amphibian Species Composition in the Jequitaiá-MG*

Gracielle Souza Santos<sup>1</sup>  
Lucas Avelino Evangelista<sup>2</sup>  
Magno Augusto Zaza Borges<sup>3</sup>  
Rodrigo Oliveira Pessoa<sup>4</sup>

### RESUMO

**Objetivo:** Nesse estudo, buscou-se avaliar as mudanças espaço-temporais na composição das espécies ( $\beta$ -diversidade) utilizando os dados de anfíbios coletados na região de Jequitaiá/MG, em 4 áreas distintas de cerrado, nos anos de 2015, 2018 e 2019. Testamos as hipóteses: (I) a comunidade de anfíbios é mais estável temporalmente, devido à heterogeneidade de composição das áreas; (II) a riqueza e abundância de anfíbios variam entre as estações, sendo maiores na estação chuvosa; (III) a abundância dos anfíbios irá variar entre os anos, proveniente de ações antrópicas, enquanto a riqueza não irá variar. **Método:** As análises de  $\beta$ -diversidades espaciais e temporais foram realizadas no software R, usando o pacote ‘beta-part’. Utilizamos GLMM com análise de variância (ANOVA) para estimar riqueza e abundância. **Resultados:** Os resultados indicam que houve maior variação dos anfíbios entre as áreas de coleta do que em relação aos anos ( $P < 0,05$ ). De forma geral, o  $\beta$  temporal é menor que o  $\beta$  espacial ( $\beta$ .SOR 0.638 e  $\beta$ .SOR 0.951, respectivamente;  $p < 0,05$ ) indicando que houve maior mudança na composição de anfíbios entre os locais do que em relação aos anos. Entre os anos,  $\beta$  temporal foi maior em 2019 ( $\beta$ SOR 0.851), indicando que houve maior mudança na composição de espécies ( $p < 0,05$ ). A variação na riqueza das espécies foi significativa somente entre as estações (seca/chuva) ( $p = 0.014$ ), não variando entre os anos ( $p = 0.532$ ). **Conclusão:** A diversidade  $\beta$  espacial foi mais importante devido à heterogeneidade ambiental das áreas abrangidas, tendo o componente da diversidade  $\beta$  determinante o *turnover* de espécies entre as áreas.

<sup>1</sup>Mestre em Biodiversidade e Uso dos Recursos Naturais. Universidade Estadual de Montes Claros-MG-Brasil. [gracielle.souzas@gmail.com](mailto:gracielle.souzas@gmail.com). <http://orcid.org/0000-0001-6647-5496>.

<sup>2</sup>Mestre em Biodiversidade e Uso dos Recursos Naturais. Universidade Estadual de Montes Claros-MG-Brasil. [evangelistalucasavelino@gmail.com](mailto:evangelistalucasavelino@gmail.com). <https://orcid.org/0000-0003-3967-4793>.

<sup>3</sup>Professor do Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Uso dos Recursos Naturais. Universidade Estadual de Montes Claros-MG-Brasil. [magno.borges@unimontes.br](mailto:magno.borges@unimontes.br). <https://orcid.org/0000-0001-5126-1794>.

<sup>4</sup> Professor do Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Uso dos Recursos Naturais. Universidade Estadual de Montes Claros-MG-Brasil. [rodrigo.pessoa@unimontes.br](mailto:rodrigo.pessoa@unimontes.br). <https://orcid.org/0000-0001-7242-592X>.

Recebido em	Aceito em	Publicado em
01-07-2024	24-08-2024	18-10-2024

---

**Palavras-chaves:** Beta diversidade; anfíbios; cerrado.

## ABSTRACT

**Objective:** This study aimed to assess the spatiotemporal changes in species composition ( $\beta$ -diversity) using amphibian data collected from four distinct cerrado areas in the Jequitai region/MG during the years 2015, 2018, and 2019. We tested the following hypotheses: (I) the amphibian community is temporally stable, with minimal variation over time due to the compositional heterogeneity of the areas; (II) amphibian richness and abundance vary between seasons, being higher during the rainy season; (III) Amphibian abundance will vary between years due to anthropogenic activities, while richness will remain constant. **Methods:** Spatial and temporal  $\beta$ -diversity analyses were performed using the R software with the 'beta-part' package. We employed Generalized Linear Mixed Models (GLMM) with Analysis of Variance (ANOVA) to estimate richness and abundance. **Results:** Results indicate that there was greater variation in amphibians between sampling areas than across years ( $P < 0.05$ ). Generally, temporal  $\beta$ -diversity is lower than spatial  $\beta$ -diversity ( $\beta$ .SOR 0.638 and  $\beta$ .SOR 0.951, respectively;  $p < 0.05$ ), suggesting greater changes in amphibian composition between locations than between years. Among the years, temporal  $\beta$ -diversity was highest in 2019 ( $\beta$ .SOR 0.851), indicating a significant shift in species composition ( $p < 0.05$ ). Species richness variation was significant only between seasons (dry/rainy) ( $p = 0.014$ ), with no variation between years ( $p = 0.532$ ). **Conclusion:** This study observed that spatial  $\beta$ -diversity was more influential due to the environmental heterogeneity of the areas studied, with the  $\beta$ -diversity component determining the species turnover between areas.

**Keywords:** Beta diversity; amphibians; cerrado.

## INTRODUÇÃO

O Brasil é o país que abriga a maior riqueza de anfíbios, sendo mais de 1000 espécies conhecidas<sup>1</sup>. Entretanto, em meio a tanta diversidade de espécies, nos últimos anos têm-se observado uma diminuição nas populações de anfíbios no mundo todo<sup>2,3</sup>. Diversos fatores podem estar associados à essa queda na biodiversidade. Segundo Stuart *et al.*<sup>4</sup> as causas desse declínio estão associadas a múltiplos fatores, como poluição, degradação e perda de habitat. Toledo *et al.*<sup>5</sup>, apontam que a “degradação ambiental causada pelo homem é o fator que mais tem incrementado as taxas de declínio e extinção destes animais”. Logo, a diminuição das populações de anfíbios pode estar relacionada a vários fatores antropogênicos como mudanças no uso do

solo, despejos industriais, destruição e fragmentação de habitat, mudanças climáticas e contaminação das águas<sup>2,4,6</sup>.

Os anfíbios estão intimamente ligados aos habitats em que vivem. São seres que geralmente possuem uma fase de vida aquática (fase larval- girinos) e uma fase terrestre (fase adulta). São ectodérmicos e possuem tegumento úmido e permeável, sendo sensíveis a temperatura e ocupando habitats aquáticos e terrestres<sup>7,8</sup>. Esse grupo de vertebrados é dividido em três ordens: Anura (sapos – pererecas - rãs), Caudata (Salamandras) e Gymnophiona (Cobras-Cegas)<sup>7,9</sup>. Devido a essas características os anfíbios são considerados excelentes bioindicadores, dado a suscetibilidade de algumas espécies às variações ambientais<sup>2,10,11,12</sup>. Espécies de anfíbios bioindicadores vêm sendo utilizadas para sugerir através das suas mudanças - como composição, riqueza e abundância de espécies - os efeitos deletérios de poluentes e alteração no ecossistema que estão inseridos<sup>13,14,15</sup>.

Collins & Storer<sup>2</sup>, elencaram hipóteses dos fatores que podem influenciar a diminuição da diversidade de anfíbios, como a introdução de espécies exóticas, superexploração e alteração no uso do solo, seguida pelas alterações causadas pelas mudanças globais, como radiação ultravioleta e aquecimento global. O uso de pesticidas, produtos químicos e doenças infecciosas são fatores apontados como grandes causadores de declínio dos anfíbios<sup>16</sup>. Esses efeitos, isolados ou em conjunto, atingem negativamente a biodiversidade dos anfíbios<sup>10</sup>.

A diversidade de espécies de um local pode ser definida através da diversidade  $\alpha$ ,  $\beta$  e  $\gamma$ . A diversidade  $\alpha$  é definida como sendo a diversidade dentro do habitat. Diversidade  $\beta$  é a variação da mudança na composição de espécies ao longo de gradientes ambientais. Já Diversidade  $\gamma$  é a diversidade total de todos os habitats de uma determinada amostra<sup>17</sup>. A diversidade  $\beta$  vem sendo utilizada para explicar a extensão das variações na composição de espécies entre locais<sup>17</sup> fornecendo uma ligação direta entre a biodiversidade local e regional<sup>18</sup>.

A diversidade beta (variação da comunidade) pode ser descrita através dos padrões de *turnover* e aninhamento<sup>19</sup>. No *turnover* (substituição de espécies), avalia-se a variação na mudança na estrutura da comunidade, podendo ser a identidade, abundância relativa, biomassa e / ou cobertura de espécies individuais de um local para outro ao longo de um gradiente espacial, temporal ou ambiental<sup>18</sup>. Já o aninhamento é definida como o grau de dissimilaridade existente (diferenças de espécies presentes) entre as comunidades de dois locais distintos, refletindo em

perda ou ganho não aleatória de espécies entre locais<sup>19</sup>. Portanto, a análise da diversidade beta permite testar diferentes hipóteses sobre os processos que impulsionam a distribuição de espécies e a biodiversidade, tendo grande importância para identificar fatores causadores dessas alterações<sup>20</sup>.

Desse modo, esse estudo tem como objetivo analisar a variação da composição, riqueza e abundância dos anfíbios anuros no município de Jequitaiá-MG, avaliando as mudanças espaço-temporais na composição das espécies ( $\beta$ -diversidade) em quatro áreas distintas de cerrado, referente aos anos de 2015, 2018 e 2019. Logo, objetivou-se I) avaliar se a comunidade de anfíbios é mais estável temporalmente, variando pouco ao longo do tempo (menor diversidade  $\beta$ ) e mais instável espacialmente devido a heterogeneidade de composição das áreas (maior diversidade  $\beta$ ); II) testar se a riqueza e abundância de anfíbios variam entre as estações, sendo maiores na estação chuvosa e por fim; III) se a abundância dos anfíbios varia entre os anos proveniente de ações antrópicas que foram intensificadas, mas não variando a riqueza.

## MÉTODOS

### Área de estudo

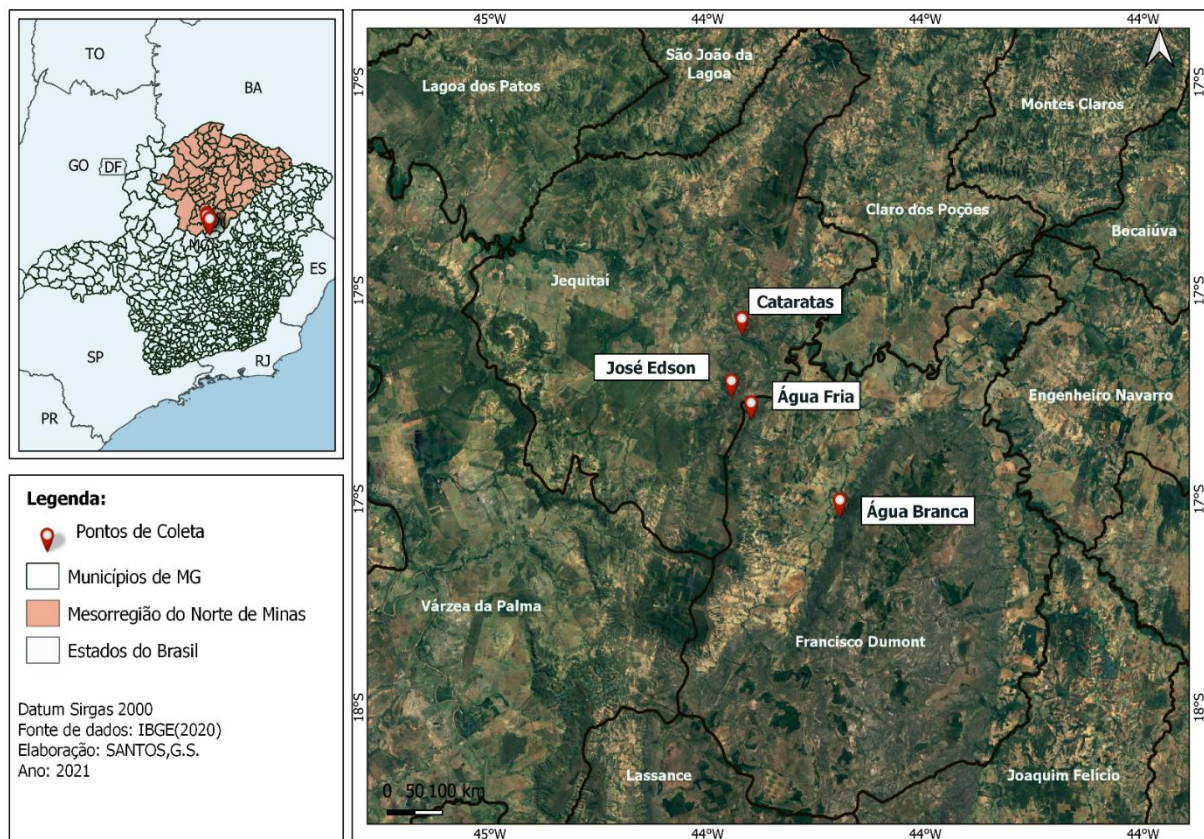
A área de estudo se concentra no município de Jequitaiá, na mesorregião do Norte de Minas Gerais. O município está inserido no domínio morfoclimático do Cerrado, com uma estação seca muito marcada, entre os meses de abril a setembro e uma estação chuvosa entre os meses de outubro a março<sup>21</sup>.

**Tabela 1** - Coordenadas geográficas e altitude das quatro áreas utilizadas para coleta dos anfíbios.

Área	Coordenadas UTM			Altitude (m)	Características
	Fuso	Longitude	Latitude		
Água Branca	23K	573668	8076480	603	Mata de galeria
Água Fria	23K	564178	8086832	822	Cerrado de altitude

José Edson	23K	562070	8089171	720	Cerrado
Cataratas	23K	563215	8095780	649	Cerrado/Mata seca

Esse bioma é caracterizado por apresentar uma heterogeneidade de vegetação, com diferentes fitofisionomias sendo elas: formações florestais que são as matas de galerias, matas ciliares, mata seca e cerradão. As formações savânicas que são o cerrado *stricto sensu*, parque de cerrado, palmeiral e vereda. E as formações campestres que são o campo sujo, campo limpo e campo rupestre<sup>22</sup>. Os locais de amostragem foram divididos em quatro áreas que abrangessem todo o mosaico de vegetação, denominadas como: Água Branca, Água Fria, José Edson e Cataratas (Figura 1; Tabela 1).



**Figura 1** - Mapa de localização dos pontos de coleta dos anfíbios abrangendo o município de Jequitai e Francisco Dumont/MG.

### Coleta de dados



A busca ativa foi o método utilizado para a amostragem por se mostrar mais eficiente<sup>23</sup>. Esse método trata-se do levantamento das espécies por encontros visuais (*visual encounter surveys*)<sup>24</sup>. Os sítios amostrais foram percorridos nos períodos da manhã, crepúsculo e noite, para a realização de censos. Locais passíveis de serem utilizados como abrigo, frestas em acúmulos de pedras e aglomerados rochosos, troncos caídos e madeira empilhada, termiteiros, vegetação marginal e a camada de folhiço que se acumula no chão foram oportunamente examinados.

No período noturno, as buscas foram realizadas em locais próximos a corpos d'água que estejam inseridos dentro dos sítios de amostragem. Os indivíduos foram procurados com o uso de lanterna de luz branca. Ao serem localizados, estes foram capturados manualmente e/ou fotografados para fazerem parte do material testemunho. O registro dos anfíbios anuros foi auxiliado pela técnica da zoofonia (identificação das espécies através das vocalizações emitidas pelos machos)<sup>25</sup>. O esforço de amostragem para esse método foi padronizado por tempo, em 2 horas/homem/dia. As coletas dos anfíbios ocorreram a cada trimestre, representando as estações seca e chuvosa, dentre os anos de 2015, 2018 e 2019.

Os animais que apresentaram dúvidas taxonômicas foram coletados para posterior identificação em laboratório. Os indivíduos foram devidamente eutanasiados utilizando-se cloridrato de lidocaína a 2% e fixados de acordo com as técnicas usuais para cada grupo, utilizando-se formalina 10% para posterior armazenamento por imersão em álcool 70%. Os espécimes coletados são depositados nas coleções científicas de referência da Universidade estadual de Montes Claros - UNIMONTES. As coletas foram efetuadas respeitando-se integralmente a autorização de captura/coleta/transporte emitida pelo órgão fiscalizador atuante.

### **Análise de dados**

Primeiramente, os dados dos anfíbios coletados entre os anos 2015, 2018 e 2019 foram tabulados por cada parcela amostral e seus respectivos anos obtendo os valores de abundância e riqueza. Calculamos as  $\beta$ -diversidades espaciais e temporais utilizando o índice de Sørensen ( $\beta$ SOR)<sup>20</sup>. Utilizamos a presença/ausência de espécies, particionadas também em *turnover* ( $\beta$ SIM) e aninhamento ( $\beta$ NES)<sup>19</sup>.

Para as quatro áreas amostrais avaliou-se a dissimilaridade geral considerando a diversidade  $\beta$  total como ( $\beta$ .SOR), bem como o *turnover* espacial ( $\beta$ .SIM) e componentes de

aninhamento ( $\beta$ .NES)<sup>18,19</sup>. Para tal, utilizou-se o pacote ‘beta-part’<sup>20</sup>. Foram obtidos dados para  $\beta$ -diversidade geral;  $\beta$ -diversidade temporal entre os anos de coleta (2015-18-19) e  $\beta$ -diversidade espacial e temporal entre as áreas de coleta (Água Branca; Água Fria; Cataratas e José Edson).

Nesse trabalho utilizou-se o modelo linear generalizado misto GLMM, aplicando o valor de riqueza/abundância como variável resposta e os locais/anos como variável explicativa, para testar a variação entre as áreas de coleta e os anos amostrais. Os modelos foram testados a partir de análise de variância (ANOVA), comparado a modelos nulos. Todas as análises foram realizadas no software R<sup>26</sup>.

## RESULTADOS

Todos os anfíbios registrados pertenceram à ordem Anura, distribuídos em quatro famílias: Bufonidae (1 gênero, 5 espécies), Cycloramphidae (1 gênero, 1 espécie), Hylidae (4 gêneros, 7 espécies) e Leptodactylidae (3 gêneros, 14 espécies) (Tabela 2).

**Tabela 2** – Lista de anfíbios registrados nas Áreas de Amostragens durante os três anos de amostragem em Jequitaiá, MG.

Espécie	Nome Popular	Tipo de registro	Áreas
<b>Ordem Anura</b>			
<b>Família Bufonidae</b>			
<i>Rhynella diptycha</i>	Sapo	PAN	Água Fria
<i>Rhinella granulosa</i>	Sapo	PAN	Estrada
<i>Rhinella mirandaribeiroi</i>	Sapo	PAN	Água branca
<i>Rhinella rubescens</i>	Sapo	PT	Cataratas
<b>Família Cycloramphidae</b>			
<i>Thoropa megalotympanum</i>	Rãzinha	PT, PAN	Água fria
<b>Família Hylidae</b>			
<i>Boana albopunctata</i>	Perereca	PAN	Cataratas, Água branca
<i>Boana crepitans</i>		PAN	Cataratas
<i>Boana raniceps</i>		PAN	Cataratas, Água branca
<i>Corythomantis greeningi</i>	Perereca-de-capacete	PAN	Água fria

<i>Dendropsophus sp.</i>	Pererequinha	PAN	José Edson
<i>Scinax fuscovarius</i>	Perereca	PAN	Água Fria
<i>Scinax gr. ruber</i>	Perereca	PAN	Água fria
<b>Família Leptodactylidae</b>			
<i>Leptodactylus chaquensis</i>	Rã-manteiga	PAN	Cataratas
<i>Leptodactylus cf. latrans</i>	Rã-manteiga	PAN	Cataratas
<i>Leptodactylus fuscus</i>	Rã-assobiadora	PAN	Água branca, Água fria
<i>Leptodactylus labyrinthicus</i>	Rã-pimenta	PAN	Água branca, Água fria,
<i>Leptodactylus latrans</i>	Rã-manteiga	PAN	Cataratas
<i>Leptodactylus mystacinus</i>	Rã-estriada	PT	Água Branca
<i>Leptodactylus sp.</i>	Rã	PAN	Água fria
<i>Leptodactylus syphax</i>	Rã-pimenta	PAN	Água fria
<i>Leptodactylus troglodytes</i>	Rãzinha	PT, PAN	Água Branca, Água Fria, Cataratas, José Edson
<i>Physalaemus marmoratus</i>	Caçote	PT, PAN	Água branca
<i>Physalaemus cuvieri</i>	Rã-cachorro	PAN	Água branca, Cataratas
<i>Physalaemus nattereri</i>	Rã-quatro-olhos	PAN	Água branca
<i>Physalaemus gr. cuvieri</i>		PAN	Água Fria

**Legenda:** Tipo de Registro: PAN – Procura Ativa Noturna; PT – armadilhas de interceptação e queda.

Ao utilizar os dados dos anfíbios para calcular a Diversidade  $\beta$  geral, (em relação aos anos/coletas) obteve-se para  $\beta$ .SIM (0.857);  $\beta$ .SNE (0.093);  $\beta$ .SOR (0.951). A Diversidade  $\beta$  temporal em relação aos anos (2015-2018-2019), foi  $\beta$ .SIM (0.580);  $\beta$ .SNE (0.058) e  $\beta$ .SOR (0.638). Na análise da Diversidade  $\beta$  espacial, testada entre as áreas de coletadas (Água Branca/Água Fria/Cataratas/José Edson), obteve-se os valores  $\beta$ .SIM (0.644);  $\beta$ .SNE (0.069) e  $\beta$ .SOR (0.714).

**Tabela 3** – Resultados da diversidade  $\beta$  em relação aos anos de coleta de anfíbios.

	Anos de coletas		
	2015	2018	2019
$\beta$ .SIM	0.533	0.583	0.500
$\beta$ .SNE	0.233	0.184	0.351
$\beta$ .SOR	0.766	0.767	0.851

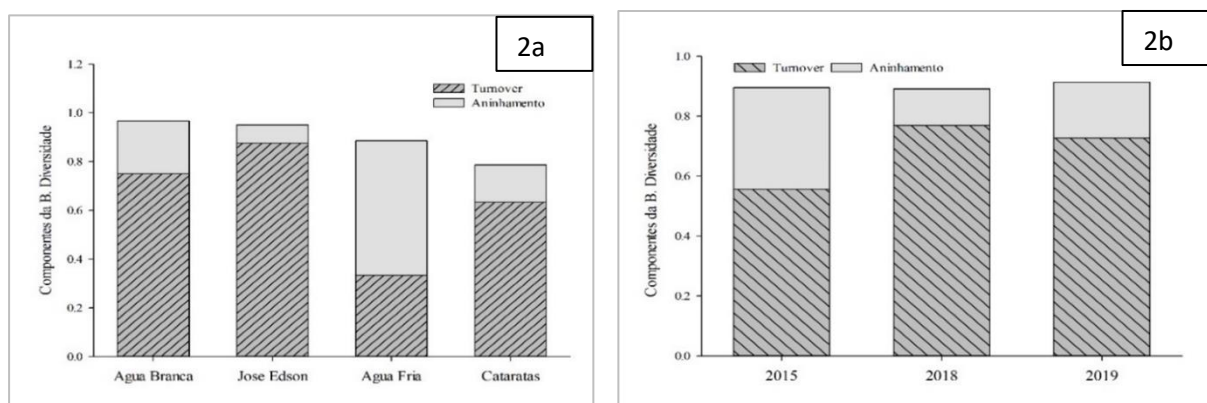


Os resultados obtidos para a diversidade  $\beta$  não demonstraram diferença significativa entre os anos de coleta (Tabela 3). Entretanto, Água Branca apresentou maior diversidade  $\beta$  entre as áreas de coleta ( $\beta$ .SOR 0.916) ( $P < 0,05$ ; Tabela 4).

**Tabela 4** - Resultados da diversidade  $\beta$  em relação às áreas de coleta de anfíbios.

	Água Branca	Água Fria	Cataratas	José Edson
$\beta$ .SIM	0.666	0.333	0.416	0.666
$\beta$ .SNE	0.250	0.380	0.233	0.208
$\beta$ .SOR	0.916	0.714	0.650	0.875

De modo geral, o componente determinante da Diversidade  $\beta$  Temporal nessa amostra analisada é o *turnover*, ou seja, a substituição de espécies entre os locais ocorreu nas áreas (Água Branca, José Edson e Cataratas). Somente na área denominada como Água Fria, o padrão que determinou a diversidade  $\beta$  foi o aninhamento, inferindo que houve a perda ou ganho de espécies de um local para outro<sup>19</sup>(Figura 2).



**Figura 2.** Componentes de Beta diversidade em anuros, turnover e alinhamento entre áreas (2a) e entre anos (2b), em Jequitaiá/MG.

A riqueza dos anfíbios variou significativamente entre as estações do ano ( $p < 0,01456$ ), porém não foi significativo ( $p > 0,53281$ ), em relação aos anos de amostragem (Tabela 5).

**Tabela 5** - Riqueza dos anfíbios em relação aos anos e estações do ano em Jequitaiá, MG.

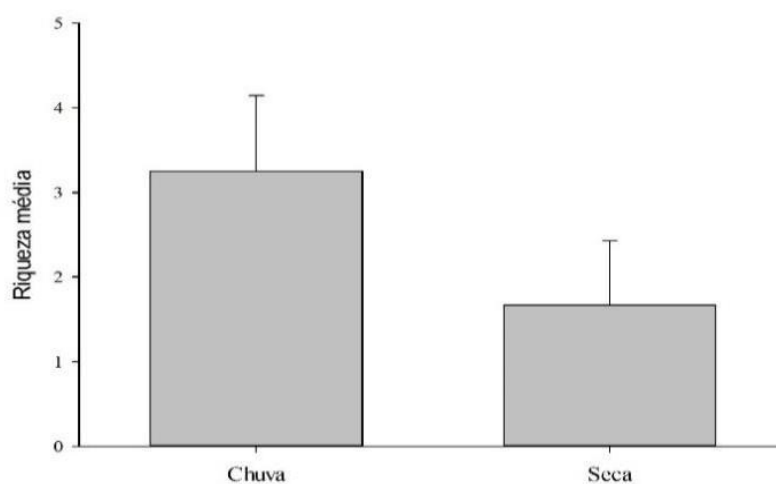
Variável Resposta	Explicativa	Chisq	DF	P	F	Média
-------------------	-------------	-------	----	---	---	-------

<b>Riqueza</b>	Anos	1.2592	2	0.53281	0.6170	2.875(2015); 2.000 (2018); 2.500 (2019);
	Estação	5.9687	1	0.01456	5.8491	1.66 (seca); 3.25 (chuva)

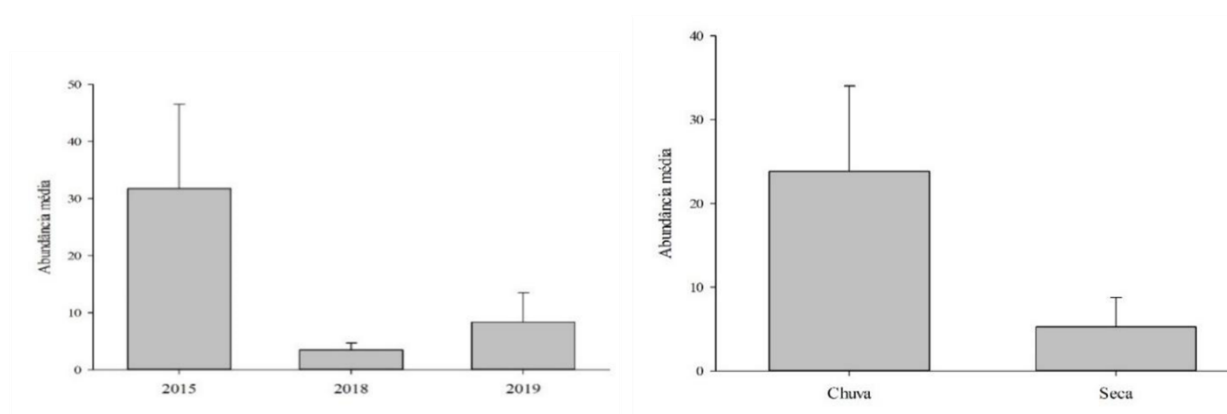
A abundância das espécies variou significativamente tanto em relação as estações (seca e chuva) quanto entre os anos de amostragem ( $p < 0,001$ ) (Tabela 6).

**Tabela 6** - Resultados da abundância dos anfíbios em relação aos anos/estações.

Variável Resposta	Explicativa	Chisq	DF	P	F	Média
<b>Abundância</b>	Anos	190.8	2	< 0.001	94.875	31.75 (2015) 3.50 (2018) 8.37 (2019)
	Estação	118.8	1	< 0.001	118.142	5.25 (seca); 23.83 (chuva)



**Figura 3.** Variação da riqueza média de anuros entre as estações chuvosa e seca em Jequitáí/MG.



**Figura 4.** Abundância média dos anuros em relação aos anos de coleta (2a) e estações chuvosa e seca (2b).

A média da riqueza entre as estações (chuva/seca) indica que houve maior riqueza de espécies na estação chuvosa (Figura 3). A média da abundância indica que a estação seca tem menos anfíbios do que a estação de chuva (Figura 4).

## DISCUSSÃO

O índice Sørensen utilizado na análise é o mais indicado para demonstrar quais foram as espécies compartilhadas dentro de uma amostra<sup>20</sup>. De forma geral, nossos resultados mostraram que o  $\beta$ temporal é menor que o  $\beta$  espacial ( $\beta$ .SOR (0.638);  $\beta$ .SOR (0.951), respectivamente), indicando que há mais mudanças na composição de anfíbios entre as áreas de coleta (Água Branca, Água Fria, Cataratas e José Edson) do que em relação aos anos amostrados (2015-2018-2019). Esse resultado está intimamente ligado a heterogeneidade de habitats das áreas de estudo, uma vez que as áreas amostradas apresentam características distintas de tipos de Cerrado, tais como: Água Branca, caracterizada como Mata de galeria; Água fria, caracterizada como Cerrado de altitude; José Edson caracterizado como Cerrado e Cataratas, caracterizado como Cerrado e Mata Seca<sup>27</sup>.

A hipótese da heterogeneidade ambiental descreve que habitats estruturalmente complexos podem fornecer maior número de espécies por apresentar variedade de habitats e proporcionalmente, variedade de recursos e abrigos, aumentando a diversidade de espécies<sup>28,29</sup>. O Cerrado, bioma que abriga várias fitofisionomias vegetacionais<sup>7</sup> vêm sendo estudado através de sua heterogeneidade para explicar a riqueza e distribuição de espécies<sup>30</sup>. Diversos estudos<sup>31,32,33,34,35</sup> apontam a heterogeneidade de habitats como fator que influencia a comunidade de anfíbios. Segundo Vasconcelos<sup>36</sup>, devido à susceptibilidade dos anuros às condições ambientais, tem sido demonstrado que fatores abióticos como chuva e heterogeneidade da vegetação possuem maior influência sobre a estrutura das comunidades da anurofauna, quando comparados, por exemplo, com fatores bióticos. Araújo<sup>37</sup>, investigou a composição e a influência da heterogeneidade de habitats e variáveis ambientais na diversidade de anfíbios em 2 fragmentos (ilhas) de restinga no Delta do Parnaíba, onde identificou que a heterogeneidade

ambiental das ilhas influencia significativamente a diversidade das espécies de anfíbios em conjunto com a umidade (variável ambiental), enquanto outras variáveis analisadas como a temperatura, apresentou baixa influência e a pluviosidade e fotoperíodo não apresentaram uma relação significativa com a diversidade de anfíbios para esse região.

Nesse trabalho, a distribuição temporal em Água Branca apresentou maior  $\beta$  temporal, ( $\beta$ .SOR 0.916) ( $P < 0,05$ ; Tabela 4). Isso indica que houve maior mudança na composição das espécies de anfíbios nessa área do que em relação as outras três áreas amostradas. O local de amostragem, definido como Água Branca, está localizado no Bioma Cerrado e possui a fitofisionomia de Mata de galeria. Essa fitofisionomia do cerrado apresenta características vegetacional em localidade mais úmida, por se localizar em áreas mais próximos de rios e córregos, formando galerias<sup>22</sup>. A umidade relativa no interior da vegetação é alta mesmo na época mais seca do ano. São localizadas nos fundos de vales ou nas cabeceiras. Geralmente é circundada por faixas de vegetação não florestal em ambas as margens, e ocorre uma transição brusca com formações savânicas e campestres. São definidas como inundável e não-inundável, sendo esta última entendida como vegetação florestal que acompanha um curso de água, onde o lençol freático não está próximo ou sobre a superfície do terreno na maior parte dos trechos o ano todo, mesmo na estação chuvosa<sup>22</sup>. Essas características contribuem com disponibilidade de recursos necessários para a reprodução, abrigo e sobrevivência de anfíbios nessa localidade, correspondendo maior diversidade de anfíbios nessa região do que em relação às outras. Santos *et al*<sup>38</sup>, em seu estudo sobre a composição e a estrutura das comunidades de anuros, analisando a distribuição espacial e diversidade  $\beta$  encontrou maiores riquezas e diversidade de espécies em corpos d'água temporários de longa duração, tendo espécies reprodutoras exclusivas destes ambientes. Da mesma maneira, Campos *et al.*<sup>12</sup>, encontraram maior número de espécies e abundância de anfíbios em lagoas temporárias na borda de floresta de galeria, sendo como fatores explicativos para essa diversidade a heterogeneidade estrutural do habitat e a plasticidade no desenvolvimento larval dos anuros. Nery<sup>39</sup>, também associou em seu estudo de diversidade de anfíbios em áreas antropizadas, que a natureza dos corpos d'água influencia a riqueza de espécies de anuros. São-Pedro *et al.*,<sup>40</sup> notaram que a atividade reprodutiva da maioria das espécies de anfíbios foi associada aos meses chuvosos, ou seja, maior umidade e oferta de água, em três ambientes diferentes sendo lagoa permanente (transição entre mata e pasto), riacho temporário

(campo rupestre) e riacho permanente (mata preservada).Vieira *et al.*<sup>41</sup>, concluíram que a atividade reprodutiva dos anfíbios está associada a disponibilidade de água nos corpos d'água ofertada nas épocas de chuvas, visto a necessidade hídrica na fase larval dos anfíbios, sendo a água/umidade, item necessário à sua sobrevivência no ambiente. Outro estudo na região da Costa Rica também demonstrou que as variações na disponibilidade de água, juntamente às mudanças climáticas podem afetar significativamente as populações de anfíbios, répteis e aves <sup>42</sup>.

A diferença entre as áreas ( $\beta$  espacial) mostrou-se mais relevante do que a variação temporal ( $\beta$  temporal, entre os anos), devido à heterogeneidade na composição das áreas de estudo. Esse padrão pode ser explicado pelo turnover, que foi o componente mais significativo na amostra (Figura 2). Diversos estudos têm utilizado a diversidade  $\beta$  para explicar os padrões e processos de que ocorrem nas comunidades de espécies, tanto de borboletas <sup>43</sup>, besouros <sup>44</sup>, formigas <sup>45</sup>, pássaros terrestres <sup>46</sup>, interação entre planta e abelhas <sup>47</sup>, insetos herbívoros <sup>48</sup>, abelhas e vespas <sup>49</sup> e cupins <sup>50</sup>. Rocha *et al.*,<sup>51</sup>, analisaram a riqueza e composição de rãs em áreas de restinga ao longo de áreas costeiras do Rio de Janeiro, Espírito Santo e Bahia (costa leste brasileira) e seus resultados indicaram que faunas de sapo em repouso ocorreram em um padrão aninhado, indicando que a assembleia atual de rãs de cada área analisada, representa parcialmente um subconjunto aninhado do conjunto original, sendo um padrão de aninhamento resultante provavelmente oriunda da fragmentação intensiva de restingas. Tavares e Silva <sup>52</sup>, avaliaram a distribuição espacial de anuros através da diversidade  $\beta$  e seus componentes de *turnover* e aninhamento associados a paisagem agrícola no sudeste do Brasil e encontraram o *turnover* como componente principal de dissimilaridade de espécies, indicando que as espécies não são um subconjunto de outras mais ricas, surgindo de forma aleatória, portanto as lagoas estão diferindo na composição de anuros, podendo ser resultados de eventos estocásticos, como recrutamento ou colonização aleatória. Melchior *et al.*,<sup>53</sup>, utilizaram diferentes resoluções espaciais (*grain*) e extensões (locais, regiões separadas e regiões agrupadas) na Mata Atlântica brasileira para avaliar a proporcionalidade na distribuição da diversidade  $\beta$  total da composição de espécies de girinos anuros, avaliando os componentes de *turnover* e aninhamento. Os autores descreveram que o turnover (substituição de espécies) foi o principal componente da diversidade  $\beta$ , independentemente da resolução da amostragem e da extensão analisada. Desse modo, os autores concluem que a diversidade  $\beta$  de anuros na Mata Atlântica é principalmente influenciada pela

troca de espécies (*turnover*), em vez de aninhamento (ganho ou perda de espécies). Portanto, a substituição de espécies (*turnover*), encontrado como componente determinante na variação de espécies na comunidade de anfíbios em nosso estudo, tem sido demonstrado como o padrão mais encontrado em estudos sobre diversidade de anfíbios anuros. Ainda, segundo Melchior *et al.*,<sup>53</sup>, os fatores explicativos para a ocorrência de *turnover* de espécies envolvem a troca e substituição de espécies de um local, que podem estar associados a eventos estocásticos, regiões biogeográficas/ barreiras geográficas e seleção/classificação de espécies<sup>54,55</sup>.

A variação na riqueza das espécies foi significativa entre as estações do ano (Tabela 5), não variando entre os anos, tendo sua maior riqueza na estação de chuva (Figura 3). Collins *et al.*,<sup>2</sup>, demonstram em seu estudo, como as mudanças climáticas podem levar ao declínio na diversidade de anfíbios em todo o mundo. Diversos autores como Gottsberger&Gruber<sup>56</sup> enfatizam que durante o início e duração da fase reprodutiva dos anuros os mesmos são diretamente afetados pelos fatores climáticos, principalmente por suas características biológicas que faz com que sejam dependentes da água ou umidade para se reproduzir. Devido ao fato de serem vulneráveis a dessecação, necessariamente na fase larval (aquática), variações no ambiente podem influenciar na diversidade desse grupo<sup>7,57,58,59</sup>. Duellman & Trueb<sup>8</sup>, apontam que nas regiões tropicais a precipitação pluviométrica têm sido um dos principais fatores climáticos preponderantes para a reprodução de anuros<sup>60,61</sup>. Outros autores também indicam que o salto reprodutivo dos anuros concentram-se na estação de chuva, sendo altamente influenciada pela precipitação e temperatura<sup>62,63</sup>. Santos *et al.*<sup>38</sup>, identificaram em estudo numa região sudeste do Brasil, que apresenta uma baixa tendência de chuva (índice pluviométrico anual de 1.100 e 1.500 mm) e altas temperaturas médias anuais, que as espécies reproduziram mais fortemente na época chuvosa, indicando que a reprodução e atividade dos anuros tornam-se mais restritas na época seca. Além dos características biológicas da espécie, segundo Gottsberger e Gruber<sup>56</sup>, a chuva é fator determinante para a viabilidade e duração dos sítios reprodutivos da anurofauna. Diante disso, segundo Blaustein *et al.*<sup>64</sup>, mudanças na temperatura global, precipitação e radiação ultravioleta são apontados como responsáveis pelo declínio da população de anfíbios.

A abundância das espécies variou significativamente tanto em relação as estações (seca e chuva) quanto entre os anos de amostragem (Tabela 6), tendo a estação chuvosa a maior média de espécies (Figura 4). Os anfíbios são espécies que para seu desenvolvimento dependem do



ambiente aquático (forma larvária)<sup>7,65</sup>. As estações chuvosas proporcionam um ambiente mais favorável a sobrevivência e reprodução dos anfíbios<sup>40,41,56</sup>, fazendo com que sua riqueza e abundância aumentem nessa estação, devido as características de sua fase larval. Muitos fatores podem ser elencados para explicar padrões dos declínios de anfíbios<sup>2,4</sup>, devido as espécies (girinos e imagos) serem suscetíveis a exposição à poluição, a contaminação por agrotóxicos e a bioacumulação de compostos químico em sua fase larval que é crucial para seu desenvolvimento<sup>64</sup> afetando a sua evolução no ambiente. Os processos de urbanização - despejos domésticos ou industriais- associados com intensa agricultura - aplicação de defensivos agrícolas- são causadores de grandes mudanças no uso dos solos<sup>2</sup>. Conseqüentemente essas mudanças atinge negativamente cada vez mais a qualidade e quantidade da água disponível. Portanto, afeta diretamente os ecossistemas, que vêm sofrendo alterações devido a esses impactos ambientais<sup>4,66</sup>, interferindo diretamente a existência de várias espécies. Na fase adulta(pós-metamórfica) a principal ameaça é a conversão do seu hábitat natural e a competição com espécies exóticas ou invasoras em determinadas regiões<sup>2,11</sup>, tornando esse grupo vulnerável às ameaças a biodiversidade oriundas principalmente das ações antrópicas<sup>2,4,11</sup>.

O declínio observado da abundância de espécies em função do ano de 2015 à 2018-2019, pode ter sido influenciado pela etapa do desenvolvimento do Projeto Hidroagrícola de Jequitaiá. O projeto prevê a construção de duas barragens, abrangendo as cidades de Jequitaiá, Francisco Dumont e Claro dos Poções. As obras da barragem I, próximas à região de Água Branca, iniciaram em setembro de 2013 e perdurou por 20 meses, sendo paralisadas as atividades em maio de 2015, tendo como objetivo a construção de um barramento<sup>67,68</sup>. Apesar de não concluída, houve mudanças no habitat natural dessa região, através da mudança do solo devido a supressão de vegetação nativa realizada para limpeza das encostas (vias de acesso) e a movimentação de terra para preparação do solo para desvio do curso do rio e isso pode ter afetado a anurofauna local.

## CONCLUSÃO

Através desse estudo, observou-se que a variação entre as áreas ( $\beta$  espacial) foi mais importante devido à heterogeneidade ambiental das áreas abrangidas, tendo o componente da diversidade  $\beta$  determinante o *turnover* de espécies entre as áreas. Além disso, a riqueza e

abundância foram maiores na estação chuvosa devido as características biológicas dos anuros – fase larval (aquática) e fase adulta (terrestre). Conclui-se que na comparação dos dados entre os anos, houve uma queda significativa na abundância provavelmente devido ao processo de degradação observado na região. Portanto, a continuidade do levantamento de dados dos anfíbios nessa região contribuirá para maior avaliação dos fatores que afetam a diversidade da composição das espécies desse grupo.

## REFERÊNCIAS

1. SOCIEDADE BRASILEIRA DE HERPETOLOGIA (SBH). Lista de espécies de anfíbios do Brasil. Sociedade Brasileira de Herpetologia, 2021. Disponível em: <<http://www.sbherpetologia.org.br/checklist/anfibios.html>>. Acesso em: 25 out. 2021.
2. COLLINS, J. P.; STORFER, A. Global amphibian declines: sorting the hypotheses. *Diversity and Distributions*, v. 9, p. 89-98, 2003. doi: 10.1046/j.1472-4642.2003.00012.x.
3. WAKE, D.; VREDENBURG, V. Are we in the midst of the sixth mass extinction? A view from the world of amphibians. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 105, suppl. 1, p. 11466-11473, 2008. doi: 10.1073/pnas.0801921105.
4. STUART, S. N. et al. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science*, v. 306, n. 5702, p. 1783-1786, 2004. doi: 10.1126/science.1103538.
5. TOLEDO, L. F. et al. The review of the Brazilian Forest Act: harmful effects on amphibian conservation. *Biota Neotropica*, v. 10, n. 4, 2010. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/en/abstract?article+bn00410042010>>.
6. REEVES, R. A. Amphibian stress, survival, and habitat quality in restored agricultural wetlands in central Iowa. *Graduate Theses and Dissertations*, v. 14042, 2014. Disponível em: <<https://lib.dr.iastate.edu/etd/14042>>.
7. POUGH, J. H.; JANIS, C. M.; HEISER, J. B. *A vida dos vertebrados*. 4. ed. São Paulo: Atheneu, 2008.
8. DUELLMAN, W. E.; TRUEB, L. *Biology of amphibians*. New York: McGraw-Hill Book Company, 1986. 670 p.
9. HADDAD, C. F. B.; GIOVANELLI, J. G. R.; ALEXANDRINO, J. O aquecimento global e seus efeitos na distribuição e declínio dos anfíbios. In: BUCKERIDGE, M. S. (Org.). *Biologia e mudanças climáticas no Brasil*. 1. ed. São Carlos, SP: Rima Editora, 2008. p. 195-206.
10. STORFER, A. Amphibian declines: future directions. *Diversity and Distributions*, v. 9, p. 151-163, 2003. Disponível em: <<https://doi.org/10.1046/j.1472-4642.2003.00014.x>>.
11. ALLENTOFT, M. E.; O'BRIEN, J. Global amphibian declines, loss of genetic diversity and fitness: a review. *Diversity*, v. 2, p. 47-71, 2010. Disponível em: <<https://doi.org/10.3390/d2010047>>.

12. CAMPOS, V. A. et al. Composition and species richness of anuran amphibians in three different habitats in an agrosystem in Central Brazilian Cerrado. *Biota Neotropica*, v. 13, n. 1, 2013. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v13n1/en/abstract?inventory+bn03213012013>>.
13. POLLET, I.; BENDELL-YOUNG, L. Amphibians as indicators of wetland quality in wetlands formed from oil sands effluent. *Environmental Toxicology and Chemistry*, v. 19, p. 2589-2597, 2000. doi: 10.1002/etc.5620191027.
14. GOULART, M.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. *Revista da FAPAM*, v. 2, n. 1, 2003.
15. DA SILVA, F. D. et al. Avaliação ecotoxicológica da água do igarapé Ouro Preto utilizando a espécie bioindicadora *Leptodactylus petersii*. *South American Journal of Basic Education, Technical and Technological*, v. 5, n. 2, p. 9, 2018.
16. CUSHMAN, S. A. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus. *Biological Conservation*, v. 128, n. 2, p. 231-240, 2006. doi: 10.1016/j.biocon.2005.09.031.
17. WHITTAKER, R. H. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs*, v. 30, p. 279-338, 1960.
18. ANDERSON, M. J. et al. Navigating the multiple meanings of  $\beta$  diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecology Letters*, v. 14, p. 19-28, 2011. doi: 10.1111/j.1461-0248.2010.01552.x.
19. BASELGA, A. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, v. 19, p. 134-143, 2010. doi: 10.1111/j.1466-8238.2009.00490.x.
20. BASELGA, A.; ORME, C. D. L. Betapart: an R package for the study of beta diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, v. 3, p. 808-812, 2012. doi: 10.1111/j.2041-210X.2012.00224.x.
21. AB'SABER, A. N. Os domínios morfoclimáticos na América do Sul. Primeira aproximação. *Geomorfologia*, v. 52, p. 1-21, 1977.
22. RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. As Matas de Galeria no contexto do bioma Cerrado. In: RIBEIRO, J. F.; FONSECA, C. E. L.; SOUZA-SILVA, J. C. (Org.). *Cerrado: Caracterização e recuperação de Matas de Galeria*. Planaltina: EMBRAPA/Cerrados, 2001. p. 29-47.
23. WALDEZ, F.; MENIN, M.; VOGT, R. C. Diversidade de anfíbios e répteis Squamata na região do baixo rio Purus, Amazônia Central, Brasil. *Biota Neotropica*, v. 13, n. 1, p. 300-316, mar. 2013. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1676-06032013000100029&lng=en&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1676-06032013000100029&lng=en&nrm=iso)>. doi: 10.1590/S1676-06032013000100029.
24. CRUMP, M. L.; SCOTT, N. J. Visual encounter surveys. In: *Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians*. Biological Diversity Handbook Series, 1994. p. 84-92.
25. HEYER, W. R. et al. *Measuring and monitoring biological diversity: Standard methods for amphibians*. Washington: Smithsonian Institution Press, 1994.
26. R CORE TEAM. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2019.

27. RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. Fitofisionomias do bioma Cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. de (Ed.). Cerrado: ambiente e flora. Planaltina: EMBRAPA-CPAC, 1998. p. 91-120.
28. TEWS, J. et al. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*, v. 31, p. 79-92, 2004. doi: 10.1046/j.0305-0270.2003.00994.x.
29. MACARTHUR, R. H.; MACARTHUR, J. W. On bird species diversity. *Ecology*, v. 42, p. 594-598, 1961.
30. OLIVEIRA-FILHO, A. T.; RATTER, J. A. Vegetation physiognomies and woody flora of the cerrado biome. In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. (Eds.). *The Cerrados of Brazil*. New York: Columbia University Press, 2002. p. 91-120.
31. PINEDA, E.; HALFFTER, G. Species diversity and habitat fragmentation: frogs in a tropical montane landscape in Mexico. *Biological Conservation*, [S.l.], v. 117, n. 5, p. 499-508, 2004. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.08.009>>.
32. KELLER, A.; RÖDEL, M.-O.; LINSENMAIR, K.E.; GRAFE, T.U. The importance of environmental heterogeneity for species diversity and assemblage structure in Bornean stream frogs. *Journal of Animal Ecology*, [S.l.], v. 78, p. 305-314, 2009. Disponível em: <<https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2008.01457.x>>. Acesso em: 01 jul. 2024.
33. FOERSTER, N.E. Partilha acústica, uso do sítio de vocalização e influência da heterogeneidade ambiental em uma taxocenose de anuros em um remanescente de floresta ombrófila mista. 2014. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2014.
34. NDRIANTSOA, S. H.; RIEMANN, J. C.; RAMINOSOA, N.; RÖDEL, M.-O.; GLOS, J. S. Amphibian Diversity in the Matrix of a Fragmented Landscape Around Ranomafana in Madagascar Depends on Matrix Quality. *Tropical Conservation Science*, [S.l.], 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1177/1940082916686065>>.
35. RIEMANN, J. C.; NDRIANTSOA, S. H.; RÖDEL, M.-O.; GLOS, J. S. Functional diversity in a fragmented landscape — Habitat alterations affect functional trait composition of frog assemblages in Madagascar. *Global Ecology and Conservation*, [S.l.], v. 10, p. 173-183, 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.gecco.2017.03.005>>.
36. VASCONCELOS, T. S. Diversidade, padrões espaciais e temporais de anfíbios anuros em uma floresta estacional semidecidual atlântica, Parque Estadual do Morro do Diabo (PEMD). 2009. Tese (Doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências de Rio Claro, Rio Claro, 2009. Disponível em: <<http://hdl.handle.net/11449/106539>>.
37. ARAÚJO, K. C. Composição e influência da heterogeneidade ambiental na diversidade de anfíbios em fragmentos de restinga no Delta do Parnaíba, nordeste do Brasil. 2017. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2017.
38. SANTOS, T. G.; ROSSA-FERES, D. C.; CASATTI, L. Diversidade e distribuição espaço-temporal de anuros em região com pronunciada estação seca no sudeste do Brasil. *Iheringia. Série Zoologia*, [S.l.], v. 97, n. 1, p. 37-49, 2007. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S0073-47212007000100007>>.

39. NERY, T. C. Diversidade de anfíbios anuros em áreas antropizadas em Vitória da Conquista – BA. 2014. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, Vitória da Conquista, 2014.
40. SÃO-PEDRO, V. A.; FEIO, R. N. Distribuição espacial e sazonal de anuros em três ambientes na Serra do Ouro Branco, extremo sul da Cadeia do Espinhaço, Minas Gerais, Brasil. *Biotemas*, [S.l.], v. 23, n. 1, p. 143-154, 2010.
41. VIEIRA, W. L. S.; ARZABE, C.; SANTANA, G. Composição e Distribuição Espaço-Temporal de Anuros no Cariri Paraibano, Nordeste do Brasil. *Oecologia Brasiliensis*, [S.l.], v. 11, n. 3, p. 383-396, 2007. Disponível em: <<https://doi.org/10.4257/oeco.2007.1103.08>>.
42. POUNDS, J. A.; FOGDEN, M. P. L.; CAMPBELL, J. H. Biological response to climate change on a tropical mountain. *Nature*, [S.l.], v. 398, n. 6728, p. 611–615, 1999. Disponível em: <<https://doi.org/10.1038/19297>>.
43. BEIRÃO, M. V.; NEVES, F. S.; FERNANDES, G. W. Climate and plant structure determine the spatiotemporal butterfly distribution on a tropical mountain. *Biotropica*, [S.l.], v. 53, p. 191–200, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1111/btp.12860>>.
44. TAVARES, A. L. B. Padrões de diversidade beta funcional para comunidade de Scarabaeinae em múltiplos usos da terra na Amazônia brasileira. 2014. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Lavras, 2014.
45. NUNES, C. A.; CASTRO, F. S.; BRANT, H. S. C.; POWELL, S.; SOLAR, R.; FERNANDES, G. W. High Temporal Beta Diversity in an Ant Metacommunity, With Increasing Temporal Functional Replacement Along the Elevational Gradient. *Frontiers in Ecology and Evolution*, [S.l.], v. 8, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.3389/fevo.2020.571439>>.
46. GARCÍA-NAVAS, V.; SATTLER, T.; SCHMID, H.; OZGUL, A. Temporal homogenization of functional and beta diversity in bird communities of the Swiss Alps. *Diversity and Distributions*, [S.l.], v. 26, p. 900–911, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1111/ddi.13076>>.
47. HACHUY-FILHO, L.; BALLARIN, C. S.; AMORIM, F. W. Changes in plant community structure and decrease in floral resource availability lead to a high temporal  $\beta$ -diversity of plant–bee interactions. *Arthropod-Plant Interactions*, [S.l.], v. 14, p. 571–583, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s11829-020-09774-5>>.
48. MACEDO-REIS, L. E.; QUESADA, M.; NEVES, F. S. Forest cover drives insect guild diversity at different landscape scales in tropical dry forests. *Forest Ecology and Management*, [S.l.], v. 443, p. 36-42, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.04.007>>.
49. PERILLO, L. N.; BARBOSA, N. P. U.; SOLAR, R.; NEVES, F. S. Patterns of diversity in a metacommunity of bees and wasps of relictual mountainous forest fragments. *Journal of Insect Conservation*, [S.l.], v. 24, p. 17–34, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s10841-019-00194-2>>.
50. NUNES, C. A.; QUINTINO, A. V.; CONSTANTINO, R.; NEGREIROS, D.; REIS JÚNIOR, R.; FERNANDES, G. W. Patterns of taxonomic and functional diversity of termites along a tropical elevational gradient. *Biotropica*, [S.l.], v. 49, p.49–59, 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1111/btp.12344>>. Acesso em: 01 jul. 2024.



51. ROCHA, C.F.D.; HATANO, F.H.; VRCIBRADIC, D.; VAN SLUYS, M. Frog species richness, composition and beta-diversity in coastal Brazilian restinga habitats. *Brazilian Journal of Biology*, v. 68, n. 1, p. 101-107, 2008. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S1519-69842008000100014>>.
52. TAVARES, H.N.; DA SILVA, F.R. Species turnover drives the spatial distribution of frog beta diversity in farmland ponds. *Journal of Tropical Ecology*, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1017/S0266467419000105>>.
53. MELCHIOR, L.G.; ROSSA-FERES, D.C.; DA SILVA, F.R. Evaluating multiple spatial scales to understand the distribution of anuran beta diversity in the Brazilian Atlantic Forest. *Ecology and Evolution*, v. 7, p. 2403–2413, 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1002/ece3.2852>>.
54. BONNER, L.; DIEHL, W.; ALTIG, R. Physical, chemical and biological dynamics of five temporary dystrophic forest pools in Central Mississippi. *Hydrobiologia*, v. 353, p. 77-89, 1997. Disponível em: <<https://doi.org/10.1023/A:1003098526340>>. Acesso em: 30 jun. 2024.
55. LEIBOLD, M.A.; HOLYOAK, M.; MOUQUET, N.; AMARASEKARE, P.; CHASE, J.M.; HOOPEES, M.F.; GONZALEZ, A. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters*, v. 7, n. 7, p. 601–613, 2004. Disponível em: <<https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00608.x>>.
56. GOTTSBERGER, B.; GRUBER, E. Temporal partitioning of reproductive activity in a Neotropical anuran community. *Journal of Tropical Ecology*, v. 20, p. 271-280, 2004. Disponível em: <<https://doi.org/10.1017/S0266467403001172>>.
57. DUELLMAN, W.E.; TRUEB, L. *Biology of amphibians*. Johns Hopkins University Press, 1994. 789 p.
58. BEEBEE, T.J.C. *Ecology and conservation of amphibians*. London: Chapman & Hall, 1996. 213 p.
59. PRADO, C.P.A.; UETANABARO, M.; HADDAD, C.F.B. Breeding activity patterns, reproductive modes, and habitat use by anurans (Amphibia) in a seasonal environment in the Pantanal, Brazil. *Amphibia-Reptilia*, v. 26, n. 2, p. 211-221, 2005.
60. GASCON, C. Population- and community-level analyses of species occurrences of Central Amazonian rainforest tadpoles. *Ecology*, v. 72, n. 5, p. 1731–1746, 1991. Disponível em: <<https://doi.org/10.2307/1940972>>.
61. TOLEDO, L.F.; ZINA, J.; HADDAD, C.F.B. Distribuição espacial e temporal de uma comunidade de anfíbios anuros do município de Rio Claro, São Paulo, Brasil. *Holos Environment*, v. 3, n. 2, p. 136–149, 2003. DOI: 10.14295/holos.v3i2.1126.
62. KOPP, K.; ETEROVICK, P.C. Fatores que influenciam a estrutura espacial e temporal de assembleias de anuros em lagoas no sudeste do Brasil. *Journal of Natural History*, v. 40, p. 1813-1830, 2006. DOI: 10.1080/00222930601017403.
63. GIARETTA, A.; MENIN, M.; FACURE, K.; KOKUBUM, M.; FILHO, J. Species richness, relative abundance, and habitat of reproduction of terrestrial frogs in the Triângulo Mineiro region, Cerrado biome, southeastern Brazil. *Iheringia Série Zoologia*, v. 98. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S0073-47212008000200002>>.
64. BLAUSTEIN, A.R.; WALLS, S.C.; BANCROFT, B.A.; LAWLER, J.J.; SEARLE, C.L.; GERVASI, S.S. Direct and indirect effects of climate change on amphibian populations. *Diversity*, v. 2, p. 281-313, 2010. Disponível em: <<https://doi.org/10.3390/d2020281>>.



65. GARDNER, T. Declining amphibian populations: a global phenomenon in conservation biology. *Animal Biodiversity and Conservation*, v. 24, n. 2, p. 25–44, 2001.
66. SPARLING, D.W.; FELLERS, G.M. Toxicity of two insecticides to California, USA, anurans and its relevance to declining amphibian populations. *Environmental Toxicology and Chemistry*, v. 28, p. 1696-1703, 2009. Disponível em: <<https://doi.org/10.1897/08-336.1>>.
67. SEAPA. Secretaria de Estado de Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Projeto Jequitai em discussão. Disponível em: <<http://www.agricultura.mg.gov.br/index.php/component/gmg/story/3326-projeto-jequitai-em-discussao-na-secretaria-de-agricultura>>.
68. PROJETO HIDROAGRÍCOLAJEQUITAI. Informativo Trimestral do Projeto Hidroagrícola Jequitai – II Edição – fevereiro de 2015.