



Serviço Público Federal
Universidade Federal do Pará
Campus Universitário de Altamira
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE E CONSERVAÇÃO

PPGBC
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
BIODIVERSIDADE E CONSERVAÇÃO

Fabício Otávio do Nascimento Pereira

**COMPOSIÇÃO DA ASSEMBLEIA DE ANUROS EM ÁREA DE MANEJO
FLORESTAL NA AMAZÔNIA ORIENTAL**

Orientador: Prof. Dr. Emil José Hernández Ruz

Coorientação: Dr. Graciliano Galdino Alves dos
Santos

Prof. Dr. Anderson Borges Serra

ALTAMIRA - PA

ABRIL – 2022

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
CAMPUS ALTAMIRA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE DE CONSERVAÇÃO

Fabício Otávio do Nascimento Pereira

**COMPOSIÇÃO DA ASSEMBLEIA DE ANUOS EM ÁREA DE
MANEJO FLORESTAL NA AMAZÔNIA ORIENTAL**

Orientador: Prof. Dr. Emil José Hernández Ruz

Coorientação: Dr. Graciliano Galdino Alves dos
Santos

Prof. Dr. Anderson Borges Serra

Dissertação a apresentada à Universidade Federal do Pará, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Biodiversidade e Conservação para obtenção do título de Mestre em Biodiversidade e Conservação.

ALTAMIRA - PA

ABRIL – 2022

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) de acordo com ISBD Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Pará
Gerada automaticamente pelo módulo Ficat, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

P436c Pereira, Fabrício.

Composição da assembleia de anuros em área de manejo florestal na Amazônia oriental / Fabrício Pereira. — 2022.
48 f. : il. color.

Orientador(a): Prof. Dr. Emil José Hernández Ruz Coorientador(a): Prof. Dr. Graciliano Galdino Alves dos Santos
/ Anderson Borges Serra

1. Anuros . 2. Manejo florestal . 3. Generalistas florestais .
4. Amazônia. 5. Poças artificiais. I. Título.

CDD 597.817

Fabício Otávio do Nascimento Pereira

COMPOSIÇÃO DA ASSEMBLEIA DE ANUROS EM ÁREA DE MANEJO FLORESTAL NA AMAZÔNIA ORIENTAL

Dissertação a apresentada à Universidade Federal do Pará, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Biodiversidade e Conservação para obtenção do título de Mestre em Biodiversidade e Conservação.

Dr. Elciomar Araújo de Oliveira - PPGBIONORTE
1º Examinador

Dr. Elena Gangenova – UNAM/ARGENTINA
2º Examinador

Prof. Dr. Domingos de Jesus Rodrigues – UFMT
3º Examinador

Dr. Pablo Suárez – CONICET – UNAM/ARGENTINA
4º Examinador

Profª. Dr. Karina Dias Silva - UFPA
5º Examinador

*Dedico este trabalho a minha mãe **Lindalva Maria do Nascimento Pereira**, meu pai **José Otávio Salgado Pereira** e meu irmão **Felipe Otávio do Nascimento Pereira** por todo apoio e preocupação, afim de superar a distância nessa etapa de minha vida*

Quem não tem “Q.I.” tem que fazer sua própria história.

Emil José Hernández Ruz

Agradecimentos

Primeiramente a **Deus**, por sempre me proteger e me guiar. Através da minha fé, tive a mente fortalecida e fui guiado por ele rumo à sabedoria, para a conclusão deste trabalho.

Aos meus pais, **Lindalva Maria do Nascimento Pereira e José Otávio Salgado Pereira**. Sou grato por todo carinho, compreensão e cuidado. Queria deixar claro que vocês são minha base, minha estrutura, meu tudo, e sei que posso contar com vocês em independente do rumo que a minha vida tome. Obrigado por tudo!

Ao Programa de Biodiversidade e Conservação-PPGBC, assim como a Universidade Federal do Pará-UFGPA-Campus Altamira, um Campus do interior que tenho orgulho de fazer parte.

Ao meu orientador, Prof. Dr. **Emil José Hernández Ruz**, pela confiança, conselhos, estímulos, financiamentos, correções, sugestões, idas a campo, papos descontraídos, amizade e apoio durante a realização deste trabalho, só tenho a agradecer, por tudo. O senhor foi um pai!

Aos meus coorientadores **Graciliano Galdino e Anderson Serra** pela confiança, paciência e orientação que me foram dadas desde o primeiro contato.

Aos meus amigos do laboratório de zoologia Adriano Giorgi e amigos que conquistei em altamira - **Andressa, Cleudino, Duda, Guilherme, Isaac, Jamille, José, Júlia, Maylon, Mateus, Pedro, Shimon, Willian** pela harmonia, pelos momentos de descontração, pelos almoços, X-tudo, Pokémon e litrões que dividimos durante esses dois anos. Sem falar da ajuda na identificação dos girinos em meu trabalho e companhia nas idas a campo.

A **Riandra Freitas Varejão** minha amiga, namorada, amada e por muitas vezes psicóloga. Obrigado por sempre estar disposta a me escutar, cuidar, ficar ao meu lado (em particular nas crises de ansiedade que apenas você sabia) e principalmente acreditar que eu seria capaz. O futuro é incerto, e não sei o que ele nos guarda, mas independente disso, você faz parte da minha vida e do homem que me tornei.

Ao meu irmão, **Felipe Otávio do Nascimento Pereira** por seu altruísmo, cuidado, carinho e apoio nas horas difíceis. Obrigado por tudo!

À CAPES, pela concessão da bolsa e a todos que contribuíram de alguma forma para este trabalho ser concluído e que porventura não foram citados, ficam aqui os meus sinceros agradecimentos.

A todos vocês, minha gratidão.

RESUMO

A redução da biodiversidade tem despertado esforços de ecólogos, conservacionistas e da sociedade em geral para entender os efeitos das atividades econômicas sobre suas perdas. Este estudo avalia o efeito do manejo florestal de impacto reduzido, atividade econômica vista como aliada a conservação da Biodiversidade, sobre a composição da assembleia de anuros e os efeitos dos ambientes criados pelo manejo e do tempo pós exploração na assembleia de anuros. Para tanto, foram analisados os efeitos do tipo de fitofisionomia, e tempo de exploração do manejo florestal. O estudo foi desenvolvido na Amazônia Paraense, na unidade de manejo da Fazenda Uberlândia, município de Portel. A coleta de dados em campo ocorreu em meados do período com maior intensidade de chuvas (fevereiro a março de 2021), com amostragem em 84 transectos lineares (25m), no mínimo 500 m distantes entre si. O tempo transcorrido desde a exploração florestal foi de um a seis anos, e de dezessete anos. Analisamos quatro tipos de ambiente, que se formaram em decorrência da exploração, pátio, estrada secundária, ramal de arraste e mata. Em cada transecto foram coletadas quatro variáveis ambientais com o intuito de descrever as características estruturais de cada um dos ambientes: altura média da serapilheira, temperatura, umidade e quantidade de luz. Primeiramente fizemos um teste de autocorrelação espacial de utilizando o índice I de Moran. Analisamos os dados a partir de uma nMDS e com os scores do primeiro eixo gerados pela nMDS, realizamos uma ANOVA vs. tipo de ambiente do manejo, também fizemos um teste de Tukey *a posteriori*, para exemplificar em quais ambientes estavam as diferenças significativas. Além disso, fizemos outra ANOVA para verificar diferenças significativas na riqueza de espécies entre os ambientes. Os impactos da exploração, resultaram em modificações na paisagem, transformando áreas de florestas em um mosaico de habitats modificados e ricos em poças artificiais. Nossos resultados indicam que as espécies que utilizam corpos de água lóticos dominaram nos ambientes de pátio e estradas secundárias onde existe maior depósito de água. Esse processo pode ser benéfico para a assembleia no curto prazo, tendo em vista que os primeiros anos apresentam os efeitos mais significativos do manejo, mas esse resultado pode ter um efeito homogeneizador, tornando a composição da fauna que a princípio era rica em especialistas florestais, em espécies mais adaptadas a ambientes mais abertos e assim diminuindo a diversidade funcional local.

Palavras chave: Anuros, Manejo florestal, Generalistas florestais, Amazônia, Poças artificiais

ABSTRACT

The reduction of biodiversity has awakened efforts by ecologists, conservationists and society in general to understand the effects of economic activities on its losses. This study evaluates the effect of reduced impact forest management, an economic activity seen as allied to Biodiversity conservation, on the composition of the anuran assemblage and the effects of the environments created by the management and the post-exploitation time on the anuran assemblage. For that, the effects of the type of phytophysiognomy, and time of exploration of the forest management were analyzed. The study was carried out in the Amazon region of Pará, in the management unit of Fazenda Uberlândia, in the municipality of Portel. Field data collection took place in the middle of the period with the highest rainfall (February to March 2021), with sampling in 84 linear transects (25m), at least 500 m apart. The time elapsed since logging was from one to six years, and seventeen years. We analyzed four types of environment, which were formed as a result of the exploration, patio, secondary road, trailing branch and forest. In each transect, four environmental variables were collected in order to describe the structural characteristics of each of the environments: average litter height, temperature, humidity and amount of light. First, we performed a spatial autocorrelation test using Moran's I index. We analyzed the data from an nMDS and with the scores of the first axis generated by the nMDS, we performed an ANOVA vs. type of management environment, we also carried out an a posteriori Tukey test, to exemplify in which environments the significant differences were. In addition, we performed another ANOVA to verify significant differences in species richness between environments. The impacts of exploration resulted in changes in the landscape, transforming forested areas into a mosaic of modified habitats rich in artificial puddles. Our results indicate that the species that use lotic water bodies dominated in patio environments and secondary roads where there is greater water deposit. This process can be beneficial for the assemblage in the short term, given that the first years present the most significant effects of management, but this result can have a homogenizing effect, making the composition of the fauna, which at first was rich in forestry specialists, in species more adapted to more open environments and thus reducing local functional diversity.

Keywords: Anurans, Forest management, Forest generalists, Amazon, Artificial ponds

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	11
2	MATERIAL E MÉTODOS	13
2.1	Área de estudo	13
2.2	Amostragem.....	16
2.3	Preparo de amostras	18
2.4	Análises de dados.....	18
3	RESULTADOS	19
3.1	Composição da assembleia e Influência do manejo	22
3.2	Variáveis ambientais.....	25
4	DISCUSSÃO.....	26
	CONCLUSÕES	30
	REFERÊNCIAS	31

1 INTRODUÇÃO

A conversão de habitat é a principal ação antrópica responsável pela perda da biodiversidade em escala global (MAXWELL *et al.*, 2016). Entender e reduzir esse efeito de forma imediata é uma tarefa urgente (POPESCU *et al.*, 2012, LECLÈRE *et al.*, 2020). O manejo florestal tem sido apresentado como uma alternativa econômica à exploração convencional baseada no corte que degrada a floresta e extrapola a capacidade da mesma em se recuperar (ITTO, 2000, FAO 2004, MACPHERSON *et al.*, 2012).

As práticas implementadas pelo manejo florestal são vistas como promotoras na tentativa de conservar a biodiversidade, ao mesmo tempo que proporciona a realização de atividades econômicas em áreas de floresta (MACPHERSON *et al.*, 2012). Assim, tal atividade tem como intuito reduzir os impactos dessa atividade sobre a floresta e sua biodiversidade (RAVENEL & GRANOFF, 2004, PUTZ *et al.*, 2008). Porém, seus efeitos sobre a fauna ainda são controversos, tendo diferentes grupos de vertebrados apresentado respostas positivas e outras negativas (DODD JR. & SMITH 2003, BURIVALOVA *et al.*, 2014).

A distribuição e diversidade das espécies é associada diretamente a fatores ecológicos (TUOMISTO & RUOKOLAINEN, 1997) e fatores ambientais (BURIVALOVA *et al.*, 2014). Anfíbios são particularmente sensíveis a variações ambientais (HOPKINS, 2007), e a capacidade do grupo em responder a esse tipo de mudança na paisagem, é um tema em ascensão (BITAR *et al.*, 2015). Sabe-se que a distribuição e diversidade dos anfíbios estão intimamente ligadas a presença de habitats reprodutivos (VAIRA, 2003), além de fatores ecológicos (BITAR *et al.*, 2015) e qualidade dos habitats (POPESCU *et al.*, 2012, KPAN *et al.*, 2021).

Declínio rápido de populações, aumento de espécies generalistas e estruturação da comunidade a partir da regeneração da floresta, são respostas já identificadas em pesquisas sobre o impacto do manejo florestal em anfíbios. Os declínios rápidos de populações (TILGHMAN *et al.*, 2012), ocorrem eventualmente devido a respostas comportamentais ao evitar novos ambientes gerados pelo manejo (POPESCU & HUNTER, 2011), ou por alterações na incidência de luz, umidade relativa do ar e do solo, eliminação de refúgios, que são fatores importantes para sobrevivência ou permanência das espécies no local (CAMARGO & KAPOS, 1995, VITT & CALDWELL, 2001), ou alteração na disponibilidade de presas (FREDERICKSEN *et al.*, 1999, FREDERICKSEN & FREDERICKSEN, 2002).

O incremento de espécies generalistas acontece devido a ocupação de novos nichos gerados no processo de exploração (LEMCKERT, 1999; VITT & CALDWELL, 2001; FREDERICKSEN *et al.*, 2004; MIRANDA *et al.*, 2014). Assim como a qualidade dos habitats (POPESCU *et al.*, 2012) e fatores ecológicos (BITAR *et al.*, 2015) influenciam fortemente em como a comunidade vai reagir aos estágios de sucessão da floresta, tendo em vista que a comunidade acompanha a regeneração da mesma (KPAN *et al.*, 2021), por isso, destaca-se a importância de usar estratégias de manejo refinadas que contemplem ciclos de colheita mais longos, quando o objetivo for conservar e restaurar a diversidade original em ecossistemas florestais explorados (KPAN *et al.*, 2021).

Estudos em áreas de manejo florestal, em florestas temperadas da América do Norte indicaram que a presença de plantas herbáceas e diversidade de microhabitats no solo florestal podem funcionar como buffers que evitam o isolamento e dessecação de anuros terrestres e fossoriais principalmente juvenis em processo de dispersão (HAGGERTY *et al.*, 2019a, HAGGERTY *et al.*, 2019b). Nessa relação, a diversidade de plantas herbáceas pode desempenhar um papel importante no incremento da diversidade de insetos que servem como alimento para muitas espécies de anuros (HAHN & ORROCK, 2015).

Na região Neotropical ainda não existe uma literatura extensa e bem discutida para apontar tendências geradas pelo manejo florestal em comunidades de anfíbios (VITT & CALDWELL 2001, VAIRA, 2002, GIBSON *et al.*, 2011, EDWARDS *et al.*, 2012, PUTZ *et al.*, 2012, ADUM, *et al.*, 2013, MIRANDA *et al.*, 2014, KPAN *et al.*, 2021). Por isso, torna-se desafiador, entender e quantificar os efeitos do manejo florestal nos padrões de ocorrência e abundância de anuros devido aos seus ciclos de vida complexos (POPESCU *et al.*, 2012), principalmente quando estágios de história de vida podem ocorrer em habitats disjuntos e em diferentes escalas espaciais (CUSHMAN, 2006).

Estruturas como estradas abertas e pátios para as operações do manejo florestal geram poças artificiais com água, o que pressupõe que anuros podem ser favorecidos reprodutivamente (VITT & CALDWELL 2001, ERNST *et al.*, 2016). Para anfíbios que se reproduzem em corpos d'água (lênticos ou lóticos), a persistência da população a longo prazo depende da conservação dos ambientes aquáticos e terrestres (SEMLITSCH, 1998; GIBBONS, 2003).

Sendo assim, estudamos uma assembleia de anuros como um modelo de resposta de vertebrados, já que anfíbios são sensíveis às mudanças ambientais (STUART *et al.*,

2004). Nesse contexto, anuros tornam-se modelos ideais para estudar efeitos da perturbação florestal (HÖLTING *et al.*, 2016, BRÜNING *et al.*, 2018, KPAN *et al.*, 2021). Levando em consideração que vários estudos comprovam que anuros respondem, até mesmo a níveis baixos de perturbação (ERNST *et al.*, 2006, CABALLERO-GINI *et al.*, 2019, ANUNCIACÃO *et al.*, 2021).

Nesse sentido, analisamos os efeitos do manejo florestal sobre uma assembleia de anuros, mais especificamente: (1) examinar qual foi o impacto dos ambientes criados pelo manejo florestal na composição da assembleia de anuros; e (2) analisar qual foi o efeito do tempo de exploração madeireira do manejo florestal sobre a composição da assembleia de anuros. Nossa hipótese é que: (1) Áreas mais impactadas pelo manejo, apresentarão maior riqueza e abundância de espécies; (2) A composição geral da assembleia será caracterizada por uma fauna de espécies generalistas, que têm alta abundância, em decorrência aos impactos que geraram novos ambientes com maior disponibilidade de água.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado na fazenda Uberlândia, propriedade particular (S 3° 3' 49" e W 50° 5' 28"), localizada na microrregião do baixo Tocantins. A fazenda abrange os municípios de: Baião, Portel, Oeiras do Pará e Bagre. Possui maior parte de seu território e sede localizada na cidade de Baião com acesso pela rodovia Transcamaeté (BR 422). O clima predominante na região é tropical úmido, segundo a classificação de Köppen, apresentando uma curta estação seca, do tipo Am (PEEL *et al.*, 2007), com precipitação média anual de 1.900 a 2400 mm e temperatura média anual de 27° C (ALVARES *et al.*, 2013).

A fazenda é coberta predominantemente por floresta nativa preservada onde ocorre o manejo florestal há aproximadamente 20 anos de acordo com as regulamentações ambientais brasileiras, e os requisitos de Certificação Florestal no âmbito do FSC (Forest Stewardship Council). As colheitas obedecem às regulamentações do FSC, respeitando que cada UPA (unidade de produção anual) só poderá ser explorada novamente após um ciclo de 30–35 anos dentro de um sistema silvicultural policíclico sustentável, que de acordo com Silva (1999), é amplamente recomendado para uso em florestas de Terra firme na Amazônia Brasileira (Figura 1).

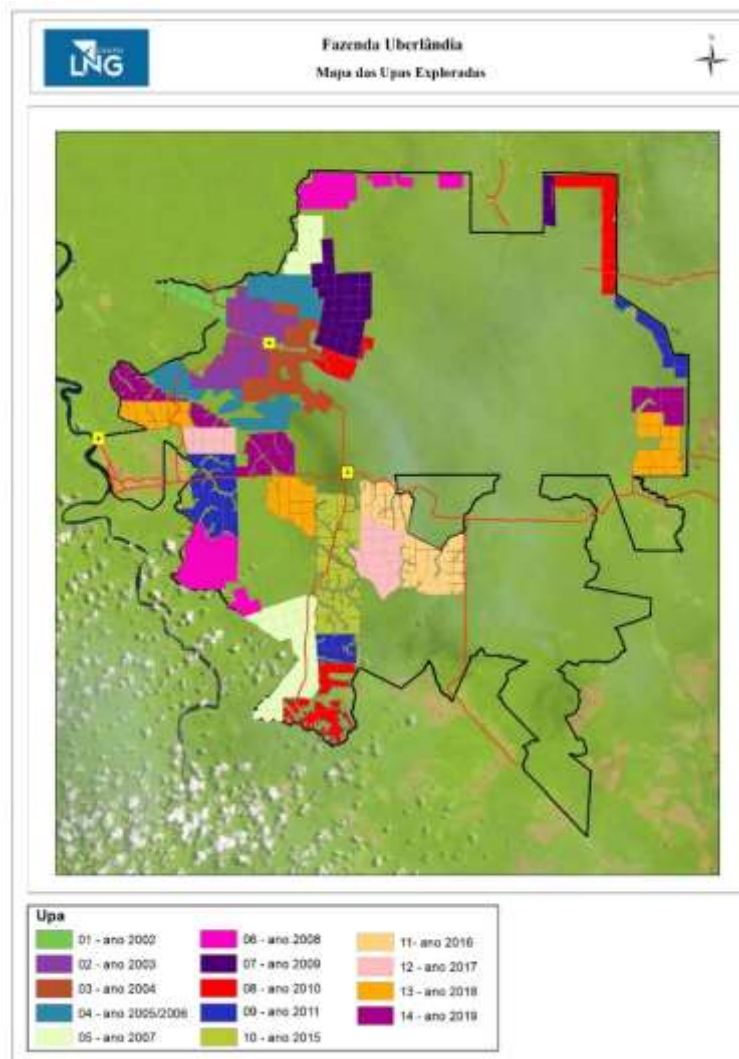


Figura 1: Unidades de Produção Anual da UMF Uberlândia (fonte LN Guerra. Verificar SANTOS *et al.*, 2016) indicando o ano de exploração separados por coloração.

A localidade é constituída por quatro tipos de ecossistemas florestais que são: floresta ombrófila densa, floresta ombrófila aberta com cipó, floresta ombrófila aberta aluvial e floresta ombrófila densa periodicamente alagada (SANTOS *et al.*, 2016) (Figura 2).

A área total da localidade abrange 153.115,03 ha, já, a área exclusiva de manejo é de 128.934,69 hectares, que constitui a Unidade de Manejo Florestal - Uberlândia, com 15 UPA já exploradas onde cerca de 3.800 hectares por Unidade de Produção Anual (UPA) (ha/ano), além de 24.180,34 ha de florestas, naturais de proteção integral (SANTOS *et al.*, 2016). Nas UPAs estudadas, todas as árvores com diâmetro a altura do peito (DAP) ≥ 40 cm são inventariadas e a partir disso, são selecionadas as árvores para

corte em cada Unidade de Trabalho (UT), que são subdivisões da UPA, e onde ocorre a exploração propriamente dita. Os dados fornecidos pela empresa responsável pela concessão indicam que cada UPA explorada são retiradas, em média, 2,69 árvores /ha.

Tabela 1: Número de árvores extraídas em cada Unidade de produção anual, organizadas. Fonte: Grupo LN Guerra.

UPA	Total de árvores exploradas	Árvore por ha
10	13.429	3,27
11	9.259	2,80
12	9.670	3,57
13	13.407	3,43
14	10.213	2,96
15	5.320	1,49
SIQ	4.115	1,25

A fazenda é de propriedade do grupo empresarial Martins, com arrendamento para o manejo florestal desde 2011 para o Grupo LN Guerra.

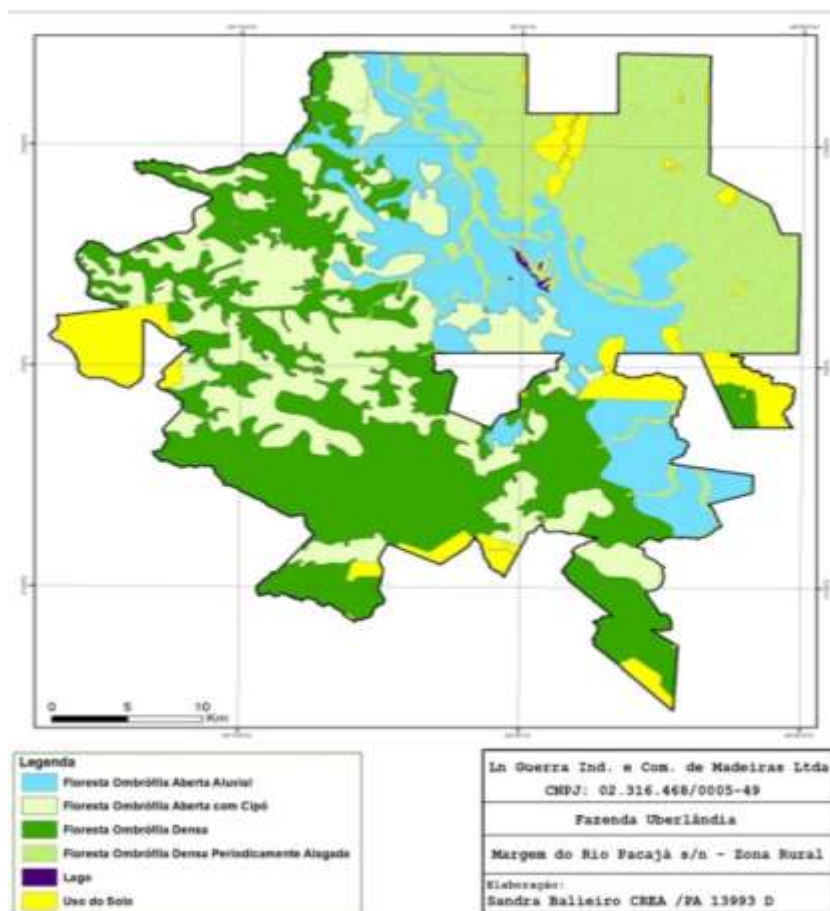


Figura 2: Caracterização da cobertura florestal da UMF Uberlândia (fonte SANTOS *et al.*, 2016).

2.2 Amostragem

A área de manejo efetivo da UMF – Uberlândia corresponde a 128.934,69 hectares e, a partir disso, selecionamos sete Upas com diferentes anos de exploração (17, 7, 6, 5, 4, 3, 2) (Figura 3), levamos em consideração o tempo final de exploração (tempo de exploração máximo: 17 anos, tempo de exploração mínimo: 2 anos) e a distância entre as UPAs (distância máxima: 37 km, distância mínima: dois km) para escolha das mesmas. Além disso, a facilidade de acesso para locomoção dentro desses locais, foi levada em consideração para estabelecimento dos transectos. Em cada UPA foram instalados 12 transectos com uma distância mínima de 500 m entre eles (BITAR *et al.*, 2015, BITAR *et al.*, 2017) (três em cada ambiente, totalizando 84 no total), nos ambientes listados abaixo

Pátio: São aberturas de 20 m x 25 m (BRASIL, 2007), que estão localizados ao longo de estradas secundárias ou principais, tem a função de estocar e facilitar a saída das toras de madeira da unidade de trabalho. Nesses locais, são retiradas toda a vegetação e as camadas superficiais do solo, para facilitar o movimento dos maquinários e o armazenamento das toras, o que influencia diretamente no microclima local e a compactação do solo (KARSTEN *et al.*, 2014).

Estradas secundárias: São vias que têm por objetivo atender o tráfego de grandes veículos (ônibus, tratores, caminhões) durante o período de exploração de cada UPA, ligam os pátios com as estradas principais.

Ramal de arraste: São trilhas nas quais circulam os Skidders (tratores florestais articulados com tração 4x4, 6x6 ou 8x8, que desempenham a função de arrastar a árvores cortadas de dentro do talhão até a beira da estrada ou pátio) para buscar árvores caídas e levar até os pátios de estocagem. Nesses ramais são deixadas as arvoretas e folhiço, que evitam a exposição direta do solo.

Florestas: Vegetação nativa, que se encontram dentro das UPAs. Não sofreram o impacto direto da exploração florestal, mas encontram-se relativamente perto dos ambientes explorados.

Para evitar pseudoréplicas, levamos em consideração a distância mínima de 500 metros entre os transectos (BITAR *et al.*, 2015, BITAR *et al.*, 2017). Em cada UPA, foram realizadas amostragens diárias durante 40 dias na metade do período chuvoso (fevereiro a março). Optamos em fazer nesse período, pois levamos em consideração a facilidade logística no momento em que foi realizado o trabalho, tendo em vista que o

período de amostragem foi um dos mais intensos da pandemia de COVID-19. Utilizamos o método de encontro visual (CRUMP e SCOTT, 1994) e captura manual dos adultos/juvenis e girinos com peneira. Adicionalmente, foram registrados vestígios de reprodução (juvenis recém metamorfoseados ou ninhos). As amostragens foram realizadas no período da manhã (06:00h até 08:00h). pois esse era o horário permitido para as atividades dentro da localidade.

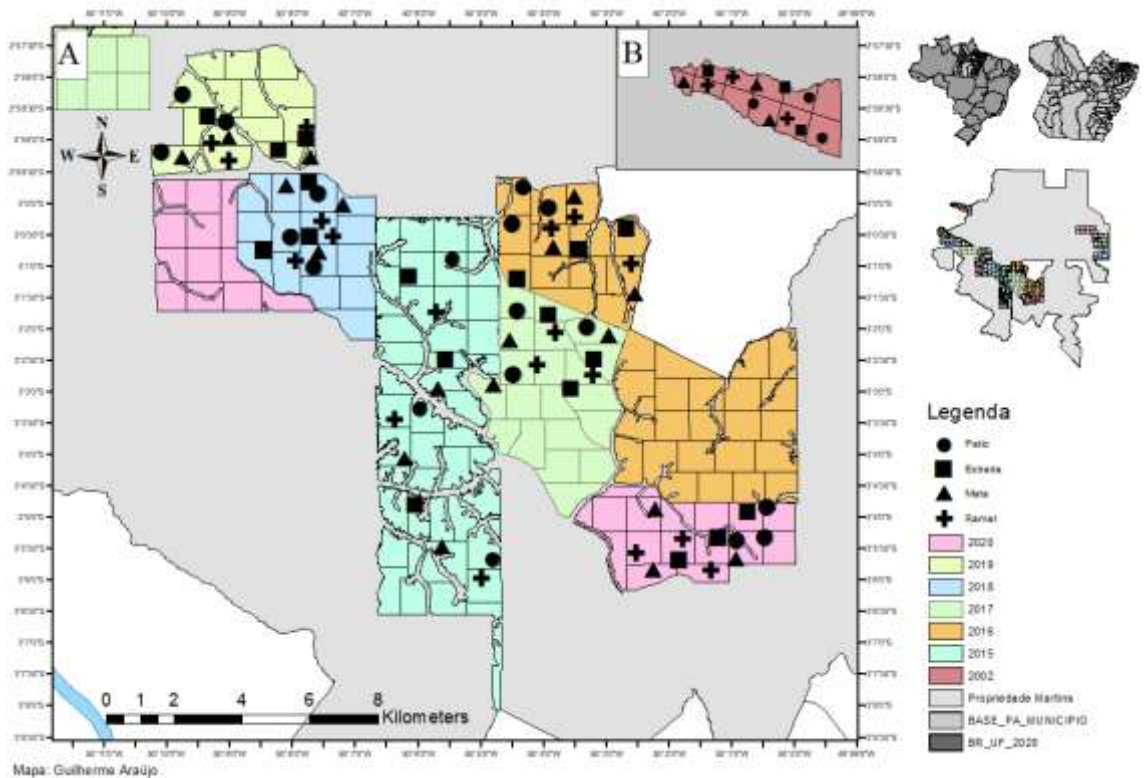


Figura 3: A) Mapa representando os transectos nas upa de 2015 a 2020, onde foram feitas amostragens. B) Mapa representando os transectos da upa de 2002. Cada símbolo representa um tipo de ambiente e a cor da área, a upa e seu respectivo ano de exploração.

Amostramos cada ambiente a partir de um transecto de 25 m baseado na metodologia de ERNST & RÖDEL, 2005, KPAN *et al.*, 2021. Adicionalmente, levamos em consideração para os tamanhos dos transectos a norma federal que diz respeito ao tamanho dos pátios em áreas de manejo florestal, que equivalem a 25 m² (BRASIL, 2007), com o intuito de padronizar os tamanhos das áreas amostradas.

Em cada transecto, mensuramos as seguintes variáveis ambientais:

Altura média da serrapilheira (cm): Medimos a altura de serrapilheira em três pontos diferentes em cada um dos transectos (Início, meio e final do transecto). Usamos uma régua, colocada na posição vertical até o contato com o solo.

Medimos a Temperatura (°C) e umidade (%): com um termo-higrômetro (Akso, modelo AK28) posto sobre o chão, para que temperaturas externas não influenciasses na medição. As medições foram realizadas entre seis e oito horas da manhã

Medimos a Quantidade de luz (lux): com um luxímetro (lux meter, modelo MT-30), colocado na altura do solo, e medido três vezes em cada transecto (início, metade e final). As medições foram realizadas entre seis e oito horas da manhã.

2.3 Preparo de amostras

Sacrificamos 3 representantes adultos, com uma overdose de Cloridrato de Lidocaína a 2%, aplicado na região torácica ou diretamente no coração e fixados em formalina a 10%. Os girinos foram coletados com o auxílio de uma peneira de 30x30 centímetros. Como a intenção do trabalho não era amostrar um maior número de riqueza, padronizamos três peneiradas em cada corpo d'água, e não levamos em consideração a relação espécie área, já que nossa intenção era saber o tipo de dano que são causados em decorrência do manejo. A partir disso, eles foram colocados diretamente em álcool gel 70%, a fim de preservar seu material genético e, posteriormente, fixados em formalina a 10%. A identificação dos exemplares adultos foi feita através de comparação direta com exemplares identificados da coleção herpetológica do laboratório de zoologia da UFPA/Altamira, com ajuda de especialistas e utilizando chaves taxonômicas de Cole *et al.*, (2013). Para a identificação dos girinos, utilizamos as chaves taxonômicas de Hero (1990) e Dubeux *et al.*, (2021). Todos os espécimes foram armazenados no laboratório de Zoologia da UFPA/Altamira. Para a identificação que chegou até nível de grupo, utilizamos Pereyra *et al.*, (2021) para *Rhinella* gr. *margaritifera*, Fouquet *et al.*, (2016) para *Boana* gr. *geographica* e Orrico *et al.*, (2021) para *Dendropsophus* gr. *microcephalus*

2.4 Análises de dados

Utilizamos a riqueza de espécie para expressar se havia efeito do tipo de ambiente e período pós-exploratório na assembleia, através de uma análise de variância (ANOVA) (ZAR, 1999), que testava a riqueza vs tipo de ambiente + tempo pós-exploratório (UPA), as premissas de homoscedasticidade foram avaliadas pelo teste de Levene. Também testamos se existe autocorrelação espacial entre a riqueza de espécies nas parcelas da área de estudo através do teste de Moran's I, e não houve correlação espacial entre as parcelas (p=0.534).

Para testar as hipóteses do trabalho, realizamos a análise de escalonamento multidimensional não métrico (nMDS), utilizando a matriz de abundância de anuros (usando duas dimensões e dissimilaridade de Bray Curtis). Por ser uma ordenação com caráter descritivo, buscando enxergar padrões de distribuição baseados nas variáveis independentes, utilizamos cores, para classificar as parcelas por tipo de ambiente (Figura 4) e também por ano de exploração (Figura 5). Posteriormente aplicamos o teste envfit (CLARKE & AINSWORTH, 1993) para testar a correlação das variáveis: tempo pós-exploração, tipo de ambiente, luminosidade, altura média de serrapilheira, temperatura e umidade sobre ordenação da comunidade.

Como o tipo de ambiente foi um dos fatores significativos, extraímos os escores das parcelas na NMDS e fizemos uma análise de variância (ANOVA), escores vs. tipo de ambiente e um teste a posteriori de Tukey, para identificar quais ambientes tiveram diferença significativa. Em relação a questão temporal, não houveram medidas repetidas pois cada UPA representava um tempo pós-exploração diferente, tivemos amostras como independentes.

3 RESULTADOS

Registramos uma abundância de 710 anuros de 19 espécies distribuídas em seis famílias. Sendo que, 155 foram de juvenis (21,82%), 208 de girinos (29,30%) e 347 de indivíduos adultos (48,88%). A família Hylidae apresentou o maior número de espécies, representadas por três gêneros: *Boana* (uma espécie), *Dendropsophus* (quatro espécies) e *Scinax* (uma espécie). As famílias Leptodactylidae, Bufonidae e Phyllomedusidae apresentaram maior riqueza em comparação aos demais gêneros do trabalho (quatro, e três espécies, respectivamente). A espécie mais frequentemente encontrada foi *Rhinella* gr. *margaritifera* (41 transectos e 115 indivíduos). *Leptodactylus mystaceus* e *Adenomera* sp. foram encontrados em 39 e 29 parcelas, respectivamente (tabela 2).

Tabela 2: Tabela expressando a riqueza e abundância de espécies levando em consideração a UPA/Ano de exploração e o tipo de ambiente.

UPA: Unidade de produção anual; Amb: Ambiente; Riq: Riqueza; Abu: Abundância; Amer: *Amereega* sp.; Rhmarg: *Rhinella* gr. *margaritifera*; Prist: *Pristimantis giorgii*; Adegal: *Adelphobates galactonotus*; Phys: *Physalaemus* sp.; Lepent: *Leptodactylus pentadactylus*; Lepmys: *Leptodactylus mystaceus*; Adeno: *Adenomera* sp.; Rhmari: *R. marina*; Scneb: *Scinax nebulosus*; Phyvail: *Phyllomedusa vaillantii*; Phylo sp: *Phyllomedusa* sp.; Pithyp: *Pithecopus hypochondrialis*; Denmela: *Dendropsophus melanargyreus*; Denmin: *D. minutus*; Denmicr: *D. gr. microcephalus*; Dendro. sp: *Dendropsophus* sp.; Boageo: *Boana geographica*; Rhigran: *R. granulosa*.

UPA	Amb	Riq	Abu	Amer	Rhmar	Prist	Adegal	Phys	Lepent	Lepmys	Adeno	Rhmari	Scneb	Phyvail	Phylo sp	Pithyp	Denmela	Denmin	Denmicr	Dendro. sp	Boageo	Rhigran
2002	ES	2	5	0	0	0	0	4	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2002	RA	3	8	0	0	0	0	3	0	3	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2002	MA	4	14	4	5	0	0	0	0	4	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2002	PA	5	31	6	9	0	0	0	1	10	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2015	ES	4	24	0	6	0	1	0	0	8	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2015	RA	4	19	0	5	6	0	0	0	3	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2015	MA	5	23	7	5	1	0	0	0	9	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2015	PA	6	45	0	7	0	0	0	0	2	0	10	0	2	0	8	0	0	12	4	0	0
2016	ES	3	5	2	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2016	RA	5	10	1	1	0	0	2	0	3	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2016	MA	6	25	1	6	3	0	2	0	7	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2016	PA	11	80	1	1	0	0	3	0	0	2	7	0	2	0	8	3	36	13	4	0	0
2017	ES	6	99	4	3	7	0	2	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	75
2017	RA	2	2	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2017	MA	3	16	0	3	5	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

2017	PA	3	15	0	5	0	0	8	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2018	ES	11	57	1	5	0	0	3	1	11	1	0	3	0	0	0	0	16	0	14	1	1
2018	RA	3	14	0	0	9	0	0	0	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2018	MA	6	23	3	7	2	0	0	0	5	5	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2018	PA	6	23	0	8	2	0	1	0	3	0	5	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0
2019	ES	7	30	2	9	3	0	6	0	3	3	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2019	RA	5	17	0	1	7	0	2	0	6	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2019	MA	5	34	3	8	3	0	0	0	15	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2019	PA	3	14	0	1	0	0	7	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2020	ES	8	13	0	2	1	0	3	0	0	2	0	0	1	1	2	0	0	0	0	0	1
2020	RA	4	19	0	5	6	0	0	0	7	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2020	MA	4	33	3	12	0	0	0	0	15	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2020	PA	5	12	0	0	1	0	0	0	3	0	5	0	0	0	0	2	0	0	1	0	0

3.1 Composição da assembleia e Influência do manejo

Quando analisamos o efeito do ambiente + tempo sobre a assembleia, utilizando a riqueza como nossa variável resposta, não encontramos efeitos significativos, pois a ANOVA não apresentou diferença significativa entre os ambientes (Ambiente $p = > 0,270$; Tempo $p = 0,158$) (Tabela 3).

Tabela 3: Representação dos valores da análise de variância (ANOVA), que testa a influência do tempo (UPA) + tipo de ambiente, sobre a riqueza da assembleia

	Df	Sum Sq	Mean sq	F value	Pr(>F)
UPA	1	9.95	9.947	2.129	0.158
Ambiente	3	19.54	6.512	1.393	0.270
Residuals	23	107.48	4.673		

Na nMDS, quando agrupamos as amostras por tipo de ambiente (Figura 4), existem alguns agrupamentos bem definidos entre os transectos (transectos de mesmo ambiente, ou de ambientes parecidos, estão próximos no gráfico). Percebemos que o envfit apontou que existe efeito significativo das variáveis luminosidade e tipo de ambiente entre os tratamentos ($p > 0,002$). A ANOVA utilizando os escores do primeiro eixo da nMDS mostrou que existe diferença significativa entre os ambientes ($p < 0,05$), e o teste *à posteriori*, demonstrou que essa diferença significativa estava quando eram comparados os ambientes de pátio x floresta (Teste de Tukey, $p = 0,03$) e pátio x ramal de arraste (Teste de Tukey, $p = 0,001$).

A partir da nMDS percebemos que quando organizamos uma matriz de abundância de espécies vs. tipo de ambiente (Floresta, ramal, pátio e estrada secundária), existe um padrão bem destacado. Diferentemente de quando optamos em organizar por ano de exploração, onde o padrão foi de não agrupamento, tendo em vista que as unidades amostrais ficaram bem espaçadas, não formando agrupamento tendo em vista que as cores (pontos) não tiveram um padrão (Figura 5).

Observamos que o ambiente floresta apresentou pouca variação quando comparado com os outros ambientes e isso foi observado na pouca distância entre os pontos do gráfico que representam os transectos. Ramais de arraste apresentaram seus pontos mais espaçados em comparação com os de floresta, mas apresentavam tendências a se parecer mais com os de mata. Os transectos de pátio e estrada secundária, se

apresentaram mais dispersos. Em relação à proximidade: os ambientes de ramal de arraste, se organizaram próximos aos ambientes de mata.

Florestas e ramais de arraste compartilharam as mesmas espécies com as estradas secundárias, que foi o ambiente que apresentou maior riqueza. Notamos também que, mesmo esses ambientes compartilhando espécies, eles apresentaram uma composição distinta, tendo em vista que ambientes de estradas secundárias apresentam uma riqueza maior em decorrência do impacto do manejo. Observamos também que existe uma tendência dos transectos de ramal se assemelharem mais aos de floresta, já que eles apresentaram as mesmas espécies, diferenciando apenas na abundância pelo fato deles estarem próximos à floresta florestas (Figura 4). Além disso, a elipse que agrupa os pontos de ramal de arraste se sobrepõe a de mata, corroborando a ideia de que os ambientes de ramal tendem a se assemelharem cada vez mais aos ambientes de floresta.

A distribuição mais espaçada dos ambientes de pátio mostra que a composição não foi similar em sua grande maioria quando comparamos os ambientes de pátio entre si. Quando a comparação é feita com os outros ambientes, percebemos que os pátios se assemelharam em composição a todos os ambientes (todas as espécies, com exceção *Rhinella granulosa*, *Adelphobates galactonotus* e *Pithecopus hypochondrialis*). Isso indica que eles podem ter funcionado como um “sítio reprodutivo” para várias espécies em decorrência da disponibilidade de água no local e das quantidades de girinos registrados.

As estradas secundárias também apresentaram um padrão um pouco mais espaçado em relação a organização dos transectos, além de também apresentarem uma alta densidade de girinos, que pode ser relacionado à disponibilidade de água. A partir disto, também deduzimos que esse local também possa ter funcionado como um sítio reprodutivo, assim como os ambientes de pátio.

Em relação a homogeneidade das elipses, é notório que os locais de mata foram os mais bem agrupados, devido a semelhança que existe entre as espécies que ocorrem naqueles locais. Em contrapartida, estradas secundárias tiveram a elipse menos homogênea, pois ela apresentou alta abundância de espécies específicas, fazendo com que seus pontos ficassem longe do centro da ordenação.

No caso de pátios de estocagem e estradas secundárias, mesmo que seus pontos de amostragem sejam dispersos, eles se assemelhavam a grande maioria dos outros

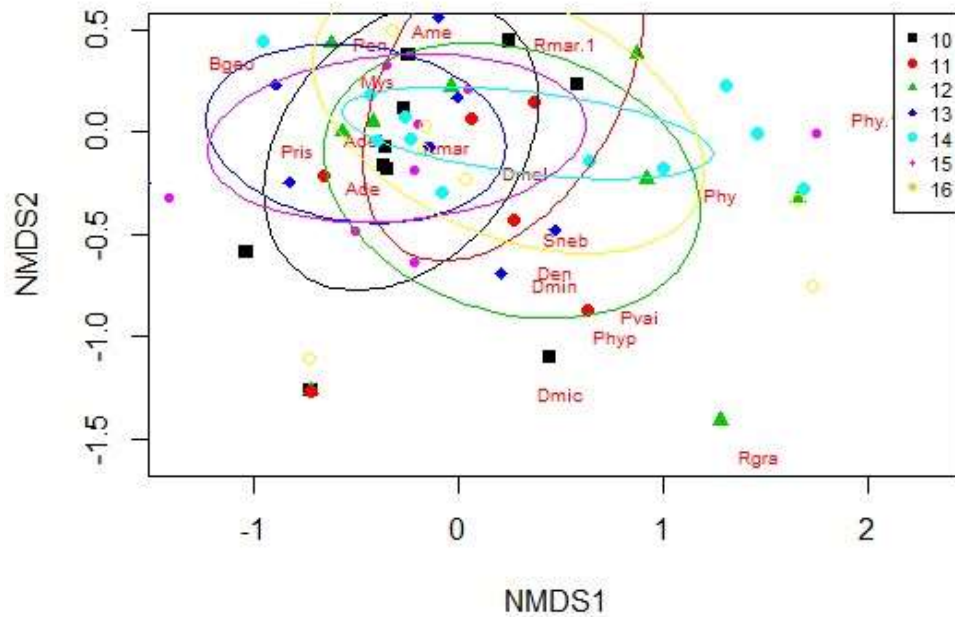


FIGURA 5: Ordenação multidimensional não métrica (nMDS) com base na composição das assembleias, levando em consideração o tempo de exploração (sete UPAs diferentes [Upa 15, um ano do término da exploração; 14, dois anos; 13, três anos; 12, quatro anos; 11, cinco anos; 10, seis anos; 16, 17 anos). A forma e a cor representam o ano no qual a UPA foi explorada.

3.2 Variáveis ambientais

Das variáveis coletadas, que analisamos para explicar os padrões encontrados, apenas duas foram significativas: Luminosidade ($p = 0,03$) e tipo de ambiente ($p = 0,004$). Vale ressaltar que os locais com o maior índice de luminosidade foram os ambientes que classificamos com o grau de impacto mais forte (pátio e estrada secundária). Ambos aparentavam maior disponibilidade de água, mais girinos e tipos de modos reprodutivos, logo entendemos que a disponibilidade de água no local pode ter sido importante para a composição da assembleia. Percebemos que o tipo de ambiente foi o fator que mais influenciou na composição e estrutura etária da assembleia, já que no trabalho, tal variável pode ser relacionado com a intensidade do impacto do manejo.

4 DISCUSSÃO

Amostramos uma maior riqueza das famílias Hylidae e Leptodactylidae, o que é comum para ambientes neotropicais (DUELLMAN & TRUEB, 1994), considerando que os gêneros registrados no trabalho são frequentes na região, apresentam ampla distribuição na bacia amazônica (FILHO, 2010) e os Hilídeos representando a família com maior número de espécies no Brasil (SILVA *et al.*, 2011). Além disso, a disponibilidade de água nos locais de estudo, em decorrência dos impactos das operações madeireiras (VITT & CALDWELL, 2001), possibilitou a alta riqueza desses gêneros, visto que a reprodução dos indivíduos dessas duas famílias que foram encontradas no trabalho, são intimamente ligadas à água (HADDAD & PRADO, 2005, BITAR *et al.*, 2012), assim destacamos, que a estratégia reprodutiva pode influenciar em como a espécie reage a perturbação (FREDERICKSEN & FREDERICKSEN 2004).

A riqueza e composição de espécies foram similares entre os ambientes com exploração mais recente e mais longo, assim como em outros táxons (pássaros: DUNN, 2004; plantas: ROZENDAAL *et al.*, 2019; anuros: HERNÁNDEZ-ORDÓÑEZ *et al.*, 2015, ASAD *et al.*, 2021). Após 17 anos da atividade de extração, riqueza e composição permaneceram indistinguíveis nos ambientes de floresta e ramal. No entanto, os primeiros cinco anos após o final da exploração apresentam os maiores impedimentos, para o estabelecimento das comunidades de anfíbios (KEENAN & KIMMINS 1993).

Resultados semelhantes foram relatados por Hölting (2016) para o norte da Amazônia, em concessões certificadas pelo FSC, contemplando períodos de tempos curtos (dois a quatro anos pós-corte). Assim como Adum *et al.*, (2013) identificaram uma recuperação da assembleia de anfíbios de serrapilheira em florestas tropicais na costa do marfim, e descobriram que a assembleia se tornou similar cerca de 20 anos após o final da exploração. Resultado semelhante foi alcançado em nosso trabalho para nossos tratamentos de mata e ramal de arraste 17 anos após a extração.

Essas semelhanças na composição e riqueza, podem ser relacionadas ao número de árvores retirado por hectare (aproximadamente três árvores/ha) (tabela 1), como ocorreu em Adum (2013). Estudos na Guiana e Costa do Marfim demonstram que o número de árvores retirados por hectare, podem explicar a semelhança entre os ambientes, pois eles apontam que as assembleias não se recuperaram aos níveis anteriores, mesmo 45 anos após a extração com média de 19,5 árvores/ha, ou quando um número desconhecido de árvores foi retirado (ERNST & RÖDEL 2005, ERNST *et al.*, 2006,

KPAN *et al.*, 2021). O que sustenta nossa explicação de que um menor número de árvores retirado por hectare, é diretamente proporcional à riqueza, pois gera uma maior diversidade de plantas, e mais refúgios, evitando que anuros terrestres e fossoriais, principalmente juvenis em processo de dispersão sofram a dessecação (HAGGERTY *et al.*, 2019a, HAGGERTY *et al.*, 2019b), favorecendo a similaridade entre os ambientes.

Das obrigatoriedades impostas pelo FSC (Forest Stewardship Council) para a funcionalidade do manejo, preveem que a retirada das toras que são levadas até os pátios deve ser feita com o auxílio de Skidders, para que a floresta não seja tão alterada, e assim, diminuir os impactos tanto na fauna quanto na flora (ITTO, 2018). Em nosso trabalho relatamos que tal exigência foi positiva para os anfíbios, tendo em vista que não houve diferença significativa entre a composição de espécies entre floresta e ramal de arraste e as variáveis que expressam o ambiente permaneceram relativamente constantes.

Além da extração de madeira que afeta as assembleias, a composição que não foi significativamente diferente entre ramais e florestas, também pode ser relacionada a fatores intrínsecos tanto das espécies (TUOMISTO & RUOKOLAINEN, 1997) quanto do ambiente (BURIVALOVA *et al.*, 2014; GOUTTE *et al.*, 2017, BRÜNING *et al.*, 2018, KAPAN *et al.*, 2021). Além disso, características da paisagem entre esses ambientes (LINDENMAYER *et al.*, 2012), e a presença de igarapés permanentes que atravessam as florestas exploradas (ADUM *et al.*, 2013), dão indícios de que esses locais estejam funcionando como reservatórios de espécies florestais, mantendo a semelhança entre os locais de mata e ramal. No entanto, foi evidente uma dominância de espécies generalistas em particular nos ambientes de pátio e estradas secundárias, pois registramos vários indivíduos tolerantes a distúrbios que não foram encontrados em ambientes de ramal e florestas. Por exemplo *L. mystaceus*, *Rhinella* gr. *margaritifera*, *R. granulosa*, *R. marina*, *Adenomera* sp., *Pristimantis giorgii*, *Dendropsophus minutus*, *Physalaemus* sp., são considerados espécies generalistas e estavam presentes apenas em ambientes de pátio e estrada, além de apresentarem alta abundância.

Todas as espécies citadas como generalistas, com exceção de *Pristimantis giorgii* tem fases de reprodução em água parada (HADDAD & PRADO, 2005, BITAR *et al.*, 2012), corroborando a ideia de que nesses ambientes elas foram favorecidas reprodutivamente. Uma maior capacidade de dispersão somada a adaptação a ambientes abertos e características reprodutivas ligadas à água parada (OLDEN *et al.*, 2004; OLDEN & ROONEY, 2006), permite com que essas espécies sejam mais frequentes

nessas fisionomias recém-formadas (CALDWELL, 1989; VITT & CALDWELL, 2001; MIRANDA *et al.*, 2014). Assim relatamos que os generalistas conseguem ocupar tanto os ambientes intocados (BITAR *et al.*, 2015) quanto os novos nichos gerados em virtude do manejo (VITT & CALDWELL, 2001; MIRANDA *et al.*, 2014).

Mudança na composição de espécies foi registrada por Vallan (2004) quatro anos após a extração de madeira em uma floresta tropical no leste de Madagascar; espécies características de florestas intocadas foram numericamente dominadas por espécies adaptadas à florestas perturbadas. Uma substituição semelhante foi observada em fragmentos florestais com mais de dez anos no parque nacional Tai, na costa do marfim (HILLERS *et al.*, 2008). Assim como Miranda *et al.*, (2014), registraram uma assembleia mais característica de florestas perturbadas, no Acre e Amazônia, após a extração madeireira e, notaram um padrão similar ao encontrado por Vitt & Caldwell (2001) também na Amazônia, com um maior número de espécies no pós-manejo, e espécies se reproduzindo nos novos microhabitats. Portanto, essas espécies adaptadas a locais perturbados são favorecidas nos novos ambientes criados pelo manejo (ERNST *et al.*, 2016).

Na Amazônia Central, Vitt e Caldwell (2001) relataram que *Physalaemus cuvieri* (Fitzinger, 1826), *Engystomops freibergi* (Donoso-Barros, 1969) e várias espécies das famílias Bufonidae e Hylidae foram favorecidas reprodutivamente com a formação de microhabitats resultantes das operações de manejo florestal. Também, em áreas onde a floresta foi degradada, em decorrência de atividades madeireiras, poças artificiais que retêm água parada, surgiram levando ao aumento de girinos e adultos de *Boana geographica*, sugerindo que a reprodução dessa espécie é favorecida nesse tipo de ambiente (VITT & CALDWELL, 2001).

A partir disso, inferimos que esses ambientes criados artificialmente em nosso trabalho, são utilizados pelas espécies como locais propícios para a reprodução, em razão da disponibilidade de água e maiores índices de umidade que são necessários para as necessidades fisiológicas dos anuros (SINSCH 1990, DUELLMAN & TRUEB 1994), e por serem os únicos ambientes a apresentarem girinos (o que indica que as espécies estão se reproduzindo em um determinado local). Também, em contraste aos ambientes aquáticos naturais, esses novos habitats conseguem perdurar por muito mais tempo, exercendo um papel importante na dinâmica das assembleias de anfíbios após a exploração (HÖLTING *et al.*, 2016).

Em contrapartida ao favorecimento das espécies generalistas devido as poças criadas em decorrência do manejo, Popescu *et al.*, (2012) avaliaram diferentes intensidades de exploração e tempo sobre o uso de habitat por juvenis de anuros especialistas e generalista e encontraram que as espécies especialistas evitam utilizar habitats onde é feito corte raso, ou manejado, quando comparado com áreas onde não houve corte. No relativo ao tempo pós-exploração, Keenan e Kimmins (1993) apontaram que os efeitos mais significativos da perturbação da exploração madeireira no uso do habitat dos anfíbios provavelmente ocorrem nos primeiros cinco anos pós-exploração, devido às condições microclimáticas adversas associadas à remoção do dossel.

Além disso, Crump (2015) destacou que a construção de estradas (que são alterações que podem ser encontradas em áreas manejadas), influencia diretamente na dinâmica da comunidade, pois anuros que se reproduzem em água parada, se expõem à desidratação potencial, predação e aumento de poluentes à medida que se movem de um criadouro para outro. Assim como Vaira (2003) também salientou sobre os impactos de estradas, mas especificamente em áreas de manejo, relatando que a construção das mesmas, podem destruir os habitats reprodutivos de muitas espécies e que a presença desses locais é mais importante até mesmo que a intensidade do impacto.

Sabe-se que existe uma ligação direta entre riqueza de anuros e disponibilidade de corpos d'água (SINSCH 1990, DUELLMAN & TRUEB 1994, GOUTTE *et al.*, 2017, BRÜNING *et al.*, 2018), principalmente durante a temporada de reprodução (BERNARDE, 2007). Os pátios de estocagem e estradas secundárias proporcionam piscinas artificiais perenes para as espécies, auxiliando na recuperação da fauna pós-exploração (ERNST *et al.*, 2006), favorecendo espécies que se reproduzem tanto em ambientes lóticos, quanto em ambientes lênticos.

Além disso, a disponibilidade de água nesses ambientes, e a floresta que circunda os pátios, os torna menos suscetíveis a mudanças bruscas de temperatura e umidade, oferecendo habitats mais estáveis e, portanto, mais favoráveis a um número maior de espécies em um curto prazo, do que os ambientes que podem estar em um estágio sucessional caracterizado pela recolonização de espécies nativas e colonização de espécies invasoras (SCOTT, 1982, HEINEN, 1992).

Espécies como *Leptodactylus mystaceus* e *Rhinella* gr. *margaritifera* foram favorecidas nesses ambientes em nosso trabalho, e isso pode ser atribuído a diversos

fatores. Ambos são anuros maiores que as outras espécies encontradas no trabalho e, existem estudos que apontam um aumento da abundância de insetos em clareiras, mostrando que os artrópodes grandes, como gafanhotos e aranhas, são favorecidos em tamanho nas clareiras, em decorrência da vegetação ser muito mais complexa variando de solo exposto a locais com grandes acumulações de material morto e caído (FREDERICKSEN *et al.*, 1999, FREDERICKSEN & FREDERICKSEN, 2002).

Esse grupo de insetos poderiam servir de recurso alimentar para *L. mystaceus* e *R. gr. margaritifera* já que eles são grandes demais para servir de alimento para anuros menores encontrados no trabalho. Além disso, *R. gr. margaritifera* por ser um sapo, não é tão dependente de umidade, devido apresentar pele mais seca, o que permite tolerar melhor as temperaturas e taxas de insolação altas, provocadas pelas clareiras (YOUNG *et al.*, 2005).

CONCLUSÕES

As evidências indicam que o tempo pós-exploração não influenciou significativamente na estruturação da assembleia, mas sim o tipo de ambiente. Observamos que o tipo de impacto determinou quais espécies conseguiriam sobreviver no local. O estudo também permite afirmar que locais que sofrem impactos equivalentes, apresentam composição de espécies semelhante.

Há provas de que a da fauna de anuros tende a voltar ao seu estágio inicial em florestas tropicais a partir da intensidade de impacto que é exercido sobre o ambiente, haja vista que locais com alterações parecidas tiveram resultados semelhantes. Entretanto, essa similaridade também se estendeu para alguns pontos que diferiam no tipo de impacto, por meio da inserção de espécies generalistas com maior capacidade de dispersão pela homogeneização da fauna em decorrência dos impactos do manejo.

Confirmamos que os impactos na floresta original, transformando a mesma em ambientes mais abertos e com mais disponibilidade de água, leva à substituição de espécies tipicamente florestais, por outras normalmente encontradas em ambientes mais abertos, mais tolerantes à perturbação e mais bem adaptadas ao estresse hidrológico e às altas temperaturas.

Também, ficou clara a ligação dos girinos e espécies generalistas, tanto arborícolas quanto terrestres com os ambientes pátio e ramal de arraste, pois eles apresentaram maior disponibilidade de água, e tais espécies foram favorecidas reprodutivamente.

REFERÊNCIAS

ADUM, G.B. *et al.*, Re-discovery of the Giant West African Squeaker, *Arthroleptis krokosua* Ernst, Agyei & Rödel, 2008 (Amphibia: Anura: Arthroleptidae) in two forests of south-western Ghana with observations on the species' variability and habitat preferences. **Zootaxa**, [S,l] v. 2744, n. 1, p. 34-38, 2011. Disponível em: https://www.researchgate.net/profile/Gilbert-Adum/publication/264001753_Re-discovery_of_the_Giant_West_African_Squeaker_Arthroleptis_krokosua_Ernst_Agyei_Rodel_2008_Amphibia_Anura_Arthroleptidae_in_two_forests_of_south-western_Ghana_with_observations_on_the_species'_varia/links/02e7e53cd59cb57c2f000000/Re-discovery-of-the-Giant-West-African-Squeaker-Arthroleptis-krokosua-Ernst-Agyei-Roedel-2008-Amphibia-Anura-Arthroleptidae-in-two-forests-of-south-western-Ghana-with-observations-on-the-species.pdf. Acesso em: 09 Fev. 2022.

ANUNCIACÃO, P. R. *et al.* Taxonomic and functional threshold responses of vertebrate communities in the Atlantic Forest Hotspot. **Biological Conservation**, [S.l] v. 257, p. 109137, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109137>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320721001890>. Acesso: 06 Fev 2022

ASAD, S. *et al.* Amphibian responses to conventional and reduced impact logging. **Forest Ecology and Management**, [S,l] v. 484, p. 118949, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.118949>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112721000384>. Acesso em: 20 Fev. 2022.

BERNARDE, P. S; MACEDO, L C. Impacto do desmatamento e formação de pastagens sobre a anurofauna de serapilheira em Rondônia. **Iheringia. Série Zoologia**, [S,l] v. 98, p. 454-459, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0073-47212008000400006>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/isz/a/9jS4wxMbbprQVGHkdXLpHsn/?lang=pt&format=html>. Acesso em: 09 Fev. 2022.

BITAR, Y. O. C. *et al.* Species composition and reproductive modes of anurans from a transitional Amazonian forest, Brazil. **Zoologia (Curitiba)**, [S,l] v. 29, n. 1, p. 19-26, 2012. DOI: 10.1590/S1984-46702012000100003 Disponível em: <https://www.scielo.br/j/zool/a/z665Nq5hvw8jprv9Ly8NfNd/?format=pdf&lang=en>. Acesso em: 09 Fev 2022.

BITAR, Y. O. C. *et al.* Anuran beta diversity in a mosaic anthropogenic landscape in transitional Amazon. **Bioone**, [S,l] v. 49, n. 1, p. 75-82. DOI: 10.1670/13-041. Disponível em: <http://www.bioone.org/doi/full/10.1670/13-041>. Acesso em: 17 Abr 2022

BITAR, Y. O. C. *et al.* Species turnover in Amazonian frogs: low predictability and large differences among forests: **Biotropica**, [S,l], v. 49, n. 5, p. 695-705, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1111/btp.12428>. Disponível em: https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/btp.12428?casa_token=xtnRGKVJXAcAAAAA%3AAbbSf1FSMxDIFJ8DnbP1gH2Z4pX_fe5g193Gcafim7hOm0qRhTjYCljGTXI9cL5H8HvhBz2t3hogrxCx4 >. Acesso em: 22 Abr. 2021.

BRASIL. Norma de execução IBAMA nº1 de 24/04/2007. Disponível em: https://www.normasbrasil.com.br/norma/norma-de-execucao-1-2007_90937.html.

Acesso em: 02 de Jul. 2021.

BURIVALOVA, Z. *et al.* Thresholds of logging intensity to maintain tropical forest biodiversity. **Current biology**, [S.l.] v. 24, n. 16, p. 1893-1898, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cub.2014.06.065> disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960982214007829>>. Acesso em: 22 Abr. 2021.

BRÜNING, L. Z. *et al.* Land-use heterogeneity by small-scale agriculture promotes amphibian diversity in montane agroforestry systems of northeast Colombia. **Agriculture, ecosystems & environment**, [S.l.] v. 264, p. 15-23, 2018 DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.05.011>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167880918302019> Acesso em: 09 Fev. 2022.

CABALLERO, G. A. *et al.* Composition of terrestrial anurans in areas with different degrees of alteration in San Rafael National Park (Paraguay). **South American Journal of Herpetology**, [S.l.] v. 14, n. 1, p. 48-57, 2019. DOI: <https://doi.org/10.2994/SAJH-D-17-00050.1>. Disponível em: <https://bioone.org/journals/south-american-journal-of-herpetology/volume-14/issue-1/SAJH-D-17-00050.1/Composition-of-Terrestrial-Anurans-in-Areas-with-Different-Degrees-of/10.2994/SAJH-D-17-00050.1.full>. Acesso em: 02 Fev. 2022.

CALDWELL, J. P. Structure and behavior of *Hyla geographica* tadpole schools, with comments on classification of group behavior in tadpoles. **Copeia**, p. 938-948, 1989. DOI: <https://doi.org/10.2307/1445980>. Disponível em: <https://www.jstor.org/stable/1445980?seq=1>. Acesso em: 02 Fev 2022.

CAMARGO, J. L. C.; KAPOV, V. Complex edge effects on soil moisture and microclimate in central Amazonian Forest. **Journal of Tropical Ecology**, [S.l.], p. 205-221, 1995. DOI: <https://doi.org/10.1017/S026646740000866X>. Disponível em: <https://www.jstor.org/stable/pdf/2560108.pdf>>. Acesso em: 22 Abr. 2021.

CARR, L. W.; FAHRIG, L. Effect of road traffic on two amphibian species of differing vagility. **Conservation Biology**, [S.l], v. 15, n. 4, p. 1071-1078, 2001. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2001.0150041071.x>. Disponível em: <https://conbio.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1046/j.15231739.2001.0150041071.x>. Acesso em: 22 Abr. 2021.

CHELGREN, N. D. *et al.* Carryover aquatic effects on survival of metamorphic frogs during pond emigration. **Aplicações ecológicas** [S.l], v. 16, n. 1, pág. 250-261, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1890/04-0329>. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1890/04-0329>. Acesso em: 30 Jun 2021

CLARKE K. R. Non-parametric multivariate analyses of changes in Community structure Australian Journal of Ecology. 18, 117-143. 1993.

COLE, C. J. *et al.* Amphibians and reptiles of Guyana, South America: illustrated keys, annotated species accounts, and a biogeographic synopsis. **Proceedings of the Biological Society of Washington**, [S.l], v. 125, n. 4, p. 317-578, 2013. DOI: <https://doi.org/10.2988/0006-324X-125.4.317>. Disponível em: <https://meridian.allenpress.com/pbsw/article-abstract/125/4/317/105269/Amphibians-and-reptiles-of-Guyana-South-America>. Acesso em: 30 Jun. 2021.

COLLINS, J. P.; CRUMP, M. L. **Extinction in Our Times: Global Amphibian Decline**. 1. Ed. New York: Oxford University Press, 2009

CRUMP ML; SCOTT JR NJ. Visual encounter surveys. *In*: Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians. Heyer, W.R., Donnelly, M.A., McDiarmid, R.W., Hayek, L.C., Foster, M.S., Eds. Smithsonian Institution Press, Washington. 1994.

CRUMP, M. L. Anuran reproductive modes: evolving perspectives. **Journal of Herpetology**, [S.l], v. 49, n. 1, p. 1-16, 2015. DOI: <http://www.bioone.org/doi/full/10.1670/14-097>. Disponível em: <https://meridian.allenpress.com/journal-of-herpetology/article-abstract/49/1/1/197220/Anuran-Reproductive-Modes-Evolving-Perspectives>. Acesso em: 30 Jun. 2021.

CUSHMAN, S. A. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: a review and prospectus. **Biological conservation**, [S.l], v. 128, n. 2, p. 231-240, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.031>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320705003940>. Acesso em: 30 Jun. 2021.

DODD, C. K.; SMITH, L. L. **Habitat destruction and alteration. Historical trends and future prospects for Amphibians**. p. 94-112. In: SEMLITSCH, R D. Amphibian conservation. Smithsonian Institution Press. 324p. 2003.

DUBEUX, M. J. M. *et al.* Morphological characterization and taxonomic key of tadpoles (Amphibia: Anura) from the northern region of the Atlantic Forest. **Biota Neotropica**, [S.l], v. 20, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2018-0718>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/bn/a/Qv6BVR9yL4BkzGWnTwLrbys/?lang=en#>. Acesso em: 30 Abr. 2021.

DUELLMAN W. E & Trueb, L. **Biology of Amphibians**. McGraw- Hill Book Company, New York, 1994. p. 670.

DUNN, R. R. Recovery of faunal communities during tropical forest regeneration. **Conservation Biology**, [S.l] DOI <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00151.x>. v. 18, n. 2, p. 302-309, 2004. Disponível em: <https://conbio.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1523-1739.2004.00151.x>. Acesso em: 02 Fev. 2022.

EDWARDS, D. P. *et al.* Reduced-impact logging and biodiversity conservation: a case study from Borneo. **Ecological Applications**, [S.l] v. 22, n. 2, p. 561-571, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1890/11-1362.1>. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1890/11-1362.1>. Acesso em: 09 Fev. 2022.

ERNST, R; RÖDEL, M. O. Anthropogenically induced changes of predictability in tropical anuran assemblages. **Ecology**, [S.l] v. 86, n. 11, p. 3111-3118, 2005 DOI: <https://doi.org/10.1890/04-0800> Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1890/04-0800>. Acesso em: 09 Fev. 2022.

ERNST, R.; LINSÉNMAIR, K. E.; RÖDEL, M.O. Diversity erosion beyond the species level: dramatic loss of functional diversity after selective logging in two tropical amphibian communities. **Biological Conservation**, [S.l.] v. 133, n. 2, p. 143-155, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.05.028>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320706002400>: Acesso em: 09 Fev. 2022.

ERNST, R. *et al.* A frog's eye view: logging roads buffer against further diversity loss. **Frontiers in Ecology and the Environment**, [S.l.] v. 14, n. 7, p. 353-355, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1002/fee.1314>. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/fee.1314>. Acesso em: 09 Fev. 2022.

FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). (2004). Reduced impact logging in tropical forests. Recuperado el 17 de octubre de 2019, de <http://www.fao.org/tempref/docrep/fao/008/j4290e/J4290e.pdf>

FILHO, R. G. Q. Anurofauna da área do centro Universitário Nilton Lins, Manaus, Amazonas, Brasil (Amphibia; Anura); ISSN 1983-4209 - Volume 04 - Número 02. 2010.

FOUQUET, A. *et al.* Cryptic diversity in the *Hypsiboas semilineatus* species group (Amphibia, Anura) with the description of a new species from the eastern Guiana Shield. **Zootaxa**, [S.l.] v. 4084, n. 1, p. 79-104, 2016. DOI: <http://doi.org/10.11646/zootaxa.4084.1.3>. Disponível em: https://www.researchgate.net/profile/PhilippeKok/publication/295819592Cryptic_diversity_in_the_Hypsiboas_semilineatus_species_group_Amphibia_Anura_with_the_description_of_a_new_speciesfrom_the_eastern_Guiana_Shield/links/56cea28808aeb52500c37437/Cryptic-diversity-in-theHypsiboas-semilineatus-species-group-Amphibia-Anura-with-the-description-of-a-new-species-from-the-eastern-Guiana-Shield.pdf. Acesso em: 02 Fev. 2022.

FREDERICKSEN, N. J.; FREDERICKSEN, T. S. Terrestrial wildlife responses to logging and fire in a Bolivian tropical humid forest. **Biodiversity & Conservation**, [S.l.] v. 11, n. 1, p. 27-38, 2002. Disponível em: <https://link.springer.com/content/pdf/10.1023/A:1014065510554.pdf>. Acesso em: 02 Fev. 2022.

FREDERICKSEN, N J. *et al.* Wildlife use of different-sized logging gaps in a tropical dry forest. **Tropical Ecology**, [S.l], v. 40, n. 2, p. 167-175, 1999. Disponível em: https://www.researchgate.net/profile/DamianRumiz/publication/292545679_Wildlife_use_of_differentsized_logging_gaps_in_a_tropical_dry_forest/links/573009f808aeb1c73d13aa20/Wildlife-use-of-different-sized-logging-gaps-in-a-tropical-dry-forest.pdf. Acesso em: 03 Fev. 2022.

FREDERICKSEN, N J.; FREDERICKSEN, T S. Impacts of selective logging on amphibians in a Bolivian tropical humid forest. **Forest Ecology and Management**, [S.l], v. 191, n. 1-3, p. 275-282, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2003.12.012>. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112704000064?casa_token=xXhqVTDJfMQAAAAA:XYIjTcPnt874lgBgAFRB9RsK2jSfI1Esngxv46kSx_b72IP5rgML1kd4eDzNN7wDX5_Dc30_1GA. Acesso em: 22 Abr. 2021.

GASCON, C. Population-and community-level analyses of species occurrences of central Amazonian rainforest tadpoles. **Ecology**, [S.l], v. 72, n. 5, p. 1731-1746, 1991. DOI: <https://doi.org/10.2307/1940972>. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.2307/1940972>. Acesso em: 30 Jun. 2021.

GIBBS, J. P. Amphibian movements in response to forest edges, roads, and streambeds in southern New England. **The Journal of Wildlife Management**, [S.l], p. 584-589, 1998. DOI: <https://doi.org/10.2307/3802333>. Disponível em: <https://www.jstor.org/stable/3802333>. Acesso em: 30 Jun. 2021.

GIBSON, L. *et al.* Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. **Nature**, [S.l] v. 478, n. 7369, p. 378-381, 2011. DOI: 10.1038/nature10425. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/nature10425.pdf>. Acesso em: 09 Fev. 2022.

GRUPO LN GUERRA. Resumo público do plano de manejo – UMF Martins (Fazenda Uberlândia), Portel-PA. Versão 03. dezembro, 2016. Disponível em: http://www.lnguerra.com.br/data/RESUMO_PUBLICO_MARTINS_v3.pdf. Acesso em: 30 Jun. 2021.

GOUTTE, S. *et al.* Environmental correlates of species richness and composition of riparian anuran communities in rainforests of north-western Borneo: a metacommunity perspective. **Herpetological Journal**, [S.l] v. 27, n. 1, 2017. Disponível em: <https://www.thebhs.org/publications/the-herpetological-journal/volume-27-number-1-january-2017/945-03-environmental-correlates-of-species-richness-and-composition-of-riparian-anuran-communities-in-rainforests-of-northwestern-borneo-a-metacommunity-perspective/file>. Acesso em: 09 Fev. 2022.

HADDAD, C. F. B; PRADO, C. P. A. Reproductive modes in frogs and their unexpected diversity in the Atlantic Forest of Brazil. **BioScience**, [S,l], v. 55, n. 3, p. 207-217, 2005. DOI: [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2005\)055\[0207:RMIFAT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2005)055[0207:RMIFAT]2.0.CO;2). Disponível em: <https://academic.oup.com/bioscience/article/55/3/207/249667?login=true>. Acesso em: 30 Jun. 2021.

HAGGERTY, C. JE; CRISMAN, T. L.; ROHR, J. R. Effects of forestry-driven changes to groundcover and soil moisture on amphibian desiccation, dispersal, and survival. **Ecological Applications**, [S,l], v. 29, n. 3, p. e01870, 2019a. DOI: <https://doi.org/10.1002/eap.1870>. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/eap.1870>. Acesso em: 30 Jun. 2021.

HAGGERTY, C. J. E; CRISMAN, T. L.; ROHR, J. R. Effects of forestry-driven changes to groundcover and soil moisture on amphibian desiccation, dispersal, and survival. **Ecological Applications**, [S,l], v. 29, n. 3, p. e01870, 2019b. DOI: <https://doi.org/10.1002/eap.1870>. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/eap.1870>. Acesso em: 30 Jun. 2021.

HAHN, P. G.; ORROCK, J. L. Land-use history alters contemporary insect herbivore community composition and decouples plant–herbivore relationships. **Journal of Animal Ecology**, [S,l], v. 84, n. 3, p. 745-754, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12311>. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/1365-2656.12311>. Acesso em: 30 Jun. 2021.

HERO, J. M. An illustrated key to tadpoles occurring in the Central Amazon rainforest, Manaus, Amazonas, Brasil. **Amazoniana: Limnologia et Oecologia Regionalis Systematis Fluminis Amazonas**, [S.l], v. 11, n. 2, p. 201-262, 1990. Disponível em: https://pure.mpg.de/pubman/faces/ViewItemOverviewPage.jsp?itemId=item_3155304. Acesso em: 30 Jun. 2021.

HEINEN, J. T. Comparisons of the leaf litter 39erpetofauna in abandoned cacao plantations and primary rain forest in Costa Rica: some implications for faunal restoration. **Biotropica**, [S.l] p. 431-439, 1992. DOI: <https://doi.org/2388614>. Disponível em: https://www.jstor.org/stable/2388614?seq=1#metadata_info_tab_contents. Acesso: 09 Fev 2022

HERNÁNDEZ, O. O.; URBINA, C. N.; MARTÍNEZ, R. M. Recovery of amphibian and reptile assemblages during old-field succession of tropical rain forests. **Biotropica**, [S.l] v. 47, n. 3, p. 377-388, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1111/btp.12207>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/btp.12207>. Acesso em: 02 Fev. 2022.

HILLERS, A. *et al.* Effects of forest fragmentation and habitat degradation on West African leaf-litter frogs. **Conservation Biology**, [S.l] v. 22, n. 3, p. 762-772, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.00920.x>. Disponível em: <https://conbio.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1523-1739.2008.00920.x>. Acesso em: 09 Fev. 2022.

HÖLTING, M. *et al.* Facing complexity in tropical conservation: how reduced impact logging and climatic extremes affect beta diversity in tropical amphibian assemblages. **Biotropica**, [S.l] v. 48, n. 4, p. 528-536, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1111/btp.12309>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/btp.12309>. Acesso em: 02 Fev. 2022.

HOPKINS, W. A. Amphibians as models for studying environmental change. **ILAR journal**, [S.l] v. 48, n. 3, p. 270-277, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1093/ilar.48.3.270>. Disponível em: <https://academic.oup.com/ilarjournal/article/48/3/270/664179?login=true>. Acesso em: 29 Jun. 2021.

INGER, R. F.; COLWELL, R. K. Organization of contiguous communities of amphibians and reptiles in Thailand. **Ecological Monographs**, [S.l] v. 47, n. 3, p. 229-253, 1977

DOI: <https://doi.org/10.2307/1942516>. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.2307/1942516> Acesso: 09 Fev 2022.

ITTO (The International Tropical Timber Organization). (2000). State of art report on improved forest harvesting and reduced impact logging in Asia pacific region. Recuperado el 18 de octubre de 2019, de [https://www.itto.int/files/itto_project_db_input/2727/Technical/ppd%2019-99-1%20rev1\(F\)%20e.pdf](https://www.itto.int/files/itto_project_db_input/2727/Technical/ppd%2019-99-1%20rev1(F)%20e.pdf)

INTERNATIONAL TROPICAL TIMBER ORGANIZATION - ITTO. Action Plan 2016-2018. Yokohama, 2008. Disponível em: http://www.itto.int/direct/topics/topics_pdf_download/topics_id=43970000&n o=1 & Acesso em: 26 Set. 2021.

ISKANDAR, D. T.; EVANS, B. J.; MCGUIRE, J. A. A novel reproductive mode in frogs: a new species of fanged frog with internal fertilization and birth of tadpoles. **PLoS One**, [S.l.], v. 9, n. 12, p. e115884, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0115884>. Disponível em: <https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0115884>. Acesso em: 30 Jun. 2021.

JACKSON, S. M.; FREDERICKSEN, T. S.; MALCOLM, J. R. Area disturbed and residual stand damage following logging in a Bolivian tropical forest. **Forest ecology and management**, [S.l.] v. 166, n. 1-3, p. 271-283, 2002. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00681-8](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00681-8). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112701006818>. Acesso em: 09 Fev. 2022.

LINDENMAYER, D. B. *et al.* A major shift to the retention approach for forestry can help resolve some global forest sustainability issues. **Conservation letters**, [S.l.] v. 5, n. 6, p. 421-431, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2012.00257.x>. Disponível em: <https://conbio.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1755-263X.2012.00257.x>. Acesso em: 09 Fev. 2022.

Legendre, P. & Legendre, L. 1998. **Numerical Ecology** Amsterdam, Elsevier

KPAN, T. F. *et al.* Follow the forest: Slow resilience of West African rainforest frog assemblages after selective logging. **Forest Ecology and Management**, [S,l] v. 497, p. 119489, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119489>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112721005788>. Acesso em: 09 Fev. 2022.

KARSTEN, R. J.; MEILBY, H.; LARSEN, J. B. Regeneration and management of lesser known timber species in the Peruvian Amazon following disturbance by logging. **Forest ecology and management**, [S,l] v. 327, p. 76-85, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.04.035>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112714002746>. Acesso em: 29 Jun. 2021.

KEENAN, R.; KIMMINS, J. P. The ecological effects of clear-cutting. *Environmental Reviews* v. 1, n. 2, p. 121-144. DOI:10.1139/a93-010. 1993.

LECLÈRE, D. *et al.* Bending the curve of terrestrial biodiversity needs an integrated strategy. **Nature**, [S,l] v. 585, n. 7826, p. 551-556, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2705-y>. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41586-020-2705-y?s=08>. Acesso em: 29 Jun. 2021.

LEMCKERT, F. Impacts of selective logging on frogs in a forested area of northern New South Wales. **Biological Conservation**, [S,l] v. 89, n. 3, p. 321-328, 1999. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(98\)00117-7](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(98)00117-7). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320798001177>. Acesso em: 29 Jun. 2021.

MACPHERSON, A. J. *et al.* The sustainability of timber production from Eastern Amazonian forests. **Land Use Policy**, [S,l] v. 29, n. 2, p. 339-350, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2011.07.004>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S026483771100072X>. Acesso em: 29 Jun. 2021.

MAXWELL, S. L. *et al.* Biodiversity: The ravages of guns, nets and bulldozers. **Nature News**, [S,l] v. 536, n. 7615, p. 143, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1038/536143a>. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/536143a>. Acesso em: 29 Jun. 2021.

MAYNADIER, P. G. DE ; HUNTER, M. L. JR. Road effects on amphibian movements in a forested landscape. **Natural Areas Journal**, [S.l], v. 20, n. 1, p. 56-65, 2000. Disponível em: <https://www.cabdirect.org/cabdirect/abstract/20000615755>. Acesso em: 30 Jun. 2021.

MIRANDA, D.; VENANCIO, N.; De ALBURQUERQUE, S. Rapid survey of the herpetofauna in an area of forest management in eastern Acre, Brazil. **Check List**, v. 10, p. 893-899, 2014. DOI: 10.15560/10.4.893. Disponível em: [file:///C:/Users/claudio/Downloads/CheckList_article_18988_en_1%20\(3\).pdf](file:///C:/Users/claudio/Downloads/CheckList_article_18988_en_1%20(3).pdf). Acesso em: 29 Jun. 2021.

OLDEN, J. D. *et al.* Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. **Trends in ecology & evolution**, [S,l] v. 19, n. 1, p. 18-24, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2003.09.010>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S016953470300288X>. Acesso em: 02 Fev. 2022.

OLDEN, J. D.; ROONEY, T. P. On defining and quantifying biotic homogenization. **Global Ecology and Biogeography**, [S,l] v. 15, n. 2, p. 113-120, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1466-822X.2006.00214.x>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1466-822X.2006.00214.x>. Acesso em: 02 Fev. 2022.

ORRICO, V. G. D *et al.* The phylogeny of Dendropsophini (Anura: Hylidae: Hylinae). **Cladistics**, [S.l] v. 37, n. 1, p. 73-105, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1111/cla.12429>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/cla.12429>. Acesso: 09 Fev. 2022

PEEL, M. C.; FINLAYSON, B. L.; MCMAHON, T. A. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. **Hydrology and earth system sciences**, [S.l], v. 11, n. 5, p. 1633-1644, 2007. DOI: <https://doi.org/10.5194/hess-11-1633-2007>. Disponível em: <https://hess.copernicus.org/articles/11/1633/2007/>. Acesso em: 23 Abr. 2021.

PEREYRA, M. O. *et al.* Evolution in the genus *Rhinella*: A total evidence phylogenetic analysis of neotropical true toads (Anura: Bufonidae). **Bulletin of the American**

Museum of Natural History, [S.l] v. 447, n. 1, p. 1-156, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1206/0003-0090.447.1.1>. Disponível em: <https://bioone.org/journals/bulletin-of-the-american-museum-of-natural-history/volume-447/issue-1/0003-0090.447.1.1/Evolution-in-the-Genus-Rhinella--A-Total-Evidence-Phylogenetic/10.1206/0003-0090.447.1.1.full>. Acesso em: 01 Fev. 2022.

POMBAL JR, J.P. & C.F.B. HADDAD. **Estratégias e Modos reprodutivos em Anuros**. In: L.B. NASCIMENTO & M.E. OLIVEIRA. *Herpetologia no Brasil II*. Belo Horizonte, Sociedade Brasileira de Herpetologia, 2007. p. 101-116.

PINEDA, E. *et al.* Frog, bat, and dung beetle diversity in the cloud forest and coffee agroecosystems of Veracruz, Mexico. **Conservation Biology**, [S.l]. v. 19, n. 2, p. 400-410, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00531.x>. Disponível em: <https://conbio.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1523-1739.2005.00531.x>. Acesso em: 29 Jun. 2021.

POPESCU, V. D. *et al.* The role of forest harvesting and subsequent vegetative regrowth in determining patterns of amphibian habitat use. **Forest Ecology and Management**. [S.l]. v. 270, p. 163-174, 2012. DOI: [doi:10.1016/j.foreco.2012.01.027](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.01.027). Disponível em: http://www.vernalpools.me/wp-content/uploads/2015/06/JybFKf-Popescu-et_al_2012_FEM_forest-harvesting-amphibian-habitat-u.pdf. Acesso em: 29 Jun. 2021.

POPESCU, V. D.; HUNTER JR, M. L. Clear-cutting affects habitat connectivity for a forest amphibian by decreasing permeability to juvenile movements. **Ecological Applications**, [S.l], v. 21, n. 4, p. 1283-1295, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1890/10-0658.1>. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1890/10-0658.1>. Acesso em: 29 Jun. 2021.

RITTENHOUSE, T. A. G.; HARPER, E. B.; REHARD, L. R. The role of microhabitats in the desiccation and survival of anurans in recently harvested oak-hickory forest. **Copeia**, [S.l], v. 2008, n. 4, p. 807-814, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1643/CH-07-176>. Disponível em: <https://meridian.allenpress.com/copeia/article-abstract/2008/4/807/115090/The-Role-of-Microhabitats-in-the-Desiccation-and>. Acesso em: 01 Jul. 2021.

ROZENDAAL, D. M. A. *et al.* Biodiversity recovery of Neotropical secondary forests. **Science advances**, [S.l] v. 5, n. 3, p. eaau3114, 2019. DOI: [DOI: 10.1126/sciadv.aau3114](https://doi.org/10.1126/sciadv.aau3114). Disponível em:

<https://www.science.org/doi/full/10.1126/sciadv.aau3114>. Acesso em: 02 Fev. 2022.

SANTOS, I.V. *et al.* Relatório Técnico de Identificação, Manejo e Monitoramento de Florestas de Alto Valor de Conservação (HCVS) da Unidade de Manejo Florestal-UMF Uberlândia, Portel, Pará, Brasil (pp. 103). 2016.

SCOTT, J.R; NORMAN, J. The herpetofauna of forest litter plots from Cameroon, Africa. **US Fish and Wildlife Research Report**, [S.l] v. 13, p. 145-150, 1982.

Disponível em: [https://books.google.com.br/books?hl=pt-BR&lr=&id=R4gWAQAIAAJ&oi=fnd&pg=PA145&dq=Scott+Jr,+N.+J.+\(1982\).+The+herpetofauna+of+forest+litter+plots+from+Cameroon,+Africa.+US+Fish+and+Wildlife+Research+Report,+13,+145-150.&ots=YuB-u4pgYS&sig=aluGg_pY6eJDCe54_eBHZwyOH7Q#v=onepage&q&f=false](https://books.google.com.br/books?hl=pt-BR&lr=&id=R4gWAQAIAAJ&oi=fnd&pg=PA145&dq=Scott+Jr,+N.+J.+(1982).+The+herpetofauna+of+forest+litter+plots+from+Cameroon,+Africa.+US+Fish+and+Wildlife+Research+Report,+13,+145-150.&ots=YuB-u4pgYS&sig=aluGg_pY6eJDCe54_eBHZwyOH7Q#v=onepage&q&f=false). Acesso em: 06 Fev. 2022.

SEMLITSCH, R. D. Biological delineation of terrestrial buffer zones for pond-breeding salamanders. **Conservation biology**, [S.l], v. 12, n. 5, p. 1113-1119, 1998. DOI:

<https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1998.97274.x>. disponível em: <https://conbio.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1046/j.1523-1739.1998.97274.x>.

Acesso em: 29 Jun. 2021.

SILVA, J. N. M.; DE CARVALHO, J. O. P.; LOPES, J. Um sistema silvicultural policíclico para produção sustentada de madeira na Amazônia Brasileira. In: SIMPÓSIO SILVICULTURA NA AMAZÔNIA ORIENTAL: contribuições do Projeto Embrapa/DFID, 1999, Belém, PA. Resumos expandidos. Belém, PA: EMBRAPA-CPATU: DFID, 1999., 1999. Disponível em:

https://scholar.google.com.br/scholar?hl=pt-BR&as_sdt=0%2C5&q=sistema+florestal+policiclico&btnG=. Acesso em: 29 Jun. 2021.

SILVA, E. P. *et al.* Riqueza de espécies de anfíbios anuros em um fragmento florestal na área urbana de Manaus, Amazonas, Brasil. **Revista de Biologia e Farmácia**, [S.l] v. 5, n. 2, p. 131-144, 2011. Disponível em: <http://www.oads.org.br/livros/54.pdf>. Acesso em:

02 Fev. 2022. SINSCH, U. Migration and orientation in anuran amphibians. **Ethology Ecology & Evolution**, [S.l.] v. 2, n. 1, p. 65-79, 1990. DOI: <https://doi.org/10.1080/08927014.1990.9525494>. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/08927014.1990.9525494>. Acesso em: 05 Fev. 2022.

SINSCH, U. Postmetamorphic dispersal and recruitment of first breeders in a *Bufo calamita* metapopulation. **Oecologia**, [S.l.], v. 112, n. 1, p. 42-47, 1997. DOI: <https://doi.org/10.1007/s004420050281>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s004420050281>. Acesso em: 29 Jun. 2021.

SINSCH, U.; SEIDEL, D. 2nd World Congress of Herpetology: Dynamics of local and temporal breeding assemblages in a *Bufo calamita* metapopulation. **Australian Journal of Ecology**, [S.l.] v. 20, n. 3, p. 351-361, 1995. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1995.tb00550.x>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1442-9993.1995.tb00550.x>. Acesso em: 29 Jun. 2021.

SJÖGREN, P. Extinction and isolation gradients in metapopulations: the case of the pool frog (*Rana lessonae*). **Biological Journal of the Linnean Society**, [S.l.], 42: 135-147. 1991. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.1991.tb00556.x>. Disponível em: <https://academic.oup.com/biolinnean/article-abstract/42/1-2/135/2654442>. Acesso em: 29 Jun. 2021.

SOININEN, J.; MCDONALD, R.; HILLEBRAND, H. The distance decay of similarity in ecological communities. **Ecography**, [S.l.], v. 30, n. 1, p. 3-12, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2007.04817.x>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.0906-7590.2007.04817.x>. Acesso em: 02 Fev. 2022.

STUART, S. N. *et al.* Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. **Science**, [S.l.], v. 306, n. 5702, p. 1783-1786, 2004. DOI: [10.1126/science.1103538](https://doi.org/10.1126/science.1103538). Disponível em: <https://www.science.org/doi/abs/10.1126/science.1103538>. Acesso em: 11 Fev. 2022.

TILGHMAN, J. M.; RAMEE, S. W.; MARSH, D. M. Meta-analysis of the effects of canopy removal on terrestrial salamander populations in North America. **Biological Conservation**, [S.l], DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.03.030> v. 152, p. 1-9, 2012. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320712001735>. Acesso em: 29 Jun. 2021.

TUOMISTO, H. *et al.* Dissecting amazonian biodiversity. **Science**, [S.l], v. 269, n. 5220, p. 63-66, 1997. DOI: 10.1126 / science.269.5220.63. Disponível em: <https://science.sciencemag.org/content/269/5220/63.abstract>. Acesso em: 23 Abr. 2021.

HUGGETT, A. J. The concept and utility of ‘ecological thresholds’ in biodiversity conservation. **Biological conservation**, [S.l] v. 124, n. 3, p. 301-310, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.01.037>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320705000649>. Acesso em: 05 Fev. 2022.

VAIRA, M. Report of a breeding aggregation extirpation of an endemic marsupial frog, *Gastrotheca christiani*, in Argentina. *Froglog* 60:3. 2003.

VALLAN, D. *et al.* Does selective wood exploitation affect amphibian diversity? The case of An'Ala, a tropical rainforest in eastern Madagascar. **Oryx**, [S.l] v. 38, n. 4, p. 410-417, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1017/S003060530400078X>. Disponível em: <https://www.cambridge.org/core/journals/oryx/article/doesselectivewoodexploitationaffectamphibiandiversitythecaseofanalaatropicalrainforestineasternmadagascar/BCE88EB01ED65DD>. Acesso em: 02 Fev. 2022.

VONESH, J. R. Patterns of Richness and Abundance in a Tropical African Leaf-litter Herpetofauna **Biotropica**, [S.l] v. 33, n. 3, p. 502-510, 2001. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2001.tb00204.x>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1744-7429.2001.tb00204.x>. Acesso em: 02 Fev. 2022

DA S. VIEIRA; W. L; SANTANA, G. G; ARZABE, C. Diversity of reproductive modes in anurans communities in the Caatinga (dryland) of northeastern Brazil. **Biodiversity and Conservation**, [S.l] v. 18, n. 1, p. 55-66, 2009. DOI: 10.1007/s10531-008-9434-0.

Disponível em: <https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/s10531-008-9434-0.pdf>.
Acesso em: 03 Fev. 2022

VITT, L. J.; CALDWELL, J. P. **The Effects of Logging on Reptiles and Amphibians of Tropical Forests.** *In:* ROBERT F. The cutting edge. Columbia University Press, 2001. p. 239-260.

VONESH, J. R.; DE LA CRUZ, O. Complex life cycles and density dependence: assessing the contribution of egg mortality to amphibian declines. **Oecologia**, [S,l] v. 133, n. 3, p. 325-333, 2002. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00442-002-1039-9>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00442-002-1039-9>. Acesso em: 30 de Jun. 2021.

YOUNG, J. E. *et al.* Comparative analysis of cutaneous evaporative water loss in frogs demonstrates correlation with ecological habits. **Physiological and Biochemical Zoology**, [S,l] v. 78, n. 5, p. 847-856, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1086/432152>. Disponível em: <https://www.journals.uchicago.edu/doi/full/10.1086/432152>. Acesso em: 02 Fev. 2022

ZIMMERMAN, B; SIMBERLOFF, D. An historical interpretation of habitat use by frogs in a Central Amazonian forest. **Journal of biogeography**, [S,l] v. 23, n. 1, p. 27-46, 1996. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.1996.d01-218.x> disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1046/j.1365-2699.1996.d01-218.x>. Acesso em: 03 Fev. 2022.