



Universidade de Brasília

Instituto de Ciências Biológicas

Programa de Pós-Graduação em Zoologia

Uso de microhabitat e condição corporal de *Gymnodactylus amarali* Barbour, 1925 em ilhas e margens do reservatório de Serra da Mesa, após 22 anos de isolamento

Autor: Daniel Amaral de Castro

Orientador: Reuber Albuquerque Brandão

Brasília/DF

2021

Daniel Amaral de Castro

USO DE MICROHABITAT E CONDIÇÃO CORPORAL DE *GYMNODACTYLUS AMARALI*
BARBOUR, 1925 EM ILHAS E MARGENS DO RESERVATÓRIO DE SERRA DA MESA,
APÓS 22 ANOS DE ISOLAMENTO

Dissertação apresentada ao Instituto de Biologia
da Universidade de Brasília como parte dos
requisitos para obtenção do título de Mestre em
Zoologia.

Orientador: Reuber Albuquerque Brandão

Brasília
2021

Daniel Amaral de Castro

Uso de microhabitat e condição corporal de *Gymnodactylus amarali* Barbour, 1925 em ilhas e margens do reservatório de Serra da Mesa, após 22 anos de isolamento

Esta Dissertação foi julgada adequada para obtenção do Título de Mestre e aprovada em sua forma final pelo Programa de Pós-graduação em Zoologia.

Professor Dr. Reuber Albuquerque Brandão

Orientador

Universidade de Brasília - UnB

Professora Dra. Julia Klaczko

Membro Interno, vinculado ao Programa

Universidade de Brasília - UnB

Professora Dra. Mara Cíntia Kiefer

Membro Externo, não vinculado ao Programa

Universidade Federal Fluminense - UFF

Professor Dr. Guarino Rinaldi Colli

Membro Suplente

Universidade de Brasília - UnB

À minha família e amigos:

Sou pedaços de todos.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, a Camila Lopes, pelo companheirismo, paciência, apoio e compreensão mútuos que enfrentamos, testemunhamos e compartilhamos nestes anos de provações, desafios, descobertas e muito aproveitamento, que ilustram e fortalecem esta relação que tenho tanta sorte em compartilhar.

A meu pai e minha mãe, que com sua história de constância, fé, muito trabalho, abdicção e foco, galgaram uma rara trajetória inspiradora de conquistas, me possibilitando uma vida de conforto e privilégios, com educação de qualidade e mente sã para buscar experiências profissionais, de lazer e acadêmicas com tranquilidade e prazer.

Ao Reuber Albuquerque Brandão, aqui muito mais do que orientador, mas como norte e inspiração científica, moral e cultural desde os tempos de graduação. Um oásis de instigação intelectual em meio a um deserto verde. De fato, acredito que haver doutrinação nas instituições públicas de ensino, visto que hoje me vejo religiosamente convertido ao estudo da fauna após anos dedicados à flora.

À Millena e Ana Catarina, presentes desde o início desta retomada da jornada acadêmica e as verdadeiras responsáveis por me recolocaram em busca da compreensão dos processos ambientais aqui estudados, e que refletem, em verdade, na busca de reconexão com nossa natureza, tanto como indivíduos conscientes, quanto como animais em dinâmicas para os quais supostamente nos preparamos por milhões de anos e, todavia, nos vemos apenas engatinhando.

Ao Wellington Coelho, colega de mestrado e de campo, trocando pensamentos valiosíssimos e compartilhando esforço, trabalho e companhia, parte superimportante deste trabalho. Ao José, colega Floresteiro, parceiro de Laboratório e uma fera no campo, auxiliando nas partes mais fisicamente laboriosas deste estudo com vigor inspirador. Nathaly, Dani, Emayre e Andrei, com quem muito aprendi. Aos demais parceiros piromaníacos Rogério, Larissa, Sara,

Ana Cecília, Beatriz e Pedro Paulo, que compartilharam o pôr-do-sol da Serra da Mesa e desfrutaram da companhia de Dona Rosana, sua vasta matilha e seu constante medo de trem que rasta.

Agradeço também à UnB pelo apoio logístico e estrutural e seu Decanato de Pós-Graduação pelo Financiamento. Ao Instituto de Biologia e ao Laboratório de Fauna e Unidades de Conservação pelo suporte e debates enriquecedores. Ao Programa de Pós-Graduação em Zoologia e PROAP concessão de auxílio para realizar atividades de campo.

Aos colegas do Conselho Federal de Enfermagem, nas pessoas do Alex Souza, Wallace Barros, William Coutinho e Neyson Freire que, com as necessárias compreensões e flexibilizações de demandas, tornaram possível meu acesso à pós-graduação e futuras oportunidades acadêmicas. Também a Felipe Grande Homem e Engenheiro Gabriel – por quem eu tenho o mais grandioso respeito e com quem nunca houve um palavra sem valor, meus colegas Luiz Gustavo Rogério Wolney e Pedro Paulo – faróis de sabedoria, experiência e parcimônia.

Amigos que não posso deixar de citar, Fábio Castro - que sempre me deixará inquieto e ativo, Pedro Souza - meu grande amigo de toda a vida, Vicente Moragas - uma força de lucidez e leveza manifestadas, Vijayalakshmi Parthasarathy - pela inspiração como pessoa, profissional e por sua loja de doces, Amália Campaña - por criar e compartilhar um ambiente tão agradável onde eu pude produzir com paz e prazer, Davi Luiz e Renata Lopes - por suas amizades incondicionais e, por fim, Guilherme Nobre, Gabriel Lopes e Rogério Luiz – amigos para todas as horas e que me apaziguam o coração por serem presentes em minha vida, compartilhando momentos memoráveis e se continuam em minha vida, me dão a certeza que continuo no caminho que deveria.

O presente trabalho foi desenvolvido sob licença para pesquisa do Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade (SISBIO, Licença 28190-1), licença do Comitê de Ética para Uso Animal da Universidade de Brasília (CEUA 6671-UnB).

“A Ilha Desconhecida fez-se enfim ao mar, à procura de si mesma.”

(José Saramago – O Conto da Ilha Desconhecida)

RESUMO

A formação de ilhas após a criação de um reservatório de usina hidroelétrica cria condições ideais para o acompanhamento constante das respostas adaptativas das comunidades resilientes. O monitoramento de populações de lagartos na área da UHE Serra da Mesa já é realizado a 22 anos, desde anteriormente ao seu enchimento. Estudos prévios na região acompanharam alterações nas comunidades, com extinções e alterações morfológicas e comportamentais de espécies sobreviventes. O presente estudo avaliou diferenças na condição corporal e no uso de microhabitat pelo Phyllodactylídeo *Gymnodactylus amarali* entre ilhas e margens do reservatório. A ausência de diferenças nesses parâmetros entre indivíduos proveniente das ilhas e das margens sugerem que, para essa espécie, a oferta de recursos entre ilhas e margens é atualmente similar..

Palavras-chave: Biogeografia de ilhas, Cerrado, Squamata, lagartos, fragmentação de hábitat, adaptação evolutiva, microhabitat

ABSTRACT

The formation of islands after the creation of a reservoir for a hydroelectric plant creates ideal conditions for the constant monitoring of the adaptive responses of resilient communities. Monitoring of lizard populations in the Serra da Mesa Hydroelectric Power Plant area has been underway for 22 years, since before reservoir filling. Previous studies in Serra da Mesa focused on changes in richness, morphology, ecology, and behavior of the remaining species. Herein, I evaluate the differences in body condition and microhabitat use by the phyllodactylidae *Gymnodactylus amarali* isolated in reservoir islands and margins. The absence of differences in these parameters between individuals in islands and margins suggests that margins and islands provide similar resources for the species.

Tags: Island biogeography, Cerrado, Squamata, lizards, habitat fragmentation, evolutionary adaptation, microhabitat

SUMÁRIO

1	Introdução	1
1.1	Fragmentação de Habitats por Construção de Empreendimentos Hidrelétricos	3
1.2	Usina Hidrelétrica da Serra da Mesa	4
1.3	<i>Gymnodactylus amarali</i>	8
1.4	Uso de Microhabitat	10
1.5	Condição Corporal	12
1.6	Hipóteses	13
1.7	Objetivo Geral	13
1.8	Objetivos Específicos	14
2	Materiais e Métodos	14
2.1	Local de Estudo	14
2.2	Coleta de Dados	18
2.3	Análises Estatísticas	21
2.3.1	Uso de Microhabitats	21
2.3.2	Condição Corporal	22
3	Resultados	24
3.1	Uso de Microhabitat	25
3.2	Condição Corporal	27
4	Discussão	31
4.1	Uso de Microhabitats	32

4.1	Condição Corporal.....	34
5	Conclusões	35
6	Referências Bibliográficas	36
7	Anexos	51

Lista de Figuras

Figura 1 - Localização da UHE Serra da Mesa situada em Goiás, região central do Brasil. Fonte: Sales <i>et al.</i> , 2013.....	6
Figura 2 - Reservatório e barragem da Usina Hidrelétrica de Serra da Mesa, sendo visíveis o relevo acidentado e algumas ilhas formadas com o represamento. Fonte: Furnas.....	7
Figura 3 - Alteração no Volume do Reservatório da Serra da Mesa, entre janeiro/2011 e agosto/2019. Fonte: ONS, 2020.	8
Figura 4 - Indivíduo de <i>Gymnodactylus amarali</i> Barbour, 1925 da Serra da Mesa. Foto: Welington de Araújo Coelho.....	9
Figura 5 - Indivíduo de <i>Gymnodactylus amarali</i> juntamente a cupins (destacados), no interior de cupinzeiro, na ilha I-34.	12
Figura 6 - Pontos de coleta no reservatório da Usina Hidrelétrica de Serra da Mesa, Goiás. Ilhas (I) 34, 35, 37, 38 e X, e áreas de margem (M) 1, 2, 3, 4 e 5. Fonte: Amorim, 2017...	14
Figura 7 - Alterações temporais nas ilhas e margens do Reservatório da Usina Hidrelétrica de Serra da Mesa, da esquerda para a direita: em abril de 2011, abril de 2013, junho de 2016 e janeiro de 2019. Fonte: Google Earth, 2020.....	16
Figura 8 - Solo exposto na área IX.....	17
Figura 9 - Separação entre a ilha I-38 (direita) e a margem (esquerda), em junho de 2019.	17
Figura 10 - Termitária presente na ilha I-37.....	19
Figura 11 - Termitária após desmontagem para coleta de lagartos, na área I-37.....	20
Figura 12 - Ninho de <i>Nasutitermis coxipoensis</i> . 1) Vista externa; e 2) Vista interna. Fonte Buschini <i>et al.</i> , 2008, com as medidas tomadas, altura do ninho, em azul, circunferência da base, em vermelho, e circunferência do topo, em laranja.....	21

Figura 13 - Regressão linear entre volume de cupinzeiros e o número de indivíduos de	26
Figura 14 - Relação entre CRC (mm) e massa (g) de indivíduos em ilhas (triângulo cinza), e margens (losangos azuis), e suas respectivas linhas de tendência.....	28
Figura 15 - Boxplot dos resíduos da regressão CRC x Massa, para ilhas e margens.....	29
Figura 16 - Boxplot da Condição Corporal Escalonada para ilhas e margens	30

Lista de Tabelas

Tabela 1 - Municípios afetados pelo represamento do rio Tocantins. Fonte: FURNAS.....	5
Tabela 2 - Coordenadas e tamanho dos sítios amostrados na UHE Serra da Mesa.	15
Tabela 3 - Números de indivíduos e termitárias capturados e catalogados por ponto dentro do reservatório da UHE Serra da Mesa.	24
Tabela 4 - Taxa de coabitação de taxons encontrados nas termitárias do reservatório da UHE Serra da Mesa.	27
Tabela 5 - Indivíduos de <i>G. amarali</i> capturados e medidos.....	51
Tabela 6 - Cupinzeiros inspecionados, as medidas obtidas e o número de indivíduos coletados em seu interior.	53
Tabela 7 - Demais animais identificados nos termitários inspecionados, identificados a nível do grupo mais específico possível de identificação.....	55

USO DE MICROHABITAT E CONDIÇÃO CORPORAL DE
GYMNODACTYLUS AMARALI BARBOUR, 1925 EM ILHAS E
MARGENS DO RESERVATÓRIO DE SERRA DA MESA, APÓS 22
ANOS DE ISOLAMENTO

1 Introdução

A alteração do uso do solo está impactando a biodiversidade global (Newbold *et al.*, 2015). Mediante mudanças da estrutura física do ambiente, a fragmentação de habitats transforma drasticamente processos ecológicos de comunidades naturais (Scariot *et al.*, 2003; Ewers & Didham, 2005). A fragmentação é amplamente difundida no planeta e é uma das maiores ameaças atuais à biodiversidade terrestre (Baillie, Hilton-Taylor & Stuart, 2004), juntamente ao processo de perda de habitats, do qual geralmente é parte (Didham, Kapos & Ewers, 2012; Alofs, González & Fowler, 2014). A redução da área do habitat leva ao particionamento da área restante em fragmentos dos mais diversos tamanhos e diferentes graus de isolamento (Laurance, 2008).

A fragmentação causa a extinção regional de diversas espécies (Rybicki & Hanski, 2013; With & King, 1999), quebra padrões de migração, reprodução, forrageamento, dispersão, altera microclimas, altera a composição de populações e afeta o seu *pool* gênico (Diamond, 1975; Terborgh, 1992; Ewers & Didham, 2005), além de criar bordas que potencializam os processos de degradação do ambiente e das relações ecológicas nele inseridas (Fagan *et al.*, 1999; Fahrig, 2017). Diferentes espécies são afetadas de diferentes formas. Enquanto algumas populações animais diminuem, outras se mantêm estáveis, e há espécies cuja população pode aumentar consideravelmente no fragmento (Tscharntke *et al.*, 2002; Baz & Garcia-Boyero, 1996; Laurence, 2008).

O isolamento natural ou antrópico de populações em ilhas, afeta grupos animais de diferentes formas, causando substanciais alterações de diferentes ordens em comparação às espécies presentes do continente (Adler & Levins, 1994; Blondel, 2000; Raia *et al.*, 2010). Chamado “Regra de Ilha” (Van Valen, 1973), o processo prevê que pequenos vertebrados tendem a crescer quando insularizados, enquanto grandes animais diminuem após o

isolamento (Lomolino, 2005). No entanto, estudos com pássaros (Roff, 1994; Omland, 1997; Grant, 1999; Blondel, 2000; Clegg & Owens, 2002), roedores (Adler & Levins, 1994), artrópodes, moluscos e plantas (Whittaker & Fernandez-Palacios, 2007) identificaram alterações muito mais complexas nas morfologias, fisiologia reprodutiva, padrões populacionais e comportamentais, caracterizando a “Síndrome de Ilha” (Case, 1978), ocorrente tanto em ilhas continentais quanto oceânicas.

Em lagartos, a Síndrome de Ilhas é caracterizada por alterações na densidade populacional, de estrutura corporal e de padrões comportamentais dos indivíduos, como mudanças em sua dieta, no comportamento de defesa e de territorialidade, na diminuição das ninhadas e taxas de crescimento e aumento corporal (Raia *et al.*, 2010; Novosolov *et al.*, 2013). Diversos lagartos insulares são melanísticos (Fulgione *et al.*, 2008; Runemark *et al.*, 2010), têm comprimentos de membros e formatos de cabeça modificados (Herrel *et al.*, 2008; Raia *et al.*, 2010), tamanhos corporais alterados (Case, 1978; Meiri, 2007; Pafilis *et al.*, 2011), proles de menor número (Case, 1975; Huang, 2007), baixas taxas de crescimento (Andrews, 1976), mudanças para uma dieta herbívora (Van Damme, 1999; Meiri, 2008) e agressividade reduzida ou aumentada (Stamps & Buechner, 1985; Pafilis *et al.*, 2009; Raia *et al.*, 2010). Pensa-se que densidades populacionais aumentadas selecionam ninhadas compostas por poucos filhotes de grande porte (MacArthur & Wilson, 1967; Andrews, 1979; Adler & Levins, 1994; Pafilis *et al.*, 2011), que crescem e se tornam adultos grandes (eg. Stamps & Buechner, 1985; Sinervo *et al.*, 2000).

As premissas da Teoria de Biogeografia e Ilhas (TBI), postulada por MacArthur & Wilson (1967), oferecem um modelo conceitual básico para o entendimento da fragmentação de habitats a partir da análise do comportamento da dinâmica de ilhas naturais (Laurence, 2008; Helmus *et al.*, 2014). Partindo da TBI, em termos gerais, ilhas oceânicas menores e mais isoladas suportam menos espécies animais. Muitas dessas premissas têm sido testadas

em fragmentos, os quais, teoricamente, poderiam se comportar como ilhas continentais, alcançando o equilíbrio entre espécies *versus* área através da extinção de algumas dessas (Jones *et al.*, 2016; Palmeirim, 2017).

A extinção local de competidores leva ainda ao relaxamento ecológico (Diamond, 1972; Terborgh *et al.*, 1997), com a perda das relações de competição interespecífica para as espécies sobreviventes, gerando maior disponibilidade de recursos (Wiens, 2011). Com isso, muitas espécies que permanecem em ilhas modificam sua morfologia e passam a explorar novas oportunidades de recursos (Losos *et al.* 1994; Kozak & Wiens, 2010; Amorim *et al.*, 2017).

Todavia, fragmentos artificiais nem sempre se comportam como ilhas naturais. Devido à heterogeneidade da conectividade mantida entre os fragmentos e a permeabilidade da matriz, não é possível uma única resposta homogênea nas mudanças nos processos ecológicos associados à fragmentação (Laurance, 2008; Fahrig, 2017). Por isso, certos processos de fragmentação, como a formação de ilhas artificiais em reservatórios de hidrelétricas, permitem melhor analogia dos eventos avaliados com a TBI (Castro & Gorzula, 1986; Jones *et al.*, 2014; Palmeirim, 2017; Palmeirim, 2018).

1.1 Fragmentação de Habitats por Construção de Empreendimentos Hidrelétricos

Dentre as formas de fragmentação de habitats, o represamento de rios e a criação de largos reservatórios de água está entre as interferências humanas mais permanentes e severas (Tundisi *et al.*, 2008). A construção de uma usina hidrelétrica (UHE) causa sérios impactos ambientais negativos, desde a sua construção até o seu funcionamento (Inatomi & Udaeta, 2011; Abreu *et al.*, 2020). Dentre esses, os mais significativos na construção de grandes barragens são a alteração física da paisagem e a perda de flora e fauna da área afetada (Rosa *et al.*, 1995), já que a fragmentação de sistemas fluviais promove a perda de biodiversidade

não somente no ambiente aquático (Edge *et al.*, 2017), mas também no ambiente terrestre (McCully, 1996).

O represamento de rios impacta a região abaixo do empreendimento, com a alteração do regime hídrico, bem como acima, com a perda de habitats através do alagamento de grande área. O habitat terrestre remanescente se torna altamente fragmentado, confinado a ilhas artificiais nos locais que anteriormente eram topos dos morros (Castro & Gorzula, 1986; Jones *et al.*, 2014; Palmeirim, 2018), causando perda de riqueza de espécies, isolamento de populações, redução de abundância de comunidades e mudanças nos padrões de movimentação dos indivíduos agora insularizados (Brandão & Araújo, 2008).

Ainda assim, essa forma de obtenção de energia é considerada uma das mais sustentáveis por envolver um recurso renovável e, ainda, é uma vocação natural brasileira, devido à rica hidrografia e possibilidades de instalações de novos empreendimentos (Goldemberg & Lucon, 2007). Com isso, o aproveitamento hídrico para a geração de energia elétrica, por meio de hidroelétricas de diversos portes, encontrou no território brasileiro um vasto campo para o desenvolvimento e consolidação da engenharia nacional (Bermann, 2007), e representou, em 2019, 63,8% de toda a matriz energética brasileira (MME, 2019).

1.2 Usina Hidrelétrica da Serra da Mesa

A construção da UHE da Serra da Mesa iniciou-se em 1979, com a autorização do então Departamento Nacional de Águas e Energia Elétrica (DNAEE) à FURNAS Centrais Elétricas S.A. para os estudos do aproveitamento de recursos hídricos do rio Tocantins e seus afluentes, no trecho desde suas nascentes, ao norte de Brasília, até o Paralelo 12º Latitude Sul (FURNAS, 1996b). O Decreto nº 85.983, de 06 de maio de 1981, outorgou a concessão.

O Inventário Hidrelétrico do rio Tocantins foi concluído em 1982, indicando, como o principal empreendimento a ser implantado, a Usina Hidrelétrica da Serra da Mesa. Em 1986

foi concluído o Projeto Básico de Aproveitamento e iniciadas as obras que, após retração do mercado de energia elétrica brasileiro e falta de recursos, foram concluídas em 1998, por consórcio formado entre os grupos Votorantim, Bradesco e Camargo Corrêa, denominado VBC Energia (Andrade, 2002). Os municípios limítrofes ao reservatório criado, sua área e partes afetadas pelo represamento estão na Tabela 1.

Tabela 1 - Municípios afetados pelo represamento do rio Tocantins. Fonte: FURNAS.

Municípios	Área do Município (km ²)	Área inundada (km ²)	Área do município inundada (%)	Área do município inundada, em relação à área total (%)
Minaçu	2860.0	47.7	1.7	2.7
Campinorte	1069.6	3.5	0.3	0.2
Campinaçu	1976.9	332.3	16.8	18.6
Colinas do Sul	1707.6	68.5	4.0	3.8
Uruaçu	2135.3	277.5	13.0	15.5
Niquelândia	9847.2	1018.7	10.3	57.1
Barro Alto	2046.1	35.8	1.7	2.0
São Luiz Norte	723.8	0.5	0.1	0.1
TOTAL	22366.5	1784.5		100

O lago formado pelo represamento do Rio Tocantins tem 1.784km² (Almeida *et al.*, 1991), com 54,4km³ de volume de água e 150m de profundidade máxima (Sperling, 1999). No reservatório existe um complexo de aproximadamente 400 ilhas, que variam entre 0,5 e 1000ha (Lins, 2013), cobertas por vegetação de Cerrado *sensu stricto*, caracterizada pelo estrato arbóreo de baixo porte e pouco denso (Ribeiro & Walter, 2008). O relevo da área é bastante ondulado, variando entre cerca de 950m (alto da Serra da Mesa) a 320m (margens do Tocantins no nível da barragem), com vários morros de tamanhos intermediários entre estes

dois extremos de altitude (Brandão, 2002). As cotas de enchimento mínimo e máximo são 413 e 460 metros, demonstrando a grande variação no regime hídrico da região, afetando o volume e a vazão da represa em épocas secas (Sousa Jr., 1998).

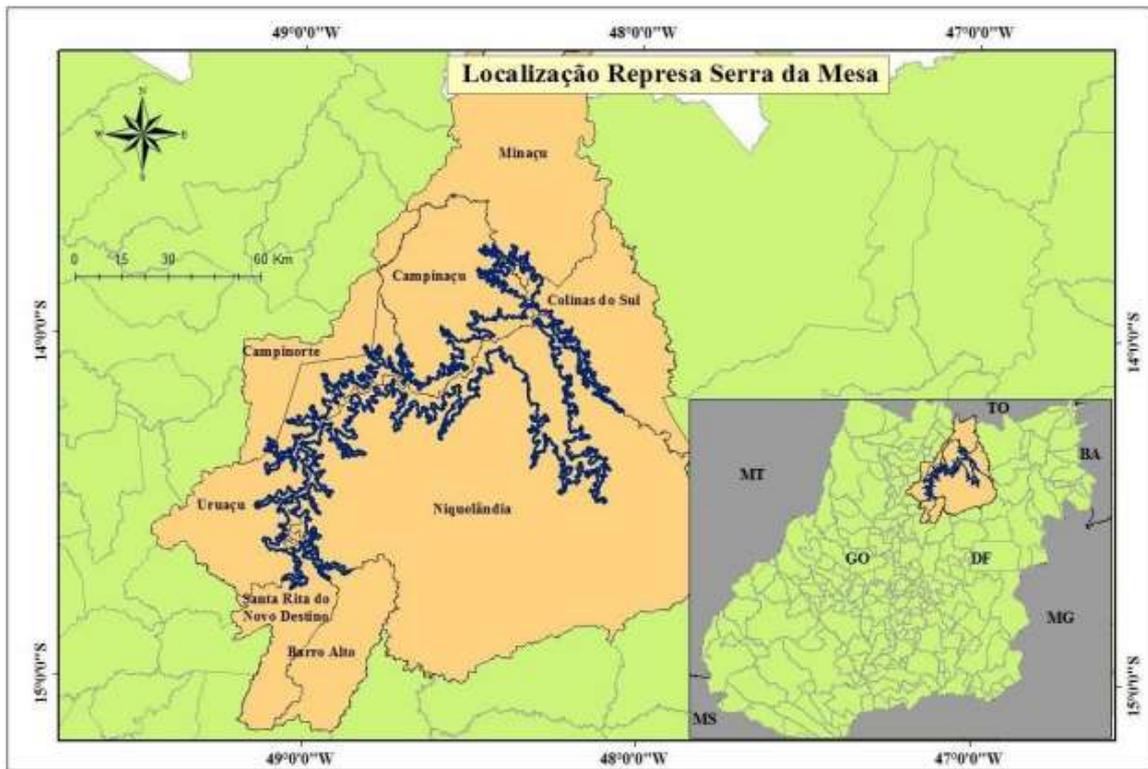


Figura 1 - Localização da UHE Serra da Mesa situada em Goiás, região central do Brasil.

Fonte: Sales *et al.*, 2013

A presença de diversas ilhas artificiais criadas com o enchimento da represa, oriundas do que antes eram topos de morro da região, criou um imenso laboratório de campo para o estudo de eventos que abordam o estudo da fragmentação de habitats e biogeografia de ilhas, com possibilidade de analisar o efeito do isolamento na alteração ecológica de comunidades animais. Desta forma, diversos estudos conduzidos pelo Laboratório de Fauna e Unidades de

Conservação da Universidade de Brasília foram realizados no local após o enchimento do Reservatório, como por exemplo por Brandão, 2002; Brandão & Motta, 2005; Brandão & Araújo, 2008; Santoro, 2012; Amorim, 2015 e Amorim *et al.*, 2017, e também por outros pesquisadores, focando nos efeitos do represamento na avifauna (Hass, 2002) e na mastofauna (Silva, 2014) da região.



Figura 2 - Reservatório e barragem da Usina Hidrelétrica de Serra da Mesa, sendo visíveis o relevo acidentado e algumas ilhas formadas com o represamento. Fonte: Furnas

Desde 2012, o reservatório da Serra da Mesa tem apresentado seguidas reduções no volume de seu reservatório, devido ao aproveitamento hídrico da região e gestão do sistema de produção, o que alterou o número e a conectividade das ilhas.

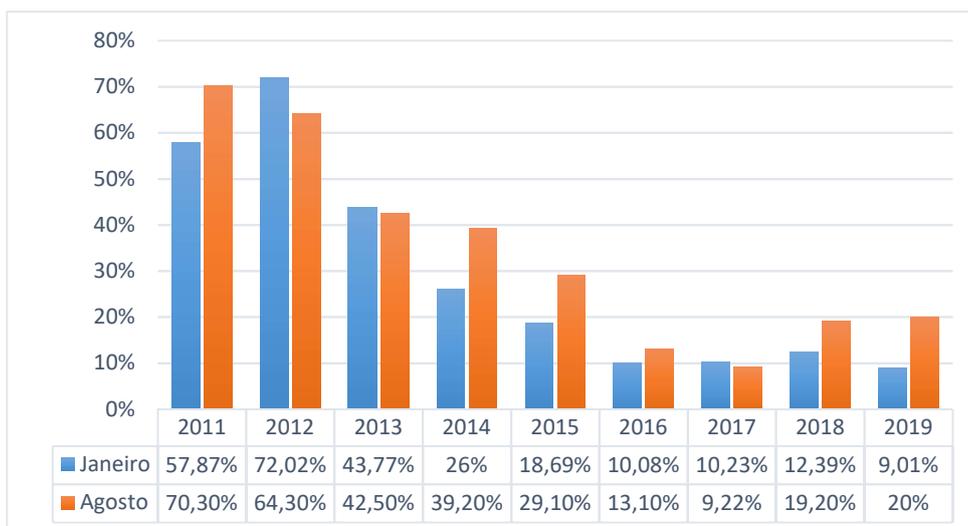


Figura 3 - Alteração no Volume do Reservatório da Serra da Mesa, entre janeiro/2011 e agosto/2019. Fonte: ONS, 2020.

1.3 *Gymnodactylus amarali*

Dentre as cinco espécies do gênero *Gymnodactylus* Spix, 1825 (Squamata, Phyllodactylidae), *Gymnodactylus amarali* Barbour, 1925 (Phyllodactylidae) é endêmica do Cerrado e amplamente distribuída no bioma (Domingos, 2009). Anteriormente considerada uma subespécie de *G. geckoides*, *G. geckoides carvalhoi* foi elevada a nível específico (como *G. carvalhoi*) e considerada típica do Cerrado, enquanto *G. geckoides* foi considerada restrita à caatinga (Vanzolini, 2005). Posteriormente, *G. carvalhoi* foi sinonimizado a *G. amarali* por Cassimiro & Rodrigues (2009).

Com hábitos crepusculares e noturnos (Vanzolini, 2005), passa o dia no interior de termiteiros (Vitt *et al.*, 2007) ou sob outros tipos de abrigos naturais, como afloramentos de rochas (Colli *et al.*, 2003) e apresenta período reprodutivo na estação seca, de maio a setembro (Domingos, 2009). É especialista em microhabitats e alimentos (cupins), sendo sua presença no Cerrado determinada pela presença e quantidade desses recursos no ambiente

(Colli *et al.*, 2003; Vitt *et al.*, 2007; Werneck *et al.*, 2009). Nenhum outro lagarto do Cerrado apresenta uma relação tão próxima com cupins, tanto em hábitos alimentares quanto no uso de abrigo. Desta forma, *Gymnodactylus amarali* tem poucos concorrentes, parecendo ter menor vulnerabilidade à predação, em comparação com outros lagartos simpátricos (Werneck *et al.*, 2009).



Figura 4 - Indivíduo de *Gymnodactylus amarali* Barbour, 1925 da Serra da Mesa. Foto: Welington de Araújo Coelho.

Em 2011, *Gymnodactylus amarali* era o lagarto mais abundante nas margens e ilhas da UHE da Serra da Mesa, dentre as 14 espécies ainda presentes nesses locais (Santoro, 2012). Estudos realizados entre 10 e 23 anos após a geração das ilhas, identificaram a resiliência e respostas das populações locais da espécie à insularização, incluindo rápidas alterações morfológicas e ecológicas (eg. Lins, 2013; Amorim *et al.*, 2017; Coelho, 2020).

A alteração da composição da comunidade faunística das ilhas do reservatório da Serra da Mesa, mediante a extinção de espécies de maior tamanho corporal competidoras de *G. amarali*, representou um relaxamento ecológico (*sensu* Kohn, 1972), permitindo a expansão

do nicho executado pela espécie. A seleção de indivíduos melhor capacitados à ingestão de presas de maior dimensão com menor gasto energético (MacArthur & Pianka, 1966) levou os indivíduos ilhados a alterações morfológicas em seu aparato bucal (Amorim *et al.*, 2017). Lins (2013) identificou que a condição corporal de *Gymnodactylus amarali* reduziu de 1996 a 2001 devido ao adensamento das populações ilhadas, mas voltou a subir em 2011, identificando que a disponibilidade de recursos não seria um fator limitante para a espécie a partir de então. No entanto, o isolamento das populações afetou a assimetria flutuante da espécie, com indivíduos se tornando mais assimétricos em 2011 quando comparados com 2001 (Lins, 2013), bem como a morfologia do seu hemipênis em espécies coletadas em 2019 (Coelho, 2020).

Desta forma, a continuidade do acompanhamento das populações de *G. amarali* na Serra da Mesa é uma excelente oportunidade para a compreensão sobre como empreendimentos hidrelétricos afetam a fauna ao longo do tempo. É possível que indivíduos de *G. amarali* procedentes das ilhas do reservatório da UHE da Serra da Mesa continuem expostos a fatores estressantes, apresentando, assim, alteração no uso de microhabitat e menor qualidade corporal quando comparados a indivíduos procedentes do “continente” (margens do reservatório).

Com isso, o presente trabalho pretende avaliar como o isolamento em ilhas artificiais afetou o Phyllodactylídeo *Gymnodactylus amarali*, através da comparação do uso de microhabitat e da condição corporal entre indivíduos das margens e das ilhas formadas há 23 anos.

1.4 Uso de Microhabitat

O microhabitat se refere a características ou locais relacionados a um conjunto de condições ambientais proximais em escala fina preferidos por um indivíduo dentro de sua área

de vida (Freitas *et al.*, 2001), determinado pela disponibilidade e abundância de recursos alimentares, reprodutivos ou de proteção contra predadores (Price, 1978; Stapp, 1997). Em geral, é descrito em termos das diversas variáveis ambientais que afetam direta ou indiretamente o comportamento de indivíduos, determinando quais partes de uma área são mais intensamente utilizados por estes (Morris, 1987).

Diferenças no uso de microhabitats como resposta à fragmentação já foram relatadas em diferentes grupos, como lagartos (Hibbitts *et al.*, 2013; Santos *et al.*, 2013), aves (Stratford & Stouffer, 2015), mamíferos (Fleury & Galletti, 2006) e invertebrados (Orlandin *et al.*, 2019) e estão relacionadas especialmente às diferenças intrínsecas entre espécies, à qualidade dos recursos presentes nos fragmentos e às mudanças na oferta de micro-habitat.

A estrita relação que *Gymnodactylus amarali* tem com cupinzeiros, tanto para forrageamento, quanto para nidificação e habitação, faz com que sua presença em ambientes de Cerrado seja determinada pela oferta desses recursos no ambiente (Colli *et al.*, 2003; Vitt *et al.*, 2007; Werneck *et al.*, 2009). Desta forma, é possível avaliar alterações no seu uso de microhabitat através da comparação da ocupação das termitárias nas ilhas e nas margens, como parâmetro indicativo de maior competitividade intraespecífica.



Figura 5 - Indivíduo de *Gymnodactylus amarali* juntamente a cupins (destacados), no interior de cupinzeiro, na ilha I-34.

1.5 Condição Corporal

A condição corporal avalia o estado nutritivo do indivíduo através da relação de seu tamanho corporal e massa, por meio de métricas morfológicas, bioquímicas ou fisiológicas (Peig & Green, 2009) que indicam o tamanho de suas reservas energéticas, como gordura e proteína (Schulte-Hostedde *et al.*, 2001). Um maior tamanho corporal, apesar de significar mais força para desempenhar atividades de sobrevivência e reprodução, gera maior demanda energética, demandando ao animal uma maior ingestão de presas para evitar desnutrição (Wikelski & Trillmich, 1997). A análise da condição corporal de um animal permite a avaliação de seu *fitness*, comparando sua condição nutricional em relação a seu tamanho corpóreo (Labocha *et al.*, 2013).

A condição corporal dos organismos também tende a ser fortemente afetada com os impactos diretos da fragmentação (Bucher & Entling, 2011; Delciellos, 2018). Mudanças na disponibilidade de recursos, na dinâmica dos fragmentos e no grau de isolamento afetam a

qualidade corporal e o desenvolvimento corporal dos indivíduos (Turcotte & Desrochers, 2008; Johnstone *et al.*, 2010). Tais índices apontam a presença de estresse ambiental, como alterações na disponibilidade de presas e outros indicadores de qualidade ambiental, geralmente associados ao estado fisiológico do indivíduo (Sztatecsny & Schabetsberger, 2005; Bancilã *et al.*, 2010). A saúde impacta diretamente no sucesso de forrageamento, capacidade de fuga de predadores, competição, parasitismo, disponibilidade energética para investimento em *display* sexual, entre outros impactos, traduzidas diretamente no sucesso reprodutivo e sobrevivência do animal (Jakob *et al.*, 1996; Shine *et al.*, 2001).

1.6 Hipóteses

H₀: Não há diferença (i) de uso de microhabitat e (ii) de condição corporal em indivíduos da espécie provenientes de ilhas e margens do Reservatório da Usina de Serra da Mesa.

H₁: Existem diferenças entre o ambiente das ilhas e de margens no (i) uso de microhabitat e (ii) na condição corporal em *G. amarali*.

(i): há maior adensamento em cupinzeiros ocupados nas ilhas

(ii): há menor condição corporal nas ilhas

1.7 Objetivo Geral

Avaliar o uso de microhabitat e a condição corporal do *Gymnodactylus amarali*, após 22 anos de isolamento em ilhas do Reservatório da Usina de Serra da Mesa, norte de Goiás.

1.8 Objetivos Específicos

- Identificar possíveis alterações de uso de microhabitat entre populações de *Gymnodactylus amarali* isoladas em ilhas e a população da margem do Reservatório da Usina de Serra da Mesa;
- Comparar a qualidade corporal de populações de *Gymnodactylus amarali* isoladas em ilhas e populações na margem do Reservatório da Usina de Serra da Mesa.

2 Materiais e Métodos

2.1 Local de Estudo

Os pontos de coleta, dentre ilhas e margem, foram estabelecidos por Brandão (2002), que realizou amostragens entre outubro de 1996 e janeiro de 1999, antes e durante a formação do Lago de Serra da Mesa (2001), e posteriormente, em 2011, após a formação do lago (Figura 4).

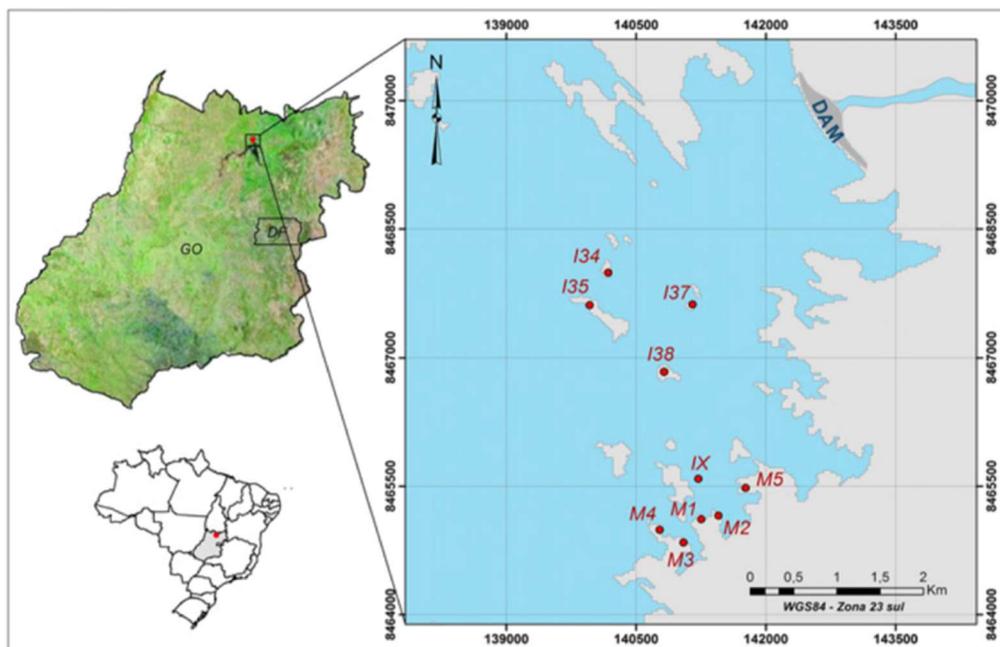


Figura 6 - Pontos de coleta no reservatório da Usina Hidrelétrica de Serra da Mesa, Goiás.

Ilhas (I) 34, 35, 37, 38 e X, e áreas de margem (M) 1, 2, 3, 4 e 5. Fonte: Amorim, 2017.

Os dados foram coletados entre junho e julho de 2019, em 10 áreas na margem direita do reservatório, todas localizadas no Setor 1 do lago, próximas à barragem (Tabela 1; Figura 6). A seleção das áreas amostradas, dando continuidade aos estudos realizados há anos na região, seguiu Amorim (2015) que, por sua vez, embasou sua escolha no estudo anterior realizado por Brandão (2002), substituindo a ilha Ilhota e as áreas de margem M41 e M42, por IX, M3 e M4, respectivamente (Figura 6).

O relevo, solo e vegetação são semelhantes em todas as áreas amostradas (Brandão, 2002, Santoro 2012), com Cerrado *sensu stricto*, declividade e solo pedregoso aproximando-se, por vezes, a Cerrado Rupestre, devido a afloramentos.

Tabela 2 - Coordenadas e tamanho dos sítios amostrados na UHE Serra da Mesa.

Sítio amostral	Área (ha)	Coordenadas	
		Latitude	Longitude
Ilhas			
I.34	29,4	13°51'0.14"S	48°19'38.68"O
I.35	31,1	13°51'12.44"S	48°19'46.26"O
I.37	11,6	13°51'12.79"S	48°19'5.84"O
I.38	18	13°51'37.93"S	48°19'15.35"O
I.X	5,21	13°52'18.45"S	48°19'3.91"O
Margens			
M.01	-	13°52'35.76"S	48°19'5.40"O
M.02	-	13°52'31.23"S	48°18'57.41"O
M.03	-	13°52'42.39"S	48°19'9.44"O
M.04	-	13°52'36.63"S	48°19'19.81"O
M.05	-	13°52'20.85"S	48°18'48.08"O

A diminuição do volume do reservatório por mudanças no aproveitamento hídrico e gestão do sistema de produção de energia pelo Operador Nacional do Sistema Elétrico, alterou drasticamente o tamanho das ilhas e sua conectividade com ilhas adjacentes e com a margem do reservatório, ao longo do tempo (Figura 7).

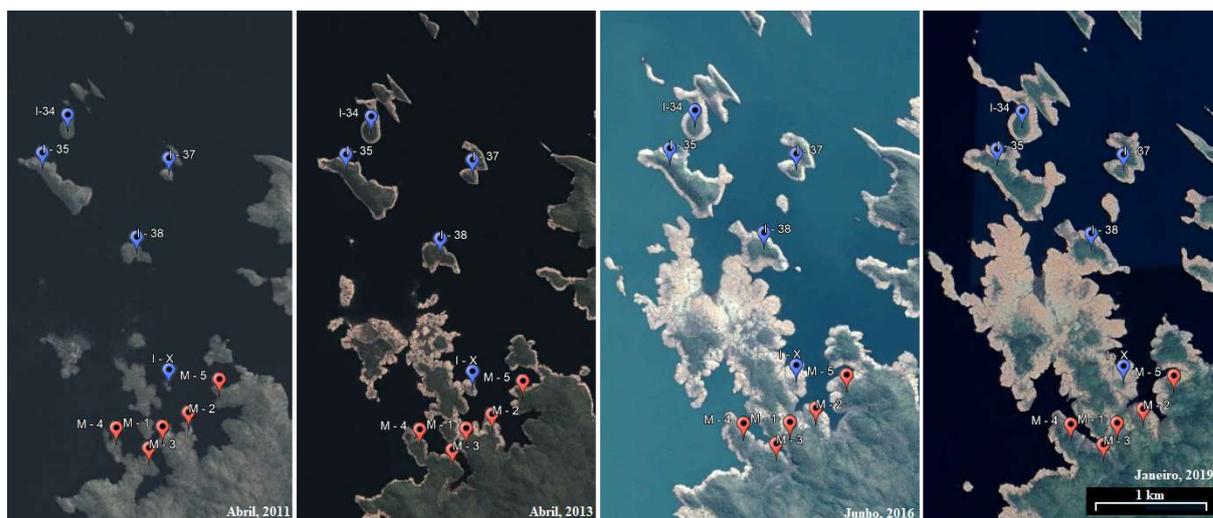


Figura 7 - Alterações temporais nas ilhas e margens do Reservatório da Usina Hidrelétrica de Serra da Mesa, da esquerda para a direita: em abril de 2011, abril de 2013, junho de 2016 e janeiro de 2019. Fonte: Google Earth, 2020.

A redução da cota do lago expôs o terreno outrora inundado desde o enchimento do reservatório, levando camadas de solo e matéria orgânica, expondo rochas, e vegetação morta (Figura 8 - Solo exposto na área IX).



Figura 8 - Solo exposto na área IX

Mediante a análise da temporalidade das conexões entre as áreas, é possível identificar que houve conexão entre a ilha I-37 e a ilha adjacente em outubro de 2013. A conexão entre I-X e a margem ocorreu entre abril de 2012 e abril de 2013 e a redução da distância entre I-38 com a margem ocorreu entre 2016 e 2019 (Figura 9).



Figura 9 - Separação entre a ilha I-38 (direita) e a margem (esquerda), em junho de 2019.

2.2 Coleta de Dados

Para facilitar a localização de todos os lagartos em cada ilha, a vegetação foi removida com fogo, com as precauções devidas para o seu controle. Nenhum lagarto ou outro vertebrado foi encontrado morto pelo fogo ou com cicatrizes de queimaduras. A ocorrência de fogo é comum na história evolutiva do bioma Cerrado (Cole, 1986), está envolvido na dinâmica da riqueza e abundância da vegetação e da fauna (Oliveira & Marquis, 2002), e pode promover maior riqueza e equitabilidade de lagartos (Leite, 2007). A fauna e flora do cerrado estão bem adaptadas a um regime de incêndio típico do Cerrado e a vegetação é bastante resistente. A passagem da linha de fogo é tão rápida no Cerrado, que a temperatura não muda abaixo de uma camada de solo de 5 cm de profundidade (Miranda *et al.*, 1993). Apenas alguns dias após o incêndio, a maior parte da vegetação apresentou intenso crescimento. Desta forma, o método amostral foi adequado ao nosso objetivo e teve efeitos negativos insignificantes na fauna e na flora da área de estudo.

Antes do uso do fogo para remover a vegetação, os ninhos de cupins foram localizados, identificados e medidos, não sendo classificados de acordo com a espécie de cupins ocupantes. Foram tomadas as circunferências de topo e base, altura e número de entradas visíveis (Figura 10).



Figura 10 - Termitária presente na ilha I-37

Após a passagem do fogo, as termitárias foram cuidadosamente separadas com picaretas, e o solo removido com enxada (Figura 11). Todos os lagartos encontrados dentro dos termiteiros foram coletados. Registrei todos os vertebrados e invertebrados encontrados juntamente com cada *G. amarali* capturado nos cupinzeiros. Após duas horas de buscas de termitárias sem sucesso, considerou-se que todos os *G. amarali* acessíveis dentro das áreas foram coletados. Após a coleta, as peças do ninho de cupins inspecionadas foram reagrupadas no local original para facilitar sua reocupação pelas espécies que dele se utilizam e mitigar o impacto da coleta sobre a ecologia local.



Figura 11 - Termitária após desmontagem para coleta de lagartos, na área I-37.

Depois de vistoriadas todas as termitárias, todo o terreno foi cuidadosamente inspecionado, para garantir a localização e captura de todo lagarto presente na área. Inspeccionei visualmente os possíveis retiros de lagartos, incluindo termitários "reconstruídos", ninhos de formigas, buracos de tatu, buracos de ratos, fendas nas rochas, bases de troncos, troncos mortos, buracos de troncos, folhas caídas e detritos de plantas, seguindo Brandão (2002). Todos os locais de abrigo foram cuidadosamente inspecionados com pinças e varetas para verificar a presença de lagartos.

Os animais foram capturados manualmente e acondicionados individualmente em recipientes plásticos rígidos. Posteriormente, foram pesados com dinamômetro manual de mola Pesola[®] (precisão 0,1g), sexados, eutanaziados por injeção de lidocaína 5% no celoma, fixados em formol e tombados, nesta sequência. No laboratório, foram medidos os comprimentos rostro-cloacal (CRC) com paquímetro digital MTX[®] modelo 316119 (precisão 0,01mm) pela mesma pessoa, com a mão direita, fechando completamente o paquímetro entre

cada medida, sem conhecimento prévio da localidade de coleta do indivíduo, a fim de evitar qualquer tendenciosidade.

Os animais foram depositados na Coleção Herpetológica da Universidade de Brasília (CHUNB), alojada no Departamento de Zoologia da Universidade de Brasília - UNB.

2.3 Análises Estatísticas

2.3.1 Uso de Microhabitats

A avaliação da relação do número de indivíduos encontrados com volume de termiteiros avaliada requereu a medição destas estruturas. Embora alguns dos montes apresentem deformações e considerando-se que são inteiramente epígeos, foi possível a obtenção de seus volumes, através da aplicação fórmula de uma hemielipsóide, que se utiliza da altura e das medidas dos raios da base e do topo (Fontes, 1980).

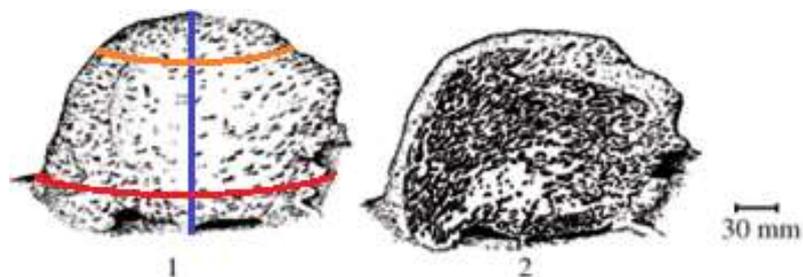


Figura 12 - Ninho de *Nasutitermis coxipoensis*. 1) Vista externa; e 2) Vista interna. Fonte Buschini *et al.*, 2008, com as medidas tomadas, altura do ninho, em azul, circunferência da base, em vermelho, e circunferência do topo, em laranja.

Assim, os volumes dos montes foram calculados pela fórmula:

$$V = \pi \cdot \frac{2}{3} \cdot a \cdot b \cdot c, \text{ onde:}$$

a = altura do ninho; b = raio da base; c = raio do topo

A relação entre o número de indivíduos encontrados e o volume dos respectivos termiteiros nas ilhas *versus* margens foi avaliada por regressão linear. Diferenças na

inclinação das retas foram testadas através de Teste Z (Zar, 2000), que analisa a declividades das retas para determinar diferenças entre duas populações.

2.3.2 Condição Corporal

O uso de resíduos da regressão das medidas de massa e comprimento dos indivíduos é um método de estimava de condição corporal, que reduz o efeito do tamanho corporal sobre os resultados, gerando uma distribuição normal que simplifica a análise, permitindo fácil interpretação (Jakob *et al.*,1996). Outro índice que utiliza análise de resíduos é o de massa escalonada (Peig & Green, 2009), que padroniza a massa corporal através de um valor fixo obtido da medida corporal linear, baseando-se em uma relação escalonada entre massa e medida corporal por meio do cálculo: $\text{Massa Escalonada} = MC * (\overline{MCL} / MCL) * b$, sendo “b” o expoente escalado estimado por uma regressão de eixo principal. Este índice também favorece a comparação entre populações por reduzir a dependência do tamanho do corpo dos indivíduos analisados. Nestes índices, valores abaixo da reta da regressão formada pela medida corpórea em relação à massa indicam um indivíduo subnutrido, uma vez que apresenta massa abaixo do esperado para seu tamanho corporal. Valores acima da reta de regressão apresentam indivíduos com maior *fitness* (Jakob *et al.*, 1996). A discussão da aplicabilidade dos diferentes índices disponíveis para análise da condição corporal considera a estes índices como avaliadores gerais das condições da população (Labocha *et al.*, 2014). Entretanto, uma vez que este estudo se propõe a realizar uma análise comparativa de índices entre duas populações (ilhas x margens), decidimos utilizar os dois métodos para avaliar o desempenho dos mesmos, visto vieses relacionados à relação não linear entre ganho de massa com o crescimento corporal (Peig & Green, 2009; Labocha *et al.*, 2014).

Primeiramente, apliquei o teste de Grubbs (Grubbs, 1969) para verificar a ocorrência de *outliers*, que compara cada valor com a média da população. Obtive a relação entre CRC

(mm) e massa (g) através de regressão linear para obtenção dos resíduos relativos a ilhas e margens, e posteriormente comparei a inclinação das retas através Teste Z (Zar, 2000), para determinar se diferenças entre duas populações. Testei os valores obtidos através do teste de Kruskal-Wallis (Kruskal & Wallis, 1952). Diferenças nos valores dos resíduos entre ilhas e margens corporal foram testadas por Anova. Os índices de Condição Corporal foram analisados pela comparação dos resíduos obtidos pela relação entre CRC (mm) e peso (gramas) (Schulte-Hostedde *et al.*, 2001) e através da Condição Corporal Escalonada (Peig & Green, 2009). As análises de resíduos foram realizadas no programa PAST (PAleontological STatistics).

3 Resultados

Foram capturados 82 indivíduos de *Gymnodactylus amarali*, dentre fêmeas (n=39), machos (n=35) e indivíduos de sexo indeterminado (n=8), na área do Reservatório da UHE Serra da Mesa, sendo 54 nas ilhas e 38 nas margens. Destes, 80 estavam associados a 71 diferentes cupinzeiros, e 2 indivíduos (em IX, i38 e M1) foram capturados em busca ativa. Seus comprimentos rostro-cloacais ($40,59 \pm 4,2\text{mm}$), massa ($2,08 \pm 0,6\text{g}$), sexo, localização e etiqueta de campo, Série RABrandao, são apresentadas na Tabela 5 (Anexo). Não foram encontradas diferenças significativas na relação CRCxMassa para machos e fêmeas de ilhas (Kruskal-Wallis, $U = 0$, $gl = 1$, $p = 1$) ou de margens (Kruskal-Wallis, $U = 0.4754$ $gl = 1$, $p = 0.4905$)

Dois indivíduos (tombos 2829 e 2834) foram danificados durante a captura, impossibilitando sua sexagem. Outros seis indivíduos não puderam ter o sexo definido devido ao tamanho reduzido (n=3), ou indiferenciação visual do sexo (n=3).

As termitárias identificadas e inspecionadas, a quantidade ocupada por *G. amarali*, quantidade e sexo dos indivíduos nelas coletados são apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 - Números de indivíduos e termitárias capturados e catalogados por ponto dentro do reservatório da UHE Serra da Mesa.

	Termitárias		Indivíduos	Sexo		
	N	Ocupadas	N	F	M	NI*
Ilha						
i37	11	8 (72%)	19	9	9	1
i34	10	6 (60%)	13	6	6	1
i35	8	2 (25%)	4	1	2	1
i38	10	8 (80%)	11	5	4	3

IX	7	4 (57%)	19	7	3	0
Total	46	28 (61%)	58	28	24	6
Margem						
M1	5	3 (60%)	6	4	3	0
M2	6	5 (83%)	6	3	3	0
M3	6	2 (33%)	2	1	1	0
M4	4	3 (75%)	6	3	3	0
M5	4	2 (50%)	3	0	1	2
Total	25	15 (60%)	24	11	11	2
Total Geral	71	43 (60%)	79	39	35	8

*NI = não identificado

3.1 Uso de Microhabitat

O volume médio dos cupinzeiros foi de $134,95 \pm 88,56 \text{ dm}^3$ nas ilhas e $255,64 \pm 116,37 \text{ dm}^3$ nas margens, sendo, para os termitários ocupados, encontrado o volume médio de $148,92 \pm 88,02 \text{ dm}^3$ nas ilhas e $274,05 \pm 123,99 \text{ dm}^3$ nas margens.

Quanto à ocupação, 60,87% dos cupinzeiros continham *Gymnodactylus amarali* nas ilhas e 60% nas margens. Foram encontrados uma média de 2,07 indivíduo por cupinzeiro, e um a cada $146,51 \text{ dm}^3$ de terra inspecionado nas ilhas. Para margens, foram encontrados 1,6 indivíduos de *G. amarali* por cupinzeiro, e um indivíduo a cada $277,86 \text{ dm}^3$. A análise Kruskal-Wallis apresentou semelhança entre os valores de indivíduos por cupinzeiro ($U = 0.2742$, $df = 1$, $p = 0.05816$). Os termiteiros inspecionados, suas medidas e número de indivíduos encontrados são apresentados na Tabela 6 (Anexo).

As regressões lineares das relações entre o volume dos cupinzeiros ocupados, em dm^3 , com o número de indivíduos nestes localizados apresentaram a equação $y = -0,0021x + 2,0423$, $R^2 = 0,1036$ para margens, e $y = -0,0005x + 1,6576$, $R^2 = 0,0088$ para ilhas. O resultado do Teste Z com valor de z igual a 0.1277, com $p = 0.89656$.

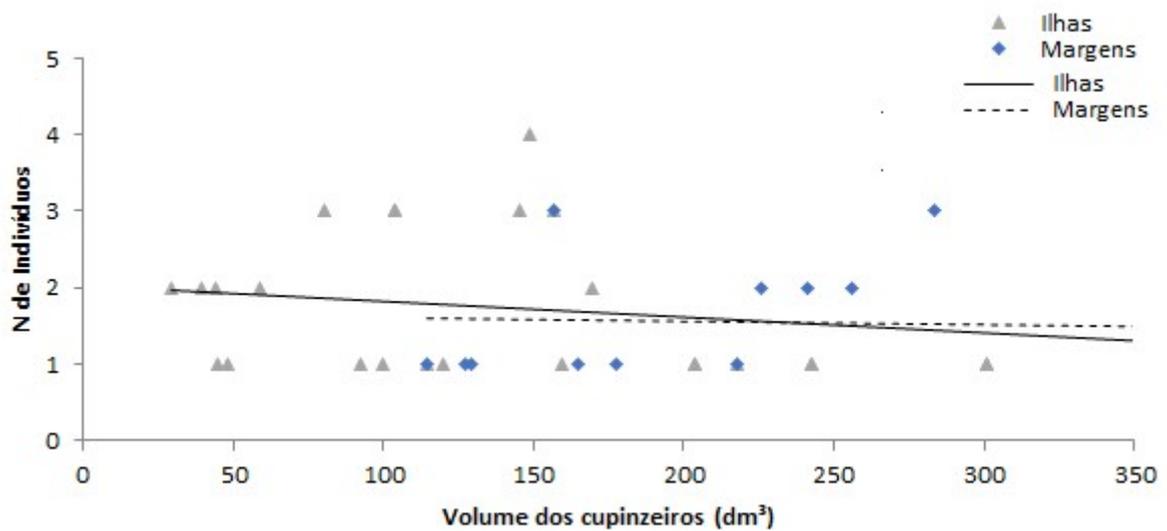


Figura 13 - Regressão linear entre volume de cupinzeiros e o número de indivíduos de *Gymnodactylus amarali* por cupinzeiro, nas ilhas e margens do reservatório da Usina Hidrelétrica de Serra da Mesa, Goiás.

Os demais animais que ocupavam os cupinzeiros foram identificados visualmente a nível de classe, ordem ou família, conforme o grupo com maior possibilidade de identificação. Os animais encontrados nos referidos cupinzeiros, nos referidos pontos amostrais, estão identificados na

Tabela 7 (Anexo), cujas taxas de coabitação com *G. amarali*, presença no interior do termiteiro na ausência do Phyllocladylídeo, ou total ausência dentro dos termiteiros analisados, compõem a Tabela 3.

Tabela 4 - Taxa de coabitação de taxons encontrados nas termitárias do reservatório da UHE Serra da Mesa.

Taxon	Ilha			Margem		
	Coabitação	Ausência de <i>G. amarali</i>	Ausente	Coabitação	Ausência de <i>G. amarali</i>	Ausente
Termitoidae	61%	37%	2%	52%	36%	12%
Formicidae	30%	20%	50%	48%	32%	20%
Araneae	35%	20%	46%	60%	40%	0%
Reptilia	11%	2%	87%	28%	4%	68%
Hemiptera	17%	11%	72%	8%	12%	80%
Buthidae	17%	7%	76%	8%	20%	72%
Blattodea	24%	15%	61%	32%	8%	60%
Miliapoda	2%	9%	89%	4%	4%	92%
Opiliones	4%	4%	91%	0%	0%	100%
Orthoptera	2%	2%	96%	16%	4%	80%
Vespidae	0%	2%	98%	0%	8%	92%

3.2 Condição Corporal

Para a análise da condição corporal, utilizei os 80 indivíduos de *Gymnodactylus amarali* com CRC disponíveis. O teste de Grubbs detectou um *outlier* no valor de CRC de um indivíduo jovem da ilha i38. Entretanto, não foi retirado das análises, por não apresentar valor *outlier* para a condição corporal, apenas para CRC.

Através de regressão linear da relação isométrica entre a massa e o tamanho corporal, foram obtidos os valores das retas para ilhas (Figura 14).

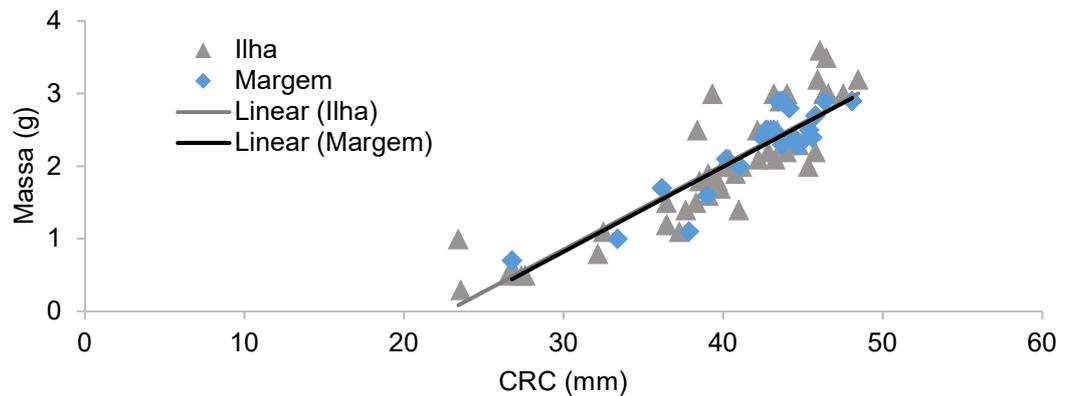


Figura 14 - Relação entre CRC (mm) e massa (g) de indivíduos em ilhas (triângulo cinza), e margens (losangos azuis), e suas respectivas linhas de tendência.

As regressões lineares das relações entre CRC e massa dos indivíduos, apresentaram a equação $y = 0,1172x - 2,697$, $R^2 = 0,8101$ para margens, e $y = 0,1164x - 2,6413$, $R^2 = 0,7689$ para ilhas. A comparação entre as curvas da relação CRC vs Massa para ilhas e margens não mostrou diferenças ($Z = -0,0102$; $p = 0,99202$).

A distribuição dos valores dos resíduos da regressão linear entre CRC (mm) e massa (g) entre ilhas e margens foram bastante semelhantes (Figura 15).

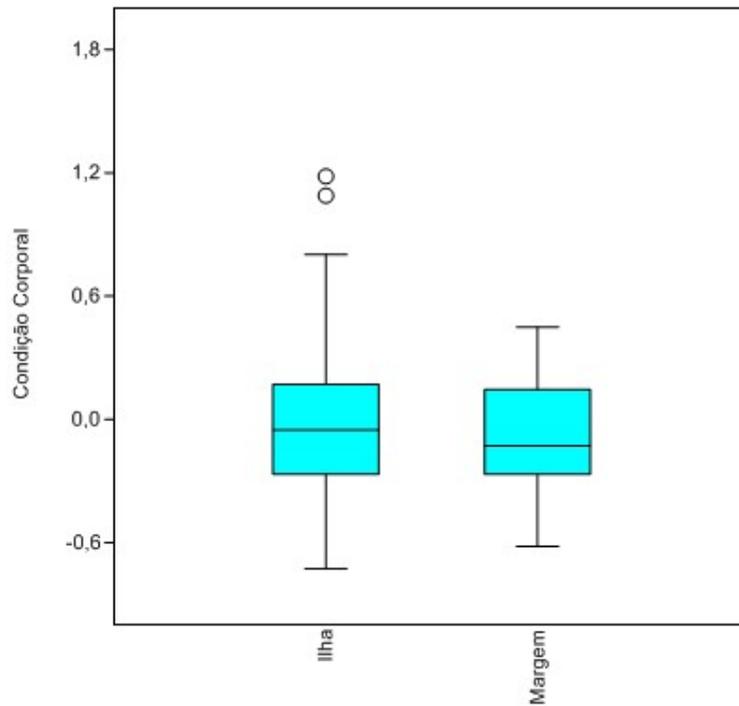


Figura 15 - Boxplot dos resíduos da regressão CRC x Massa, para ilhas e margens

A distribuição dos valores de qualidade corporal obtidos pelo método da Condição Corporal Escalonada (Figura 16) sugere que a qualidade corporal média dos lagartos nas ilhas é menor que nas margens, mas essa diferença não é significativa.

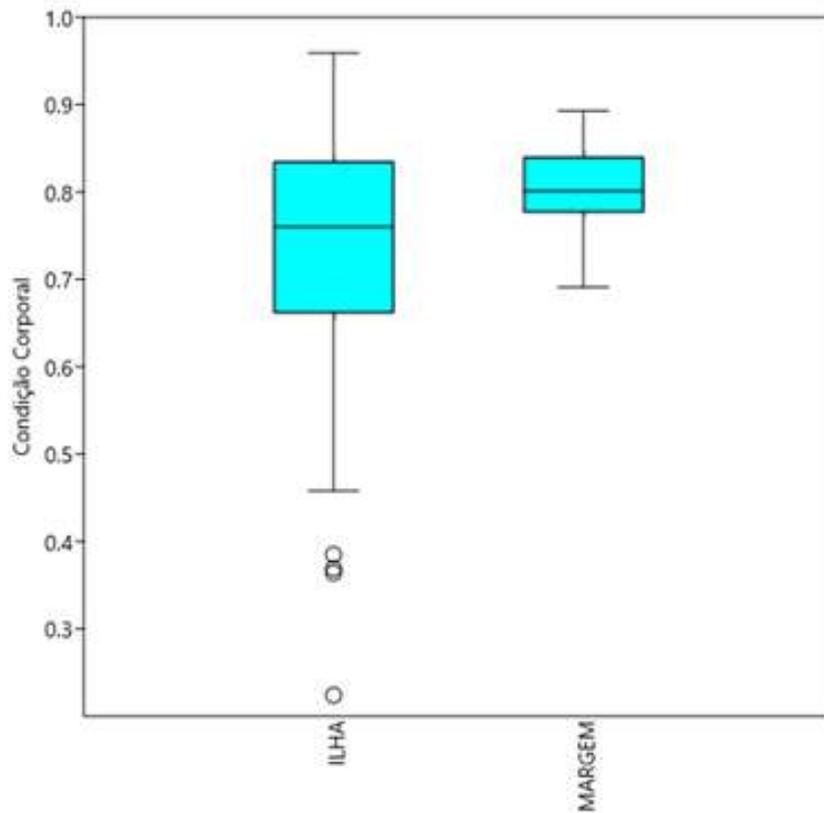


Figura 16 - Boxplot da Condição Corporal Escalonada para ilhas e margens

Para comparar as diferenças na Condição Corporal entre ilhas e margens, utilizei análise de variância, onde não encontrei diferenças entre ilhas e margens na comparação entre os resíduos ($F_{(1,79)} = 0,8404$; $P = 0,362$) ou para o índice escalonado ($F_{(1,79)} = 2,379$; $P = 0,128$).

4 Discussão

Observei que, no presente momento, os indivíduos insularizados de *Gymnodactylus amarali* não apresentaram alteração na condição corporal ou uso de microhabitat em relação aos indivíduos das margens do Reservatório da UHE da Serra da Mesa. Espécies especialistas, como é o caso de *G. amarali* podem se beneficiar da ausência de espécies competidoras (Bolnick *et al.*, 2010) e de predadores, especialmente de serpentes (Kjoss & Litvaitis, 2000; Reading *et al.*, 2010).

As manifestações ecológicas oriundas de alterações físicas do ambiente podem levar muito tempo para terem efeito sobre uma comunidade de forma a apresentar uma resposta em sua dinâmica de equilíbrio (Terborgh *et al.*, 1997; Whittaker & Fernandez-Palacios, 2007). Durante o período de isolamento relativamente curto de 22 anos para que processos evolutivos se apresentem, foi possível identificar grandes flutuações em diversos parâmetros analisados durante os estudos realizados na área, para as diferentes espécies presentes. Algumas espécies foram extintas em algumas ilhas, mas a maioria das espécies desapareceu de todas as ilhas do estudo. Alteração em parâmetros como densidade, condição corporal e assimetria flutuante, predação e codistribuição de diversas espécies tiveram suas métricas acompanhadas anteriormente à criação do Reservatório da UHE Serra da Mesa (1996), três anos (2001), treze anos (2011) e vinte e um anos (2019) após o enchimento, sendo possível criar uma análise histórica destes parâmetros, e contextualizá-los com a dinâmica ecológica local.

Quando do enchimento do Reservatório, em 1998, o adensamento causado pela realocação de indivíduos fugindo das áreas alagadas para os topos de morros isolados como ilhas ampliou a competição inter e intraespecífica, predação e, conseqüentemente, extinção de espécies locais e significativa redução na qualidade corporal das restantes (Brandão, 2002; Amorim, 2015). O mesmo adensamento e alterações não foram observados nas margens, dado

haver área de escape e diluição, com homogeneização dos adensamentos da comunidade para a área contínua, mais afastadas da margem.

Extinções evidentes ocorreram nas ilhas entre 2001 e 2011 (Santoro, 2012; Amorim, 2015). O adensamento causado pelo enchimento não foi sustentado, levando à extinção de diversas das espécies anteriormente presentes na área, levando à liberação ecológica (*sensu* Terborgh, 2008), alterando relações interespecíficas para as comunidades das espécies sobreviventes. Essas recuperaram sua densidade original nas ilhas, retornando a valores semelhantes ao observado nas margens. Tais processos certamente afetaram as relações competitivas, as quais por sua vez afetam a condição corporal e o uso de cupinzeiros pelos *Gymnodactylus amarali*. Além destas alterações, a identificação de mudanças nos padrões alométricos de hemipênis (Coelho, 2020) e tamanho da cabeça (Amorim, 2017) indicam haver outros fatores seletivos presentes, capazes de causar respostas evolutivas em caracteres alimentares e reprodutivos das comunidades.

4.1 Uso de Microhabitats

A estrita relação de *Gymnodactylus amarali* com termiteiros, fazendo destes seus ambientes de habitação e forrageamento, com dieta composta na ordem de 80% de cupins o caracteriza como um especialista nestes recursos, além de possuir alta fidelidade a seu microhabitat e baixa movimentação, sendo um forrageador do tipo senta-espera (Vitt, 1995; Colli *et al.*, 2003). Portanto, uma vez que as alterações ambientais causadas pela descontinuidade do habitat ocupado pelo animal impactaram demais as espécies competidoras na área, seria esperado que a capacidade de sobrevivência de *G. amarali* fosse favorecida, causando o adensamento de suas comunidades ilhadas.

A extinção de espécies competidoras, bem como de predadores, disponibilizaria oportunidades de acesso a recursos, conforme o relaxamento competitivo (*sensu* Grant, 1972),

levando espécies a mudanças evolucionárias e ecológicas, através do deslocamento de caracteres (Pfennig & Pfennig, 2009). Esse processo é bem conhecido em ecossistemas insulares (ou isolados), onde organismos remanescentes apresentam maior amplitude de nicho do que em comunidades mais ricas e complexas (Terborgh *et al.*, 1997; Brandão, 2002; Amorim *et al.*, 2017).

No entanto, não é tão somente a competição o fator mais determinante para a distribuição e densidade de espécies em uma área (Hortal, 2009), com diferentes taxa sendo mais responsivos a diferentes pressões competitivas (Case, 1975; Wright, 1979; Wrigth, 1981). Sendo *G. amarali* uma espécie especialista em cupim, que ocupa a mesma área de vida que sua presa (Colli *et al.*, 2003), e apresentando menor sobreposição no uso de microhabitat e dieta do que as demais espécies presentes na área de margem e extinta das ilhas, é provável que ter sido menos afetada pelas alterações do ambiente. Em 2001, quando ilhas apresentavam densidade de lagartos até quatro vezes maior que a observada em margens (Brandão, 2002), havia diferença no número de *Gymnodactylus amarali* que podiam ser observados utilizando o mesmo cupinzeiro nas ilhas e margens, independentemente do volume do cupinzeiro. No entanto, em 2011 essa diferença já não existia (Santoro, 2012), sugerindo efeitos do adensamento, caracterizado pelo “*crowding effect*”, definido como o aumento na densidade de animais móveis em habitats remanescentes (ou fragmentos) causados por seu deslocamento a partir de locais que foram perdidos pela perda de hábitat (Leck, 1979; Noss, 1981; Groom *et al.*, 2006). Esse aumento observado na abundância é frequentemente temporário e seguido por colapsos na densidade das espécies envolvidas (Bierregaard *et al.*, 1992; Stouffer & Bierregaard, 1995; Debinski & Holt, 2000), como o observado na população de *G. amarali* da Serra da Mesa.

4.1 Condição Corporal

A condição corporal é diretamente relacionada à disponibilidade de recursos (Shine & Madsen, 1997; Wikelski & Trillmich, 1997), à densidade populacional e à competição intraespecífica (Kirk & Goslet, 1994) de tal forma que, quanto maior a oferta de determinado recurso em local, é de se esperar um melhor estado nutricional dos indivíduos ali presentes, aqui caracterizado por maior massa em relação à medida de CRC observados nos indivíduos estudados.

O índice observado no local de estudo área é bastante ilustrativo dos eventos observados nas ilhas em Serra da Mesa. Três anos após o enchimento do reservatório, em 2001, os índices observados em *G. amarali* estavam muito inferiores aos observados em 1996. No entanto, em 2011, a condição corporal não apresentou diferença à observada em 1996 (Lins, 2013). A ausência de diferenças na qualidade corporal entre ilhas e margens observada aqui sugere que a recuperação na qualidade corporal de *Gymnodactylus amarali* deve ter se mantido de forma semelhante desde então.

Por outro lado, ilhas e margens aparentemente fornecem condições ambientais e oportunidades semelhantes para a espécie, sugerindo que as condições desses dois ambientes estão semelhantes ou que *Gymnodactylus amarali*, devido às suas características ecológicas, é menos sensível à insularização que outras espécies de lagartos da região. A permanência da espécie nas ilhas após 22 anos de isolamento e acentuada perda de diversidade, é bastante indicativo disso.

5 Conclusões

A alteração da paisagem por meio da fragmentação em ilhas causou perda de hábitat e o isolamento de *Gymnodactylus amarali*, mas após 22 anos não influenciou em alterações no uso de microhabitat e nem em seus índices de condição corporal de maneira definitiva pela espécie. Portanto, foram rejeitadas as hipóteses de que haveria diferenças nestas duas características para as populações insularizadas, em relação às das margens do reservatório.

Para a condição corporal, a hipótese que haveria diferença entre as populações também não foi aceita. O histórico no acompanhamento de tal índice nas populações locais de *Gymnodactylus amarali* demonstra a rápida recuperação da qualidade corporal da espécie, que aparentemente retornou às condições pré-inundação (1996) após 8 anos de insularização. A inexistência de adensamento dos locais que são a fonte de recursos alimentares indica que *G. amarali* possui disponibilidade de alimento, não sendo este um fator limitante.

6 Referências Bibliográficas

- Abreu TL, Berg SB, de Faria IP, Gomes LP, Marinho-Filho JS & Colli G R. 2020.** River dams and the stability of bird communities: A hierarchical Bayesian analysis in a tropical hydroelectric power plant. *Journal of Applied Ecology*, 57(6), 1124-1136.
- Adler GH & Levins R. 1994.** The island syndrome in rodent populations. *Q Rev Biol.* 1994 Dec; 69(4):473-90
- Almeida JR, Mendonça CM & Ayala F. 1991.** Análises ecológicas espaço-temporais da biodiversidade da área diretamente afetada da UHe Serra da Mesa-GO. *Anais XI SNPTEE*, p. 9-12.
- Alofs KM, Gonzalez AV & Fowler NL. 2014.** Local native plant diversity responds to habitat loss and fragmentation over different time spans and spatial scales, *Plant Ecology*; vol. 215, no. 10, pp. 1139–1151.
- Amorim ME. 2015.** Insularização do Cerrado: Comunidade de lagartos e respostas adaptativas de *Gymnodactylus amarali* em ilhas artificiais no reservatório da UHE Serra da Mesa. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília, Brasília-DF,
- Amorim ME, Schoener TW, Santoro GRCC, Lins ACR, Piovia-Scott J & Brandão RA. 2017.** Lizards on newly created islands independently and rapidly adapt in morphology and diet. *Proc Natl Acad Sci.* 114 (33) 8812-8816.
- Anciães M, Marini MÂ. 2000.** The effects of fragmentation on fluctuating asymmetry in passerine birds of Brazilian tropical forests. *Journal of Applied Ecology*, v. 37, p. 1013-1028.
- Andrade SM. 2002.** O Patrimônio Histórico Arqueológico da Serra da Mesa: A Construção de uma nova paisagem. Tese de Doutorado. Departamento de Geografia da Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas. Universidade Federal de São Paulo, São Paulo,

SP. 266 p.

Andrews RM. 1976. Growth rates in island and mainland anoline lizards. *Copeia* 1976:477-482

Andrews RM. 1979. Evolution of life histories: a comparison of *Anolis* lizards from matched island and mainland habitats. *Brev Mus Comp Zool* 454:1 -51

Baillie JEM, Hilton-Taylor C & Stuart SN. 2004. IUCN Red List of Threatened Species A Global Species Assessment. IUCN, Gland.

Bancilă RI, Hartel T, Plaia R, Smets J & Cogalniceanu D. 2010. Comparing three body condition indices in amphibians: a case study of yellow-bellied toad *Bombina variegata*. *Amphibia-Reptilia*, v.31, p. 558-562.

Balmford A, Jones IL & Thomas ALR. 1993. On avian asymmetry: evidence of natural selection for symmetrical tails and wings in birds. *Proceedings of the Royal Society of London Series B*, v. 252, p. 245-251.

Baz A & Garcia-Boyer A. 1996. The SLOSS dilemma: a butterfly case study. *Biodiversity and Conservation* 5, 493–502.

Bermann C. 2007. Impasses e controvérsias da hidreletricidade. *Estudos Avançados*, São Paulo, v. 21, n. 59, p. 139-153, jan./abr.

Bierregaard RO, Lovejoy TE, Kapos V, Santos AA & Hutchings RW. 1992. The biological dynamics of tropical forest fragments. A prospective comparison of fragments and continuous forest. *BioScience* 42: 859–866.

Blondel J. 2000. Evolution and ecology of birds on islands: trends and perspectives. *Vie Et Milieu*. 50: 205-220.

Bolnick DI, Ingram T, Stutz WE, Snowberg LL, Lau OL, Paull JS. 2010. Ecological release from interspecific competition leads to decoupled changes in population and individual niche width. *Proceedings. Biological Sciences*, v. 277, p.1789-1797.

- Brandão RA. 2002.** Monitoramento das Populações de Lagartos no Aproveitamento Hidroelétrico de Serra da Mesa, Minaçu, GO. Tese de Doutorado. Universidade de Brasília, Brasília.
- Brandão RA & Motta PC. 2005.** Circumstantial evidences for mimicry of scorpions by the neotropical gecko *Coleodactylus brachystoma* (Squamata, Gekkonidae) in the Cerrados of central Brazil *Phyllomedusa*, 4 (2): 139-145.
- Brandão RA & Araújo AFB. 2008.** Changes in anuran species richness and abundance resulting from hydroelectric dam flooding in Central Brazil. *Biotropica*, 40, 263–266.
- Brasil MME. 2020.** Resenha energética exercício de 2019. Edição de Maio de 2020. Disponível em: <http://www.mme.gov.br/> acesso em 2020. Ministério de Minas e Energia.
- Brasil, ONS. 2020.** Volume dos Reservatórios do Sistema Furnas. Disponível em: <https://www.furnas.com.br/subsecao/233/reservatorios-do-sistema-furnas>
- Bucher R & Entling MH. 2011.** Contrasting effects of habitat fragmentation, population density, and prey availability on body condition of two orb-weaving spiders. *Ecological Entomology*, 36(6), 680-685.
- Case TJ. 1975.** Species numbers, density compensation, and colonizing ability of lizards on islands in the Gulf of California. *Ecology* 56: 3–18.
- Case TJ. 1978.** A general explanation for insular body size trends in terrestrial vertebrates. *Ecology*, 59, 1–18.
- Cassimiro J & Rodrigues MT. 2009.** A new species of lizard genus *Gymnodactylus* Spix, 1825 (Squamata: Gekkota:Phyllodactylidae) from Serra do Sincorá, northeastern Brazil, and the status of *G. carvalhoi* Vanzolini, 2005. *Zootaxa*. 2008: 38 - 52.
- Castro L & Gorzula S. 1986.** The interrelations of the Caroní river basin ecosystems and hydroelectric power projects. *Interciencia*. 11. 272-277.

- Clegg SM & Owens IPF. 2002.** The ‘island rule’ in birds: medium body size and its ecological explanation. *Proc R Soc Lond B* 269(1498): 1359-1365.
- Cole MM. 1986.** The savannas biogeography and geobotany. Academic Press. London.
- Coelho WA. 2020.** Variação morfológica dos hemipênis em lagartos do gênero *Gymnodactylus Spix* 1825 (Squamata, Phyllodactylidae). Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília.
- Colli GR, Mesquita DO, Rodrigues VVP & Kitayama K. 2003.** Ecology of the gecko *Gymnodactylus geckoides amarali* in a Neotropical Savanna. *J. Herp.* 37: 694–706.
- Crnobrnja-Isailovic J, Aleksic I & Bejakovic D. 2005.** Fluctuating asymmetry in *Podarcis muralis* populations from Southern Montenegro: detection of environmental stress in insular populations. *Amphibia-Reptilia*, v. 26, p. 149-158.
- Debinski DM & Holt RD. 2000.** A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Cons. Biol.* 14: 342–355.
- Delciellos AC, Barros CDS, Prevedello JA, Ferreira MS, Cerqueira R & Vieira MV. 2018.** Habitat fragmentation affects individual condition: evidence from small mammals of the Brazilian Atlantic Forest. *Journal of Mammalogy*, 99(4), 936-945.
- Delgado-Acevedo J & Restrepo C. 2008.** The contribution of habitat loss to changes in body size, allometry, and bilateral asymmetry in two *Eleutherodactylus* frogs from Puerto Rico. *Conservation Biology*, v. 22, p. 773–782.
- Diamond JM. 1972.** Biogeographic kinetics: estimation of relaxation times for avifaunas of southwest Pacific islands. *Proceedings of the National Academy of Sciences, U. S. A.* 69: 3199-203.
- Diamond JM. 1975.** The island dilemma: Lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves. *Biological Conservation*, 7, 129–146.
[https://doi.org/10.1016/0006-3207\(75\)90052-X](https://doi.org/10.1016/0006-3207(75)90052-X)

- Didham RK, Kapos V, Ewers RM. 2012.** Rethinking the conceptual foundations of habitat fragmentation research. *Oikos* 121:161–70
- Domingos F. 2009.** Variação geográfica na morfologia de *Gymnodactylus amarali* (Squamata, Gekkonidae). Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Instituto de Ciências Biológicas, Universidade de Brasília, Brasília-DF.
- Eberhard WG. 2009.** Static allometry and animal genitalia. *Evolution* 63: 48–66.
- Edge CB, Fortin MJ, Jackson DA, Lawrie D, Stanfield L & Shrestha N. 2017.** Habitat alteration and habitat fragmentation differentially affect beta diversity of stream fish communities. *Landscape Ecology*, 32, 647–662. <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0472-9>
- Ewers RM, Didham RK. 2005.** Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews*, n. 81, p. 117-142.
- Fagan WF, Cantrell RS & Cosner C. 1999.** How habitat edges change species interactions. *American Naturalist* 153, 165–182
- Fahrig L. 2003.** Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 34, 487–515.
- Fahrig L. 2017.** Ecological responses to habitat fragmentation per se. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 48, 1–23.
- Fleury M & Galetti M. 2006.** Forest fragment size and microhabitat effects on palm seed predation. *Biol. Conserv.* 131: 1–13.
- Fontes EG. 1980.** Estudos ecológicos sobre o térmita arbóreo *Constrictotermes cyphergaster* em área de cerrado. Tese de Mestrado, Universidade Federal, Brasília, 65 pp.
- Fulgione D, Guglielmi S, Odierna G, Rippa D, Caliendo MF & Rastogi RK. 2008.** Morphological differentiation and genetic structure in island lizard populations. *Zool Sci.* 25: 465-474.

- Furnas Centrais Elétricas S.A, Brasil. 1996b.** Projeto básico ambiental do aproveitamento hidrelétrico Serra da Mesa: implantação dos programas ambientais. [s.1.].
- Furnas Centrais Elétricas S.A, Brasil. 1996a.** A questão ambiental associada à usina hidrelétrica de Serra da Mesa. [s.1.].
- Freitas SR, Cerqueira R & Vieira MV. 2001.** A device and standard variables to describe microhabitat structure of small mammals based on plant cover. *Brazilian Journal of Biology*, v. 62, pp. 795-800.
- Gieck K. 1979.** Manual de fórmulas técnicas. São Paulo: Hemus.
- Goldemberg J & Lucon O. 2007.** Energia e meio ambiente no Brasil. *Estudos avançados* 21 (59), p. 7-20.
- Grant PR. 1972.** Convergent and divergent character displacement. *Biological journal of the Linnean Society*, v.4, n.1, p.39-68.
- Grant PR. 1999.** Ecology and evolution of Darwin's finches. Princeton: Princeton University Press.
- Groom MJ, Meffe GK & Carroll CR. 2006.** Principles of Conservation Biology. Sinauer Associates, Inc. Sunderland, Massachusetts.
- Grubbs F. 1969.** Procedures for detecting outlying observations in samples. *Technometrics*, v.11, p. 1-21.
- Hass A. 2002.** Efeitos da criação do reservatório da UHE Serra da Mesa (Goiás) sobre a comunidade de aves. Tese de doutorado. Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP. 156 p.
- Helmus DL, Mahler & JB. 2014.** Losos Island biogeography of the Anthropocene. *Nature* 513, 543–546.
- Herrel A, Huyghe K, Vanhooydonek B, Backeljau T, Breugelmans K, Grbac I, Van Damme R, Irschick DJ. 2008.** Rapid large-scale evolutionary divergence in

morphology and performance associated with exploitation of a different dietary resource. *Proc Natl Acad Sci* 105(12):4792-4795.

Hibbitts TJ, Ryberg WA, Adams CS, Fields AM, Lay DN & Young ME. 2013.

Microhabitat selection by a habitat specialist and a generalist in both fragmented and unfragmented landscapes. *Herpetological Conservation and Biology*, 8(1), 104-113.

Hortal J, Triantis KA, Meiri S, Thébault E & Sfenthourakis S. 2009. The Island Species

Richness Increases with Habitat Diversity. *American naturalist*, 174: 205-217.

Huang WS. 2007. Ecology and reproductive patterns of the agamid lizard *Japalura swinhonis*

on an East Asian island, with comments on the small clutch sizes of island lizards. *Zoological Science*, 24, 181–188.

Inatomi TAH & Udaeta MEM. 2011. Análise Dos Impactos Ambientais na Produção de

Energia Dentro do Planejamento Integrado de Recursos. Seção de estudos estratégicos de energia e de desenvolvimento sustentável do GEPEA/EPUSP, p. 14.

Jakob EM, Marshall SD & Uetz GW. 1996. Estimating fitness: a comparison of body condition

indices. *Oikos*, v. 77, n. 1, p. 61–67.

Johnstone CP, Reina RD & Lill A. 2010. Impact of anthropogenic habitat fragmentation on

population health in a small, carnivorous marsupial. *Journal of Mammalogy*, 91(6), 1332-1341

Jones IL, Bunnfeld N, Jump A, Peres CA & Dent D. 2016. Extinction debt on reservoir

land-bridge islands, *Biological Conservation*, 199, pp. 75-83.

Kirk DA & Gosler AG. 1994. Body condition varies with migration and competition in

migrant and resident South American vultures. *The Auk*, v. 111, n. 4, p. 933-944.

Kjoss VA & Litvaitis JA. 2001. Community structure of snakes in a human-dominated

landscape. *Biological Conservation*, v. 98, p. 285-292.

Kohn AJ. 1972. *Conus-miliaris* at Easter Island – ecological release of diet and habitat in an

isolated population. *American Zoologist* 12: 712. doi

Kozak KH & Wiens JJ. 2010. Accelerated rates of climatic-niche evolution underlie rapid species diversification. *Ecology Letters*, 13, 1378–1389. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01530.x>

Kruskal WH & Wallis WA. 1952. Use of Ranks in One-Criterion Variance Analysis. *Journal of the American Statistical Association* Volume 47, 1952 - Issue 260.

Laurance WF. 2008. Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. *Biological Conservation*, 141, 1731–1744. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.05.011>

Leary RF & Allendorf FW. 1989. Fluctuating asymmetry as an indicator of stress: implications for conservation biology. *Trends in Ecology and Evolution*, v. 4, p. 214–217.

Leck CF. 1979. Avian extinctions in an isolated tropical wet-forest preserve, Ecuador. *Auk* 96: 343–352.

Leite DLP. 2007. Efeitos do fogo sobre a taxocenose de lagartos em áreas de Cerrado *sensu stricto* no Brasil Central. Unpublished Master Thesis. University of Brasília. Brazil.

Lins ACR. 2013. Condição corporal e assimetria flutuante de lagartos em áreas de Cerrado contínuas e fragmentadas na UHE Serra da Mesa, Minaçu, GO. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal) – Instituto de Ciências Biológicas, Universidade de Brasília, Brasília-DF.

Lomolino MV. 2005. Body size evolution in insular vertebrates: Generality of the island rule. *Journal of Biogeography*, 32, 1683–1699.

Losos JB, Irschick DJ & Schoener TW. 1994. Adaptation and Constraint in the Evolution of Specialization of Bahamian Anolis Lizards. *Evolution*. <https://doi.org/10.2307/2410700>

Noss RF. 1981. The birds of Sugarcreek, on Ohio nature reserve. *Ohio J. Sci.* 81: 29–40.

- MacArthur RH & Pianka ER. 1966.** On the optimal use of a patchy environment. *American Naturalist*, 100
- MacArthur RH & Wilson EO. 1967.** *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, 1, 202. <https://doi.org/10.1086/282697>
- Markow TA. 1995.** Evolutionary ecology and developmental instability. *Annu. Rev. Entomol*, v. 40, p. 105-120.
- Mather K. 1953.** Genetical control of stability in development. *Heredity*, v. 7, p. 297-336.
- McCully P. 1996.** *Silenced Rivers: the ecology and politics of large dams*. London: Zed Books. 350 p.
- Meiri S. 2007.** Size evolution in island lizards. *Global Ecology and Biogeography*, 16, 702–708.
- Meiri S. 2008.** Evolution and ecology of lizard body sizes. *Global Ecology and Biogeography*, 17, 724–734.
- Morris DW. 1987.** Ecological scales and habitat use. *Ecology*. v. 68, n. 2, pp. 362- 369.
- Miranda AC, Miranda HS, Dias IFO & Dias BFS. 1993.** Soil and air temperature during prescribed cerrado fires in Central Brazil. *J. Trop. Ecol.* 9: 313–320.
- Newbold T, Hudson LN, Hill SLL, Contu S, Lysenko I, Senior RA, Borger L, Bennett DJ, Choimes A, Collen B, Day J, De Palma A, Diaz S, Echeverria-Londono S, Edgar MJ, Feldman A, Garon M, Harrison MLK, Alhousseini T, Ingram DJ, Itescu Y, Kattge, J., Kemp V, Kirkpatrick L, Kleyer M, Correia DLP, Martin CD, Meiri S, Novosolov M, Pan Y, Phillips HRP, Purves DW, Robinson A, Simpson J, Tuck, SL, Weiher E, White HJ, Ewers RM, Mace GM, Scharlemann JPW, Purvis A. 2015.** Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature* 520 (45-50).
- Novosolov M, Raia P & Meiri S. 2013.** The island syndrome in lizards. *Global Ecology and Biogeography*, 22, 184–191. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2012.00791.x>

- Labocha MK, Schutz H & Hayes JP. 2014.** Which body condition index is best? *Oikos*, 123(1), 111-119.
- Oliveira OS & Marquis RJ. 2002.** The Cerrado of Brazil: ecology and natural history of a Neotropical savanna. Columbia University Press. New York.
- Omland KE. 1997.** Examining two standard assumptions of ancestral reconstructions: repeated loss of dichromatism in dabbling ducks (Anatini). *Evolution*. 51: 1636-1646.
- Orlandin E, Piovesan M, D'Agostini FM & Carneiro E. 2019.** Use of microhabitats affects butterfly assemblages in a rural landscape. *Pap. Avulsos Zool* 59: vol.59.
- Pafilis P, Foufopoulos J & Poulakakis N. 2009.** Tail Shedding in Island Lizards [Lacertidae, Reptilia]: Decline of Antipredator Defenses in Relaxed Predation Environments. *Evolution* 63(5):1262-78
- Pafilis P, Foufopoulos J, Sagonas K, Runemark A, Svensson E & Valakos ED. 2011.** Reproductive biology of insular reptiles: Marine subsidies modulate expression of the “island syndrome”. *Copeia*, 2011, 545–552.
- Palmeirim AF, Vieira MV & Peres CA. 2017.** Non-random lizard extinctions in land-bridge Amazonian forest islands after 28 years of isolation. *Biological Conservation*, 214, 55-65.//doi.org/10.2307/2410508
- Palmeirim AF, Benchimol M, Morante-Filho JC, Vieira MV & Peres CA. 2018.** Ecological correlates of mammal β -diversity in Amazonian land-bridge islands: from small-to large-bodied species. *Diversity and Distributions*, 24(8), 1109-1120.
- Parsons PA. 1992.** Fluctuating asymmetry: a biological monitor of environmental and genomic stress. *Heredity*, v. 68, p. 361-364.
- Peig J & Green AJ. 2009.** New perspectives for estimating body condition from mass/length data: the scaled mass index as an alternative method. *Oikos*, 118(12), 1883-1891.
- Pfennig KS & Pfennig DW. 2009.** Character displacement: ecological and reproductive

- responses to a common evolutionary problem *The Quarterly Review of Biology*, v. 84, n.3, p. 253–276.
- Price MV. 1978.** The role of microhabitat in structuring desert rodent communities. *Ecology*, v. 59, n. 5, pp. 910-921.
- Raia P, Guarino FM, Turano M, Polese G, Ripa D, Carotenuto F & Fulgione D. 2010.** The blue lizard spandrel and the island syndrome. *BMC Evolutionary Biology*, 10. <https://doi.org/10.1186/1471-2148-10-289>
- Reading CJ, Luiselli LM, Akani X, Bonnet G, Amori JM, Ballouard E, Filippi G, Naulleau G, Pearson D & Rugeiro L. 2010.** Are snake populations in widespread decline? *Biology Letters*, v. 6, p. 777-780.
- Ribeiro JD. 1997.** Ecologia de *Labiotermes labralis* (Isoptera: Termitidae) em florestas de terra firme na Amazônia. Dissertação de PhD, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazonia/Fundação Universidade do Amazonas, Manaus, Brazil.
- Riberio JF & Walter BMT. 2008.** As Principais Fitofisionomias do Bioma Cerrado in: Sano SM, De Almeida SP & Ribeiro JF, *Cerrado Ecologia e Flora*. Embrapa Informação Tecnológica, Brasília, DF, Vol.1. 406 p.
- Roff DA. 1994.** The evolution of flightlessness: is history important?. *Evol Ecol*. 8: 639-657.
- Rosa LP, Sigaud L & La Rovere EL. 1995.** Estado, Energia Elétrica e Meio Ambiente: O Caso das Grandes Barragens. Coordenação dos Programas de Pós-Graduação em Engenharia da Universidade Federal do Rio de Janeiro (COOPE/UFRJ), Rio de Janeiro, 183 pp.
- Runemark A, Pafilis P, Valakos E & Hansson B. 2010.** Island biology and morphological divergence of the Skyros wall lizard *Podarcis gaigeae*: A combined role for local selection and genetic drift on color morph frequency divergence? *BMC Evolutionary Biology* 10(1):269.

- Rybicki J & Hanski I. 2013.** Species-area relationships and extinctions caused by habitat loss and fragmentation. *Ecol. Lett.*, 16, 27–38
- Santoro GRCC. 2012.** Mudanças temporais, após 13 anos de insularização, em comunidades de lagartos (Squamata) em ilhas formadas por um grande reservatório no Brasil central. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal) – Instituto de Ciências Biológicas, Universidade de Brasília, Brasília-DF.
- Sales DLA, Araújo MAP, Ribeiro NV & Almeida RTS. 2013.** Avaliação das mudanças do uso do solo no Reservatório da Usina Hidrelétrica de Serra da Mesa UHESM - GO - BRASIL. XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. ABRH.
- Santos T, Díaz JA, Pérez-Tris J, Carbonell R & Tellería JL. 2008.** Habitat quality predicts the distribution of a lizard in fragmented woodlands better than habitat fragmentation. *Animal Conservation*, 11(1), 46-56.
- Sarre S & Dearn JD. 1991.** Morphological variation and fluctuating asymmetry among insular populations of the sleepy lizard, *Trachydosaurus rugosus* Gray (Squamata: Scincidae). *Australian Journal of Zoology*, v. 39, p. 91-104.
- Scariot A, Freitas SR, Neto EM, Nascimento MT, Oliveira LC, Sanaiotti T & Villela DM. 2003.** Efeitos da fragmentação sobre a biodiversidade. *Fragmentação de Ecossistemas: Causas, Efeitos Sobre a Biodiversidade E Recomendações de Políticas Públicas*, 510.
- Schulte-Hostedde AI, Zinner B, Millar JS & Hickling GJ. 2005.** Restitution of mass–size residuals: validating body condition indices. *Ecology*, 86(1), 155-163.
- Shine R & Madsen T. 1997.** Prey abundance and predator reproduction: rats and pythons on a tropical Australian floodplain. *Ecology*, v. 78, n. 4, p. 1078–1086.
- Shine R, Lemaster MP, Moore IT, Olsson MM & Mason RT. 2001.** Bumpus in the snake den: effects of sex, size, and body condition on mortality of red-sided garter snakes. *Evolution*, v.

55, n. 3, p. 598–604.

Silva MM. 2014. Estudos dos efeitos da implantação de uma usina hidrelétrica sobre comunidades de mamíferos do Cerrado. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte-MG.

Sinervo B, Svensson E & Comendant T. 2000. Density cycles and an offspring quantity and quality game driven by natural selection. *Nature*.406: 985-988.

Soulé ME, Yang SY, Weiler M & Gorman GC. 1974. Islands lizards: the genetic-phenetic variation correlation. *Nature*, v. 242, p. 191–193.

Soulé ME. 1967. Phenetics of natural populations. II. Asymmetry and evolution in a lizard. *American Naturalist*, v. 101, p. 141–160.

Sousa Jr WC. 1998. Geoprocessamento aplicado à determinação de parâmetros de alagamento do reservatório da usina hidrelétrica de Serra da Mesa, Minaçu, Goiás. Anais IX Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Santos, INPE, p. 695-700.

Sperling E von. 1999. Morfologia de lagos e represas. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 138 p.

Stamps JA & Buechner M. 1985. The territorial defence hypothesis and the ecology of insular vertebrates. *Quart Rev Biol*. 1985, 60: 155-181.

Stapp P. 1997. Habitat selection by an insectivorous rodent: patterns and mechanisms across multiple scales. *Journal of Mammalogy*, v. 78, n. 4, p. 1128-1143.

Stouffer PC & Bierregaard ROJ. 1995. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. *Ecology* 76: 2429–2445

Stratford JA & Stouffer P C. 2015. Forest fragmentation alters microhabitat availability for Neotropical terrestrial insectivorous birds. *Biological Conservation*, 188, 109-115.

Sztatecsny M & Schabetsberger R. 2005. Into thin air: vertical migration, body condition, and quality of terrestrial habitats of alpine common toads, *Bufo bufo*. *Canadian Journal of Zoology*, v. 83, p. 788-796.

- Terborgh J. 1992.** Maintenance of diversity in tropical forests. *Biotropica*, vol. 24, nº 2, p. 283-292.
- Terborgh J, Lopez L, Tello DYU & Bruni AR. 1997.** Transitory states in relaxing ecosystems of land bridge islands. In Laurance WF, and Bierregaard Jr RO (Eds.). *Tropical forest remnants – Ecology, management and conservation of fragmented communities*, pp. 256– 273. University of Chicago Press, Chicago, Illinois.
- Terborgh J, Lopez L, Nuñez P, Rao M, Shahabuddin G, Orihuela G, Riveros M, Ascanio, R, Adler GH, Lambert TD, Balbas L. 2001.** Ecological meltdown in predator-free forest fragments. *Science* 294, 1923–6. doi:10.1126/science.1064397
- Tscharntke T, Steffan-Dewenter I, Kruess A & Thies C. 2002.** Contribution of small habitat fragments to conservation of insect communities of grassland-cropland landscapes. *Ecological Applications* 12, 354–363
- Tundisi J, Matsumura-Tundisi T & Periotto MA. 2008.** Reservoirs and human well being: new challenges for evaluating impacts and benefits in the neotropics. *Brazilian Journal of Biology*, 68, 1133–1135. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842008000500020>
- Turcotte Y & Desrochers A. 2008.** Forest fragmentation and body condition in wintering black-capped chickadees. *Canadian journal of zoology*, 86(6), 572-581.
- Van Damme R. 1999.** Evolution of herbivory in lacertid lizards: effects of insularity and body size. *J Herpetol* 33:663-674.
- Van Valen LA. 1973.** Pattern and the balance of nature. *Evolutionary Theory*, 1, 31–49.
- Vanzolini PE. 2005.** On *Gymnodactylus amarali* Barbour, 1925, with the description of a new species (Sauria, Gekkonidae). *An. Acad. Bras. Cienc.* 77: 595–611.
- Vitt LJ, Shepard DB, Caldwell JP, Vieira GHC, França FGR & Colli GR. 2007.** Living with your food: Geckos in termitaria of Cantão. *J. Zool.* 272: 321–328.
- Waddington CH. 1942.** Canalization of development and the inheritance of acquired

- characters. *Nature*, v. 150, p. 563-565.
- Werneck FP, Colli GR & Vitt LJ. 2009.** Determinants of assemblage structure in Neotropical dry forest lizards. *Aust. Ecol.* 34: 97–115.
- Whittaker R, Fernández-Palacios J, Matthews T, Borregaard M & Triantis K. 2017.** Island biogeography: Taking the long view of nature’s laboratories. *Science*. 357
- With KA & King AW. 1999.** Extinction thresholds for species in fractal landscapes. *Conservation Biology* 13, 314–326.
- Wiens JJ. 2011.** The niche, biogeography and species interactions. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*.
<https://doi.org/10.1098/rstb.2011.0059>
- Wikelski M & Trillmich F. 1997.** Body size and sexual size dimorphism in marine iguanas fluctuate as a result of opposing natural and sexual selection: an island comparison. *Evolution*, v. 51, n. 3, p. 922–936.
- Wright SJ. 1979.** Competition between insectivorous lizards and birds in Central Panama. *Am. Zool.*, 19, 1145–1156.
- Wright SJ. 1981.** Extinction-mediated competition: the *Anolis* lizards and insectivorous birds of the West Indies. *Am Nat* 117:181–192.
- Zar JH. 2010.** *Biostatistical Analysis*. Nova Jersey: Prentice Hall, 5ed.

7 Anexos

Tabela 5 - Indivíduos de *G. amarali* capturados e medidos

Ponto	Nº Tombo	Cup	Sexo	Massa (g)	CRC (mm)	Observação
i34	2818	-	M	2,30	43,72	sem cauda
i34	2819	-	M	2,10	40,40	
i34	2820	-	M	1,60	39,09	sem cauda
i34	2821	-	M	2,50	38,39	
i34	2822	-	F	2,00	45,35	sem cauda
i34	2823	4	F	2,50	45,35	
i34	2824	4	F	2,50	42,81	
i34	2825	-	F	3,50	46,48	
i34	2826	4	F	1,50	36,45	
i34	2827	-	M	3,00	44,02	
i34	2828	4	F	1,70	39,83	sem a ponta da cauda
i34	2858	5	-	1,00	23,41	
i34	2811	6	M	3,20	48,47	
i35	2829	6	-	-	-	cabeça destruída
i35	2830	3	F	3,20	45,93	
i35	2831	3	M	2,10	43,27	sem cauda
i35	2832	6	M	1,40	37,65	sem a ponta da cauda
i37	2801	1	F	3,00	46,59	
i37	2802	1	M	2,30	44,74	
i37	2803	1	F	0,60	26,81	sem tecido
i37	2804	-	M	2,00	40,78	
i37	2805	-	M	2,50	43,41	
i37	2806	-	F	2,00	39,98	sem cauda (pesou junto)
i37	2807	-	F	3,00	47,54	
i37	2808	-	F	3,00	39,33	
i37	2809	-	M	2,50	42,69	
i37	2810	-	M	3,00	43,19	
i37	2814	-	M	1,20	36,46	
i37	2815	-	F	1,10	37,26	
i37	2816	-	F	0,50	26,52	
i37	2817	-	-	0,50	27,60	sem cauda, parte sexual destruída
i37	2880	7	M	2,00	40,40	
i37	2869	9	F	3,00	46,31	
i37	2870	10	M	2,00	40,68	
i37	2813	7	M	2,30	44,07	
i37	2857	10	F	2,50	45,45	sem cauda
i38	2834	4	-	-	-	sem cabeça
i38	2836	BA*	-	0,50	27,36	sem cauda, pequeno demais p/ sexagem
i38	2837	8	M	2,10	42,21	sem cauda
i38	2838	7	F	1,50	38,30	

i38	2839	10	F	3,60	46,08	ponta da cauda em crescimento
i38	2840	5	F	1,70	39,06	sem ponta da cauda
i38	2841	1	M	2,20	45,78	sem cauda
i38	2842	6	M	2,50	42,16	
i38	2843	8	F	1,90	39,07	
i38	2844	8	-	0,30	23,56	pequeno demais p/ sexagem
i38	2845	4	M	2,00	41,16	sem ponta da cauda
i38	2846	2	F	2,20	43,97	ponta da cauda em crescimento
IX	2847	BA*	F	1,90	40,78	
IX	2848	6	F	1,70	39,76	sem ponta da cauda
IX	2849	7	F	1,80	39,65	
IX	2850	7	F	2,90	43,56	sem cauda (pesou junto)
IX	2851	6	F	1,40	40,98	
IX	2852	2	M	1,20	36,50	sem cauda
IX	2853	6	M	0,80	32,16	sem cauda (pesou junto)
IX	2854	3	F	2,20	42,85	sem ponta da cauda
IX	2855	7	F	1,80	38,53	
IX	2856	3	M	1,10	32,51	
M1	2876	BA*	M	1,60	39,00	
M1	2887	1	F	2,50	42,70	
M1	2888	1	F	2,90	43,71	
M1	2889	1	M	1,70	36,17	
M1	2890	2	F	2,50	45,40	
M1	2891	2	M	2,30	44,74	
M1	2892	5	F	2,30	44,76	
M2	2881	2	F	2,00	41,07	
M2	2882	3	M	1,10	37,87	sem cauda
M2	2883	4	M	2,30	44,61	
M2	2884	5	F	1,00	33,39	
M2	2885	5	M	2,30	43,70	
M2	2886	6	F	2,40	42,47	
M3	2862	2	M	2,80	44,15	
M3	2871	5	F	2,90	46,37	
M4	2863	1	F	2,90	48,08	sem ponta da cauda
M4	2864	2	M	2,90	43,43	ponta da cauda em crescimento
M4	2865	4	M	2,50	42,99	sem a ponta da cauda
M4	2866	4	F	2,50	43,17	
M4	2867	2	M	2,70	45,78	
M4	2868	2	F	2,40	45,59	sem cauda
M5	2877	3	-	2,40	44,44	sem cauda
M5	2878	4	-	0,70	26,77	pequeno demais p/ sexagem
M5	2879	4	M	2,10	40,21	

***BA = encontrado em Busca Ativa, cup = número do cupinzeiro dentro da parcela**

Tabela 6 - Cupinzeiros inspecionados, as medidas obtidas e o número de indivíduos coletados em seu interior.

Ponto	Cup	Raio Base (cm)	Raio Topo (cm)	Altura (cm)	Volume (dm ³)	N
i34	1	ND*	ND	ND	ND	3
i34	2	ND	ND	ND	ND	1
i34	3	ND	ND	ND	ND	3
i34	4	45,04	18,14	87	148,91	4
i34	5	59,84	40,27	48	242,24	1
i34	6	64,94	34,06	65	301,08	1
i34	7	35,01	23,40	38	65,20	0
i34	8	43,29	23,87	55	119,05	0
i34	9	35,97	20,21	51	77,66	0
i34	10	51,73	35,81	72	279,32	0
i35	1	34,54	11,30	47	38,42	0
i35	2	33,26	31,67	34	75,02	0
i35	3	68,91	58,25	49	411,97	2
i35	4	60,00	30,24	46	174,80	0
i35	5	47,75	23,40	34	79,55	0
i35	6	38,99	17,19	21	29,48	2
i35	7	33,58	10,19	32	22,93	0
i35	8	62,23	35,65	29	134,75	0
i37	1	ND	ND	ND	ND	3
i37	2	ND	ND	ND	ND	3
i37	3	ND	ND	ND	ND	2
i37	4	ND	ND	ND	ND	1
i37	5	ND	ND	ND	ND	1
i37	6	45,36	22,92	24	52,25	0
i37	7	39,95	19,58	27	44,22	2
i37	8	71,62	37,40	111	622,73	0
i37	9	39,79	19,42	57	92,23	1
i37	10	34,70	23,08	35	58,69	2
i37	11	47,11	24,99	58	142,99	0
i38	1	45,04	24,51	52	120,23	1
i38	2	52,20	22,76	64	159,25	1
i38	3	13,05	10,98	23	6,90	0
i38	4	24,99	17,03	44	39,21	2
i38	5	28,01	21,80	35	44,77	1
i38	6	46,63	22,28	46	100,10	1
i38	7	72,73	40,74	70	434,46	1
i38	8	45,84	23,55	46	104,02	3
i38	9	46,15	28,65	36	99,69	0
i38	10	38,52	22,92	26	48,07	1
IX	1	42,49	25,78	45	103,26	0
IX	2	56,82	37,24	46	203,86	1

IX	3	58,89	29,92	46	169,75	2
IX	4	26,26	15,92	28	24,51	0
IX	5	26,10	15,12	37	30,58	0
IX	6	51,25	27,69	49	145,65	3
IX	7	56,82	14,64	46	80,15	3
M1	1	60,48	30,24	74	283,44	3
M1	2	62,87	18,30	100	240,99	2
M1	3	57,30	31,83	55	210,08	0
M1	4	57,30	25,46	55	168,07	0
M1	5	44,56	23,08	60	129,23	1
M2	1	52,52	23,87	80	210,08	0
M2	2	58,89	33,42	40	164,88	1
M2	3	65,25	39,79	40	217,51	1
M2	4	50,93	30,24	55	177,40	1
M2	5	71,62	33,42	45	225,60	2
M2	6	47,75	31,83	40	127,32	1
M3	1	54,11	42,97	49	238,64	0
M3	2	79,58	38,20	80	509,30	1
M3	3	71,62	49,34	82	606,86	0
M3	4	62,07	27,06	80	281,39	0
M3	5	70,66	41,38	93	569,56	1
M3	6	63,66	38,20	61	310,67	0
M4	1	42,65	18,30	70	114,45	1
M4	2	57,30	18,14	72	156,76	3
M4	3	50,93	38,20	44	179,27	0
M4	4	58,41	37,40	96	439,24	2
M5	1	31,83	20,37	30	40,74	0
M5	2	28,65	19,10	30	34,38	0
M5	3	74,80	39,79	80	498,69	1
M5	4	77,99	27,06	58	256,31	2

***ND = Dados não obtidos**

Tabela 7 - Demais animais identificados nos termitários inspecionados, identificados a nível do grupo mais específico possível de identificação.

Ponto	Cupinzeiro	<i>G. amarali</i>	Termitoidea	Formicidae	Araneae	Reptilia	Hemiptera	Buthidae	Blattodea	Millipoda	Opiiones	Orthoptera	Vespidae
i34	1	3	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
i34	2	1	X	-	X	-	-	-	X	-	-	-	-
i34	3	3	X	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-
i34	4	4	X	X	X	X	X	-	X	-	-	-	-
i34	5	1	X	X	X	-	-	-	X	X	X	-	-
i34	6	1	X	X	-	-	-	X	X	-	-	-	-
i34	7	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
i34	8	-	X	X	X	-	X	-	X	X	-	-	-
i34	9	-	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-
i34	10	-	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-
i35	1	-	X	-	X	-	X	-	X	-	-	X	-
i35	2	-	X	-	X	-	X	X	X	X	X	-	-
i35	3	2	X	X	-	X	X	X	-	-	-	-	-
i35	4	-	X	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-
i35	5	-	X	X	X	-	-	-	-	X	-	-	-
i35	6	2	X	X	-	X	X	-	X	-	-	X	-
i35	7	-	X	X	-	-	-	-	X	-	-	-	X
i35	8	-	X	X	X	-	-	-	X	-	-	-	-
i37	1	3	X	X	X	-	X	X	X	-	-	-	-
i37	2	3	X	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-
i37	3	2	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
i37	4	1	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
i37	5	1	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
i37	6	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
i37	7	2	X	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-
i37	8	-	X	X	X	-	X	-	X	-	X	-	-
i37	9	1	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-
i37	10	2	X	X	X	-	X	-	-	-	X	-	-
i37	11	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
i38	1	1	X	X	X	-	-	X	-	-	-	-	-
i38	2	1	X	X	X	-	-	X	-	-	-	-	-
i38	3	-	X	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-
i38	4	2	X	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-
i38	5	1	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
i38	6	1	X	-	X	-	X	-	X	-	-	-	-
i38	7	1	X	X	X	-	-	X	X	-	-	-	-
i38	8	3	X	-	-	-	X	X	-	-	-	-	-

i38	9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
i38	10	1	X	-	X	-	-	-	X	-	-	-	-
IX	1	-	X	-	-	X	X	X	-	-	-	-	-
IX	2	1	X	X	X	X	-	-	-	-	-	-	-
IX	3	2	X	-	-	X	-	X	X	-	-	-	-
IX	4	-	X	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-
IX	5	-	X	X	X	-	-	-	X	X	-	-	-
IX	6	3	X	X	-	-	-	-	X	-	-	-	-
IX	7	3	X	-	X	-	X	-	-	-	-	-	-
M1	1	3	X	X	X	X	-	-	X	-	-	-	-
M1	2	2	-	X	X	X	-	-	X	-	-	-	-
M1	3	-	X	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-
M1	4	-	X	X	X	-	X	-	-	-	-	-	-
M1	5	1	-	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-
M2	1	-	-	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-
M2	2	1	X	X	X	-	-	-	X	-	-	-	-
M2	3	1	X	X	X	-	-	-	-	-	-	X	-
M2	4	1	X	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-
M2	5	2	X	X	X	X	-	-	X	-	-	X	-
M2	6	1	X	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-
M3	1	-	X	X	X	-	-	X	-	-	-	-	X
M3	2	1	X	-	X	X	X	X	X	-	-	-	-
M3	3	-	X	X	X	-	-	X	X	-	-	-	X
M3	4	-	X	X	X	X	-	-	-	-	-	-	-
M3	5	1	X	X	X	X	-	X	X	-	-	-	-
M3	6	-	X	-	X	-	X	X	X	-	-	-	-
M4	1	1	X	X	X	-	-	-	-	-	-	X	-
M4	2	3	X	X	X	X	-	-	-	-	-	-	-
M4	3	-	X	-	X	-	-	X	-	-	-	X	-
M4	4	2	X	X	X	-	-	-	-	X	-	-	-
M5	1	-	X	X	X	-	X	-	-	-	-	-	-
M5	2	-	X	X	X	-	-	X	-	X	-	-	-
M5	3	1	X	X	X	Cobra	-	-	X	-	-	X	-
M5	4	2	X	X	X	-	X	-	X	-	-	-	-

