



**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE ZOOLOGIA**

**Mudanças temporais, após 13 anos de insularização, em comunidades de lagartos
(Squamata) em ilhas formadas por um grande reservatório no Brasil central.**

Guilherme Ramalho Chagas Cataldi Santoro

Brasília – DF

2012.

Universidade de Brasília

Instituto de Ciências Biológicas

Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal

**Mudanças temporais, após 13 anos de insularização, em comunidades de lagartos
(Squamata) em ilhas formadas por um grande reservatório no Brasil central.**

Aluno: Guilherme ramalho Chagas Cataldi Santoro

Orientador: Reuber Albuquerque Brandão

Dissertação apresentada ao Instituto de Ciências
Biológicas da Universidade de Brasília como
parte dos requisitos necessários para a obtenção
do título de Mestre em Biologia Animal

Brasília – DF

2012.

A minha família,
amigos,
colegas de trabalho,
e todos que me apoiaram e ajudaram até hoje...

“Toda luta é feia,
mas inspira bons vassalos...”

(Fabio Luiz – MC Parteum)

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar devo agradecer aos meus pais Carlos Magno Cataldi Santoro e Angela Maria Ramalho de Carvalho Chagas, que sempre me apoiaram mesmo nos momentos mais difíceis da vida. Sempre me inspiraram, acolheram e incentivaram cada um da sua forma. Meu pai sempre me agüentou trazendo cobras, jacarés, lagartos, sapos e etc. para casa, e mesmo assustado às vezes, nunca deixou de entender meu fascínio e amor pela profissão que escolhi. Minha mãe, que sempre me apoiou mesmo eu não sendo botânico (como ela queria), e sempre ficou muito animada com minhas missões e trabalhos no “mato”. Apesar da preocupação ao saber das situações vividas em campo, sei que está muito feliz pelo fato de eu saber exatamente qual deve ser meu papel e trabalho no mundo.

A minha irmã Rafaela Santoro e meu sobrinho Pedro Chagas, duas pessoas que tenho grande amor e apesar de sempre me acharem maluco, sei que torcem muito por mim.

Ao meu avô Fernando Chagas que é uma inspiração de dedicação e empenho em tudo que faz. Foi na sua fazenda onde pude dar meus primeiros passos na busca de conhecimento sobre a herpetofauna e foi lá onde percebi a que grupo do Cerrado queria me dedicar. Além de sempre entender e apoiar minhas escolhas, e compreender a vontade de trabalhar com animais do Cerrado.

Ao meu orientador Reuber A. Brandão (Reubão), que me deu oportunidade e orientação sempre com o objetivo de atingir o melhor possível dos trabalhos e de mim. Entrei no mestrado com um excelente orientador e termino com um grande amigo para campos, bares e qualquer momento da vida. Espero que no futuro possa me ver atuante, dedicado e preparado como ele.

A toda equipe do monitoramento de fauna de Catalão, Sandro Barata, Marina Motta, Clarisse Rocha, Juliana Bragança entre outros que passaram pela equipe. O monitoramento de Catalão foi o trabalho no qual aprendi muito sobre trabalhar em grupo, sobre a vasta diversidade da fauna do Cerrado e testemunhei o poder de destruição do homem.

Aos amigos e também grandes orientadores, Jader Marinho e Tracísio e Abreu que sempre contribuíram muito para minha formação como profissional e pesquisador. Além de ótimos músicos durante as bebedeiras... São outros que tenho uma grande amizade e admiração.

Aos amigos, Pedro Podestá, Luane Santos, Bárbara Zimbres, Erika Gonzaga. Cada um destes teve um grande papel em melhorar o trabalho e meu dia a dia desde que os conheci. Sejam em análises, na elaboração de mapas, em conversas de bar, em campo ou na universidade são grandes pessoas e amigos, que me ajudaram e ajudam.

A todos que iniciaram a caminhada comigo, Daniel Velho, Giovanni Boscoli, Guilherme Fajardo, Fabio Curado, Allan Crema, Rafael Carvalho, entre outros do finado CHUCB. Apesar de às vezes reprimidos pela universidade pelas bagunças e problemas causados sempre fomos um grupo forte de estudo e aprendizado. E tenho certeza que aprendemos e aprenderemos muito uns com os outros ao longo da vida.

A todos do LaFuc que foram a campo e ajudaram a fazer esse trabalho de maluco!

Ao professor Guarino R. Colli pelas conversas, dicas e inspirações.

Agradeço especialmente a Leonardo Gomes e Tainazinha que foram amigos e bobos o suficiente para passar dias e dias nos ajudando a fazer a amostragem. O Leo para mim é como um irmão e fonte de muita inspiração na vida e na profissão.

Tainazinha é uma pessoa que sempre, no pouco convívio que tenho me mostra uma visão muito divertida da vida. Além de ser uma pessoa muito esforçada.

A Mari Eloy e Carol Lins que me agüentaram por mais de dois meses em Serra da Mesa e não me mataram, apesar da vontade... sem vocês nunca teria conseguido nada. Agradeço muito pela amizade e empenho que sempre demonstraram.

Ao Reinaldo, Anselmo e Toninho auxiliares de campo esforçados e ótimas pessoas.

Ao meu grande amigo e companheiro de campo Matheus Siqueira (Mandy) que em todos os trabalhos que fiz me ajudou com muita vontade e eficiência. Este é outro que sei que é meu irmão e sempre que precisar tenho certeza que estará disposto a me ajudar em estudos, projetos e principalmente na vida.

A Marianna Maroccolo que me deu a calma e conforto que precisava para me dedicar ao máximo neste final do mestrado. Sempre me ouviu falar da biologia e do meu projeto com muito interesse e com um lindo sorriso no rosto, mesmo às vezes não entendendo nada do que eu estava falando, via com ótimos olhos minha paixão pelo que faço. Motivando-me a ser quem sou e manter-me dedicado as minhas metas e sonhos. Amiga, companheira e namorada que me lembram como sou abençoado de ter a vida que tenho e as pessoas que nela estão.

ÍNDICE

RESUMO _____	8
ABSTRACT _____	9
INTRODUÇÃO _____	10
MATERIAIS E MÉTODOS _____	18
RESULTADOS _____	27
DISCUSSÃO _____	37
CONSIDERAÇÕES FINAIS _____	47
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS _____	49
TABELAS _____	61
FIGURAS _____	73

RESUMO

O cerrado é altamente ameaçado e entender como comunidades naturais reagem à perda de áreas e isolamento é essencial para tomar medidas para sua conservação. Grande parte do conhecimento empírico sobre o isolamento de áreas e seus efeitos nas comunidades naturais provém do modelo da Teoria de Biogeografia de Ilhas (TBI). A TBI utiliza a ecologia de populações e a genética para explicar como a distância do continente e o tamanho de ilhas se combinam para regular a taxa de extinção e migração em ilhas e seus efeitos sobre a diversidade, sendo a extinção mais relevante que a migração no equilíbrio da riqueza nas ilhas continentais. Fragmentos isolados tendem a perder espécies com a diminuição da área e da migração. Por outro lado, tendem a apresentar maior abundância de algumas espécies que áreas contínuas. O incremento da abundância, a perda de riqueza e o aumento do nicho realizado pelas espécies nas ilhas é conhecido como relaxamento ecológico. Lagartos foram utilizados no presente trabalho para testar algumas premissas da biogeografia de ilhas em cinco ilhas artificiais e cinco margens do reservatório da UHE de Serra da Mesa. Foram avaliadas a associação dos lagartos com os recursos, as diferenças entre abundância e riqueza entre ilhas e margens, bem como uma análise temporal da perda de espécies nas ilhas após dez anos de isolamento. As diferenças entre ilhas e margens não foram significativas, mas as ilhas apresentaram números absolutos de riqueza e abundância menores. Quatro espécies foram extintas das ilhas e duas na comunidade regional. Ocorreram mudanças significativas na abundância e riqueza nas ilhas após dez anos de isolamento. Certas espécies foram selecionadas negativamente, mas não ocorreu compensação de densidade ou o ajuste da relação espécie-área. Um maior tempo de isolamento das ilhas pode fixar padrões ainda não encontrados, pois a comunidade de lagartos das ilhas estudadas aparenta ainda estar se ajustando aos efeitos do isolamento recente.

ABSTRACT

The Cerrado is a highly threatened biome and understand the responses of natural communities to area loss and isolation is essential to conservation measurements. Most of the empirical knowledge about isolation and their effects on natural communities came from the Theory of Island Biogeography (TIB). TIB uses population ecology and genetics to explain how mainland distance and islands size regulate the extinction and migration rates, affecting diversity. In land bridge islands, extinction is more relevant than migration for richness balance. Isolated fragments tend to lose species with the reduction of area and migration. On other hand, they tend to have higher abundance of some species than continuous areas. This increase in abundance, richness loss , and the increase of the realized niche by species on islands are known as ecological release. Herein, lizards were used to test some of the assumptions of island biogeography, in five islands and five mainland areas at the Serra da Mesa hydroelectric power plant. We evaluated the lizards association with habitat resources, abundance and richness differences between islands and mainland, and account for a temporal analysis of species loss on island after ten years of isolation. There was no significant difference between island and mainland, but islands showed less richness and abundance on absolute numbers than mainland. Four species were extinct from islands and two from the regional fauna. There were significant changes in abundance and richness on island after ten years of isolation. Certain species were negatively selected, but density compensation or adjustment in species-area relation did not occur. The increasing in time isolation may show future patterns there are not yet fixed, because the lizard community of island apparently are still adjusting to the recent isolation.

INTRODUÇÃO

O Domínio dos Cerrados é o segundo maior da América do Sul, cobrindo originalmente cerca de dois milhões de km², aproximadamente 23,9% do território nacional (IBGE, 2004). Devido à sua expressiva diversidade e ao grau de ameaça atual, o Cerrado é considerado um dos *hotspots* mundiais para a conservação (Myers *et al* 2000; Myers, 2003), sendo um dos domínios mais ameaçados da América do Sul (Oliveira & Marquis, 2002; Silva & Bates, 2002; Colli, 2003). As principais ameaças ao Cerrado estão relacionadas a atividades humanas, tais como o avanço das atividades agropecuárias, implementação de infraestrutura, crescimento das cidades e ao estabelecimento de hidrelétricas. Mantidos os índices atuais de supressão do Cerrado, até 2030 o domínio estará presente somente em Unidades de Conservação de Proteção Integral (Machado *et al*, 2004). Este quadro é agravado considerando que menos de 3% da superfície do Cerrado possui o *status* de proteção integral (ICMBio, 2010).

O desenvolvimento econômico do Brasil nos últimos anos aumentou a demanda por energia elétrica, cujo modelo de geração é baseado na produção hidroelétrica (Tolmasquim *et al*, 2007). Desta forma, mais usinas estão sendo construídas, principalmente em regiões do Cerrado e dezenas estão sendo projetadas para os próximos anos (ANEEL, 2010). Estes empreendimentos provocam a supressão definitiva de habitats localizados nos vales dos rios, além da fragmentação de grandes áreas, causando um alto impacto sobre a biodiversidade (Fowler, 1992; Terborgh *et al*, 1997; Cosson *et al*, 1999; Brandão & Araújo, 2008). Vale destacar que a maioria dos estudos sobre o efeito de fragmentação de habitats sobre a diversidade de espécies é concentrada em ambientes florestais, que possuem taxas de ocupação humana menor que formações abertas, como o Cerrado (Colli, 2003). Além disso, a fragmentação de

áreas é notadamente um dos maiores agentes na extinção de espécies terrestres, tanto em escala global quanto regional (Whitmore e Sayer, 1992). Estudos focando os impactos ambientais causados por hidrelétricas sobre populações animais têm aumentado bastante nos últimos anos (Terborgh *et al*, 1997; Cosson *et al*, 1999; Brandão, 2002; Hass, 2002; Lambert *et al*, 2003; Pavan & Favorito, 2007; Brandão & Araújo, 2008; Bittencourt, 2008; Wang *et al*, 2009). Porém, trabalhos abordando a fauna terrestre ainda são escassos e ainda não existem informações conclusivas sobre os impactos ambientais deste tipo de intervenção na paisagem natural (Terborgh, 1997; Brandão, 2002). Embora tais empreendimentos criem novos habitats, os quais podem favorecer certas espécies, organismos com maior especificidade de habitat ou menos tolerantes a alterações sofrem grandes perdas populacionais, podendo até serem extintas das áreas de influência do reservatório (Brandão, 2002; Hass, 2002; Pavan, 2007; Brandão & Araújo, 2008). Para alguns grupos, como organismos fossórios, a falta de conhecimento sobre aspectos básicos de sua história natural impossibilita a previsão do impacto destes empreendimentos (Rodrigues, 2005).

Diversos representantes da fauna do Cerrado utilizam diferentes tipos de habitat ao longo de sua vida, demandando recursos diferenciados, como sítios reprodutivos, abrigo ou de alimentação (Moura-Leite, 1993; Colli, 2003). A fragmentação decorrente destes empreendimentos pode causar a extinção local de populações, por impossibilitar o deslocamento entre os remanescentes de vegetação e a exclusão de recursos indispensáveis para o estabelecimento e manutenção das populações (Terborgh. *et al*, 1997). A extinção de populações naturais afeta a dinâmica trófica e as relações ecológicas, podendo causar extinções de outros grupos (Groom *et al*, 2006). Desta forma, entender as causas que levam à extinção de populações é essencial para evitar a perda de biodiversidade (Kotiaho *et al*, 2005). Espécies de ambientes florestais e de

áreas úmidas, como matas ciliares e veredas, são muito afetadas no estabelecimento de hidrelétricas (Brandão & Araújo, 2001; Brandão, 2002; Brandão & Araujo, 2008). Tais habitats, localizados no fundo dos vales, são os primeiros a serem suprimidos pelo enchimento do reservatório. Vários fatores secundários associados ao estabelecimento de um reservatório artificial afetam a manutenção de espécies florestais em porções mais elevadas do relevo. A alta temperatura, a baixa umidade, a ausência de áreas adequadas para reprodução e a fragmentação de habitat ocasionam a extinção de espécies de ambientes florestais em áreas abertas (Rodrigues, 2005; Brandão & Araújo 2008).

A herpetofauna é amplamente utilizada no monitoramento de impactos ambientais (Ricklefs *et al*, 1981; Vitt & Pianka, 1996) e em estudos sobre ecologia de comunidades (Losos, 1994). Répteis e anfíbios ocupam diversos níveis da cadeia trófica, abrangendo desde pequenos organismos, como sapos e lagartos, até grandes predadores, como jacarés e serpentes. Anfíbios, assim como répteis, são considerados ótimos bioindicadores de qualidade ambiental (Moura-Leite, *et al*, 1993; Welsh & Ollivier, 1998). A permeabilidade de sua pele, associado à alta especificidade de habitat, principalmente para sua reprodução, faz com que as populações de anuros reajam rapidamente a mudanças ambientais e sofram expressivos declínios populacionais em ambientes degradados (Brandão & Araujo, 2008). Além disso, répteis e anfíbios são localmente abundantes e demandam técnicas de amostragem relativamente simples, o que favorece monitoramentos de longo prazo. (Heyer *et al*, 1994; *et al*, 2005). Lagartos compõem um grupo considerado particularmente resistente a alterações ambientais (Kotiahho *et al*, 2005), podendo ser muito úteis no monitoramento de impactos de grande magnitude nos ecossistemas (Brandão 2002).

Muitos dos efeitos da insularização e fragmentação de áreas só podem ser observados após longo prazo (Colli *et al*, 2003; Whitaker e Fernandez-Palacios, 2007), pois dependem de ajustes na dinâmica do uso de recursos e no estabelecimento de novas relações entre as espécies remanescentes (Diamond, 1972), além do tamanho dos remanescentes (Terborgh *et al*, 1997). Estudos que busquem compreender como a fauna reage a estes efeitos são urgentes para que medidas de conservação adequadas sejam implementadas, visando a manutenção da biodiversidade afetada por estes processos. Tais medidas dependem do acréscimo de conhecimento sobre a dinâmica das comunidades animais frente a mudanças impostas nestas situações.

Mudanças temporais em comunidades decorrentes de fragmentação de áreas podem estar relacionadas a fenômenos dependentes do aumento da densidade de animais nos fragmentos remanescentes, como competição e predação (densidade-dependentes), ou a fenômenos independentes da densidade, como inundações, alteração da frequência do fogo ou mudanças na oferta dos recursos nos fragmentos (Terborgh *et al*, 1997; Terborgh *et al*, 2001; Brandão, 2002). Estas alterações se refletem em diferenças na riqueza, abundância, diversidade, além de atuarem na seleção de características ou hábitos que favoreçam determinadas espécies nas condições impostas (Case, 1975; Connor *et al*, 2000, Hass, 2002). A perda de espécies e alterações na composição da comunidade não acontece de forma aleatória (Connor & Simberloff, 1979; Colli, 2003), sendo mediada por diversos fatores relacionados ao aumento da competição intra e interespecífica, da predação, dentre outras relações ecológicas. Extinções de espécies e perdas de indivíduos ocorrem até que a riqueza e abundância dos organismos se ajustem ao tamanho do fragmento remanescente (Case, 1975; Diamond, 1972; Connor & Simberloff, 1979). Este ajuste, juntamente com mudanças na

amplitude do nicho utilizado pelas espécies, é conhecido como relaxamento de comunidades (Case 1975; Mesquita *et al*, 2007).

Experimentos que demonstram os efeitos da insularização nas comunidades animais são escassos, e geralmente testam premissas do modelo de MacArthur e Wilson (1967). A “Teoria de Biogeografia de Ilhas” discorre sobre princípios da ecologia de populações e genética para explicar como a distância e área se combinam na regulação do equilíbrio entre migração e extinção em ilhas e seu efeito sobre a riqueza de espécies nos ambientes insulares. MacArthur e Wilson, em 1963, demonstraram que o número de espécies em ilhas aumenta, de forma exponencial, com o aumento da área. Ao longo do tempo, diversos autores contribuíram com modelo de MacArthur e Wilson (1963, 1967), trazendo mudanças nos pensamentos e conceitos sobre a “Teoria de Biogeografia de Ilhas”. Talvez o aspecto mais relevante do modelo seja sua aplicabilidade manejo e conservação das espécies em paisagens fragmentadas (Connor *et al*, 2000; Walter, 2004; Whittaker e Fernandez-Palacios, 2007). Porém, principalmente por diferenças relacionadas ao isolamento dos fragmentos, fragmentos não são exatamente “ilhas” (Terborgh *et al*, 1997). A matriz de água que isola ilhas tende a impedir a migração de grande parte da fauna terrestre, o que aumenta a importância da extinção no estabelecimento do equilíbrio nestas áreas (MacArthur e Wilson, 1963; Terborgh *et al*, 1997)

Além do tamanho e da distância de um fragmento da fonte regional de espécies, a capacidade de dispersão do grupo em questão e a quantidade de recursos em uma ilha são fatores importantes no estabelecimento das comunidades em ilhas ou fragmentos (Case, 1975; Connor *et al*, 2000; Driscoll, 2004). Diferente da fragmentação resultante do desmatamento ou alterações menos danosas à vegetação em ambientes continentais,

a formação de grandes reservatórios, e a conseqüente formação de ilhas isoladas por uma matriz de água, impossibilita a migração de diversos grupos entre as ilhas (ou fragmentos) e o continente (margem). Sendo assim, o grau e tempo de isolamento também têm forte influência na comunidade que se estabelece nestes locais (Burkey, 1989; Pianka, 1973; Case, 1975; Colli, 2003).

Uma forma de estudar o uso do habitat e relações de uso de recursos em uma comunidade é utilizar a morfologia das espécies. As relações entre a morfologia dos organismos e sua ecologia são bastante conhecidas e estudadas (Collette, 1961; Macarthur & Pianka, 1966; Colli *et al*, 1992; Herrel, 1999; Vanhooydonck *et al*, 2000; MacBrayer, 2004; Ribas *et al*, 2004) A forma reflete uma série de relações das espécies com os recursos que elas utilizam (Pianka, 1973; Herrel,1999). Sendo assim, a estrutura morfológica é um reflexo de seus papéis ecológicos e de sua história de vida (Pianka, 1969; Ricklefs, 1997; Lossos, 1990a; Lossos, 1990b). Animais maiores normalmente alimentam-se de presas maiores. Já organismos que se deslocam mais tendem a apresentar membros mais longos. Espécies fossórias apresentam membros reduzidos para facilitar o deslocamento em buracos e frestas. Assim, a morfologia, a fisiologia e o comportamento são bastante utilizados no estudo de diferenças no uso de habitats e microhabitats (Vanhooydonck *et al*, 2000). Em lagartos, as espécies mais aparentadas tendem a utilizar recursos semelhantes, além de manter características morfológicas similares (Pianka, 1973; Ricklefs, 1997; McBrayer, 2002; Brandão, 2002; Mesquita *et al*, 2007).

Muitos autores consideram a competição como o principal componente na estruturação de comunidades (Diamond & Gilpin, 1982; Roughgarden *et al*, 1983; Gotelli & McCabe, 2002). Porém, existe uma série de outras interações biológicas e

fatores importantes nesta estruturação, tais como predação, mutualismo, parasitismo, estrutura de habitats e oferta de recursos (Polis *et al*, 1989; Davidson *et al*, 1984; Brandão, 2002; Harris *et al*, 2004; Hortal, 2009), além de fatores históricos importantes (Connell, 1980; Mesquita *et al*, 2007). Entender os processos que levam à estruturação de comunidades é essencial na conservação e no estudo da ecologia de comunidades naturais (França & Araújo, 2007).

A ecologia e a evolução das comunidades naturais em ilhas têm fascinado biólogos há mais de dois séculos (Hortal, 2012). Tais pesquisas são uma excelente oportunidade de aprofundar os conhecimentos sobre restrições ecológicas e ambientais (Buckley & Jetz, 2007). No entanto, muitas vezes não existem pistas sobre os fatores ecológicos e históricos envolvidos na formação dos ecossistemas insulares, o que limita a compreensão de processos relativos às comunidades estudadas. Desta forma, o modelo de ilhas artificiais formadas pelo enchimento de um grande reservatório em Serra da Mesa é uma excelente oportunidade para testar premissas da Teoria de Biogeografia de Ilhas, especialmente no que se refere a mudanças temporais em comunidades isoladas. Estudos com formações semelhantes e ilhas produzem informações importantes sobre a associação de aspectos relacionados à história natural dos organismos com altas taxas de extinção (Foufopoulos & Ives, 1999). O monitoramento dos efeitos de isolamento em um longo período de tempo pode incrementar o conhecimento sobre comunidades naturais sujeitas a alterações similares (Buckley & Jetz, 2007).

Brandão (2002) realizou o monitoramento da herpetofauna associada à instalação do empreendimento de Serra da Mesa, entre 1996 e 2001, abrangendo um período de estudo das comunidades de lagartos e anfíbios antes, durante e três anos após a formação do reservatório. A amostragem realizada por Brandão (2002) em 2001 (três

anos após a formação do lago) demonstrou mudanças profundas na estrutura das comunidades de lagartos entre ilhas e margens do empreendimento. As ilhas apresentaram uma abundância maior de lagartos, mas uma riqueza inferior que as margens. Além disso, foram detectadas mudanças estruturais na comunidade, inclusive com a extinção de uma espécie de lagarto comumente encontrada antes do enchimento do reservatório (*Ameiva ameiva*).

Brandão (2002) identificou três grupos funcionais na comunidade de lagartos de Serra da Mesa com base na morfologia. O primeiro grupo, das espécies de grande porte com membros longos (Famílias Teiidae e Tropiduridae), apresentou declínio na abundância com a formação das ilhas. O segundo grupo, das espécies pequenas de membros curtos (Famílias Gekkonidae, Sphaeordactylidae, Gymnophthalmidae e Scincidae), apresentou um expressivo aumento na abundância com a formação das ilhas, representando 80% das capturas nas ilhas. Já o terceiro grupo, das espécies associadas à dimensão vertical do ambiente (Família Polychrotidae) não apresentou mudanças na abundância. Este resultado sugere que ocorreu uma seleção sobre a ecomorfologia das espécies de lagartos nas ilhas. Porém, a análise de estrutura de comunidades realizada não demonstrou que as comunidades de lagartos de Serra de Mesa são estruturadas competitivamente, assim a composição das espécies de lagartos não diferiu de uma distribuição ao acaso.

Além destes resultados foi realizado um teste de tempo de relaxamento ecológico para ilhas continentais (“land-bridge islands”, *sensu* Diamond, 1972). Os resultados obtidos através deste cálculo previram a extinção de todos os lagartos das ilhas em um período entre 12 a 29 anos.

No presente estudo, avaliamos o efeito da insularização e isolamento sobre comunidades de lagartos 13 anos após sua formação, em dez áreas monitoradas

continuamente entre 1996 e 1999 e novamente em agosto e setembro de 2001. As avaliações abordaram a composição e ecomorfologia das espécies das ilhas formadas pelo reservatório, as diferenças na abundância e riqueza das comunidades das ilhas e de ambientes contínuos localizados nas margens, e o papel do tempo de isolamento sobre populações e a riqueza de lagartos presentes nas ilhas artificiais. Além destes aspectos, foi avaliada a adequação das comunidades das ilhas de Serra da Mesa no modelo proposto por MacArthur e Wilson (1967), prevendo que ilhas maiores terão maior riqueza que ilhas menores. Também foi observada a dinâmica de perda de espécies ao longo do tempo e o número esperado de espécies no equilíbrio em relação ao tamanho da ilha, baseado nas relações desenvolvidas por Diamond (1972), e a dinâmica da perda de espécies ao longo do tempo (Case, 1975).

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de Estudo

A Usina Hidroelétrica de Serra da Mesa localiza-se na porção norte do estado de Goiás, na bacia do rio Tocantins. O fechamento do reservatório da UHE de Serra da Mesa ocorreu em outubro de 1997, formando um lago com 178.000 hectares, sendo o reservatório de maior volume d'água do Brasil e abrangendo oito municípios do estado de Goiás (Figura 1).

Com o estabelecimento do reservatório de Serra da Mesa, em 1998, foram formadas 288 ilhas, remanescentes de topos de morros isolados pelo reservatório. Estas ilhas possuem áreas que variam entre 1 e 1.000 hectares. A vegetação destas ilhas é constituída de cerrado sentido restrito e algumas manchas de cerrado rupestre. Hoje, com o aumento do nível do reservatório, existem cerca de 400 ilhas artificiais.

Visando monitorar as comunidades de vertebrados terrestres sob influência do empreendimento foi realizado um estudo de monitoramento da fauna da região (Brandão, 2002; Hass, 2002). O monitoramento das comunidades da herpetofauna sob influência do reservatório foi realizado por Brandão (2002) entre os anos de 1996 e 1999, através de amostragens utilizando armadilhas de interceptação e queda em formações de topo de morro e baixadas na área de influência do empreendimento. A segunda etapa de monitoramento da herpetofauna da região aconteceu entre maio e setembro de 2001, com o uso de amostragem exaustiva em sete ilhas formadas pelo reservatório três anos após o completo enchimento, além de cinco áreas na margem direita do reservatório (Brandão, 2002). Parte dos dados obtidos neste trabalho foi utilizado para comparar os resultados após três anos do completo enchimento, com o quadro encontrado após 13 anos do estabelecimento do reservatório de Serra da Mesa.

No presente estudo, amostramos áreas localizadas no Setor 1 do lago, próximas à barragem (Figura 2), buscando repetir as mesmas ilhas e margens amostradas por Brandão (2002), sendo que as ilhas amostradas variam em área de 0,25 a aproximadamente 15 hectares. A maior parte destas áreas foram reamostradas após 13 anos da formação do lago, embora uma das ilhas amostradas em 2001 tenha sido submersa. Desta forma, outra ilha, de área similar, foi amostrada em 2011. Além disso, algumas das margens amostradas por Brandão sofreram insularização e foram substituídas por áreas próximas nas margens do reservatório.

Metodologia

A metodologia utilizada para a coleta dos lagartos são parcelas de fogo, desenvolvidas e descritas por Brandão (2002). Esta metodologia consiste na amostragem de todos os indivíduos em uma área de 2500 m². Foram amostradas cinco

áreas situadas em ilhas e cinco áreas adjacentes ao reservatório de Serra da Mesa (continente).

Para a amostragem o local escolhido para instalação da parcela é delimitado por pequenas “trilhas” feitas com o uso de enxadas e medidas com trena métrica. Nestas trilhas é feita uma calha utilizando picaretas, onde são colocadas estacas de madeira com 70 cm de altura a cada dois metros, utilizando marretas. Em seguida, é esticada uma lona plástica na face interna da parcela, com cerca de 50 cm de altura, presas por grampos. Cerca de 10 centímetros da lona é enterrada dentro da calha, evitando que animais fujam por baixo da cerca. As cercas possuem 40 cm de altura. Após a área ser totalmente isolada, é feito um aceiro de três metros de largura ao longo do perímetro interno do quadrado, com a função de evitar que o fogo se espalhe para fora da parcela. Terminado o aceiro, é feita uma varredura na área, onde são contabilizados todos possíveis abrigos de lagartos, tais como cupinzeiros, troncos caídos, buracos de tatu e saueiros. Estes abrigos são revirados na busca de animais que estejam utilizando estes abrigos e recolocados da forma em que foram encontrados. Os cupinzeiros são medidos e examinados, quanto à presença de lagartos, com a utilização de picaretas e enxadas. Após a inspeção, todos os cupinzeiros são remontados para que novamente possam ser utilizados pela fauna durante a passagem do fogo.

Feitos todos os preparativos, a vegetação da parcela é removida através da utilização do fogo. Os horários mais quentes do dia e momentos de muito vento são evitados. A queima da área é feita de uma só vez, sempre contra o vento para diminuir a velocidade da frente de fogo. Todos os integrantes do trabalho são dispostos em volta da parcela com abafadores, visando conter qualquer foco de queima fora da área delimitada. Em nenhuma situação na qual esta metodologia foi utilizada (28 parcelas em

diferentes localidades do Cerrado) foram encontrados animais queimados, ou houve perda do controle do fogo.

Após a completa queima da área, a parcela é vistoriada exaustivamente em busca de lagartos. A vistoria é feita por todos integrantes do trabalho, em deslocamentos verticais e horizontais na parcela. Este deslocamento é feito de forma coordenada, em colunas, com os integrantes dispostos lado a lado com uma distância de 1,5 m entre eles. Todos os abrigos são revirados utilizando enxadas, rastelos, pinçães e varetas. No momento da coleta de cada animal, são anotados horários e microhabitat em que foram encontrados. Após duas horas de vistoria sem encontrar nenhum animal, assume-se que todos os indivíduos da área foram capturados e a parcela é desinstalada.

Antes da queima das áreas são tomadas medidas da disponibilidade de microhabitats e de estrutura do hábitat, que podem estar relacionadas com a riqueza e abundância da fauna de lagartos. Estas medidas são: número de árvores, altura do dossel, porcentagem de cobertura por gramíneas (estimativa da área total da parcela coberta por gramíneas), estimativa da porcentagem do substrato coberto por serapilheira, estimativa da porcentagem de solo exposto, estimativa da porcentagem de cobertura do solo por afloramentos de rocha, estimativa da porcentagem de solo argiloso, estimativa da porcentagem de litosolo, porcentagem de sombreamento, número de afloramentos, número de cupinzeiros, volume de cupinzeiros, número de sauveiros e área de sauveiros. Todas as medidas de microhabitat foram tomadas pela mesma pessoa e no mesmo horário do dia para a padronização do erro envolvido.

Para cada lagarto coletado foram feitas oito medidas morfométricas. São elas: Comprimento rostro-cloacal (CRC); comprimento da cabeça (CC); altura da cabeça (AC); comprimento da mandíbula (CM), comprimento do membro anterior (CB), comprimento do membro posterior (CP); comprimento da mão (MA) e comprimento do

pé (MP). Todos os lagartos foram mortos por injeção de lidocaína no celoma, etiquetados e fixados com formol 10%. Os exemplares coletados serão tombados na Coleção Herpetológica da Universidade de Brasília.

Análises estatísticas

Para testar a relação da área das ilhas e a riqueza de espécies foi feita uma regressão linear simples, utilizando os logaritmos da riqueza e da área. A equação da reta produzida foi utilizada na previsão da riqueza de espécies em ilhas como efeito de sua diversidade. A regressão realizada foi feita com a correção proposta por Miller & Kahn (1962), que diminui os erros associados ao eixo y e ao eixo x (*Reduced Major Axis*). Após a regressão foi feita uma curva da relação espécie-área, através da fórmula proposta por Preston (1962), na qual é possível prever o acúmulo de espécies com o aumento da área. A fórmula é:

$$S = cA^z$$

Sendo:

S : é o número de espécies

A: é a área

c e z: são constantes

Para obter os valores das constantes c e z foi utilizada a equação de Arrhenius (1921), dada pela fórmula:

$$\mathbf{Log S = z Log A + Log c}$$

Esta equação, derivada da equação da reta ($y = ax + b$), permite obter diretamente os valores das constantes através da regressão linear simples, entre o logaritmo da riqueza x logaritmo da área (Rosenzweig 1995).

Para verificar a presença dos grupos morfo-funcionais na comunidade de lagartos de Serra da Mesa identificados por Brandão (2002) foram utilizadas Análises

de Componentes Principais (PCA). As análises foram realizadas utilizando as espécies e as espécies agrupadas por famílias. Após realização das PCA, a análise das espécies agrupadas por famílias foi refeita, tirando o efeito do tamanho corporal sobre as variáveis morfométricas. Para retirar o efeito do tamanho foi feita uma regressão de cada uma das medidas com uma variável isométrica, obtida através da multiplicação de um auto-vetor isométrico definido por $p^{-0,5}$ (sendo “p” é o número de medidas), pela soma das variáveis logaritmizadas (Somers, 1986).

Brandão (2002) verificou diferenças na freqüência de determinadas espécies nas ilhas. Para testar se existe diferença na freqüência entre os três grupos funcionais de espécies encontrados (lagartos grandes e de membros longos, e lagartos menores de membros longos e arborícolas), foi realizado um teste qui-quadrado com a freqüência dos três grupos de espécies presentes nas áreas. Além disso, o mesmo teste foi feito com as espécies individualmente e com as espécies agrupadas por famílias. Os testes foram realizados utilizando permutação de Monte Carlo com 1000 permutações (Brown & Rothery, 1993).

Outra Análise de Componentes Principais foi realizada utilizando as medidas ambientais tomadas, a fim de determinar os fatores mais importantes na variação destes recursos entre as áreas. Antes da realização desta análise, as medidas ambientais foram submetidas a um teste de correlação de Spearman, onde as variáveis com alta correlação (> 80%) foram excluídas, evitando efeito de redundância. A Análise de Componentes Principais foi repetida utilizando as variáveis mais importantes determinadas a partir da primeira PCA.

Um problema do desenho amostral utilizando as parcelas de fogo é o pequeno número de replicações possíveis de serem feitas em um curto espaço de tempo. Esse baixo número de réplicas diminui as possibilidades de testes estatísticos possíveis de

serem utilizados na comparação de dados entre parcelas, porém não minimizam a relevância dos dados produzidos. Desta forma, foram utilizadas análises de variância não-paramétricas (Kruskal-Wallis) para comparar a abundância e a riqueza entre ilhas e margens.

Com o objetivo de determinar se existe associação entre a abundância das espécies de lagartos e as oito principais medidas ambientais tomadas foi realizada uma Análise de Correspondência Canônica (CCA), onde as variáveis ecológicas foram a abundância das espécies e das famílias de lagartos por parcela.

Para cada uma das parcelas foram elaboradas curvas de rarefação baseadas na abundância de lagartos, a fim de comparar visualmente a suficiência amostral e a diversidade nas áreas, tanto das parcelas de margem, quanto das ilhas (Brower & Zar, 1977; Gotteli & Colwell, 2001). Além disso, foram agrupados dados de todas as ilhas e todas as margens para comparação de diversidade entre através das curvas de rarefação, comparando áreas isoladas de áreas contínuas. Para elaboração destas curvas foi utilizado o índice de rarefação de Coleman (Coleman, 1981), obtidos no programa EstimateS[®] (Colwell, 2009). Este índice relaciona a variação na abundância das espécies com o número de indivíduos coletados. A aleatorização de indivíduos realizada para obtenção deste índice produz diferentes relações de espécie-área comparada a índices comumente utilizados em estudos de biogeografia de ilhas (Coleman *et al*, 1982). Com o intuito de testar a significância das diferenças entre os índices obtidos através da rarefação de Coleman foi realizado um teste Z (Lehtonen & Malmberg, 1999.), comparando a riqueza esperada entre ilhas e margens padronizadas pelo número de lagartos coletados em todas as ilhas amostradas.

Foram calculados os índices de diversidade de Simpson para cada uma das áreas amostradas e as diferenças absolutas nos valores de diversidade de Simpson entre as ilhas e margens foram comparadas através de teste Z.

O teste de co-ocorrência foi usado para verificar se as comunidades das ilhas, das margens e do total regional se diferem de comunidades aleatórias, após 13 anos de isolamento das ilhas. O teste foi realizado no módulo “co-occurrence” do programa Ecosim (Gotelli & Entsminger, 2001), com 10.000 aleatorizações. O programa produz 10.000 “pseudocomunidades” a partir de combinações aleatórias das matrizes produzidas com os dados observados. Se a co-ocorrência da comunidade observada for menor que a co-ocorrência média gerada ao acaso, a competição inter-específica é importante na determinação da composição de espécies nas comunidades. O programa oferece a opção de quatro índices e nove diferentes algoritmos para realização do teste. Os índices utilizados foram o C-score e o V-ratio, com diferentes combinações de algoritmos. Estes dois índices são os menos propensos a erros do tipo I e II (Gotelli, 2000). O C-score detecta pares de espécies que não co-ocorrem, já o V-ratio evidencia padrões não aleatórios nos totais nas linhas e colunas da matriz observada. Segundo Gotelli (2000), testes com modelos nulos que utilizam o somatório das linhas fixas são menos propensos a erros do tipo I. Quanto às colunas das matrizes, foram utilizadas as colunas fixas, proporcionais e equiprováveis. As análises de co-ocorrência foram realizadas para ilhas, margens e com todas as áreas agrupadas, para verificar a estruturação da comunidade em um âmbito regional.

A fim de determinar se existem diferenças entre a riqueza de espécies na amostragem realizada por Brandão em 2001 e a amostragem de 2011, foi realizada uma análise de variância (Kruskal Wallis), utilizando a abundância e a riqueza de espécies

em 2001 e 2011, nas quatro ilhas que foram reamostradas após dez anos (I34, I35, I37 e I38).

O tempo de relaxamento ecológico foi calculado através da relação proposta por Case (1975). A expressão que determina o tempo de relaxamento ecológico é:

$$tr = t / [Ln (S_0 - S_{eq}) - Ln (S_t - S_{eq})]$$

Onde,

t = tempo de isolamento em anos (13 anos).

S_t = número atual de espécies na ilha.

S_0 = número inicial de espécies (tomado como o número de espécies coletadas no continente por Brandão em 2001)

S_{eq} = número de espécies esperadas no equilíbrio. Este número foi assumido como “1”, ou seja, uma espécie a menos que a observada na ilha de menor riqueza (Ilha 34, N = 2).

Assim como Brandão (2002), foram gerados dois cenários, prevendo uma a perda mais lenta e uma perda mais rápida de espécies ao longo dos anos. A variação entre os dois cenários se dá pelo valor de S_0 . No cenário otimista (perda lenta de espécies) o número inicial de espécies consiste no maior número de espécies coletadas em uma parcela por Brandão em 2001 (N = 9). No cenário pessimista (perda rápida de espécies) o valor de S_0 é o maior número de espécies coletadas em 2001 no continente (N = 14).

Todas as análises de componentes principais e análises de Correspondência Canônica realizadas no trabalho foram feitas no programa PAST v.2.08 (Hammer *et al*, 2001).

RESULTADOS

Durante as amostragens de 2011 em Serra da Mesa foram identificados 284 lagartos de 12 espécies, pertencentes a sete famílias (Gekkonidae, Gymnophthalmidae, Polychrotidae, Sphareodactylidae, Scincidae, Teiidae e Tropiduridae). Nas áreas contínuas (margens) foram coletados 160 espécimes, enquanto nas áreas isoladas (ilhas) foram capturados 124 (Tabela 1). A única espécie de lagarto encontrada exclusivamente nas ilhas foi *Polychrus acutirostris* (Figura 3H), já as espécies de ocorrência restrita às margens foram *Anolis brasiliensis*, *A. meridionalis*, *Tropidurus montanus* e *Tupinambis merianae* (Figuras 3G, F, J, D). Além destes lagartos foram coletadas quatro espécies de serpentes (Figura 4).

A espécie de maior abundância, tanto em ilhas como margens, foi *G. amarali* (Tabela 1) e a espécie com o menor número de registros foi *T. merianae* (N=1). A Figura 5 mostra a distribuição da frequência das espécies nas áreas contínuas e isoladas. Das espécies identificadas, cinco foram mais abundantes nas ilhas que nas margens (*G. amarali*, *T. oreadicus*, *C. brachystoma*, *M. nigropunctata*). O restante das espécies teve maior abundância ou foram exclusivas das margens do reservatório. Apenas *Mabuya frenata* teve a mesma abundância em ilhas e margens.

Variação dos recursos entre ilhas e margens

O teste de correlação de Spearman mostrou uma relação positiva entre “número de sauveiros” e “área de sauveiros” ($R_s = 0.93$; $p = 5.82 \times 10^{-5}$). Com isso, excluimos a variável “número de sauveiros” da análise de componentes principais, pois o fator “área de sauveiros” representa melhor a disponibilidade microhabitat para a comunidade de lagartos nas áreas. Os três primeiros componentes da PCA explicaram 93% da variação entre ilhas e margens. O componente 1 explicou 71,06 % da variação das características

ambientais das ilhas e margens de Serra da Mesa, apresentando valores positivos para todas variáveis, onde “número de árvores”, “porcentagem de serapilheira” e “volume de cupinzeiros” foram as variáveis mais importantes (Tabela 2). O componente 2 explicou 11,84% da variação, apresentando “área de sauveiros” como a variável de maior valor positivo e “volume de cupinzeiros” e “porcentagem de solo exposto” como as variáveis com os maiores valores negativos (Tabela 2).

Na PCA utilizando as oito variáveis mais importantes (Tabela 3), o componente 1 explicou 66.9% da variância, enquanto o componente 2 explicou 15.5% e o componente 3 explicou 13.9%. No componente 1, a variável ambiental positivamente mais importante foi “porcentagem de solo exposto” e a variável ambiental negativamente mais importante foi “porcentagem de serapilheira”. No componente 2, as variáveis positivamente mais importantes foram “porcentagem de serapilheira”, “área de sauveiros” e “porcentagem de solo exposto”, enquanto as variáveis negativamente mais importantes foram “porcentagem de litosolo” e “porcentagem de gramíneas” (Tabela 3).

A Figura 6 mostra que a separação entre ilhas e margens não foi clara, indicando grande semelhança na estrutura dos habitats e na oferta de recursos entre elas.

Associação das espécies e microhabitats

Os resultados da Análise de Correlação Canônica (CCA) são apresentados na Tabela 4. O primeiro eixo canônico explicou 32.31% da variação da abundância de todas as espécies nas áreas amostradas. As variáveis com maiores escores para o primeiro eixo canônico foram “porcentagem de gramíneas” (positiva) e “volume de cupinzeiros” (negativa). O segundo eixo separou de forma mais evidente *P. acutirostris*

e *T. oreadicus* (escores negativos) de *Anolis brasiliensis* e *A. meridionalis* (escores positivos).

Na Figura 7 pode-se observar que *T. oreadicus* associou-se fortemente com o eixo 2, mas a associação com o eixo 1 foi menor, já *P. acutirostris* teve uma associação altamente significativa com os dois primeiros eixos canônicos. Estas espécies foram associadas positivamente à quantidade de solo exposto e volume de cupinzeiro nas áreas no primeiro eixo, já *Anolis meridionalis* e *A. brasiliensis* tiveram uma relação positiva com a quantidade de serapilheira e gramíneas. O segundo eixo canônico explicou 22.76% da variação encontrada, sendo que *P. acutirostris* (negativo) e *T. oreadicus* (positivo) foram as espécies com maior correlação com este eixo, sendo mais relacionadas à cobertura de gramíneas (*P. acutirostris*), número de árvores, sombreamento e serapilheira (*T. oreadicus*). Também no segundo eixo canônico As espécies de *Mabuya* apresentam associação positiva com o “número de árvores”, “sombreamento” e “porcentagem de serapilheira” (Figura 7). Os valores de *p* mostraram que os fatores ambientais medidos nas parcelas de fogo não explicam a abundância das espécies (Tabela 4).

A Tabela 5 que reúne os valores dos escores da CCA realizada utilizando a abundância das famílias. O primeiro eixo canônico explicou 39.9% da variação encontrada. As famílias mais associadas a este eixo foram Polychrotidae, Gymnophthalmidae e Teiidae, para valores positivos e Scincidae e Tropicoduridae para valores negativos. A variação da abundância destas famílias neste eixo foi atribuída principalmente à cobertura de gramíneas, litossolo, volume de cupinzeiros e número de árvores (Figura 8). O segundo eixo explicou 22.37 % da variação, sendo que as famílias mais associadas foram Polychrotidae (escore positivo), Teiidae, Tropicoduridae e

Sphaerodactylidae (negativos). Este eixo teve sua variação explicada pelo volume de cupinzeiros, solo exposto, serapilheira e gramíneas. Novamente as variáveis ambientais não foram capazes de explicar a abundância das famílias de lagartos em Serra da Mesa, a não ser para o terceiro componente canônico ($p = 0.03$, Tabela 5).

A Figura 8 mostra que as famílias Teiidae, Gymnophthalmidae e Polychrotidae foram agrupadas no lado positivo do primeiro componente canônico, sendo que a abundância destas famílias foram mais associadas a cobertura de gramíneas. As famílias Scincidae, Tropicuridae, Gekkonidae e Sphaerodactylidae foram agrupadas no lado negativo do eixo 1, apresentando maiores associações com a porcentagem de litossolo, número de árvores e volume de cupinzeiros (principalmente Tropicuridae, ver Tabela 5). A maior diferenciação ao longo do segundo componente canônico foi entre as famílias Teiidae e Tropicuridae contra a família Polychrotidae. Tropicuridae e Teiidae tiveram maior associação com a porcentagem de gramíneas e serapilheira, enquanto Polychrotidae com a porcentagem de solo exposto e o volume de cupinzeiros (Tabela 5).

Grupos morfo-funcionais

Os dois primeiros eixos da PCA realizada com as medidas morfométricas das espécies explicaram 97,01% da variação dos dados (Tabela 6). O componente 1 explicou 94,10% da variação e apresentou todas as variáveis com escores positivos (componente alométrico), com maior destaque para as variáveis relacionadas ao tamanho dos membros, tanto anteriores quanto posteriores. O componente 2 explicou 2,91% da variação dos dados, onde o comprimento rostro-cloacal e comprimento da cabeça apresentaram maiores valores positivos, enquanto comprimento do pé e comprimento do membro posterior apresentaram os maiores valores negativos.

Na análise dos componentes principais realizada com as famílias o primeiro componente selecionou as mesmas variáveis (relacionadas ao tamanho dos membros) que a análise por espécies, todas com escores positivos explicando 94.28 % da variação (Tabela 7), O componente 2 explicou 2.74% da variância e apresentou um contraste entre o CRC e CC (valores positivos) e MP e CP (valores negativos). Estes resultados mostram que o tamanho dos lagartos tem grande influência na análise, sendo que a diferenciação entre as espécies e famílias se dá pelo tamanho das espécies. Ou seja, lagartos maiores tendem ter membros maiores e lagartos menores tendem a ter membros menores.

A Figura 9 resume os resultados da análise com famílias de lagartos de Serra da Mesa. As famílias menores e de membros mais curtos (Sphareodactylidae e Gymnophthalmidae) foram agrupados no lado negativo do eixo 1, enquanto as espécies maiores de membros mais longos foram agrupadas no lado positivo (Teiidae, Polychrotidae, Scincidae e Tropiduridae). A distribuição das famílias nas figuras mostra também uma diferenciação entre os lagartos grandes (no lado positivo do eixo) e lagartos pequenos (lado negativo). Grande parte da variação detectada para membros está sob influência do tamanho dos lagartos. Quanto ao componente 2, os grupos mais evidentes foram Scincidae como lagartos de maiores e de cabeças maiores, com comprimento de pés curtos, em contraste com Polychrotidae e Teiidae, com menor CRC e CC, e de membros posteriores maiores (Pé e CP). Tropiduridae, Sphareodactylidae e Gymnophthalmidae não apresentaram forte associação com o componente 2.

Quando é realizada uma análise dos componentes principais com as medidas sem efeito do tamanho (Tabela 8), a diferenciação entre as famílias de lagartos é menos nítida (Figura 10). Nesta análise, o primeiro componente explicou 40.2% da variância,

apresentando um contraste entre CRC e CC (com escores positivos), MP e CP (escores negativos). O componente 2 explicou 18.19% da variância e apresentou um contraste entre AC, CB (escores positivos) e CM e CP (negativos).

No componente 1 as espécies proporcionalmente maiores, de cabeça maiores e membros posteriores menores (Gekkonidae e Scincidae) se diferenciam das espécies proporcionalmente menores, de cabeças menores e de membros posteriores mais longos (Teiidae, Polychrotidae e Gymnophthalmidae) (Figura 10). No entanto, a separação morfométrica das famílias sem o efeito do tamanho não é evidente. Desta forma, o tamanho dos lagartos tem efeito fundamental da diferenciação das espécies na comunidade de serra da Mesa e não foi possível diferenciar as espécies em grupos funcionais encontrados por Brandão (2002), que utilizou uma análise discriminante por passos para avaliar a contribuição individual de cada uma das variáveis na diferenciação de espécies, famílias e grupos funcionais.

Diferenças na frequência das espécies em ilhas e margens.

Existe diferença significativa nas frequências das espécies e na frequência das famílias entre ilhas e margens de Serra da Mesa (Tabela 9). Todos os testes demonstraram altos níveis de significância ($p < 0.001$), demonstrando uma considerável diferença na frequência das espécies e das famílias de lagartos presentes na ilhas e margens de Serra da Mesa. Apesar de não ter sido clara a diferenciação entre os grupos morfométricos detectados por Brandão (2002), o presente teste da frequência destes grupos, foi realizado a fim de determinar diferenças na frequência dos mesmos em 2001. Novamente a diferença da frequência dos agrupamentos morfofuncionais entre ilhas e margens foi altamente significativa, apresentando valor de $p = 3.29 \times 10^{-9}$ (Tabela 9).

Relação espécie – área

A regressão linear realizada com os logaritmos da área e riqueza de espécies nas ilhas demonstrou a existência de uma relação positiva entre as variáveis, porém esta relação não foi significativa ($r^2 = 0.0249$, $p = 0.7995$; Figura 11).

A curva estimada pela relação entre espécies x área $S=cA^z$ (Figura 12), mostra o acúmulo de espécies previsto com o aumento da área das ilhas, dados os valores de c e z estimados pela regressão linear (equação de Arrhenius). A curva apresenta acúmulo de espécies, mesmo em ilhas com mais de 165 ha. O modelo prevê uma riqueza de 60 espécies em ilhas com 170 ha, quando ocorre a inflexão da curva (Figura 12). A maior ilha amostrada (I35, com aproximadamente 15 ha), teria uma riqueza estimada em 15 espécies de lagartos. A menor área (IX, com 0.25 ha), apresentaria uma riqueza de 8 espécies. Em todas as áreas, a riqueza prevista pelo modelo é maior que encontrada em campo.

Diferenças na riqueza e abundância entre ilhas e margens

Não foram encontradas diferenças significativas na riqueza ($U= 3.2717$, $p = 0.07$) ou na abundância de lagartos ($U= 1.8436$, $p = 0.17$) entre as ilhas e margens. As parcelas das margens apresentaram riqueza variando entre cinco e sete espécies, enquanto as ilhas apresentaram riqueza entre duas e seis espécies (Tabela 10). Considerando a abundância, as ilhas apresentaram uma média de 24.8 lagartos por parcela, enquanto as margens apresentaram valores médios em torno de 32 indivíduos (Tabela 1).

Curvas de rarefação

As curvas de rarefação baseadas na abundância (*sensu* Gotelli, 2001) para cada uma das ilhas, indicam que as ilhas 37 (Cole = 4.81 ± 0.82) e 38 (Cole = 4.66 ± 0.87) apresentaram maior riqueza, seguida pelas ilhas 35 (Cole = 3.41 ± 0.60), “X” (Cole = 2.92 ± 0.28) e 34 (Cole = 2 ± 0.06) (Figura 13). A ilha 35 apresentou a maior abundância, seguida das ilhas 38 e 37. A ilha X apresentou a menor abundância, mas apresentou uma riqueza estimada maior que a ilha 38, com apenas duas espécies.

As curvas de rarefação baseadas na abundância das espécies na margem (continente) apontam maior riqueza estimada para a margem quatro (M4) (Cole = 5.32 ± 0.86) (Figura 14), seguida pela M3 (Cole = 5.17 ± 0.95), M5 (Cole = 4.93 ± 0.26), M1 (Cole = 4.35 ± 0.98) e M2 (Cole = 4.28 ± 0.73).

As curvas de rarefação baseadas na abundância produzidas para todas as parcelas de ilhas e de margens somadas indicam que as áreas do “continente” apresentam maior diversidade do que as ilhas (Margens: Cole = 10.64 ± 0.55 ; Ilhas: Cole = 8 ± 0.01 ; Figura 15). Além disso, é possível perceber que as margens também apresentaram maiores valores de abundância quando comparadas às ilhas. O comportamento das curvas demonstra a perda de diversidade com o isolamento e a diminuição de área ocasionada pela formação das ilhas em Serra da Mesa. Áreas contínuas apresentaram uma riqueza esperada maior que dez espécies, enquanto as ilhas apresentaram riqueza esperada de oito espécies. A curva das ilhas apresentou maior tendência à estabilização, enquanto a curva das margens apresenta alta inclinação, demonstrando a necessidade de um maior esforço para determinar a riqueza da comunidade de lagartos nas áreas “continentais” de Serra da Mesa. (Figura 15).

Diversidade entre ilhas e margens

O índice de Simpson foi maior para a margem quatro, seguida pela ilha 37, margem cinco e ilha 38 (Tabela 10). As parcelas da margem quatro (M4), três (M3) e um (M1) apresentaram os maiores valores absolutos de riqueza. A M4 também apresentou maior equitabilidade (0.92), resultando numa diversidade maior em relação às outras margens riqueza semelhante. Dentre as ilhas, a I37 apresentou maior valor de diversidade (0.78), seguida pelas ilhas 38 e 35. As ilhas 37 e 38 apresentaram os maiores valores de equitabilidade (Tabela 10).

A diversidade de Simpson entre ilhas e margens não foi diferente ($Z = 1.2663$, $p = 0.20$). Porém, a diferença entre a diversidade de ilhas e margens foi significativa ($Z = 5.8870$, $p < 0.0001$), quando testada através dos Índices de Cole (Tabela 10).

Padrões de Co-ocorrência

A análise de co-ocorrência mostrou que as comunidades de lagartos de Serra da Mesa não são competitivamente estruturadas. Em nenhum dos testes com modelos nulos foi observada a estruturação da comunidade, nem em ilhas, nem em margens nem na diversidade regional (Tabela 11). Assim sendo, a ocorrência de uma determinada espécie nas parcelas não foi diferente do acaso. Em nenhuma das simulações realizadas com diferentes algoritmos e índices houve indicação da ocorrência de estruturação competitiva nas comunidades.

Varição temporal da riqueza e abundância nas ilhas

As análises de variância (Kruskal Wallis) realizadas com os valores de abundância e riqueza das espécies foram altamente significativas para os dois fatores. Houve grande variação na abundância das espécies de lagartos nas ilhas após 10 anos de isolamento ($H = 5.3976$, $p = 0.0202$), com a diminuição da abundância de quase todas

as espécies de lagartos nas ilhas. A espécie mais abundante nas ilhas em 2001 era *Mabuya nigropunctata*, porém em 2011 a espécie mais abundante nas ilhas foi *Gymnodactylus amarali* (Figura 16). *M. nigropunctata* diminuiu sua frequência relativa nas ilhas reamostradas e *G. amarali* tornou-se a espécie mais frequente (Figura 16). *Cnemidophorus ocellifer* diminuiu em números absolutos de abundância, porém em abundância relativa esta espécie é maior em 2011 do que em 2001. O mesmo aconteceu com *M. frenata* e *T. oreadicus* (Figura 16). Todavia *T. oreadicus* foi a única espécie que apresentou maior abundância absoluta em 2011 se comparada à amostragem de Brandão (2002).

Também ocorreu uma sensível perda de espécies nas ilhas após dez anos ($H = 5.463, p = 0.01$). Cinco espécies registradas nas ilhas em 2001 não foram observadas em 2011 (*Tupinambis quadrilineatus*, *Colobosaura modesta*, *Cercosaura ocellata*, *Tropidurus montanus* e *Anolis meridionalis*) (Figura 16). A maioria das espécies que não foram registradas em 2011 apresentava frequência baixa nas ilhas, com exceção de *A. meridionalis*, que representava cerca de 7,0 % da abundância das espécies em 2001 (Figura 16).

Extinção e perda de espécies (relaxamento ecológico)

A Tabela 12 apresenta os resultados dos índices de relaxamento ecológico calculados em cenário otimista e pessimista. Segundo estes índices, as ilhas com maior riqueza (Ilhas 38 e 37) perderão todas as espécies de lagartos entre 13.6 e 71.3 anos. A ilha 34, ilha com a menor riqueza, perderá todas suas espécies entre 5 e 7.2 anos. As ilhas com quatro espécies poderão perder todas suas espécies entre 8.8 e 18.7 anos. Ilhas com três espécies neste momento terão suas espécies de lagartos extintas entre 6.9 e 11.8 anos. Considerando todas as ilhas como um *pool* regional de espécies, a previsão

de extinção das espécies de lagartos nas regiões insulares de Serra da Mesa cobre um período entre 5 e 71 anos.

DISCUSSÃO

Os resultados encontrados após 13 anos de isolamento reforçam algumas diferenças entre comunidades de lagartos de áreas contínuas e ilhas de Serra da Mesa, encontradas por Brandão (2002) há 10 anos. O quadro encontrado em 2011 demonstra que algumas espécies restringiram sua ocorrência às margens, sendo selecionadas negativamente nas áreas isoladas pelo reservatório. As espécies de *Anolis* (*A. meridionalis* e *A. brasiliensis*) e *Tropidurus montanus* parecem ter sido extintas das ilhas, mas foram frequentes em 2001. Apesar da maior fragilidade dos ecossistemas insulares, as margens também sofreram perda de espécies, um possível efeito do grande impacto do estabelecimento do reservatório e a massiva perda de habitats (Terborgh *et al.*, 1997).

Os resultados obtidos demonstram que as populações de diferentes espécies de lagartos do cerrado respondem de forma diferenciada ao isolamento e perda de habitat. As espécies de *Anolis*, por exemplo, não foram coletadas em nenhuma das áreas isoladas, apesar de terem sido abundantes nas amostragens realizadas por Brandão (2002). É interessante observar que os *Anolis brasiliensis*, *A. meridionalis* e *T. montanus* ainda estão presentes nas margens do reservatório. A ocorrência destas espécies não foi associada a nenhum dos recursos (microhabitats) medidos, sendo assim, outros eventos podem ter sido determinantes na extinção destas espécies nas ilhas. Outras duas espécies (*C. ocellata* e *C. modesta*) parecem ter sido extintos da região do lago. Somente as espécies heliófilas se mantiveram nestas áreas. *Colobosaura modesta* é um lagarto mais associado a ambientes florestados que campestres e provavelmente não suporta ambientes abertos por períodos longos. Estas espécies

parecem ser mais sensíveis à diminuição de áreas, alterando sua taxa de sobrevivência em fragmentos pequenos de cerrado. Além disso, fatores como a competição interespecífica com espécies do mesmo grupo funcional podem desempenhar um papel importante na exclusão destas espécies na região (Case, 1975; Buckley & Jetz, 2007).

Brandão (2002) coletou espécimes de *C. ocellata* em três das cinco margens amostradas (N=7), além de 16 indivíduos nas ilhas, sendo uma espécie comum na região há 10 anos. Embora os registros de *C. modesta* não tenham sido tão frequentes, foram registrados indivíduos nas margens (N=3) e nas ilhas (N=1) há 10 anos. Populações pequenas podem ser extintas por não serem capazes de se manter ao longo do tempo (MacArthur & Wilson, 1967; Hanski, 1998; Ricklefs, 2007, Wang *et al*, 2009). Existem espécies de lagartos mais propensas à extinção que outras (Case, 1975; Wang *et al*, 2009) e a resposta de diferentes linhagens a pressões ambientais são diferenciadas (Mesquita *et al*, 2007). Visto isso, espécies dos gêneros *Anolis*, *Cercosaura* e *Colobosaura* merecem maior atenção quanto ao manejo e conservação em regiões com perda de habitats, principalmente nas porções mais baixas do relevo. Identificar espécies mais propensas à extinção é importante para a tomada de medidas de manejo que garantam a manutenção de espécies ameaçadas (Wang *et al*, 2009). Resultados similares foram encontrados por Terborgh *et al* (1997), onde a comunidade de animais em ilhas artificiais recentes era formada por espécies generalistas e comuns no continente. Em dados não publicados do monitoramento de comunidades de lagartos sob efeito de outro empreendimento em Catalão-GO foi observado que *C. modesta* e *C. ocellata* diminuíram sua abundância após o estabelecimento do reservatório (Santoro, G.R.C.C, obs. pess.).

Um dos principais efeitos do enchimento é o deslocamento de lagartos para áreas mais altas do terreno. Porém muitas das espécies deslocadas para as ilhas não

permanecem nestes novos ambientes por muito tempo, vindo a desaparecer após alguns anos. Os resultados demonstram uma rápida perda de espécies nas áreas isoladas de Serra da Mesa, um padrão que pode ser estendido a outros fragmentos isolados de cerrado.

Espécies grandes, de alta capacidade de locomoção, e pertencentes a outros níveis tróficos, como *T. meriane* e *T. quadrilineatus* podem transitar entre ilhas e margens (Terborgh *et al*, 1997), além de facilmente saírem das parcelas amostrais. Desta forma, o fato de *T. quadrilineatus* não ter sido avistado em 2011 não comprova sua extinção na região, tão pouco que *T. merianae* ocorra apenas nas margens do lago.

Já o registro de *Polychrus acutirostris* em apenas uma ilha pode ser artefato do menor período de isolamento desta ilha em particular (Ilha X). Em 2001 apenas dois indivíduos foram coletados, ambos nas margens, sendo que um deles estava em uma parcela bem próxima à ilha X (Brandão, 2002). O isolamento da ilha X aconteceu apenas em 2010, período no qual o reservatório chegou mais próximo ao nível máximo previsto. Assim, os indivíduos coletados nesta área (N = 3) podem ter sido recentemente isolados, e a resposta desta população ao isolamento não é evidente.

A ausência de associação entre a abundância das espécies e os recursos medidos sugere que a lacertofauna das áreas é formada por espécies generalistas e que a oferta de recursos não é limitante para a sua presença. Animais especialistas têm taxas de extinção maior que generalistas e ilhas possuem não só menos área, mas também menor disponibilidade de habitats adequados, produzindo populações menores e, conseqüentemente, mais propensas à extinção (Foufopoulos & Ives, 1999). Ilhas comumente apresentam comunidades baseadas em organismos mais generalistas, que utilizam uma gama maior de recursos (Terborgh *et al*, 1997; Hortal, 2009) e são menos

suscetíveis a eventos estocásticos (Kotiaho *et al*, 2005) e à perda de área (Bender *et al*, 1998).

Ocorreu seleção negativa das espécies agrupadas nos três grupos funcionais sugeridos em 2001 por Brandão (2002), porém existiram algumas mudanças em relação ao cenário de 10 anos atrás. A diferença na frequência dos grupos em ilhas e margens foi altamente significativa, sugerindo que forças seletivas afetaram negativamente determinados grupos de lagartos nas ilhas. Em 2001, os lagartos menores de membros curtos (Scincidae, Gekkonidae e Gymnophthalmidae) foram selecionados positivamente em áreas isoladas, apresentando frequência maior em ilhas do que margens. Este padrão se manteve na amostragem de 2011, assim como a menor frequência de lagartos das famílias Teiidae e Tropiduridae em ilhas (lagartos maiores de membros mais longos), com exceção de *T. oreadicus*. Porém, em 2011, as diferenças na frequência de lagartos arborícolas (Polychrotidae) foram as mais gritantes. Após três anos de isolamento, a frequência deste grupo funcional não era diferente entre ilhas e margens. Atualmente, no entanto, os polichrotideos estão praticamente extintos das ilhas de Serra da Mesa. Apenas três indivíduos foram coletados em uma ilha (*P. acutirostris* na ilha X). Isto mostra uma alteração na dinâmica de extinção das espécies nas ilhas do reservatório, sendo que a pressão seletiva sobre as espécies arborícolas foi maior. Apesar de também terem sido detectadas diferenças para espécies e famílias, a extinção de lagartos arborícolas nas ilhas pode demonstrar que a seleção das espécies nas ilhas de Serra da Mesa não aconteceu aleatoriamente. Case (1983) demonstrou que ilhas tendem a apresentar espécies com menos sobreposição de nicho, sendo que a distribuição da frequência de guildas tróficas em ilhas é diferente da observada em áreas continentais.

Os efeitos da insularização e do estabelecimento de reservatórios demandam um longo tempo de resposta das espécies às mudanças impostas. Geralmente, o primeiro

efeito da diminuição de áreas naturais é o adensamento de espécies nos fragmentos remanescentes (MacArthur, 1972; Case 1975; Buckley & Jetz, 2007). Os indivíduos se deslocam para as áreas remanescentes, atribuindo, momentaneamente, altos valores de abundância e riqueza aos fragmentos (MacArthur & Wilson, 1973; Case, 1975; Terborgh *et al*, 1997). Este efeito pode ser observado nos registros de 2001, onde todas as áreas apresentaram não só uma maior abundância das espécies, mas também uma maior riqueza. Brandão (2002) coletou 1002 lagartos nas dez parcelas feitas, enquanto em 2001 foram coletados apenas 284. Aparentemente, em 2001, os lagartos ainda estavam altamente adensados nas ilhas e também nas margens. . O alto valor de z sugere que a riqueza das ilhas atualmente ainda está sob efeito do adensamento. A relação de espécies x área calculada com os valores de z e c estimados em Serra da Mesa prevê uma riqueza regional de lagartos superior à encontrada em todo o Cerrado, reforçando o argumento que ilhas ainda apresentam valores de riqueza afetados pelo adensamento. Porém, o valor de r obtido é muito baixo mostrando que, apesar de existir a relação positiva entre a riqueza e a área das ilhas, esta relação é muito baixa. Os ajustes na abundância e riqueza de espécies em áreas isoladas demandam tempo para a estabilização e amostragens futuras poderão demonstrar com mais clareza como as espécies se ajustarão às áreas remanescentes.

Modelos lineares são amplamente utilizados e indicados em estudos ecológicos, principalmente em relações espécie-área (Garcia-Berthou, 2001). O estudo desta relação é extremamente importante na avaliação da diversidade de espécies e na predição de extinções em áreas fragmentadas (Tjorve & Tjorve, 2008). Porém, demonstrar relações entre apenas dois fatores para descrever padrões de riqueza em ilhas é uma meta difícil de alcançar (Hortal, 2012). A relação espécie-área não foi significativa nas ilhas de Serra da Mesa. A falta de significância da relação pode ser derivada do baixo número de

réplicas para demonstrar este padrão, que é amplamente aceito na ecologia (Rosenzweig, 1995; Ricklefs & Lovette, 1999). No entanto, existem diversos fatores que podem afetar essa relação. A ausência da relação significativa também pode ter ocorrido pela baixa amplitude na área das ilhas, pequeno tamanho ou de efeitos relacionados ao adensamento de lagartos ocasionados pela diminuição das ilhas decorrente do regime de regulação do nível do reservatório, o que pode ter aumentado momentaneamente os valores de riqueza de espécies em áreas menores.

Por outro lado, nem sempre a área *per se* é o melhor fator que explica a riqueza de espécies em uma ilha isolada (Case, 1975). Grupos de animais especialistas tendem a não alterar seus valores de abundância em função da área (Case, 1975; Case 1983; Terborgh, 1997, Ricklefs, 2007). Fatores históricos, como o “*pool*” de espécies antes do isolamento ou a ocorrência de eventos catastróficos (mudanças microclimáticas, ou alta incidência de fogo nas ilhas de Serra da Mesa, por exemplo), também podem explicar a riqueza de espécies nas ilhas (Foufopoulos & Ives, 1999; Ricklefs, 2008; Hortal, 2012). Além disso, o aumento de espécies potencialmente competidoras e a extinção podem alterar a estabilidade de populações naturais (May, 1973; Pimm, 1979; Ricklefs, 2008). O tempo de isolamento tem papel fundamental na estabilização do número de espécies em áreas isoladas e na determinação dos fatores responsáveis pela modelação e estabelecimento do equilíbrio em ilhas (Case, 1975; Foufopoulos & Ives, 1999; Mesquita *et al*, 2007), devido ao “*time lag*”, período necessário para a resposta das populações ao isolamento (Whittaker & Fernandez-Palacios, 2007). Apesar da riqueza de ilhas e margens não ter sido diferente, em números absolutos, elas estão expressas pelos dados obtidos, onde a maioria das margens apresenta valores maiores de riqueza se comparadas às ilhas. O aumento do tempo de isolamento e de áreas amostradas pode

mostrar futuramente as margens com valores de riqueza significativamente maiores que ilhas.

Apesar da distância das ilhas ao continente ou em relação a outras ilhas não ter sido testada, lagartos são conhecidos por terem baixa capacidade de dispersão pela água (Foufopoulos & Ives, 1999). Além disso, as ilhas mais próximas ao continente não foram as que apresentaram maiores valores de riqueza e nem as ilhas mais próximas entre si foram mais similares. Desta forma, a dispersão de lagartos entre ilhas e margens aparentemente não afeta a riqueza ou abundância. Além disso, altas taxas de extinção (como ocorrido na ilha 34) predizem uma baixa dispersão de indivíduos entre áreas (Foufopoulos & Ives, 1999). Assim, a extinção das espécies deve desempenhar o papel mais importante na modelação da comunidade de lagartos nas ilhas de Serra da Mesa.

Diferenças encontradas entre os valores de abundância e riqueza entre 2001 e 2011 são bastante interessantes, pois se opõe à ocorrência de compensação de densidade em ilhas (MacArthur, 1972; Case 1975; Buckley & Jetz, 2007), onde as espécies remanescentes encontrariam mais recursos disponíveis, além da menor pressão de predadores e competidores, ocasionando um grande aumento na reprodução e sobrevivência. Com isso, populações insulares tenderiam a apresentar uma abundância bem maior que populações continentais (MacArthur, 1972; Case 1975; Buckley & Jetz, 2007). Diversos trabalhos demonstram que populações de lagartos comumente apresentam compensação de densidade em áreas isoladas (Case 1975; Terborgh *et al*, 1997; Rodda & Dean-Bradley, 2002; Buckley & Jetz, 2007; Wang *et al*, 2009; De Roches *et al*, 2011). Todavia, Connor *et al* (2000) apresentou argumentos indicando que a compensação de densidade pode não ser um fenômeno geral em comunidades naturais. Mesquita *et al* (2007), estudando comunidades de lagartos em enclaves de cerrado na Amazônia, também não encontraram evidências de relaxamento ecológico

nas comunidades isoladas. As populações de comunidades isoladas de savana amazônica (ilhas) não apresentaram nem abundâncias maiores, nem ampliação do nicho realizado quando comparadas às áreas contínuas de cerrado (continente) (Mesquita *et al*, 2007). Neste caso, a explicação é atribuída a fatores históricos, os quais seriam mais importantes que fatores ecológicos na estruturação das comunidades isoladas.

Diferentes fatores determinam o número de espécies em áreas contínuas e isoladas. Porém, comunidades em ilhas geralmente sofrem maiores alterações com as mínimas variações nas relações ecológicas (Buckley & Jetz, 2007). A distribuição mais homogênea dos valores de riqueza nas margens pode ser uma resposta à maior estabilidade e equilíbrio nestas áreas, além de facilidades para a dispersão dos lagartos em um ambiente contínuo. A pressão da predação e competição é minimizada pela migração de animais em áreas continentais (Buckley & Jetz, 2007). Variações na oferta de recursos nas ilhas podem causar diferentes respostas das comunidades de lagartos presentes (Smolensky & Fitzgerald, 2011), ocasionando diferentes valores de riqueza e composição de espécies ao longo do tempo (Case, 1983). Manifestações ecológicas provenientes de variações nos fatores físicos do ambiente em ilhas podem levar muito tempo para uma resposta específica na dinâmica de equilíbrio das espécies em uma comunidade (Terborgh *et al*, 1997; Whittaker & Fernandez-Palacios, 2007).

A competição interespecífica seria o principal fator responsável pela estruturação das comunidades insulares, onde a exclusão competitiva explica a existência de pares de espécies que não co-ocorrem. No entanto, a maior parte das espécies não apresentou relação forte com os recursos (medidas de microhabitat) das áreas, sugerindo que a estrutura do ambiente não limita a abundância das espécies. Sendo assim, a competição baseada na limitação de recursos não parece ser importante para a distribuição das espécies nas áreas. As espécies, mesmo as mais especializadas,

podem utilizar diferentes habitats e recursos. Sendo assim, a competição muitas vezes não é o fator mais importante em determinar a ocorrência de espécies (Hortal, 2009). Existem trabalhos que demonstram que a pressão competitiva em lagartos pode ser mais forte com outros taxa do que com outros lagartos (Case, 1975; Wright, 1979; Writh, 1981). A predação pode apresentar um papel importante na estruturação de comunidades. Porém, o efeito da predação sobre a estruturação de comunidades de lagartos neotropicais não é bem conhecido (Gainsbury & Colli, 2003). Desta forma, seria necessária uma avaliação da dieta e da interação com outros táxons, potenciais competidores ou predadores, a fim de verificar se a composição de espécies nessas áreas está ecologicamente estruturada. Gainsbury & Colli (2003) estudaram a estruturação da lacertofauna em savanas amazônicas e também não detectaram a presença de estruturação baseada em competição, através da utilização de modelos nulos. Neste caso, a extinção e ausência de espécies nos enclaves de cerrado amostrados não estavam atribuídas à competição, mas principalmente à presença de recursos indispensáveis à ocorrência das espécies, além de eventos estocásticos, que levaram à ausência de lagartos em determinados sítios. Assim como no caso de Serra da Mesa a ocorrência de *T. montanus*, por exemplo, está altamente associada à presença de afloramentos rochosos e sua ausência em determinadas áreas provavelmente não se deva a estruturação competitiva, mas sim a falta deste recurso ou a efeitos estocásticos. Ainda, a distribuição não randômica dos recursos também pode causar uma distribuição ao acaso de espécies com restrições de habitats (Gainsbury & Colli, 2003).

O modelo de perda de espécies apresentado por Brandão (2002) previu uma perda de espécies bem superior à observada em campo em 2011. O resultado que mais se aproximou (em média) foi o da ilha I34. O modelo de 2002, previu que em 14 anos haveriam duas espécies de lagartos nesta ilha, valor de riqueza obtido em 2011. Na

previsão pessimista, esta área teria este valor de riqueza em cinco anos e na previsão otimista, em pouco mais de 22 anos. Na ilha 35, a previsão da extinção das espécies era de quatro a 11 anos, mas a ilha ainda apresenta uma riqueza de quatro lagartos. Em resumo, os valores de riqueza previstos por Brandão (2002) são menores que os vistos em campo em 2011, sendo que a média da previsão dos modelos (otimista e pessimista) previam números menores de riqueza que os observados hoje. A ilha 34 foi a que perdeu maior número de espécies (sete espécies, Tabela 12).

Em resumo, a previsão de perda de espécies calculada em 2011 mostra que as ilhas 37 e 38 serão as áreas em que um maior tempo será necessário para que todas as espécies de lagartos sejam extintas. Estas ilhas, após 10 anos de isolamento, ainda suportam seis espécies de lagartos. A ilha 34 e ilha X deverão apresentar um processo mais rápido de extinção, sendo que a perda de espécies na ilha 34 foi a maior entre todas. Na ilha 35, a previsão estima que em torno de 13 anos (em média) todas as espécies serão extintas. No entanto, a dinâmica de perda de espécies em uma área não pode ser tão facilmente prevista. Doenças, predação, supersaturação do ambiente ou eventos estocásticos, podem alterar drasticamente a taxa de extinção em ilhas (Case, 1975; Terborgh *et al*, 1997; Terborgh, 2001; Hortal, 2009). E a perda de apenas uma espécie pode alterar drasticamente a composição de espécies em ilhas (Buckley & Jetz, 2007). Compreender como as espécies reagem a alterações no ambiente e entender como persistem em fragmentos é um tópico extremamente importante para a conservação (Hokit *et al*, 2001).

Apesar das diferenças observadas em campo, os testes realizados entre as comunidades da lacertofauna em ilhas e margens de Serra da Mesa não foram, em sua maioria, significativos. Porém, na maior parte das análises, quando as áreas isoladas e contínuas foram agrupadas, as diferenças foram evidentes. O pequeno número de

parcelas analisadas pode ter afetado profundamente nos resultados. Este problema foi resolvido tratando ilhas e margens como duas categorias de análise com cinco casos cada uma. Desta forma, foi possível avaliar um maior número de informações, permitindo a detecção de diferenças. As curvas de rarefação mostraram diferenças atuais de diversidade entre ilhas e margens, as quais apresentam maior diversidade do que ilhas. A adição de mais áreas ou réplicas das parcelas pode vir a demonstrar melhor padrões ainda não identificados (Gotelli & Colwell, 2001).

O uso de parcelas de fogo foi eficiente na coleta de lagartos em uma área delimitada. Um aumento nas réplicas pode evidenciar outras diferenças entre ilhas e margens não evidentes com o tamanho amostral utilizado. Rodda *et al* (2001), mostrou a eficiência de amostragens similares realizadas em Guam.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Amostragens com parcelas de fogo, quanto conduzidas em outras localidades de cerrado, normalmente resultam no encontro de diversos roedores e serpentes (R. A. Brandão, D. M. A. Velho e G. R. C. C. Santoro, dados não publicados). Em Serra da Mesa, porém, apenas dois roedores (Echimyidae) foram observados, sendo um na ilha X (a ilha mais recentemente isolada) e outro na margem 03. A maioria das serpentes coletadas nas parcelas de fogo de Serra da Mesa possui sua dieta baseada em lagartos. Os lagartos, muito provavelmente, são a base da cadeia trófica de diversos predadores nos remanescentes da região do reservatório. Observando as curvas de rarefação feitas para ilhas e margens, vê-se que as curvas das ilhas apresentam maior tendência a estabilização que as das margens, denotando que as amostragens realizadas foram capazes de abordar a complexidade de espécies presentes nas ilhas, e que as margens

provavelmente apresentam mais espécies do que as que foram contempladas no trabalho.

Os resultados obtidos nas ilhas de Serra da Mesa entre 2001 e 2011 mostram que ocorreu uma grande resposta na comunidade de lagartos à formação do reservatório e isolamento. Para entender a dinâmica de extinção e os padrões responsáveis por um provável equilíbrio nestas ilhas é preciso um monitoramento contínuo sistemático destas áreas. Só assim será possível entender como o isolamento afeta a manutenção destas populações. Estudos similares são importantes e contribuem para o conhecimento sobre a perda de espécies em ilhas e fragmentos isolados, assim como na forma em que as relações ecológicas e o uso de recursos atuam na modelação de comunidades de lagartos no cerrado.

A lacertofauna das ilhas de Serra da Mesa ainda aparenta estar adensada nas ilhas e as diferenciações entre as ilhas e margens ainda não estão explícitas. As ilhas, em sua maioria, ainda apresentam riqueza e abundância similares às margens, porém observando a variação ao longo do tempo é possível perceber que a estabilidade das comunidades isoladas está longe de ser alcançada. Os valores de riqueza e abundância das espécies certamente mudarão nos próximos anos e os efeitos da insularização destas áreas ainda estão por se manifestar. Estudos relacionados ao uso do nicho e genética de populações de lagartos nas ilhas podem ser importantes na detecção de relaxamento ecológico e efeitos do isolamento de comunidades.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANEEL. 2011. Acessado em 10/02/2011. Agência Nacional de Energia Elétrica. Disponível em: <http://www.aneel.gov.br>.

ARRHENIUS, O. 1921. Species and area. *Journal of Ecology*. 9: 95 – 99.

BENDER, D. J. CONTERAS, A. e FAHRIG, L. 1998. Habitat loss and population decline: a meta-analysis of the patch size effect. *Ecology*. 79: 517–533.

BITTENCOURT, S. 2008. A insularização como agente de fragmentação florestal em comunidades de lagartos na Amazônia Central. Instituto Nacional de Pesquisas na Amazônia, INPA, Brasil. *Dissertação de Mestrado*. Pós-graduação em Biologia Tropical e Recursos Naturais.

BRANDÃO, R. A; ARAÚJO, A. F. B. 2001. A herpetofauna associada às matas de galeria do Distrito Federal. In: J.F. Ribeiro, C.E.L. Fonseca, J.C. Sousa-Silva (eds). *Cerrado: caracterização e recuperação de matas de galeria*, Brasília: Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA). 561–604.

BRANDÃO, R. A. 2002. Monitoramento das Populações de Lagartos no Aproveitamento Hidroelétrico de Serra da Mesa, Minaçu, GO. Universidade de Brasília, UNB, Brasil. *Tese de Doutorado*. Pós-graduação em Ecologia.

BRANDÃO, R. A. ; ARAÚJO, A. F. B. 2008. Changes in anuran species richness and abundance resulting from hydroelectric dam flooding in Central Brazil. *Biotropica*. 40: 263-266.

BROWER, J. E. & ZAR, J. H. 1977. Field and laboratory methods for general ecology. *W.C. Brown Company Publishers*. Iowa.

BROWN, D. & P. ROTHERY. 1993. *Models in Biology: Mathematics, Statistics and Computing*. John Wiley & Sons.

BUCKLEY, L. B. & JETZ, W. 2007. Insularity and the determinants of lizard population density. *Ecology Letters*, 10: 481 – 489.

BURKEY, T. V. 1989. Extinction in nature reserves: The effect of fragmentation and the importance of migration between reserve fragments. *Oikos* 55: 75-81.

CASE, T.J. 1975. Species numbers, density compensation, and colonizing ability of lizards on islands in the Gulf of California. *Ecology*. 56: 3-18.

CASE, T.J. 1983. Niche overlap and assembly of island lizard communities. *Oikos*. 41: 427-433.

COLEMAN, B. D. 1981. On random placement and species-area relations. *Mathemat Biosciences*, 54: 191-215.

COLEMAN, B. D., MARES, M. A., WILLIG, M. R. & HSIEH, Y. H. 1982. Randomness, area, and species richness. *Ecology*, 63:1121-1133.

COLLETE, B.B. 1961. Correlations between ecology and morphology in anoline lizards from Havana, Cuba and southern Florida. *Bulletin of the Museum of Comparative Zoology*. 125: 137-162.

COLLI, G. R, A. F. B ARAÚJO, R. SILVEIRA & F. ROMA 1992. Niche partitioning and morphology of two syntopic *Tropidurus* (Sauria: Tropiduridae) in Mato Grosso, Brazil. *Journal of Herpetology*, 26: 66-69.

COLLI, G. R. 2003. Estrutura de taxocenoses de lagartos em fragmentos naturais e antrópicos de Cerrado. In V. Claudino-Sales (Ed): *Ecossistemas Brasileiros: Manejo e Conservação*, Expressão Gráfica e Editora, Fortaleza,171-178.

COLWELL, R.K. 2009. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8. *User's Guide and application published at:* <http://viceroy.eeb.l.uconn.edu/estimates>.

CONNELL, J.H. 1980. Diversity and the coevolution of competitors, or the ghost of competition past. *Oikos*, 35: 131–138.

CONNOR, E.F. & SIMBERLOFF, D. 1979. Species number and compositional similarity of the Galapagos flora and avifauna. *Ecological Monographs*, 48: 19-248.
Diamond, J.M.

CONNOR, E.F., COURTNEY, A.C. & YODER, J.M. 2000. Individuals-area relationships: The relationship between animal population density and area. *Ecology*, 81: 734-748.

COSSON, J. F.; RINGUET, S.; CLAESSENS, O.; MASSARY, J. C. de; DALECKY, A.; VILLIERS, J. F.; GRANJON, L. & PONS, J. M. 1999 Ecological changes in recent land-bridge islands in French Guiana, with emphasis on vertebrate communities. *Biological Conservation*, 91: 213-222.

DAVIDSON, D. W. INOUYE, R. S. e BROWN, J. H. 1984. Granivory in a desert ecosystem: experimental evidence for indirect facilitation of ants by rodents. *Ecology*. 65, 6: 1780 – 1786.

De ROCHES, S. ROBERTSON, J. M. HARMON, L. J. & ROSENBLUM, E. B. 2011. Ecological release in white sand lizards. *Ecology and Evolution*, 1, 4: 571 – 578.

DIAMOND, J. M. 1972. Biogeographic kinetics: estimation of relaxation times for avifauna of Southwest Pacific Islands. *Proceedings National Academy Science of U.S.A.* 69: 3199-3203.

DIAMOND, J. M. & GILPIN, M. E. 1982. Examination of the “null” model of Connor and Simberloff for species co-occurrence on islands. *Oecologia*. 52: 64 – 74.

DRISCOLL, D. A. 2004. Extinction and outbreaks accompany fragmentation of reptile community. *Ecological Applications*, 14: 220 – 240.

FOUFOPOULOS, J & IVES, A. R. 1999. Reptile extinctions on land-bridge islands: life history attributes and vulnerability to extinction. *The American Naturalist*. 153: 1 - 25.

FOWLER, H. G. 1992. Native fauna simplification by introduction of an exotic ant following hydroelectric dam construction in Northeastern Brazil. *Ciência e Cultura*, 44: 345-346.

FRANÇA, F. G. & ARAÚJO, A. F. B. 2007. Are there co-occurrence patterns that structure snake communities in Central Brazil? *Brazilian Journal of Biology*. 67: 33-40.

GAINSBURY, A. M. & COLLI, G. R. 2003. Lizard assemblages from natural cerrado enclaves in southwestern Amazonia: The role of stochastic extinctions and Isolation. *Biotropica*. 35: 503 – 519.

GARCIA-BERTHOU, E. 2001. On the misuse of residuals in ecology, testing regression residuals vs. the analysis of covariance. *Journal of Animal Ecology*. 70: 708-711.

GOTELLI, N. J. 2000. Null model analysis of species co-occurrence patterns. *Ecology*. 81: 2606 – 2621.

GOTELLI, N. J. & COLWELL, R. K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, 4: 379-391.

GOTELLI, N. J. & MacCABE, D. J. 2002. Species co-occurrence: a meta-analysis of J. Diamond's assembly rules model. *Ecology*. 83: 2091 – 2096.

GOTELLI, N. J. & ENTSMINGER, G. L. 2006. EcoSim: Null Models Software for Ecology, version 7. *Acquired Intelligence Inc. & Kesity-Bear, Jericho, VT. Available at: <http://garyentsminger.com/ecosim.htm>.*

GROOM, M. J. 2006. Threats to Biodiversity In: Groom. M. J.; Meffe, G. K.; Carroll, C. R. (eds.). *Principles of Conservation Biology*. Sinauer Associates. Sunderland, 173-212.

HAMMER, O. HARPER, D. A. T. RYAN, P. D. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Paleontologia Electronica* 4: 1-9.

HANSKI, I. 1998. Metapopulation dynamics. *Nature*. 396: 41–49.

HARRIS, B.R., YORKS, D.T., BOHNERT, C.A., PARMARLEE Jr., J.S. & POWELL, R. 2004. Population densities and structural habitats in lowland populations of *Anolis* lizards on Grenada. *Caribbean Journal of Sciences* 40: 31-40.

HASS, A. 2002. Efeitos da Criação do Reservatório de Serra da Mesa (Goiás) sobre a Comunidade de Aves. Universidade Estadual de Campinas, UNICAMP *Tese de doutorado* . Pós-graduação em Ecologia.

HERREL, A., AERTS, P., FRET, J. & De VREE, F. 1999. Morphology of the feeding system in agamid lizards: Ecological correlates. *The Anatomical Record*, 254: 496–507.

HEYER, R.; DONNELLY, A.; MCDIARMID, W.; HAYEK, C.; FOSTER, S. 1994. Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standard Methods for Amphibians. *Washington, DC: Smithsonian Institution Press*.

HOKIT, D. G. STITH, B. M. e BRANCH, L. C. 2001. Comparison of two types of metapopulation models in real and artificial landscapes. *Conservation Biology*. 15: 1102. 1113.

HORTAL, J. TRIANTIS, K. A. MEIRI, S. THÉBAULT, E. SFENTHOURAKIS, S. 2009. *The American naturalist*, 174: 205 – 217.

HORTAL, J. 2012. Escaping the trap of low sample size in island biogeography. *Frontiers of biogeography*, 3: 127 – 129.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). 2004. *Mapa de Vegetação do Brasil*. Escala 1:5.000.000. Rio de Janeiro: IBGE. 3ª edição.

ICMBIO. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2010. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br>.

KOTIAHO, J. S., V. KAIATALA, A. KOMONEN, e J. PÄIXVINEN. 2005. Predicting the risk of extinction from shared ecological characteristics. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*. 102:1963–1967.

LAMBERT, T. D. ADLER, G. H. RIVEROS, C. M. LOPEZ, L. ASCANIO, R. TERBORGH, J. 2003. Rodents on tropical land-bridge islands. *Journal of Zoology*. 260: 179-187.

LEHTONEN, T., MALMBERG, J. O. 1999. Do two competing frequencies differ significantly? *Journal of Applied Statistic*, 26: 825-830.

LIPS, K.R. P. A. Burrowes, J.R. Mendelson III, G.Parra-Olea. 2005. Amphibian declines in Latin America: widespread declines, extinctions and impacts. *Biotropica*, 37, 2:163-165.

LOSOS, J. B. 1990a. Ecomorphology, performance capability and scaling of west Indian *Anolis* lizards: an evolutionary analysis. *Ecological Monographs*, 60: 369 – 388.

LOSOS, J. B. 1990b. The evolution of form and function: morphology and locomotor performance in west Indian *Anolis* lizards. *Evolution*, 44: 1189 – 1203.

LOSOS, J. B. 1994. Historical contingency and lizard community ecology. In L.J. Vitt & E. R. Pianka: *Lizards ecology: Historical and Experimental Perspective*. Princeton University Press: Princeton. 14: 319 – 333.

MACARTHUR, R.H. & E.R. PIANKA. 1966. On optimal use of a patchy environment. *American Naturalist*, 100: 603-609.

MACARTHUR, R.H. & WILSON, E.O. 1963. An equilibrium theory of insular zoogeography. *Evolution*, 17: 373-387.

MACARTHUR, R.H. & WILSON, E.O. 1967. The Theory of Island Biogeography. *Princeton University Press*, New Jersey.

MACHADO, R.B. RAMOS NETO, M. B. PEREIRA, P.G.P. CALDAS, E.F. GONÇALVES, D.A. SANTOS, N.S. TABOR, K.; STEININGER, M. 2004. Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro. Brasília: *Conservação Internacional*, 26.

MAY, R. M. 1973. Stability and complexity in model eco-systems. *Princeton University Press*, Princeton, New Jersey, USA.

McBRAYER, L. D. 2004. The relationship between skull morphology, biting performance and foraging mode in Kalahari lacertid lizards. *Zoological Journal of the Linnean Society*, 140: 403–416.

MESQUITA, D. O. COLLI, G. R. VITT, L. J. 2007. Ecological release in lizard assemblages of neotropical savannas. *Oecologia*, 153: 185 – 195.

MILLER, R.L. & KAHN, J.S. 1962. Statistical Analysis in the Geological Sciences. *John Wiley & Sons*, New York.p 483.

MOURA-LEITE, J.C., R. BÉRNILS, S. A. MORATO. 1993. Método para caracterização da herpetofauna em estudos ambientais. In: *MAIA- Manual para avaliação de impactos ambientais. Programa de Impactos Ambientais de Barragens-PIAB*, 2ª ed: 1-5.

MYERS, N. MITTERMEIER, R.A. MITTERMEIER, C.G; da FONSECA, G. A. B. KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*. 403: 853–858.

MYERS, N. 2003. Biodiversity hotpost revisited. *Bioscience*. 53: 916 – 917.

OLIVEIRA, P. S. & MARQUIS, R. J. 2002. The Cerrado of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna. *Columbia University Press*. New York.

PAVAN, D. & FAVORITO, S. E. 2007. Detalhamento dos procedimentos metodológicos para monitoramento da fauna na fase de implantação do AHE Serra do Facão, Etapa 1. *Programa de Conservação de Fauna e Flora da área sob influência do AHE Serra do Facão, Rio São Marcos, Bacia do Rio Paranaíba*. BIOSIS – Projetos Ambientais & SEFAC - Serra do Facão Energia S.A. 135.

PIANKA, E. R. 1969. Habitat specificity, speciation, and species density in Australian desert lizards. *Ecology*, 50: 498– 502.

PIANKA, E. R. 1973. The structure of lizard communities. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 4: 53-74.

PIMM, S. L. 1979. Complexity and stability: another look at MacArthur's original hypothesis. *Oikos*. 33: 351-357.

POLIS, G. A. MYERS, C. A. & HOLT, R. D. 1989. The ecology and evolution of intraguild predation: Potential competitors that eat each other. *Annual Review of Ecology and Systematics* 20: 297-330.

PRESTON, F. W. 1962. The canonical distribution of commonness and rarity. *Ecology*, 43: 185 – 215.

RIBAS; C. S. VELOSO, A. L. R. VELOSO; TEIXEIRA-FILHO, P. ROCHA-BARBOSA, O. EVANGELISTA, H. e SANTOS, E. A. SANTOS. 2004. Structure of claws and toes of two tropidurid lizard species of Restinga from Southeastern Brazil: adaptations to the vertical use of the habitat. *Revista chilena historia natural*, 77: 599-606.

RICKLEFS, R. E.; COCHRAN, D. & PIANKA, E. R. 1981. A morphological analysis of the structure of communities of lizards in desert habitat. *Ecology*, 62: 1474-1483.

RICKLEFS, R. E. 1997. *The Economy of Nature*. W. H. Freeman Company. New York. 692.

RICKLEFS, R. E & LOVETTE, I. J. 1999. The roles of island area *per se* and habitat diversity in the species-area relationships of four Lesser Antillean faunal groups. *Journal of Animal Ecology*. 68: 1142 – 1160.

RICKLEFS, R. E. 2007. Dynamics of colonization and extinction on islands: Insights from lesser Antillean birds. In: *The theory of island biogeography revisited*, 1 ed, 14: 388 – 414.

RICKLEFS, R. E. 2008. Disintegration of the ecological community. *American Naturalist*, 172: 741–750.

RODDA, G.H., CAMPBELLI, E.W. III, & FRITTS, T.H. 2001. A highvalidity census technique for herpetofaunal assemblages. *Herpetological Review*, 32: 24–30.

RODDA, G. H. DEAN-BRADLEY, K. 2002. Excess density compensation of island herpetofaunal assemblages. *Journal of Biogeography*, 29: 623 – 632.

RODRIGUES, M. T. 2005. The conservation of brazilian reptiles: Challenges for a megadiverse country. *Conservation Biology*, 19: 659-664.

ROSENZWEIG, M. L. 1995. Species diversity in space and time. *Cambridge University Press*.

ROUGHGARDEN, J. RUMMEL, J. D. PACALA, S. W. 1983. Strong present-day competition between the *Anolis* lizard population of St. Maarten (Neth Antilles). *Evolutionary Ecology*. Blackwell Scientific Pub, Oxford, 203 – 220.

SILVA, J. M. C.; BATES, J. M. 2002. Biogeographic patterns and conservation in the South American Cerrado: a Tropical Savanna Hotspot. *BioScience*,52: 225-233.

SMOLENSKY, N. L. e FITZGERALD, L. A. 2011. Population variation in dune-dwelling lizards in response of patch size, patch quality, and oil and gas development. *The Southwestern Naturalist*, 56: 315 – 324.

SOMERS, K. M. 1986. Multivariate allometry and removal of size with principal components analysis. *Systematic Zoology* 35:359-368.

TERBORGH, J. W.; LOPEZ, L.; TELLO, J.; YU, D. & BRUNI, A, R. 1997. Transitory states in relaxing ecosystems of land bridge islands. *In*: LAURENCE, W. F. and BIERREGAARD, Jr. R. O. (ed.). Tropical Forest Remnants - Ecology, Management and Conservation of Fragmented Communities. *University of Chicago Press*, Chicago, 256-273.

TERBORGH, J. W. LOPEZ, L. NUÑEZ, P. V. RAO, M. SHAHABUDDIN, G. ORIHUELA, G. RIVEROS, M. ASCANIO, R. ADLER, G. H. LAMBERTO, T. D. e BALBAS, L. 2001. Ecological meltdown in predator-free Forest fragments. *Science*. 294: 1923 – 1926.

TJORVE, E. & TJORVE, K. M. C. 2008. The species-area relationship self-similarity and true meaning of the z-value. *Ecology*. 89: 3528 – 3533.

TOLMASQUIM, M. T. GUERREIRO, A. e GORINI, R. 2007. Matriz energética brasileira: uma prospectiva. *Novos estudos - CEBRAP*, São Paulo, 79.

VANHOODYDONCK, B. VAN DAMME, R. & AERTS, P. 2000, Ecomorphological correlates of habitat partitioning in Corsican lacertid lizards. *Functional Ecology*, 14: 358–368.

VITT, L. J. & PIANKA, E. R. 1996. Lizard Ecology: Historical and Experimental Perspectives. *Princeton University Press*.

WALTER, H. S. 2004. The mismeasure of islands: implications for biogeographical theory and the conservation of nature, *Journal of Biogeography*, 31: 177–97.

WELSH, H. H. J. & OLLIVIER, L. M. 1998. Stream amphibians as indicators of ecosystem stress: A case study from California's redwoods. *Ecological Applications*, 8: 1118-1132.

WHAG, Y. ZHANG, J. FEELY, K. J. JIANG, P. & DING, P. 2009. Life-history traits associated with fragmentation vulnerability of lizards in thousand island lake, China. *Animal Conservation*, 12: 329 – 337.

WHITMORE, T. C. e SAYER, J. A. 1992. Tropical deforestation and species extinction. *Chapman & Hall*, London.

WHITTAKER, R. J. e FERNANDEZ-PALACIOS, J. M. 2007. Island biogeography. Ecology, evolution and conservation. Second edition. *Oxford University Press*.

WRIGHT, S.J. 1979. Competition between insectivorous lizards and birds in Central Panama. *American Zoology*, 19: 1145–1156.

WRIGHT, S. J. 1981. Extinction mediated competition – the *Anolis* lizards and insectivorous birds of the West-Indies. *American Naturalist*, 117: 181 – 192.

Tabela 1. Abundância e riqueza das espécies em cada uma das áreas amostradas, incluindo ilhas e margens.

	I37	I34	I35	IX	I38	M1	M2	M3	M4	M5	TOTAL
<i>Anolis meridionalis</i>	-	-	-	-	-	1	10	8	9	-	28
<i>Anolis brasiliensis</i>	-	-	-	-	-	-	-	7	6	-	13
<i>Cnemidophorus ocellifer</i>	8	-	-	-	-	1	3	3	7	4	26
<i>Coleodactylus brachystoma</i>	2	-	2	-	4	2	2	-	1	-	13
<i>Gymnodactylus amarali</i>	5	13	18	8	11	18	15	3	14	3	108
<i>Mabuya frenata</i>	1	-	-	-	1	-	-	-	-	2	4
<i>Mabuya nigropunctata</i>	7	7	7	-	4	-	-	1	1	-	27
<i>Micrablepharus maximiliani</i>	5	-	8	1	2	3	3	15	6	5	48
<i>Polychrus acutirostris</i>	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	3
<i>Tropidurus montanus</i>	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-	3
<i>Tropidurus oreadicus</i>	-	-	-	-	7	2	-	-	-	1	10
<i>Tupinambis meriane</i>	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1
Abundância por área	28	20	35	12	29	30	33	38	44	15	284
Área (ha)	1.28	3.31	14.30	0.25	4.80						
TOTAL Ilha / Margem			124					160			

Tabela 2. Escores e variância explicada dos quatro primeiros componentes principais das medidas ambientais das áreas amostradas.

	Componente 1	Componente 2	Componente 3
Número de árvores	0.9433	0.06734	-0.002706
% serapilheira	0.1918	0.1334	-0.4236
Volume de cupinzeiros	0.1670	-0.4344	0.6148
% sombreamento	0.1373	-0.05356	-0.07335
Número de cupinzeiros	0.0763	-0.03247	-0.009924
% solo argiloso	0.0452	0.08512	-0.04179
Número de afloramentos rochosos	0.0124	-0.02071	-0.01445
Altura do dossel	0.0002	0.005195	-0.01093
Área de saueiros	0.0003	0.8217	0.5308
% afloramentos rochosos	0.0048	0.009498	-0.01914
% litossolo	0.0404	-0.09462	0.06093
% solo exposto	0.0491	-0.2242	0.3666
% cobertura de gramíneas	0.1204	0.2068	-0.1217
Varição explicada	71.06%	11.84%	10.16%
Varição acumulada	71.06%	82.90%	93.06%

Tabela 3. Resultados da análise de componentes principais utilizando oito principais medidas ambientais selecionadas a partir da primeira PCA. Em negrito estão as quatro variáveis mais importantes para explicar a variação em cada componente.

	Componente 1	Componente 2	Componente 3
Porcentagem de solo exposto	0.8087	0.4590	-0.2381
Volume de cupinzeiros	0.0945	0.1377	-0.0812
Porcentagem de litossolo	0.0182	-0.1749	0.0923
Área de saueiros	0.0060	0.5109	0.8272
Porcentagem de gramíneas	-0.0215	-0.1327	0.1947
Número de árvores	-0.0501	0.1419	-0.0934
Porcentagem de sombreamento	-0.0866	0.1904	-0.3396
Porcentagem de serapilheira	-0.5711	0.6362	-0.2864
Varição explicada	66.90%	15.50%	13.90%
Varição acumulada	66.90%	82.40%	96.30%

Tabela 4. Valores dos três primeiros eixos canônicos obtidos na Análise de Correspondência Canônica, utilizando a abundância das espécies e as oito principais variáveis ambientais.

	EIXO 1	EIXO 2	EIXO 3
Variáveis ambientais			
Número de árvores	-0.2003	0.3709	0.3527
Porcentagem de serapilheira	0.3993	0.5113	0.0732
Volume de cupinzeiros	-0.5573	0.0940	0.5711
Porcentagem de sombreamento	-0.1312	0.3812	0.5540
Área de saueiros	0.2864	0.2536	-0.5234
Porcentagem de litossolo	-0.2517	0.1914	-0.3433
Porcentagem de solo exposto	-0.4698	-0.1000	0.1903
Porcentagem de gramíneas	0.6001	-0.2854	-0.4862
Abundância das espécies			
<i>Anolis meridionalis</i>	0.6274	-0.1751	0.2138
<i>A. brasiliensis</i>	1.0377	-0.1722	0.5475
<i>Cnemidophorus ocellifer</i>	0.5517	-0.0499	-0.5154
<i>Coleodactylus brachystoma</i>	-0.0860	0.4547	-0.4116
<i>Gymnodactylus amarali</i>	-0.3588	-0.1114	-0.0318
<i>Mabuya frenata</i>	0.4193	0.5120	-0.0812
<i>M. nigropunctata</i>	-0.6281	0.4902	0.8077
<i>Micrablepharus maximiliani</i>	0.4665	-0.0881	0.1061
<i>Polychrus acutirostris</i>	-2.9080	-2.4039	0.4937
<i>Tropidurus montanus</i>	-0.4864	-0.3769	-1.7520
<i>T. oreadicus</i>	-0.7823	2.3371	-0.2125
Porcentagem explicada	32.31 %	22.76 %	15.74 %
Porcentagem acumulada	32.31 %	55.07 %	70.81 %
<i>p</i>	0.766	0.337	0.566

Tabela 5. Valores dos três primeiros eixos canônicos obtidos através da Análise de Correspondência Canônica utilizando a abundância das famílias e as oito principais variáveis ambientais.

	EIXO 1	EIXO 2	EIXO 3
Abundância das famílias			
Polychrotidae	1.2806	1.2102	-0.9126
Gymnophthalmidae	0.9055	-0.7978	0.3033
Teiidae	0.7855	-2.1136	0.1773
Gekkonidae	-0.4932	0.5525	0.0802
Sphaerodactylidae	-0.7192	-0.8253	-1.0393
Scincidae	-0.9440	0.3306	2.5135
Tropiduridae	-2.6977	-1.1090	-2.3705
Variáveis ambientais			
Porcentagem de cobertura de gramíneas	0.4818	-0.3382	-0.1674
Porcentagem de serapilheira	-0.0219	-0.4558	0.3844
Área de saueiros	-0.1341	-0.0667	-0.6488
Porcentagem de solo exposto	-0.2314	0.6082	-0.5093
Porcentagem de sombreamento	-0.2470	0.1110	0.5597
Número de árvores	-0.4058	0.1071	0.3964
Volume de cupinzeiros	-0.4432	0.8280	-0.0305
Porcentagem de litossolo	-0.4852	-0.1393	0.2474
Varição explicada	39.09 %	22.37 %	20.19 %
Varição acumulada	39.09 %	61.46 %	81.65 %
<i>p</i>	0.8691	0.2498	0.0349

Tabela 6. Resultados dos dois primeiros componentes da PCA realizada com as medidas morfométricas da comunidade de lagartos de Serra da Mesa.

	Componente 1	Componente 2
Comprimento rostro cloacal (CRC)	0.2868	0.5319
Comprimento da cabeça (CC)	0.3007	0.3335
Altura do corpo (AC)	0.3309	0.1508
Comprimento da mandíbula (CM)	0.3182	0.2697
Comprimento do membro anterior (CB)	0.3930	0.0787
Comprimento do membro posterior (CP)	0.4149	-0.3848
Comprimento da mão (MA)	0.3636	-0.0668
Comprimento do pé (MP)	0.3972	-0.5930
Varição explicada	94.10%	2.91%
Varição acumulada	94.10%	97.01%

Tabela 7. Resultados dos dois primeiros eixos da PCA com as medidas morfométricas dos lagartos agrupados em famílias.

	Componente 1	Componente 2
Comprimento rostro cloacal (CRC)	0.2858	0.5437
Comprimento da cabeça (CC)	0.2996	0.3350
Altura do corpo (AC)	0.3263	0.1399
Comprimento da mandíbula (CM)	0.3189	0.2634
Comprimento do membro anterior (CB)	0.3925	0.0776
Comprimento do membro posterior (CP)	0.4134	-0.3836
Comprimento da mão (MA)	0.3684	-0.0598
Comprimento do pé (MP)	0.3996	-0.5886
Varição explicada	94.28%	2.74%
Varição acumulada	94.28%	97.02%

Tabela 8. Resultados da PCA sem o efeito do tamanho dos lagartos das espécies separadas por família.

Medidas corrigidas	Componente 1	Componente 2	Componente 3
Comprimento rostro cloacal (CRC)	0.4442	-0.1669	-0.1688
Comprimento da cabeça (CC)	0.4588	0.1776	0.0783
Altura da cabeça (AC)	0.1548	0.5341	0.6512
Comprimento da mandíbula (CM)	0.3502	-0.6022	0.0883
Comprimento do membro anterior (CB)	-0.0066	0.428	-0.7063
Comprimento do membro posterior (CP)	-0.3552	0.1283	0.0356
Comprimento da mão (MAO)	-0.1808	-0.15	-0.0508
Comprimento do pé (MP)	-0.5354	-0.2656	0.1753
Varição explicada	40.199	18.195	13.229
Varição acumulada	40.20%	58.39%	71.62%

Tabela 9. Os valores do testes qui-quadrado realizados para a frequência das espécies, famílias e Grupos funcionais em ilhas e margens. São apresentados os valores estatísticos, graus de liberdade (G.L) e o valor de p (com correção de Monte Carlo).

	X^2	G.L.	P
Espécies	75.75	11	9.70×10^{-11}
Famílias	53.86	5	2.23×10^{-10}
Grupos funcionais	39.06	2	3.29×10^{-9}

Tabela 10. Índices de Simpson (H'), Equitabilidade (E'), riqueza estimada pelo índice de rarefação de Cole com 12 indivíduos e riqueza observada. Em negrito estão os dois maiores valores dos índices e em itálico são os menores valores. Ao final são apresentados os resultados do teste Z realizados para os índices de Simpson e de Cole.

Área	H'	E'	Riq. esperada (Cole)	Riq
M 1	0.60	<i>0.71</i>	3.82	7
M 2	0.68	0.85	3.94	5
M 3	0.74	0.87	4.70	7
M 4	0.79	0.92	4.90	7
M 5	0.75	0.94	4.64	5
I34	<i>0.46</i>	0.93	2.00	2
I35	0.63	0.84	3.41	4
I37	0.78	0.94	4.81	6
I38	0.75	0.90	4.66	6
IX	0.48	0.72	2.92	3
Z	1.2663		5.8870	
p	0.20		> 0.0001	

Tabela 11. Resultados das análises de co-ocorrência. Na primeira coluna constam as diferentes combinações de algoritmos usados: F x F: espécies fixas e áreas fixas, F x P: espécies fixas e áreas proporcionais, F x E: espécies fixas e áreas equiprováveis. Nas colunas são apresentados os índices utilizados para Ilhas, Margens e Regional (Ilhas e Margens).

		Análise de Co-ocorrência					
		Ilhas		Margens		Regional	
		C_Score	V_ratio	C_Score	V_ratio	C_Score	V_ratio
F X F	Observado	0.4643	2.0000	0.7333	0.4444	2.3333	1.4526
	Calculado	0.4613	-	0.7143	-	2.3769	-
	<i>p</i>	0.4682	-	0.4213	-	0.7128	-
F x P	Calculado	0.6624	1.3887	0.6012	1.0553	2.4228	1.4245
	<i>p</i>	0.7896	0.8515	0.1721	0.2545	0.6151	0.5920
F x E	Calculado	0.7776	1.0154	0.6105	1.0078	2.7198	1.0066
	<i>p</i>	0.9215	0.9331	0.1868	0.2756	0.8766	0.8623

Tabela 12. Previsão (em anos) da extinção completa da comunidade de lagartos de Serra da Mesa em dois cenários, um pessimista (So=14) e otimista (So=9).

	Otimista (So = 9)	Pessimista (So = 14)	Riqueza atual
Ilha 34	7.2	5	2
Ilha 35	18.7	8.8	4
Ilha 38	71.3	13.6	6
Ilha 37	71.3	13.6	6
Ilha X	11.8	6.9	3

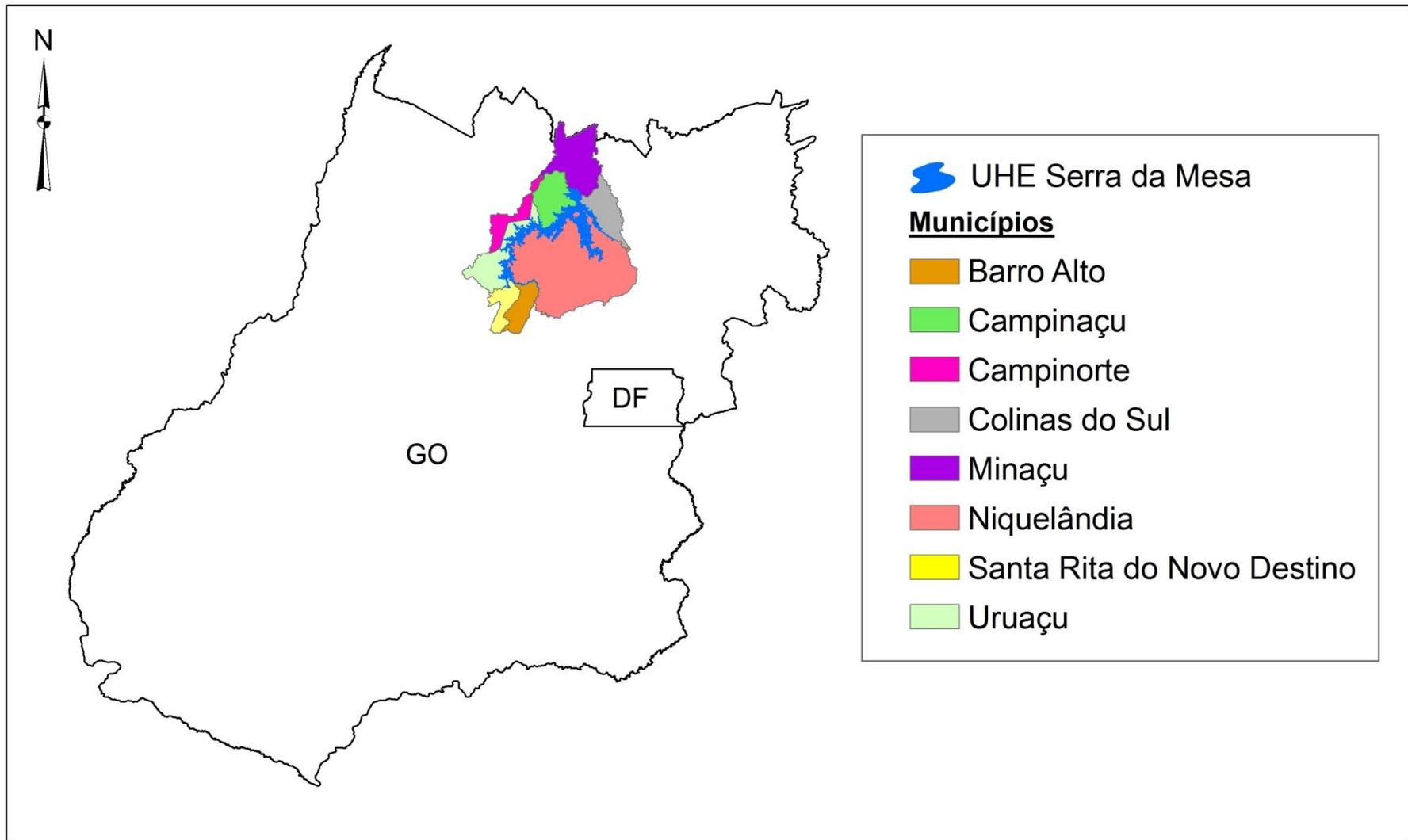


Figura 1. Municípios na área de influência da UHE Serra da Mesa.

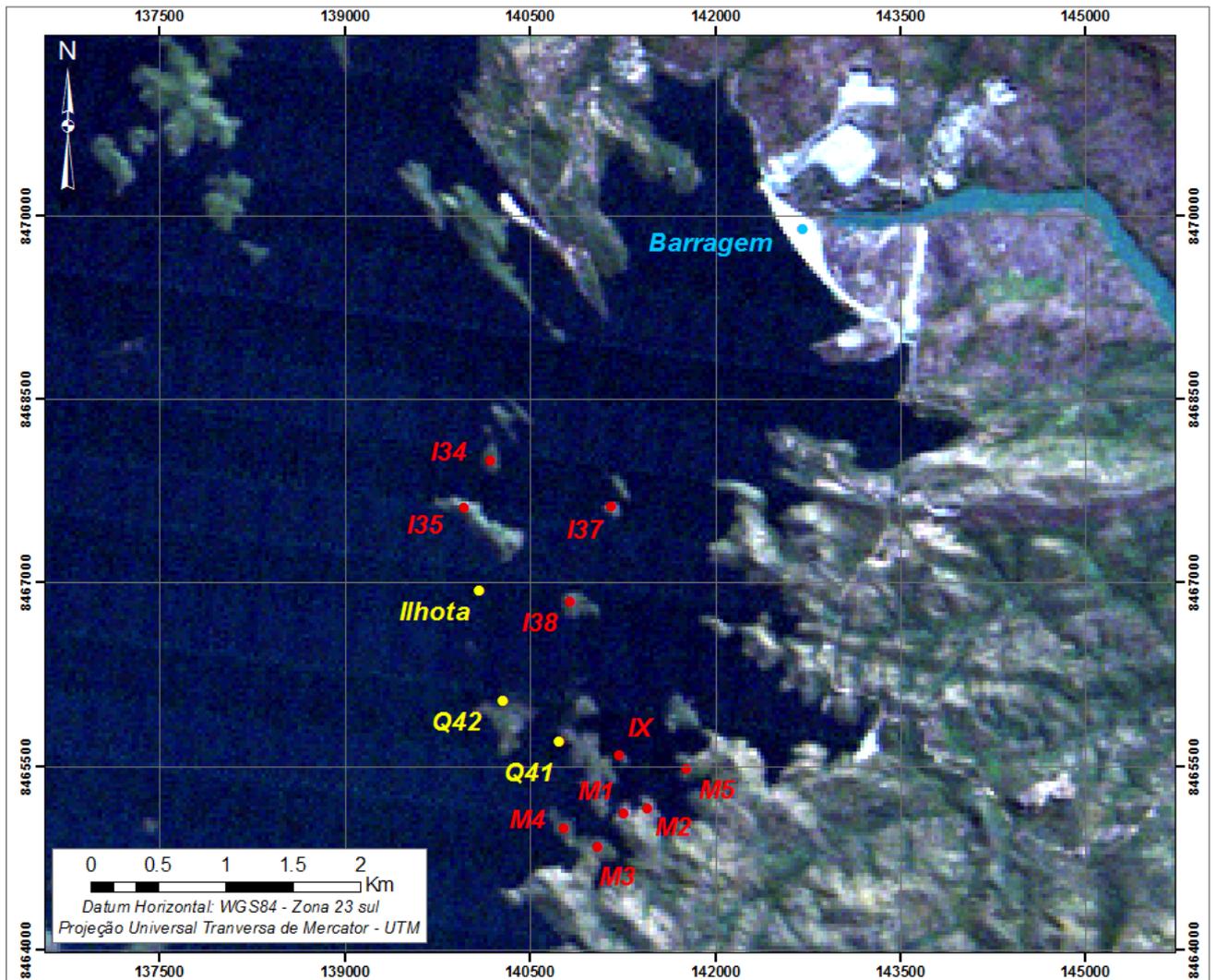


Figura 2. Ilhas e margens do reservatório de Serra da Mesa onde o estudo foi conduzido. Áreas amostradas em 2001 em amarelo (Brandão 2002). Áreas amostradas em 2011 em vermelho. Os pontos I34, I35, I37 e I38, foram amostrados tanto em 2001 quanto em 2011.



A. *Coleodactylus brachystoma*



B. *Gymnodactylus amarali*



C. *Micrablepharus maximiliani*



D. *Tupinambis meriane*



E. *Cnemidophorus ocellifer*



F. *Anolis brasiliensis*



G. *Anolis meridionalis*



H. *Polychrus acutirostris*



I. *Tropidurus oreadicus*



J. *Tropidurus montanus*



K. *Mabuya nigropunctata*



L. *Mabuya frenata*

Figura 3. Lagartos coletados em Serra da Mesa nas amostragens realizadas em 2011.



A. *Taeniophallus occipitalis*



B. *Liophis almadensis*



C. *Philodryas nattereri*



D. *Oxyrhopus trigeminus*

Figura 4. Serpentes coletadas na amostragem de 2011 em Serra da Mesa.

Abundância de lagartos

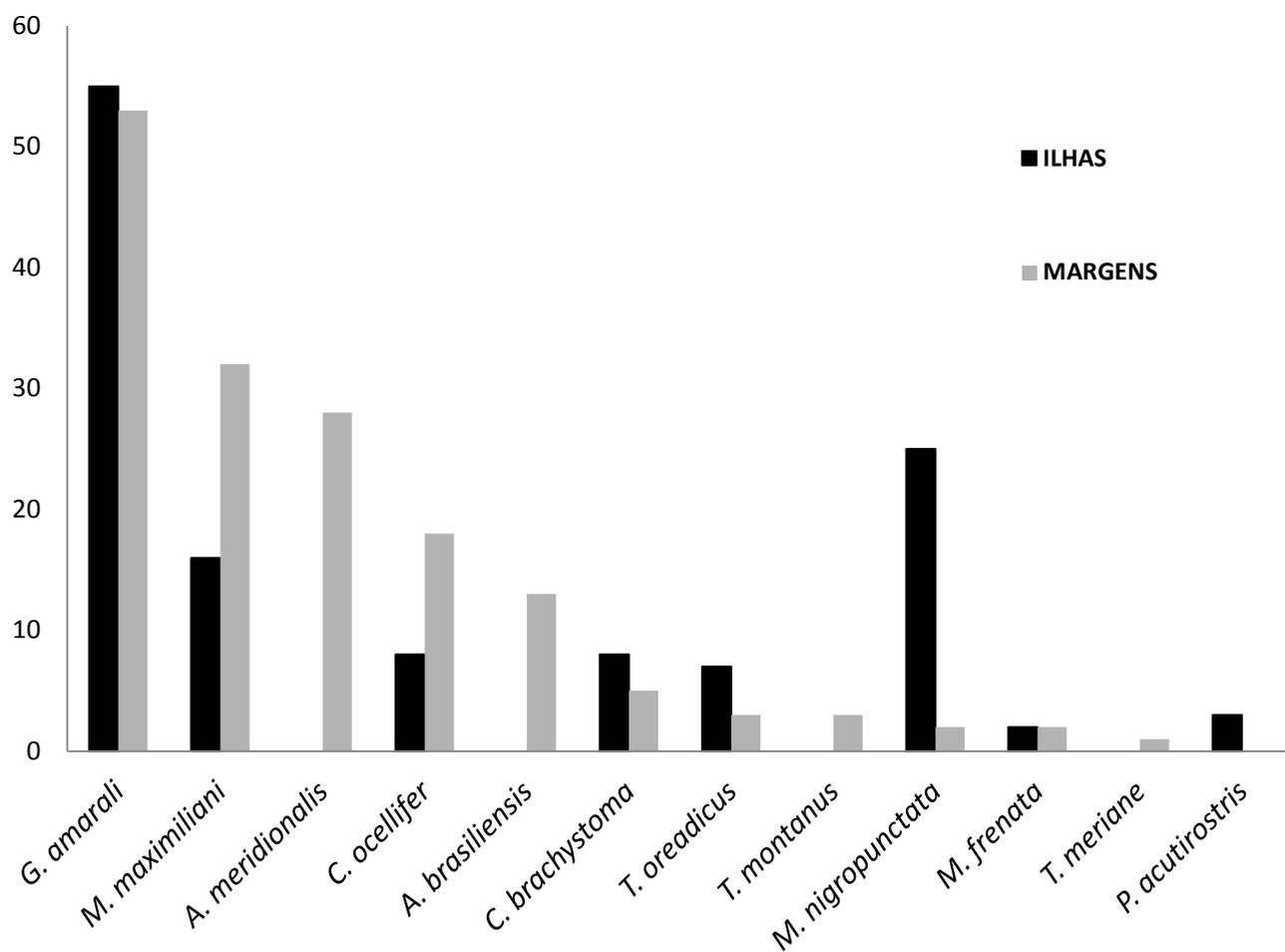


Figura 5. Distribuição da abundância das espécies em ilhas e margens.

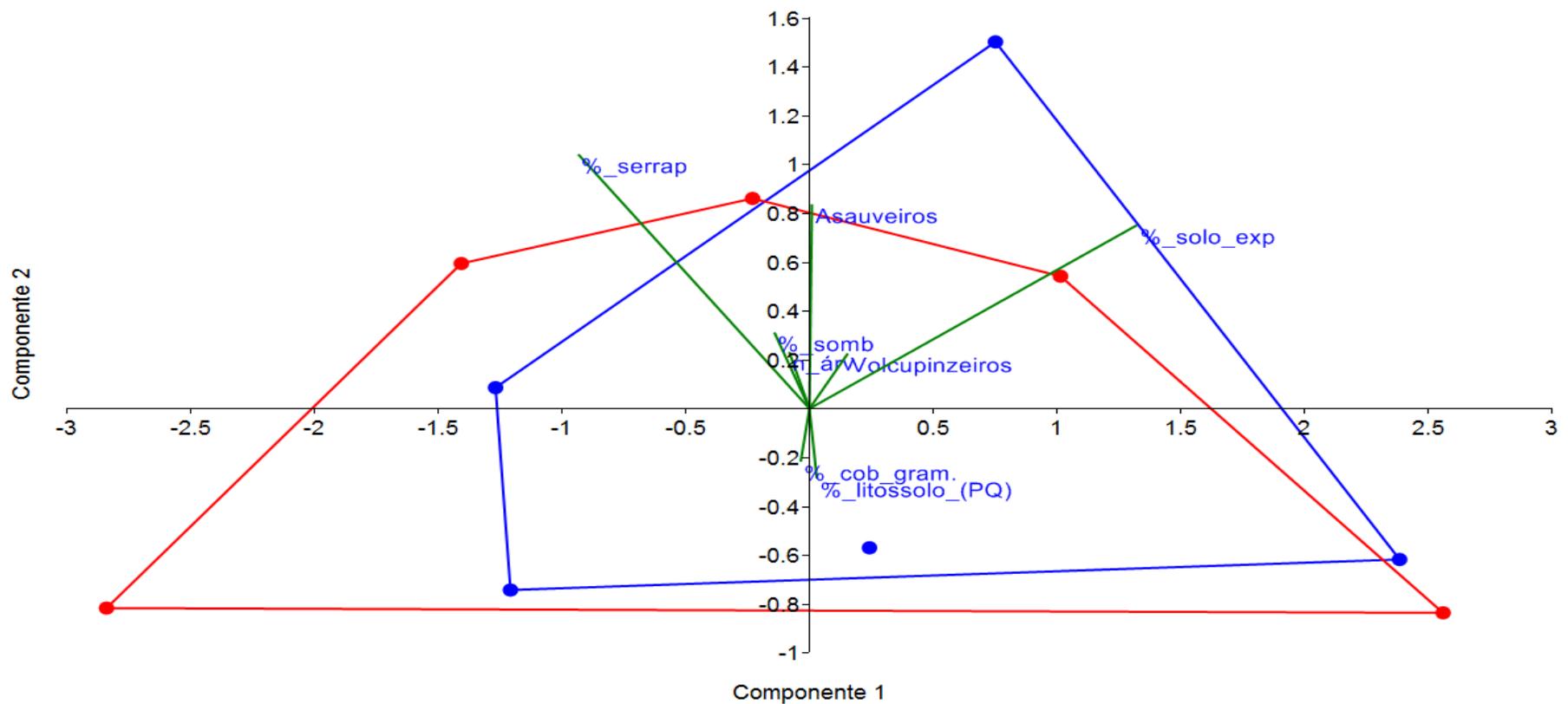


Figura 6. Análises de Componentes Principais (PCA) com as oito principais variáveis ambientais. Os pontos em azul representam as ilhas e os pontos em vermelho são as margens. São apresentados os componentes 1 e 2, que juntos explicam 82.4% da variação.

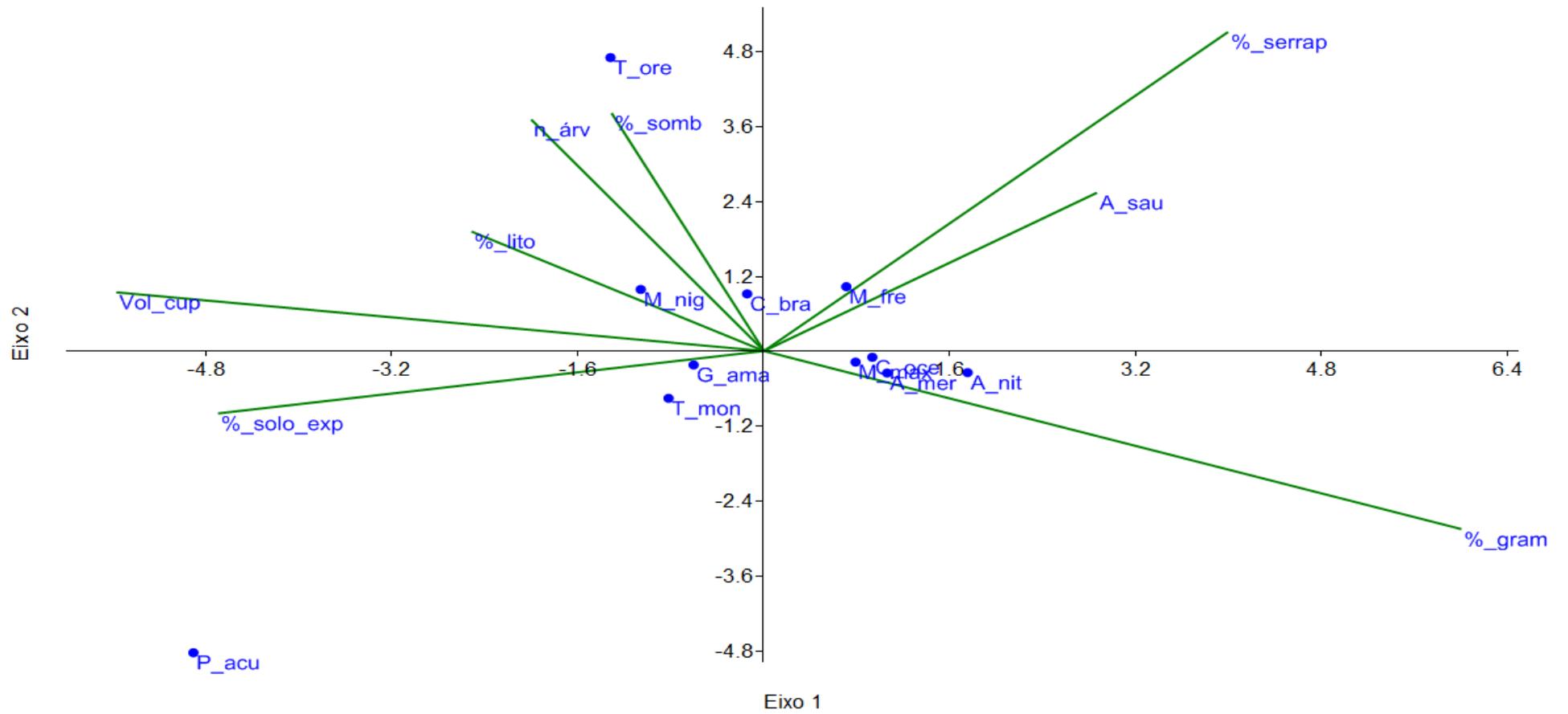


Figura 7. Gráfico de Correspondência Canônica com as oito principais variáveis ambientais e a abundância das espécies nas áreas.

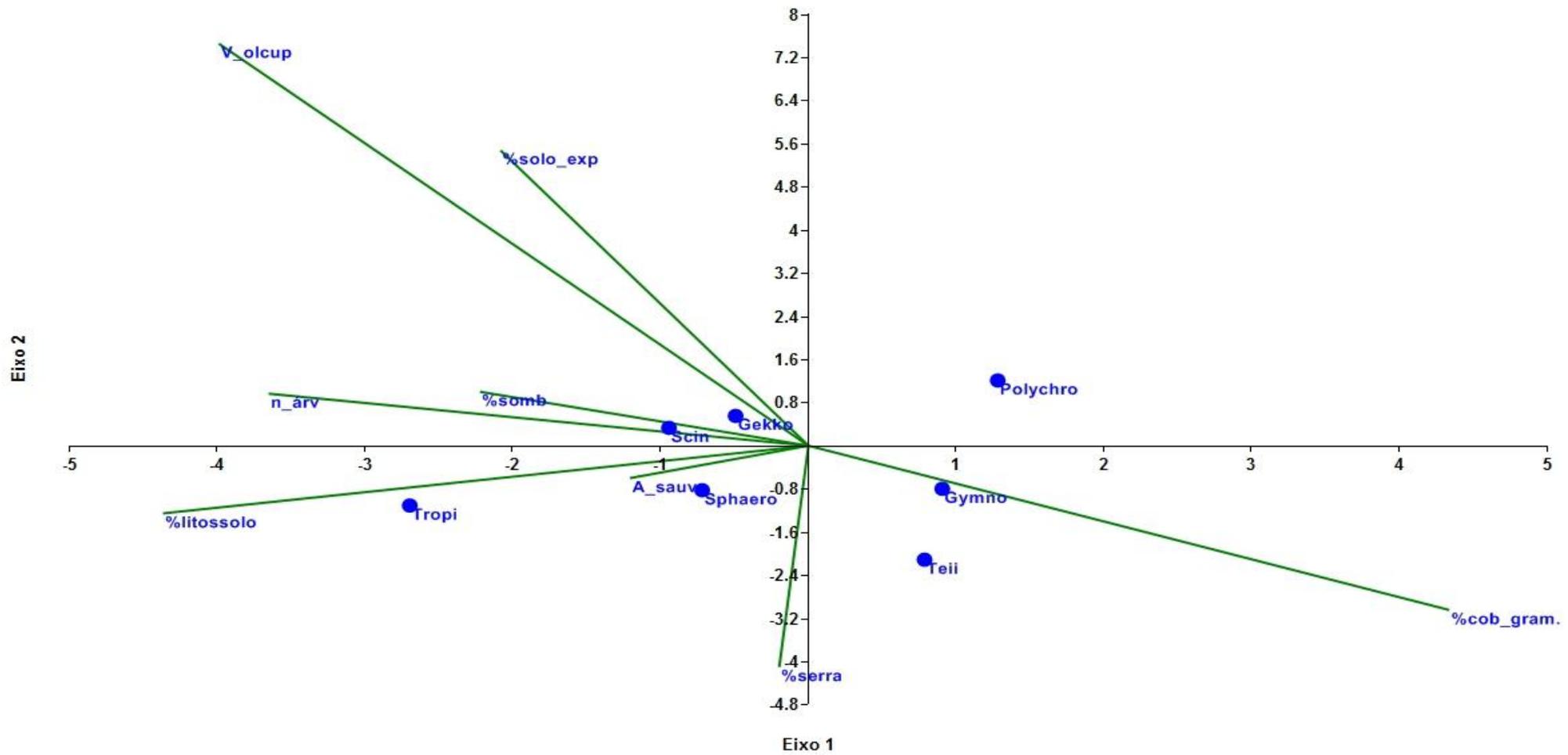


Figura 8. CCA realizada com a abundância das famílias e as oito principais variáveis ambientais em todas as áreas amostradas.

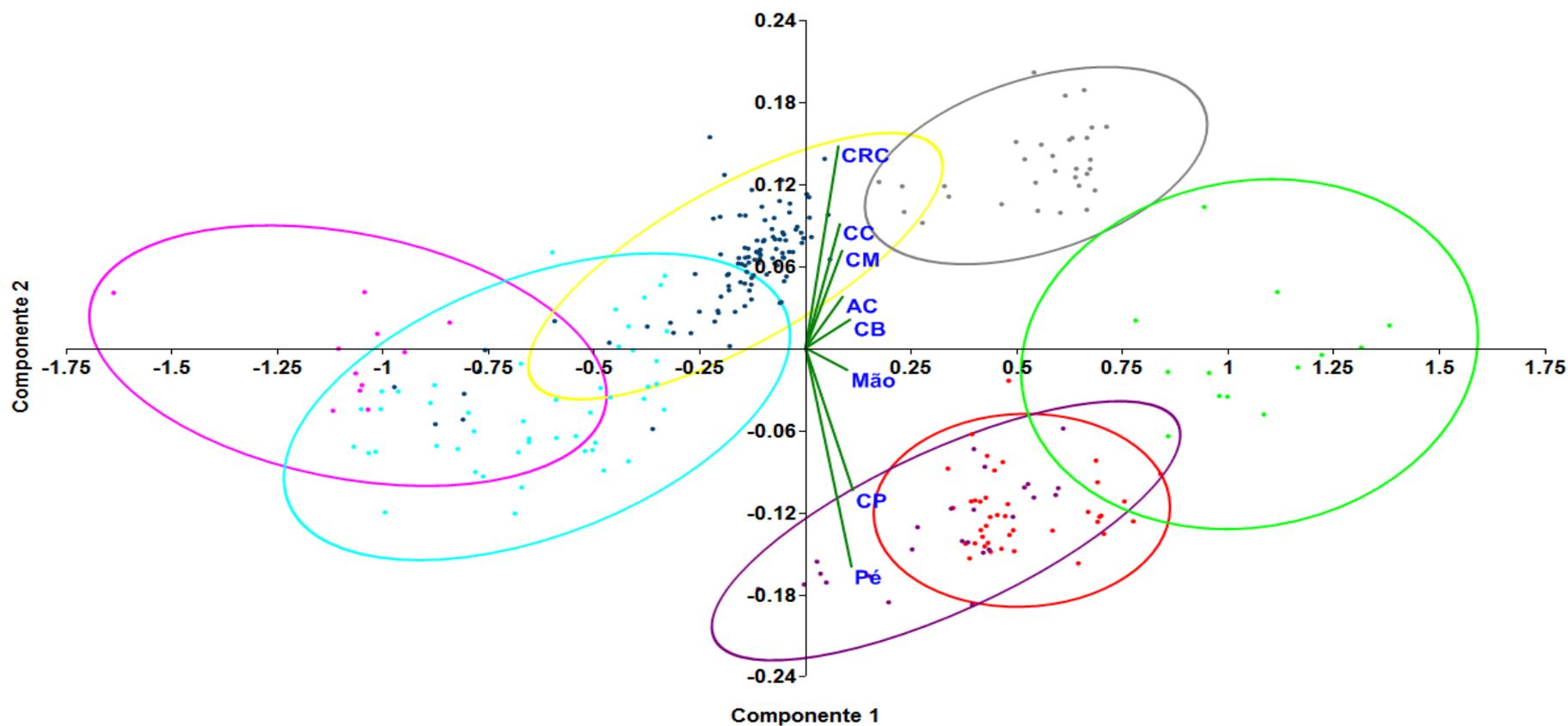


Figura 9. Análise de Componentes Principais com as medidas agrupando as espécies em famílias. Polychrotidae (vermelho), Teiidae (roxo), Spareodactylidae (rosa), Gekkonidae (amarelo), Scincidae (cinza escuro), Gymnophthalmidae (azul claro) e Tropiduridae (verde). A circunferência representa a ocorrência de 95 % dos dados de cada família.

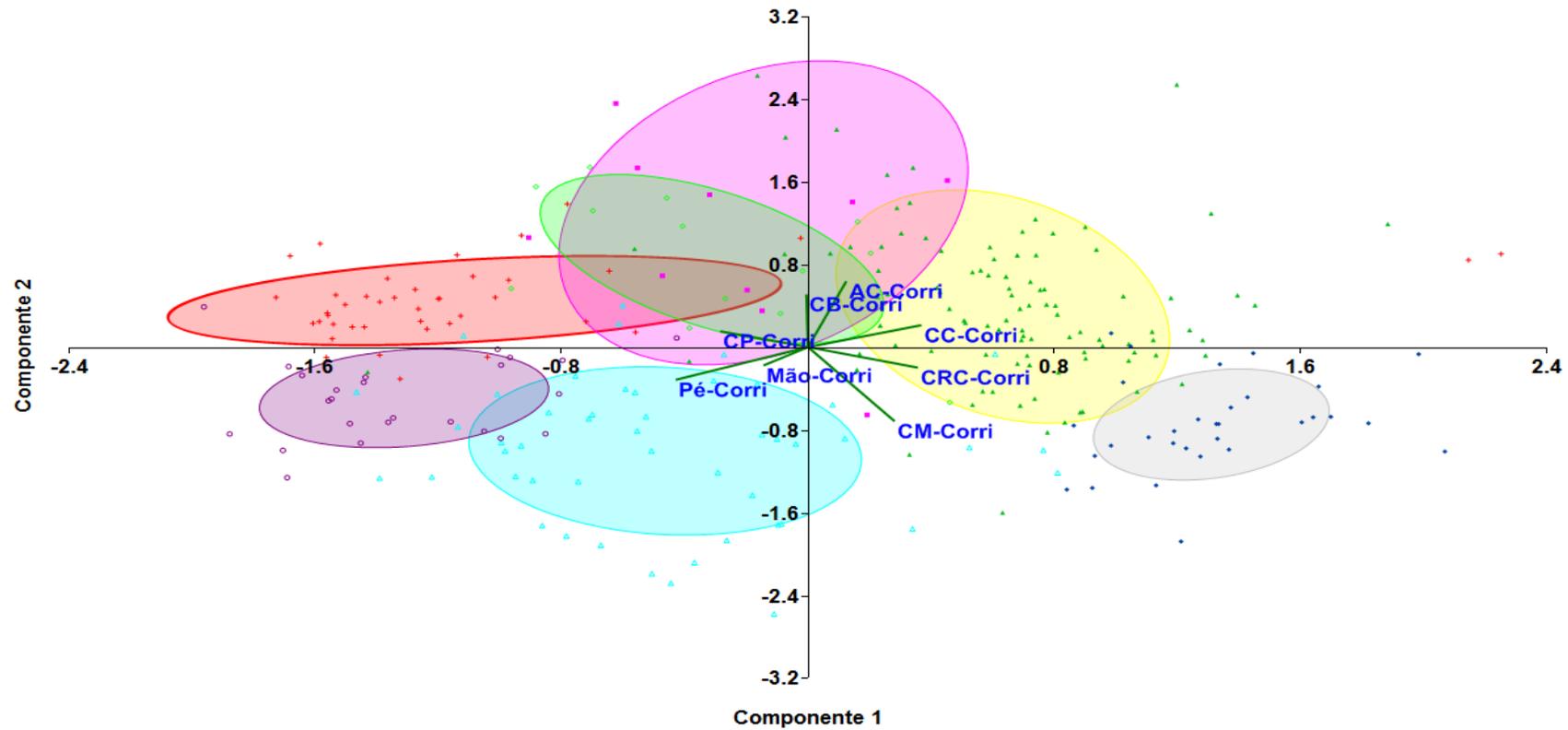


Figura 10. Gráfico da PCA com as medidas morfológicas sem o efeito do tamanho. Polychrotidae (vermelho), Teiidae (roxo), Spareodactylidae (rosa), Gekkonidae (amarelo), Scincidae (cinza escuro), Gymnophthalmidae (azul claro) e Tropiduridae (verde). A circunferência representa a ocorrência de 50% dos dados.

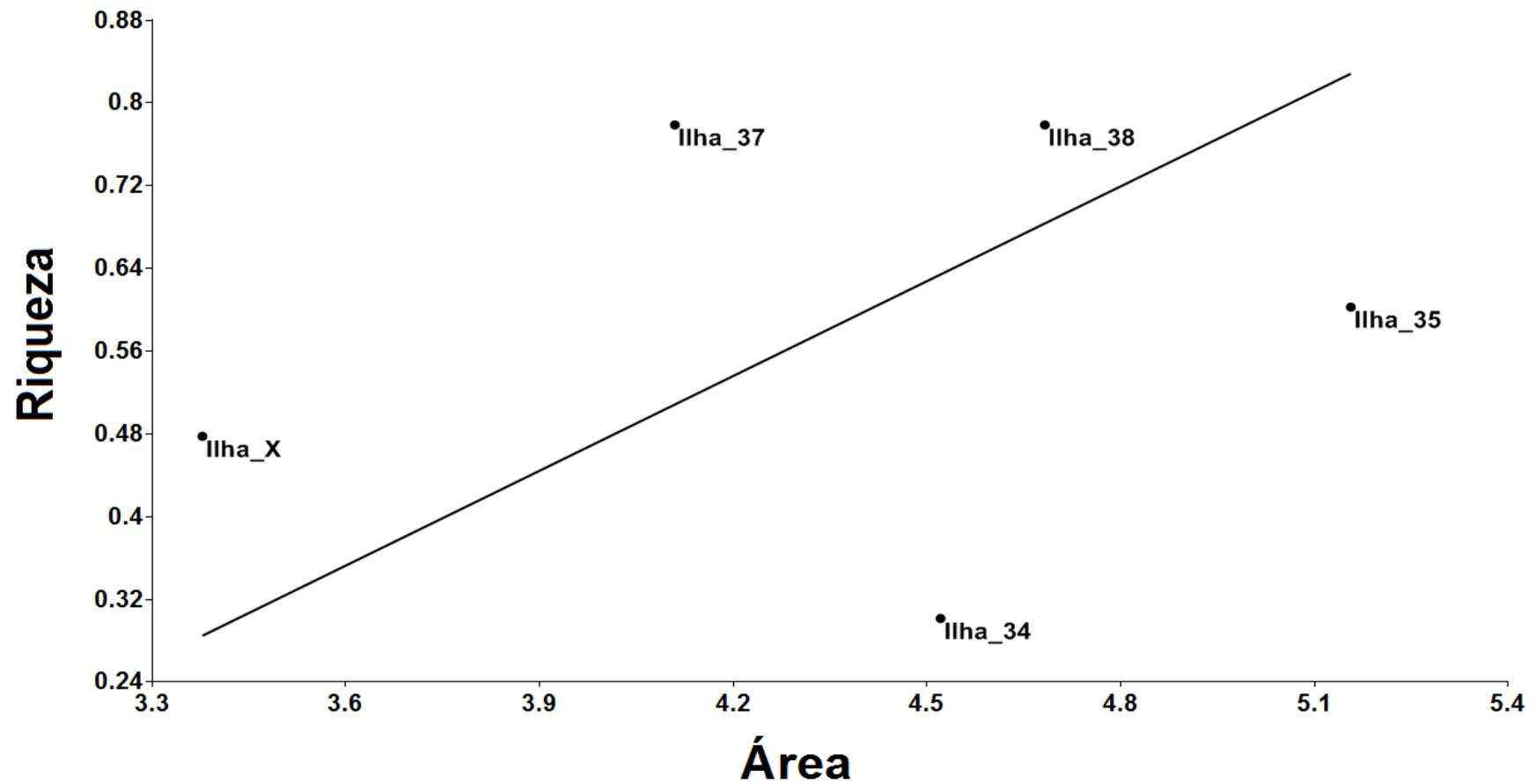


Figura 11: Regressão linear com correção (RMA), entre os logaritmos da área e da riqueza de espécies em cada uma das ilhas. (Equação da reta: $y = 0.3056 - 0.7478x$; $r^2 = 0.0249$, $p = 0.7995$).

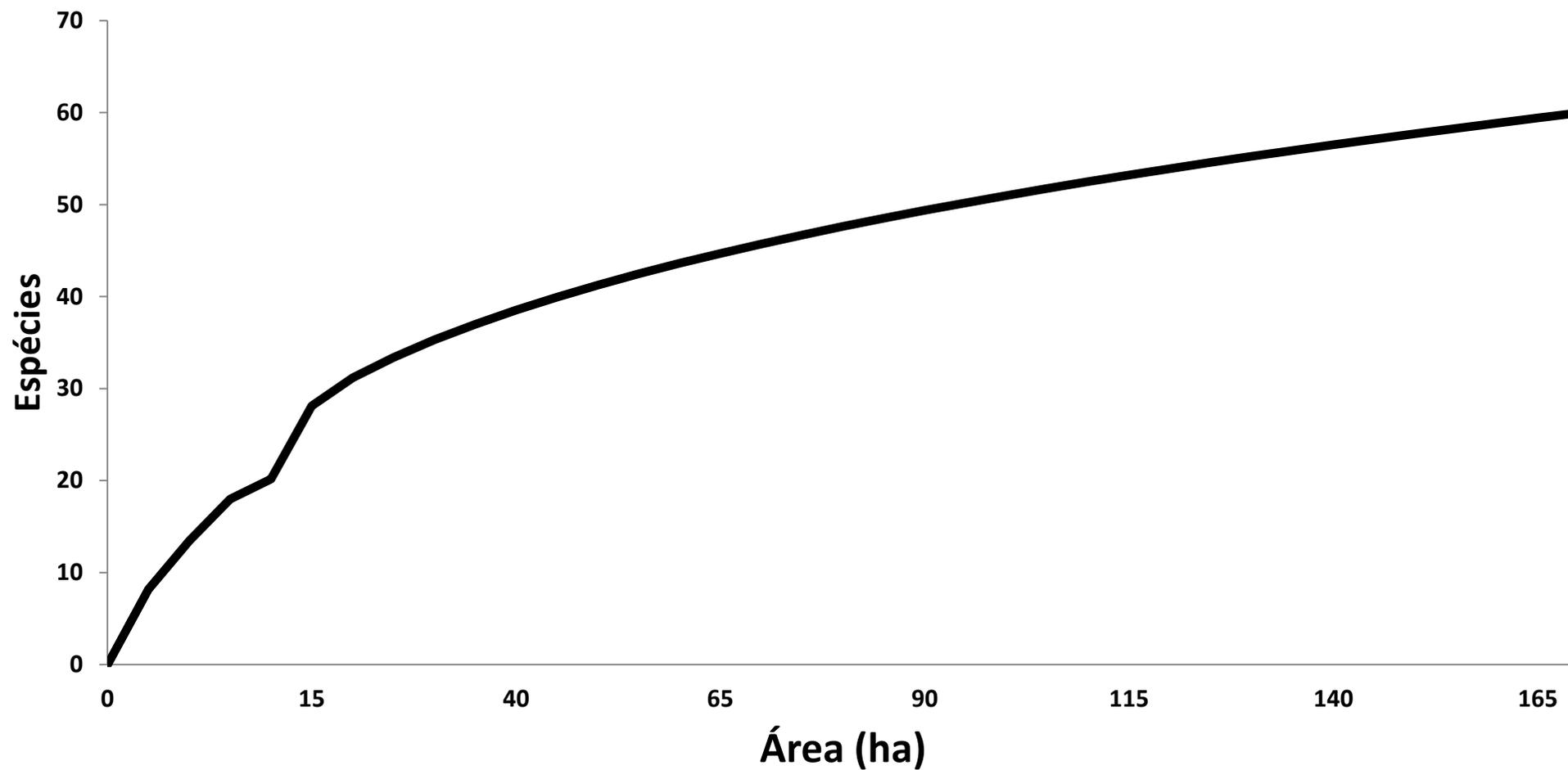


Figura 12: Curva da relação espécie-área obtida através da relação $S=cA^z$.

Rarefação ilhas

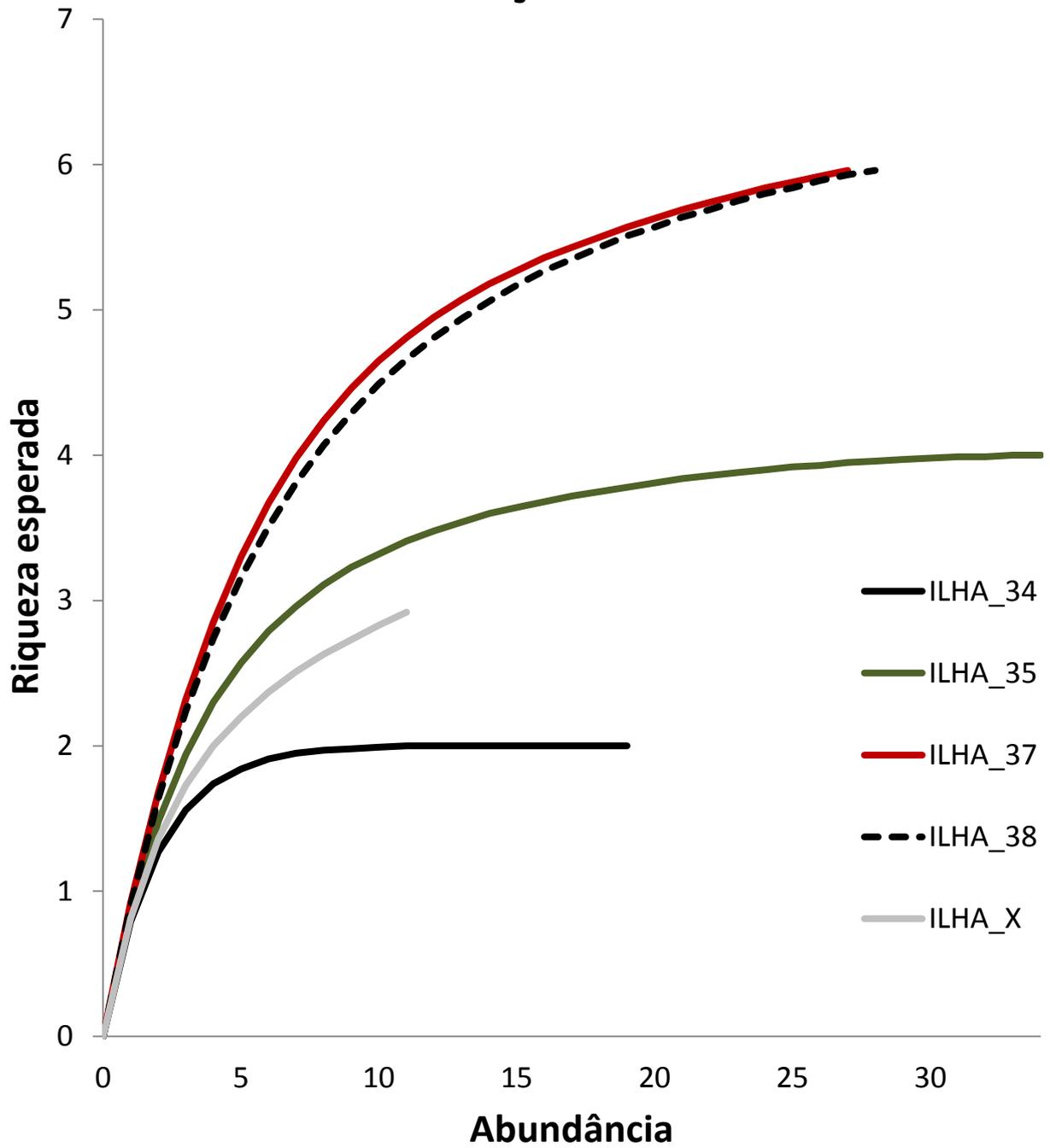


Figura 13: Curvas de rarefação para cada uma das ilhas amostradas em Serra da Mesa.

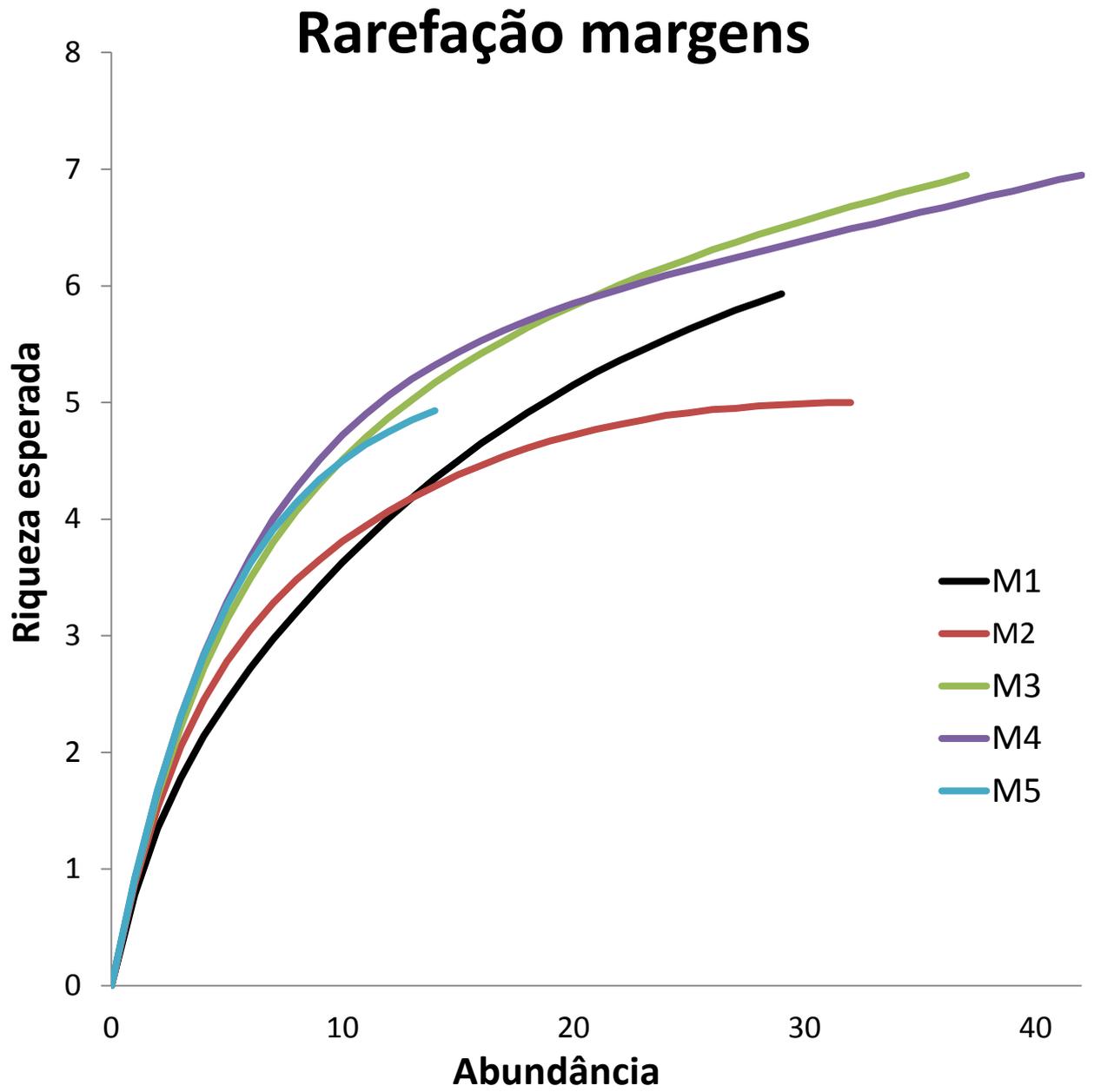


Figura 14: Curvas de rarefação para as margens amostradas em Serra da Mesa.

Ilhas X Margens

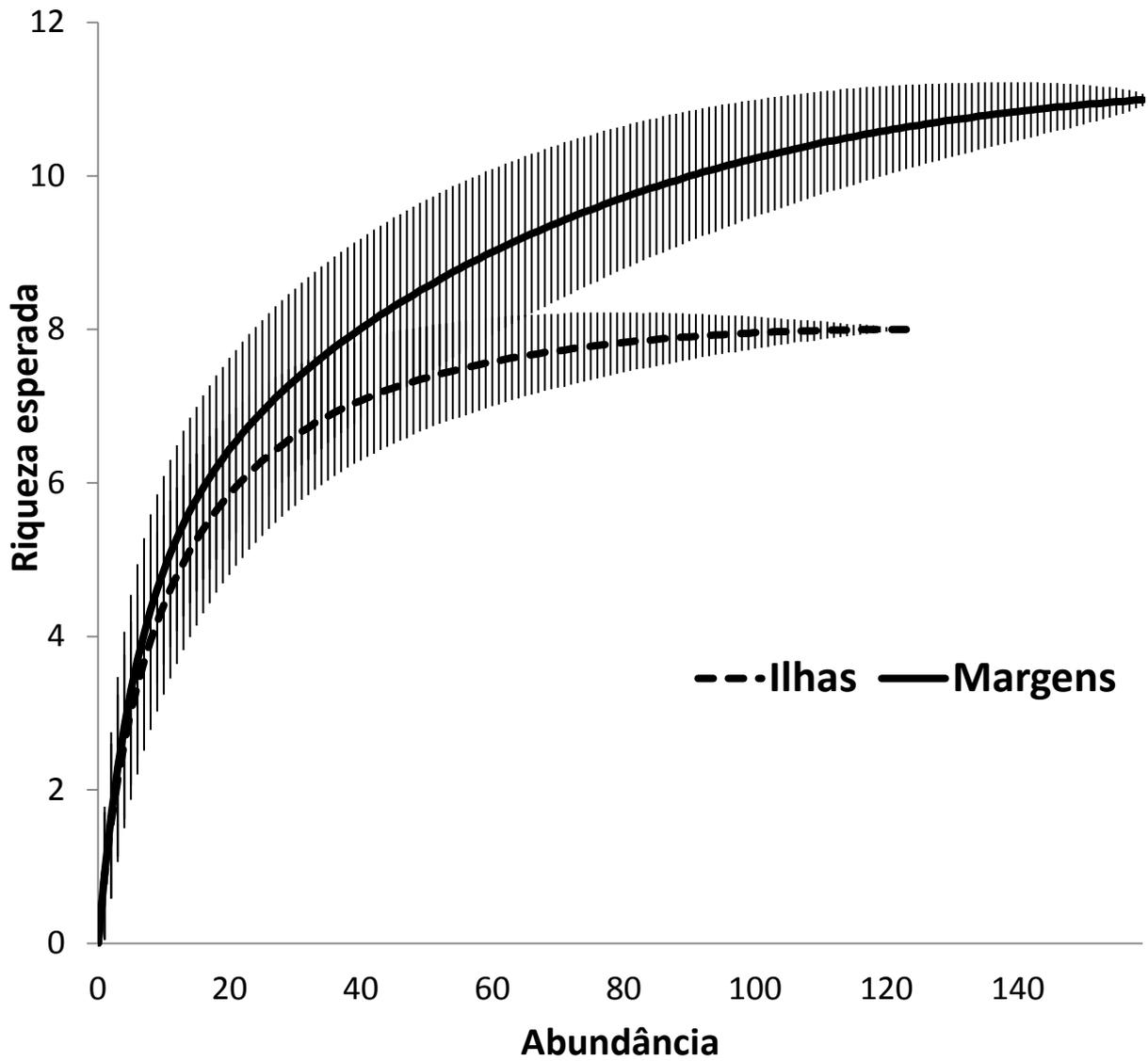


Figura 15: Curvas de rarefação utilizando os valores totais de abundância nas ilhas e margens de Serra da Mesa.

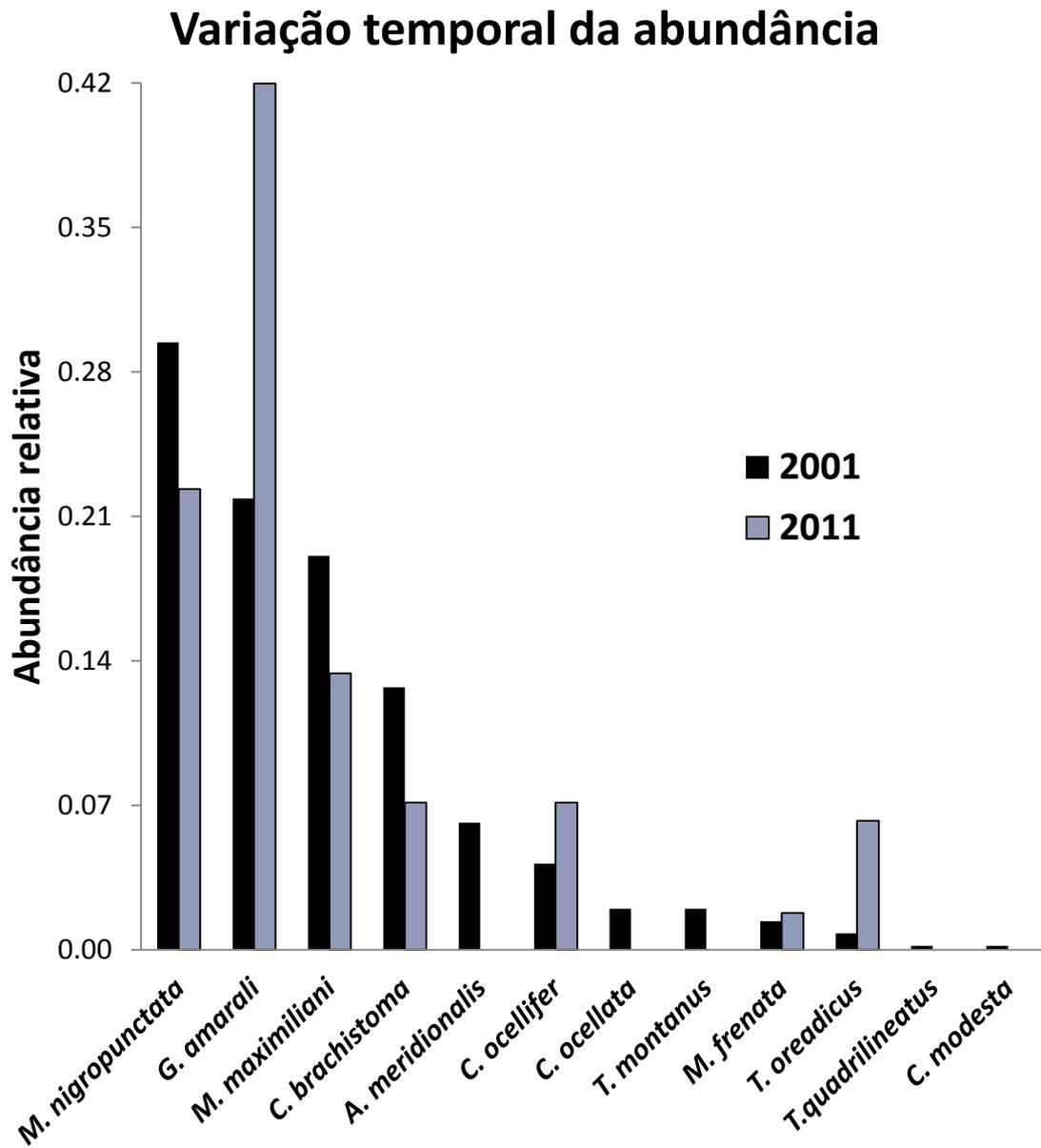


Figura 16. Abundância relativa de lagartos nas ilhas reamostradas de Serra da Mesa em 2001 e em 2011, dez anos após a amostragem realizada por Brandão.