

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA  
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
DEPARTAMENTO DE ECOLOGIA

MONITORAMENTO DAS POPULAÇÕES DE LAGARTOS NO  
APROVEITAMENTO HIDROELÉTRICO DE SEIRA DA MESA,  
MINAÇU, GO.

Reuber Albuquerque Brandão

Brasília - DF

2002

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA  
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
DEPARTAMENTO DE ECOLOGIA

MONITORAMENTO DAS POPULAÇÕES DE LAGARTOS NO APROVEITAMENTO  
HIDROELÉTRICO DE SERRA DA MESA, MINAÇU, GO.

Reuber Albuquerque Brandão

Brasília - DF

2002

**Universidade de Brasília**  
**Instituto de Ciências Biológicas**  
**Departamento de Ecologia**

**MONITORAMENTO DAS POPULAÇÕES DE LAGARTOS NO APROVEITAMENTO  
HIDROELÉTRICO DE SERRA DA MESA, MINAÇU, GO.**

**Orientador: Prof. Dr. Alexandre Fernandes Bamberg Araujo**

Dissertação apresentada ao Instituto de Ciências  
Biológicas da Universidade de Brasília como parte  
dos requisitos necessários para a obtenção do  
Título de Doutor em Ecologia.

Brasília - DF

2002

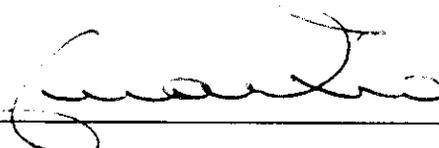
Trabalho realizado com o apoio financeiro da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutor em Ecologia pelo curso de Pós-graduação em Ecologia da Universidade de Brasília.

APROVADO POR:



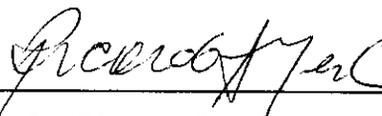
---

Prof. Dr. Alexandre Fernandes Bamberg Araujo



---

Prof. Ph. D. Guarino Rinaldi Colli



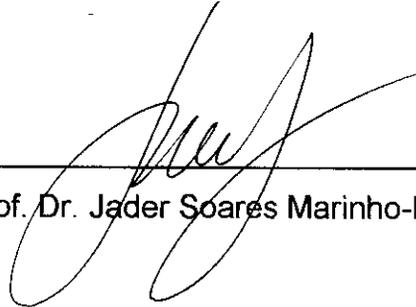
---

Prof. Dr. Ricardo Bonfim Machado



---

Prof. Ph. D. Hélio Ricardo da Silva



---

Prof. Dr. Jader Soares Marinho-Filho

Ao meu pai João da Silva Brandão  
E ao meu avô José Leitão de Albuquerque,  
Pelos ensinamentos e exemplos que hoje me guiam.

Ao meu velho irmão  
Marcelo Araujo Bagno,  
A pessoa mais coerente que já conheci  
E que sabia o que era o essencial.

Existem homens que lutam um dia e são bons.  
Existem outros que lutam um ano e são melhores.  
Existem aqueles que lutam muitos anos e são muito bons.

Porém existem os que lutam a vida toda.

Esses são imprescindíveis.

(Bertold Brecht)

## AGRADECIMENTOS

Diversas pessoas contribuíram para o presente trabalho, em diferentes fases de seu desenvolvimento e de formas variadas. Gostaria de agradecer aos professores Alexandre F. B. Araujo, Jader Marinho-Filho e Roberto Cavalcanti, pela oportunidade de trabalhar no projeto "Estudos de Populações Animais na AHE Serra da Mesa". Marcelo Araujo Bagno (BG), Tarcísio Lyra Abreu, Marcelo Fragomeni Simon, Maria Goretti Melo Pinto, Franciane Jordão, Gláucia Zerbini, Vivian Braz, Mieko Kanegae, Cristiano Nogueira, Keith Gath, Bill Quatman, James Harisson, Pete Strimple, Alexandra Bezerra, Cristiane Gomes Batista, Laura Tillman, Marcelo Lima Reis, Dante Pavan e Hamilton Garbogni, deram muita força na primeira fase do trabalho (março de 1996 a janeiro de 1999). Estes amigos participaram das longas partidas de sinuca e conversas, regadas a Skoll (R\$ 0,90 a garrafa!!!) no "Beverly Hills", além de noites no brejo. Com eles, o trabalho em Serra da Mesa foi mais agradável.

Na segunda etapa do trabalho (abril a outubro de 2001), recebi a ajuda de Marcelo Araujo Bagno (BG), Willian Quatman (Bill), Gláucia Zerbini, Adrian Garda, Joaquim Silva, Paula Valdujo, Gabriel Costa, Fernanda Werneck, Igor Carvalho, Renato Gomes Faria, Adriana Blue, Zé Roberto, Aninha, Geraldino e Wellington. Aos amigos Daniel, Ayrton e Gabriel, pela ajuda no tratamento dos dados. Ao Gabriel por algumas bibliografias.

Agradeço a força dada pelo barqueiro Eurípedes Alves de Brito, e aos braçais Aldair, Alessandro e Barbudo, que instalaram as armadilhas em locais pedregosos, distantes ou que demandavam pequenas nadadas, carregando armadilhas e ferramentas. Também à turma que capinou o cerrado sob o sol: Aparecido, Denicélio, Carlão, Edson, Vonin, Wagner, Valteir, Eurípedes e Anésio. Para esta turma minha gratidão e admiração. Aos meus primos em Minaçu, que me deram apoio durante os trabalhos em Serra da Mesa: Finha, Fefeu, Júnior, Diogo, e seus familiares. Muito obrigado pelas bocas livres. Ao Eurípedes e à Cida. Muitas horas de descontração foram passadas em sua casa.

À Gláucia, que me deu sentido e me ajudou a transformar minha confusão em força e em vontade para seguir. Expressar o que ela representa para mim não cabe em poucas linhas.

Ao meu pai João Brandão e minha mãe Amélia Albuquerque, que me ensinaram a aceitar a vida, as pessoas e a mim mesmo. Aos meus irmãos Euler, Joélia e BG, que me ensinaram a ser mais humano e tolerante. Ao meu avô, José Leitão de Albuquerque, que partilhava comigo o amor à natureza.

Três professores foram muito importantes para a minha formação como biólogo, como profissional e como pessoa. São eles: Antonio Sebben, que me ensinou a valorizar os detalhes; Guarino Colli, que me ensinou a importância da certeza e Alexandre Fernandes Bamberg Araujo, que me ensinou a importância da dúvida. Tenho o privilégio de poder chamá-los de amigos.

Ao meu velho BG, grande parceiro e amigo. Embora sua ausência traga muita dor, agradeço tive o privilégio de conviver com alguém tão especial, cuja amizade era uma das coisas

mais importantes para mim. Nossos 12 anos de amizade foram curtos, meu camarada. Quem sabe, ainda vamos falar sobre os bichos do Cerrado, sentados em alguma pedra, na beira de algum córrego no céu, divagando em nuvens brancas.

Ao meu orientador Alex, amigo e professor, que me iniciou na herpetologia. As longas conversas sobre o Cerrado e a ecologia dos lagartos foram muito importantes. Aos professores e funcionários dos Departamentos de Zoologia, Ecologia e Fisiologia Animal, pela amizade e ensinamentos.

À CAPES e CNPQ pelas bolsas concedidas, sem as quais a pós-graduação seria inviável. À Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, que possibilitou a segunda etapa de estudos em Serra da Mesa.

**ÍNDICE**

<b>Apresentação</b> .....	7
<b>Capítulo 1</b> .....	11
Resumo.....	12
Abstract.....	13
Introdução.....	14
Materiais e Métodos.....	18
Resultados.....	23
Discussão.....	28
Bibliografia.....	35
Tabelas.....	42
Figuras.....	51
<b>Capítulo 2</b> .....	59
Resumo.....	60
Abstract.....	61
Introdução.....	62
Materiais e Métodos.....	65
Resultados.....	75
Discussão.....	81
Bibliografia.....	97
Tabelas.....	102
Figuras.....	111
<b>Capítulo 3</b> .....	124
Resumo.....	125
Abstract.....	126
Introdução.....	127
Materiais e Métodos.....	130
Resultados.....	137
Discussão.....	140
Bibliografia.....	147
Tabelas.....	152
<b>Considerações Finais</b> .....	161
Referências Bibliográficas.....	169

## APRESENTAÇÃO:

### **BREVE HISTÓRIA DOS PROJETOS NA SERRA DA MESA**

O projeto da Usina de Serra da Mesa existia desde 1979, quando se chamava Usina de São Félix. Nesta época, o barramento do rio Tocantins estava projetado para ser construído 40 quilômetros ao norte do eixo atual da barragem da UHE Serra da Mesa. No entanto, a descoberta de jazidas de urânio na área, fez com que a barragem fosse transferida para o local atual. A hidrelétrica, que era uma das últimas mega-obras do Governo Militar, ficou esquecida por mais de 10 anos, sendo retomada no início da década de 90.

A primeira vez que estive em Serra da Mesa foi em 1992, quando ainda era aluno do terceiro semestre da graduação em biologia da Universidade de Brasília. Na época, participava dos estudos do impacto da construção da Usina Hidrelétrica e do enchimento do seu gigantesco lago sobre a herpetofauna, como estagiário do Professor Alexandre Fernandes Bamberg Araujo. Nas duas campanhas de campo em 1992, tive a oportunidade de conhecer as diversas fisionomias da região e visitar diversas localidades, antes do impacto da obra.

No início de 1996, com o curso de biologia já concluído, fui convidado pelo Professor Alexandre Bamberg Araujo para compor a equipe do projeto "**Estudos de Populações Animais na Área do Aproveitamento Hidroelétrico de Serra da Mesa**". Este projeto, financiado por um convênio entre **Furnas Centrais Elétricas SA e a Fundação Pró-Natureza (Funatura)**, contava ainda com os Professores Jader Marinho-Filho e Roberto Cavalcanti e os biólogos Flávio Rodrigues e Adriani

Hass. O financiamento deste projeto foi possível devido à preocupação dos Órgãos Ambientais, das Instituições de Pesquisa e do Setor Elétrico com o impacto dos empreendimentos hidroelétricos sobre a fauna terrestre.

Os números relativos à obra de Serra da Mesa eram gigantescos. A barragem de Serra da Mesa possuía 150 metros de altura, dois quilômetros de comprimento e 500 metros de largura na sua base. O lago de 178.000 hectares seria o quarto maior espelho de água do Brasil e o maior do mundo em volume de água. A casa de máquinas foi escavada na montanha de granito, sendo acessada através de um elevador com 180 metros de altura. A geração de energia, no entanto, era mediana: As três turbinas iriam gerar 1.200 KWh, o que representa o consumo de Brasília. A vida média da Usina também é pequena. Dentro de 90 anos Serra da Mesa não irá mais produzir energia elétrica. O enchimento do reservatório formaria 288 ilhas, com a inundação dos vales e isolamento dos topos de morro. Estas ilhas teriam tamanhos entre 1 e 4.000 hectares, sendo que 70% delas teriam áreas de até três hectares.

O objetivo deste projeto era monitorar as populações de anfíbios, répteis, aves e mamíferos na região onde seria formado o reservatório de Serra da Mesa. Os estudos iniciaram-se um ano antes do fechamento das comportas (ocorrida em outubro de 1997), acompanhou toda a formação do lago e foram encerrados quase um ano após o completo enchimento do reservatório. O projeto buscava acompanhar a resposta de diferentes grupos animais à supressão de habitats, ao adensamento nos habitats remanescentes e à criação de novos habitats. O grande diferencial deste projeto, em relação a outros já realizados, foi o longo prazo de monitoramento, permitindo obter respostas iniciais e tardias dos animais

à formação do reservatório. Os estudos iniciaram em maio de 1996 e encerraram em janeiro de 1999.

Além da importância prática do Projeto, ele possuiu grande apelo teórico, pois permitiu testar algumas hipóteses da Biogeografia de Ilhas e da Biologia da Conservação. Seus resultados poderiam ser aplicados no planejamento de Unidades de Conservação e na tomada de medidas mitigadoras de outros empreendimentos hidroelétricos no Cerrado.

As amostragens foram concentradas nos morros do Setor 1 do Reservatório, devido a facilidades de acesso e movimentação. Estas ilhas apresentavam grande diversidade de vegetação e resumiam bem os habitats que seriam remanescentes. Nos vales do Setor 1 existia também grande diversidade de habitats típicos das partes baixas de Serra da Mesa, antes da formação do lago: veredas, matas de galeria, matas ciliares, matas semidecíduas e cerradões.

Três anos após o completo enchimento do lago (maio de 1998), retornei para a Serra da Mesa. Nesta segunda etapa, foi realizada mais uma amostragem nas mesmas ilhas (e algumas outras) da margem direita do lago, previamente monitoradas entre maio de 1996 a janeiro de 1999. Esta segunda fase de trabalho em Serra da Mesa foi possível graças ao financiamento da **Fundação O Boticário de Proteção à Natureza**, ao projeto **“Padrões de Riqueza, Densidade, Composição e Extinções de Lagartos e Anfíbios em Ilhas do Lago de Serra da Mesa, Minaçu, Goiás”**. Os trabalhos de campo em Serra da Mesa aconteceram entre maio e setembro de 2001.

Nesta tese são apresentados os resultados obtidos nas duas etapas de trabalho em Serra da Mesa. No primeiro capítulo são apresentados os valores da

abundância das espécies, nos topos de morro, ao longo da formação do lago, com uma análise morfológica das espécies da comunidade. No segundo capítulo são apresentados os resultados da amostragem exaustiva em quadrados realizadas em ilhas e margens do reservatório, três anos após a formação do lago. Finalmente, no terceiro capítulo, o padrão de presença e ausência das espécies de lagartos das comunidades de ilhas e margens do reservatório (três anos após a formação do lago), é comparado com matrizes aleatórias, para investigar a existência de regras determinísticas na estruturação destas comunidades. Ao final é traçado um breve comentário sobre os resultados e a sua significância para a Conservação de lagartos do Cerrado.

**CAPÍTULO 1**

**DIVERSIDADE, RIQUEZA, USO DE HABITAT E MORFOMETRIA DA COMUNIDADE  
DE LAGARTOS DO APROVEITAMENTO HIDROELÉTRICO DE SERRA DA MESA  
(MINAÇU, GO), ANTES E DURANTE A FORMAÇÃO DO RESERVATÓRIO.**

**REUBER ALBUQUERQUE BRANDÃO**

**2002**

## RESUMO

Lagartos que permanecem em áreas fragmentadas e ilhas de reservatórios de Usinas Hidrelétricas são caracterizados pela baixa especificidade de hábitat, pelo maior porte e pela maior abundância na região antes da fragmentação e/ou formação dos lagos. O lago de Serra da Mesa, localizado no norte do estado de Goiás, inundou uma área de 174.000 hectares e formou aproximadamente 300 ilhas. A riqueza, abundância e diversidade de lagartos durante o processo de inundação foram monitoradas em oito morros (futuras ilhas). As espécies que apresentaram declínio na abundância ao longo da formação do lago foram as espécies grandes, generalistas no uso do hábitat e mais abundantes nos morros antes do alagamento, enquanto que as espécies pequenas, mais raras e mais exigentes na qualidade dos hábitats não apresentaram declínio. As comunidades das áreas amostradas tornaram-se menos similares ao longo do enchimento, talvez devido à imigração de espécies fugindo da inundação. Uma análise morfológica da comunidade mostrou que o tamanho do corpo e dos membros posteriores separaram as espécies em três grupos distintos. Um grupo é formado pelas espécies de lagartos pequenos, com membros curtos (Famílias Gekkonidae, Gymnophthalmidae e Scincidae), enquanto que um outro grupo foi formado por espécies grandes, com membros longos (Teiidae e Tropiduridae). Os Polychrotidae formam um grupo a parte. As espécies do primeiro grupo, originalmente mais raras, não apresentaram declínio, enquanto que as espécies do segundo grupo apresentaram quedas significativas na abundância, sendo que *Ameiva ameiva* foi considerada localmente extinta. As espécies pequenas são menos evidentes para predadores visualmente orientados que espécies grandes. Um aumento no número de predadores pode ter afetado mais fortemente as espécies mais evidentes do que as espécies mais discretas.

## ABSTRACT

Lizards that survive in fragmented areas and islands on dam reservoirs show low habitat specification, large size and high abundance before the fragmentation or flooding. The Serra da Mesa hydroelectric dam, located in northern Goiás State, covered an area of 174,000 ha, and created nearly 300 islands. The richness, abundance and diversity of lizards was monitored in eight hills (future islands). The species that declined during the flooding process were the large bodied, habitat generalist and more abundant before the flooding. Conversely, the small, rarer and more habitat specialist species didn't decline. The communities became less similar during the flooding, probably due to species that invade the hills. A morphological analysis of the community showed that body size and hind limb length separated the species in three distinct groups. One group is composed by small lizards with short limbs (Families Gekkonidae, Gymnophthalmidae and Scincidae), whereas the second group was composed by large lizards, with long limbs (Teiidae and Tropiduridae). Polychrotid lizards compose a third group. The species that belongs to the first group didn't decline, while species in the second group showed significant abundance decline. Apparently, *Ameiva ameiva* became extinct. Small lizards are less conspicuous to visually oriented predators, when compared to large lizards. An increase in predator density could affect the conspicuous species more than the more cryptic ones.

## INTRODUÇÃO

A formação de grandes reservatórios de água pelo homem é uma das mais antigas, importantes e profundas intervenções humanas na natureza (Tundisi, 1996). Existem diversos trabalhos sobre os efeitos do enchimento de reservatórios no Brasil, enfocando principalmente mudanças na fauna aquática (p. ex. Collart, 1991; Ferreira, 1974a; 1974b; Godinho et al. 1991; Junk et al. 1981; Junk & Melo, 1987; Merona et al. 1987). Em relação à fauna terrestre, existe uma quantidade bem menor de informação disponível. Não se conhecem ainda os efeitos do enchimento, do adensamento, da movimentação de animais e da alta taxa de mortalidade causada pelo enchimento dos reservatórios (Henriques, 1988). Ainda existe controvérsia quanto a melhor destinação dos animais resgatados durante a inundação de extensas áreas (Gribel et al. 1987).

O enchimento do lago de uma hidrelétrica leva a profundas modificações nos ecossistemas localizados nas áreas de influência do empreendimento. Isso ocorre porque a formação de um reservatório provoca a quebra da continuidade física das áreas naturais e reduz a disponibilidade de habitats, levando à fragmentação e isolamento de populações (Zerbini & Brandão, 2001; Santos & Silva Jr. 1999). Também modifica o regime de cheias e vazantes dos cursos d'água, criando novos habitats e possivelmente selecionando espécies presentes nos habitats naturais. Durante a construção da Usina Hidrelétrica de Itaparica, Bahia, foi detectada uma drástica redução na riqueza de espécies de formigas nativas, devido à introdução de uma espécie exótica (Fowler, 1992). O enchimento

de uma usina hidrelétrica na Guiana Francesa provocou uma forte mudança nas comunidades de vertebrados (Cosson et al. 1999), onde espécies raras foram eliminadas, enquanto as espécies oportunistas aumentaram sua densidade.

O monitoramento do impacto relacionado à formação de uma Usina Hidrelétrica é importante para se medir e compreender os efeitos da fragmentação, tais como o adensamento, isolamento, extinção e invasão de populações (p.ex. Tundisi, 1996; Alho, 2000). Estes estudos são de grande importância devido à ameaça que a fragmentação de habitats representa para a conservação da fauna e flora (Meffe & Carroll, 1994; Saunders et al. 1991; Laurance & Bierregaard, 1997; Alho 2000).

A baixa especificidade de habitat foi considerada a principal característica das espécies de lagartos que permaneceram em fragmentos de vegetação nativa na Austrália (Sarre et al. 1995; Smith et al. 1996; Sarre, 1998). O tamanho do fragmento, a conectividade e a distância do fragmento mais próximo, influenciaram a riqueza de espécies de lagartos nos fragmentos estudados por Smith et al. (1996). Porém, nem sempre esta previsão teórica é confirmada nas situações criadas por esse tipo de intervenção na paisagem. Em fragmentos de diferentes tamanhos na Mata Atlântica do sul da Bahia (Município de Una), Dixo (2000) não detectou diferença na riqueza de anfíbios terrestres e lagartos, comparando mata contínua e fragmentos. Um estudo sobre os anfíbios presentes em fragmentos do Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF), em Manaus, demonstrou que a riqueza de sapos nos fragmentos foi maior que na mata contínua (Tocher et al. 1997). Estes resultados podem ser atribuídos à grande permeabilidade da matriz regional (mata secundária e pastos) para movimentação

destes animais, permitindo que as sub-populações dos fragmentos interajam como metapopulações estáveis (Hanski & Gilpin, 1997) e a formação de novos habitats que não existem na mata contínua. Por outro lado, predadores destes organismos podem ter suas populações reduzidas pela necessidade de áreas contínuas de habitats para forragear, favorecendo o aumento das populações de presas.

Semelhante ao observado em fragmentos de vegetação nativa, inseridas em uma matriz de ambientes antrópicos, as espécies de lagartos que permaneceram em ilhas formadas durante o enchimento de reservatórios (similares às "land-bridge islands", *sensu* Diamond, 1972), são habitat-generalistas e eram originalmente mais abundantes nas regiões estudadas, apresentam ampla distribuição geográfica, são as de maior porte e com a dieta mais diversificada (p. ex. Terborgh et al. 1997; Cosson, 1999).

Desta forma, era esperado que durante a formação das ilhas do reservatório de Serra da Mesa, fosse ocorrer um aumento da riqueza nas amostras realizadas nos morros, devido à entrada de espécies provenientes das áreas baixas. Nas áreas baixas ocorriam fitofisionomias florestais (matas ciliares e de galeria) e ambientes úmidos (veredas, brejos). Assim, as espécies umbrófilas presentes nas porções que seriam inundadas iriam se deslocar para as partes altas, já habitadas por espécies heliófilas e generalistas. Ao longo do tempo, iria ocorrer um ajuste na relação espécie-área ("relaxamento ecológico" *sensu* Diamond, 1972; Terborgh et al. 1997), sendo que as espécies umbrófilas seriam extintas do maior número de ilhas (Figura 1). No final do processo, os lagartos de maior porte, mais generalistas no uso de habitats naturais e antropizados do

cerrado, ocupariam o maior número de ilhas (fragmentos). As ilhas maiores iriam apresentar um maior número de espécies que as ilhas menores (Figura 1).

No entanto, não se deve desconsiderar outras variáveis, tais como a época do enchimento, o período de recrutamento das espécies, bem como outros aspectos da biologia das espécies.

O Cerrado é considerado um dos "hotspots" de biodiversidade mais ameaçados do globo, devido à sua alta riqueza de espécies, associada a uma alta taxa de ocupação humana. A principal causa da alta taxa de perda da vegetação nativa é o avanço da fronteira agrícola (Alho & Martins, 1995; Ratter et al. 1997). Agravando este quadro, centenas de Usinas Hidrelétricas, de porte variável, foram planejadas ou estão sendo construídas no Cerrado.

Não existe um quadro claro sobre o impacto do enchimento de reservatórios de usinas Hidrelétricas sobre a fauna do Cerrado (Alho, 2000). O enchimento do reservatório do Aproveitamento Hidrelétrica de Serra da Mesa representou uma grande oportunidade para o levantamento e o monitoramento das populações de lagartos e anfíbios terrestres, isolados por uma matriz (água) pouco permeável para estes animais. Assim, o enchimento de Serra da Mesa pode ser considerado um experimento, onde se pode testar hipóteses e monitorar processos.

Desta forma, ao estudar o comportamento das populações de lagartos antes, durante e logo após o enchimento do reservatório de Serra da Mesa, os objetivos do presente trabalho foram: 1 - Determinar se existe diferença na composição das comunidades encontradas antes, durante e logo após o completo enchimento do reservatório. 2 - Determinar se as espécies hábitat-generalistas e

de maior porte possuem vantagens na sobrevivência e na taxa de permanência nos fragmentos, em comparação com espécies hábitat-especialistas e/ou pequenas; 3 - Relacionar diferenças na permanência nas ilhas com diferenças morfológicas das espécies da comunidade, para verificar mudanças na estrutura das comunidades de lagartos de Serra da Mesa, causadas pelo impacto do enchimento do reservatório.

## MATERIAIS E MÉTODOS

### Área de Estudo

A área sob influência do AHE de Serra da Mesa abrange nove municípios do norte de Goiás: Minaçu, Colinas, Cavalcante, Barro Alto, Niquelândia, São Luiz do Norte, Uruaçu, Campinaçu e Porangatu. O represamento do Rio Tocantins foi realizado a 40 Km ao sul da cidade de Minaçu, aproximadamente 15 km após a união dos Rios Maranhão e Tocantinzinho (Figura 2A).

Para a formação do reservatório foi alagada uma área de aproximadamente 174.000 ha. Este espelho d'água é maior que a soma das áreas do Parque Nacional das Emas (130 mil ha) e do Parque Nacional de Brasília (30 mil ha), duas importantes Unidades de Conservação do Cerrado.

O relevo da área de influência é bastante ondulado, variando entre cerca de 950m (alto da Serra da Mesa) a 320m (margens do Tocantins ao nível da barragem), com vários morros de tamanhos intermediários entre estes dois extremos de altitude. O reservatório ocupou a área compreendida entre a cota 320

(margem original do Rio Tocantins no eixo da barragem), até a cota 460m. Devido ao relevo acidentado e à profundidade do final do reservatório, foram formadas cerca de 250 ilhas, que são topos dos morros afogados. A maioria das ilhas criadas (65%) apresenta tamanho inferior a três ha, mas existem ilhas maiores que 1000 ha. Para facilitar a localização dos topos de morros, a nomenclatura oficial usada no planejamento do lago por Furnas Centrais Elétricas S/A, foi mantida nesse trabalho.

O monitoramento das populações de lagartos foi feito através de avistamentos e capturas (manuais e com o uso de armadilhas). Para isso, foram delimitados sítios de um hectare no topo de cada morro escolhido. A amostragem nesses sítios se deu principalmente com coleta manual oportunística entre junho e outubro de 1996. A partir de outubro de 1996, as coletas foram realizadas principalmente com armadilhas de queda (pitfall traps). As amostragens foram realizadas durante campanhas mensais de 15 dias de duração.

Para a instalação de grades de armadilhas de queda, foram escolhidos os topos de morros (futuras ilhas) de números 01, 02, 07, 23, 34, 35, 41 e 42 (Figura 2B). Estas áreas foram escolhidas com base na representatividade vegetal dos topos de morro, bem como a facilidade de acesso. A área, a vegetação e o número de sítios de amostragem de cada morro (futuras ilhas), estão expostas na Tabela 1. O grau de uso antrópico das ilhas considerou a presença de vegetação secundária ("juquira"), a presença de pastos, desmatamentos e recorrência de fogo.

Assim como o relevo, a vegetação da região também era bastante heterogênea. Às margens do Tocantins e afluentes, existia mata de galeria e mata ciliar larga, com diferentes graus de uso. As encostas de morros e serras eram cobertas por cerradão ou por mata semidecídua com árvores de até 35 m de altura. Algumas veredas estavam presentes na cabeceira de riachos e córregos. Em alguns locais, as matas dos afluentes eram sazonalmente alagáveis. No topo dos morros existia cerrado *lato sensu*, com solo raso, geralmente litólico, e muitos afloramentos de quartzito. Com o enchimento, as áreas de vegetação florestal e as veredas foram afogadas, restando apenas as fitofisionomias abertas de Cerrado do topo dos morros. Isso reduziu grandemente a oferta de habitats nas ilhas.

As comportas foram fechadas em outubro de 1996. Devido a diferenças nas cotas esperadas de enchimento, algumas áreas foram ilhadas, enquanto outras (morros 01, 23, 41 e 42), formaram penínsulas.

## **Metodologia**

### **Levantamento e Monitoramento das Espécies.**

Foram selecionados oito topos de morro para a instalação de armadilhas de queda (pitfall traps) - morros 01, 02, 07, 23, 34, 35, 41 e 42. As armadilhas eram latas de aço com 20 litros de capacidade, enterradas no solo até a boca. As armadilhas foram instaladas em outubro de 1996, em grades de 15 latas cada (3x5), com três metros de distância entre elas. Cada grade de armadilhas ocupava uma área de 72 m<sup>2</sup>. As armadilhas foram vistoriadas diariamente em um período de 13 dias a cada mês, até janeiro de 1999. Foram instaladas 21 grades de

armadilhas nestes topos de morro, somando um total de 315 armadilhas/dia. Desta forma, o esforço correspondeu a 4095 armadilhas/mês. Em um total de 27 meses de amostragem, as armadilhas permaneceram abertas 350 dias.

Os lagartos capturados nas armadilhas foram medidos, sexados, pesados, marcados com corte de falange e soltos. Para os indivíduos observados fora das armadilhas, foi registrado o hábitat, o micro-hábitat da observação, o micro-hábitat de fuga, a distância percorrida durante a fuga, o horário de captura e estimativas da altura e densidade da cobertura vegetal. Foram medidos os parâmetros de riqueza, abundância e diversidade (alfa e beta) de lagartos por ilha.

### Análises

Para medir as diferenças na composição de espécies entre os topos de morros foi utilizado o índice de Diversidade-Beta de Whittaker (1972, *apud* Moreno, 2001):

$$BW=(S/a)-1$$

onde: **S** é a riqueza de espécies em cada par de área e **a** é a riqueza média de espécies do par de áreas. Os valores deste índice variam de 0 a 1, onde valores próximos a 1 indicam uma maior diferença na composição das espécies.

Para detectar diferenças em relação à Diversidade-Beta, à riqueza e à abundância entre ilhas antes, entre ilhas antes e depois e entre ilhas depois do enchimento, foi utilizada Análise de Variância (ANOVA) e o teste de Mann-Whitney (Teste U).

Diferenças na frequência de captura (abundância relativa) de espécies entre antes, durante e até oito meses após o alagamento foram testadas com

Análise de Regressão entre a abundância pelo tempo, expresso em bimestres. Foi considerada uma significância de 0,05 para todos os testes.

Foi realizada uma análise morfométrica, em duas etapas: a primeira para detectar diferenças na forma entre os lagartos da comunidade e uma segunda análise, para determinar os efeitos da forma dos lagartos na estruturação da comunidade e na resposta à insularização. Inicialmente, foi realizada uma Análise dos Componentes Principais (PCA, matriz covariância) com o logaritmo na base 10, de nove medidas tomadas de 369 lagartos: Comprimento rostro-anal (CRA); 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). Esta análise foi interpretada segundo Ricklefs et al. (1981).

Para detectar diferenças na forma entre as espécies e as famílias de lagartos das ilhas, foram realizadas duas análises, retirando-se o efeito do tamanho dos indivíduos. Para retirar o efeito do tamanho das espécies na análise, foi feita uma regressão entre as medidas ( $\log_{10}$ ) contra uma variável isométrica, para obter resíduos ajustados ao tamanho. Esta variável isométrica (SIZE) é obtida através da multiplicação de um autovetor isométrico, definido como  $\mathbf{p}^{-0.5}$  (onde  $\mathbf{p}$  é o número de variáveis), pela somatória do logaritmo das medidas (Somers, 1986). Com os resíduos ajustados ao tamanho, foi realizada uma Análise dos Componentes Principais (PCA), para uma primeira investigação dos dados e uma Análise Discriminante (Tabachnick & Fidell, 2001), para determinar quais as medidas morfométricas que distinguem as espécies e as famílias da comunidade de lagartos da Serra da Mesa, antes do enchimento. A taxa de

classificação foi dada por validação-cruzada ("cross-validation", Tabachnick & Fidell, 2001).

## RESULTADOS

### Riqueza e Distribuição Espacial das Espécies de Lagartos

Foram registradas 19 espécies de lagartos na região amostrada antes da formação do lago, distribuídas nas famílias Teiidae (4 espécies), Gymnophthalmidae (3), Tropicuridae (3), Hoplocercidae (1), Iguanidae (1), Polychrotidae (3), Scincidae (2) e Gekkonidae (2) (Tabela 2). Das 19 espécies, 15 foram encontradas nos topos de morro, enquanto que 17 ocorriam nas áreas baixas (inundáveis). Duas espécies (*Tropidurus* cf. *montanus* e *Anolis meridionalis*) foram encontradas apenas no topo de morros, enquanto que quatro foram restritas às partes baixas (*Tupinambis quadrilineatus*, *Tropidurus torquatus*, *Hoplocercus spinosus* e *Polychrus acutirostris*). 79% das espécies das partes baixas estavam presentes também nos morros. Apenas 21% das espécies de lagartos estavam restritas às partes baixas.

Da fauna de lagartos de Serra da Mesa, sete (36,8%) são consideradas espécies endêmicas do Cerrado, sendo que *Tropidurus* cf. *montanus* é uma espécie nova, ainda não descrita. A riqueza regional da comunidade de lagartos de Serra da Mesa é elevada.

As espécies de lagartos foram divididas em quatro grupos de uso de hábitat que refletem a sua distribuição na Serra da Mesa antes do enchimento. As

espécies heliófilas (HE) só ocorrem em ambientes abertos. As umbrófilas (UM) estão presentes apenas nas matas de galeria, matas semidecíduais e cerradões. As generalistas no uso de hábitat (GN) estão presentes em todas as fisionomias. As espécies raras (RA) foram aquelas com um pequeno número de registros, o que limita afirmações. Das 19 espécies de Serra da Mesa, oito foram consideradas heliófilas (HE), sete generalistas (GN), duas umbrófilas (UE) e duas raras (RA) (Tabela 2). A fauna de lagartos de Serra da Mesa era dominada por espécies heliófilas e generalistas no uso de hábitat.

#### **Abundância, riqueza e diversidade-beta nas ilhas durante o período de enchimento.**

Foi calculada a diversidade-beta entre pares das ilhas antes e depois do enchimento, usando o índice de Whittaker. Também foi calculada a diversidade-beta das ilhas, entre antes e depois do enchimento (Tabela 3).

A diversidade-beta média entre morros antes do enchimento foi igual a  $0,434 \pm 0,148$ , enquanto que a diversidade-beta média entre ilhas após o completo enchimento foi igual a  $0,524 \pm 0,181$ , indicando que houve uma tendência do aumento da dissimilaridade entre as ilhas durante o enchimento. Porém essa diferença não foi significativa (Kruskal-Wallis  $U_{(1,56)} = 276,000$ ;  $p = 0,057$ ). A diversidade-beta para as ilhas entre antes e depois do enchimento foi diferente de zero (Teste t,  $t_{(7,8)} = 5,359$ ;  $p = 0,001$ ), indicando que ocorreram mudanças na composição de espécies das ilhas com o enchimento do reservatório.

Analisando a riqueza e abundância de lagartos nas ilhas em dois extremos temporais, antes (primeiros seis meses) e após o enchimento, foi detectada

diferença significativa na abundância de indivíduos nas ilhas de Serra da Mesa antes do enchimento em relação ao grau de modificação antrópica (Mann-Whitney,  $U = 1,00$ ;  $p = 0,04$ ). Os morros menos modificados apresentaram uma abundância maior de lagartos que os morros mais antropizados. Não foi detectada diferença significativa na abundância antes e depois do enchimento ( $U = 30,50$ ;  $p = 0,87$ ), nem em relação ao grau de modificação antrópica ( $U = 5,00$ ;  $p = 0,39$ ) (Tabela 4). Também não foi detectada diferença significativa na riqueza de espécies antes e depois do enchimento, nem em relação ao grau de modificação antrópica das ilhas (Tabela 5).

#### Abundância ao longo do tempo.

Nas armadilhas de queda foram coletados 485 lagartos, de 14 espécies. A regressão entre a abundância de cada uma das espécies capturadas em pitfall, contra o tempo de amostragem (expresso em bimestres) revelou que os lagartos *Ameiva ameiva* ( $r = -0,530$ ;  $r^2 = 0,281$ ;  $p = 0,035$ ) (Figura 3A), *Cnemidophorus ocellifer* ( $r = -0,498$ ;  $r^2 = 0,248$ ;  $p = 0,050$ ) (Figura 3B), *Tropidurus oreadicus* ( $r = -0,668$ ;  $r^2 = 0,446$ ,  $p = 0,005$ ) (Figura 3C) e *Tropidurus cf. montanus* ( $r = -0,526$ ;  $r^2 = 0,277$ ;  $p = 0,016$ ) (Figura 3D), apresentaram quedas significativas em sua abundância no período compreendido entre julho de 1996 a janeiro de 1999.

Dentre os lagartos, *Ameiva ameiva*, *Cnemidophorus ocellifer* e *Tropidurus oreadicus* dominavam numericamente as comunidades das ilhas (Figura 4). Estas espécies e *Tropidurus cf. montanus*, são os lagartos de maior porte das comunidades estudadas (excluem-se os teiús e iguanas, que não eram capturados em armadilhas de queda). Nas margens também foi detectada a

queda na abundância de *Ameiva ameiva* e *Tropidurus oreadicus* durante a formação do lago (Pavan, 2001).

Os lagartos menores, raros e, na sua maioria, de distribuição geográfica mais limitada, não apresentaram queda significativa em sua abundância em relação ao tempo de enchimento (Tabela 6). Existiu diferença significativa no valor de  $r^2$  entre as espécies que declinaram e as que não declinaram ( $U_{(1,13)}=36,000$ ;  $p=0,005$ ). As espécies que não declinaram em sua abundância foram espécies heliófilas (HE), hábitat-generalistas (GN) ou raras (RA). As espécies raras não apresentaram aumento na sua frequência de captura.

Durante o enchimento de Serra da Mesa foi observado um grande número de predadores nas ilhas, principalmente de gaviões e outras aves (A. Hass, com. pess.). Estes predadores ou foram ilhados durante o processo de enchimento, ou vieram de áreas próximas, como grandes gaviões (A. Hass & M. A. Bagno, com. pess.; obs. pess.). A predação de lagartos por gaviões foi muito comum.

### Morfologia

Na Análise dos Componentes Principais (PCA, com o logaritmo na base 10 das medidas, seguindo o protocolo básico de Ricklefs *et al.* 1981), o primeiro componente explicou 92,62% da variância, enquanto que o segundo componente explicou 2,58%. Estes dois componentes explicam 95,20% da variância. No componente 1, todas as medidas apresentaram valores positivos e altos, devido à influência do tamanho (componente isométrico). No componente 2 (componente alométrico), o logaritmo do comprimento rostro-anal e da largura da cabeça apresentaram os maiores valores positivos, enquanto que o logaritmo do

comprimento do pé e da perna, apresentaram os maiores valores negativos (Tabela 7; Figura 5).

Na análise alométrica (sem efeito do tamanho), os dois primeiros componentes da Análise de Componentes Principais (realizada com os resíduos ajustados ao tamanho das espécies e a variável isométrica), explicaram 98,01% da variância observada nas medidas das espécies. Na PCA realizada com os resíduos das medidas, excluindo-se a variável isométrica "tamanho", os dois primeiros componentes explicaram 57,49% da variância. O componente 1 apresentou os maiores valores positivos para os resíduos do comprimento rostro-anal e medidas da cabeça, e os maiores valores negativos para os resíduos do comprimento do pé e da perna, explicando 32,20% da variância. O componente 2 apresentou o maior valor positivo para o resíduo do comprimento rostro-anal e do pé, e o maior valor negativo para comprimento do braço, explicando 25,29% da variância. Estes dois componentes separam as espécies de maior tamanho corporal e de cabeça das espécies pequenas de membros curtos.

A Análise Discriminante por passos ("*stepwise*"), com os resíduos ajustados ao tamanho, selecionou oito variáveis que melhor discriminam as espécies, classificando corretamente 87,26% das mesmas. Um modelo de classificação, baseado na adição seqüencial das variáveis tamanho corporal, resíduo do comprimento do membro posterior e resíduo do comprimento rostro-anal, classifica corretamente 38,48%, 67,75% e 78,32% das espécies (Tabela 8; Figura 6).

A análise discriminante por passos, realizada para as famílias, selecionou oito variáveis que melhor discriminam, classificando corretamente 94,85% das

famílias. Um modelo de classificação baseado na adição seqüencial do resíduo do comprimento do membro posterior à variável "tamanho" e ao resíduo do comprimento rostro-anal, classifica corretamente 58,89%, 76,96% e 83,74% das famílias (Tabela 9; Figura 7).

No gráfico montado com o resíduo do membro posterior e a variável ajustada tamanho isométrico, pode-se distinguir três grupos de espécies, que podem ser considerados guildas morfológicas (Araujo 1991; 1992; Ricklefs et al. 1981). O primeiro grupo é formado pelas espécies pequenas de membros curtos (Gekkonidae, Gymnophthalmidae e Scincidae). O segundo grupo é formado pelas espécies de grande tamanho e membros posteriores longos (Teiidae e Tropiduridae). O terceiro grupo, e mais dificilmente caracterizado, é formado pelos lagartos da família Polychrotidae (Figura 8).

Essas análises discriminantes mostraram que as espécies de lagartos encontradas em Serra da Mesa, separam-se em espécies grandes, com membros posteriores longos, de espécies pequenas, com membros posteriores curtos. Embora todas as medidas contribuam na classificação da comunidade de lagartos de Serra da Mesa, as medidas de tamanho corporal e comprimento relativo do membro posterior, apresentaram maior poder discriminatório (Tabelas 8 e 9).

## DISCUSSÃO

Seria esperada uma diminuição no valor da diversidade-beta entre as ilhas após o enchimento do reservatório, caso houvesse uma seleção de espécies mais

resistentes, em detrimento das espécies mais sensíveis. No entanto, o aumento na diversidade-beta entre as comunidades dos morros, antes e depois do enchimento, pode ter sido provocado pela imigração de espécies das partes inundáveis.

As espécies de lagartos que apresentaram quedas na abundância (com algumas extinções), foram as de maior porte, numericamente dominantes antes do enchimento e com distribuição geográfica ampla. As espécies que permaneceram nas ilhas monitoradas foram aquelas de menor porte, raras nas comunidades antes do enchimento e com distribuição geográfica mais restrita. Este resultado vai contra o padrão observado em estudos realizados em fragmentos de vegetação nativa (p.ex. Smith *et al.*, 1996; Sarre *et al.* 1995; Sarre, 1998) e em ilhas e margens de lagos de hidrelétricas (p. ex. Terborgh *et al.* 1997; Cosson *et al.* 1999). As espécies que declinaram durante o enchimento de Serra da Mesa (*Ameiva ameiva*, *Tropidurus oreadicus* e *Cnemidophorus ocellifer*), são comumente encontradas em fragmentos de Cerrado (Araujo & Machado, 2000; Brandão & Araujo, 2001).

As espécies que declinaram nas ilhas foram separadas na análise morfológica (PCA e Análise Discriminante) em função do seu tamanho corporal e tamanho dos membros posteriores. As espécies que não apresentaram declínio apresentam menor porte e menor comprimento de pernas, sugerindo que existiu uma seleção direcional da comunidade de lagartos durante o enchimento de Serra da Mesa.

A presença de dois grupos de espécies, o primeiro formado por espécies grandes com membros longos (Famílias Teiidae e Tropiduridae), e o outro

formado por espécies pequenas de membros curtos (Gekkonidae e Scincidae), foi encontrada por Araujo (1991), em comunidades de lagartos de restinga. O grupo de espécies pequenas e com membros curtos, utilizavam bromélias (bromelícolas) e o interior das moitas, enquanto o grupo de espécies grandes com membros longos, utilizava o solo e a periferia das moitas (corredores de areia). Os corredores de areia eram mais evidentes na comunidade que os bromelícolas. Uma separação semelhante foi observada nas comunidades de lagartos do Cerrado (Araujo, 1992).

Os lagartos pequenos de membros curtos (Famílias Gekkonidae, Scincidae e Gymnophthalmidae) foram considerados como "escondedores-de-serapilheira" por Araujo (1992). O pequeno tamanho corporal e de membros determina a habilidade destes lagartos em correr e saltar, bem como o tamanho das suas presas. Já os lagartos "corredores" (*sensu* Araujo, 1992), corresponde a espécies grandes, com longos membros, que os torna aptos a correr com desenvoltura e a capturar presas de maior porte (ou monopolizar certos tipos de alimentos previsíveis, como cupins e formigas). A terceira guilda, formada pelos lagartos da família Polychrotidae, corresponde às espécies ligadas à dimensão vertical do ambiente (espécies arborícolas e semi-arborícolas). O longo membro posterior das espécies de *Anolis* confere grande habilidade em saltar, enquanto que os longos dedos e artelhos permitem escalar a vegetação com desenvoltura. Estas espécies também forrageiam no solo.

Os Teiidae *Ameiva ameiva* e *Cnemidophorus ocellifer*, juntamente com os lagartos do gênero *Tropidurus*, são os lagartos mais evidentes dos Cerrados do Brasil Central (Rodrigues, 1987). No Cerrado, as espécies de lagartos pequenos

com membros curtos também são menos evidentes no ambiente que os lagartos grandes e de membros longos, pois apresentam uma movimentação bem menor. Os lagartos das famílias Gekkonidae, Gymnophthalmidae e Scincidae (escondedores-de-serapilheira), além de possuírem atividade mais discreta, ainda apresentam forte associação a certos tipos de abrigos, como cupinzeiros, afloramentos de rocha, saueiros e ao folheto, o que os torna de difícil observação. Os Gekkonidae (*Gymnodactylus geckoides*, *Phyllopezus pollicaris*), apresentam atividade noturna ou crepuscular.

As espécies menores, menos evidentes e raras aparentemente apresentaram vantagens na sobrevivência em comparação com as espécies maiores, mais evidentes e mais comuns. Desta forma, o tamanho dos lagartos, que foi o fator mais importante na estruturação da comunidade de lagartos de Serra da Mesa, apresentou uma relação negativa com a permanência dos lagartos nas áreas amostradas. As espécies heliófilas, as raras e as generalistas mostraram maior permanência que as umbrófilas.

Diversos fatores podem atuar na estruturação das comunidades animais durante o enchimento de reservatórios de Usinas Hidrelétricas, como o movimento de indivíduos nos fragmentos (Bierregaard & Lovejoy, 1989), a criação de novos microhabitats e a conseqüente mudança na oferta de recursos (Yahner, 1991; Malcolm, 1995), a redução ou perda de predadores (Terborgh & Winter, 1980), ou a impossibilidade de dispersão entre os fragmentos (Adler & Levins, 1994). Outros fatores, como doenças e parasitas também podem ser muito importantes.

Após o enchimento de uma usina em floresta tropical na Tailândia (Lynam, 1997), foi observado que as espécies mais comuns nas florestas contínuas

apresentaram maiores chances de extinção, em comparação com as espécies raras, indicando que a abundância inicial não é um bom parâmetro para prever a permanência nas ilhas. A maior abundância de espécies raras nas ilhas foi considerada uma resposta à queda na abundância de predadores nas ilhas (Lynam, 1997). Terborgh et al. (1997) estudando ilhas de uma usina na Venezuela, já isoladas há alguns anos, observaram que predadores estão praticamente ausentes das ilhas, as quais apresentam comunidades pobres, em relação às comunidades encontradas no "continente". Um resultado semelhante foi observado por Cosson et al. (1999). Nenhum destes autores, no entanto, acompanhou todo o processo de enchimento (como ocorreu em Serra da Mesa) e as comunidades encontradas nas suas amostras-controle, localizadas nas margens, podem ter sido muito alteradas devido ao enchimento do lago.

Na Serra da Mesa foi observado o incremento da abundância de predadores nas ilhas durante o processo de enchimento. Estes predadores foram principalmente aves, alguns mamíferos e serpentes (que seguiam para as áreas mais altas durante a inundação). Devido a diferenças fisiológicas, o número de presas ingeridas por serpentes e por aves ao longo do tempo difere grandemente, o que torna as aves predadoras mais importantes sobre as comunidades de lagartos, que serpentes. Além disso, diversas aves predam serpentes, o que pode contribuir para reduzir as populações de ofídios.

Um grande número de gaviões (Falconidae; Accipitridae) foi visto nas ilhas e diversos eventos de predação foram observados. Além de gaviões, outras aves predadoras, como seriemas (*Cariama cristata*) e gralhas (*Cyanocorax* spp), também foram muito comuns nas ilhas durante o enchimento.

Excluindo-se as corujas, aves são predadores diurnos e visualmente orientados. Presas diurnas, mais evidentes e abundantes como *Ameiva ameiva*, *Cnemidophorus ocellifer* e *Tropidurus* spp. são mais passíveis de serem encontradas por aves, do que lagartos de hábitos mais crepusculares (p. ex. *Gymnodactylus geckoides*), menores e mais discretos, como *Mabuya nigropunctata*, *Anolis meridonalis*, *Coleodactylus brachystoma* e *Micrablepharus maximiliani*. Espécies raras, crípticas e de pequeno porte podem ter sido menos atacadas por predadores visualmente orientados que as espécies maiores, mais abundantes e mais evidentes, as quais apresentaram maiores declínios em suas abundâncias.

*Ameiva ameiva*, *Tropidurus oreadicus* e *Cnemidophorus ocellifer* possuem ampla distribuição geográfica no Cerrado, onde ocupam com sucesso pequenos fragmentos de vegetação nativa (Araujo & Machado, 2000; Zerbini & Brandão, 2001). *Ameiva ameiva* é uma espécie comum em ambientes urbanos e periurbanos, generalista no uso de hábitat (Sartorius et al. 1999), possui uma dieta diversificada (Colli, 1992), é um lagarto de grande porte e utiliza uma grande área de vida (R. A. Brandão & A. K. Peres Jr., dados não publicados). *Cnemidophorus ocellifer* também possui ampla distribuição geográfica e dieta oportunista (Mesquita, 2001), podendo ocupar áreas alteradas de cerrado (R. A. Brandão, obs pess.). *Tropidurus oreadicus* possui ampla área de vida (R. A. Brandão & A. K. Peres Jr., dados não publicados), uma dieta baseada em formigas, mas comparativamente oportunista e diversificada e ocorre em uma grande região do Cerrado, incluindo enclaves de Cerrado na Amazônia (Rodrigues, 1987).

*Tropidurus cf. montanus*, é morfologicamente e ecologicamente semelhante a *T. oreadicus*.

Considerando o efeito do uso de hábitat em um processo de fragmentação, seria esperado que as espécies heliófilas e as hábitat generalistas levassem vantagem sobre as raras e umbrófilas. Embora as espécies umbrófilas tenham sido prejudicadas e diversas espécies heliófilas e generalistas tenham permanecido, alguns lagartos heliófilos, como *Tropidurus oreadicus*, *Tropidurus cf. montanus* e *Cnemidophorus ocellifer* apresentaram declínio em sua abundância ao longo do enchimento do lago. O mesmo ocorreu com o hábitat generalista *Ameiva ameiva*, enquanto que as raras (p. ex. *Coleodactylus brachystoma*) não apresentaram este efeito. Isto indica que os efeitos do enchimento e isolamento nos morros foram independentes da abundância e do uso de hábitat.

Há fortes evidências que as espécies que viviam nos hábitats que foram alagados não tiveram sucesso na colonização de ilhas. Isso pode ter ocorrido tanto como resultado de limitações metabólicas, como também ao baixo sucesso de colonização apresentado por lagartos relocados (p. ex. Massot et al, 1994). Espécies residentes levariam vantagem na manutenção de suas populações.

Desta forma, a predação pode ter sido a força primária na seleção das espécies de lagartos que permaneceram após o enchimento do lago. Três anos após o enchimento (agosto 2001), a abundância de aves predadoras nas ilhas de Serra da Mesa apresenta-se muito pobre (M. A. Bagno & R. A. Brandão, obs. pess.). No entanto, a redução geral de recursos espaciais e alimentares durante a formação das ilhas também favorece espécies de menor porte, com menores necessidades diárias de energia (biomassa de alimento) e, nessas condições, com

maiores vantagens em um ambiente mais simples. Um padrão semelhante pode ser esperado para as comunidades do entorno imediato do reservatório.

A expectativa de encontrar as espécies mais comuns, oportunistas e generalistas, dominando a fauna das ilhas de Serra da Mesa após o isolamento dos morros, não foi correspondida. Este padrão, observado em diversos estudos (p.ex. Case, 1975; Sarre et al. 1995; Smith et al. 1996; Sarre, 1998; Cosson et al. 1999), não foi confirmado, mostrando que existem diversos fatores que podem atuar em processos de fragmentação e de catástrofes naturais. Estes fatores podem ser densidade-dependentes, como predação e competição, que controlam o tamanho das populações. Outros fatores, como fogo, inundações e invasões são independentes da densidade, mas podem ser muito importantes na mudança da estrutura das comunidades fragmentadas, bem como na oferta de recursos. A fragmentação é um fenômeno complexo, que pode resultar em padrões diferentes, para diferentes situações.

## BIBLIOGRAFIA

- ADLER, G. H. & LEVINS, R. 1994. The island syndrome in rodent populations. *The Quarterly Review of Biology* 69:473-490.
- ALHO, C. J. R. 2000. Resgate, aproveitamento, monitoramento e conservação da fauna. In: Alho, C. J. R. et al (org.). *A Fauna Silvestre da Região do Rio Manso, MT*. 2000. Edições IBAMA, Brasília. 268 p.

- ALHO, C. J. R. & MARTINS, E. S. 1995. *De grão em grão o Cerrado perde espaço*. Brasília, Brasil: WWF.
- ARAUJO, A. F. B. 1991. Structure of a white sand-dune lizard community of coastal Brazil. *Revista Brasileira de Biologia* 51: 857-865.
- ARAUJO, A. F. B. 1992. *Estrutura morfométrica de comunidades de lagartos de áreas abertas do litoral Sudeste e Brasil Central*. Tese de Doutorado não publicada, UNICAMP, Campinas. 191 p.
- ARAUJO, A. F. B. & MACHADO, R. B. 2000. *Fragmentação de habitats e a conservação da avifauna e herpetofauna no Cerrado do Distrito Federal*. Relatório Técnico - FAPDF.
- BIERRAGAARD JR., R. O. & LOVEJOY, T. E. 1989. Effects of forest fragmentation on Amazonian understory birds. *Acta Amazonica* 19:215-241.
- BRANDÃO, R. A. & ARAUJO, 2001. A herpetofauna associada às Matas de Galeria no Distrito Federal. In: Ribeiro, J. F.; Fonseca, C. E. L. & Sousa-Silva, J. C. *Caracterização e Recuperação de Matas de Galeria*. EMBRAPA, Planaltina. pp. 561 - 604.
- CASE, T. J. 1975. Species numbers, density compensation, and colonizing ability of lizards on islands in the gulf o California. *Ecology* 56: 3-18.
- COLLART, O. O. 1991. Tucuruí dam and the population of the prawn *Macrobrachium amazonicum* in the lower Tocantins (PA, Brazil): a four year study. *Arch. Hydrobiol.* 122:213-227.
- COLLI, G. R. 1991. Reproductive ecology of *Ameiva ameiva* (Sauria: Teiidae) in the cerrado of Central Brazil. *Copeia* 1991:1002-1012.

- 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.
- DIAMOND, J. M. 1972. Biogeographic kinetics: Estimation of relaxation times for avifaunas of southwest pacific islands. *Proceedings of National Academy of Sciences* 69:3199-3203.
- DIXO, M. B. O. 2001. *Efeito da fragmentação da floresta sobre a comunidade de sapos e lagartos de serapilheira no Sul da Bahia*. Tese de Mestrado, Universidade de São Paulo. 79 p.
- FERREIRA, E. J. G. 1974a. A ictiofauna da Represa Hidrelétrica de Curuá-Una, Santarém, Pará. I. Lista e distribuição das espécies. *Amazoniana* 8:351-363.
- FERREIRA, E. J. G. 1974b. A ictiofauna da Represa Hidrelétrica de Curuá-Una, Santarém, Pará. II. Alimentação e hábitos alimentares das principais espécies. *Amazoniana* 9:1-16.
- 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.
- GODINHO, H. P.; GODINHO, A. L.; FORMAGIO, P. S. & TORQUATO, V. C. 1991. Fish ladder efficiency in a southeastern Brazilian river. *Ciência e Cultura*, 43: 63-67.
- GRIBEL, R.; MOREIRA, G.; MARTINS, M.; LEMES, M.; COLARES, E. & EGLER, S. 1987. Destinos da fauna de Balbina. *Ciência Hoje*, 31:76.

- HANSKI, I. A. & GILPIN, M. E. 1997. *Metapopulation Biology - Ecology, Genetics and Evolution*. Academic Press, San Diego. 512 pp.
- HENRIQUES, R. P. B. 1988. Salvamento ou massacre? *Ciência Hoje* 8:64-66.
- JUNK, W. J., ROBERTSON, B. A., DARWICH, A. J. & VIEIRA, I. 1981. Investigações limnológicas e ictiológicas em Curiá-Una, a primeira represa hidrelétrica na Amazônia Central. *Acta Amazônica* 11: 687-716.
- JUNK, W. J. & MELO, N. 1987. Impactos ecológicos das represas hidrelétricas na Bacia Amazônica Brasileira. *Turbinger Geographische Studien* 95:367-385.
- LAURENCE, W. F. AND BIERREGAARD JR. R. O. 1997. *Tropical Forest Remnants - Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. The University of Chicago Press, Chicago and London. 616 pp.
- LYNAM, A. J. 1997. Rapid decline of small mammal diversity in Monsoon evergreen forest fragments in Thailand. *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. pp. 222-240.
- MALCOLM, J. R. 1997. Biomass and diversity of small mammals in Amazonian forest fragments. *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. pp. 207-221.
- MASSOT, M.; CLOBERT, J.; LECOMTE J. & BARBAULT, R. 1994. Incumbent advantage in common lizards and their colonizing ability. *Journal of Animal Ecology* 63:431-440.

- MEFFE, G. K. & CAROLL, C. R. 1992. *Principles of Conservation Biology*. Sinauer Associates, Inc. Sunderland, Massachussetts.
- MERONA, B., CARVALHO, J. L. & BITTENCOURT, M. M. 1987. Les effects immédiats de la fermeture du barrage de Tucuruí (Brésil) sur l'ichtyofaune en aval. *Rev. Hidrobiol. Trop.* 20: 73-94.
- MESQUITA, D. O. 2001. *Uma análise comparativa da ecologia de populações do lagarto Cnemidophorus ocellifer (Squamata: Teiidae) do Brasil*. Tese de Mestrado não publicada. Universidade de Brasília. 73 p.
- MORENO, C. E. 2001. *Métodos para medir la biodiversidad*. M&T - Manuales y Tesis SEA. Zaragoza, 84 p.
- PAVAN, D. 2001. *Considerações ecológicas sobre a fauna de sapos e lagartos de uma área do Cerrado brasileiro sob o impacto do enchimento do reservatório de Serra da Mesa*. Tese de Mestrado, Universidade de São Paulo. 159 p.
- PATTER, J. A., RIBEIRO, J. F. AND BRIDGEWATER, S. 1997. The Brazilian Cerrado vegetation and threats to its biodiversity. *Annals of Botany* 80:223-230.
- PICKLEFS, 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.
- RODRIGUES, M. T. 1987. Sistemática, Ecologia e Zoogeografia dos *Tropidurus* do grupo *torquatus* ao sul do Rio Amazonas (Sauria, Iguanidae). *Arquivos de Zoologia* 31:105-230.

- SANTOS, H. G. P. & SILVA JR. N. J. 1999. Resgate da fauna do Aproveitamento Hidroelétrico (AHE) Serra da Mesa, Goiás. *XV Seminário Nacional de Produção e Transmissão de Energia Elétrica*. Foz do Iguaçu, p. 1-6.
- SARRE, S.; SMITH, G. T. & MEYERS, J. A. 1995. Persistence of two species of gecko (*Oedura reticulata* and *Gehyra variegata*) in remnant habitat. *Biological Conservation* 71:25-33.
- SARRE, S. 1998. Demographics and population persistence of *Gehyra variegata* (Gekkonidae) following habitat fragmentation. *Journal of Herpetology*, 32:153-162.
- SARTORIUS, S.; VITT, L. J. AND COLLI, G. R. 1999. Use of naturally and anthropogenically disturbed habitats in Amazonian rainforest by the teiid lizard *Ameiva ameiva*. *Biological Conservation* 90:91-101.
- SAUNDERS, D. A., HOBBS, R. J., & MARGULES, C. R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: A review. *Conservation Biology* 5:18-32.
- SMITH, G. T.; ARNOLD, G. W.; SARRE, S.; ABENSPERG-TRAUN, M. & STEVEN, D. E. 1996. The effect of habitat fragmentation and livestock grazing on animal communities in remnants of gimlet *Eucalyptus salubris* woodland in the Western Australian wheatbelt. II. Lizards. *Journal of Applied Ecology*, 33: 1302-1310.
- SOMERS, K. M. 1986. Multivariate allometry and removal of size with principal components analysis. *Systematic Zoology* 35:359-368.
- TABACHNICK, B. G. & FIDELL, L. S. 2001. *Using Multivariate Statistics*. Allyn & Bacon Inc. Boston. 966 pp.

- TERBORGH, J. W. & WINTER, B. 1980. Some causes of extinction. *In*: Soulé, M. E. and Wilcox, B. A. (eds). *Conservation Biology: An Evolutionary-Ecological Perspective*. Sinauer Associates, Sunderland, Mass. pp. 119-133.
- 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. pp. 256-273.
- TOCHER, M. D.; GASCON, C. & ZIMMERMANN, B. 1997. Fragmentation effects on a central amazonian frog community: A ten-year study. *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. pp. 124-137.
- TUNDISI, J. G. 1996. Reservoirs as complex systems. *Ciência e Cultura* 48:383-387.
- YAHNER, R. H. 1991. Dynamics of a small mammal community in a fragmented forest. *American Midland Naturalists* 127:381-391.
- ZERBINI, G. J. & BRANDÃO, R. A. 2001. Anfíbios e répteis no Lago Paranoá. *In*: Fonseca, F. O. (Org.). *Olhares sobre o Lago Paranoá*. SEMARH/GDF, Brasília. pp. 128-133.

Tabela 1. Caracterização da vegetação dos topos de morros monitorados no AHE Serra da Mesa, incluindo a área prevista de cada ilha, tipo de solo e o número de sítios de amostragem com "pitfall".

ILHA	ÁREA (ha)	VEGETAÇÃO	SOLO	Nº. de SÍTIOS
1	30	cerrado rupestre	litossolo/rocha	3
2	3	cerrado rupestre/ cerrado denso, estrada	areia/litossolo/ afloramentos	1
7	6,9	vegetação secundária, pasto	litossolo	2
23	25,6	cerradão	litosolo	5
34	3	cerrado rupestre/ cerrado denso	litosolo/areia	1
35	9,4	cerrado aberto/ cerrado rupestre	litosolo/areia	3
41	6,9	cerrado (s.s.)	latosolo	3
42	5,6	cerrado (s.s.)	latosolo/ litossolo/areia	3

Tabela 2. Espécies de lagartos registradas na área de estudo antes do fechamento das comportas da Hidrelétrica de Serra da Mesa - GO, indicando local de registro. As espécies presentes no topo dos morros antes do enchimento estão marcadas com (M) e as presentes nas áreas inundadas estão marcadas com (V). As espécies ainda presentes nas ilhas em janeiro de 1999 estão marcadas com (P) e as que desapareceram nos últimos seis bimestres do topo dos morros estão marcadas com (E). Os habitats são mata de galeria (MG), campo limpo e vereda (CL-VE) e cerrado - cerradão (CE-CD). Os hábitos são: terrestre (te), fossório (fo), saxícola (sa), herbáceo (he) e arbustivo/arbóreo (ar). As categorias de uso de habitat são habitat-generalista (GN); heliófilo (HE), umbrófilo (UE) e rara (RA)

ESPECIES/FAMILIA	MG	CL-VE	CE-CD	Hábito	Guilda
<b>TEIIDAE</b>					
<i>Ameiva ameiva</i> MV - E	X	X	X	te	GN
<i>Cnemidophorus ocellifer</i> MV - P			X	te	HE
<i>Tupinambis merianae</i> MV - P	X	X	X	te	GN
<i>Tupinambis quadrilineatus</i> V - P	X	X	X	te	GN
<b>GYMNOPHTALMIDAE</b>					
<i>Cercosaura ocellata</i> MV - E	X	X	X	te/fo	RA
<i>Colobosaura modesta</i> V	X			te/fo	RA
<i>Micrablepharus maximiliani</i> MV - P		X	X	te/fo	
<b>TROPIDURIDAE</b>					
<i>Tropidurus cf. montanus</i> M - E			X	te/sa/ar	HE
<i>Tropidurus oreadicus</i> MV - E		X	X	te/sa/ar	HE
<i>Tropidurus torquatus</i> V	X			te/ar	UE (?)
<b>HOPLOCERCIDAE</b>					
<i>Hoplocercus spinosus</i> V	X		X	te/fo	UE
<b>IGUANIDAE</b>					
<i>Iguana iguana</i> MV - P	X	X	X	te/ar	GN
<b>POLYCHROTIDAE</b>					
<i>Anolis meridionalis</i> M - P		X	X	te/he/ar	HE
<i>Anolis chrysolepis</i> MV - E	X		X	te/he/ar	GN
<i>Polychrus acutirostris</i> V		X	X	te/he/ar	HE
<b>SCINCIDAE</b>					
<i>Mabuya nigropunctata</i> MV - P	X	X	X	te/he/ar	GN
<i>Mabuya frenata</i> V		X	X	te/ar	GN
<b>GEKKONIDAE</b>					
<i>Coleodactylus brachystoma</i> MV - E	X		X	te/fo	RA
<i>Gymnodactylus geckoides</i> MV - P			X	te	HE

Tabela 3. Valores do Índice de diversidade beta de Whittaker (1960), calculados para listagens de lagartos de pares das ilhas estudadas. Os valores na diagonal central (em negrito), correspondem à similaridade calculada para os morros antes e depois do enchimento do reservatório. Acima da diagonal estão os valores de dissimilaridade entre morros, antes do enchimento. Abaixo da diagonal estão os valores de dissimilaridade entre os morros após o enchimento.

	Ilha 01	Ilha 02	Ilha 07	Ilha 23	Ilha 34	Ilha 35	Ilha 41	Ilha 42
Ilha 01	<b>0.14</b>	0.40	0.64	0.64	0.43	0.38	0.45	0.64
Ilha 02	0.54	<b>0.55</b>	0.43	0.43	0.60	0.56	0.43	0.56
Ilha 07	0.45	0.40	<b>0.50</b>	0.25	0.64	0.60	0.50	0.60
Ilha 23	0.43	0.38	0.40	<b>0.27</b>	0.45	0.40	0.25	0.40
Ilha 34	0.82	0.80	0.75	0.64	<b>0.45</b>	0.23	0.27	0.23
Ilha 35	0.33	0.71	0.67	0.73	0.67	<b>0.29</b>	0.20	0.33
Ilha 41	0.28	0.54	0.45	0.43	0.64	0.33	<b>0.27</b>	0.20
Ilha 42	0.29	0.54	0.60	0.43	0.82	0.47	0.14	<b>0.08</b>

Tabela 4. Médias, desvios-padrão (SD) e teste de significância (U, Mann-Withney) para os valores de abundância de lagartos por ilhas. Os valores foram divididos entre ilhas mais perturbadas (+ pertb) e menos perturbadas (- pertb) e divididos entre antes e depois do enchimento.

Atributos	Abundância antes		Abundância depois		Abundância total	
	+ pertb	- pertb	+ pertb	- pertb	antes	depois
Média	11,25	33,50	17,00	36,75	22,37	26,88
SD	7,50	16,42	11,19	32,01	16,78	24,58
Valor de U	1,00		5,00		30,50	
P	0,04		0,39		0,87	

Tabela 5. Média, desvio-padrão (SD) e teste de significância (U, Mann-Withney) para os valores de riqueza de espécies de lagartos nas ilhas. Os valores foram divididos entre ilhas mais perturbadas (+ pertb.) e menos perturbadas (- pertb.) e divididos entre antes e depois do enchimento.

Atributos	Riqueza antes		Riqueza depois		Riqueza total	
	+ pertb	- pertb	+ pertb	- pertb	Antes	Depois
Média	4,50	5,75	6,00	6,50	5,13	7,38
SD	1,73	1,26	1,41	1,73	1,55	0,92
Valor de U	4,50		6,50		22,00	
P	0,29		0,66		0,28	

Tabela 6. Características das espécies e sumário da regressão da abundância pelo tempo. (Tamanho = média de 10 indivíduos adultos; Freq. = número de ilhas ocupadas nos seis meses antes e nos seis meses depois do enchimento;  $r$  = ajuste da reta de regressão;  $r^2$  = taxa de ajuste da reta de regressão; Taxa de ocupação antes do enchimento = total de sítios presentes - número de sítios ausentes/total de sítios). Todas as espécies que apresentaram o valor de  $p$  significativo apresentaram declínio. As categorias de forrageamento são forrageador ativo (FA) e senta-e-espera (SE).

Espécies	Tamanho	Forrageio	Freq.	Taxa de ocupação	$r$	$r^2$	$p$
<i>Ameiva ameiva</i>	148,1	FA	36-0	1,00	-0,530	0,281	0,035
<i>Cnemidophorus ocellifer</i>	50,2	FA	78-12	0,63	-0,498	0,248	0,050
<i>Tropidurus oreadicus</i>	6,02	SE	45-0	1,00	-0,668	0,446	0,005
<i>Tropidurus cf. montanus</i>	5,88	SE	6-0	0,25	-0,526	0,277	0,016
<i>Gymnodactylus geckoides</i>	4,85	SE	16-10	0,50	0,249	0,062	0,351
<i>Coleodactylus brachystoma</i>	2,22	SE	1-1	0,25	-0,071	0,005	0,803
<i>Anolis chrysolepis</i>	6,1	SE	1-0	0,25	-0,400	0,160	0,125
<i>Anolis meridionalis</i>	4,6	SE	3-5	0,25	0,000	0,000	0,988
<i>Mabuya nigropunctata</i>	8,45	FA	4-8	0,38	0,179	0,032	0,510
<i>Mabuya frenata</i>	6,57	FA	0-0	0,13	-0,164	0,027	0,544
<i>Colobosaura modesta</i>	4,2	FA	0-0	0,13	-0,084	0,007	0,763
<i>Micrablepharus maximiliani</i>	3,16	FA	8-6	0,63	-0,293	0,086	0,269
<i>Cercosaura ocellata</i>	4,07	FA	1-0	0,13	-0,164	0,027	0,544

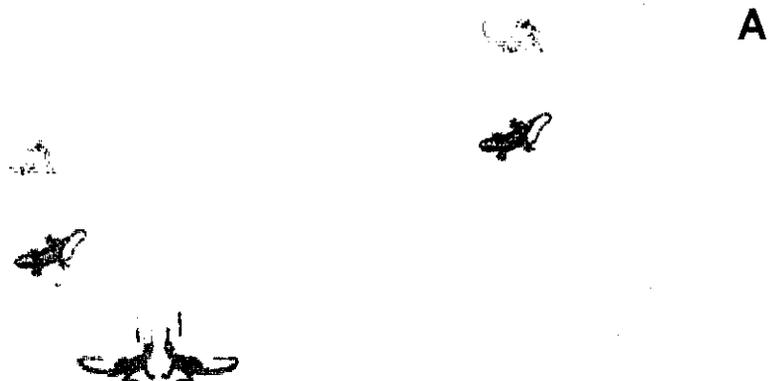
Tabela 8. Sumário do resultado da Análise Discriminante por passos ("stepwise") para espécies da comunidade de lagartos de Serra da Mesa, GO.

Variável	F	$p$	taxa de erro
		(Wilk's Lambda)	
Tamanho do corpo	136,65	0,17837	0,6152
Membro Posterior	105,05	0,03920	0,3225
Comprimento Rostro-Anal	75,35	0,01102	0,2168
Comprimento da perna	46,43	0,00428	0,1870
Comprimento da cabeça	38,45	0,00185	0,1545
Comprimento do braço	22,37	0,00105	0,1463
Largura da cabeça	20,47	0,00062	0,1491
Altura da cabeça	16,94	0,00039	0,1274

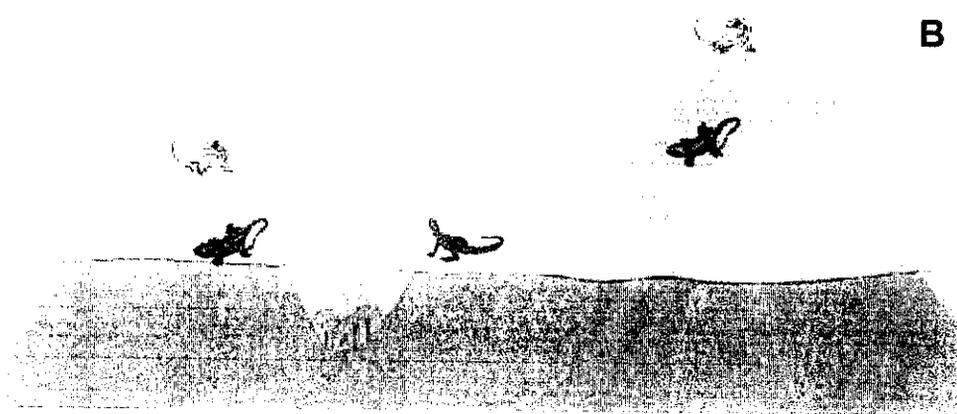
Tabela 9. Sumário do resultado da Análise Discriminante por passos ("stepwise") para Famílias da comunidade de lagartos de Serra da Mesa, GO.

Variável	F	$p$	taxa de erro
		(Wilk's Lambda)	
Membro posterior	133,64	0,3520	0,4011
Tamanho do corpo	152,74	0,1132	0,2304
Comprimento Rostro-Anal	126,04	0,0412	0,1626
Comprimento da cabeça	54,96	0,0234	0,1084
Largura da cabeça	38,21	0,0153	0,0894
Comprimento da perna	37,42	0,0100	0,0705
Comprimento do braço	25,30	0,0074	0,0596
Membro anterior	11,58	0,0064	0,0515

**Figura 1.** Esquema dos efeitos esperados do enchimento do Reservatório da Usina Hidrelétrica de Serra da Mesa, GO. A) Antes do enchimento, as espécies heliófilas e generalistas ocupam os morros, enquanto que as espécies umbrófilas ocorrem nas matas de galeria e nos cerrados mais densos dos vales. Morros de maior porte abrigam um maior número de espécies. B) Com a inundação das partes baixas, os lagartos florestais buscam abrigo nas partes mais altas, aumentando momentaneamente a riqueza dos morros. C) Com o passar do tempo, algumas extinções ocorrem, diminuindo a riqueza das ilhas em comparação com as margens. As espécies que permanecem nas ilhas ao final do processo foram as espécies generalistas, de maior porte e que já ocupavam as ilhas.



A

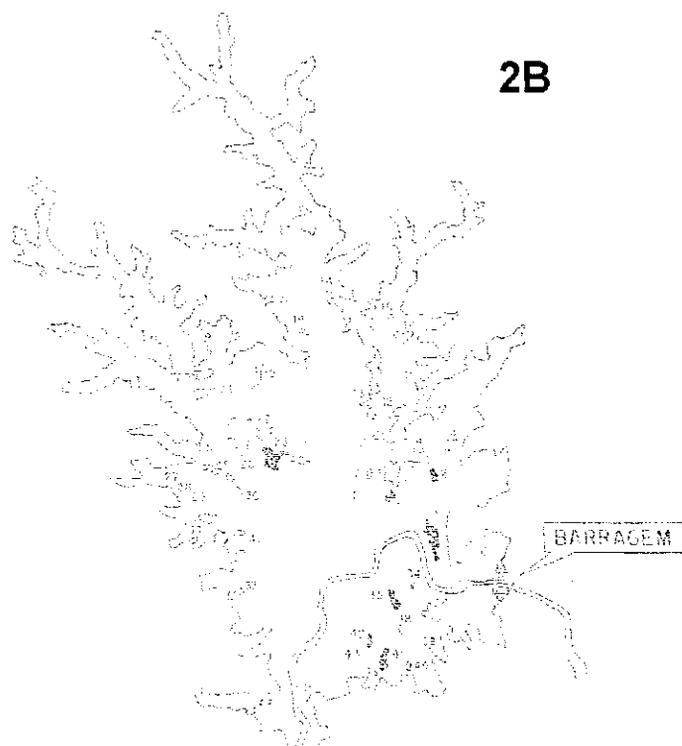
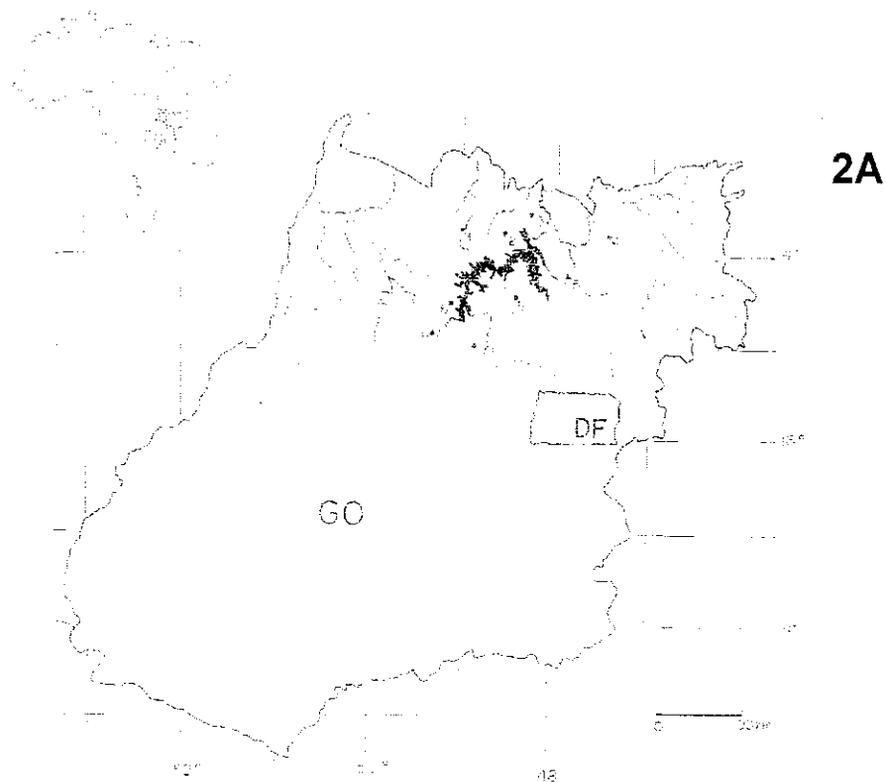


B



C

**Figura 2A.** Localização do Lago de Serra da Mesa no Estado de Goiás, mostrando os principais rios e cidades: 1 - Porangatu, 2 - Campinaçu, 3 - Minaçu, 4 - Cavalcante, 5 - Colinas, 6 - Niquelândia, 7 - Barro Alto, 8 - Uruaçu e 9 - São Luis do Norte. **B.** Esquema o Setor 1 do Reservatório de Serra da Mesa, em uma previsão de *maximum maximorum*. Em destaque, as ilhas onde foi realizado o trabalho.



**Figura 2A.** Localização do Reservatório de Serra da Mesa no Estado de Goiás, mostrando os rios e municípios. **1B.** Esquema do Setor 1 do Reservatório de Serra da Mesa em uma previsão de *máximum maximorum*, mostrando as ilhas estudadas.

**Figura 3.** Gráficos de regressão entre a abundância dos lagartos (número de indivíduos) pelo tempo (Bimestres). **A.** *Ameiva ameiva* (Equação da reta:  $Y = 11,625 - 0,794X$ ); **B.** *Cnemidophorus ocellifer* (Equação da reta:  $Y = 19,2 - 1,112X$ ); **C.** *Tropidurus oreadicus* (Equação da reta:  $Y = 11,525 - 0,856X$ ) e **D.** *Tropidurus cf. montanus* (Equação da reta:  $Y = 1,438 - 0,121X$ ).

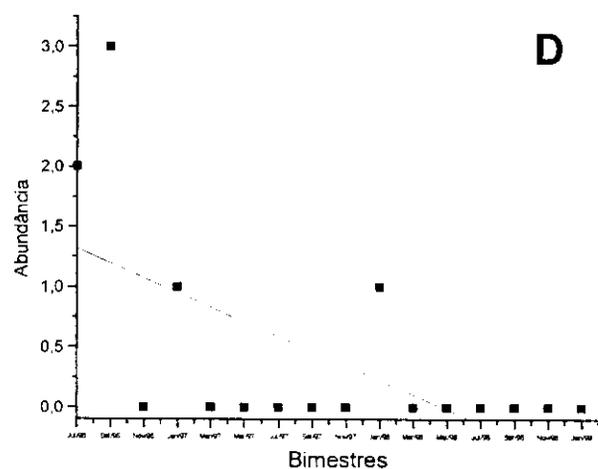
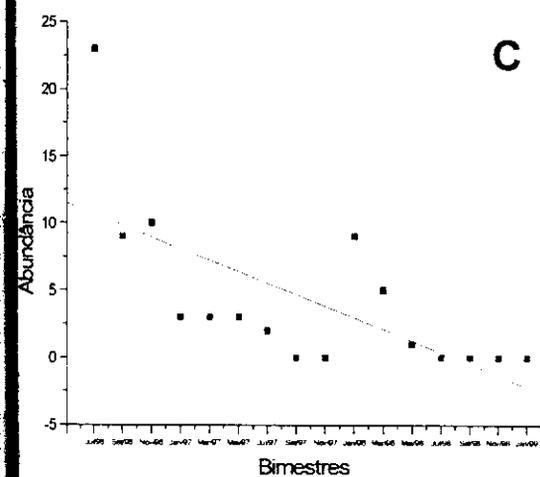
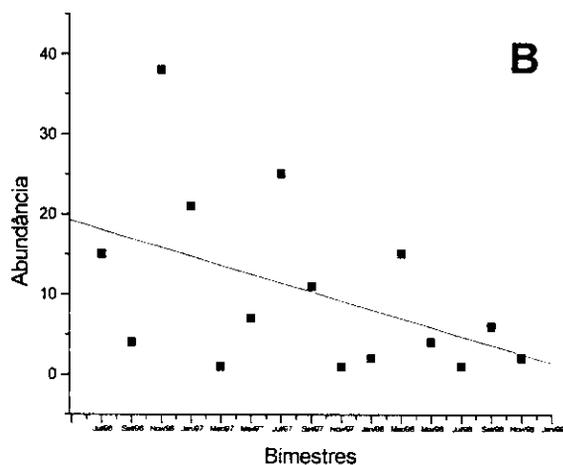
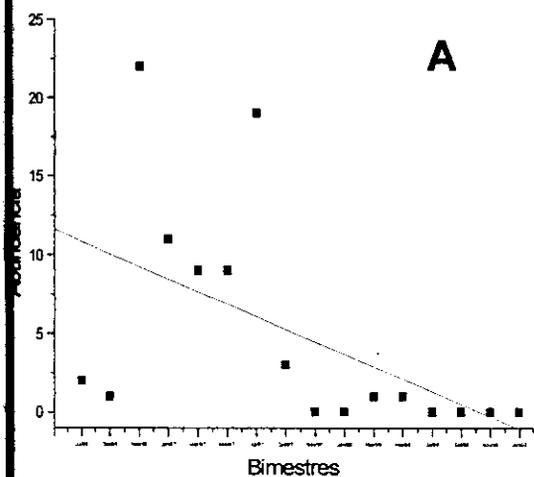
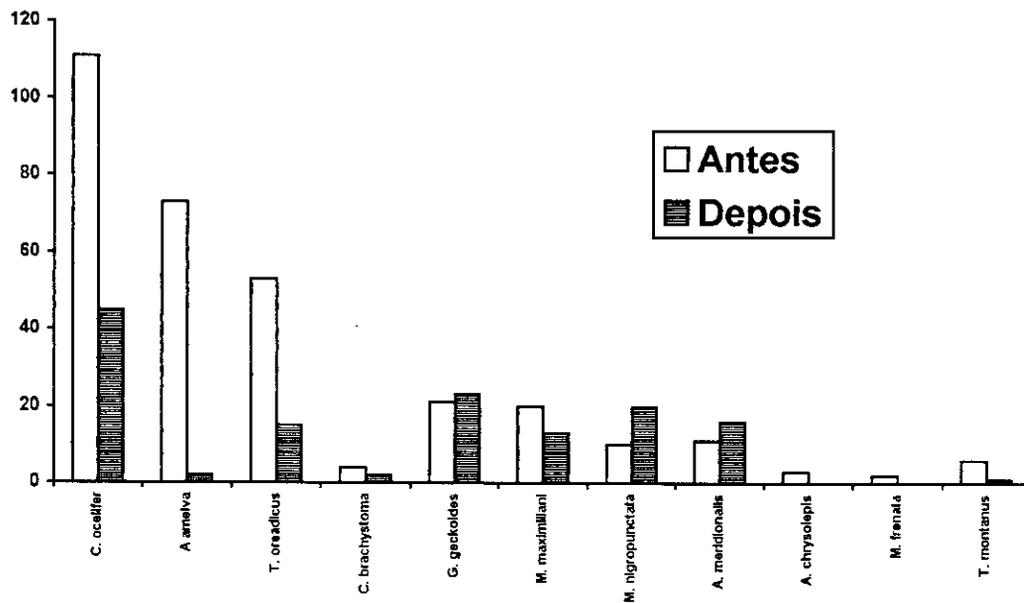
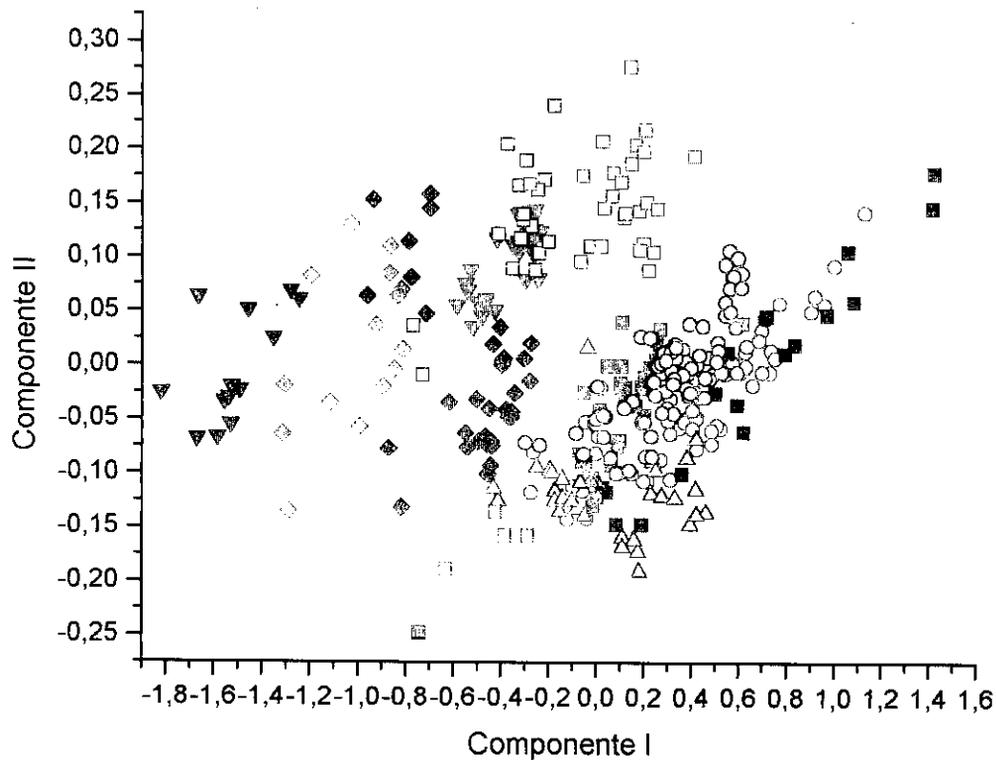


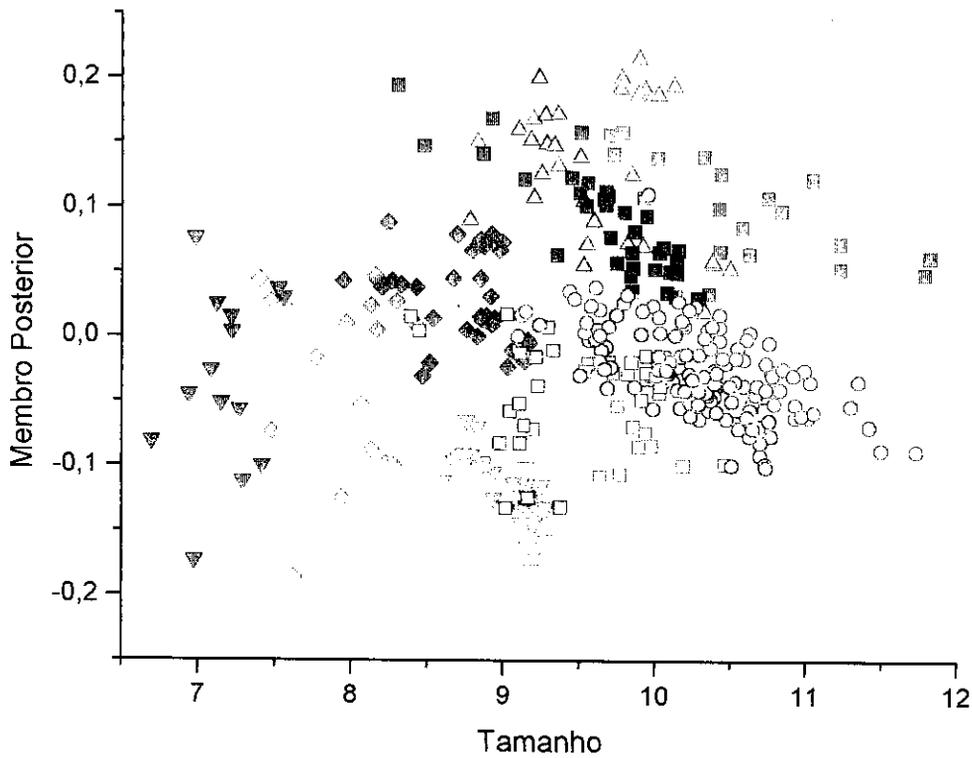
Figura 3. Gráficos de regressão entre a abundância dos lagartos (número de indivíduos) e o tempo (Bimestres). A. Ameiva ameiva (Equação da reta:  $Y = 11,625 - 0,794X$ ); B. Hemidiphorus ocellifer (Equação da reta:  $Y = 19,2 - 1,112X$ ); C. Tropicurus oreadicus (Equação da reta:  $Y = 11,525 - 0,856X$ ) e D. Tropicurus cf. montanus (Equação da reta:  $Y = 1,438 - 0,121X$ ).



**Figura 4.** Comparação entre a abundância de espécies de lagartos entre os primeiros 12 meses de amostragem (antes) e os últimos 12 meses (depois). As espécies que apresentaram queda significativa na abundância foram *Ameiva ameiva*, *Cnemidophorus ocellifer*, *Tropidurus oreadicus* e *Tropidurus cf. montanus*.



**Figura 5.** Gráfico da Análise dos Componentes Principais para o logaritmo das medidas morfométricas das espécies, mostrando a relação de forma e tamanho das espécies (símbolos). Quadrado azul: *Ameiva ameiva*; quadrado vermelho: *Cnemidophorus ocellifer*; triângulo aberto azul: *Anolis chrysolepis*; triângulo aberto vermelho: *Anolis meridionalis*; círculo aberto vermelho: *Tropidurus oreadicus*; círculo aberto azul: *Tropidurus montanus*; quadrado aberto vermelho: *Mabuya nigropunctata*; quadrado aberto azul: *Mabuya frenata*; triângulo invertido vermelho: *Gymnodactylus geckoides*; triângulo invertido azul: *Coleodactylus brachystoma*; diamante verde: *Cercosaura ocellata*; diamante azul: *Colobosaura modesta*; diamante vermelho: *Micrablepharus maximiliani*.



**Figura 6.** Classificação das espécies de lagartos de Serra da Mesa, com base no resíduo do comprimento do membro posterior e no tamanho (variável isométrica). Os símbolos são espécies. Quadrado vermelho: *Ameiva ameiva*; quadrado azul: *Cnemidophorus ocellifer*; triângulo aberto vermelho: *Anolis chrysolepis*; triângulo aberto azul: *Anolis meridionalis*; círculo aberto vermelho: *Tropidurus oreadicus*; círculo aberto azul: *Tropidurus montanus*; quadrado aberto vermelho: *Mabuya nigropunctata*; quadrado aberto azul: *Mabuya frenata*; triângulo invertido vermelho: *Gymnodactylus geckoides*; triângulo invertido azul: *Coleodactylus brachystoma*; diamante verde: *Cercosaura ocellata*; diamante azul: *Colobosaura modesta* e diamante vermelho: *Micrablepharus maximiliani*.

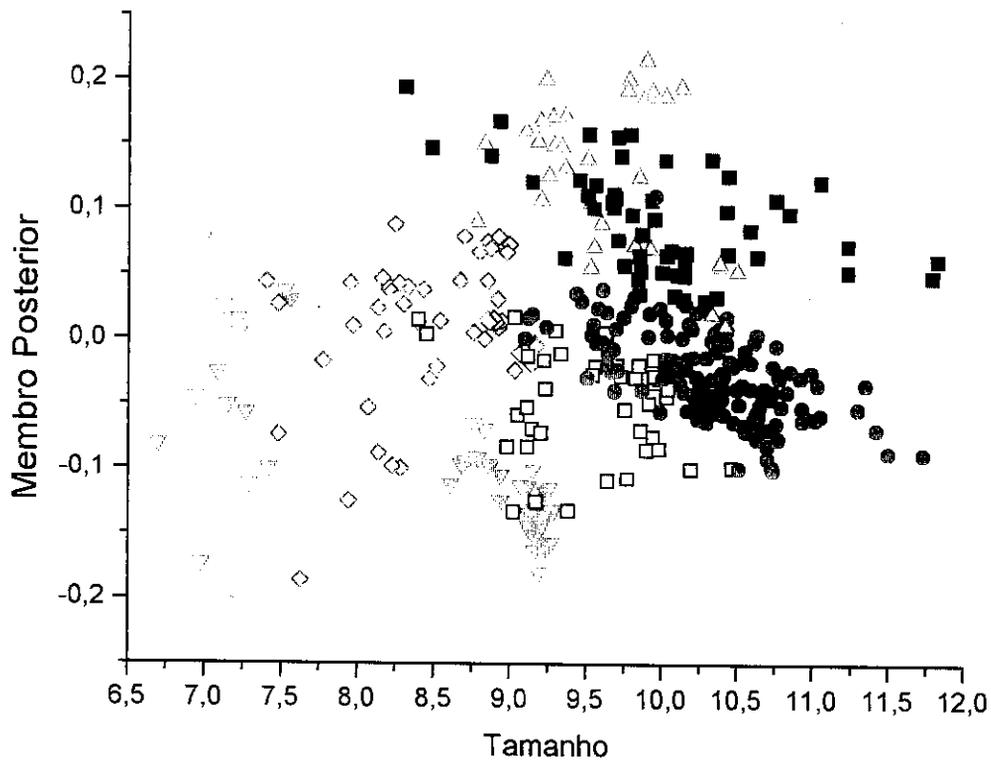
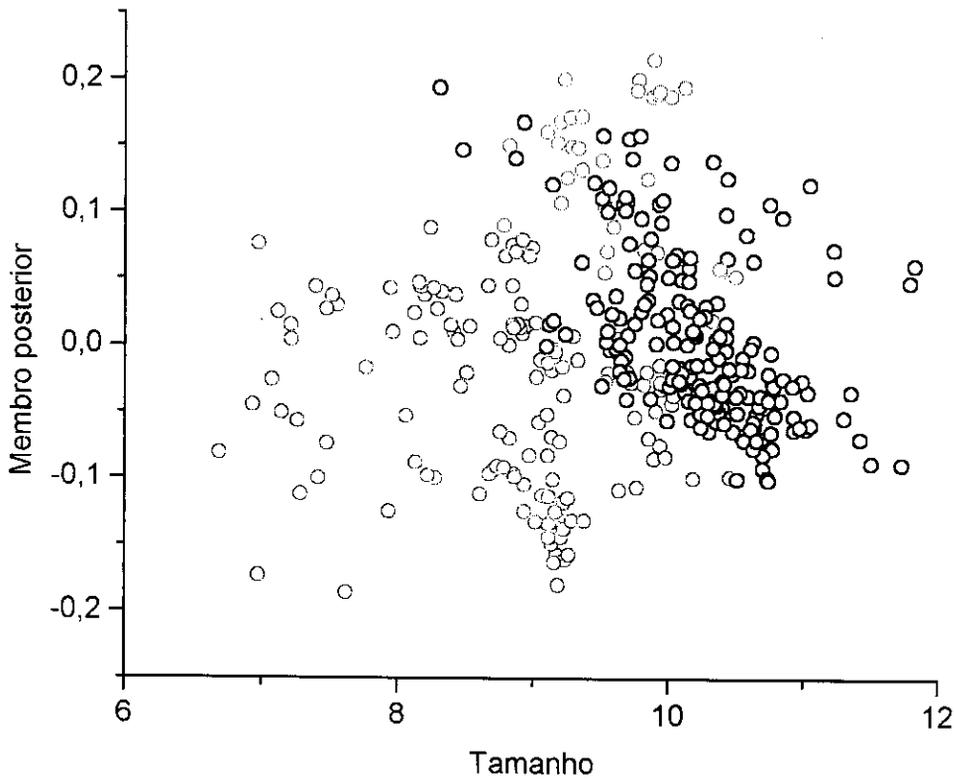


Figura 7. Classificação das famílias com base no resíduo ajustado do comprimento do membro posterior e no tamanho (variável isométrica). Os símbolos são famílias. Quadrado preto: Teiidae; círculo azul: Tropiduridae; triângulo aberto vermelho: Polychrotidae; quadrado aberto preto: Scincidae; triângulo invertido vermelho: Gekkonidae e diamante azul: Gymnophthalmidae.



**Figura 8.** Classificação dos três grupos de espécies, com base no resíduo ajustado do comprimento do membro posterior e no tamanho (variável isométrica). Os símbolos correspondem aos grupos. Círculo azul: espécies pequenas, com membros posteriores mais curtos (Famílias Gekkonidae, Scincidae e Gymnophthalmidae - Grupo I); círculo preto: Espécies grandes, com membros posteriores comparativamente mais longos (Famílias Tropicuridae e Teiidae - Grupo II) e círculo vermelho: Família Polychrotidae (Grupo III).

## RESUMO

Foi realizada uma comparação entre áreas amostradas em ilhas e margens do Reservatório de Serra da Mesa, três anos após o completo enchimento do lago, buscando valores absolutos para a riqueza, abundância a diversidade e a equitabilidade de espécies. As ilhas apresentaram uma abundância muito maior que as margens, enquanto as margens apresentaram uma riqueza superior às ilhas. A abundância de *Micrablepharus maximiliani*, *Gymnodactylus geckoides*, *Coleodactylus brachystoma* e *Mabuya nigropunctata* corresponderam a 78,14% de todos os indivíduos. Estas espécies não apresentaram declínio em suas taxas de captura durante o enchimento do lago. Das três espécies mais abundantes antes do início do enchimento do lago, *Cnemidophorus ocellifer* correspondeu a 7,3% e *Tropidurus oreadicus* a 0,7% do total de indivíduos amostrados, enquanto *Ameiva ameiva* foi considerada extinta. Estas espécies apresentaram redução na taxa de captura por armadilhas de queda, durante o enchimento do reservatório. O uso da fórmula do tempo de relaxamento para ilhas continentais "land-bridge islands" de Diamond (1972), apontou para a perda de todas as espécies das ilhas em um período de quatro a sete anos (até 2009), em uma projeção pessimista, e de 12 a 29 anos em uma projeção otimista. Desta forma, a diferença na riqueza entre bordas e ilhas pode ser um dos efeitos da formação das ilhas em 1998.

### ABSTRACT

A comparison between islands and margins of the Serra da Mesa dam reservoir was carried three years after the complete flooding. I used a new method to obtain absolute values in abundance, richness, and diversity for all areas. The areas were compared in relation to richness, abundance, alfa-diversity, beta-diversity, and evenness. The islands showed higher abundance than margins, whereas margins were more species-rich. The abundance of *Micrablepharus maximiliani*, *Gymnodactylus gekkoides*, *Coleodactylus brachystoma* and *Mabuya nigropunctata* corresponding to 78,14% fo all lizards. These species was the rarest during the flooding, but didn't decline in this period. The three most abundant lizards before the dam flooding was *Cnemidophorus ocellifer*, *Ameiva ameiva* and *Tropidurus oreadicus*. These species declined during the flooding time, corresponding only to 7,3%, 0%, and 0,3% of all lizards. *Ameiva ameiva* was considered extinct. The beta-diversity between islands was smaler than between margins. This suggests that historical factors are more important than ecological factors in the islands. Using the relaxion-time expression, following Diamond (1972) for the islands, whe expect that the islands will lost the species in the next 4 to 7 years. In this way, the small diference in richness between margins and islands can be an effect of the island isolation.

## INTRODUÇÃO

### **Fragmentação dos habitats naturais e a herpetofauna.**

A fragmentação e a remoção dos habitats naturais são consideradas atualmente as maiores ameaças para a manutenção da diversidade (Meffe & Carroll, 1994). Muitas vezes, a fragmentação é consequência direta das atividades humanas, como crescimento urbano, desmatamentos, plantações, pastagens e o enchimento de represas de usinas hidrelétricas.

Diferentes organismos respondem de forma diferente à fragmentação. Alguns organismos apresentam declínio em áreas fragmentadas, enquanto outros são menos sensíveis à fragmentação e às mudanças que ela impõe (p.ex. Laurance & Bierregaard Jr, 1997). Desta forma, é difícil prever a resposta de determinado grupo animal à fragmentação. De um modo geral, espécies invasoras e oportunistas são beneficiadas com a fragmentação, enquanto que as espécies mais especialistas e raras costumam declinar nos ambientes fragmentados.

Não existe um quadro claro dos efeitos da fragmentação sobre a herpetofauna. No entanto, especula-se que algumas espécies de lagartos sejam mais sensíveis à fragmentação que outras (Sarre et al. 1995; Sarre, 1998). Apesar da expectativa de perda de espécies com a fragmentação, aparentemente não existe diferença estrutural entre as comunidades de lagartos e anfíbios de fragmentos e de áreas contínuas na Mata Atlântica no Sul da Bahia (Dixo, 2001). Também na Amazônia Central, as comunidades de anfíbios estudadas em áreas

fragmentadas são mais ricas que as comunidades de áreas de mata contínua (Tocher et al. 1997). Em ilhas formadas pelo enchimento de uma hidrelétrica na Guiana Francesa, as espécies de lagartos presentes foram as de maior porte e foram as mais abundantes na área antes do enchimento (Cosson et al. 1999).

No Distrito Federal, 70% da comunidade regional de lagartos só pode ser encontrada em fragmentos maiores que 1.000 ha (Araujo, 1998). Os fragmentos de Cerrado de tamanho inferiores a 200 ha apresentam apenas quatro espécies de lagartos, que geralmente são as de grande porte (excluindo-se os teiús) e mais generalistas no uso de hábitat, como *Ameiva ameiva*, *Tropidurus torquatus* e *Cnemidophorus ocellifer*, além da lagartixa invasora *Hemidactylus mabouia*.

Nos ambientes fragmentados, certas características podem ser apontadas como fatores decisivos para a permanência de certas espécies de lagartos, em detrimento a outras. As espécies de maior porte, mais abundantes antes da fragmentação, hábitat generalistas e com ampla distribuição geográfica, aparentemente levam vantagem na permanência em fragmentos (Cosson et al., 1999; Terborgh et al., 1997; Sarre et al. 1995; Sarre, 1998). Entretanto, em Serra da Mesa, as espécies maiores e originalmente mais abundantes, apresentaram quedas em sua abundância ao longo do enchimento do lago de Serra da Mesa, tanto nas margens, quanto nas ilhas (Pavan, 2001; R. A. Brandão & A. Araujo, obs. pess.).

### As ilhas continentais

A riqueza de espécies presentes em uma dada ilha é regulada através de um equilíbrio dinâmico entre as taxas de imigração (espécies colonizadoras) e de

extinção (MacArthur & Wilson, 1967; Case, 1975). No entanto, este equilíbrio é atingido de forma diferenciada nas ilhas oceânicas (formadas no meio do mar, por atividade vulcânica) e nas ilhas continentais (ligadas aos continentes em um passado recente por pontes de terra) (Diamond, 1972; Case, 1975). Nas ilhas oceânicas, a riqueza de espécies atinge um equilíbrio com a chegada de imigrantes. Nas ilhas que já foram ligadas ao continente (ilhas "continentais" ou "land-bridge islands", *sensu* Diamond, 1972), o equilíbrio é atingido com a extinção de espécies. Isso ocorre porque no momento da insularização, estas ilhas apresentam um sub-conjunto da riqueza observada nos continentes (ou margens) (Diamond, 1972; Case, 1975; Terborgh et al. 1997). No Golfo da Califórnia, as ilhas continentais possuem comunidades de lagartos e mamíferos mais ricas que as ilhas oceânicas (Case & Cody, 1987), sugerindo que tais ilhas ainda não atingiram o ponto de equilíbrio dinâmico.

As ilhas "continentais" são excelentes para experimentos focando extinções, já que algumas espécies serão eliminadas das mesmas, até que elas se ajustem ao equilíbrio (MacArthur & Wilson, 1967). Este período entre o isolamento da ilha e o ajuste ao número de espécies, é denominado de tempo de relaxamento (Diamond, 1972), que é definido como o tempo necessário para que o sub-conjunto da diversidade de espécies em equilíbrio, após o isolamento, "relaxe" para  $1/e$  (ou 36,8%) do sub-conjunto original (Diamond, 1972). O termo " $e$ " é a base do logaritmo natural. Esta relação foi obtida comparando ilhas oceânicas e continentais em diversas localidades do globo.

Para comparar a riqueza, abundância e a densidade da herpetofauna (principalmente lagartos) entre ilhas e margens do lago da UHE Serra da Mesa, foi

empregada uma outra técnica de amostragem (amostragem exaustiva em quadrados). Esta metodologia permite obter não apenas dados de riqueza, abundância e densidades absolutas (reais ou muito próximas ao real) das espécies, como também informações sobre uso de microhabitat e comportamento. Os resultados obtidos foram utilizados para indicar diferenças entre as comunidades de lagartos das margens e das ilhas do lago, relacionando estes resultados à biogeografia de ilhas (MacArthur & Wilson, 1967). As diferenças entre comunidades das margens e ilhas são consideradas um efeito do enchimento do reservatório da Usina Hidrelétrica de Serra da Mesa e da fragmentação do Cerrado sobre as comunidades animais.

São testadas as teorias da biogeografia de ilhas, comparando-se ilhas e margens (continentes). São comparadas a abundância, riqueza e diversidade de espécies entre ilhas e margens, além do ajuste entre logaritmo da área x riqueza de espécies. São discutidas também as vantagens e desvantagens deste método, e são propostas estratégias para a conservação da herpetofauna do Cerrado.

## MATERIAIS E MÉTODOS

### Área de estudo

A área sob influência do Aproveitamento Hidroelétrico (AHE) de Serra da Mesa abrange nove municípios do norte de Goiás: Minaçu, Colinas, Cavalcante, Barro Alto, Niquelândia, São Luiz do Norte, Uruaçu, Porangatu e Campinaçu. O represamento do Rio Tocantins foi realizado a 40 Km ao sul da cidade de Minaçu

(aproximadamente. 13°51'S; 48°20'O), pouco após a união dos Rios Bagagem, Maranhão e Tocantinzinho (Figura 1A).

Para a formação do reservatório, foi alagada uma área de aproximadamente 178.000 ha. Este espelho d'água é aproximadamente a soma das áreas do Parque Nacional das Emas (130 mil ha) e do Parque Nacional de Brasília (30 mil ha), duas importantes Unidades de Conservação do Cerrado.

O relevo da área de influência é bastante ondulado, variando entre 950m (alto da Serra da Mesa) a 320m (margem original do Tocantins), com vários morros de tamanhos intermediários entre estes dois extremos de altitude. O reservatório ocupou a área compreendida entre a cota 320m (margem original do Rio Tocantins, no eixo da barragem), até a cota 460m. Devido ao relevo acidentado e à profundidade do final do reservatório, foram formadas cerca de 200 ilhas, que são topos dos morros afogados. O tamanho destas ilhas formadas varia muito, com ilhas menores que 1 ha e algumas maiores que 1000 ha. Aproximadamente 60% das ilhas formadas apresentam áreas menores ou iguais a 3 ha.

Para a amostragem nos quadrados, foram escolhidas as ilhas de números 34, 35, 37, 38 e uma pequena ilha (aqui denominada ilhota) e as penínsulas 41, 42 (dois quadrados) e dois sítios na margem direita do reservatório (bordas 1 e 2). Todas estas áreas estavam originalmente localizadas na margem direita do Tocantins (Figura 1B). A numeração das áreas foi dada pelos topógrafos de Furnas, durante os trabalhos de projeção do futuro lago. Estes sítios têm relevo,

solo e vegetação parecidos, sendo que na península 42, a vegetação é um pouco mais densa e os afloramentos de rocha são raros e menores.

Os morros 41 e 42 formariam ilhas, caso o reservatório de Serra da Mesa atingisse a cota máxima de enchimento (*maximum maximorum*). No entanto, durante o enchimento, a cota máxima atingida pelo lago ficou aproximadamente 10 metros abaixo do *maximum maximorum*. Isso fez com que o morro 41 se tornasse uma península perfeita. Após o morro 42 tornar-se uma ilha por um curto período, transformou-se em uma península, ligada ao continente por uma ponte de terra coberta por árvores mortas. Isso se deu devido à diferença entre a cota máxima que o reservatório atingiu e a cota de operação das turbinas (cerca de 10 metros abaixo da cota máxima atingida). Pelo mesmo motivo, foi formada uma ilha de 0,5 ha (ilhota), não prevista no projeto original (Figura 2).

Neste trabalho, parte-se da premissa de que as ilhas de Serra da Mesa correspondem ao modelo de ilhas "continentais" (*sensu* Diamond, 1972). Ilhas continentais são ilhas que foram ligadas ao continente, em algum momento da história, por faixas de terra, que permitiam o fluxo de animais entre o continente e as ilhas. Estas ilhas possuem uma riqueza maior que a encontrada nas ilhas oceânicas, que nunca foram ligadas ao continente (Case, 1975). Na Serra da Mesa, algumas ilhas podem ser ligadas às margens durante períodos de diminuição brutal da cota do reservatório (p. ex. a ilhota), como em secas muito severas. Outras ilhas foram isoladas por um período curto de tempo durante o enchimento do lago, mas agora são penínsulas ligadas às margens, devido à diferença entre a cota máxima de enchimento e a cota de operação da usina (p. ex. ilha 42).

Após a formação do reservatório, as ilhas 34, 35, 37, 38 e ilhota sempre permaneceram isoladas. Devido às sucessivas secas que culminaram na crise energética de 2001, a ilhota foi ligada ao continente por uma ponte de terra. No entanto, isto ocorreu logo após as amostragens realizadas.

### **Instalação das parcelas**

As grades foram escolhidas aleatoriamente nas ilhas. Em cada ilha ou margem, foi demarcado um quadrado de 50 x 50 m, com trena métrica. No perímetro deste quadrado, foi delimitada uma trilha com uso de enxada. Nesta trilha foi cavada uma calha estreita e profunda (cerca de 15cm) com uso de picareta ou enxadão. Na margem externa desta calha, foram colocadas estacas de madeira. Cada estaca foi posta a 3 metros uma da outra e fixada com marreta. Nestas estacas foi montada uma cerca de lona plástica preta. A lona foi presa às estacas com grampeador tipo pistola. Após sua completa montagem, a barreira plástica possuía 40 cm de altura e tinha 10 cm enterrados na calha, para impedir a fuga de lagartos pela base da lona (Figura 3A).

A principal idéia de amostragem nos quadrados era encontrar todos os lagartos, cobras e anfíbios presentes nas áreas delimitadas. Para tanto, era necessário revirar todos os abrigos utilizados pelos animais, como cupinzeiros, buracos de tatu, troncos e saueiros. Para facilitar a procura e aumentar a eficiência da amostragem, toda a vegetação foi removida. Inicialmente, a remoção da vegetação foi feita capinando toda a área (margens 42 e 41; ilha 34). Como a capina total da área mostrou-se muito demorada e a camada de capim cortada dificultava a captura dos animais, as demais áreas foram limpas com fogo. O

impacto do fogo sobre a vegetação é menor que o impacto causado pela capina, já que a capinagem remove as plantas pela raiz, ao passo que o fogo tem um longo histórico de ocorrência no Cerrado, que resultou em adaptações das plantas aos incêndios.

Para que o uso de abrigos pelos animais (principalmente cupinzeiros e sauveiros), não fosse influenciado pelo fogo ou pela capina, todos estes abrigos foram vistoriados logo após a montagem da barreira plástica.

A largura, comprimento e altura de todos os cupinzeiros e sauveiros foram medidos com fita métrica e examinados em relação à presença de lagartos. Os cupinzeiros foram quebrados com uso de picareta e a terra dos sauveiros foi removida com uso de enxada.

Um aceiro de 3 metros de largura foi feito ao redor de todo o perímetro do quadrado para evitar que o fogo danificasse a lona e escapasse para o restante da área (Figura 3B). Um aceiro transversal e um aceiro longitudinal com 1,5m cada delimitaram quadro quadrados menores de vegetação a ser queimada (Figura 3C).

Após o preparo da área para o fogo, cada um dos pequenos quadrados delimitados pelos aceiros era queimado, um de cada vez, até que toda a área fosse queimada (Figura 3D). Foram tomadas todas as medidas de prevenção e controle do fogo para impedir que o incêndio saísse do controle. O fogo foi colocado sempre contra o vento, para diminuir sua velocidade de queima. Também foi mantida uma mesma direção de queima, para evitar que algum animal fosse encurralado pelo fogo. O horário de queima também foi controlado, evitando-se as horas mais quentes do dia. Durante a queima, todas as pessoas envolvidas no trabalho (4 a 5) eram posicionadas nas bordas das áreas, munidas

de abafadores e/ou folhas de palmeiras, para controlar os limites da área de queima.

Para que os animais presentes na vegetação pudessem se abrigar nos cupinzeiros durante o fogo, todos os pedaços dos cupinzeiros vistoriados eram agrupados nos seus locais originais. Estes "cupinzeiros remontados" foram muito utilizados pelos lagartos como abrigo contra o fogo. Nenhum lagarto foi encontrado morto pelo fogo ou com sinais de queimadura.

Após a completa retirada da vegetação da área e vistoria de todos os abrigos, as pessoas envolvidas na amostragem passaram então, a andar lado a lado em colunas horizontais e verticais dentro do quadrado, mantendo sempre a mesma distância um do outro (1,5 m). A idéia desta caminhada era vistoriar cuidadosamente toda a área em relação à presença de lagartos. Todos os abrigos eram vistoriados, com pinças e varetas. Os abrigos comumente vistoriados foram os cupinzeiros quebrados, os buracos de tatu, os buracos de roedores, as frestas de rochas, as bases de troncos, os troncos ocos, os troncos caídos, o folheto e os acúmulos de detritos vegetais (restos de troncos, ramos e folhas). Quando algum animal era localizado, sua captura era feita manualmente e o horário e o microhabitat de captura eram anotados.

#### **Medidas de disponibilidade de microhábitats**

Para classificar as ilhas em relação à oferta de microhábitats, foram tomadas 14 medidas em cada quadrado: número de árvores, altura do dossel, porcentagem de cobertura por gramíneas (estimativa da área total coberta por gramíneas), estimativa da porcentagem de cobertura de 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.

As porcentagens foram estimadas, de acordo com o total da área do quadrado coberto por gramínea, folheto, solo exposto, rochas, sombra, litosolo ou solo argiloso. A área dos sauveiros foi dada pela multiplicação do comprimento maior pela largura maior, da superfície coberta pela terra acumulada pelas formigas. O volume dos cupinzeiros foi dado pela fórmula do hemi-elipsóide (Domingos, 1983), dada pela expressão:

$$V = 2 (\pi \times d \times D \times h)/3,$$

Onde d é o diâmetro menor, D é o diâmetro maior e h é a altura do cupinzeiro. O volume é dado em centímetros cúbicos (cm<sup>3</sup>). Esta fórmula subestima o volume dos cupinzeiros porque não leva em conta o desenvolvimento subterrâneo do cupinzeiro. No entanto, este erro de medida é repetido para todos os cupinzeiros, o que minimiza este problema, quando a espécie de cupim é a mesma.

## Análises

A amostragem em cada um dos quadrados de lona foi controlada com curvas de coletor e de rarefação (p. ex. Brower & Zar, 1977). Foram feitas estimativas do número de espécies e de indivíduos em relação ao esforço amostral, para cada área, através do programa EstimateS<sup>®</sup> (Colwell, 1997). As estimativas médias, obtidas para cada área, foram comparadas com os estimadores de riqueza ICE (Incidence-based Coverage Estimator) e ACE (Abundance-based Coverage Estimator), fornecidos pelo programa, bem como pela observação direta das curvas de coletor e de rarefação. Estes dois estimadores calculam a riqueza de espécies das amostras, incluindo espécies não descobertas em alguma amostra. O estimador ACE é baseado nas espécies com 10 ou menos indivíduos na amostra, enquanto o estimador ICE baseia-se nas espécies encontradas em 10 ou menos unidades de amostra (Colwell, 1997).

Além das medidas de riqueza e abundância, para cada área amostrada, foram calculadas as diversidades de Shannon-Wiener e a equitabilidade de Pielou (Moreno, 2001). O "turnover" de espécies (diversidade beta) foi calculado para pares de áreas.

A diversidade de Shannon-Wiener (Moreno, 2001), foi calculada pela seguinte expressão:

$$H' = - \sum p_i \ln p_i$$

Onde  $p_i$  é a abundância proporcional da espécie  $i$ .

A equitabilidade das ilhas foi calculada seguindo o índice de Equitabilidade de Pielou, dada pela expressão,

$$J' = H' / H'_{\max}$$

Onde  $H'_{\max} = \ln(S)$  e "S" é o total de espécies na amostra. Este índice mede a proporção da diversidade observada com relação à diversidade esperada. Seu valor varia de 0 a 0,1; onde 0,1 corresponde a situações onde todas as espécies são igualmente abundantes (Moreno, 2001).

A diversidade beta ("turnover" de espécies) entre as ilhas foi calculada utilizando-se o índice de Whittaker (1972), dado pela expressão,

$$\beta = S / \alpha - 1$$

Onde, "S" é o número de espécies registradas nos conjuntos de amostras (diversidade gama) e " $\alpha$ " é o número médio de espécies nas amostras.

O teste de Kruskal-Wallis foi utilizado para verificar diferenças entre o logaritmo da abundância, da riqueza, diversidade alfa ( $H'$ ), e a equitabilidade ( $J'$ ) entre as ilhas e margens do reservatório. Não foi comparada a densidade entre margens e ilhas, pois a densidade (número de indivíduos por unidade de área), iria produzir resultados semelhantes à abundância entre áreas. Para estimar a densidade de lagartos por hectare, foi multiplicado por quatro o resultado da abundância de cada quadrado.

Diferenças na diversidade beta (turn-over de espécies) entre pares de ilhas, pares de bordas e pares de bordas e ilhas foram identificadas com teste *t*.

Com as medidas de oferta de microhabitat das ilhas, foi realizada uma Análise dos Componentes Principais (PCA) para classificar as ilhas e margens em relação a estas medidas.

Foi utilizado o ajuste linear da riqueza das espécies em relação ao logaritmo natural da área das ilhas, para a previsão da teoria de biogeografia de ilhas (MacArthur & Wilson, 1967).

O tempo de relaxamento pode ser calculado para uma determinada ilha continental, assumindo que o número de espécies no equilíbrio é previsto por uma fórmula de regressão, que relaciona o número de espécies, o tempo de isolamento, a distância e a área das ilhas oceânicas. Também é assumido que, no momento em que as ilhas continentais são formadas, elas possuem um conjunto semelhante das espécies presentes no continente. Esta premissa é garantida pelos dados coletados no período anterior ao enchimento (Capítulo 1). Seguindo Case (1975), o tempo de relaxamento é dado pela expressão,

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

Onde  $S_t$  é o número de espécies no tempo  $t$ ,  $S_0$  é o número inicial de espécies (assumido como sendo o número total de espécies encontradas no continente),  $S_{eq}$  é o número esperado de espécies no equilíbrio e  $t$  é o número de anos desde que as ilhas foram separadas do continente (Case, 1975; Diamond, 1972).

A composição de espécies da comunidade local (no quadrado amostrado) não deve ser igual à riqueza regional de espécies, pois a distribuição das comunidades locais nos diferentes jogos de paisagens não é o conjunto total de espécies regional, mas é um sub-conjunto. Desta forma, foram considerados dois

valores para  $S_0$ : a riqueza regional de espécies (14) obtida na amostragem com quadrados e a riqueza máxima observada nos quadrados (nove espécies). Esta consideração levou a dois cenários, um "pessimista" e um "otimista". No cenário pessimista, (com  $S_0 = 14$ ) ocorre uma rápida perda de espécies, enquanto que no cenário otimista ( $S_0 = 9$ ), a perda de espécies é mais lenta.

Para o cálculo do tempo de relaxamento para Serra da Mesa, foi utilizado o valor de três anos para  $t$  (tempo de formação das ilhas). O cálculo do tempo de relaxamento foi feito seqüencialmente, sempre diminuindo uma espécie do total de espécies por ilha, pois não conhecemos nenhuma ilha de cerrado, isolada e em equilíbrio. Este procedimento permitiu estimar o tempo para que ocorra a extinção total das espécies nas ilhas. No entanto, pode-se esperar que o número de espécies no equilíbrio seja aproximadamente quatro espécies. Esta é a riqueza observada em fragmentos de cerrado de pequeno tamanho no Distrito Federal, isolados há mais de 30 anos (A. F. B Araujo & A. H. S. Bello, com. pess.).

## RESULTADOS

As bordas e penínsulas não apresentaram diferença em relação à abundância, riqueza e diversidade de espécies. Por isso, as áreas foram divididas entre margens (bordas e penínsulas) e ilhas. A ponte de terra coberta por árvores mortas ("ghost forest", sensu Diamond, 1972), que liga a ilha (península) 42 ao "continente" (Figura 2), é utilizada por diversos lagartos, como *Iguana iguana* (só observada neste hábitat), *Cnemidophorus ocellifer*, *Tropidurus oreadicus*, *T. cf.*

*montanus*, *Coleodactylus brachystoma* e *Micrablepharus maximiliani*, funcionando como um corredor efetivo entre a península 42 e a borda do lago.

Foram encontrados 1002 lagartos de 14 espécies e 15 serpentes de cinco espécies nos quadrados amostrados (Tabela 2, Tabela 3, Figura 4). A abundância média de lagartos nas ilhas foi aproximadamente o dobro da encontrada nas margens e penínsulas do lago (Tabela 2, Figura 5).

Das 14 espécies de lagartos utilizando as áreas, quatro dominaram numericamente as amostras. As espécies mais abundantes nos quadrados foram *Micrablepharus maximiliani* (235 indivíduos ou 23,45% do total), *Gymnodactylus geckoides* (197; 19,66%), *Mabuya nigropunctata* (186; 18,56%) e *Coleodactylus brachystoma* (165; 16,47%) (Figura 4). Estas espécies somaram 783 indivíduos ou 78,14% do total de indivíduos amostrados. Estas espécies foram pouco abundantes nas amostragens durante o enchimento do reservatório, mas não apresentaram declínio em sua abundância ao longo deste período (maio de 1996 a janeiro de 1999; Capítulo 1).

Os lagartos numericamente dominantes antes do enchimento (*Cnemidophorus ocellifer*, *Ameiva ameiva* e *Tropidurus oreadicus*), representaram uma pequena proporção do total encontrado nas amostras três anos após o enchimento (respectivamente 7,3%, 0% e 0,7%) (Figura 4). Estes lagartos apresentaram queda significativa em suas abundâncias ao longo do período de enchimento. O teiídeo *Ameiva ameiva*, a espécie de maior porte e com a segunda maior abundância antes do enchimento, foi considerada extinta das ilhas.

### Diferenças entre Ilhas e Margens

Foram encontradas diferenças entre as ilhas e margens em relação à presença de lagartos. Nas ilhas e margens foram observadas 14 espécies de lagartos. Destas, *Anolis chrysolepis* e *Polychrus acutirostris* só foram encontradas nas margens, enquanto que *Tupinambis quadrilineatus* e *Tropidurus cf. montanus* só foram observados nas ilhas (Tabela 2; Figura 5).

A abundância de lagartos nas ilhas sempre foi maior que nas margens, exceto para *Cnemidophorus ocellifer*. No entanto, esta diferença não foi significativa ( $U_{(1,10)}=16,500$ ;  $p = 0,399$ ; Tabela 4). As abundâncias de *Gymnodactylus geckoides* ( $U_{(1,10)}=3,000$ ;  $p = 0,047$ ; Tabela 4), *Mabuya nigropunctata* ( $U_{(1,10)}=1,000$ ;  $p = 0,016$ ; Tabela 4) e *Micrablepharus maximiliani* ( $U_{(1,10)}=1,500$ ;  $p = 0,021$ ; Tabela 4) foram significativamente maiores nas ilhas que nas margens. A abundância de *Coleodactylus brachystoma* foi marginalmente significativa ( $U_{(1,10)}=4,000$ ;  $p = 0,075$ ; Tabela 4), com valores maiores para as ilhas. A baixa abundância de *C. brachystoma* na ilha 34 influenciou neste resultado.

As ilhas e margens não diferiram significativamente em relação à diversidade ( $U_{(1,10)}=20,000$ ;  $p = 0,117$ ) ou à equitabilidade ( $U_{(1,10)}=10,000$ ;  $p = 0,600$ ), mas diferiram marginalmente em relação à riqueza ( $U_{(1,10)}=20,500$ ;  $p = 0,077$ ), com as margens apresentando uma riqueza relativamente maior que as ilhas. Na ilha 34, que apresentou a maior riqueza, foi encontrado um teiú (*Tupinambis quadrilineatus*). O encontro de teiús na natureza é ocasional e, além disso, este lagarto é capaz de saltar por cima da lona. Uma comparação entre a riqueza de ilhas e margens, retirando-se o registro do teiú da ilha 34, mostrou que

nas ilhas, a riqueza é significativamente menor que nas margens ( $U_{(1,10)}=23,000$ ;  $p=0,020$ ) As ilhas também diferiram significativamente das margens em relação à abundância total de lagartos por quadrado ( $U_{(1,10)}=0,000$ ;  $p = 0,009$ ) (Tabela 5).

Em relação à oferta de microhabitat entre ilhas e margens (Tabela 6), a Análise de Componentes Principais, matriz covariância, mostrou que os dois primeiros componentes explicaram 83,61% da variância observada. O primeiro componente, que explica 62,33% da variância, apresentou os maiores valores positivos para altura do dossel, número de sauveiros, área de sauveiros e porcentagem de folhedo e apresentou os maiores valores negativos para porcentagem de litosolo, porcentagem e número de afloramentos. O segundo componente apresentou os maiores valores positivos para volume de cupinzeiros e número de árvores, e os maiores valores negativos para porcentagem de litosolo, área e volume de sauveiros (Tabela 7). Nove variáveis foram selecionadas pela Análise de Componentes Principais, sendo consideradas mais importantes para explicar a variação entre as ilhas e as margens (Tabela 7). Estas variáveis foram o número de árvores, a altura do dossel, a porcentagem de serapilheira, a porcentagem de afloramentos, a porcentagem de litossolo, o número de afloramentos, o volume dos cupinzeiros, o número e a área de sauveiros.

Esta análise sugere que as ilhas (exceto a ilhota), apresentaram maior porcentagem de litosolo e de afloramentos e maior número de afloramentos, enquanto que as bordas apresentaram maior altura do dossel, maior número e área de sauveiros e maior porcentagem de serapilheira (folhedo), mas com pequena taxa de diferenciação (Figura 6). A vegetação das bordas 42 e 42.2 era

um cerrado sentido restrito mais denso e mais alto que as outras áreas. As ilhas eram topos de morros muito inclinados, de solo raso e com mais afloramentos que as margens. Uma exceção foi a ilhota, que possuía o mesmo tipo de relevo e vegetação que as bordas 41, 42 e 42.2, já que estas quatro áreas pertenciam a uma mesma chapada (Figura 2).

Esperava-se que as ilhas de menor porte comportariam uma riqueza de espécies menor que as ilhas maiores. No entanto, a relação linear entre a riqueza de espécies e o logaritmo da área das ilhas não foi significativa ( $r = 0,445$ ;  $r^2 = 0,198$ ;  $f_{(1,8)} = 1,478$ ;  $p_{(1,8)} = 0,270$ ) (Figura 7). Esse resultado sugere que o caso de Serra da Mesa não se ajusta ao previsto pela teoria de biogeografia de ilhas (MacArthur & Wilson, 1967). Resultado semelhante também foi observado em fragmentos de Cerrado na região de Paracatu (MG), onde não foi observada relação entre área e riqueza de espécies (G. R. Colli, com. pess.). Talvez o ajuste do número de espécies pela área nas ilhas de Serra da Mesa, não tenha sido encontrada porque a escala de tamanho das ilhas amostradas é pequena.

A diversidade-beta entre pares de ilhas e pares de margens (Tabela 8) variou significativamente ( $t_{(1,9)} = -2,615$ ;  $p = 0,028$ ), com valores menores encontrados para os pares de ilhas. Isso sugere que, como efeito do enchimento, a mudança na composição de espécies (turn-over) entre ilhas é menor que a troca de espécies entre as margens.

O tempo de relaxamento estimado para as cinco ilhas variou de acordo com a riqueza estimada para cada ponto de equilíbrio ( $S_{eq}$ ). Na estimativa pessimista, as ilhas com sete espécies perderão uma espécie, nos próximos 1,44 anos e podem perder todas espécies de lagartos nos próximos 4,33 anos. As ilhas com

oito e nove espécies de lagartos perderão uma espécie nos próximos 1,54 e 1,67 anos respectivamente, e podem perder todas as espécies nos próximos 5,36 e 6,79 anos. As ilhas terão quatro espécies cada, dentro de 2,49 a 4,32 anos (Tabela 9; Figura 8). Na estimativa otimista, as ilhas com menor riqueza irão perder uma espécie por extinção nos próximos 2,73 anos, enquanto as ilhas mais ricas em espécies perderão uma espécie dentro de 4,33 anos. As ilhas com menos espécies poderão perder todas as suas espécies em 12 anos, enquanto que as ilhas mais ricas podem perder todas as espécies dentro de 25,5 a 28, 5 anos (Tabela 9, Figura 8). Considerando um que a riqueza no equilíbrio corresponde a quatro espécies, a riqueza de espécies estará ajustada dentro de 2,49 a 4,33 anos em uma estimativa pessimista e entre 5,87 a 16,45 em uma previsão com taxas de extinção menores.

Estes resultados consideram a hipótese de que não exista re-colonização das ilhas por espécies vindas das margens ou ilhas próximas, o que formaria uma estrutura semelhante a metapopulações. Esta hipótese está sendo considerada devido à distância das ilhas uma das outras e das margens. Além disso, lagartos possuem baixa capacidade de cruzar longas distâncias nadando.

### Curvas de Coletor e Rarefação

As ilhas e bordas não diferiram em relação ao estimador ACE (Abundance-based Coverage Estimator) ( $U_{(1,10)} = 6,500$ ;  $p = 0,209$ ). No entanto, foi encontrada diferença significativa utilizando-se os valores encontrados pelo estimador ICE (Incidence-based Coverage Estimator) ( $U_{(1,10)} = 3,000$ ;  $p = 0,047$ ). Isso sugere que, embora uma riqueza de espécies semelhante pode ser obtida entre as ilhas e

margens com um mesmo esforço amostral, as margens possuem uma riqueza maior que as ilhas em relação a um aumento no esforço (Figura 9). A curva de abundância em relação ao esforço separa prontamente ilhas e margens, mostrando que com um mesmo esforço, pode-se encontrar mais que o dobro de lagartos nas ilhas que nas margens (Figura 10).

A curva de rarefação (relação entre riqueza esperada em relação à abundância amostrada) também separa prontamente ilhas e margens, indicando que, com um mesmo tamanho de indivíduos amostrados, existe uma expectativa maior de riqueza de espécies nas margens que nas ilhas (Figura 11).

## DISCUSSÃO

**Comparação entre a amostra exaustiva em quadrados e com armadilhas de queda.**

A média de captura de répteis e anfíbios por armadilhas de queda, considerando-se diversos trabalhos feitos no Brasil, foi igual a 4,26 indivíduos, por armadilha, por mês (Cechin & Martins, 2000). Considerando este valor como base, para a captura dos 1019 indivíduos amostrados neste trabalho (1002 lagartos, 15 serpentes e dois anfíbios), seriam necessárias 240 armadilhas de queda, abertas por um mês. Em cada área deveriam ser instaladas 22 armadilhas, que para capturarem 91 lagartos (média da abundância encontrada em cada área), deveriam ficar abertas por 22 dias.

No entanto, a média de sucesso de captura de armadilhas de queda por mês de amostragem (15,4 indivíduos/armadilha/mês), fornecida por Cechin & Martins (2000), está superestimada. Este valor corresponde às capturas de anfíbios e lagartos somados. A taxa de captura de anfíbios, principalmente nos meses de chuva, é muito alta, podendo ter aumentado muito o valor do sucesso de captura por armadilha.

Desta forma, os dados de sucesso de captura de lagartos por armadilha, por mês, dos grupos de armadilhas de queda instaladas antes do enchimento do reservatório de Serra da Mesa e também em sítios de amostragem na área de influência da Hidrelétrica Luis Eduardo Magalhães (Palmas, TO), podem ser observados para avaliar o sucesso de armadilhas de queda para lagartos.

Em Palmas, o sucesso médio mensal de captura por armadilha foi igual a 2,64 lagartos (Brandão & Peres Jr. dados não publicados). Na Serra da Mesa, o sucesso médio de captura por armadilha foi igual a 0,35 lagartos por armadilha/mês. Na Serra da Mesa, as armadilhas de queda foram dispostas em grades de 15 armadilhas, dispostas em 3 fileiras com cinco armadilhas. Cada armadilha foi distanciada a 3 metros da outra. Em Palmas, as armadilhas foram dispostas em uma grade de armadilhas aproximadamente oito vezes maior, compostas por 50 armadilhas, dispostas em 10 fileiras de cinco armadilhas, distantes 10 metros cada e unidas por cercas-guia. Essa diferença de disposição, o tamanho coberto por cada grade e o fato de que os topos de morro devem ter uma densidade de lagartos menor que as áreas baixas, podem explicar as diferenças observadas nestas duas amostragens.

Tomando o sucesso de captura de lagartos com armadilhas de queda em Serra da Mesa, para capturar os 1002 lagartos amostrados nos quadrados, seriam necessárias 2863 armadilhas de queda, abertas durante um mês. Isso corresponderia a instalar 286 armadilhas por sítio de amostragem. Considerando as dificuldades de instalar alçapões no solo rochoso das ilhas, e o custo de baldes de 20 litros, seria inviável a instalação de tamanho esforço amostral com armadilhas de queda.

### **Curvas de coletor e de rarefação**

As comunidades de lagartos das ilhas apresentaram uma abundância maior que as comunidades das margens. Esta diferença pode ser observada na comparação entre as curvas da estimativa da abundância pelo esforço para as áreas (Figura 10). Com o mesmo esforço amostral, é possível amostrar o dobro de lagartos nas ilhas que nas margens. Nas ilhas, por outro lado, é necessário mais tempo de amostragem (esforço de coleta), para a captura de todos os indivíduos presentes em cada quadrado, já que a abundância de lagartos nas ilhas é aproximadamente o dobro das margens.

As curvas de rarefação (riqueza estimada x abundância estimada), são muito utilizadas para a comparação entre comunidades. A informação básica fornecida pelas curvas de rarefação é a expectativa do número de espécies presentes em amostras de diferentes tamanhos, entre diferentes comunidades. Apesar do gráfico entre riqueza e esforço amostral (horas-homem) não indicar grandes diferenças entre as ilhas e margens, a comparação das curvas de rarefação (Figura 11), mostra que existe uma expectativa de encontrar uma maior

riqueza de espécies nas margens, com a captura de menos indivíduos, enquanto que nas ilhas, uma riqueza comparativamente semelhante às margens só é obtida com uma captura maior de indivíduos. A comparação dos estimadores de riqueza ICE e ACE, bem como a curva de rarefação, sugerem que as ilhas possuem uma riqueza estimada menor que as margens. Estes dados também mostram que as ilhas têm uma densidade populacional maior que as margens.

### **Ilhas de Cerrado vs. Fragmentos de Cerrado**

De acordo com a teoria da biogeografia de ilhas, as ilhas menores e mais isoladas deveriam apresentar comunidades mais pobres em número de espécies, que as comunidades localizadas nas bordas do reservatório. Obteve-se uma diferença significativa entre a riqueza de margens e ilhas, com valores de riqueza maiores para as áreas localizadas nas margens (Tabela 5). Também não existiu ajuste na relação entre o logaritmo da riqueza e o logaritmo da área (Figura 7).

As ilhas de Serra da Mesa, mesmo as menores que cinco hectares, apresentam até o dobro da riqueza de espécies que outros fragmentos de Cerrado com áreas 50 vezes maiores (A. F. B. Araujo & A. H. S. Bello, com. pess.). Talvez as comunidades de lagartos das ilhas de Serra da Mesa ainda estejam sob o efeito do enchimento do lago, com eventuais quedas na abundância e perda de espécies no futuro. No entanto, a riqueza observada nas ilhas não é diferente da riqueza observada nos morros antes do enchimento do lago. Isso é um indício de que as comunidades de lagartos das ilhas ainda estão no período de relaxamento ecológico (Diamond, 1972; Terborgh et al. 1997) e, embora possuam uma riqueza

menor que as margens, ainda abrigam uma riqueza semelhante à observada quando ainda faziam parte do "continente".

Pequenos fragmentos de cerrado antropizados (menos de 65 ha), isolados pela malha urbana de Brasília, comportam até quatro espécies de lagartos. Alguns destes fragmentos estão isolados há mais de 30 anos. Embora grandes diferenças ecológicas sejam esperadas entre as ilhas de Serra da Mesa e os fragmentos de cerrado, podemos assumir que estes fragmentos estão mais próximos do equilíbrio que as ilhas de Serra da Mesa. Desta forma, um padrão de riqueza semelhante pode ser esperado para Serra da Mesa dentro de no mínimo de 2,5 a 4,3 anos e no máximo entre 5,9 a 16,5 anos. No entanto, todas as espécies de lagartos das ilhas de Serra da Mesa podem ser perdidas dentro dos próximos 4,3 a 6,8 anos, na hipótese de baixa chance de recolonização e alta taxa extinção.

É interessante notar que o tempo de relaxamento ecológico não depende diretamente do tamanho das ilhas (Case & Cody, 1987), mas do tempo de isolamento e da riqueza de espécies encontradas nas ilhas após seu isolamento, em relação ao número de espécies presentes no continente (Diamond, 1972; Case, 1975). No entanto, o tamanho das ilhas é importante, pois áreas maiores podem abrigar mais espécies e são menos sujeitas a efeitos estocásticos.

A diversidade-beta não foi muito grande para as ilhas três anos após o enchimento, indicando que existiu pouco "turnover" entre as comunidades das ilhas (Tabela 7). Por outro lado, a diversidade-beta foi maior para as margens. Grandes valores de diversidade-beta (alto "turnover") para comunidades de ilhas indicam que fatores ecológicos são mais importantes que fatores históricos na determinação das comunidades (Case & Cody, 1987). Este é um outro indicativo

de que as ilhas de Serra da Mesa ainda estão passando por um processo de relaxamento ecológico, onde os fatores relacionados ao processo de enchimento do reservatório e isolamento dos morros ainda são importantes na determinação das comunidades de lagartos presentes.

### **Predadores, Competidores e Fragmentos.**

Aparentemente não existe diferença entre a riqueza ou abundância de serpentes entre as margens e ilhas (Tabela 3), o que é esperado para um tamanho amostral pequeno. No entanto, nas margens foi registrada a presença de canídeos (*Chrysocyon brachyurus*, *Cerdocyon thous*) e rastros de um gato-domato (*Leopardus spp.*). Estes e outros mamíferos da ordem Carnívora não foram observados nas ilhas. Algumas aves carnívoras e insetívoras, que comumente predam lagartos, estavam presentes nas margens, mas não nas ilhas (p. ex. *Cyanocorax cristatellus*, *C. cyanopogon*, *Pitangus sulphuratus*, *Tyrannus melancholicus*, *Mimus saturninus*, *Megarhynchus pitangua*, *Rupornis magnirostris*, *Falco sparverius*, *F. femoralis*, *Milvago chimachima*, *Polyborus plancus* e *Cariama cristata*) (Marcelo Bagno, com. pess.). Na ilha 34 foi observado um bando (com oito indivíduos) de macacos-prego (*Cebus apella*), bem como a ave conhecida como saci (*Tapera naevia*) e o lagarto teiú (*Tupinambis quadrilineatus*), que são predadores oportunistas de invertebrados e pequenos vertebrados, inclusive lagartos e anfíbios. Estes animais podem movimentar-se livremente entre algumas ilhas, nadando nos canais estreitos entre elas. A ave mais comum nas ilhas foi o pequeno tiranídeo *Myiarchus swainsoni*, que apenas ocasionalmente pode preda lagartos de pequeno porte (Gymnophthalmidae;

Gekkonidae; lagartos recém nascidos de outras famílias), e possui dieta essencialmente insetívora (Marcelo Bagno, com. pess.).

Predadores podem provocar quedas drásticas na abundância das suas presas, inclusive causando a extinção daquelas mais raras (p. ex. Schoener & Spiller, 1996). Este efeito da predação é maior quando combinado com a ocorrência de catástrofes estocásticas (Schoener et al., 2001). Em Serra da Mesa, no entanto, as espécies de lagartos mais afetadas foram as mais comuns nos cerrados da região antes do enchimento. As espécies de lagartos que restringem seus nichos, que apresentam uma maior capacidade para fugir de predadores, ou que vivem em microhabitats livres de predadores, podem ser favorecidas pela presença de predadores e a eventual queda na abundância dos competidores dominantes (Case, 1975).

Desta forma, a aparente extinção do lagarto *Ameiva ameiva*, e a expressiva queda na abundância de *Tropidurus oreadicus* fogem da expectativa para situações como a deste experimento, abrindo novas perspectivas para outras hipóteses. Estes lagartos, que atingiam os maiores portes da comunidade (excluindo-se os teiús e iguanas), costumam preda lagartos co-específicos e de outras espécies. A predação intra-guilda possui uma importância central na estruturação de comunidades (Polis et al. 1989). Há indícios de que estas espécies foram muito predadas durante o período de enchimento (Figura 12), durante o qual a densidade de aves predadoras aumentou grandemente (M. A. Bagno, com. pess., R. A. Brandão, obs. pess.). Aves de rapina apresentam basicamente duas estratégias de caça diferentes para a captura de presas terrestres e voadoras (Sick, 1997), mas todas são predadoras visualmente

orientadas. Os gaviões que capturam presas no chão mergulham sobre os lagartos no solo, partindo de um poleiro alto, ou do céu, nos gaviões que "peneiram" (p. ex. *Elanus leucurus*). Lagartos maiores e mais evidentes podem, assim, ser mais predados que lagartos pequenos, de hábitos mais discretos. Predadores seletivos podem favorecer espécies de lagartos de determinado tamanho (Dunham et al., 1978). A captura de *Ameiva ameiva* e de lagartos do gênero *Tropidurus*, foi registrada diversas vezes durante o período de enchimento (Figura 12). Após três anos de formação das ilhas de Serra da Mesa, a presença de gaviões diminuiu muito.

Em ilhas existem poucos predadores, em comparação com o continente (Case, 1975; Alcover & McMinn, 1994) e o mesmo foi observado nas ilhas de Serra da Mesa, três anos após a formação das ilhas do reservatório. Este fato, somado à queda na abundância de teiídeos e tropidurídeos, pode ter levado ao grande aumento da abundância dos lagartos de pequeno porte e de membros curtos (*Micrablepharus maximiliani*, *Gymnodactylus geckoides*, *Mabuya nigropunctata* e *Coleodactylus brachystoma*), observada nas ilhas em relação às margens. Quando as espécies dominantes e de grande porte estão ausentes das ilhas, o número total e a biomassa dos indivíduos de espécies pequenas aumentam nos locais produtivos, previamente ocupados pelas espécies competitivamente dominantes (Case, 1975). Estas espécies não apresentaram quedas significativas nas suas abundâncias ao longo do período de enchimento. Espécies boas colonizadoras de ilhas devem ter uma alta taxa intrínseca de crescimento populacional ( $r$ ), atingida mais por baixas taxas de mortalidade, que por altas taxas de natalidade e devem possuir alta capacidade de suporte no

ambiente (K), em comparação com outras espécies da comunidade (MacArthur & Wilson, 1967; Case, 1975). A alta capacidade de suporte aqui citada refere-se à capacidade de uma espécie da comunidade atingir maior densidade populacional com os recursos disponíveis na ilha, quando comparada com outras espécies da comunidade. Espécies com estas características aumentam sua população em ilhas onde existe perda de competidores e predadores (MacArthur & Wilson, 1967).

As espécies de lagartos que apresentam estratégias eficientes para evitar predação podem ter um aumento na sua taxa de crescimento populacional. A cauda azul brilhante e o corpo liso (Figura 13A), associados a uma movimentação veloz e em direções imprevisíveis, tornam o pequeno gymnophthalmídeo *Micrablepharus maximiliani* muito difícil de ser capturado manualmente (obs. pess.). Embora alguns indivíduos do scincídeo *Mabuya nigropunctata* (Figura 13B) apresentem grande tamanho corporal, são lagartos discretos e desconfiados. Sua captura manual na natureza é extremamente difícil, pois também apresenta o corpo liso. A lagartixa *Gymnodactylus geckoides* (Figura 13C) é um geconídeo de hábitos crepusculares e noturnos, associado ao interior de cupinzeiros e a cavidades de rochas. Desta forma, este lagarto está protegido de grande parte das aves predadoras. Além da cauda, que facilmente é separada do corpo, a sua pele costuma rasgar e desgrudar do corpo quando é capturado, facilitando a fuga. Devido ao seu pequeno tamanho e por estar relacionado a detritos vegetais em decomposição, o geconídeo *Coleodactylus brachystoma* (Figura 13D) é de difícil visualização. A face ventral de sua cauda apresenta uma coloração alaranjada-vivo, que atrai a atenção dos predadores. Quando ameaçado, assume uma

postura característica, elevando a parte posterior do corpo e erguendo a cauda por sobre seu corpo (Figura 13E). Sua cauda desprende-se do corpo com extrema facilidade, o que permite uma distração a mais aos predadores e pode dar o tempo necessário para o lagarto fugir. A autotomia caudal é uma estratégia eficiente para a fuga de predadores, especialmente em lagartos de pequeno porte (Vitt & Cooper Jr., 1986).

Estas quatro espécies pertencem às famílias Gekkonidae, Scincidae e Gymnophthalmidae. Para Carlquist (1965), os Gekkonidae e Scincidae são os lagartos mais eficientes na colonização de ilhas. Segundo Case (1975), as espécies hábitat generalistas e com grande distribuição geográfica no continente, ocupam o maior número de ilhas. Embora a comunidade de lagartos de Serra da Mesa seja composta, em sua maior parte, por espécies generalistas e com ampla distribuição no Cerrado, as espécies que apresentaram aumento na densidade, com exceção de *Mabuya nigropunctata*, são mais especialistas e exigentes no uso e na qualidade do hábitat e algumas, como *Coleodactylus brachystoma* apresentam distribuição geográfica mais restrita.

As espécies pequenas podem apresentar maiores valores de capacidade de suporte no ambiente (K), porque apresentam uma necessidade diária de volume de alimento menor que as espécies maiores, sendo assim energeticamente mais econômicas (MacArthur & Wilson, 1967). Talvez por este motivo, as espécies grandes tendem a ser sub-representadas nas ilhas (MacArthur et al. 1972; Case, 1975). A redução do tamanho já foi observada em lagartos em áreas fragmentadas, em comparação às áreas contínuas (Sumner et al. 1999). Espécies grandes precisam de amplas áreas de vida para

forrageamento e, embora possam apresentar metabolismo mais lento que as espécies pequenas, precisam ingerir uma quantidade bem maior de alimento diariamente. Aparentemente, a abundância de insetos não é menor nas ilhas que nas margens (obs. pess.). A área de vida média de *Ameiva ameiva*, *Tropidurus oreadicus* e *Cnemidophorus ocellifer* corresponde a 650m<sup>2</sup>, 380m<sup>2</sup> e 50m<sup>2</sup> (Brandão e Péres Jr., dados não publicados) e estes tamanhos de áreas de vida devem ser bem maiores que os de Gekkonidae, Gymnophthalmidae e Scincidae, como é sugerido pela alta densidade atingida por estes lagartos nas ilhas. Os lagartos de maior porte foram extintos nas ilhas Canárias, enquanto que as espécies menores permaneceram, quando a ilha foi colonizada por humanos (Case & Bolger, 1991). Um aspecto que merece destaque é que o tamanho da área de vida de *Ameiva ameiva*, *Tropidurus oreadicus* e *Cnemidophorus ocellifer* não interferiu na capacidade de amostragem com o método empregado, já que as áreas cercadas foram bem maiores que as áreas de vida utilizadas pelos indivíduos destas espécies.

Além da diminuição na predação, a queda na pressão de competição é evocada como uma das causas no aumento da abundância dos lagartos nas ilhas continentais (Case, 1975). Nossos dados mostram que as comunidades de lagartos das margens e ilhas não diferem muito em composição e riqueza. No entanto, existe uma maior abundância de lagartos nas ilhas que nas margens, sugerindo que as populações de lagartos estavam, antes do enchimento, abaixo da capacidade suporte. O experimento de Serra da Mesa sugere que a abundância e riqueza de espécies de lagartos no Cerrado podem ser controladas pela predação e pela presença de espécies competidoras dominantes.

O aumento na densidade de lagartos em ilhas de Serra da Mesa parece estar relacionado à ausência de predadores, o que concorda com os resultados apresentados por Case (1975) para ilhas da costa da Califórnia. A competição pode explicar o padrão de co-ocorrência das espécies em várias ilhas e arquipélagos, em diferentes localidades do planeta (Case, 1975; Case & Bolger, 1991). Também sob perturbação, espécies "fugidias" (normalmente raras) ampliam o número de colônias (Nee & May, 1992).

A queda na abundância de mesopredadores foi considerada a razão do sucesso de duas espécies de roedores em ilhas do reservatório de uma Usina Hidrelétrica na Tailândia (Lynam, 1997). Estas duas espécies eram raras na floresta contínua e tornaram-se abundantes nas pequenas ilhas formadas.

Diversos trabalhos demonstraram que as espécies de lagartos mais abundantes no continente, mais generalistas no uso de hábitat e com maior distribuição geográfica no continente, são as espécies com o maior sucesso na colonização e sobrevivência nas ilhas (p. ex. Case, 1975, Case & Cody, 1987; Case & Bolger, 1991; Losos & Spiller, 1999). Resultados semelhantes foram observados em ilhas formadas pelo enchimento de hidrelétricas e em fragmentos de vegetação nativa (p. ex. Cosson et al., 1999; Sarre, 1998; Smith et al., 1996; Sarre et al., 1995). Outros trabalhos não encontraram diferenças importantes na composição de espécies entre áreas contínuas e fragmentos (p. ex. Dixo, 2001; Tocher et al., 1997).

Na Serra da Mesa, as espécies de lagartos que permaneceram nas ilhas foram aquelas originalmente mais raras na comunidade antes do enchimento, menores e menos generalistas no uso de hábitat (espécies "boas colonizadoras",

Nee & May, 1992), quando comparadas às espécies que apresentaram declínio ou se extinguíram. Este resultado é muito diferente do encontrado em estudos prévios e sua explicação pode ser complexa.

Durante o enchimento do lago de Serra da Mesa, ocorreu o deslocamento de grande número de animais dos vales para as partes altas, incluindo margens e ilhas. Com isto, ocorreu um grande adensamento ("crowding in the ark", *sensu* Meffe & Carroll, 1994) de presas (lagartos, anfíbios, roedores) e predadores (serpentes, diversas aves, carnívoros) nas ilhas. Além destes predadores, a grande oferta de recursos atraiu outros predadores, como gaviões, que passaram a sobrevoar as ilhas em grande número. Os carnívoros de maior porte, como quatis e gatos do mato, rapidamente abandonaram as ilhas e foram para longe do local de enchimento (Rodrigues & Marinho-Filho, 1999), enquanto serpentes e aves continuaram nas ilhas por um tempo maior.

As aves devem ter exercido um papel muito importante como predadores nas ilhas, já que podem consumir diariamente seu próprio peso em alimento (Sick, 1997), selecionando as espécies mais conspícuas, como os Teiidae e Tropicuridae. Com o passar do tempo, pode ter ocorrido uma queda na disponibilidade de presas nas ilhas. Com isso, as ilhas foram abandonadas pela maioria das aves predadoras. Algumas aves predadoras são observadas nas margens atualmente, com abundâncias e riquezas bem superiores às observadas nas ilhas. Muitos gaviões costumam acompanhar queimadas para capturarem insetos e pequenos vertebrados em fuga. Durante as queimas das áreas amostradas, a presença de gaviões (principalmente *Rupornis magnirostris*, *Falco sparverius* e *Polyborus plancus*) só foi registrada nas margens.

As extinções de lagartos nas ilhas não são aleatórias (Case, 1975). As espécies que desaparecem pertencem a um subgrupo da comunidade (Case, 1975; Case & Bolger, 1991), geralmente as espécies maiores e com maior consumo diário de alimento.

Elegendo a predação como uma explicação para a mudança da estrutura das comunidades de lagartos das ilhas, inicialmente ocorreu uma seleção por parte dos predadores sobre as espécies grandes, móveis, mais evidentes e de membros longos. Com a queda na disponibilidade de presas, os predadores deixaram as ilhas. Esta diminuição na taxa de predação, associada ao declínio dos competidores superiores, levou a um grande aumento na densidade das espécies boas colonizadoras (Nee & May, 1992). O tamanho das populações destas espécies nas margens pode estar sendo controlado pela presença de aves predadoras.

Possivelmente, outras espécies poderão voltar a colonizar as margens a partir de indivíduos migrantes de áreas, onde estas espécies estão presentes. A colonização das ilhas é mais difícil, já que lagartos não são colonizadores eficientes de ilhas, devido a limitações na habilidade para nadar (Case, 1975; Case & Cody, 1987). Além disso, a presença de peixes predadores, como o tucunaré (*Cichla* spp.), a traíra (*Hoplias* spp.) e a piabanha (*Lepostomus* sp.), previne a colonização das ilhas pelos lagartos. A predação de lagartos por peixes foi muito comum durante o enchimento de Serra da Mesa (Érica Caramaschi, com. pess.; Eurípedes Brito, obs. pess.)

Desta forma, tanto a predação quanto a competição foram importantes para explicar os resultados obtidos em Serra da Mesa. Em um primeiro momento,

ocorreu um aumento na densidade de predadores e uma queda na abundância dos competidores dominantes (Teiidae e Tropiduridae). Em um segundo momento, a abundância de predadores nas ilhas apresentou uma grande queda. Estudos futuros devem focar tanto efeitos da competição e da predação na estruturação das comunidades de ambientes fragmentados. Uma ausência da pressão de predação e a ausência de competidores dominantes, levou a um aumento na abundância de lagartos considerados raros em muitas localidades e geralmente ausentes de muitos fragmentos de Cerrado (A. F. B. Araujo & A. H. S. Bello, com. pess.; G. R. Colli com. pess.), onde teiídeos e tropidurídeos dominam as comunidades. Outro enfoque importante para estudos futuros é o efeito do tempo de isolamento dos fragmentos de Cerrado sobre a residência e resiliência de espécies de lagartos. Ilhas (e fragmentos) de pequeno tamanho são mais suscetíveis a extinções causadas por efeitos estocásticos que ilhas maiores (Losos & Spiller, 1999). Um efeito estocástico muito importante no Cerrado é o fogo, que reduz a disponibilidade de abrigo para os lagartos. O fogo é muito comum em fragmentos de Cerrado, enquanto é praticamente ausente das ilhas de Serra da Mesa. No entanto, a riqueza e composição das comunidades presentes nas ilhas antes do enchimento também parecem ser muito importantes na determinação do tempo de relaxamento e no sucesso de algumas espécies.

Nossos dados mostram que, em situações especiais, pequenos fragmentos de Cerrado também podem ser importantes para a conservação, permitindo um grande aumento na abundância de lagartos raros, sugerindo que habitats especiais, mesmo em áreas fragmentadas, sejam preservados. Isso reforça a

importância de ações e políticas que incentivem a criação de unidades de conservação de tamanhos diversos.

Embora o enchimento de Serra da Mesa tenha causado um impacto ecológico significativo, a formação de ilhas de diferentes tamanhos permite o monitoramento de populações animais em longo prazo, bem como o teste de diversas hipóteses. Desta forma, Serra da Mesa representa um importante laboratório para estudos em Ecologia, Biologia da Conservação e Evolução.

Os dados sugerem que as comunidades de lagartos das ilhas de Serra da Mesa ainda irão perder espécies por extinção nos próximos anos. As espécies que irão compor as comunidades das ilhas no futuro devem ser aquelas já dominantes nas comunidades das ilhas no presente momento.

## BIBLIOGRAFIA

- ALCOVER, J. A. & McMINN, M. 1994. Predators of vertebrates on islands. *BioScience* 44(1):12-17.
- ARAÚJO, A. F. B. 1998. *A fragmentação de habitats e a diversidade do Cerrado*. Relatório Técnico, FNMA. Brasília.
- BROWER, & ZAR, J. 1977. *Field and Laboratory Methods for General Ecology*. Wm. C. Brown. Dubuque. 226p.
- CARLQUIST, S. 1965. *Island Life: A Natural History of the Islands of the World*. Natural History Press, Garden City, New York. 451 pp.
- 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. & CODY, M. L. 1987. Testing theories of Island Biogeography. *American Scientist*, 75:402-411.
- CASE, T. J. & BOLGER, D. T. 1991. The role of interspecific competition in the biogeography of islands lizards. *Trends in Ecology and Evolution* 6:135-139.
- DECHIN, S. Z. & MARTINS, M. 2000. Eficiência de armadilhas de queda (pitfall traps) em amostragens de anfíbios e répteis no Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 17:729-740.
- COLWELL, R. K. 1997. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 5. Use's Guide and application published at: <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>.
- 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.

- DIAMOND, J. M. 1972. Biogeographic kinetics: Estimation of relaxation times for avifaunas of Southwest pacific islands. *Proceedings of National Academy of Sciences* 69:3199-3203.
- DIXO, M. B. O. 2001. *Efeito da Fragmentação da Floresta sobre a Comunidade de Sapos e Lagartos de Serapilheira no Sul da Bahia*. Tese de Mestrado, Universidade de São Paulo. 75 p.
- DOMINGOS, D. J. 1983. O ninho de *Armitermes euamignathus* (Isoptera, Termitidae). Características gerais, crescimento e associações. *Ciência e Cultura* 35:783-789.
- DUNHAM, A. E.; TINKLE, D. W. & GIBBONS, J. W. 1978. Body size in islands lizards: A cautionary tale. *Ecology* 59:1230-1238.
- GASCON, C. 1994. Bottom-nets as a new method for quantitatively sampling tadpole populations (Amphibia: Anura). *Revista Brasileira de Zoologia*, 11:355-359.
- HEYER, W. R.; DONNELLY, M. A.; McDIARMID, R. W.; HAYEK, L. C. & FOSTER, M. S. 1994. *Measuring and Monitoring Biological Diversity. Standart Methods for Amphibians*. Washington: Smithsonian Institution Press. 364 p.
- LAURANCE, W. F. & BIERREGAARD JR. R. O. 1997. *Tropical Forest Remnants - Ecology, Management and Conservation of Fragmented Communities*. University of Chicago Press, Chicago.
- LIPS, K. R.; REASER, J. K.; YOUNG, B. E.; IBAÑES, R. 2001. *Amphibian Monitoring in Latin America: A Protocol Manual*. Society for the Study of Amphibians and Reptiles. Herpetological Circular 30. Chicago. 115 p.
- LOSOS, J. B. & SPILLER, D. A. 1999. Differential colonization success and asymmetrical interactions between two lizards species. *Ecology* 80: 252-258.

- LYNAM, A. J. 1997. Rapid decline of small mammal diversity in Monsoon evergreen forest fragments in Thailand. pp. 222-240. *In*: Laurance, W. F. & Bierregaard Jr. R. O. (ed.). *Tropical Forest Remnants - Ecology, Management and Conservation of Fragmented Communities*. University of Chicago Press, Chicago.
- MACARTHUR, R. H. & WILSON, E. O. 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton Univ. Press, Princeton. 203 pp.
- MACARTHUR, R. H.; DIAMOND, J. M. & KARR, J. R. 1972. Density compensation in island faunas. *Ecology* 53: 330-342.
- MEFFE, G. & CARROLL, C. R. 1994. *Principles of Conservation Biology*. Sinauer Associates, Inc. Sunderland, Massachusetts.
- MESQUITA, D. O. 2001. *Uma Análise Comparativa da Ecologia de Populações do Lagarto Cnemidophorus (Squamata:Teiidae) do Brasil*. Tese de Mestrado. Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília. 73 pp.
- MORENO, C. E. 2001. *Métodos para Medir la Biodiversidad*. M&T - Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza. 84 p.
- NEE, S. & MAY, R. M. 1992. Dynamics of metapopulations: Habitat destruction and competitive coexistence. *Journal of Animal Ecology* 61:37-40.
- PAVAN, D. 2001. *Considerações Ecológicas sobre a Fauna de Sapos e Lagartos de uma Área do Cerrado Brasileiro sob o Impacto do Enchimento do Reservatório de Serra da Mesa*. Tese de Mestrado. Universidade de São Paulo. 159 pp.

- 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.
- RICKLEFS, R. E. 1996. *A Economia da Natureza*. Guanabara Koogan S.A. Rio de Janeiro. 470 pp.
- RODRIGUES, F. H. G. & MARINHO-FILHO, J. S. 1999. Translocation of two species of small wild cats in Central Brazil: A preliminary report. *Cats News* 30: 28.
- SARRE, S.; SMITH, G. T. & MEYERS, J. A. 1995. Persistence of two species of gecko (*Oedura reticulata* and *Gehyra variegata*) in remnant habitat. *Biological Conservation* 71:25-33.
- SARRE, S. 1998. Demographics and population persistence of *Gehyra variegata* (Gekkonidae) following habitat fragmentation. *Journal of Herpetology* 32:153-162.
- SMITH, G. T.; ARNOLD, G. W.; SARRE, S.; ABENSPERG-TRAUN, M. & STEVEN, D. E. 1996. The effect of habitat fragmentation and livestock grazing on animal communities in remnants of gimlet *Eucalyptus salubris* woodland in the Western Australian wheatbelt. II. Lizards. *Journal of Applied Ecology* 33: 1302-1310.
- SCHOENER, T. W. & SPILLER, D. A. 1996. Devastation of prey diversity by experimentally introduced predators in the field. *Nature* 381: 691-694.
- SCHOENER, T. W.; SPILLER, D. A. & LOSOS, J. B. 2001. Predators increase the risk of catastrophic extinction of prey populations. *Nature* 412: 183-186.

- SICK, H. 1997. *Ornitologia Brasileira*. Editora Nova Fronteira S.A. Rio de Janeiro. 912 p.
- SUMNER, J.; MORITZ, C. & SHINE, R. 1999. Shrinking forest shrinks skink: Morphological change in response to rainforest fragmentation in the prickly forest skink (*Gnypetoscincus queenslandiae*). *Biological Conservation* 91: 159-167.
- TERBORGH, J. W.; LOPEZ, L.; TELLO, J.; YU, D. & BRUNI, A. R. 1997. Transitory states in relaxing ecosystems of land bridge islands. pp. 256-273. *In*: Laurance, W. F. & Bierregaard Jr. R. O. (ed.). *Tropical Forest Remnants - Ecology, Management and Conservation of Fragmented Communities*. University of Chicago Press, Chicago.
- TOCHER, M. D.; GASCON, C. & ZIMMERMANN, B. 1997. Fragmentation effects on a central amazonian frog community: A ten-year study. pp. 124-137. *In*: Laurance, W. F. & Bierregaard Jr. R. O. (ed.). *Tropical Forest Remnants - Ecology, Management and Conservation of Fragmented Communities*. University of Chicago Press, Chicago.
- VITT, L. J. & COOPER JR., W. E. 1986. Tail loss, tail color, and predator escape in *Eumeces* (Lacertilia: Scincidae): Age-specific differences in costs and benefits. *Canadian Journal of Zoology*, 64: 583-592.
- WHITTAKER, R. H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21: 213-251.

Tabela 1. Comparação entre custo e benefício das metodologias de coleta mais utilizadas para a amostragem da herpetofauna, com o método utilizado no presente trabalho (modificado de Lips et al., 2002; Gascon, 1994; Heyer, et al., 1994).

Método	Informação gerada	Investimento em tempo	Custo financeiro
Inventários completos por procura ativa	Riqueza de espécies	alto	barato
Censos por encontro visual	Abundância relativa	baixo	barato
Transectos sonoros	Abundância relativa	médio	Moderadamente caro
Censos em sítios reprodutivos	Abundância relativa	médio	barato
Grade de amostragem em folheto	Densidade	alto	barato
Censos de girinos	Densidade e/ou abundância relativa	médio	Moderadamente caro
Cercas-guia e pitfall	Riqueza e/ou abundância relativa	Alto para a instalação e médio para inspeção	caro
Cercas-guia fechando sítios reprodutivos	Riqueza e/ou abundância relativa	Alto para instalação e inspeção	caro
Redes de fundo	Riqueza e abundância relativa	médio	Moderadamente caro
Amostra exaustiva nos quadrados	Riqueza, abundância e diversidade absolutas	Médio a alto para instalação e amostragem	moderadamente caro a caro

Tabela 2. Valores de abundância, riqueza e diversidade de espécies de lagartos nas ilhas e áreas contínuas.

PARCEIAS Situação Área (ha)	Ilha 42 Península 8	Ilha 41 Península 6,8	Ilha 42,2 Península 8	Borda 1 Margem >100	Borda 2 Margem >100	Ilha 34 Ilha 6	Ilha 38 Ilha 3	Ilha 37 Ilha 2	Ilha 35 Ilha 15	Ilha Anã Ilha 0,5	TOTAIS
<i>Cercosaura ocellata</i>	2	3	2	0	0	6	4	0	0	6	23
<i>Micrablepharus maximiliani</i>	11	12	19	17	12	4	34	17	41	60	235
<i>Colobosaura modesta</i>	3	0	0	0	0	0	0	0	1	0	4
<i>Anolis chrysolepis</i>	2	0	4	0	2	0	0	0	0	0	8
<i>Anolis meridionalis</i>	9	6	0	11	4	9	20	2	0	6	67
<i>Polychrus acutirostris</i>	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	2
<i>Coleodactylus brachystoma</i>	8	1	18	3	1	2	21	26	15	66	165
<i>Gymnodactylus geckooides</i>	3	17	6	12	20	15	53	18	24	25	197
<i>Mabuya frenata</i>	0	1	1	2	3	2	0	2	3	6	20
<i>Mabuya nigropunctata</i>	4	4	9	3	0	86	27	8	27	14	186
<i>Chernidophorus ocellifer</i>	3	6	1	6	9	4	3	14	0	0	46
<i>Tupinambis quadrilineatus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Tropidurus cf. montanus</i>	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	10
<i>Tropidurus oreaedicus</i>	0	0	0	2	1	0	1	0	3	0	7
<b>RIQUEZA</b>	<b>9</b>	<b>9</b>	<b>8</b>	<b>8</b>	<b>9</b>	<b>9</b>	<b>8</b>	<b>7</b>	<b>7</b>	<b>7</b>	<b>14</b>
<b>ABUNDÂNCIA</b>	<b>45</b>	<b>51</b>	<b>60</b>	<b>56</b>	<b>53</b>	<b>129</b>	<b>163</b>	<b>97</b>	<b>114</b>	<b>183</b>	<b>1002</b>
<b>DIVERSIDADE (H')</b>	<b>0,87185</b>	<b>0,78511</b>	<b>0,72551</b>	<b>0,78285</b>	<b>0,74313</b>	<b>0,53473</b>	<b>0,74145</b>	<b>0,80351</b>	<b>0,66743</b>	<b>0,66802</b>	
<b>EQUILIBRIDADE (J')</b>	<b>0,379</b>	<b>0,357</b>	<b>0,349</b>	<b>0,377</b>	<b>0,338</b>	<b>0,243</b>	<b>0,356</b>	<b>0,413</b>	<b>0,343</b>	<b>0,343</b>	

Tabela 3. Riqueza e abundância de serpentes e de anfíbios encontrados por ilha.

TAXA	ILHA	ILHA	ILHA	BORDA	ILHA	ILHA	ILHA	ILHA	TOTAL
	42	34	41	1	38	35	42.2	47	
<b>Serpentes</b>									
<b>Colubridae</b>									
<i>Taeniophallus occiptalis</i>	2	1	-	-	-	1	1	1	6
<i>Oxyrhopus rhombifer</i>	1	1	-	-	-	-	-	-	2
<i>Oxyrhopus trigeminus</i>	-	2	-	-	2	-	-	-	4
<i>Philodryas nattereri</i>	-	-	1	1	-	-	-	-	2
<i>Tantilla melanocephala</i>	-	-	-	1	-	-	-	-	1
<b>Amphibia</b>									
<b>Leptodactylidae</b>									
<i>Adenomera</i> sp.	2	-	-	-	-	-	-	-	2
<b>Riqueza por área</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	

Tabela 4. Resultados do teste de Kruskal-Wallis para diferenças entre a abundância de lagartos nas ilhas e nas margens.

<b>Espécie</b>	<b>Valor de U<sub>(1,10)</sub></b>	<b>p</b>
<b>GYMNOPHTALMIDAE</b>		
<i>Cercosaura ocellata</i>	8.000	0.329
<i>Colobosaura modesta</i>	13.000	0.881
<i>Micrablepharus maximiliani</i>	1.500	<b>0.021</b>
<b>GEKKONIDAE</b>		
<i>Coleodactylus brachystoma</i>	4.000	0.075*
<i>Gymnodactylus geckoides</i>	3.000	<b>0.047</b>
<b>POLYCHROTIDAE</b>		
<i>Anolis chrysolepis</i>	20.000	0.053*
<i>Anolis meridionalis</i>	12.500	1.000
<i>Polychrus acutirostris</i>	17.000	0.134
<b>SCINCIDAE</b>		
<i>Mabuya frenata</i>	8.000	0.337
<i>Mabuya nigropunctata</i>	1.000	<b>0.016</b>
<b>TEIIDAE</b>		
<i>Cnemidophorus ocellifer</i>	16.500	0.399
<i>Tupinambis quadrilineatus</i>	10.000	0.317
<b>TROPIDURIDAE</b>		
<i>Tropidurus cf. montanus</i>	10.000	0.317
<i>Tropidurus oreadicus</i>	12.000	0.906

(\*) Marginalmente significativo.

Tabela 5. Resultados do teste de Kruskal-Wallis entre a riqueza, abundância, equitabilidade e diversidade entre as ilha e margens.

Variáveis	Valor de $U_{(1,10)}$	$p$
Logaritmo da riqueza	20.5000	0.077*
Logaritmo da abundância	0.000	<b>0.009</b>
Equitabilidade	10.000	0.600
Diversidade	20.000	0.117

(\*) Marginalmente significativo.

Tabela 6. Variáveis ambientais para caracterizar a oferta de microhabitat das ilhas e margens. O volume dos cupinzeiros está expresso como metro cúbico e a área dos sauveiros está expresso em metros quadrados

Variáveis	B 41	B 42	B 42.2	B 1	B 2	I 37	I 34	I 38	I 35	ilhota
No. de árvores	28	44	45	27	33	33	38	24	42	41
Altura do dossel	3,5	5,5	5,5	3,5	3,5	3	4	3	3,5	5
Porcentagem gramíneas	85	95	95	65	85	80	90	90	90	95
Porcentagem folhudo	10	40	40	8	15	10	20	10	20	20
Porcentagem solo nu	15	15	15	35	25	10	10	10	10	5
Porcentagem afloramento	0	0	0	10	2	4	3	8	5	0
Porcentagem litoso	20	10	15	80	65	100	75	90	100	30
Porcentagem solo argiloso	80	90	85	20	30	0	25	10	0	70
No. de afloramentos	0	0	0	2	4	38	4	35	40	0
Porcentagem de sombra	10	60	60	20	30	20	30	15	20	50
No. cupinzeiros	9	10	10	7	10	7	8	11	11	4
Volume cupinzeiros	1365,6	1113,4	1120,8	6503,6	9536,9	9729,1	5316,3	9004,9	7673,4	3461,7
No. sauveiros	0	3	3	0	1	0	0	0	0	2
Área de sauveiros	0	47	52	0	12	0	0	0	0	27

Tabela 7. Valores dos três primeiros componentes principais para as variáveis de microhabitat das ilhas e margens.

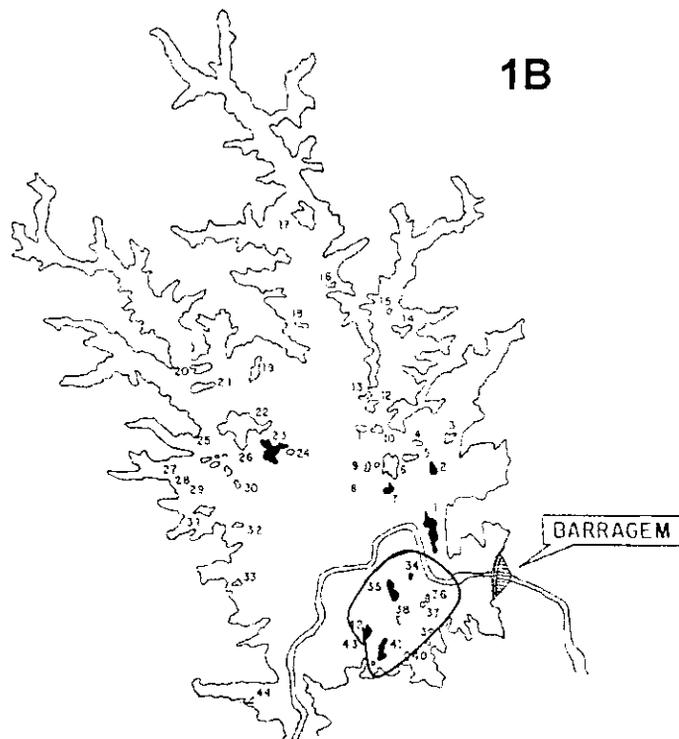
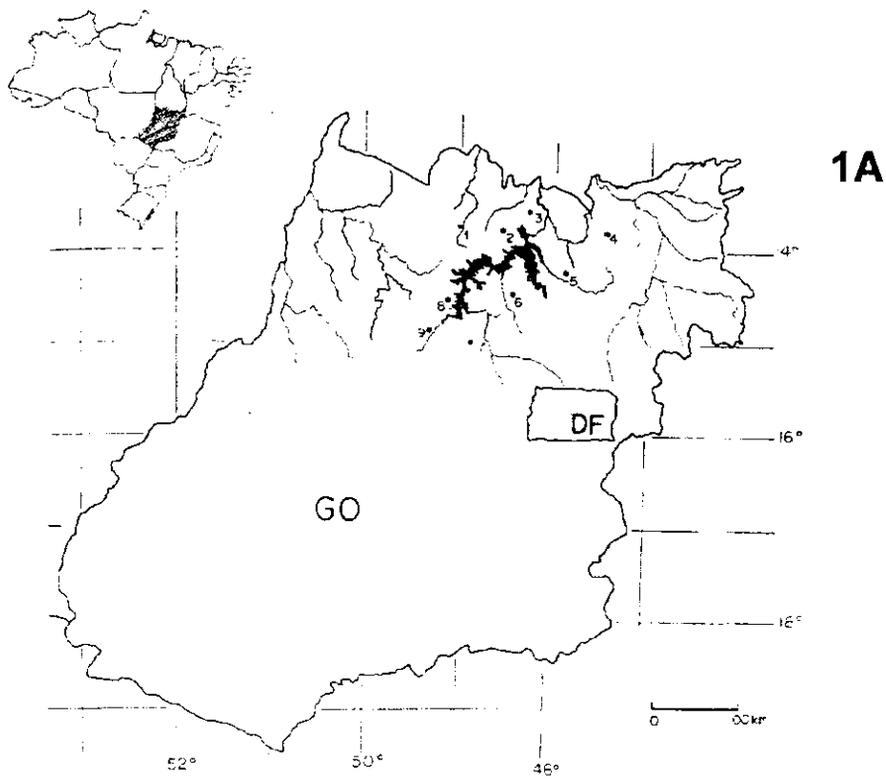
<b>Variável</b>	<b>Componente 1</b>	<b>Componente 2</b>	<b>Componente 3</b>
No. de árvores	0.069	0.950	0.245
Altura do dossel	0.946	-0.018	0.139
Porcentagem de folheto	0.821	0.294	0.391
Porcentagem afloramento	-0.894	0.070	0.402
Porcentagem litosolo	-0.927	-0.171	0.309
No. afloramentos	-0.882	0.126	0.431
Volume cupinzeiros	-0.023	0.913	-0.315
No. de sauveiros	0.897	-0.143	0.305
Área dos sauveiros	0.891	-0.142	0.310
<b>Porcentagem explicada da variância.</b>	<b>62.331</b>	<b>21.278</b>	<b>10.712</b>

Tabela 8. Valores de Diversidade-Beta para pares das ilhas e margens amostradas.

	42	41	42.2	B1	B2	34	35	37	38
41	0.375								
42.2	0.333	0.333							
B1	0.333	0.333	0.429						
B2	0.500	0.375	0.466	0.333					
34	0.375	0.250	0.333	0.333	0.500				
35	0.571	0.571	0.539	0.385	0.571	0.571			
37	0.571	0.429	0.539	0.385	0.571	0.429	0.667		
38	0.333	0.333	0.429	0.286	0.333	0.333	0.539	0.539	
Ilhota	0.429	0.286	0.385	0.385	0.571	0.286	0.500	0.500	0.385

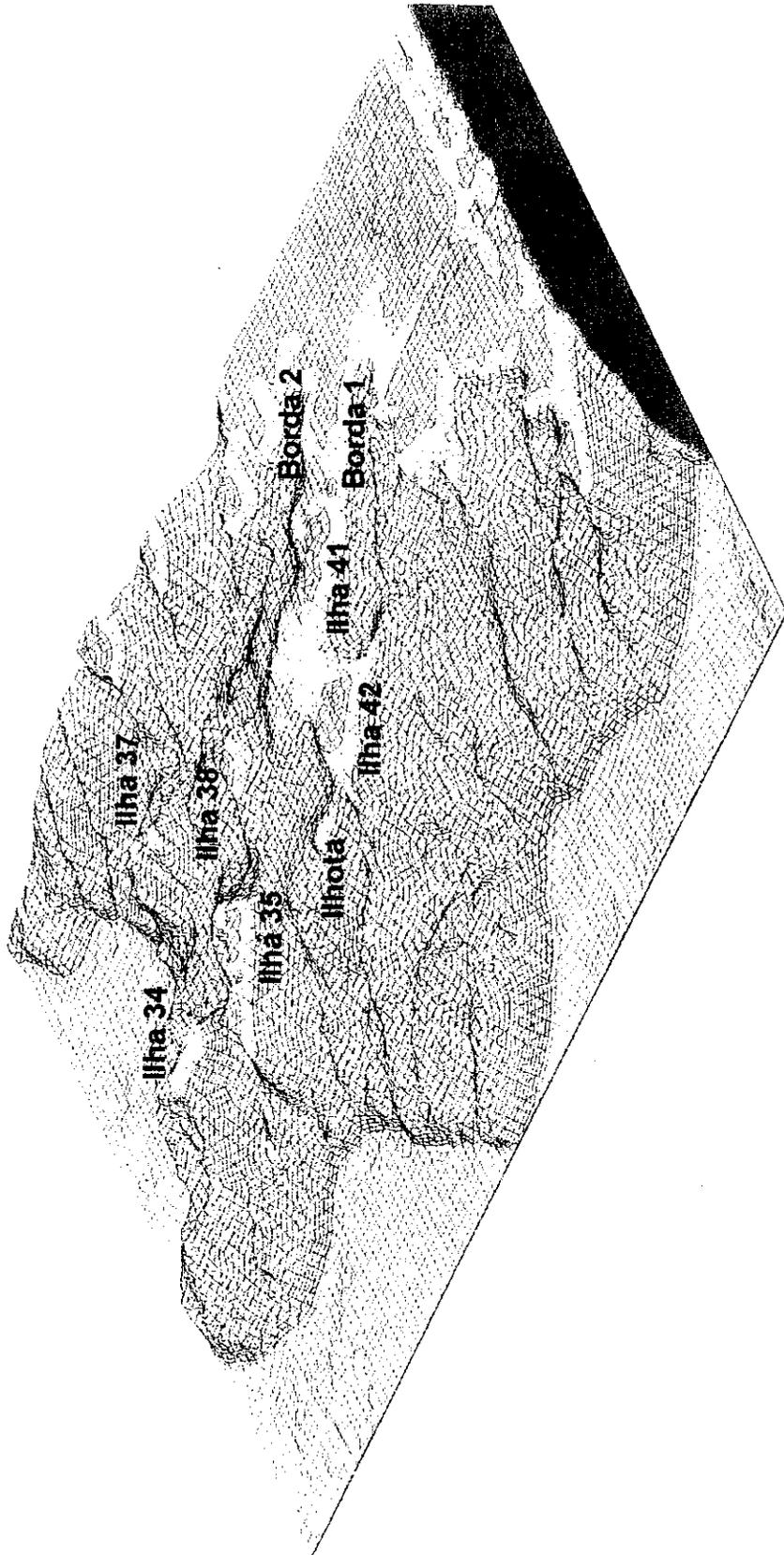
Tabela 9. Tempo estimado para a perda de espécies, de acordo com o previsto pelo relaxamento ecológico, nas cinco ilhas estudadas em Serra da Mesa. Os valores de anos correspondem aos cenários pessimista (com rápida perda de espécies) e otimista (com perda de espécies lenta). O número de espécies observadas nas ilhas corresponde à riqueza no tempo  $t=3$ .

Riqueza ao longo do tempo	Tempo (anos) esperado para a perda de espécies por ilha				
	Ilha 34	Ilha 35	Ilha 37	Ilha 38	Ilhota
8	1.67 - 4.33				
7	2.39 - 7.40			1.54-4.33	
6	3.06-10.43	1.44-2.73	1.44-2.73	2.16-7.40	1.44-2.73
5	3.70-13.44	1.99-4.33	1.99-4.33	2.73-10.43	1.99-4.33
4	4.33-16.45	2.49-5.87	2.49-5.87	3.27-13.44	2.49-5.87
3	4.95-19.46	2.97-7.40	2.97-7.40	3.80-16.45	2.97-7.40
2	5.56-22.46	3.43-8.92	3.43-8.92	4.33-19.46	3.43-8.92
1	6.18-25.47	3.88-10.43	3.88-10.43	4.85-22.47	3.88-10.43
0	6.79-28.47	4.33-11.94	4.33-11.94	5.36-25.47	4.33-11.94
Area (ha)	6	15	2	3	0,5
Riqueza inicial ( $t = 3$ )	9	7	7	8	7

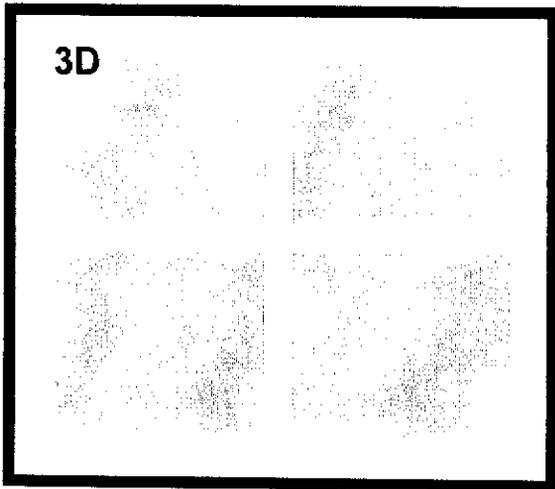
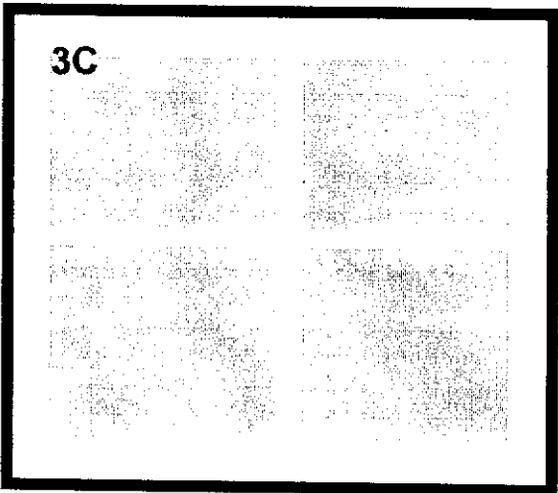
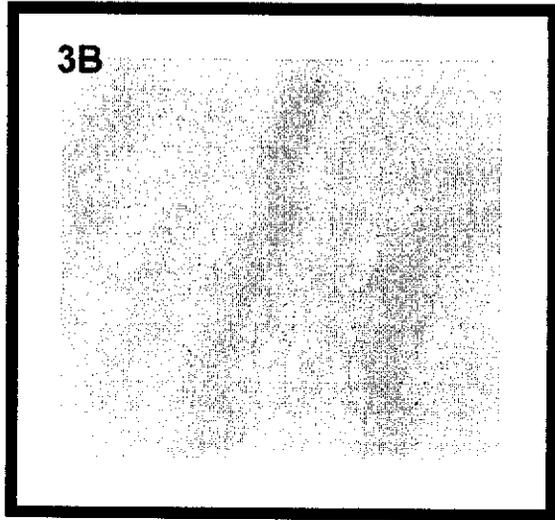
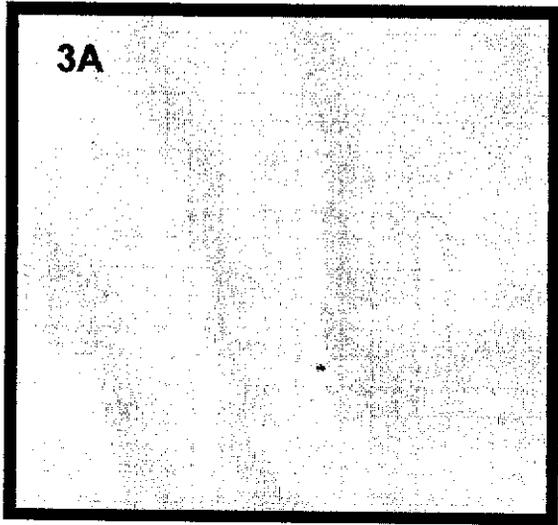


**Figura 1A.** Localização do Reservatório de Serra da Mesa no Estado de Goiás, mostrando os rios e municípios. **1B.** Esquema do Setor 1 do Reservatório de Serra da Mesa em uma previsão de *máximum maximorum*, mostrando as ilhas estudadas.

**Figura 2.** Relevo das ilhas e margens escolhidas para a amostragem exaustiva em quadrados, evidenciando a formação das ilhas em diferentes cotas de enchimento. Em vermelho, aspecto das ilhas na cota máxima de enchimento prevista (*maximum maximorum*). Em amarelo, a cota atual de operação da Usina de Serra da Mesa. O enchimento atingiu a metade da cota em amarelo, isolando por algum tempo a ilha 42. A ilha 42 foi religada às margens com a diminuição do nível do lago, devido à diferença entre a cota máxima de enchimento real e a cota de operação. Neste momento, existe uma larga faixa de terra, coberta por árvores mortas, formando uma ponte entre esta ilha e o continente. Desde o final do enchimento do reservatório, as Ilhas 34, 35, 37, 38 e ilhota sempre estiveram isoladas.



**Figura 3.** Esquema de montagem e queima dos quadrados. **A.** Inicialmente uma área de 50x50 metros é demarcada com lona plástica preta. **B.** Um aceiro (com 3 metros de largura), acompanha os limites da área. **C.** Logo após, são feitos dois aceiros menores, (com 1,5 metros de largura), que delimitam quatro áreas menores de vegetação. **D.** Por último, todas as áreas menores delimitadas são queimadas.



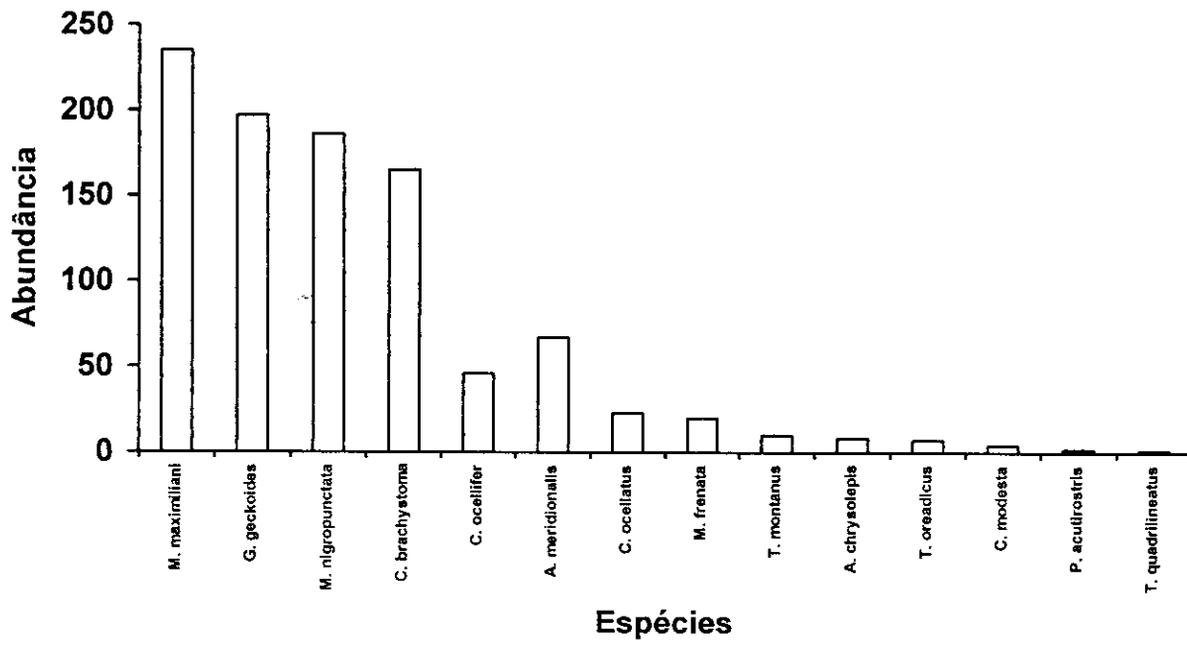


Figura 4. Abundância total de lagartos nas 10 grades amostradas.

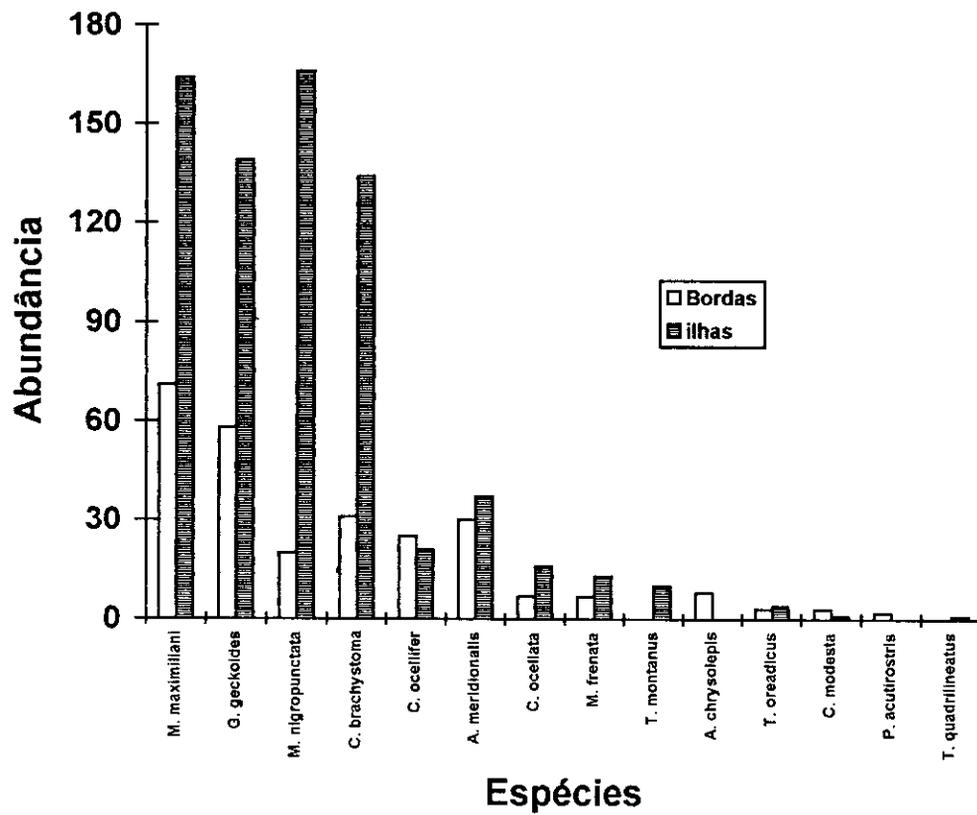
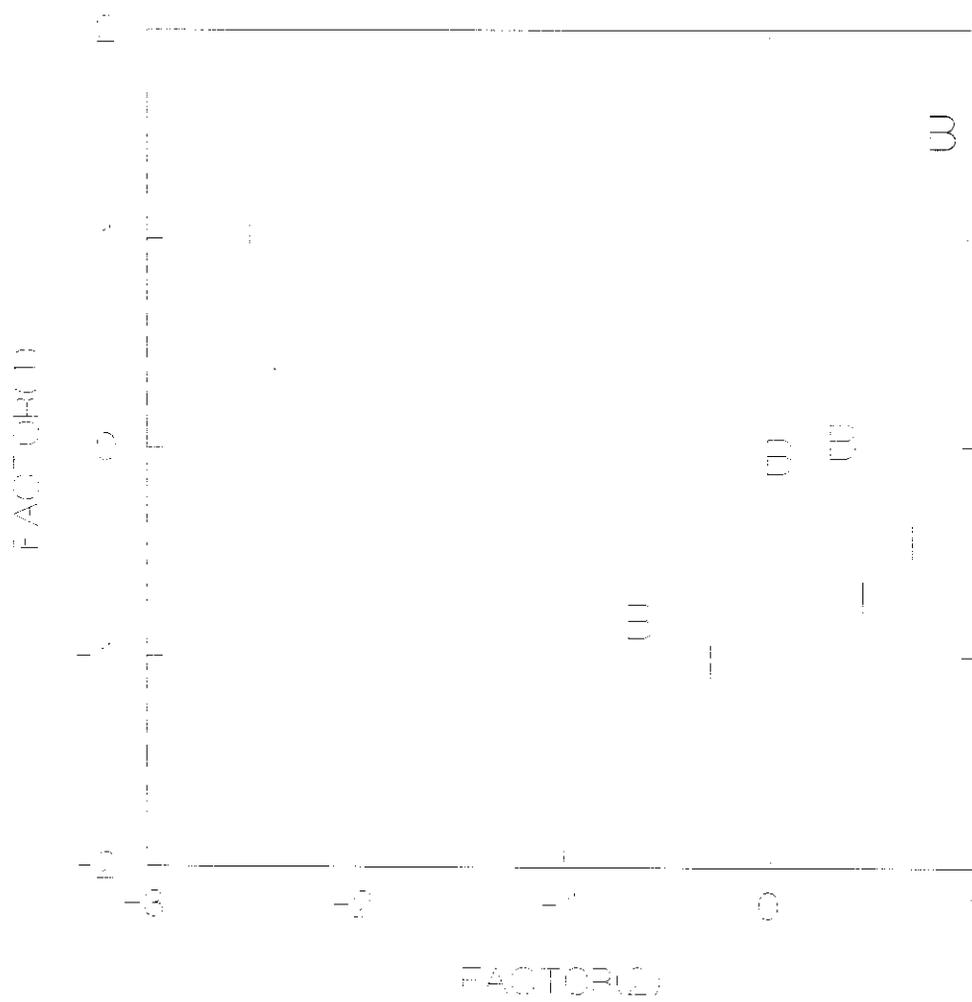
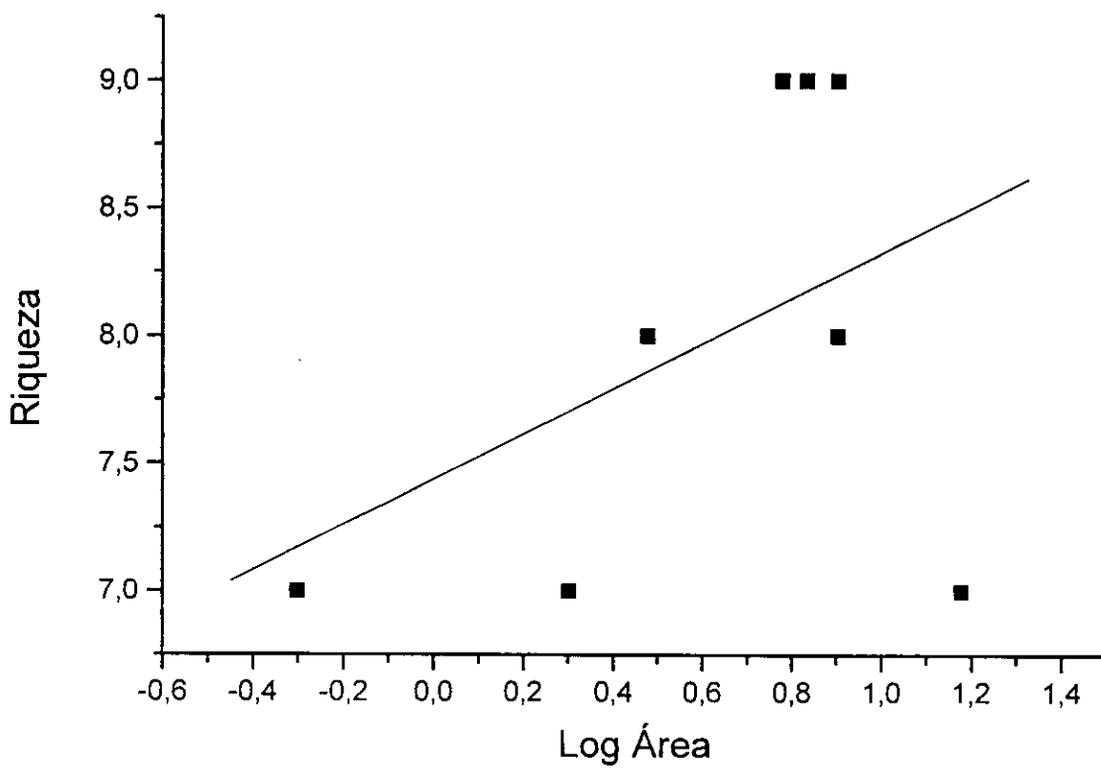


Figura 5. Comparação entre a abundância das espécies de lagartos observadas entre as margens e ilhas.

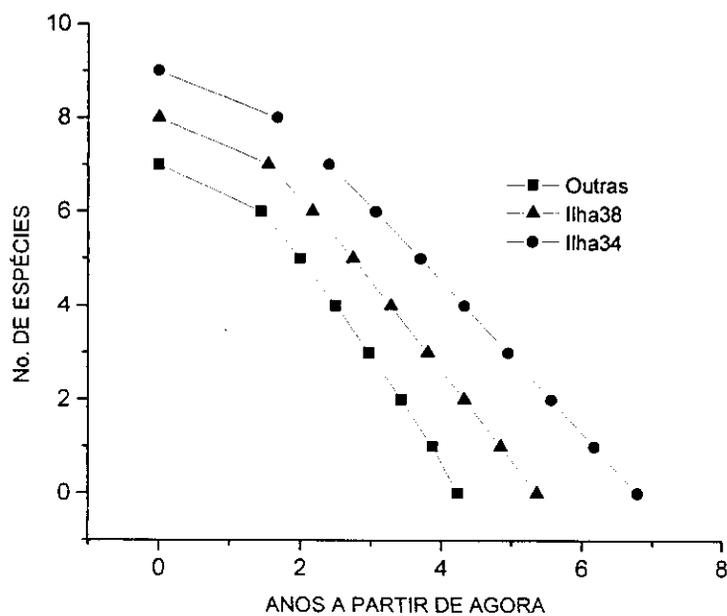


**Figura 6.** Gráfico da Análise de Componentes Principais (matriz covariância), montado com os dois primeiros componentes principais, mostrando a separação entre ilhas e bordas. O ponto isolado corresponde à ilhota, que pertencia à mesma formação do relevo que as bordas (ver figura 3).

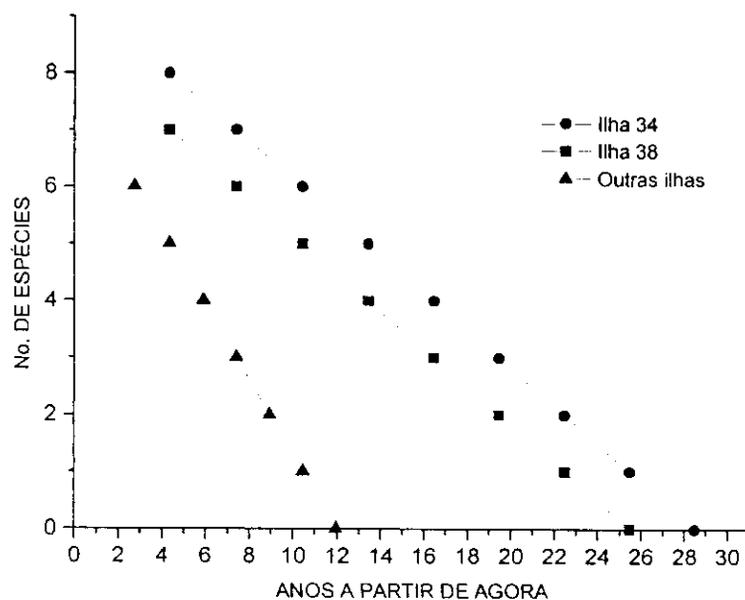


**Figura 7.** Relação linear entre a riqueza de espécies e o logaritmo natural da área dos fragmentos de Cerrado de Serra da Mesa, GO. Equação da reta:  $Y = 7,438 + 0,887X$  ( $r = 0.445$ ,  $p = 0.270$ ).

A)



B)



**Figura 8.** Estimativas da relação entre a perda de espécies e o tempo desde o isolamento para as cinco ilhas ponte de terra de Serra da Mesa. A) Estimativa pessimista; B) estimativa otimista. As diferentes curvas referem-se às ilhas com nove (ilha 34), oito (ilha 38) e sete espécies (outras ilhas: ilhas 35, 37 e ilhota).

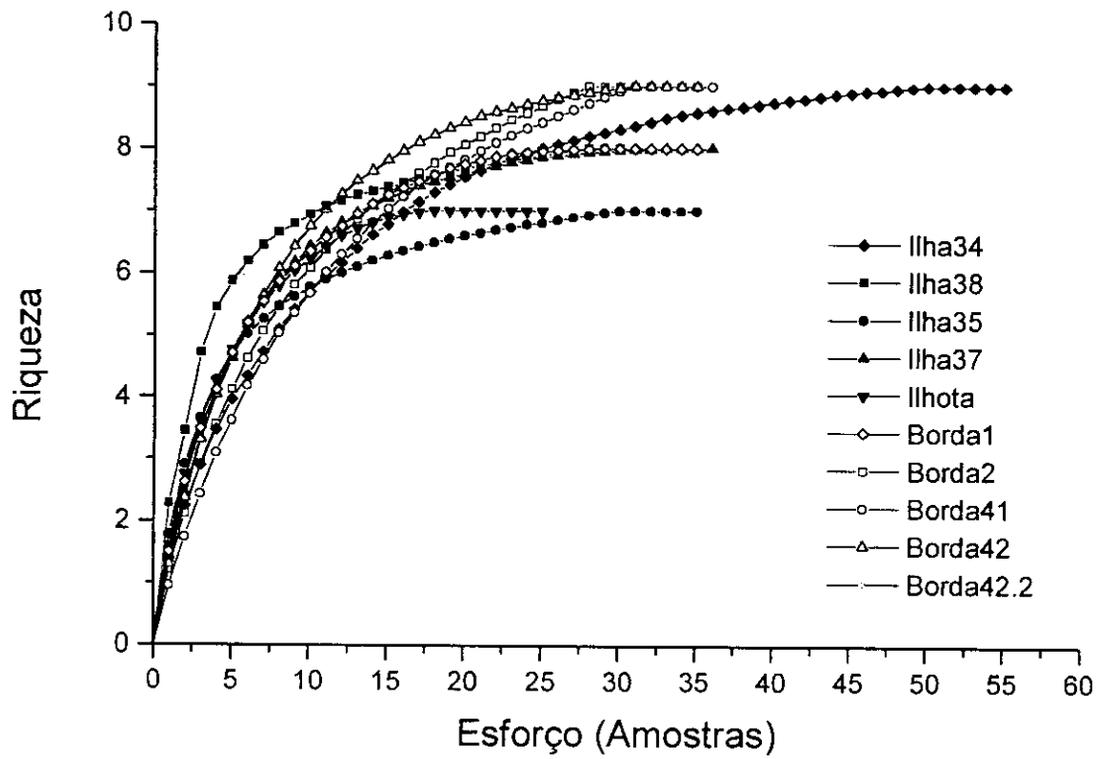


Figura 9. Curvas do coletor para ilhas e margens. As ilhas apresentam uma riqueza final de espécies um pouco menor que as margens.

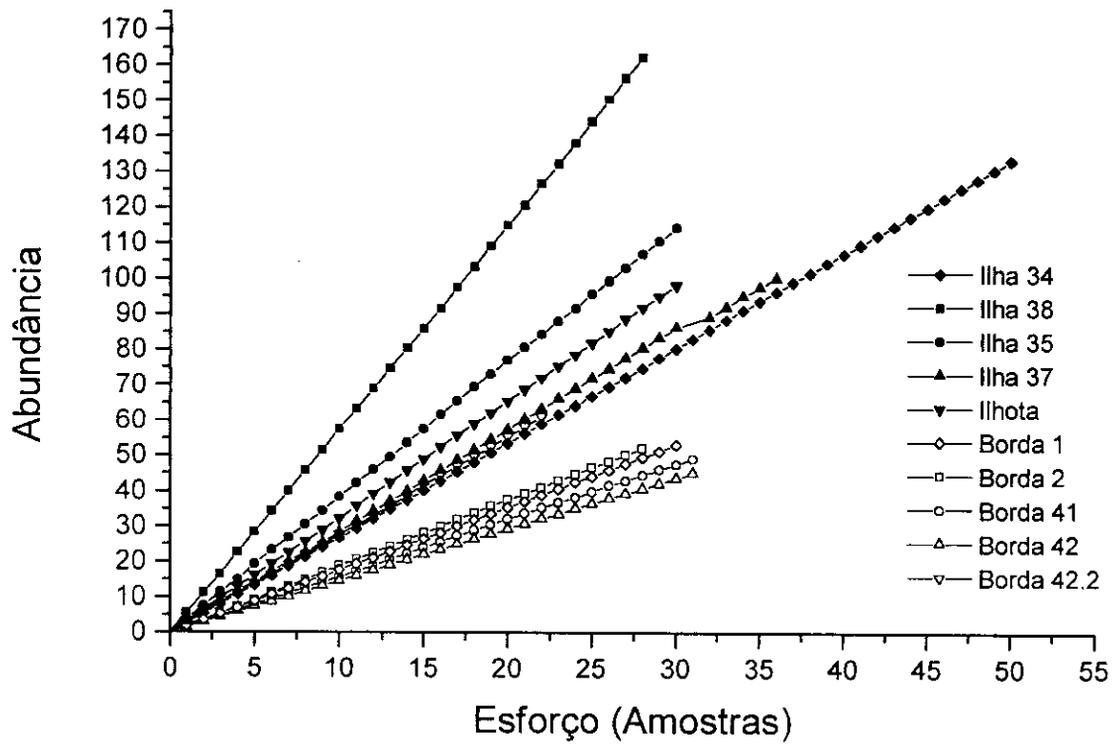
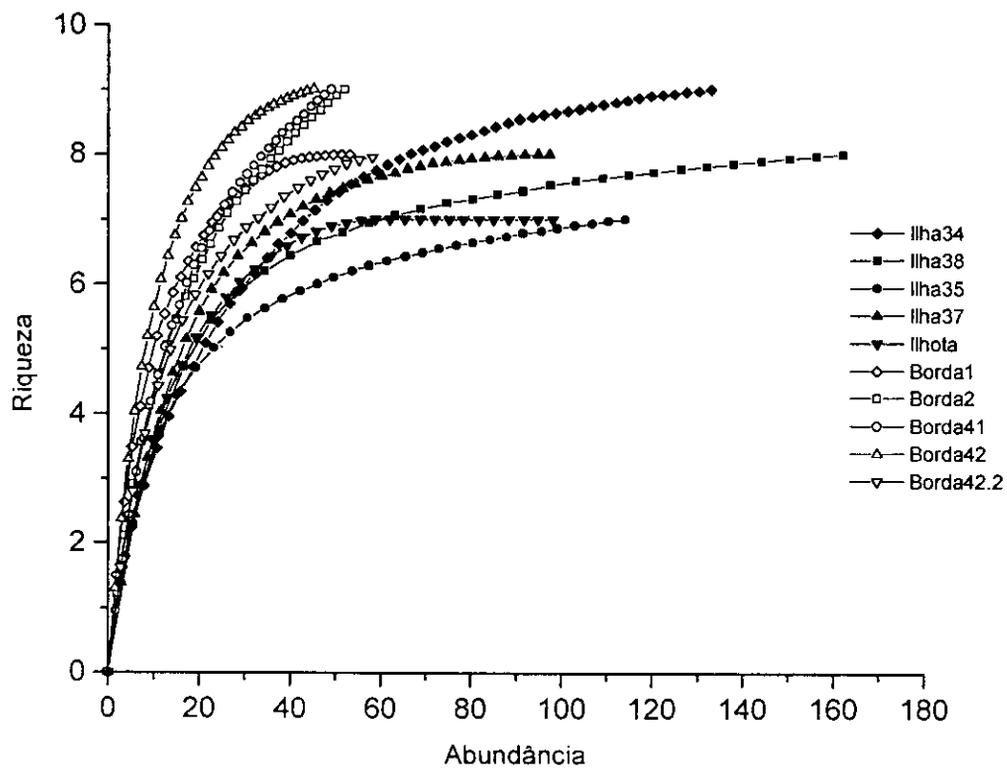
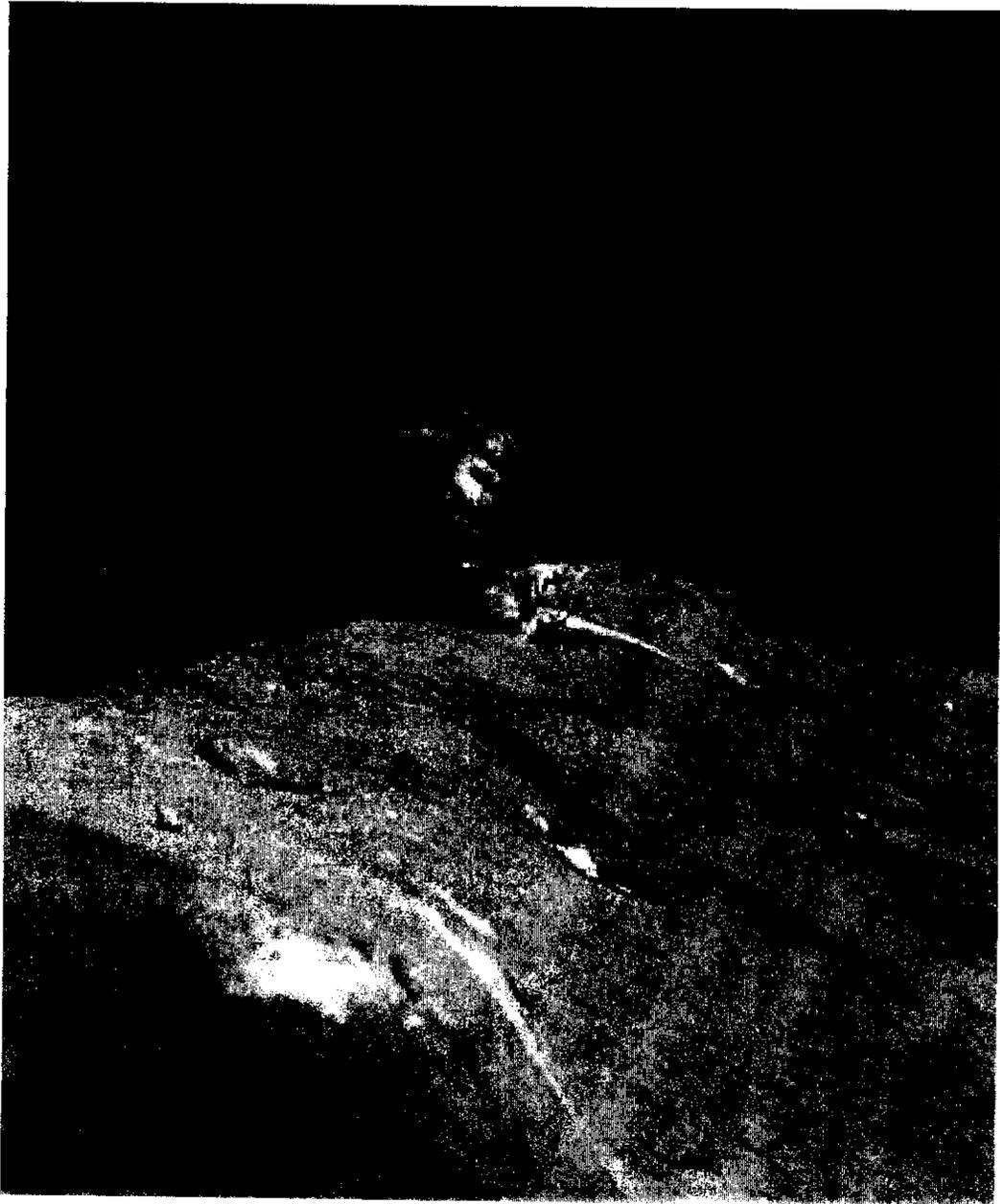


Figura 10. Relação entre a abundância e esforço para ilhas e margens do Reservatório de Serra da Mesa, GO. As ilhas acumulam uma maior abundância que as bordas em um mesmo intervalo de tempo.



**Figura 11.** Comparação entre as curvas de rarefação de margens e ilhas do reservatório de Serra da Mesa, GO.

**Figura 12.** Predação de um indivíduo macho de *Tropidurus oreadicus* pelo gavião qui-qui ( *Falco sparverius* ) (Foto: Jader Soares Marinho-Filho).



**Figura 13.** Predação de um macho de *Tropidurus oreadicus* pelo gavião quiiri-quiiri (*Falco sparverius*) (Foto: Jader Marinho-Filho).

**Figura 13.** **A.** Indivíduo de *Micrablepharus maximiliani*, mostrando a cauda azul brilhante. **B.** O ágil *Mabuya nigropunctata* possui corpo liso, extremamente escorregadio, o que dificulta a sua captura. **C.** A lagartixa *Gymnodactylus geckoides* é um inquilino comum de cupinzeiros. **D.** O pequeno *Coleodactylus brachystoma* é a menor espécie de lagarto do Cerrado. **E.** Quando ameaçado, assume postura característica, elevando a parte posterior do corpo e cobrindo o corpo com sua cauda laranja-vivo. Fotos: Reuber Brandão.

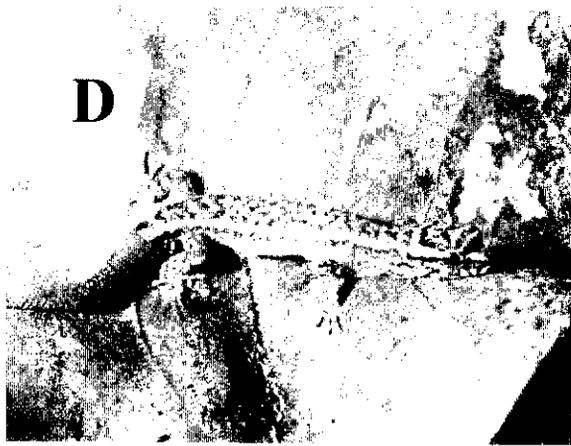
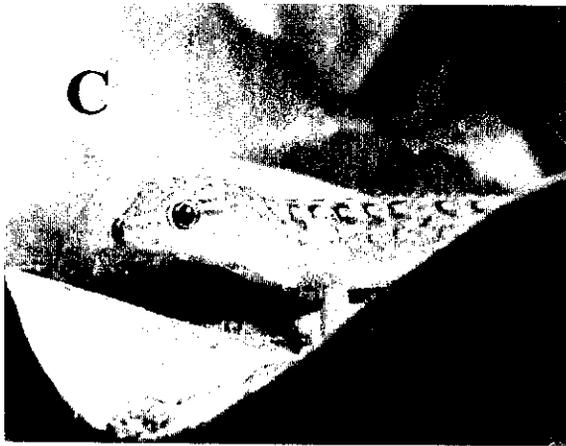
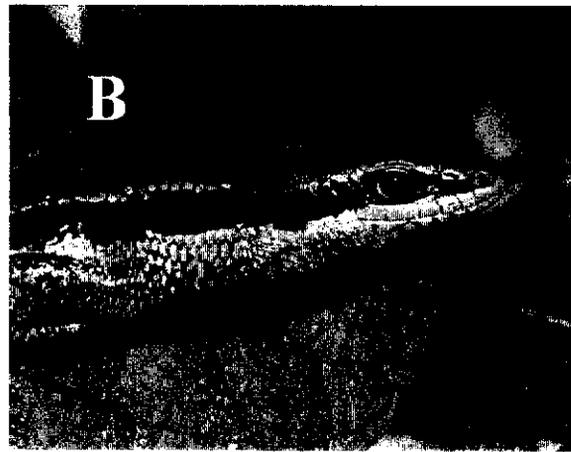


Figura 14. A. Indivíduo de *Micrablepharus maximiliani*, mostrando a cauda azul brilhante. B. O ágil *Mabuya nigropunctata* possui corpo liso, extremamente escorregadio, o que dificulta a sua captura. C. A lagartixa *Gymnodactylus geckoides* possui hábitos noturnos e é um inquilino comum de cupinzeiros. D. O pequeno *Coleodactylus brachystoma* é a menor espécie de lagarto do Cerrado. Quando ameaçado, assume postura característica, elevando a parte posterior do corpo e dobrando a cauda sobre o corpo, exibindo a coloração laranja da face ventral da cauda. Fotos: Reuber Brandão.

## CAPÍTULO 3

PADRÕES DE CO-OCORRÊNCIA DE LAGARTOS EM ILHAS E MARGENS DO  
RESERVATÓRIO DA USINA HIDRELÉTRICA DE SERRA DA MESA, MINAÇU,  
GOIÁS.

Reuber Albuquerque Brandão

## RESUMO

A influência da competição interespecífica no padrão de distribuição das espécies de lagartos em ilhas e margens de Serra da Mesa, foi investigada através da comparação da matriz de presença e ausência de espécies com matrizes aleatórias. A correlação entre a abundância das espécies de lagartos, com a oferta de microhabitat foi realizada para as cinco espécies mais comuns, com uma Análise de Correspondência Canônica. A matriz de presença e ausência de lagartos de Serra da Mesa não foi significativamente diferente de uma matriz aleatória, indicando que a competição interespecífica não foi importante para determinar o padrão de co-ocorrência das espécies de lagartos em ilhas e margens do reservatório. A correspondência entre a oferta de microhabitat e a abundância de lagartos também não foi clara, mas aparentemente a relação não é direta. Nas comunidades de Serra da Mesa, pares de espécies muito semelhantes em ecologia e aparentadas, co-ocorreram na maior parte das áreas. Como a oferta de recursos também não explica claramente a abundância das espécies mais comuns, sugere-se que outros fatores, como predação e o tempo de relaxamento, são explicações mais plausíveis para os padrões observados.

**ABSTRACT**

The influence of interspecific competition on the distribution patterns of lizards species in islands and edges of Serra da Mesa reservoir, was investigated by comparing the presence-absence matrix with randomic matrix. The correlation between lizard species abundance and microhabitat disponibility was investigated for the five most common species, in a Canonical Correspondence Analisis. The presence-absence matrix of lizards in Serra da Mesa was not different of randomic matrix, showing that the interspecific competition was not important in determining the co-occurrence species pattern in islands and margins in Serra da Mesa lake. The correspondence between microhabitat disponibility and lizard abundance was not clear, but the relations looks not so direct. The use of presence-absence matrix in community ecology is controversial. As in this study, several authors also didn't detect structure in the matrixes, even in simulations models where competition was very strong. In the Serra da Mesa lizard communities, there were pairs of very similar species co-occurring in almost all areas. As the resource disponibility also doesn't explain the abundance of the most common species, I suggest that other factors, as predation and relaxation time, could explain the observed patterns.

## INTRODUÇÃO

A competição interespecífica já foi considerada a principal força na estruturação das comunidades animais (Pianka, 1983). Os efeitos da competição interespecífica foram considerados especialmente importantes para a estruturação de comunidades de lagartos, principalmente na partilha de hábitat e tamanho de presas (p. ex. Pianka, 1973; Araujo, 1991; Vitt, 1991). A competição forçaria um deslocamento no uso de recursos, fazendo com que as espécies em uma comunidade desloquem ou reduzam o tamanho dos seus nichos. As espécies que, por qualquer motivo, não forem capazes de evitar a competição interespecífica, seriam excluídas das comunidades.

No entanto, muitos estudos falharam ao tentar demonstrar a existência de competição entre espécies em diversos grupos animais (p. ex. Begon et al., 1996). Enquanto alguns autores defendem a idéia que as comunidades atuais foram moldadas por relações competitivas no passado, onde muitas espécies foram eliminadas competitivamente, enquanto outras restringiram seus nichos, outros autores buscam exorcizar estes "fantasmas da competição passada", sugerindo que outras relações ecológicas atuais, como a predação, exercem um forte papel na estruturação das comunidades. Este argumento possui grande força, já que não existe nenhuma evidência de que relações competitivas entre as espécies, no passado, determinaram a estrutura de comunidades no presente. Diferenças morfológicas e ecológicas atuais podem refletir apenas a filogenia das espécies e não a existência efetiva de competição.

Diamond (1975), estudando aves em ilhas do Arquipélago de Bismarck, observou que algumas espécies nunca ocorrem na presença de outras. Em uma matriz de presença-ausência, este padrão de distribuição assemelha-se a um "tabuleiro de damas", onde existem casas (ilhas) ocupadas e casas vazias. Este padrão de distribuição foi considerado uma evidência da existência de "regras" determinísticas na organização destas comunidades, onde uma espécie exclui competitivamente (ou evita o estabelecimento) de uma outra espécie das ilhas, enquanto que as ilhas nunca suportam ambas espécies. Posteriormente, Connor & Simberloff (1979) compararam matrizes de presença-ausência com matrizes criadas por modelos nulos (matrizes aleatórias). Estes autores verificaram que o número de presenças e ausências observadas nas matrizes aleatórias foi similar ao encontrado em matrizes de dados naturais e concluíram que a existência de regras de organização de comunidades não pode ser inferida por estas matrizes. O desenvolvimento de outros algoritmos para a realização dos sorteios de aleatorização mostrou que o uso de matrizes de presença e ausência é eficiente para detectar padrões, embora algumas vezes, tais padrões sejam difíceis de serem encontrados na natureza (p. ex. Hastings, 1987). Os modelos nulos criam matrizes aleatórias, montadas por sorteio randômico, excluindo assim qualquer efeito de interações entre as espécies (Gotelli, 2000). Por isso, as matrizes aleatórias são muito utilizadas na detecção de estruturas criadas por interações ecológicas entre espécies, em matrizes de distribuições obtidas na natureza.

Os artigos de Diamond (1977) e Connor & Simberloff (1979), iniciaram um profundo debate sobre o uso de modelos nulos na ecologia de comunidades (p. ex. Gotelli & Graves, 1996). As controvérsias existentes sobre os modelos nulos

enfocam principalmente o comportamento estatístico de seus diferentes algoritmos, bem como críticas sobre a significância do uso de modelos nulos e o teste de hipóteses na ecologia de comunidades (Gotelli & Entsminger, 2001).

Interações competitivas podem ser muito importantes na biogeografia de lagartos em ilhas oceânicas (p. ex. Case & Bolger, 1991; Losos & Spiler, 1999). Há trabalhos apontando a competição interespecífica como responsável pela estrutura das comunidades de lagartos. A presença de um competidor mais eficiente no uso de recursos (*Anolis sagrei*), influenciou negativamente o estabelecimento de uma outra espécie, menos eficiente no uso de recursos (*Anolis carolinensis*) em pequenas ilhas das Bahamas (Losos & Spiler, 1999). O padrão de co-ocorrência de lagartos em ilhas do Golfo da Califórnia foi menor que o esperado pelo acaso, especialmente para lagartos do gênero *Uta* (competidor inferior) e *Saltor* (competidor superior) (Case & Bolger, 1991).

Lagartos de grande porte e generalistas no uso de recursos costumam ter sucesso na permanência em fragmentos de vegetação nativa, quando comparadas com espécies pequenas e mais especialistas (p. ex. Sarre, 1998; Sarre et al. 1996; Smith et al. 1995; Cosson et al. 1999). As espécies que permanecem nos fragmentos provavelmente são as competidoras superiores das suas comunidades, sugerindo que a competição por espaço e recursos, que tornam-se mais escassos em ambientes fragmentados, é importante para estruturar as comunidades de lagartos nos remanescentes florestais.

Assim seria esperado que, durante o enchimento de um grande reservatório de 178.000 ha, espécies de lagartos que coexistem em diferentes habitats do Cerrado, a maior savana sul-americana, sofreriam os efeitos da diminuição de

área disponível destes habitats, ocupando finalmente apenas os topos de morros, transformados em ilhas, com uma distribuição e oferta de recursos bem diferente da situação pré-enchimento. No presente experimento, foi testado se o número de distribuições do tipo "tabuleiro de damas" ("checkerboard distribution", *sensu* Diamond, 1975), observado na matriz de presença e ausência das comunidades de lagartos de ilhas e bordas, formadas pelo enchimento do reservatório da Usina Hidrelétrica de Serra da Mesa, é estatisticamente diferente observado em matrizes aleatórias, isto é, se existe alguma interação entre as espécies que determine o padrão de presença e ausência dos lagartos nas margens e ilhas do Reservatório de Serra da Mesa, ou os padrões de co-ocorrência das espécies são aleatórias.

## METODOLOGIA

### Área de Estudo

Para uma descrição da área de estudo, das ilhas e margens amostradas e da metodologia de amostragem, veja Capítulo 2.

### Coleta de dados

Ao todo, dez áreas foram amostradas em Serra da Mesa, sendo cinco áreas localizadas em ilhas e cinco áreas localizadas nas margens (bordas e penínsulas) do reservatório de Serra da Mesa.

A determinação da composição de espécies destas comunidades foi feita com amostragem exaustiva em quadrados, 36 meses após o completo

enchimento do reservatório de Serra da Mesa, onde 10 áreas de 50 x 50 metros, cercadas com uma barreira de lona plástica com 40 cm de altura, foram exaustivamente examinadas à procura de lagartos. Também foram feitas 14 medidas da oferta de microhábitats (ver Capítulo 2).

## Experimento

A ocorrência das espécies pelas áreas foi utilizada para montar uma matriz de presença e ausência. Estas matrizes são fundamentais nos estudos de ecologia de comunidades e de biogeografia (McCoy & Heck, 1987). Nestas matrizes, as linhas correspondem às espécies e as colunas correspondem aos sítios. A única informação que é inserida nestas matrizes é a presença (1) ou ausência (0) de uma determinada espécie, em um determinado sítio.

Para comparar o padrão de co-ocorrências observadas na matriz de presença e ausência de espécies das ilhas e margens (Tabela 1), com o padrão de co-ocorrências de matrizes criadas aleatoriamente, foi utilizado o módulo de co-ocorrência do programa EcoSim 7.0 (Gotelli & Entsminger, 2001).

Este programa realiza aleatorizações de Monte Carlo para sortear "pseudocomunidades" (*sensu* Pianka, 1986), comparando estatisticamente o padrão de co-ocorrência nessas comunidades aleatórias, com o padrão observado na matriz de dados reais (Gotelli & Entsminger, 2001).

O programa utiliza quatro índices de co-ocorrência para a contagem das distribuições "tabuleiro de damas" ("checkerboards"). Estes índices são: Escore de Co-ocorrências ou Escore-C ("C-score"), que é o escore de "checkerboards" da matriz: Damas ("Checker"), que é o número de pares de espécies que formam

“checkerboards” perfeitos; Número de combinações (“Combo”), que é o número de combinações entre as espécies e a Taxa de Variação (V-ratio), que é a taxa de variação das matrizes (Tabela 2). Cada um destes índices produz um valor que resume o padrão de co-ocorrência de uma matriz de presença e ausência (Gotelli 2000).

Uma unidade de “tabuleiro de damas” é qualquer combinação na matriz que apresente a forma:

	<b>Área 1</b>	<b>Área 2</b>		<b>Área 1</b>	<b>Área 2</b>	
<b>Espécie 1</b>	<b>1</b>	<b>0</b>		<b>Espécie 1</b>	<b>0</b>	<b>1</b>
		e	<u><b>OU</b></u>		e	
<b>Espécie 2</b>	<b>0</b>	<b>1</b>		<b>Espécie 2</b>	<b>1</b>	<b>0</b>

O C-score mede o número médio de unidades de “checkerboards” (*UC*) entre todos os pares possíveis de espécies. O número de unidades de “checkerboards” para cada par de espécies é calculado pela expressão:

$$UC = (r_i - S)(r_j - S)$$

Onde  $r_i$  e  $r_j$  correspondem à soma de ocorrências das linhas (espécies)  $i$  e  $j$ , enquanto  $S$  é o número de sítios partilhados pelas duas espécies. Em uma comunidade competitivamente estruturada, o C-score deve ser significativamente maior que o esperado pelo acaso.

O índice “Damas” (“Checker”) é o número de pares de espécies formando pares de “tabuleiro de damas” perfeitos. Seu valor é dado pelo número de espécies que nunca co-ocorrem em nenhum sítio. Uma comunidade estruturada

pela competição, o valor de "Checker" é significativamente maior que o esperado pelo acaso.

O número de combinações ("Combo") é dado pela contagem do número de combinações únicas de pares de espécies, presentes em diferentes sítios. Em uma comunidade estruturada por competição, o valor de "Combo" deve ser menor que o esperado por chance.

A taxa de variância (V-ratio) é calculada como a proporção entre a variância da soma das colunas, pela soma da variância das linhas. Em uma matriz de presença e ausência, corresponde à taxa de variância da riqueza de espécies pela soma da variância na ocorrência das espécies. Se uma espécie possui distribuição independente da presença ou ausência de uma outra espécie, e os sítios possuem a mesma probabilidade de ocorrência (são equiprováveis), o valor esperado de variância é 1.0. A taxa de variância é melhor definida como um índice de variabilidade na riqueza de espécies por sítio. Em comunidades estruturadas por competição, a variância na riqueza de espécies entre sítios será significativamente menor que nas comunidades estruturadas pelo acaso.

Foram usados os nove algoritmos de modelos nulos para a análise de ocorrência de espécies. Estes algoritmos são formados pela combinação dos três constrangimentos existentes para as colunas e fileiras. Estes constrangimentos referem-se ao tratamento dado aos totais de cada linha e cada coluna nas análises. Os totais de linhas e colunas podem ser fixos, equiprováveis ou proporcionais (Tabela 3). Optou-se utilizar todos os algoritmos possíveis devido ao fato destas simulações já terem sido utilizadas por diferentes autores, em diferentes situações.

O uso de constrangimento fixo para as colunas (sítios), indica que em todas as matrizes aleatórias formadas, a soma (número de espécies no sítio) será mantida igual à matriz original. O constrangimento equiprovável indica que, durante o sorteio de espécies por áreas, a chance de uma coluna ser preenchida é igual para qualquer sítio, ou seja, todas as áreas possuem a mesma chance de serem colonizadas por qualquer espécie. O constrangimento proporcional indica que as colunas com uma soma total maior (maior número de espécies), terão uma probabilidade de preenchimento proporcional ao número de espécies na matriz original (Gotelli & Entsminger, 1999).

O uso de soma fixa para as linhas (espécies), faz com que, nas matrizes aleatórias, as espécies sempre ocorrerão no mesmo número de áreas que na matriz original. O "constrangimento equiprovável" indica que as espécies terão a mesma chance de ocorrer nas áreas, independentemente do seu peso na matriz original. Usando o "constrangimento proporcional" as espécies que ocorrem em mais áreas terão uma probabilidade de preenchimento proporcional ao número de áreas que ocorre na matriz original. O uso de constrangimentos diferentes da soma fixa para as espécies, possui grande vulnerabilidade para erro do Tipo I, ou seja, uma matriz randômica (sem estrutura), pode gerar um resultado significativo para o teste (Gotelli & Entsminger, 1999; Gotelli, 2000). Foram realizados 5.000 sorteios aleatórios para cada simulação.

Além destes três constrangimentos, o programa permite que os pesos de cada sítio (coluna) e de cada espécie (linha) para o sorteio, seja definido pelo usuário. Desta forma, utilizei os valores de área das ilhas e dos fragmentos, como

o peso para cada coluna e os valores de abundância de cada espécie, para indicar o peso de cada linha.

O tamanho da área para cada ilha e margem está apresentada na tabela 4. A área considerada para as penínsulas foi dada pelo tamanho da mancha de vegetação nativa (a área coberta por vegetação fantasma "ghost forest", sensu Diamond (1972), foi desconsiderada). As margens do reservatório, onde foram feitas as amostragens, pertencem a uma grande área de vegetação nativa, conhecida regionalmente como Serra da Araras, que possui uma extensão superior a 10 mil ha. Esta área é vizinha à Reserva Indígena Avá-Canoeiro, que possui 30 mil ha. Desta forma, eu considerei um valor de 1000 ha para as áreas localizadas nas margens, um valor muito maior que o tamanho das ilhas e penínsulas.

Foram geradas matrizes aleatórias utilizando todas as combinações possíveis de algoritmos. Os resultados foram confrontados em uma comparação empírica, que é a forma utilizada para julgar os resultados das análises de co-ocorrência (Gotelli, 2000). As matrizes degeneradas (matrizes em que aparecem valores da soma de colunas ou linhas iguais a zero), foram mantidas na análise. Estas matrizes interferem muito pouco no resultado final da análise (Gotelli, 2000). Embora todas as combinações possíveis de índices e constrangimentos já tenham sido testadas quanto à vulnerabilidade de erros do Tipo I e do Tipo II (ver Gotelli, 2000), foram realizadas todas as análises para a matriz de presença e ausência da Serra da Mesa, o que permitiu uma comparação direta dos resultados obtidos com a robustez de cada simulação.

Para testar a robustez dos diferentes algoritmos e dos diferentes índices de co-ocorrência, Gotelli (2000) montou matrizes perfeitamente aleatórias, que foram analisadas em todas as simulações possíveis realizadas pelo módulo de co-ocorrência do programa EcoSim. Para cada uma das análises, foi anotada a proporção média de simulações nas quais o modelo nulo foi rejeitado, usando-se uma matriz aleatória. Se uma simulação apresenta um bom comportamento, este número deverá ser menor ou igual a 0,10, que é a proporção de vezes que a hipótese nula foi rejeitada pelo acaso. Ou seja, uma simulação robusta rejeita a hipótese nula em no máximo, 10% de todas as matrizes sorteadas ao acaso.

A influência da oferta de microhabitats sobre a abundância de lagartos em cada área foi testada com Análise de Correspondência Canônica. Antes da análise, os valores absolutos de abundância dos lagartos e de medidas de oferta de microhabitat foram log-transformadas para linearização. As porcentagens da oferta de microhabitats foram transformadas para arco-seno x raiz quadrada da porcentagem. Para diminuir o número de variáveis da análise, foram excluídas as espécies com abundância menor ou igual a 5% da abundância total de todas as áreas amostradas. Desta forma, nove espécies consideradas mais raras foram excluídas da análise, que foi rodada com cinco espécies. Dentre as 14 medidas de oferta de microhabitats, foram selecionadas seis. Inicialmente foram excluídas as cinco que obtiveram os menores escores em uma análise de componentes principais (PCA), que acumularam 83,61% da variância nos dois primeiros eixos. Posteriormente foram eliminadas mais três variáveis, que foram consideradas redundantes.

As variáveis abundância dos lagartos *Micrablepharus maximiliani*, *Anolis meridionalis*, *Coleodactylus brachystoma*, *Gymnodactylus geckoides* e *Mabuya nigropunctata* e as medidas do número de árvores, altura do dossel, porcentagem de área coberta por serapilheira, volume dos cupinzeiros e a área dos sauveiros, foram usadas na Análise de Correspondência Canônica (CCA).

## RESULTADOS

Em um total de 35 análises possíveis no módulo de co-ocorrência do programa EcoSim (três estrangulamentos de colunas x três estrangulamentos de linhas x quatro índices de co-ocorrência - uma análise), apenas quatro (11,4%) apresentaram um valor significativo de  $p$  (Tabela 5). Uma comparação entre os valores de robustez das análises a erros do Tipo I, com os valores de  $p$  observados (Tabela 6), mostra que os valores significativos encontrados na análise coincidem com as simulações mais sujeitas a erros do Tipo I, ou seja, a chance de uma matriz aleatória apresentar valores significativos para a estruturação. A matriz de dados de Serra da Mesa não difere significativamente de uma matriz aleatória na maioria dos casos, incluindo as simulações nas quais a chance de erro do Tipo I é mínima. Desta forma, não há sugestão de um padrão na estrutura das comunidades de lagartos de Serra da Mesa.

Foram realizadas 28 análises, utilizando-se pesos definidos para áreas (colunas) e espécies (linhas). O tamanho das áreas pode ter influência direta na riqueza e na abundância das espécies (Case, 1975). Como são conhecidos os

valores absolutos de abundância de todas as espécies e o tamanho dos fragmentos, estas análises foram realizadas para testar o efeito destes valores sobre o padrão de co-ocorrência das comunidades. Das 28 análises realizadas, 10 (35,7%) apresentaram valores significativos, ou seja, nestas 10 simulações, a matriz de dados de Serra da Mesa foi diferente de uma matriz aleatória. Embora na literatura não exista uma análise da robustez de diferentes simulações a valores definidos pelo usuário, uma observação direta dos resultados destas análises nos permite algumas considerações. A proporção de resultados significativos (10) é grande quando comparada ao total de análises realizadas (28). É esperado que, em uma matriz de presença e ausência de uma comunidade competitivamente estruturada, uma mesma simulação, realizada com os diferentes índices, irão produzir resultados semelhantes (Gotelli, 2000). Uma observação dos resultados mostra que existem valores muito diferentes de  $p$  para uma mesma simulação, o que indica que existe uma grande chance das análises envolvidas estarem sujeitas a erro do Tipo I ou do Tipo II, o que é comum em simulações com uso de valores definidos pelo usuário (Gotelli, 2000; Gotelli & Entsminger, 2001; Gotelli, com. pess.).

Desta forma, a matriz de presença e ausência das espécies de lagartos em Serra da Mesa, não difere significativamente de uma matriz aleatória, ou seja, não foi encontrada a presença de nenhuma "regra" determinado a distribuição das espécies de lagartos de Serra da Mesa.

A primeira variável canônica para a abundância de espécies, apresentou contraste entre *Micrablepharus maximiliani* e *Mabuya nigropunctata*, com maior ênfase em *M. maximiliani*, contra *Gymnodactylus geckoides*, *Coleodactylus*

*brachystoma* e *Anolis meridionalis*, com maior ênfase em *C. brachystoma*. A segunda variável apresenta um contraste entre *M. nigropunctata*, *A. meridionalis* e *M. maximiliani*, com maior ênfase em *M. nigropunctata*, contra *C. brachystoma* e *G. geckoides*, com maior ênfase em *C. brachystoma* (Tabela 8).

Em relação à oferta de microhabitat, a primeira variável canônica apresentou um contraste entre número de árvores, porcentagem de folheto, porcentagem de afloramentos e a área de sauveiros, com maior ênfase em número de árvores, contra volume de cupinzeiros, e altura do dossel, com uma leve ênfase em volume de cupinzeiros. A segunda variável canônica, apresentou contraste entre altura do dossel, porcentagem de afloramentos e volume de cupinzeiros, com maior ênfase em altura do dossel, contra área de sauveiros, número de árvores e porcentagem de folheto, com maior ênfase em área de sauveiros (Tabela 8).

A primeira e a segunda correlações canônicas foram iguais a 1,000, no entanto, a primeira correlação canônica não apresentou valores de  $F$  e de  $p$ . A segunda correlação canônica apresentou valor de  $F$  infinito, com  $p < 0,0001$ . A terceira, a quarta e a quinta correlações, não apresentaram valores de  $p$  significativos. Por isso, a hipótese de que todas as correlações não foram diferentes de zero, não foi rejeitada. Isso indica que a oferta de microhabitat e a abundância das espécies de lagartos mais comuns, não possuem uma associação clara. No entanto, a análise de redundância canônica indica que as cinco variáveis utilizadas, explicam 58,52% da variância padronizada da abundância de lagartos (Tabela 9).

## DISCUSSÃO

O uso de matrizes de presença e ausência para a detecção de interações biológicas no padrão de distribuição das espécies é muito controverso (Gotelli, 2000; Gotelli & Entsminger, 2001). Existe uma profunda discussão em ecologia sobre a significância da comparação das matrizes originais com matrizes nulas, na detecção de regras ecológicas para a distribuição e co-ocorrência das espécies. Embora o uso de modelos nulos tenha indicado a presença de matrizes estruturadas em alguns casos (p. ex. Alatalo, 1982; Diamond & Gilpin, 1982; Stone & Roberts, 1992), muitos autores concordam que o uso de modelos nulos é limitado quando resultados são significativos.

Diversos autores não detectaram nenhuma regra para a distribuição das espécies, em diferentes comunidades, sugerindo que a competição interespecífica, ou outro fator, tenha determinado o padrão de presença-ausência (p. ex. Connor & Simberloff, 1978; Coleman et al. 1982; Hastings, 1987; Hofer et al. 1999). Embora o algoritmo utilizado por Connor & Simberloff (1978) para testar a aleatoriedade, apresente diversos problemas (p. ex. Diamond & Gilpin, 1982), o padrão de co-ocorrência observado para a fauna e flora de Galápagos não foi considerado diferente de uma matriz randômica. Em experimentos com dados oriundos de reservatórios, a ocorrência de aves que se reproduzem em ilhas de um grande reservatório nos Estados Unidos, é independente da presença de outras espécies, sendo influenciada pelo tamanho da ilha (Coleman, et al. 1982). A competição interespecífica também não foi detectada em um gradiente

altitudinal em Camarões, sendo que fatores físicos e a estrutura do hábitat foram considerados mais importantes para explicar os padrões observados (Hofer et al. 1999). Este efeito é importante, pois nas situações reais, as espécies e os sítios podem ser muito diferentes, e a competição interespecífica pode ser ainda mais difícil de detectar (Hastings, 1987).

Embora o uso de modelos nulos para determinar a presença de interações biológicas na distribuição de espécies por áreas, ainda seja um assunto controverso, a sua utilização possui uma grande gama de aplicabilidades no estudo de fatores relacionados à estrutura das comunidades (p. ex. Gotelli, 2000; Gotelli & Entsminger, 2001).

Considerando a importância de fatores abióticos e bióticos na estruturação das comunidades, a matriz original de dados de presença e ausência da Serra da Mesa não diferiu significativamente de uma matriz aleatória. Um aspecto interessante é que existem pares de espécies filogeneticamente relacionadas, em todas os sítios estudados. Em lagartos, a filogenia possui um grande efeito na ecologia, de forma que as espécies mais aparentadas possuem ecologias mais semelhantes, e podem apresentar grande sobreposição no uso de recursos. No Cerrado de Serra da Mesa, alguns pares de espécies são contra-exemplo: o par de espécies *Tropidurus oreadicus* - *Tropidurus* cf. *montanus* apresentou baixa frequência de ocorrência e nunca esteve presente no mesmo sítio. *Tropidurus oreadicus* é ligeiramente maior e, antes da formação do lago, ocorria em um maior número de sítios que *Tropidurus* cf. *montanus*.

Em Serra da Mesa, *Tropidurus oreadicus* utilizava aforamentos de rocha, solo, troncos de árvores e cupinzeiros, enquanto *T.* cf. *montanus* estava presente

apenas em afloramentos de rocha bem no cume dos morros ilha 35 e ilha 1, onde também ocorria *T. oreadicus*. Nas amostragens após três anos de enchimento, *Tropidurus oreadicus* esteve presente, em baixa densidade, em quatro áreas, enquanto *T. cf. montanus* foi encontrado apenas na ilha 37, com uma densidade relativamente alta. No entanto, a ilha 37 não foi monitorada antes da formação do lago.

Para Scincidae, *Mabuya nigropunctata* apresentou grande abundância nas ilhas, mas foi pouco abundante nas margens, enquanto *M. frenata* apareceu sempre em pequena densidade. *Mabuya nigropunctata* e *Mabuya frenata* coexistiram em sete dos 10 sítios estudados. *Mabuya nigropunctata* esteve ausente de uma borda e *M. frenata* esteve ausente em uma ilha e em uma margem. *Mabuya frenata*, a espécie menor, apresenta um grau de arborealidade maior que *M. nigropunctata* (Pinto, 2001) e a maior parte dos seus registros nas áreas foi feito em troncos e folhas de palmeira-catulé (*Syagrus* spp.), um indivíduo estava em um tronco caído e um indivíduo estava em cacos de cupinzeiro, após o fogo. *Mabuya nigropunctata* foi observado em grande número no solo, seguido de cupinzeiros e troncos de árvores. Muitas vezes foi visto utilizando buracos de tatu como abrigo.

As duas espécies de lagartixas, *Coleodactylus brachystoma* e *Gymnodactylus geckoides*, estiveram presentes em todos os sítios, sendo que suas abundâncias foram maiores nas ilhas que nas bordas. *Gymnodactylus geckoides*, a espécie de maior porte, apresenta forte associação com cupinzeiros, mas ocasionalmente foram observados indivíduos em saueiros. *Coleodactylus brachystoma* utiliza principalmente o solo, sendo observada no acúmulo de

detritos vegetais na base de troncos, sob troncos mortos, em buracos no solo e nas cavidades na base de rochas. As lagartixas do Cerrado alimentam-se basicamente de cupins e apresentam dieta com baixa diversidade de itens.

Foram encontradas três espécies de Gymnophthalmidae nas áreas amostradas. Enquanto *Micrablepharus maximiliani* foi a espécie mais abundante e presente em todos os sítios, *Cercosaura ocellata* estava presente em seis sítios e *Colobosaura modesta*, em apenas dois. *Cercosaura ocellata* e *Colobosaura modesta* sempre foram pouco abundantes nas áreas. *Micrablepharus maximiliani* foi encontrado em todos os microhabitats, incluindo cupinzeiros, saueiros, buracos de tatu e detritos vegetais. *Cercosaura ocellata* foi observado sempre na base das gramíneas, ocasionalmente subindo nas touceiras de capim quando ameaçado, onde ficava extremamente camuflado. Embora tenha sido encontrado em baixa densidade, apenas um indivíduo de *C. ocellata* foi encontrado antes do enchimento nas áreas amostradas, indicando que, provavelmente, sua densidade aumentou na área após a formação do lago. O raro *C. modesta* é um lagarto associado a ambientes florestais, ocasionalmente aparecendo em cerrado sentido restrito (Brandão & Araujo, 2001). Esta espécie estava presente apenas na ilha 23, antes do enchimento do reservatório, onde havia uma grande área de mata decídua. Talvez essa espécie tenha invadido as ilhas, fugindo da inundação das partes baixas, mas o sucesso de colonização foi baixo. Uma das áreas onde *C. modesta* foi encontrado (Ilha 42), apresenta algumas áreas remanescentes de cerradão, com árvores altas e maior presença de folheto. O padrão de co-ocorrência do par *Micrablepharus maximiliani* - *Cercosaura ocellata* foi semelhante ao padrão observado para o par *Mabuya nigropunctata* - *M. frenata*.

As três espécies de Polychrotidae encontradas nas áreas amostradas foram *Anolis meridionalis*, *A. chrysolepis* e *Polychrus acutirostris*. Todas estas espécies usam a vegetação como poleiro e abrigo. *Polychrus acutirostris* é raro, têm hábitos discretos e camuflagem eficiente, estando presente em apenas dois sítios localizados na margem do reservatório. Pode ser considerada a única espécie arborícola das formações savânicas do Cerrado. Por sua ecologia particular (Vitt & Lacher, 1991), deve usar recursos bem diferentes das outras espécies da família. *Anolis meridionalis* é uma espécie endêmica do Cerrado, sendo sempre observado em formações vegetais abertas. Abriga-se em tocas de tatu, troncos mortos, troncos de arbustos e cupinzeiros, utilizando cupinzeiros, árvores e arbustos como poleiro. Apresenta uma camuflagem eficiente nas gramíneas e, no Cerrado queimado, muda de cor, assemelhando-se a uma folha queimada. Esta espécie ocorreu em oito das dez áreas amostradas, sendo uma das cinco espécies de lagartos mais abundantes da área. *Anolis chrysolepis* é um pouco maior, tem ampla distribuição em formações florestais do Brasil, ocorrendo também no Cerrado (Vanzolini & Williams, 1970; Brandão & Peres Jr., 2001), apresentando algumas diferenciações sub-específicas ao longo de sua distribuição. Em Serra da Mesa, *Anolis chrysolepis* ocorria em formações de cerrado com rocha e em cerrado denso, antes do enchimento do reservatório, sendo que esteve presente em apenas três sítios amostrados. Em dois sítios, esta espécie apresentou co-ocorrência com *Anolis meridionalis*, a espécie de menor porte. Os oito indivíduos de *Anolis chrysolepis* observados, estavam abrigados no estrato herbáceo e arbustivo do cerrado sentido restrito e utilizaram cupinzeiros como abrigo. A ilha 42, onde foram observados seis indivíduos, apresentava

algumas áreas de cerrado e abundância de folheto. Na borda 2, a espécie foi observada em cerrado aberto.

O outro par de espécies seria formado pelos Teiidae *Cnemidophorus ocellifer* e *Ameiva ameiva*, mas esta espécie foi considerada extinta das áreas. O registro de *Tupinambis quadrilineatus* é fortuito e esta espécie provavelmente não compete diretamente por recursos com *C. ocellifer*. Na verdade, *T. quadrilineatus* pode ser um importante predador de lagartos menores.

Observando o padrão de co-ocorrência dos pares de espécies aparentadas, observamos três situações distintas. Na primeira situação, as espécies de *Tropidurus* nunca co-ocorreram e podem apresentar exclusão competitiva, embora a sintopia de *Tropidurus* seja conhecida para muitas localidades do Cerrado (Vitt, 1991; Faria, 2001). Na segunda situação, as espécies de Gekkonidae ocorreram em todas as áreas, sempre em alta densidade. Na terceira situação, as espécies de *Mabuya* ocorreram juntas na maior parte das áreas, com *M. nigropunctata* apresentando uma densidade até quarenta vezes maior que a densidade de *M. frenata*. A co-ocorrência de *Micrablepharus maximiliani* e *Cercosaura ocellata* assemelha-se ao padrão observado para *Mabuya*.

Algumas espécies competidoras podem preda indivíduos das espécies competitivamente inferiores (Polis et al., 1989). Na ilha 34, onde a densidade de *Mabuya nigropunctata*, a espécie de maior porte dentre as que aumentaram a densidade nas ilhas, atingiu 86 indivíduos/0,25ha, foram observadas as menores densidades de *Coleodactylus brachystoma* e de *Micrablepharus maximiliani* que em qualquer outra ilha. Estas três espécies utilizam abrigos semelhantes, como tocas no chão, cupinzeiros e detritos vegetais. Indivíduos de *Mabuya*

*nigropunctata* devem preda efetivamente indivíduos destas pequenas espécies. Competidores que predam indivíduos das espécies concorrentes inferiores podem causar um rápido declínio destas populações, podendo levar estas espécies à extinção (Polis et al. 1989). Este efeito pode ser mais decisivo quando acompanhado por efeitos estocásticos. Desta forma, os competidores que também podem comer seus concorrentes exercem um papel importante na estruturação das comunidades.

A oferta de microhabitats não apresentou uma relação clara e forte com a abundância de lagartos nas ilhas. Isso pode ser efeito de uma amostragem inadequada de dados ambientais, aumentando a chance de Erro do Tipo II da Análise de Correspondência Canônica. A retirada das espécies raras da análise também pode apresentar um outro problema, pois estas podem ser as espécies mais afetadas pela oferta de recursos. Outro aspecto que não deve ser esquecido, é que a maior parte das espécies de lagartos que ocorrem em Serra da Mesa é formada por espécies generalistas, apresentando baixa especificidade de microhabitats.

Uma comunidade formada por espécies generalistas pode ser menos sensível a efeitos que podem levar a uma estruturação nas matrizes de presença e ausência. As espécies que permaneceram em grande número aparentemente devem ter uma capacidade de suporte alta. O grande aumento na abundância de lagartos nas ilhas também indica que a oferta de recursos para os lagartos do Cerrado não deve ser limitante, e que outros fatores, como predação, devem ser mais importantes que a competição interespecífica. Deve-se considerar no

entanto, que durante a formação das ilhas de Serra da Mesa, ocorreu uma queda na abundância dos competidores superiores.

Efeitos estocásticos podem selecionar espécies de uma comunidade de forma aleatória, não formando padrões de "checkerboards" detectados nos testes com modelos nulos. A matriz de presença e ausência de Serra da Mesa não apresentou nenhum indício de que ocorreram eventos que contribuíssem para a formação de algum padrão ou estrutura na comunidade.

### BIBLIOGRAFIA

- ALATALO, R. V. 1982. Bird species distributions in the Galápagos and other archipelagoes: Competition or chance? *Ecology*, 63: 881-887.
- ARAUJO, A. F. B. 1991. Structure of a white sand-dune lizard community of coastal Brazil. *Revista Brasileira de Biologia* 51:857-865.
- BEGON, M.; HARPER, J. L. & TOWNSEND, C. R. 1996. *Ecology; Individuals, Populations and Communities*. Blackwell Science, Oxford. 1068 p.
- BRANDÃO, R. A. & ARAUJO, A. F. B. 2001. A herpetofauna associada a matas de galeria no Distrito Federal. In: Ribeiro, J. F.; Fonseca, C. E. L. & Sousa-Silva, J. C. Cerrado: Caracterização e recuperação de matas de galeria. EMBRAPA/CPAC, Planaltina. pp. 561-604.
- BRANDÃO, R. A. & PERES JR, A. K. 2001. Levantamento da herpetofauna na área de influência do aproveitamento hidroelétrico Luís Eduardo Magalhães, Palmas. TO. *Humanitas* 3:35-50.

- 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. & BOLGER, D. T. 1991. The role of interspecific competition in the biogeography of island lizards. *Trends in Ecology and Evolution* 6:135-139.
- COLEMAN, B. D.; MARES, M. A.; WILLIG, M. R. & HSIEH, Y. H. 1982. Randomness, area and species richness. *Ecology* 63(4) 1121-1133.
- CONNOR, E. F. & SIMBERLOFF, D. 1978. Species number and compositional similarity of the Galápagos flora and avifauna. *Ecological Monographs* 48: 219-248.
- CONNOR, E. F. & SIMBERLOFF, D. 1979. The assembly of species communities: Change or competition? *Ecology* 60:1132-1140.
- 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.
- DIAMOND, J. M. 1972. Biogeographic kinetics: Estimation of relaxation times for avifaunas of Southwest Pacific Islands. *Proceedings of National Academy of Science* 69:3199-3203.
- DIAMOND, J. M. 1975. Assembly of species communities. In: Cody, M. L. & Diamond, J. M. (eds). *Ecology and evolution of communities*. Harvard University Press. Cambridge.
- DIAMOND, J. M. & GILPIN, M. E. 1982. Examination of the "null" model of Connor and Simberloff for species co-occurrences on islands. *Oecologia* 52: 64-74.
- FARIA, R. G. 2001. *Ecologia de duas espécies simpátricas de Tropiduridae (Tropidurus itambere e Tropidurus torquatus), no Cerrado do Brasil Central.*

- Tese de Mestrado não publicada. Departamento de Ecologia. Universidade de Brasília. 44p.
- GOTELLI, N. J. 2000. Null model analysis of species co-occurrence patterns. *Ecology* 81: 2606-2621.
- GOTELLI, N. J. & GRAVES, 1996. *Null Models in Ecology*. Smithsonian Institution Press. Washington, DC.
- GOTELLI, N. J. & ENTSMINGER, G. L. 2001. *EcoSim: Null Models Software for Ecology*. Version 7.0. Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear. <http://homepages.together.net/~gentsmin/ecosim.htm>.
- HASTINGS, A. 1987. Can competition be detected using species co-occurrence data? *Ecology*, 68:117-123.
- HOFER, U.; BERSIER, L.F. & BORCARD, D. 1999. Spatial organization of a herpetofauna on an elevational gradient revealed by null model tests. *Ecology* 80:976-988.
- LOSOS, J. B. & SPILLER, D. A. 1999. Differential colonization success and asymmetrical interactions between two lizard species. *Ecology* 80:252-258.
- PIANKA, E. R. 1973. The structure of lizard communities. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 4: 53-74.
- PIANKA, E. R. 1983. *Evolutionary Ecology*. Harper & Row, New York.
- PIANKA, E. R. 1986. *Ecology and Natural History of Desert Lizards*. Princeton University Press, Princeton.
- PINTO, M. G. M. 2000. *Ecologia de Mabuya nigropunctata e M. frenata (Scincidae) no Cerrado de Brasília e Serra da Mesa*. Tese de Mestrado, Universidade de Brasília.

- 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.
- McCOY, E. D. & HECK, K. L. 1987. Some observations on the use of taxonomic similarity in large-scale biogeography. *Journal of Biogeography* 14:79-87.
- SARRE, S.; SMITH, G. T. & MEYERS, J. A. 1995. Persistence of two species of gecko (*Oedura reticulata* and *Gehyra variegata*) in remnant habitat. *Biological Conservation* 71:25-33.
- SARRE, S. 1998. Demographics and population persistence of *Gehyra variegata* (Gekkonidae) following habitat fragmentation. *Journal of Herpetology* 32:153-162.
- SMITH, G. T.; ARNOLD, G. W.; SARRE, S.; ABENSPERG-TRAUN, M. & STEVEN, D. E. 1996. The effect of habitat fragmentation and livestock grazing on animal communities in remnants of gimlet *Eucalyptus salubris* woodland in the Western Australian wheatbelt. II. Lizards. *Journal of Applied Ecology* 33: 1302-1310.
- STONE, L. & ROBERTS, A. 1992. Competitive exclusion, or species aggregation? *Oecologia* 91:419-424.
- VANZOLINI, P. E. & WILLIAMS, E. E. 1970. South American anoles: The geographic differentiation and evolution of the *Anolis chrysolepis* species group (Sauria: Iguanidae). *Arquivos de Zoologia* 19:1-298.
- VITT, L. J. 1991. An introduction to the ecology of cerrado lizards. *Journal of Herpetology* 25: 79-90.

VITT, L. J. & LACHER, T. E. 1991. Behaviour, habitat, diet and reproduction in the iguanid lizard *Polychrus acutirotris* in the Caatinga of northeastern Brazil. *Herpetologica* 37:53-63.

Tabela 1. Matriz de presença e ausência das espécies de lagartos em ilhas e margens de Serra da Mesa, utilizada para a análise de co-ocorrência.

	Ilha 42	Ilha 41	Ilha 42.2	Borda 1	Borda 2	Ilha 34	Ilha 38	Ilha 37	Ilha 35	Ilhota	Soma fileiras
<i>Cercosaura ocellata</i>	1	1	1	0	0	1	1	0	0	1	6
<i>Micrablepharus maximiliani</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	10
<i>Colobosaura modesta</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2
<i>Anolis chrysolepis</i>	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	3
<i>Anolis meridionalis</i>	1	1	0	1	1	1	1	1	0	1	8
<i>Polychrus acutirostris</i>	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	2
<i>Coleodactylus brachystoma</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	10
<i>Gymnodactylus geckoides</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	10
<i>Mabuya frenata</i>	0	1	1	1	1	1	0	1	1	1	8
<i>Mabuya nigropunctata</i>	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	9
<i>Cnemidophorus ocellifer</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	8
<i>Tupinambis quadrilineatus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Tropidurus montanus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Tropidurus oreadicus</i>	0	0	0	1	1	0	1	0	1	0	4
Soma por colunas (Riqueza por área)	9	9	8	8	9	9	8	7	7	7	

Tabela 2. Sumário dos quatro índices utilizados para análises de co-ocorrência (Modificado de Gotelli, 2000).

ÍNDICES				
	CHECKER	C-SCORE	V-RATIO	COMBO
Descrição	Número de pares de espécies formando distribuições "tabuleiros de dama" perfeitas.	Escore da distribuição "tabuleiros de dama"	Taxa de variância	Número de combinações únicas das espécies
Padrão esperado em uma comunidade competitivamente estruturada.	Observado > esperado	Observado > esperado	Observado < esperado	Observado < esperado
Comentários	Teste direto das predições das regras de comunidades de Diamond (1975).	Mede a segregação das espécies, sem precisar de distribuições "tabuleiro de damas" perfeitas.	Mede os padrões com base nos totais marginais da matriz	Pode refletir combinações de espécies esquecidas.

Tabela 3. Sumário dos nove algoritmos possíveis para a análise de co-ocorrência, formados pela combinação dos três constrangimentos para linhas e colunas (modificado de Gotelli, 2000).

Constrangimento para linhas	Constrangimentos para colunas		
	Colunas equiprováveis	Colunas proporcionais	Colunas com soma fixa
Linhas equiprováveis	SIMULAÇÃO 1	SIMULAÇÃO 6	SIMULAÇÃO 3
Linhas proporcionais	SIMULAÇÃO 7	SIMULAÇÃO 7	SIMULAÇÃO 5
Linhas com soma fixa	SIMULAÇÃO 2	SIMULAÇÃO 4	SIMULAÇÃO 9

Tabela 4. Peso atribuído a cada sítio (hectares) e a cada espécie (abundância) na análise de co-ocorrência utilizando pesos definidos pelo usuário do programa EcoSim 7.0.

<b>Espécies</b>	<b>Peso</b>	<b>Sítio (situação)</b>	<b>Peso</b>
<i>Cercosaura ocellata</i>	23	Ilha 42 (península)	8
<i>Micrablepharus maximiliani</i>	235	Ilha 41 (península)	6,8
<i>Colobosaura modesta</i>	4	Ilha 42.2 (península)	8
<i>Anolis chrysolepis</i>	8	Borda 1 (margem)	1000
<i>Anolis meridionalis</i>	67	Borda 2 (margem)	1000
<i>Polychrus acutirostris</i>	2	Ilha 34 (ilha)	6
<i>Coleodactylus brachystoma</i>	165	Ilha 38 (ilha)	3
<i>Gymnodactylus geckoides</i>	197	Ilha 37 (ilha)	2
<i>Mabuya frenata</i>	20	Ilha 35 (ilha)	15
<i>Mabuya nigropunctata</i>	186	Ilhota (ilha)	0,5
<i>Cnemidophorus ocellifer</i>	46		
<i>Tupinambis quadrilineatus</i>	1		
<i>Tropidurus montanus</i>	10		
<i>Tropidurus oreadicus</i>	7		

Tabela 5. Resultados da análise do modelo nulo, para a matriz de co-ocorrência dos lagartos de Serra da Mesa. Cada coluna é um diferente índice de co-ocorrência e cada linha é um diferente algoritmo (ver tabelas 2 e 3). A primeira linha é o índice de co-ocorrência observado para a matriz apresentada na tabela 1. As outras linhas fornecem o valor de  $P$  e o índice esperado após 5.000 simulações de cada algoritmo.

SIMULAÇÃO	ÍNDICE DE CO-OCORRÊNCIA			
	CHECKER	C-SCORE	V-RATIO	COMBO
Observado	11,000	2,407	0,368	11,000
<b>SIM 1</b>	<b>&lt;0,001</b>	1,000	0,968	0,997
Esperado	0,910	6,690	1,107	10,997
<b>SIM 2</b>	0,610	0,265	0,958	0,721
Esperado	11,007	2,210	0,941	10,694
<b>SIM 3</b>	<b>&lt;0,001</b>	1,000	<b>&lt;0,001</b>	0,995
Esperado	1,323	7,366	0,264	10,995
<b>SIM 4</b>	0,583	0,231	0,968	0,728
Esperado	10,868	2,182	0,990	10,707
<b>SIM 5</b>	0,216	0,996	0,231	0,908
Esperado	7,692	4,489	0,344	10,901
<b>SIM 6</b>	<b>&lt;0,001</b>	1,000	0,983	0,998
Esperado	0,842	6,546	1,242	10,998
<b>SIM 7</b>	0,1172	0,980	0,961	0,934
Esperado	6,352	3,961	1,084	10,931
<b>SIM 8</b>	0,1046	0,975	0,9718	0,933
Esperado	6,187	3,916	1,182	10,931
<b>SIM 9</b>	0,9396	0,957	não se aplica	0,725
Esperado	12,853	2,536		10,693

Tabela 6. Resumo das análises possíveis do Programa EcoSim 7.0, apresentando as simulações mais robustas a Erro do Tipo I. As análises que apresentam valores maiores que 0,10 (Proporção de hipóteses nulas rejeitadas pelo acaso, simuladas com uma matriz randômica) estão mais sujeitas a erro do Tipo I. Na segunda linha de cada simulação, é apresentado o valor de *P* das análises realizadas com a matriz de dados de Serra da Mesa. Os valores significantes de *P* estão em negrito e o valor das análises mais robustas das análises está sublinhado (Modificado de Gotelli, 2000).

SIMULAÇÃO	ÍNDICES			
	"Damas"	C-score	Taxa de V	Combo
SIM 1	0,72	0,76	0,14	0,34
<i>P</i>	<b>&lt;0,001</b>	1,000	0,968	0,997
SIM 2	<u>0,07</u>	<u>0,08</u>	<u>0,10</u>	<u>0,00</u>
<i>P</i>	0,610	0,265	0,958	0,721
SIM 3	0,77	0,77	0,77	0,49
<i>P</i>	<b>&lt;0,001</b>	1,000	<b>&lt;0,001</b>	0,995
SIM 4	0,16	0,27	<u>0,10</u>	<u>0,02</u>
<i>P</i>	0,583	0,231	0,968	0,728
SIM 5	0,74	0,76	0,62	0,16
<i>P</i>	0,216	0,996	0,231	0,908
SIM 6	0,89	0,73	0,12	0,11
<i>P</i>	<0,001	1,000	0,983	0,998
SIM 7	0,77	0,73	0,12	0,11
<i>P</i>	0,117	0,980	0,961	0,934
SIM 8	0,91	0,56	<u>0,08</u>	<u>0,06</u>
<i>P</i>	0,105	0,975	0,972	0,933
SIM 9	<u>0,08</u>	<u>0,10</u>	não se aplica.	<u>0,01</u>
<i>P</i>	0,940	0,957		0,725

Tabela 7. Resultados da análise do modelo nulo de co-ocorrência, com os algoritmos de espécies (linhas) e de áreas (colunas) definidos como a densidade de cada espécie por ilha e a área de cada ilha.

	ÍNDICE DE CO-OCORRÊNCIA			
	C-SCORE	V-RATIO	COMBO	CHECKER
<b>Observado</b>	2,407	0,368	11,000	11,000
<b>Peso definido para Espécies</b>				
EQUIPROVÁVEL	<b>0,016</b>	0,932	0,298	0,172
<b>Esperado</b>	1,436	0,921	9,890	6,899
SOMA FIXA	0,133	0,969	0,406	0,249
<b>Esperado</b>	1,867	0,484	10,168	8,094
PROPORCIONAL	<b>0,015</b>	0,969	0,315	0,168
<b>Esperado</b>	1,428	0,951	9,920	6,818
<b>Peso definido para Ilhas</b>				
EQUIPROVÁVEL	0,275	1,000	<b>&gt;0,001</b>	<b>&gt;0,001</b>
<b>Esperado</b>	2,136	7,696	8,972	0,000
SOMA FIXA	<b>&gt;0,001</b>	1,000	0,244	<b>&gt;0,001</b>
<b>Esperado</b>	0,285	5,543	9,961	0,474
PROPORCIONAL	0,035	1,000	<b>&gt;0,001</b>	<b>&gt;0,001</b>
<b>Esperado</b>	1,483	7,412	9,494	0,000
<b>Peso definido para espécie e sítio</b>				
<b>Esperado</b>	<b>&gt;0,001</b>	1,000	<b>0,049</b>	1,000
<b>Esperado</b>	0,549	6,670	9,726	0,002

Tabela 8. Resultados das análises de correlação canônica para abundância das cinco espécies mais comuns das áreas estudadas versus oferta de microhabitat para Serra da Mesa, GO.

<b>Coefficientes canônicos padrões para abundância das espécies</b>				
	Primeira variável canônica	Segunda variável canônica		
<i>M. maximiliani</i>	0,657	0,280		
<i>A. meridionalis</i>	-0,288	0,286		
<i>C. brachystoma</i>	-0,488	-0,368		
<i>G. geckoides</i>	-1,181	-0,292		
<i>M. nigropunctata</i>	0,513	1,151		
<b>Coefficientes canônicos padrões para oferta de microhabitat</b>				
	Primeira variável canônica	Segunda variável canônica		
Número de árvores	1,061	-0,593		
Altura do dossel	-0,970	3,054		
Porcentagem de folheto	0,583	-0,441		
Porcentagem de afloramentos	0,296	0,767		
Volume de cupinzeiros	-1,026	0,338		
Área de saueiros	0,160	-1,776		
Variáveis canônicas	Correlação canônica	Correlação canônica ajustada	F (aprox.)	P
1	1,000	-	-	-
2	1,000	-	Infinito	< 0,0001
3	0,834	0,739	0,19	0,9848
4	0,523	0,341	0,12	0,9882
5	0,065	-0,758	0,01	0,9936

F = Infinito; P<0,0001; (H<sub>0</sub>: Todas as correlações canônicas são iguais a zero)

Tabela 9. Resultado da análise de redundância canônica, indicando a variância padronizada da abundância de lagartos, explicada pelas variáveis canônicas de oferta de microhabitat.

Variável Canônica	Proporção	Proporção cumulativa
1	0,1997	0,1997
2	0,2080	0,4076
3	0,1127	0,5203
4	0,0640	0,5843
5	0,0008	0,5852

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

### **A ecologia da Biologia da Conservação**

O estudo da fragmentação dos ambientes naturais é uma linha de pesquisa essencial, que integra, de maneira dinâmica, diversos conceitos e teorias. Estudos sobre a fragmentação possuem grande importância, devido à urgência em planejar a conservação, manejar a biodiversidade e efetivar a preservação ambiental, em face de um acelerado processo de transformação dos habitats naturais em paisagens antrópicas.

A teoria da biogeografia de ilhas, desenvolvida por MacArthur & Wilson (1967), postula que a riqueza de espécies em uma ilha é afetada pelo seu tamanho e isolamento. Ilhas menores e mais isoladas possuem um número menor de espécies, que ilhas maiores e menos isoladas. O tamanho das ilhas limita a oferta de recursos, regulando, além do número de espécies, o tamanho das suas populações. Populações pequenas são mais sujeitas a extinções estocásticas (aleatórias), que populações maiores. Desta forma, as extinções (no tempo evolutivo), são eventos comuns em ilhas.

O isolamento também é muito importante, pois promove o isolamento das populações, permitindo especiações. Desta forma, existe um grande número de espécies endêmicas em todos os arquipélagos do mundo. No tempo evolutivo, as especiações são eventos comuns nas ilhas. O isolamento também limita o número de indivíduos imigrantes, que podem colonizar as ilhas e competir com as espécies residentes. Algumas vezes, espécies imigrantes também podem contribuir para a extinção de espécies residentes.

Desta forma, o número de espécies em uma ilha é regulado pelo balanço entre extinções e imigrações. Existem diversos exemplos que corroboram a Teoria da Biogeografia de Ilhas. A riqueza de lagartos nas ilhas do Caribe e do Golfo da Califórnia é maior nas ilhas grandes, e é menor nas ilhas pequenas. A riqueza de aves no Arquipélago das Galápagos também segue este padrão.

A Biogeografia de Ilhas teve um papel central no desenvolvimento da Biologia da Conservação. Imaginando que fragmentos de vegetação nativa são ilhas, isoladas por um "oceano" de áreas degradadas, os conceitos da Biogeografia de Ilhas puderam ser diretamente aplicados para fazer previsões e planejar a conservação da natureza. As previsões da Biogeografia de Ilhas levaram a profundos debates sobre o planejamento, implementação e gestão de áreas para conservação. Uma das questões levantadas discute se uma grande área é melhor para a conservação que várias unidades pequenas.

No entanto, fragmentos são diferentes das ilhas em dois aspectos principais. A matriz (tipo de ambiente que circunda os fragmentos) não é o oceano, mas sim uma malha complexa de áreas com diferentes graus de atividade antrópica. Outra diferença é que os fragmentos são remanescentes de áreas contínuas, possuindo um subconjunto da fauna presente neste ambiente outrora contínuo. A matriz é importante, pois possui grande importância na movimentação de animais entre as áreas de conservação. Ambientes mais alterados pela atividade humana serão menos permeáveis ao trânsito de animais que áreas mais preservadas.

No entanto, nem todos os fragmentos são iguais. A oferta de recursos, essencial para prever quantas espécies um fragmento pode possuir, não é

distribuída igualmente na natureza, influenciando na qualidade dos fragmentos. Uma das principais características do Cerrado é a sua grande diversidade de ambientes. Apesar da grande dominância dos ambientes campestres, existem ambientes florestais (com adensamento variável) e ambientes úmidos, como brejos, veredas e buritizais. Estes ambientes estão distribuídos lado a lado, formando uma malha de diferentes recursos, espalhados na paisagem.

A presença e distribuição dos recursos na paisagem influenciam a riqueza de espécies e o tamanho das populações. Muitas espécies, consideradas hábitat-especialistas, necessitam da oferta de certos tipos de ambientes para seu estabelecimento.

O isolamento das áreas de conservação possui um efeito negativo na sobrevivência das espécies a longo prazo. Isso ocorre devido ao isolamento das populações, o que acarreta em uma alta taxa de endogamia (cruzamentos entre animais com parentesco muito próximo). Algumas áreas, mesmo consideradas grandes, podem ser insuficientes para a manutenção de populações viáveis de grandes mamíferos e aves.

Desta forma, o isolamento é um aspecto fundamental no balanço entre extinções e colonizações. A conectividade entre as áreas de conservação contribui para a manutenção da riqueza de espécies nos fragmentos. Desta forma, corredores de habitats são fundamentais para manter o fluxo de indivíduos entre os fragmentos. Este fluxo de imigrantes previne a erosão genética das populações isoladas, permite a colonização de áreas não habitadas e aumenta a efetividade das áreas de conservação.

Um conjunto de ilhas de vegetação nativa, unidas por corredores efetivos, formando uma malha de fragmentos, é o desenho mais indicado para promover a conservação da natureza a longo prazo. A conservação efetiva das espécies presentes nesta rede é possível devido ao estabelecimento de metapopulações. As metapopulações são um conjunto de populações menores, presentes em manchas de vegetação nativa, interligadas entre si. A conectividade entre as manchas de vegetação nativa permite que seja estabelecido um fluxo de indivíduos migrantes entre diferentes subpopulações.

Devido a diferenças na qualidade dos recursos, em diferentes áreas de conservação, alguns fragmentos irão permitir um aumento das populações de animais presentes, produzindo indivíduos "excedentes", que irão migrar para outras áreas. Outros fragmentos, com menor qualidade de ambientes, irão permitir a manutenção destes animais, mas não a produção de indivíduos migrantes. Os fragmentos com maior oferta de recursos são denominados "fontes", enquanto que os fragmentos sub-ótimos são chamados de "sumidouros". Devido ao fluxo de animais entre fragmentos "fontes" e fragmentos "sumidouros", uma rede de unidades de conservação torna a conservação destas áreas mais efetiva, pois possíveis extinções em algum fragmento, são prevenidas pela colonização destas áreas pelos indivíduos migrantes.

Apesar de existir uma extensa literatura sobre a fragmentação, com muitos estudos de caso, ainda estamos longe de criar uma teoria que seja aplicável a todas as situações. Muitas vezes, as espécies que permanecem em fragmentos são as mesmas capazes de conviver com algum grau de perturbação provocada pelo homem, enquanto as espécies mais sensíveis são eliminadas.

A rápida taxa de conversão dos habitats naturais em paisagens antrópicas, têm contribuído de forma decisiva na extinção de diversas espécies. Por isso, a fragmentação de habitats é considerada uma das piores ameaças à conservação da biodiversidade.

### **As Ilhas de Serra da Mesa**

Os fragmentos (ilhas) de Serra da Mesa apresentaram resultados bem diferentes do esperado. Embora algumas extinções tenham ocorrido nas ilhas, as espécies que desapareceram não foram as raras, mas aquelas que costumam ser abundantes em áreas modificadas por atividades humanas. As espécies consideradas raras aumentaram suas populações.

Este resultado mostra a necessidade de acompanhar a dinâmica do processo de fragmentação e a resposta dos organismos a estes eventos. Por diversos motivos (principalmente financeiros), existem poucos trabalhos que monitoram fragmentos de vegetação nativa por períodos de tempo mais longos.

As ilhas de Serra da Mesa possuem diferenças radicais em relação a fragmentos de vegetação nativa. A primeira diferença está na matriz que circunda as ilhas. A água limita a dispersão da maior parte da fauna de lagartos do Cerrado, bem como de outros animais. Nos fragmentos, a matriz pode apresentar diferentes graus de modificação antrópica, o que vai refletir na sua permeabilidade à movimentação dos organismos. No entanto, muitos animais podem utilizar não só os fragmentos, mas também os ambientes que compõem a matriz. O isolamento das ilhas de Serra da Mesa também diminui a ocorrência de eventos como fogo e a entrada de organismos invasores, de predadores e de parasitas.

Um aspecto interessante, é que a alta densidade de ocupação das ilhas pelos lagartos sugere que a oferta de recursos no Cerrado é maior do que é efetivamente utilizado, ou seja, a capacidade suporte do Cerrado é grande, e as populações animais não estão nos limites da utilização dos recursos. Desta forma, pequenos fragmentos podem suportar uma grande densidade de ocupação e, assim, serem importantes para a conservação. Mesmo pequenos fragmentos de habitats especiais podem ser importantes para a conservação da fauna.

Embora os resultados obtidos de Serra da Mesa sejam diferentes do observado em outros fragmentos, a dinâmica da formação das ilhas de Serra da Mesa representa uma grande oportunidade para estudos sobre extinções: Quais as espécies que são extintas e porque? E como estes resultados podem direcionar tomadas de decisão?

Os resultados obtidos indicam que a predação e a competição são dois fatores que efetivamente controlam as populações de lagartos. Um declínio nos competidores dominantes levou a um aumento das populações de competidores inferiores. As ilhas de Serra da Mesa são um "safe-site" para estas populações destes lagartos, que não conseguem manter a mesma densidade nas margens. Este resultado, no entanto, não deve ser encarado como "benéfico". Diversas espécies animais e vegetais foram extintas da Serra da Mesa e foram perdidos habitats especiais que nunca mais serão recuperados. Usando os anfíbios como exemplo, das 34 espécies de sapos presentes no setor 1 do reservatório antes do alagamento, apenas uma continua nas ilhas. A maior parte das espécies ocorria em ambientes especiais no fundo dos vales, que não existem em áreas vizinhas.

Esta perda de hábitats e da sua fauna e flora associada é ainda pior quando se imagina o tamanho da área inundada pelo reservatório. O espelho d'água de 178.000 ha é maior que a maior parte das Unidades de Conservação do Centro-Oeste. No entanto, o aspecto mais preocupante é o grande número de usinas hidroelétricas planejadas (ou em execução) para o Cerrado, associada a uma carência de informações sobre este tipo de impacto.

No entanto, Serra da Mesa criou um mosaico de ilhas de diversos tamanhos que deve ser aproveitado.

### **Um Experimento a Céu aberto? Recomendações e Temas para pesquisas na Serra da Mesa.**

Os resultados obtidos em Serra da Mesa mostraram que ocorreu uma grande mortalidade de animais durante a formação do reservatório. Esta mortalidade foi causada tanto por efeitos diretos do afogamento do Cerrado (e dos animais), bem como por fatores relacionados ao enchimento, como um aumento na abundância de predadores oportunistas. O impacto de Empreendimentos semelhantes provoca profundas mudanças nas comunidades animais nas áreas de influência.

Desta forma, usinas hidrelétricas possuem um custo ambiental alto. Seu planejamento e implementação devem ser muito cuidadosos e seus impactos medidos e monitorados. Como compensação, sugere-se que áreas de vegetação nativa sejam transformadas em reservas, para proteger não só áreas vizinhas ao empreendimento, bem como em áreas a jusante e/ou montante. Isso é importante para que ocorra a proteção dos mesmos tipos de hábitat que serão perdidos,

buscando assim, conservar comunidades animais semelhantes às perdidas. Embora maiores taxas de extinção sejam esperadas para as ilhas que para as margens, a formação destas ilhas representa uma situação interessante.

O modelo de Serra da Mesa fornece oportunidade para o desenvolvimento de diversas pesquisas. Foram formadas aproximadamente 280 ilhas, de diversos tamanhos. Nestas ilhas estão isoladas sub-populações de populações animais que viviam na área. Alguns animais estão praticamente isolados nas ilhas, como lagartos, caramujos e diversas plantas. Outros animais, como aves, mamíferos e borboletas, podem usar as ilhas de Serra da Mesa como manchas de recursos, em um sistema de metapopulações.

As populações isoladas permitem estudos que enfoquem os efeitos do isolamento sobre a diversidade genética e na diferenciação das populações. Animais com maior mobilidade podem fornecer respostas sobre a dinâmica de uso de manchas de recursos e de fragmentos no Cerrado.

Monitoramentos da dinâmica de ocupação e extinções nos fragmentos de Serra da Mesa também são muito importantes para a Biologia da Conservação. Muitas extinções são previstas para as ilhas, antes que estas se ajustem aos modelos de área x riqueza. Quais são as espécies que se extinguem e porquê é uma ferramenta muito útil para compreender os processos de perda de diversidade em outras áreas do Cerrado.

A união das informações geradas em empreendimentos como Serra da Mesa ajudam ainda a prever impactos e sugerir medidas mitigadoras em empreendimentos futuros. Este conhecimento é fundamental para minimizar os impactos da ocupação humana do Cerrado.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BURKEY, T. V. 1989. Extinction in nature reserves: The effect of fragmentation and the importance of migration between reserve fragments. *Oikos* 55: 75-81.
- GILBERT, F. GONZALEZ, A. & EVANS-FREKE, I. 1998. Corridors maintain species richness in the fragmented landscape of a microecosystem. *Proceedings of the Royal Society of London* 265: 577-582.
- HANSKY, I. A. & GILPIN, M. E. 1997. *Metapopulation Biology: Ecology, Genetics and Evolution*. Academic Press. Washington. 512 p.
- HANSSON, L. 1991. Dispersal and connectivity in metapopulations. *Biological Journal of the Linnean Society* 42:89-103.
- HARRIS, L. D. 1984. *The Fragmented Forest: Island Biogeography Theory and the Preservation of Biotic Diversity*. University of Chicago Press, Chicago.
- MACARTHUR, R. H. & WILSON, E. O. 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press. New Jersey. 203p.
- ROSEMBERG, D. K.; NOON, B. R. & MESLOW, E. C. 1997. Biological corridors: Form, function and efficacy. *BioScience* 47: 677-687.
- SHAFER, C. L. 1995. Values and shortcomings of small reserves. *BioScience* 45(2):80-88.
- SIMBERLOFF, D. & ABELE, L. G. 1976. Island biogeography theory and conservation practice. *Science* 191: 285-286.

WU, J.; VANKAT, J. L. & BARLAS, Y. 1993. Effects of patch connectivity and arrangement on animal metapopulation dynamics: A simulation study. *Ecological Modelling* 65:221-254.