

**INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA
UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS**

**Programa Integrado de Pós-Graduação em Biologia Tropical e
Recursos Naturais**

**A INSULARIZAÇÃO COMO AGENTE DE FRAGMENTAÇÃO
FLORESTAL EM COMUNIDADES DE LAGARTOS NA
AMAZÔNIA CENTRAL**

SHANNA BITTENCOURT

Manaus, AM

Junho, 2008

SHANNA BITTENCOURT

**A INSULARIZAÇÃO COMO AGENTE DE FRAGMENTAÇÃO
FLORESTAL EM COMUNIDADES DE LAGARTOS NA
AMAZÔNIA CENTRAL**

Orientadora: Albertina Pimentel Lima

Co-orientador: Eduardo Martins Venticinque

Dissertação apresentada à coordenação do Programa de Pós-Graduação em Biologia Tropical e Recursos Naturais, do convênio INPA/UFAM, como parte dos requisitos para obtenção do título de mestre em Ciências Biológicas, área de concentração Ecologia.

Manaus, AM

Junho, 2008

B624

Bittencourt, Shanna

A insularização como agente de fragmentação florestal em comunidades de lagartos na Amazônia Central / Shanna Bittencourt.--- Manaus : [s.n.], 2008.

49 f. : il.

Dissertação (mestrado) --- INPA/UFAM, Manaus, 2008

Orientador : Albertina Pimentel Lima

Co-Orientador : Eduardo Martins Venticinque

Área de concentração : Ecologia

1. Biogeografia de ilhas. 2. Usina Hidrelétrica de Balbina (AM). 3. Ecologia da Paisagem. I. Título.

CDD 19. ed. 591.5

AGRADECIMENTOS

A minha orientadora Albertina Pimentel Lima, pela orientação e por ter me ensinado muito nestes dois anos.

Ao meu co-orientador Eduardo Martins Venticinque pela orientação, dedicação e apoio.

Aos referis pelas críticas e sugestões que engrandeceram este trabalho.

Ao Willian Magnusson por ter sido meu terceiro orientador durante a elaboração desta tese.

A Regiane Ferreira e Manoela Borges pelo desbravamento da área e terem cedido várias métricas já prontas.

A todos que me acompanharam em campo. Meus agradecimentos a Eliane Storti, Carlos, Rodrigo, Máira Benchimol e Luiz Condrati. Aos mateiros Domar, seu Orlando, seu Elídio e principalmente Edivaldo Vasconcelos de Farias que com seus olhos de águia avistou muitos lagartos. E seu Miranda, que sempre nos acolheu no seu Porto com uma cervejinha gelada.

Ao IBAMA ReBio Uatumã pela logística, principalmente à Deisi Balensiefer, pela imensa ajuda e profissionalismo.

Ao CNPq pela bolsa de estudos, sem a qual eu não teria realizado este trabalho.

Ao INPA pela concessão da bolsa e incurso no mestrado.

A Fundação O Boticário de proteção à natureza pelo financiamento do projeto 0746/2007_1.

Ao Programa BECA que financiou este projeto assim como vários outros no âmbito amazônico.

As secretárias Beverly, Andresa e Rosi.

Ao pessoal da coleção de herpeto do INPA, principalmente a Lucécia com sua boa disposição.

Ao Victor Lemes Landeiro pela paciência na árdua tarefa de ensinar cego a ver, ou melhor, eu a mexer em programas estatísticos.

Ao Everton pela baita ajuda em programas de imagens e empréstimo de materiais.

Aos agentes da fiscalização do lago de Balbina.

A Manaus Energia pela ajuda nos momentos críticos.

Ao IBAMA pela licença nº 294/2006 concedida através do processo 02005,002111/06-41.

A Pedro Ivo e Bruce Nelson pela revisão do texto e abstract.

Aos meus amigos de perto e de longe, de casa e do instituto. Enfim a todos vocês que fazem a vida ser mais bela.

A minha família pelo apoio e amor irrestritos, que permitem que nossos sonhos sejam realizados.

Ao Henrique, meu companheiro, meu amor, meu amigo,... Obrigada por tudo.

RESUMO

No contexto mundial, poucos são os estudos dos efeitos nas comunidades naturais da perda de hábitat e isolamento gerados por usinas hidrelétricas. Visando entender o impacto do enchimento e da formação de ilhas, causadas pela represa de Balbina sobre as comunidades de lagartos na Amazônia central, este estudo avaliou em nível de paisagem os efeitos da forma, do tamanho e do grau de isolamento das ilhas sobre a riqueza e composição de espécies de lagartos e em escala local, a influência da profundidade da serapilheira, da densidade de árvores e da densidade de palmeiras sobre a abundância das espécies mais comuns de lagartos. Lagartos foram registrados em 20 ilhas e 6 pontos controle em floresta contínua adjacentes à represa por meio de busca ativa na serapilheira e encontro visual. Foram registrados 1375 indivíduos pertencentes a 16 táxons inseridos em 5 famílias (Polychrotidae, Gekkonidae, Gymnophthalmidae, Scincidae e Teiidae). Ilhas e floresta contínua não diferiram quanto à riqueza de espécies de lagartos. Considerando apenas as ilhas, o número de espécies é positivamente relacionado com a área das ilhas e negativamente com o isolamento, porém a relação com o isolamento é duvidosa devido a um ponto de alavanca. Uma análise de caminhos indicou um efeito direto da paisagem (área e isolamento) sobre a riqueza e fracos efeitos diretos da profundidade da serapilheira, densidade de árvores e densidade de palmeiras. A composição das espécies nas comunidades, gerada com os dados de abundância diferiram entre ilhas e floresta contínua, mas não diferiram quando considerados dados de presença/ausência. A ordenação dos pontos utilizando dados quantitativos ao longo dos dois primeiros eixos de uma PCoA indicou a existência de três grupos de espécies. As ordenações dos transectos, usando todas as espécies, foram relacionadas à área da ilha, mas não a seu isolamento. No entanto, em uma nova análise considerando apenas as espécies que ocorreram em mais de 60% das parcelas, a relação com o isolamento e área foi contrária, sendo o isolamento relacionado significativamente à composição de espécies, enquanto a área não. Este último padrão foi encontrado para dados de presença/ausência, quando utilizadas todas as

espécies. A análise de caminhos com dados de composição quantitativa e qualitativa indicou que o efeito direto da área foi maior que o efeito total. Os mediadores dos efeitos indiretos - profundidade da serapilheira, densidade de árvores e densidade de palmeiras - foram negativos. O mesmo não acontece para o isolamento, no qual o efeito total foi maior que o efeito direto devido ao mediador, profundidade da serapilheira, contribuir com um efeito positivo. Os fatores ambientais locais não afetaram a abundância de *Ameiva ameiva*, *Kentropyx calcarata* e *Plica umbra*. Mas a profundidade da serapilheira teve um efeito positivo em *Mabuya nigropunctata* e a densidade de árvores sobre *Gonatodes humeralis*. No reservatório de Balbina a insularização alterou a estrutura das comunidades de lagartos, sendo que a área e o isolamento das ilhas remanescentes influenciam a atual composição das espécies.

ABSTRACT

In a global context, there are few studies addressing effects on natural communities of habitat loss and isolation caused by hydroelectric dams. To better understand the impact of the flooding and island formation caused by the Balbina Reservoir on lizard communities of the central Amazon, I assessed the effects of island shape, size and isolation on species richness and composition and the influence of litter depth, and densities of trees and palms on the abundance of the most common species. Through litter browsing and visual encounter surveys, lizards were sampled on 20 islands and 6 control points on the nearby mainland. A total 1375 individuals were found, belonging to 16 taxa, in 5 families (Polychrotidae, Gekkonidae, Gymnophthalmidae, Scincidae and Teiidae). Islands taken as a group did not differ from the mainland in species richness. Considering only the island samples, the number of species was positively related to island area and negatively to isolation, but the relationship with isolation was leveraged by a single point. Path analysis indicated a direct effect of the landscape (area and isolation) on richness and weak direct effects of litter depth, of tree density and palm density. The species composition differed between islands and mainland when inferred from abundance data, but did not differ for presence/absence data. Using abundance data, three groups of species were found in a 2-dimensional PCoA ordination. Ordination scores of sites using all species were related to island area but not to isolation. However, when considering only species that occurred in more than 60% of plots, composition was related to isolation, but not to island area. This latter pattern was also found with presence/absence data using all species. A path analysis using quantitative and qualitative data indicated that the direct effect of island area on composition was greater than its total effect. The mediators of indirect effects - litter depth, tree density and palm density - all had negative effects. The same was not true for isolation; the total effect was greater than the direct effect because of the mediated positive contribution of litter depth. Environmental

factors did not affect the abundance of *Ameiva ameiva*, *Kentropyx calcarata* and *Plica umbra*. Litter depth had a positive effect on *Mabuya nigropunctata*, and tree density on *Gonatodes humeralis*. The insularization caused by Balbina Reservoir has changed the structure of lizard communities. The area and isolation of each island influence composition.

SUMÁRIO

Agradecimentos.....	iv
Resumo.....	v
Abstract.....	vii
Artigo.....	1
Abstract.....	2
Resumo.....	3
Introdução.....	5
Materiais e Métodos.....	8
Área de Estudo.....	8
Delineamento Amostral.....	10
Coleta e monitoramento dos lagartos.....	11
Fatores ambientais da paisagem.....	13
Fatores ambientais locais.....	15
Análises Estatísticas.....	15
Resultados.....	18
Discussão.....	26
Conclusões.....	30
Referências Bibliográficas.....	31
Apêndice.....	40

LRH: Bittencourt, Lima e Venticinque

RRH: fragmentação insular em lagartos

**A INSULARIZAÇÃO COMO AGENTE DE FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL EM
COMUNIDADES DE LAGARTOS NA AMAZÔNIA CENTRAL**

Shanna Bittencourt¹, Albertina Pimentel Lima

Departamento de Ecologia, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), CP 478,
Manaus, Amazonas, 69080 370, Brasil

e

Eduardo Martins Venticinque

Wildlife Conservation Society (WCS) e Universidade Federal do Amazonas (UFAM),

Manaus, Amazonas, 69077 000, Brasil

¹shannabittencourt@hotmail.com

Artigo configurado conforme as normas da revista Biotropica- Journal of the Association for Tropical Biology and Conservation. Exceto as figuras que foram inseridas no texto e o limite de páginas que foi excedido visando complementar as informações.

ABSTRACT

In a global context, there are few studies addressing effects on natural communities of habitat loss and isolation caused by hydroelectric dams. To better understand the impact of the flooding and island formation caused by the Balbina Reservoir on lizard communities of the central Amazon, I assessed the effects of island shape, size and isolation on species richness and composition and the influence of litter depth, and densities of trees and palms on the abundance of the most common species. Through litter browsing and visual encounter surveys, lizards were sampled on 20 islands and 6 control points on the nearby mainland. A total 1375 individuals were found, belonging to 16 taxa, in 5 families (Polychrotidae, Gekkonidae, Gymnophthalmidae, Scincidae and Teiidae). Islands taken as a group did not differ from the mainland in species richness. Considering only the island samples, the number of species was positively related to island area and negatively to isolation, but the relationship with isolation was leveraged by a single point. Path analysis indicated a direct effect of the landscape (area and isolation) on richness and weak direct effects of litter depth, of tree density and palm density. The species composition differed between islands and mainland when inferred from abundance data, but did not differ for presence/absence data. Using abundance data, three groups of species were found in a 2-dimensional PCoA ordination. Ordination scores of sites using all species were related to island area but not to isolation. However, when considering only species that occurred in more than 60% of plots, composition was related to isolation, but not to island area. This latter pattern was also found with presence/absence data using all species. A path analysis using quantitative and qualitative data indicated that the direct effect of island area on composition was greater than its total effect. The mediators of indirect effects - litter depth, tree density and palm density - all had negative effects. The same was not true for isolation; the total effect was greater than the direct effect because of the mediated positive contribution of litter depth. Environmental

factors did not affect the abundance of *Ameiva ameiva*, *Kentropyx calcarata* and *Plica umbra*. Litter depth had a positive effect on *Mabuya nigropunctata*, and tree density on *Gonatodes humeralis*. The insularization caused by Balbina Reservoir has changed the structure of lizard communities. The area and isolation of each island influence composition.

RESUMO

No contexto mundial, poucos são os estudos dos efeitos nas comunidades naturais da perda de hábitat e isolamento gerados por usinas hidrelétricas. Visando entender o impacto do enchimento e da formação de ilhas, causadas pela represa de Balbina sobre as comunidades de lagartos na Amazônia central, este estudo avaliou em nível de paisagem os efeitos da forma, do tamanho e do grau de isolamento das ilhas sobre a riqueza e composição de espécies de lagartos e em escala local, a influência da profundidade da serapilheira, da densidade de árvores e da densidade de palmeiras sobre a abundância das espécies mais comuns de lagartos. Lagartos foram registrados em 20 ilhas e 6 pontos controle em floresta contínua adjacentes à represa por meio de busca ativa na serapilheira e encontro visual. Foram registrados 1375 indivíduos pertencentes a 16 táxons inseridos em 5 famílias (Polychrotidae, Gekkonidae, Gymnophthalmidae, Scincidae e Teiidae). Ilhas e floresta contínua não diferiram quanto à riqueza de espécies de lagartos. Considerando apenas as ilhas, o número de espécies é positivamente relacionado com a área das ilhas e negativamente com o isolamento, porém a relação com o isolamento é duvidosa devido a um ponto de alavanca. Uma análise de caminhos indicou um efeito direto da paisagem (área e isolamento) sobre a riqueza e fracos efeitos diretos da profundidade da serapilheira, densidade de árvores e densidade de palmeiras. A composição das espécies nas comunidades, gerada com os dados de abundância diferiram entre ilhas e floresta contínua, mas não diferiram quando considerados dados de presença/ausência. A ordenação dos pontos utilizando dados quantitativos ao longo dos dois

primeiros eixos de uma PCoA indicou a existência de três grupos de espécies. As ordenações dos transectos, usando todas as espécies, foram relacionadas à área da ilha, mas não a seu isolamento. No entanto, em uma nova análise considerando apenas as espécies que ocorreram em mais de 60% das parcelas, a relação com o isolamento e área foi contrária, sendo o isolamento relacionado significativamente à composição de espécies, enquanto a área não. Este último padrão foi encontrado para dados de presença/ausência, quando utilizadas todas as espécies. A análise de caminhos com dados de composição quantitativa e qualitativa indicou que o efeito direto da área foi maior que o efeito total. Os mediadores dos efeitos indiretos - profundidade da serapilheira, densidade de árvores e densidade de palmeiras - foram negativos. O mesmo não acontece para o isolamento, no qual o efeito total foi maior que o efeito direto devido ao mediador, profundidade da serapilheira, contribuir com um efeito positivo. Os fatores ambientais locais não afetaram a abundância de *Ameiva ameiva*, *Kentropyx calcarata* e *Plica umbra*. Mas a profundidade da serapilheira teve um efeito positivo em *Mabuya nigropunctata* e a densidade de árvores sobre *Gonatodes humeralis*. No reservatório de Balbina a insularização alterou a estrutura das comunidades de lagartos, sendo que a área e o isolamento das ilhas remanescentes influenciam a atual composição das espécies.

Palavras-chave: biogeografia de ilhas, usinas hidrelétricas, ecologia da paisagem, área, isolamento

A FRAGMENTAÇÃO DE HÁBITATS TEM SIDO UM DOS ENFOQUES CENTRAIS EM BIOLOGIA da conservação, pois ocorre em diversos habitats naturais ao redor do mundo (Harrison & Bruna 1999). Muitos estudos procuraram compreender os mecanismos ecológicos envolvidos durante a fragmentação de habitats e propor alternativas para mitigação dos seus efeitos (*e.g.* Laurance & Bierregaard 1997, Bierregaard Jr. *et al.* 2001, Silvano *et al.* 2003). Entretanto, os efeitos da fragmentação sobre os organismos são complexos e altamente variados, pois dependem de inúmeros fatores (Harrison & Bruna 1999, Laurance *et al.* 2001_a, Bender *et al.* 2003). Uma tentativa de modelar e prever as conseqüências da fragmentação se baseia na teoria de biogeografia de ilhas formulada por MacArthur e Wilson (1967) e na teoria de metapopulações (Levins 1969), ampliadas por estudiosos da ecologia da paisagem (*e.g.* Gascon *et al.* 2001, Fahrig 2003). Segundo esses estudiosos, a configuração espacial, expressa em particular pelo tamanho e forma das manchas na paisagem e pelo grau de isolamento ou de conectividade entre manchas de um mesmo tipo de unidade, é um fator chave na determinação de uma série de processos ecológicos (Metzger 2001). O tipo de matriz circundante e o efeito de borda também proporcionam importantes conseqüências para a estabilidade e persistência de populações na paisagem (Laurance *et al.* 2001_a, Lomolino & Smith 2003, Silvano *et al.* 2003, Larsen *et al.* 2005). Diferentes estudos concluíram que o tamanho dos fragmentos foi o principal fator determinante de riqueza, abundância, densidade e diversidade de espécies (*e.g.* Perry *et al.* 1998, Rao *et al.* 2001, Gaston & Matter 2002, Hokit & Branch 2003). A importância da configuração espacial está principalmente relacionada aos efeitos de borda (Harrison & Bruna 1999). Os efeitos de borda são dependentes do tipo de matriz e podem ser espacial e temporalmente dinâmicos (Schlaepfer & Gavin 2001). Estudos mostram evidências diretas e/ou indiretas da importância de movimentos dos indivíduos entre fragmentos de habitat (Harrison & Bruna 1999, Laurance *et al.* 2001_a) que possibilitam o crescimento populacional e o aporte de genes, fenômeno

conhecido como efeito resgate (Brown & Kodric-Brown 1977). Logo, o uso da matriz é um importante preditor de sensibilidade à fragmentação (Henle *et al.* 2004). Para muitas espécies terrestres insulares, a água como matriz tem um forte efeito em termos de limitação de dispersão e re-colonização e constitui um hábitat pouco utilizado (Terborgh *et al.* 1997, Cosson *et al.* 1999_b).

Para estudos em ilhas, lagartos terrestres podem ser considerados modelos, pois são abundantes, geralmente de fácil identificação e mobilidade restrita. Além disso, répteis têm sido considerados bioindicadores de ecossistemas, fornecendo informações sobre níveis de alteração ambiental (Moura-Leite *et al.* 1993).

Aparentemente as relações entre as espécies de um hábitat são fortemente dependentes da escala em que as variáveis dependentes e independentes são medidas (Cushman & McGarigal 2004). Embora a fragmentação seja um processo em escala de paisagem (Fahrig 2003), a maioria dos estudos que a enfocam são conduzidos em escala de mancha (Tischendorf & Fahrig 2000). A fragmentação causa mudanças no ambiente local, como na estrutura da serapilheira (Feeley 2004) e no recrutamento e mortalidade da vegetação (Laurance *et al.* 2001a, Norconk & Grafton 2003, Terborgh *et al.* 2006), com importantes conseqüências para os animais (Zimmerman & Bierregard 1986, Rao *et al.* 2001, Chauvet & Forget 2005, Lopez *et al.* 2005). Alterações na estrutura do habitat podem afetar a abundância e riqueza de lagartos, que muitas vezes têm relação com características estruturais do ambiente (Guyer 1990, Perry *et al.* 1998, Schlaepfer & Gavin 2000). Tischendorf e Fahrig (2000) recomendaram, então, um estudo híbrido, em escalas de mancha e de paisagem. Este tipo de abordagem forneceria mais informações a respeito da área de estudo, pois mostra efeitos de alcance local e de paisagem e permitiria a integração da heterogeneidade espacial e do conceito de escala na análise ecológica, o que tornaria esses estudos ainda mais aplicados para resolução de problemas ambientais (Metzger 2001).

Em um contexto mundial, poucos são os estudos dos efeitos da perda de hábitat e isolamento gerados pela inundação de usinas hidrelétricas sobre as comunidades naturais. Cosson *et al.* (1999_b) alertam para a escassez de estudos similares em diferentes formações florestais e em localidades com diferentes matrizes e histórias. Se considerada a pronunciada heterogeneidade ambiental amazônica, fica evidente a escassez de estudos em reservatórios nessa região. Na Bacia Amazônica, estudos de impactos ambientais em comunidades terrestres causados por usinas hidrelétricas só recentemente estão sendo realizados (*e.g.* UHE Tucuruí, Ferrari *et al.* 2004; UHE Balbina, Borges 2007, Ferreira 2007). Apenas na Amazônia brasileira, 6.620 km² de florestas já foram perdidas com a construção das nove barragens hidrelétricas hoje existentes (Fearnside 2005) e das 19 hidrelétricas brasileiras atualmente em estudos de viabilidade, nove se localizam na Bacia Amazônia (ELETROBRÁS 2008), sendo que outras 70 estão no plano governamental brasileiro (ELETROBRÁS 1987). No rio Madeira, duas novas barragens estão em processo de implementação e deverão ser responsáveis pelo desmatamento de cerca de 529 km² de floresta primária (Fearnside 2006). Com a consolidação da política energética de aproveitamento hidroelétrico no país, torna-se primordial saber quais são as suas implicações ambientais.

A represa de Balbina, local onde foi realizado o presente estudo, tem sido considerada um desastre ecológico. Os estudos de viabilidade feitos antes do enchimento do reservatório previam que este ocuparia 1240 km², mas sua área real é de 2360 km² (IBAMA 1997), quase o dobro do previsto. Com uma densidade energética de 0,11 W/m², Balbina gera aproximadamente um décimo da média de 1 W/m² para represas planejadas deste tamanho (Fearnside 2005). A profundidade média da represa de Balbina atinge apenas 7,4 metros em um labirinto de canais entre cerca de 3300 ilhas (Ibama 1997) e 60 rios afluentes (Fearnside 1990). Mesmo sendo detectados erros graves no estudo de viabilidade, a hidrelétrica de Balbina foi dispensada da apresentação do relatório de impacto do meio ambiente (Fearnside

1990). Isto, aliado à carência de estudos na área de influência do reservatório, torna seus impactos sobre a biodiversidade desconhecidos, mesmo 20 anos após o enchimento da represa.

Visando contribuir para o entendimento do impacto do enchimento da represa de Balbina sobre as comunidades, este estudo avaliou em nível de paisagem os efeitos da forma, do tamanho e do grau de isolamento das ilhas sobre a riqueza e composição de espécies de lagartos e em escala local, a influência da profundidade da serapilheira, da densidade de árvores e da densidade de palmeiras sobre a abundância das espécies mais comuns de lagartos.

MATERIAIS E MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO - O estudo foi realizado em ilhas formadas quando do enchimento do reservatório de Balbina no Rio Uatumã e na Reserva Biológica Uatumã (Fig. 1), adjacente ao reservatório, criada para compensar os prejuízos ambientais causados pela construção da usina. A área de estudo localiza-se no município de Presidente Figueiredo, 170 km ao norte da cidade de Manaus.

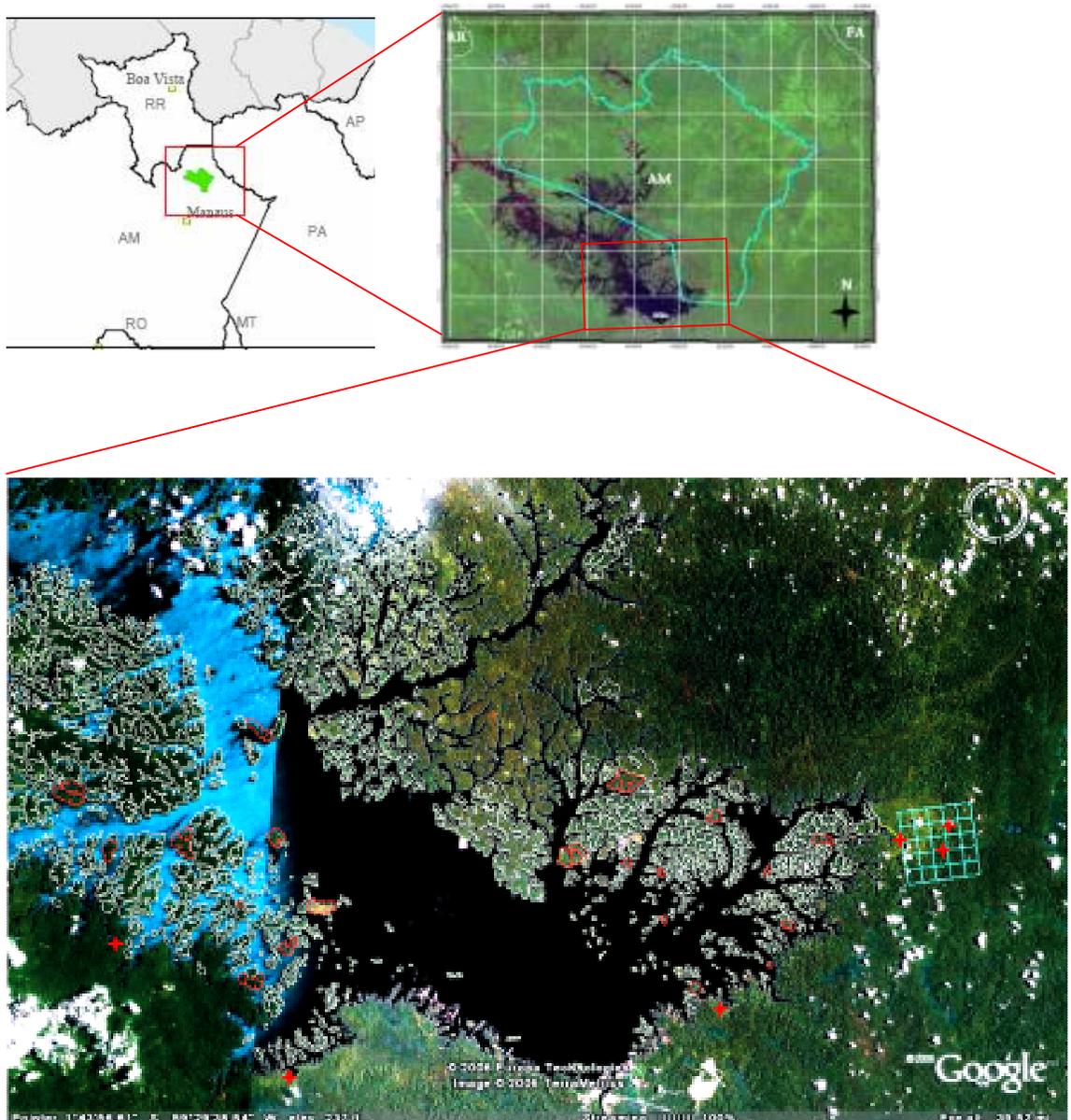


Figura 1- Mapas indicando os limites da Reserva Biológica Uatumã e sua localização em relação à cidade de Manaus. Na segunda inserção, imagem de satélite da área de estudo mostrando as ilhas da represa da UHE Balbina e a grade para estudos permanentes instalada na ReBio Uatumã (Programa Google Earth, imagem 2006, NASA). As ilhas contornadas em vermelho foram usadas no presente estudo e as estrelas vermelhas indicam pontos de coleta em floresta contínua.

A bacia hidrográfica do Rio Uatumã é coberta por Floresta Primária Tropical-úmida, com altura média do dossel entre 30 e 35 m (Walker *et al.* 1999). O reservatório de Balbina, alojado nesta bacia, encontra-se hoje composto por ilhas de diferentes tamanhos, formas e altitudes (entre 1 e 90 m). Na margem esquerda da hidrelétrica de Balbina encontra-se a Reserva Biológica do Uatumã (0° 50' a 1° 55' S; 58° 50' a 60° 10' W) que abrange uma área de 942.779 ha. A vegetação predominante é de Floresta Tropical Densa Submontana, constituindo a segunda maior Unidade de Conservação brasileira nesta categoria. Encontra-se distribuída sobre solos podzólicos e latossolo, caracterizados por baixa fertilidade (IBAMA 1997).

O clima da região é tropical chuvoso úmido e quente, classificado no tipo Amw segundo Köppen (Nimer 1979), com chuvas predominantes no período de novembro a abril (IBAMA 1997). A temperatura é uniforme, com média de 28°C e a umidade relativa do ar fica em torno de 97,2% ao longo do ano. A pluviosidade anual média é de 2.376,2 mm. Estes dados climáticos referem-se ao período entre abril de 1978 e junho de 1996 e foram obtidos pela estação evapoclimatológica instalada em Balbina (IBAMA 1997).

DELINEAMENTO AMOSTRAL - O estudo foi realizado em 20 ilhas do reservatório de Balbina e em seis pontos de floresta contínua (FC), sendo três em margens do lago do reservatório e três longe da margem, na grade do Programa em Pesquisa em Biodiversidade (PPBio) (Fig. 1).

Foram selecionadas ilhas de diferentes formas, tamanhos e graus de isolamento através de imagens de satélite LANDSAT TM 5 e digitalizadas no programa ArcView 3.2 (ESRI 1996). O centro de cada ilha e a menor distância entre ele e a borda foram estimados pelo método do maior eixo perpendicular. Em cada ilha foi aberta uma trilha acompanhando a linha de menor distância entre o centro da ilha e a borda (as trilhas variaram de 150 a 300 m de comprimento). Ao longo dessas trilhas, foram amostrados os lagartos e as variáveis ambientais.

Em floresta contínua foram amostrados três transectos de 300 m de extensão nas margens da represa. Foi decidido por um comprimento de 300 m por este ter sido o maior comprimento de transecto em ilhas. O transecto foi aberto em sentido perpendicular à margem da represa, procurando amostrar a transição de ambientes de borda para o interior da floresta, como realizado nas ilhas. Para a área de floresta contínua longe da margem da represa foram utilizados três transectos de 250 m de comprimento. Estes transectos fazem parte de uma grade de 5 km² do PPBio Uatumã (PPBio 2008). Os transectos tiveram uma distância mínima de 3 km e máxima de 4 km entre si e estavam distantes de 2 a 5 km da margem do lago.

As ilhas selecionadas foram localizadas *in situ* com o uso de GPS de precisão de 8 a 16 metros. A escolha da ordem de amostragem dos transectos foi semi-aleatória, sendo percorridos diariamente dois ou três transectos próximos, para maximizar as amostragens. Os 26 sítios de amostragem foram visitados, cada um, três vezes.

COLETA E MONITORAMENTO DOS LAGARTOS - Para a amostragem de lagartos foram realizadas três campanhas (30/07 a 14/08/2007; 15/08 a 28/08/2007; 26/09 a 09/10/2007). Foram utilizados dois métodos de amostragem: procura visual e busca ativa na serapilheira. As amostragens foram realizadas entre 9h e 15h, em dias sem chuva e com temperaturas acima de 26°C. O encontro visual (visual encounter surveys, Crump & Scott 1994) foi o método utilizado para amostragem de lagartos terrestres e arborícolas de estratos inferiores, principalmente das famílias Teiidae, Scincidae e Polychrotidae e a espécie *Gonatodes humeralis*. O encontro visual foi realizado durante o trajeto de ida no transecto por dois amostradores (S. Bittencourt e E.V. Farias). Os amostradores percorreram os transectos, um à frente do outro, procurando por indivíduos em uma faixa de 15 m de largura pelo comprimento do transecto. O percurso foi realizado por cerca de uma hora para cada 150 m.

O método de busca ativa na serapilheira foi utilizado para detectar *Coleodactylus amazonicus*, *Gonatodes humeralis*, *Pseudogonatodes guianensis*, *Arthrosaura reticulata* e *Leposoma spp.* Este método foi realizado apenas por um dos amostradores (E.V. Farias) e consiste em revirar o substrato (serapilheira, troncos, bases de palmeiras, etc.) em uma parcela de 50 cm de largura ao longo da linha central de todo o transecto. A busca ativa foi realizada durante o trajeto de volta no transecto.

Os animais foram coletados manualmente ou com uso de espingarda de pressão. Dois indivíduos de cada espécie por sítio de amostragem foram coletados para confirmação taxonômica e montagem de uma coleção de referência para o local. Os espécimes capturados vivos foram mortos com anestésico. Posteriormente foram fixados injetando-se formol a 10% conforme Lema & Araújo (1985) e mantidos em recipiente contendo álcool a 70%. Todos os exemplares foram depositados na coleção de anfíbios e répteis do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA-H 20518 a 20680).

Devido a dificuldades de identificação em campo, dois táxons estão referidos como gêneros, enquanto os demais são considerados no nível específico. O gênero *Anolis* possui dois morfotipos que podem representar duas espécies, *punctatus* e *philopunctatus*. Foram encontrados os dois tipos referidos e considerados como um grupo. O gênero *Leposoma* encontra-se em fase de definição taxonômica, havendo espécies desconhecidas ou de difícil identificação, não sendo tratado aqui em nível específico.

Como os métodos empregados e ambientes amostrados não contemplam a detecção de alguns grupos de lagartos, estes quando casualmente encontrados não foram considerados nas análises. Os métodos empregados não são adequados para a amostragem de espécies noturnas, como *Thecadactylus rapicauda* ou de grande porte, como *Tupinambis teguixin*. As ilhas amostradas não possuem pequenos rios ou ambientes alagados, sendo inadequadas para

encontrar lagartos associados a estes ambientes, como *Alopoglossus angulatus*, *Neusticurus bicarinatus* e *Uranoscodon superciliosus*.

Espécies de distribuição disjunta não são apropriadas para avaliar o efeito do isolamento ou da fragmentação, pois seu encontro pode ser considerado fortuito e não um reflexo dos efeitos que se deseja inferir. Para definir as espécies de lagartos de rara ocorrência neste estudo foram utilizados os pontos amostrados na floresta contínua e o trabalho de Pinto (2006) realizado também em uma área de floresta contínua distante aproximadamente 90 km da área de estudo. Em Balbina foram encontradas as mesmas espécies que Pinto (2006). Portanto, foram consideradas espécies de rara ocorrência aquelas que apresentaram frequência de ocorrência nas parcelas inferior a 5% nos dois estudos (*Pseudogonatodes guianensis*).

Para definir a composição da comunidade de lagartos na área do reservatório da UHE de Balbina antes da inundação e assim inferir quais espécies foram perdidas com a fragmentação foi utilizada a lista do IBAMA (1997) compilada de estudos do subprojeto Preservação e Utilização Científica da Fauna (ELETRONORTE/CNPq/INPA, 1986 e 1987) acrescida de exemplares tombados na coleção de anfíbios e répteis do INPA procedentes da área de estudo, além de espécies citadas em Martins (1991).

FATORES AMBIENTAIS DA PAISAGEM - Como fatores ambientais da paisagem foram analisados os parâmetros área, forma e isolamento das ilhas selecionadas. Para o cálculo dessas variáveis foi realizada a digitalização das ilhas e do contorno do reservatório a partir de uma imagem de satélite Landsat TM 5 da área da Usina Hidrelétrica de Balbina. A digitalização foi realizada no Programa Arc View 3.2 (ESRI, 1996).

Para o cálculo do índice de proximidade a base digitalizada do reservatório foi convertida para o formato *raster* com um pixel de 30 m no programa Arc View (ESRI, 1996). Após esse procedimento foi gerado um arquivo no formato ASCII que, posteriormente, foi

utilizado no programa Fragstats (McGarigal, 2002), onde o grau de isolamento das ilhas foi obtido por meio do índice de proximidade (Bender *et al.* 2003). Este índice considera a área e a distância de todas as ilhas ao redor da ilha estudada em um “buffer” de raio predeterminado, neste caso de 1 km. Bender *et al.* (2003) sugeriram que as métricas baseadas apenas nas distâncias não prediziam adequadamente as taxas de imigração dos organismos, ao contrário de técnicas que informavam também a área englobada em uma dada distância. O índice de proximidade é uma medida inversamente proporcional ao grau de isolamento da ilha (Bender *et al.* 2003).

$$Proxi_i = \sum_{s=1}^n \frac{a_j}{d_{ij}^2}$$

Proxi: é o isolamento da mancha-focal i (considera todas as ilhas dentro de 1 km - *buffer*);

aj: área da mancha j;

dij: distância entre a mancha i e a mancha j.

O cálculo da área e da relação perímetro-área das ilhas foi realizado no Programa Arc View 3.2 (ESRI, 1996), através da ferramenta X TOOLS. Foi utilizado índice de forma, que varia em função da relação perímetro-área, de acordo com o qual fragmentos com o mesmo tamanho, mas com formatos diferentes apresentam índices distintos (Rutledge 2003). Este índice calcula a divisão do perímetro do fragmento pela sua área (forma= P/A). Para estimar a área da ilha foi simplesmente calculado o seu tamanho. A relação perímetro-área e o índice de proximidade utilizados nesse trabalho não apresentam limites em sua escala de variação, são adimensionais e úteis apenas comparativamente (McGarigal 2002).

FATORES AMBIENTAIS LOCAIS- Como fatores ambientais locais foram mensurados a profundidade da serapilheira, densidade de árvores e densidade de palmeiras. A profundidade da serapilheira foi medida a cada 50 m ao longo de todo o transecto. Um bastão de 2 mm de diâmetro foi postado perpendicularmente ao chão, a perfurando até encostar o solo. A medida do segmento do bastão introduzido na serapilheira foi considerada a estimativa da profundidade desta. Estes dados foram medidas em três ocasiões (30/07 a 14/08/2007; 15/08 a 28/08/2007; 26/09 a 09/10/2007). O valor utilizado nas análises foi a média de todas as medidas tomadas nas três ocasiões. A densidade de árvores foi estimada em uma faixa de 3 m de largura ao longo da linha central de todo o transecto. Dentro desta faixa foi contado o número de árvores com DAP (diâmetro à altura do peito) acima de 10 cm. Os valores finais consistem na densidade de árvores acima deste diâmetro para cada sítio amostral. A densidade de palmeiras foi estimada na mesma faixa de 3 m de largura ao longo da linha central de todo o transecto. O valor utilizado como densidade de palmeiras foi o número de palmeiras maior que 1 m de altura para cada sítio amostral.

ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Para testar se existe colinearidade entre as variáveis ambientais, locais e da paisagem, foram realizadas análises de correlação múltipla de Pearson. A forma, que seria utilizada como variável da paisagem, não foi incluída nas análises por estar fortemente correlacionada com a área ($r=-0,792$, $p<0,001$) e moderadamente com o número de árvores ($r=-0,521$, $p=0,019$).

Os dados de abundância de lagartos utilizados nas análises consistiram na média das três amostragens, por transecto. Como os transectos diferem em tamanho os dados de abundância foram padronizados para o menor comprimento de transecto utilizado (150 m). A abundância relativa de lagartos amostrados por encontro visual refere-se à média dos

indivíduos encontrados em uma faixa de 150 m de comprimento por 15 m de largura. Para os lagartos amostrados por busca ativa a abundância relativa refere-se à média de amostragem em uma faixa de 150 m por 50 cm.

Devido à não homogeneidade das variâncias entre ilhas e floresta contínua foi utilizada a análise não-paramétrica de Mann-Whitney (Siegel 1975) para avaliar se existe diferença na riqueza e abundância de espécies de lagartos entre estes locais. Para avaliar as relações entre riqueza de espécies, definida como o número de espécies, e os fatores ambientais da paisagem foi utilizada uma análise de Regressão Múltipla. Para ilustrar a estruturação da comunidade de lagartos pelas variáveis ambientais da paisagem, foi realizada uma ordenação direta relacionando a abundância relativa das espécies a gradientes de isolamento e área.

A dimensionalidade dos dados de composição das espécies de lagartos nas comunidades foi reduzida por técnicas de ordenação. Foram realizadas duas ordenações, uma com dados quantitativos (abundância) e outra com os dados qualitativos (presença/ausência) das espécies de lagartos, por meio de Análises de Coordenadas Principais (PCoA). Os dados de abundância utilizados na matriz foram padronizados dividindo o número total de indivíduos da espécie pelo número de registros da espécie em cada transecto. A dissimilaridade entre as ilhas usada na matriz de associação foi calculada para os dados quantitativos usando o índice de Bray-Curtis (Belbin 1992). A similaridade baseada em dados de presença/ausência foi calculada usando o índice de Jaccard (Belbin 1992).

Devido à não homogeneidade das variâncias entre ilhas e floresta contínua foi utilizada a análise não paramétrica de Mann-Whitney (Siegel 1975) para avaliar se existe diferença na composição de espécies de lagartos entre estes locais. Foi utilizado somente um

eixo representando as composições de espécies, inferida a partir de dados de abundância e de presença/ausência, como solicitado para este tipo de análise (Siegel 1975).

Para ilustrar as associações de espécies entre todos os sítios amostrais em um espaço bidimensional, foram plotados os pontos representando cada espécie ao longo dos dois primeiros eixos de uma análise de PCoA. Foram feitos gráficos utilizando eixos criados a partir de dados quantitativos (abundância) e qualitativos (presença/ausência), separadamente.

Para avaliar as relações entre a composição (quantitativa e qualitativa) das espécies nas ilhas e os fatores ambientais da paisagem, foram realizadas Regressões Múltiplas Multivariadas. No modelo da regressão foram utilizados como variáveis dependentes os dois primeiros eixos da análise de coordenadas principais (PCoA) para os dados de abundância e de presença/ausência (que capturaram 47,19% da variância na composição quantitativa e 55,66% na qualitativa) e como variáveis independentes a área e o isolamento das ilhas. A análise foi repetida utilizando os 2 eixos criados a partir da abundância somente das espécies mais frequentes, que capturaram 55,66% da variância.

Para estimar possíveis efeitos indiretos dos fatores da paisagem via fatores locais foram utilizadas Análises de Caminhos (Path Analysis). Os dados de composição de espécies geradas com os dados de abundância e de presença/ausência, utilizam apenas o primeiro eixo da análise de PCoA, pois este método realiza regressões simples. A riqueza e composição das espécies nas comunidades foram testadas conforme os caminhos demonstrados no fluxograma (Fig. 2).

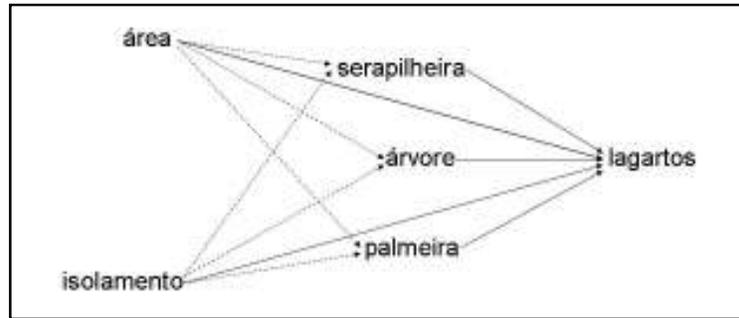


Figura 2- Fluxograma mostrando as vias diretas (setas contínuas) dos efeitos das variáveis locais e da paisagem e as vias indiretas (setas tracejadas) dos efeitos das variáveis da paisagem sobre a comunidade de lagartos.

Para determinar se os fatores ambientais locais, profundidade da serapilheira, densidade de árvores e densidade de palmeiras afetam a abundância das espécies mais frequentes de lagartos, foram utilizadas Regressões Múltiplas, para cada espécie. As análises estatísticas foram realizadas nos programas Systat 8.0 (Wilkinson 1998) e R (Ihaka & Gentleman 1996).

RESULTADOS

Foram encontrados 1375 indivíduos pertencentes a 16 táxons inseridos em cinco famílias (Polychrotidae, Gekkonidae, Gymnophthalmidae, Scincidae e Teiidae). A espécie mais abundante foi *Gonatodes humeralis* com média por amostragem de 267 indivíduos nos 26 sítios amostrais, seguida de *Kentropyx calcarata* com 82,33 indivíduos em média. As menos abundantes foram *Tupinambis teguixin*, com somente um registro e *Pseudogonatodes guianensis* e *Tretioscincus agilis* com dois registros, nas três amostragens. *Gonatodes humeralis* foi a única espécie presente em todas as parcelas. A maioria das espécies (12) foi registrada somente pelo método de procura visual e cinco espécies foram encontradas somente por busca ativa. *Gonatodes humeralis* foi a única espécie amostrada pelos dois

métodos. O número de indivíduos por parcela em cada amostragem variou de 1 a 46. O número de espécies nas parcelas, contabilizando as três amostragens, variou de 3 a 12. Foram encontradas todas as espécies passíveis de detecção pelos métodos empregados e ambientes amostrados listadas para a área de estudo (e.g. IBAMA 1997). Apenas *Tretioscincus agilis* não foi encontrado nas ilhas e *Anolis nitens* e *Tupinambis teguixin* não foram registrados em floresta contínua (Tabela 1).

Tabela1- Lista de espécies de lagartos e as abreviações correspondentes. Os números fora dos parênteses representam a frequência de ocorrência (em porcentagem) de lagartos nas ilhas, nos sítios das margens do lago e nos sítios da grade. Os números nos parênteses representam a abundância relativa média por número de indivíduos/150 m.

Espécie	Sigla	Frequência (abundância)		
		Ilhas/N=20	Margem/N=3	Grade/N=3
<i>Anolis fuscoauratus</i>	(Afus)	50 (0,149)	100 (0,280)	33 (0,067)
<i>Anolis nitens</i>	(Anit)	10 (0,042)	0 (0)	0 (0)
<i>Anolis punctatus</i>	(Apun)	10 (0,071)	33 (0,110)	33 (0,067)
<i>Plica umbra</i>	(Pumb)	70 (0,407)	67 (0,113)	0 (0)
<i>Uranoscodon superciliosus</i>	(Usup)	35 (0,119)	33 (0,057)	0 (0)
<i>Coleodactylus amazonicus</i>	(Cama)	30 (0,214)	0 (0)	100 (0,200)
<i>Gonatodes humeralis</i>	(Ghum)	100 (8,845)	100 (5,163)	100 (0,800)
<i>Pseudogonatodes guianensis</i>	(Pgui)	5 (0,009)	0 (0)	33 (0,067)
<i>Thecadactylus rapicauda</i>	(Trap)	15 (0,035)	33 (0,057)	0 (0)
<i>Arthrosaura reticulata</i>	(Aret)	20 (0,054)	33 (0,110)	100 (0,333)
<i>Leposoma spp</i>	(Lspp)	35 (0,097)	0 (0)	67 (0,133)
<i>Tretioscincus agilis</i>	(Tagi)	0 (0)	33 (0,057)	33 (0,067)
<i>Mabuya nigropunctata</i>	(Mnig)	85 (1,011)	100 (0,557)	100 (0,733)
<i>Ameiva ameiva</i>	(Aame)	75 (0,859)	100 (0,557)	67 (0,467)
<i>Kentropyx calcarata</i>	(Kcal)	95 (2,671)	67 (1,390)	67 (0,467)
<i>Tupinambis teguixin</i>	(Tteg)	5 (0,017)	0 (0)	0 (0)

A riqueza de lagartos não diferiu entre ilhas e floresta contínua (Mann-Whitney U= 39; P= 0,193), e foi mais variável entre as ilhas que entre estas e a floresta contínua (Fig. 2A). A abundância média por parcela foi maior nas ilhas (Mann-Whitney U= 109; P= 0,003). A abundância de lagartos na floresta contínua da grade apresentou valores consideravelmente mais baixos que os demais pontos (Fig. 2B).

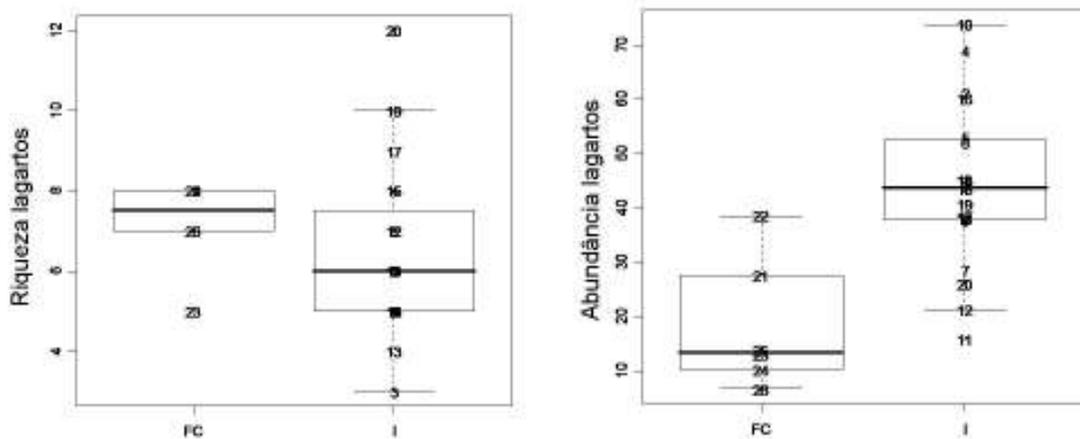


Figura 2- A) Riqueza de espécies de lagartos em floresta contínua (FC) e ilhas (I). Os números referem-se a cada sítio amostral, os quais nos casos em que constituíam ilhas foram numerados em ordem crescente de tamanho (1-20). Pontos de FC junto à margem do reservatório de Balbina: 21,22 e 23; pontos de FC na grade da Reserva Biológica do Uatumã: 24, 25 e 26. B) Abundância de espécies de lagartos em FC e em ilhas.

Houve uma relação significativa entre a riqueza de espécies e os fatores da paisagem ($R^2=0,463$, $p= 0,002$) isolamento ($t=2,19$, $p=0,043$) e área ($t=2,73$, $p=0,014$). O número de espécies encontradas aumentou com a diminuição do isolamento (Fig. 3A) e com o aumento da área (Fig. 3B). Porém a relação com o isolamento foi alavancada por um valor de isolamento (9,45) muito mais baixo que os demais (Fig. 3A; Apêndice). Os dados foram analisados novamente sem este ponto de alavanca e o resultado da regressão múltipla não foi

estatisticamente significativo ($R^2=0,201$, $p=0,065$) para o isolamento ($t=0,85$, $p=0,409$), havendo uma relação significativa somente com a área da ilha ($t=2,35$, $p=0,032$).

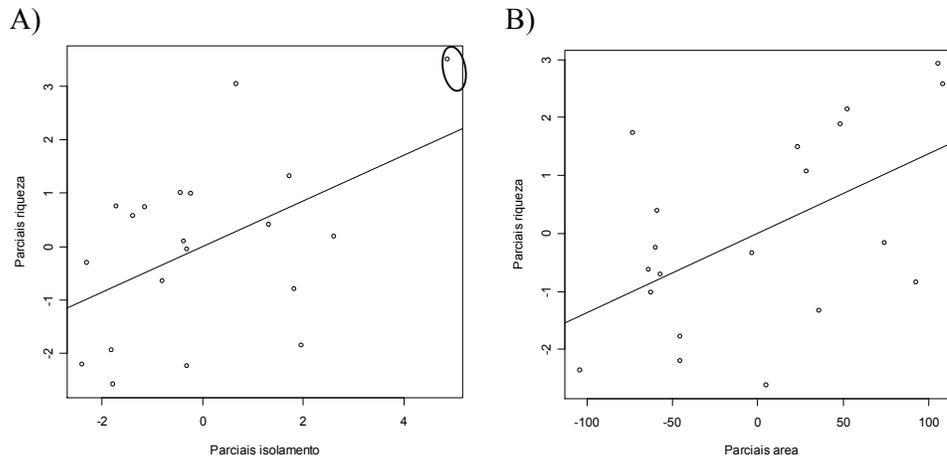


Figura 3- Parciais das regressões entre riqueza de espécies de lagartos e as medidas da paisagem A) índice de proximidade (valores estão em ordem decrescente de isolamento) B) área das ilhas (valores em ordem crescente de área, em ha). O círculo representa o ponto de alavanca.

A ordenação direta da composição da comunidade de lagartos ao longo do gradiente do índice de proximidade (Fig. 4A) indica que quanto mais isolada a ilha maior a abundância das espécies mais freqüentes (*Plica umbra*, *Gonatodes humeralis*, *Ameiva ameiva* e *Kentropyx calcarata*). A ordenação ao longo do gradiente de áreas das ilhas (ha) indica que quanto maior a ilha mais espécies são encontradas (Fig. 4B).

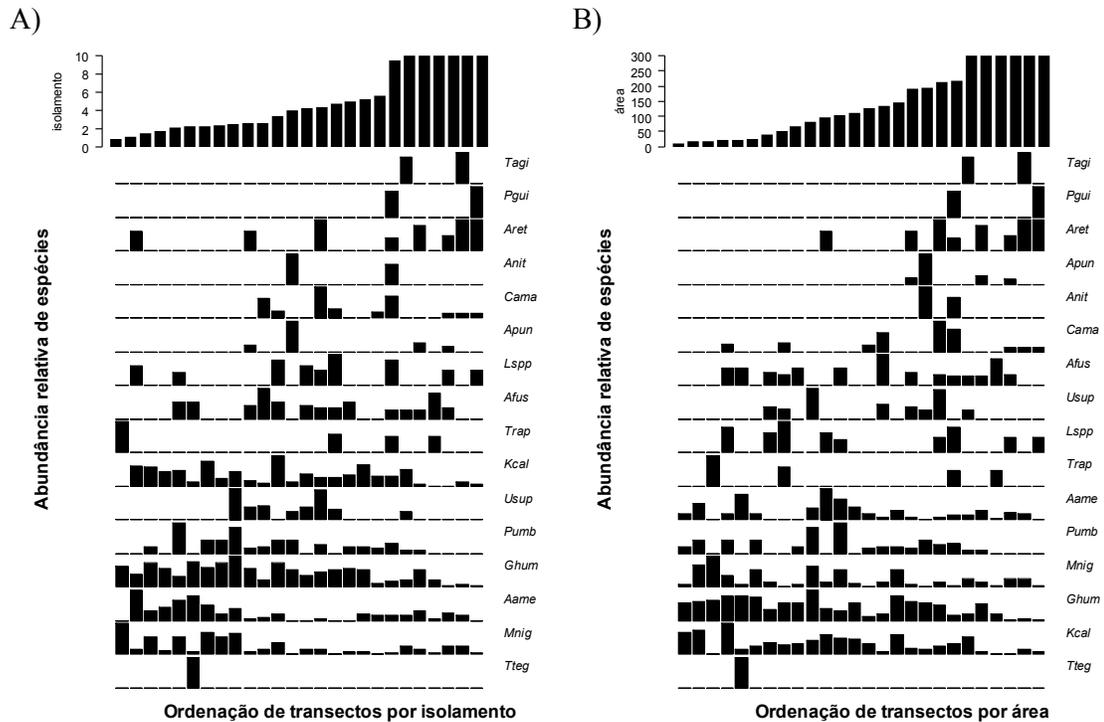


Figura 4- A) Abundância relativa das espécies de lagartos ao longo do gradiente de índice de proximidade. Os valores no gráfico acima de 0 a 10 estão em ordem decrescente de isolamento. B) Abundância relativa das espécies de lagartos ao longo do gradiente de área (ha). Os valores no gráfico acima de 0 a 300 estão em ordem crescente de área. As seis últimas barras dos gráficos A e B representam os pontos controle (FC) que não possuem valores de índice de proximidade ou de área, apresentando, portanto, valores fictícios de isolamento=10 e área= 300 ha.

A composição de espécies, baseada em dados de presença/ausência e representada pelo primeiro eixo de uma análise de PCoA, não apresentou diferença significativa entre ilhas e floresta contínua (Mann-Whitney $U= 81,5$; $P= 0,189$), enquanto a composição quantitativa diferiu significativamente (Mann-Whitney $U= 93$; $P=0,045$).

A relação dos dois primeiros eixos de PCoA pela ordenação dos dados de abundância (composição quantitativa) das espécies de lagartos separou três grupos. Um grupo foi formado

pelas espécies encontradas em menos de 16% das parcelas (*Anolis nitens* e *Anolis punctatus*) (Fig. 5A). Um segundo agrupamento foi formado pelas espécies encontradas entre 30 e 54% das parcelas: *Anolis fuscoauratus*, *Arthrosaura reticulata*, *Coleodactylus amazonicus* e *Leposoma spp* (Fig. 5A). As espécies *Plica umbra*, *Gonatodes humeralis*, *Mabuya nigropunctata*, *Ameiva ameiva* e *Kentropyx calcarata* ocorreram em mais de 60% das parcelas. Estas espécies formaram um forte agrupamento (Fig. 5A). Utilizando dados de presença/ausência, o mesmo padrão de agrupamento foi encontrado. O agrupamento mais forte foi formado com as espécies com mais de 75% de frequência e *Plica umbra* (60%) foi excluída do agrupamento nesta análise (Fig. 5B).

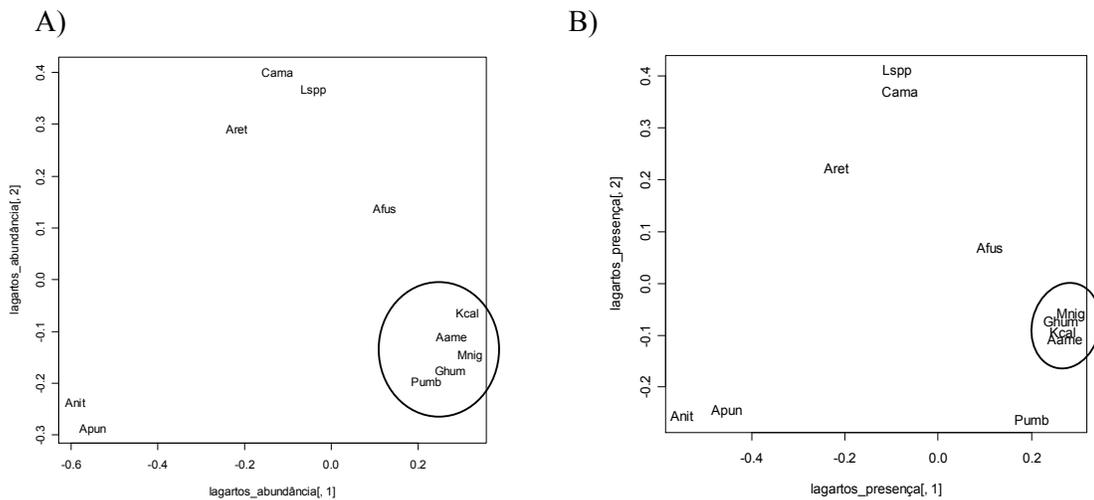


Figura 5: A) Relação dos dois primeiros eixos de PCoA pela ordenação dos dados de abundância de espécies de lagartos e B) pela ordenação dos dados de presença/ausência. Os círculos indicam o grupo das espécies mais frequentes (abreviações na tabela 1).

A composição de espécies baseada nos dois primeiros eixos de PCoA com dados de abundância e envolvendo todas as espécies relacionou-se a área das ilhas (Pillai trace=0,489, $F_{2,16}=7,655$, $p=0,05$), mas não a seu isolamento (Pillai trace=0,238, $F_{2,16}=2,495$, $p=0,081$). No entanto, usando apenas os dados de abundância das espécies que ocorreram em mais de 60% das parcelas, a relação da composição de espécies com o isolamento e área foi contrária,

sendo o isolamento relacionado significativamente (Pillai trace=0,409, $F_{2,16}=5,537$, $p=0,015$) enquanto a área não (Pillai trace=0,128, $F_{2,16}=1,179$, $p=0,333$).

A composição de espécies representada pelos dois primeiros eixos gerados por uma PCoA que utilizou apenas dados de presença/ausência teve relação significativa com o isolamento das ilhas (Pillai trace=0,371, $F_{2,16}=4,425$, $p=0,031$), mas não com sua área (Pillai trace=0,215, $F_{2,16}=2,058$, $p=0,162$).

A análise de caminhos não evidenciou efeitos da paisagem sobre a riqueza e composição de espécies (Tabela 2). Para a riqueza, o efeito direto da paisagem (área e isolamento) é predominante e os efeitos indiretos de área e isolamento são extremamente fracos, assim como os efeitos dos mediadores (profundidade da serapilheira, densidade de árvores e densidade de palmeiras). Para os dados de composição quantitativa e qualitativa o efeito direto da área foi maior que o efeito total porque os mediadores dos efeitos indiretos - profundidade da serapilheira, densidade de árvores e densidade de palmeiras - foram negativos. O mesmo não acontece para o isolamento, no qual o efeito total foi maior que o efeito direto devido aos mediadores, principalmente a profundidade da serapilheira, contribuírem com um efeito positivo.

Tabela 2- Valores dos coeficientes de regressão padronizados dos efeitos diretos (ED), dos indiretos totais (EIT), dos indiretos (>) e dos totais (ET) de área e isolamento das ilhas presentes na represa de Balbina para os dados da composição quantitativa (abundância), qualitativa (presença/ausência) e de riqueza de espécies de lagartos.

	ED	EIT	>serap	>árvore	>palmeira	ET
Quantitativa						
serapilheira	-0,331					
árvore	-0,075					
palmeira	0,005					
área	0,582	-0,1610	-0,13703	-0,0228	-0,00119	0,420976
isolamento	0,302	0,1150	0,113864	0,0009	0,000255	0,417019
Qualitativa						
serapilheira	-0,259					
árvore	-0,174					
palmeira	-0,15					
área	0,174	-0,1244	-0,10723	-0,0529	0,0357	0,049578
isolamento	0,365	0,0835	0,089096	0,002088	-0,00765	0,448534
Riqueza						
serapilheira	0,045					
árvore	-0,206					
palmeira	-0,016					
área	0,462	-0,0402	0,01863	-0,06262	0,003808	0,421814
isolamento	0,446	-0,01383	-0,01548	0,002472	-0,00082	0,432176

Os modelos de regressão múltipla mostraram que as abundâncias relativas das espécies *Ameiva ameiva*, *Kentropyx calcarata* e *Plica umbra* não apresentaram relações com a profundidade da serapilheira, com a densidade de árvores ou com a densidade de palmeiras ($p > 0,05$). A abundância de *Mabuya nigropunctata* foi explicada pelos fatores locais ($R^2 = 0,257$, $p = 0,023$) e foi relacionada positivamente com a profundidade da serapilheira ($t = 2,38$, $p = 0,026$). A abundância de *Gonatodes humeralis* foi positivamente relacionada com

a densidade de árvores ($t=-2,48$, $p=0,021$), embora o modelo geral não tenha sido estatisticamente significativo ($R^2=0,116$ $p=0,13$).

DISCUSSÃO

A fragmentação gerada pelo enchimento do reservatório de Balbina alterou a estrutura das comunidades de lagartos, havendo hoje, diferenças na abundância e composição de espécies entre as ilhas e a floresta contínua adjacente. Os fragmentos resultantes, inseridos em uma matriz aquática, apresentam como fatores preponderantes para a riqueza e composição de espécies de lagartos, a área e o isolamento. Isto condiz com a teoria de biogeografia de ilhas que prediz que a área e o isolamento da ilha são importantes fatores influenciando o número de espécies presente. Este fato ocorre devido à probabilidade de extinção de qualquer espécie diminuir com o aumento da área, enquanto ilhas menos isoladas possuem maior taxa de colonização (MacArthur & Wilson 1967).

A riqueza de espécies de lagartos nas ilhas do lago formado pela represa de Balbina teve relação com a área da ilha. A composição quantitativa também teve relação com a área, influenciada principalmente pelas espécies menos abundantes. Estudos com fragmentação de habitats florestados têm mostrado que o tamanho da área é um importante fator limitando a permanência de espécies (eg. Murcia 1995, Ferraz *et al.* 2002). Ilhas perdem habitats em um padrão previsível conforme a redução no seu tamanho, o que irá resultar em um padrão determinado de desaparecimento de espécies (Losos 1996) e ilhas menores que 80 ha apresentam alterações mais pronunciadas (Rodda & Dean-Bradley 2002). No presente estudo as espécies menos frequentes foram encontradas, apenas, em ilhas maiores que 80 ha, porém isto pode ser simplesmente um efeito de amostragem, em que há maior probabilidade de detectar espécies raras em áreas maiores (Laurance *et al.* 2001_a).

A área tem sido o principal componente da paisagem determinando a composição de espécies, na maioria dos estudos conduzidos em ambientes fragmentados há menos que 50 anos (Coleman *et al.* 1982, Bierregaard *et al.* 2001, Lambert *et al.* 2003, Feer & Hingrat 2005, Larsen *et al.* 2005). Alguns autores têm sugerido que esta relação é devida aos efeitos da dinâmica de extinções e colonizações que ainda não são perceptíveis nas comunidades (Bell & Donnelly 2006). Nas ilhas de Balbina, 20 anos pós-fragmentação, o principal fator influenciando a estruturação das comunidades de lagartos não foi a área, mas o isolamento do fragmento. Para ambientes recentemente fragmentados, o isolamento pode aparecer como importante fator para a comunidade em geral, pelo tempo decorrido ser insuficiente para a colonização de novas espécies (Desouza *et al.* 2001), porém existem controvérsias sobre a magnitude do tempo de relaxamento para o estabelecimento de um equilíbrio (Coleman *et al.* 1982, Brandão 2002).

Nas ilhas de Balbina, inseridas em uma matriz aquática, a composição das espécies mais frequentes foram relacionadas com o grau de isolamento. Estudos sugerem que a presença de uma matriz aquática pode ser altamente seletiva para algumas espécies, retardando ainda mais o processo de re-colonização (Terborgh *et al.* 1997; Cosson *et al.* 1999_b). Diferentemente da fragmentação em ambiente terrestre onde a maioria das espécies pode usar a matriz (Shahabuddin & Terborgh 1999), aumentando a possibilidade do efeito resgate (Hames *et al.* 2001). Com o fragmento isolado de novas colonizações e sofrendo extinções, os indivíduos são liberados de certa competição interespecífica e tendem a explorar uma gama mais ampla de habitats do que as espécies do continente, fenômeno conhecido como liberação ecológica (Diamond 1970), o que gera incremento na abundância destas espécies. A liberação ecológica é um dos fatores que atua em casos de compensação de densidade, fator que pode explicar a alta densidade de *Ameiva ameiva*, *Mabuya nigropunctata*, *Kentropyx calcarata* e *Gonatodes humeralis* em ilhas mais isoladas. Casos de

compensação de densidade são comuns em lagartos (Buckley & Jetz 2007), sendo encontrado para lagartos terrestres diurnos por Case (1975) e especificamente para lagartos heliotérmicos por Cosson *et al.* (1999_a,1999_b). Nas ilhas de Balbina a compensação de densidade ocorreu principalmente nas espécies heliotérmicas. O aumento na abundância de espécies heliotérmicas em ilhas pode ser devido a uma vantagem competitiva em relação às espécies florestais, pois os distúrbios dominam uma grande porcentagem de área, aumentando a iluminação que é a principal fonte de energia usada para locomoção por lagartos heliotérmicos (Cosson *et al.*1999_a, 1999_b, Rodda & Dean- Bradley 2002, Henle *et al.* 2004).

O isolamento gera bordas mais expostas às condições climáticas (Laurance *et al.* 2001_b), como ventos e sol, que pode levar a uma diminuição da umidade, assim como ao aumento de árvores caídas, causando alterações na estrutura da vegetação (Murcia 1995). Com o ambiente mais seco, a decomposição da serapilheira é retardada ocasionando seu acúmulo (Golley *et al.* 1978, Guyer 1990), além do próprio incremento proporcionado pela queda de árvores. Em Balbina, o grau de isolamento das ilhas influenciou a profundidade da serapilheira e as alterações nestas profundidades estruturaram as comunidades de lagartos, indicando que os fatores ambientais locais podem simplesmente ser reflexos das mudanças ocorridas em nível de paisagem.

Fatores ambientais locais, como estrutura da floresta e profundidade da serapilheira podem exercer importantes influências nas comunidades, pois o padrão de distribuição de uma espécie reflete a distribuição dos habitats utilizados (Tuomisto & Ruokolainen 1997). *Mabuya nigropunctata* apresentou relação positiva com a profundidade da serapilheira. Visto que a espécie é usualmente encontrada entre troncos e galhos caídos (Pinto & Ávila-Pires 2004), ambientes geralmente com serapilheira mais espessa. *Gonatodes humeralis*, espécie semi-arborícola (Ávila-Pires 1995), apresentou relação positiva com a disponibilidade de árvores, em contraste, ao encontrado por Pinto (2006) para a Reserva Ducke, indicando que

esta espécie pode responder de maneira diferente aos fatores ambientais locais (*eg.* Vitt *et al.* 1997).

Na UHE de Balbina a insularização alterou a estrutura da comunidade de lagartos, sendo que a área e o isolamento das ilhas remanescentes influenciam a atual composição. Este estudo pode contribuir nas ações de manejo local e serve como subsídio para que os custos ambientais possam ser inclusos em futuros empreendimentos hidrelétricos. Ilhas de represas provêm uma boa oportunidade para acompanhar processos de fragmentação (Sá 1992), além de possibilitar a aplicação da teoria de biogeografia de ilhas por meio de estudos da dinâmica de extinções e colonizações (*eg.* Brandão 2002).

CONCLUSÕES

1) Ilhas e floresta contínua não diferiram quanto à riqueza de espécies de lagartos.

Considerando apenas as ilhas, o número de espécies é positivamente relacionado com a área das ilhas e negativamente com o isolamento, porém a relação com o isolamento é duvidosa devido a um ponto de alavanca. Uma análise de caminhos indicou um efeito direto da paisagem (área e isolamento) sobre a riqueza e fracos efeitos diretos da profundidade da serapilheira, densidade de árvores e densidade de palmeiras.

2) A composição das espécies de lagartos nas comunidades, gerada com os dados de abundância diferiram entre ilhas e floresta contínua, mas não diferiu quando considerados dados de presença/ausência. A ordenação dos pontos utilizando dados quantitativos ao longo dos dois primeiros eixos de uma PCoA indicou a existência de três grupos de espécies. As ordenações dos transectos, usando todas as espécies, foram relacionadas à área da ilha, mas não a seu isolamento. No entanto, em uma análise considerando apenas as espécies que ocorreram em mais de 60% das parcelas, a relação com o isolamento e área foi contrária, sendo o isolamento relacionado significativamente à composição de espécies, enquanto a área não. Este último padrão foi encontrado para dados de presença/ausência, quando utilizadas todas as espécies. A análise de caminhos com dados de composição quantitativa e qualitativa indicou que o efeito direto da área foi maior que o efeito total. Os mediadores dos efeitos indiretos - profundidade da serapilheira, densidade de árvores e densidade de palmeiras - foram negativos. O mesmo não acontece para o isolamento, no qual o efeito total foi maior que o efeito direto devido ao mediador, profundidade da serapilheira, contribuir com um efeito positivo.

3) Os fatores ambientais locais não afetaram a abundância de *Ameiva ameiva*, *Kentropyx calcarata* e *Plica umbra*. A profundidade da serapilheira teve um efeito positivo em *Mabuya nigropunctata* e a densidade de árvores sobre *Gonatodes humeralis*.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ÁVILA-PIRES, T.C.S. 1995. Lizards of Brazilian Amazon. Zool. Verh. Leiden. 299. 706pp.
- BELBIN, L. 1992. PATN: Pattern Analysis Package. CSIRO.
- BELL, K.E. & M.A. DONNELLY, 2006. Influence of Forest Fragmentation on Community Structure of Frogs and Lizards in Northeastern Costa Rica. *Conservation Biology* 20: 1750–1760.
- BENDER, D.J., L. TISCHENDORF, L. FAHRIG. 2003. Using patch isolation metrics to predict animal movement in binary landscapes. *Landscape Ecology* 18: 17-39.
- BENDER, M., P.H. HEENEN, P.G. REINHARD. 2003. Self-consistent mean-field models for nuclear structure. *Rev. Mod. Phys.* 75: 121 – 180.
- BIERREGAARD JR., R.O., C. GASCON, T.E. LOVEJOY, R.C.G. MESQUITA. 2001. *Lessons from Amazonia: The ecology and conservation of a fragmented forest.* Yale University Press. 478 pp.
- BORGES, M.L.O. 2007. A defaunação de pequenos mamíferos e o processo de regeneração de palmeira em fragmentos isolados por água, Amazônia Central. Dissertação de Mestrado, INPA, Manaus-AM. 95 pp.
- BRANDÃO, R.A. 2002. Monitoramento das populações de lagartos no aproveitamento hidroelétrico de Serra da Mesa, Minaçu, GO. Tese de Doutorado, UnB, Brasília-DF. 171 pp.
- BROWN, J.A. & A. KODRIC-BROWN. 1977. Turnover rates in insular biogeography: effect of immigration on extinction. *Ecology* 58: 445- 449.
- BUCKLEY, L.B. & W. JETZ. 2007. Insularity and the determinants of lizards population density. *Ecology Letters* 10: 481-489.

- CASE, T.J. 1975. Species numbers, density compensation and colonizing ability of lizards on islands in the Gulf of California. *Ecology* 56: 3-18.
- COLEMAN, B.D., M.A. MARES, M.R. WILLIG, Y. HSIEH. 1982. Randomness, area and species richness. *Ecology* 63: 1121-1133.
- CHAUVET, S. & P.M. FORGET. 2005. Edge effects on post-dispersal seed removal in a fragmented rain forest in French Guiana. *Journal of Tropical Ecology* 21: 113- 116.
- COSSON, J.F., J.M. PONS, D. MASSON. 1999_a. Effects of forest fragmentation on frugivorous and nectarivorous bats in French Guiana. *Journal of Tropical Ecology* 15: 515-534.
- _____, S. RINGUET, O. CLAESSENS, J.C. MASSARY, A. DALECKY, J.F. VILLIERS, L. GRANJON, J.M. PONS. 1999_b. Ecological changes in recent land-bridge islands in French Guiana, with emphasis on vertebrate communities. *Biological Conservation* 91: 213-222.
- CRUMP, M. L., N. J. SCOTT JR. 1994. Visual encounter surveys. *In*: HEYER, W. R., M. A. DONNELLY, R. W. MCDIARMID, L. C. HAYEK, M. S. FOSTER (eds.), *Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standard Methods for Amphibians*. Smithsonian Institution Press: 84-92.
- CUSHMAN, S.A. & K. MCGARIGAL. 2004. Patterns in the species-environment relationship depend on both scale and choice of response variables. *Oikos* 105: 117-124.
- DESOUZA, O.G., J.H. SCHOEREDER, V. BROWN, R.O. BIERREGAARD JR. 2001. A Theoretical Overview of the Processes Determining Species Richness in Forest Fragments. *In*: BIERREGAARD JR., R.O., C. GASCON, T.E. LOVEJOY, R.C.G. MESQUITA (eds.), *Lessons from Amazonia: The ecology and conservation of a fragmented forest*. Yale University Press: 21-31.

DIAMOND, J.M. 1970. Ecological consequences of island colonization by Southwest Pacific birds II. The effect of species diversity on total population density. Proc. Nat. Acad. Sci. 67: 1715-1721.

ELETROBRÁS. 2008. Disponível em <http://www.eletronbras.com>.

ELETROBRÁS. 1987. Plano 2010: Relatório Geral. Plano Nacional de Energia Elétrica 1987/2010 (Dezembro de 1987). ELETROBRÁS, Brasília-DF. 269 pp.

ESRI. 1996. Arc View GIS. Redlands, CA, USA. Environmental Systems Research Institute.

FAHRIG, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst. 34: 487-515.

FEARNSIDE, P.M. 2006. Relatório de análises do conteúdo dos estudos de impacto ambiental (EIA) e do relatório de impacto ambiental (RIMA) dos aproveitamentos hidrelétricos Santo Antônio e Jirau, no rio Madeira, estado de Rondônia. Pareceres técnicos dos especialistas setoriais, aspectos físicos/bióticos. Parte B. 15pp.

_____. 2005. Brazil's Samuel Dam: Lessons for hydroelectric development policy and the environment in Amazonia. Environmental Management 35: 1-19.

_____. 1990. Balbina lições trágicas na Amazônia. Ciência Hoje 11: 34-40.

FEER, F. & Y. HINGRAT. 2005. Effects of forest fragmentation on a dung beetle community in French Guiana. Conservation Biology 19:1103-1112.

FERRARI, S.F., E.M. LIMA, S.S.B. DA SILVA, L.M. VEIGA. 2004. Conservation of remnant populations of bearded sakis (*Chiropotes satanas*) in the Tucuruí Reservoir, southeastern Amazônia. Folia Primatologica 75: 260- 261.

- FERRAZ, G., G.J. RUSSEL, P.C. STOUFFER, R.O. BIERREGAARD, S.L. PIMM, T.E. LOVEJOY. 2003. Rates of species loss from Amazonian forest fragments. *PNAS* 100: 14069-14073.
- FERREIRA, R.S. 2007. Efeito do isolamento e da perda de área sobre comunidades insulares de aranhas, Amazônia Central, Brasil. Dissertação de Mestrado, INPA, Manaus-AM. 74 pp.
- GASCON, C., R.O. BIERREGAARD JR., W.F. LAURANCE, J.R. MÉRONA. 2001. Deforestation and Forest fragmentation in the Amazon. *In: BIERREGAARD JR., R.O., C. GASCON, T.E. LOVEJOY, R.C.G. MESQUITA (eds.), Lessons from Amazonia: The ecology and conservation of a fragmented forest.* Yale University Press: 21-31.
- GASTON, K.J. & S.F. MATTER. 2002. Individuals-Area Relationships: Comment. *Ecology* 83: 288-293.
- GUYER, C. 1990. The herpetofauna of La Selva, Costa Rica. *In: A.H. GENTRY (ed.), Four Neotropical Rainforests.* Yale University Press: 371-384.
- GOLLEY, F.B., J.T. MCGINNIS, R.G. CLEMENTS, G.I. CHILD, M.J. DUEVER. 1978. Ciclagem de minerais em um ecossistema de floresta tropical úmida. EPU e EDUSP. 256 pp.
- HAMES, R.S., K.V. ROSENBERG, J.D. LOWE, A.A. DHONDT. 2001. Site reoccupation in fragmented landscapes: testing predictions of metapopulation theory. *Journal of Animal Ecology* 70: 182-190.
- HARRISON, S. & E. BRUNA. 1999. Habitat fragmentation and large-scale conservation: what do we know for sure? *Ecography* 22: 225-232.
- HENLE, K., K.F. DAVIES, M. KLEYER, C. MARGULES, J. SETTELE. 2004. Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiversity and Conservation* 13: 207-251.

- HOKIT, D.G. & L.C. BRANCH. 2003. Habitat Patch Size Affects Demographics of the Florida Scrub Lizard (*Sceloporus woodi*). *Journal of Herpetology* 37: 257–265.
- IBAMA. 1997. Plano de manejo fase 1: Reserva Biológica do Uatumã. Eletronorte/Ibama, Brasília-DF. 194 pp.
- IHAKA R. & R. GENTLEMAN. 1996. R: A Language for Data Analysis and Graphics. *Journal of Computational and Graphical Statistics* 5: 299–314.
- LAMBERT , T.D., G.H. ADLER, C.M. RIVEROS, L. LOPEZ, R. ASCANIO, J. TERBORGH. 2003. Rodents on tropical land-bridge islands. *Journal of Zool.* 260: 179-187.
- LARSEN, T.H., N.M. WILLIAMS, C. KREMEN. 2005. Extinction order and altered community structure rapidly disrupt ecosystem functioning. *Ecology Letters* 8: 538-547.
- LAURANCE, W.F., T.E. LOVEJOY, H.L. VASCONCELOS, E.M. BRUNA, R.K. DIDHAM, P.C. STOUFFER, C. GASCON, R.O. BIERREGAARD, S.G. LAURANCE, E. SAMPAIO. 2001_a. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology* 16: 605-618.
- _____, G.B. WILLIAMSON, P. DALAMÔNICA, A. OLIVEIRA, T.E. LOVEJOY, C. GASCON, L. POHL. 2001_b. Effects of a strong drought on Amazonian forest fragments and edges. *Journal of Tropical Ecology* 17: 771-785.
- _____ & R.O. BIERREGAARD JR. 1997. *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management and Conservation of Fragmented Communities*. University of Chicago Press. 632 pp.
- LEVINS, R. 1969. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bull. Entomol. Soc. Am.* 15: 237-240.

- LOMOLINO, M.V. & G.A. SMITH. 2003. Prairie dog towns as islands: applications of island biogeography and landscape ecology for conserving nonvolant terrestrial vertebrates. *Global Ecology and Biogeography* 12: 275-286.
- LOPEZ, G.O., J. TERBORGH, N. CEBALLOS. 2005. Food selection by a hyperdense population of red howler monkeys (*Alouatta seniculus*). *Journal of Tropical Ecology* 21: 445-450.
- LOSOS, J.B. 1996. Ecological and evolutionary determinants of the species-area relation in Caribbean anoline lizards. *Philosophical Transaction of the Royal Society of London B* 351: 847-854.
- MACARTHUR, R.H. & E.O. WILSON. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press.
- MARTINS, M. 1991. The lizards of Balbina, Central Amazonia, Brazil: A qualitative analysis of resource utilization. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 26: 179-190.
- MCGARIGAL, K. 2002. *Fragstats 3.3: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure*. Oregon State University, Corvallis, OR.
- METZGER, J.P. 2001. O que é ecologia de paisagens? *Biota Neotrópica* 1: 1-9.
- MOURA-LEITE, J.C., R. BÉRNILS, S. A. MORATO. 1993. Método para caracterização da herpetofauna em estudos ambientais. *In: MAIA- Manual para avaliação de impactos ambientais. Programa de Impactos Ambientais de Barragens- PIAB, 2ª ed: 1-5.*
- MURCIA, C. 1995. Edges effects in fragmented forests: implication for conservation. *Trends in Ecology & Evolution* 10: 58- 62.
- NIMER, E. 1979. *Climatologia do Brasil. Série Recursos Naturais e Meio Ambiente. Superintendência de Recursos Naturais e Meio Ambiente- Brasil (4). 421 p.*

- NORCONK, M.A. & B.W. GRAFTON. 2003. Changes in forest composition and potential feeding tree availability on a small land-bridge island in Lago Guri, Venezuela. *Primates in fragments, ecology and conservation* 4.
- PERRY, G., G.H. RODDA, T.H. FRITTS, T.R. SHARP. 1998. The lizard fauna of Guam's fringing islets: island biogeography, phylogenetic history, and conservation implications. *Blackwell Science Ltd, Global Ecology and Biogeography Letters* 7: 353-365.
- PINTO, M.G.M. 2006. Diversidade beta, métodos de amostragem e influência de fatores ambientais sobre uma comunidade de lagartos na Amazônia Central. Tese de doutorado, INPA, Manaus-AM. 90 pp.
- PINTO, G.S. & T.C.S. ÁVILA-PIRES. 2004. Crescimento alométrico, morfologia e uso do habitat em cinco espécies de *Mabuya* Fitzinger (Reptilia, Scincidae). *Rev. Bras. Zool.* 21. 11pp.
- PPBIO. 2008. Programa de Pesquisas em Biodiversidade. Disponível em <http://www.ppbio.inpa.gov.br>.
- RAO, M., J. TERBORGH & P. NUNEZ. 2001. Increase herbivory in forest isolates: implications for plant community structure and composition. *Conservation Biology* 15: 624-633.
- RODDA, G. & K. DEAN-BRADLEY. 2002. Excess density compensation of island herpetofaunal assemblages. *Journal of Biogeography* 29:623–632.
- RUTLEDGE, D. 2003. Landscape indices as measures of the effects of fragmentation: can pattern reflect process? *Dos Science Internal Series* 98. 27pp.
- SÁ, R.M.L. 1992. A view of hydroelectric dams in the Amazon, with emphasis on the Samuel Dam, Rondônia. *Tropical Conservation and Development Program* 25: 1-4.

- SCHLAEPFER, M.A. & T.A. GAVIN 2001. Edge effects on lizards and frogs in tropical forest fragments. *Conservation biology* 15: 1079-1090.
- SHAHABUDDIN, G. & J. TERBORGH. 1999. Frugivorous butterflies in Venezuelan forest fragments: abundance, diversity and the effects of isolation. *Journal of Tropical Ecology* 15: 703-722.
- SIEGEL, S. 1975. *Estatística não-paramétrica para as ciências do comportamento*. McGraw-Hill, São Paulo. 350 pp.
- SILVANO, D.L., G.R. COLLI, M.B.O. DIXO, B.V.S. PIMENTA, H.C. WIEDERHECKER. 2003. *In*: RAMBALDI, D.M. & D.A.S. OLIVEIRA (eds.), *Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a diversidade e recomendações de políticas públicas*. MMA/ Série Biodiversidade 6:184-199.
- TERBORGH J., K. FEELEY, M. SILMAN, P. NUNEZ, B. BALUKJIAN. 2006. Vegetation dynamics of predator-free land-bridge islands. *Journal of Ecology* 94: 253-263.
- _____, L. LOPES, J. TELLO, D. YU, A.R. BRUNI. 1997. Transitory states in relaxing ecosystems of land bridge islands. *In*: LAURANCE, W.F. & R.O. BIERREGAARD (eds.), *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management and Conservation of Fragmented Communities*. University of Chicago Press: 256-274.
- TISCHENDORF, L. & L. FAHRIG. 2000. On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos* 90: 7-19.
- TUOMISTO, H. & K. RUOKOLAINEN. 1997. The role of ecological knowledge in explaining biogeography and biodiversity in Amazonia. *Biodiversity and Conservation* 6: 347-357.
- VITT, L.J., P.A. ZANI, A.A. BARROS. 1997. Ecology variation among populations of the gekkonid lizard *Gonatodes humeralis* in the Amazon Basin. *Copeia*: 32-43.

WALKER, I., R. MIYAI, M.D.A. MELO. 1999. Observations on aquatic macrophyte dynamics in the reservoir of the Balbina Hydroelectric powerplant, Amazonas state, Brazil. *Acta Amazonica* 29: 243-265.

WILKINSON, L. 1998. SYSTAT: The system for Statistics. SPSS, Inc. Chicago, USA.

ZIMMERMAN, B.L. & R.O. BIERREGAARD. 1986. Relevance of the equilibrium theory of island biogeography and species-area relations to conservation with a case from Amazonia. *Journal of Biogeography* 13:133-143.

APÊNDICE

APÊNDICE- Dados de coordenadas geográficas, área (ha), forma e isolamento (índice de proximidade) das ilhas utilizadas no presente estudo.

Local	Coordenadas geográficas	Área	Forma	Isolamento
I1	1° 51'44.4"/59° 22' 02.5"	11,8	0,0116	5,20
I2	1° 47' 02.7"/59° 41' 23.0"	17,3	0,0110	2,26
I3	1° 49' 31.7"/59° 25' 48.4"	19,2	0,0110	0,83
I4	1° 48' 26.9"/59° 21'42.8"	20,7	0,0115	3,34
I5	1° 47' 58.1"/59° 25' 43.4"	22,5	0,0130	2,24
I6	1° 47' 24.1"/59° 26' 56.8"	25,8	0,0094	2,40
I7	1° 50' 30.4"/59° 21' 11.6"	41,5	0,0083	4,19
I8	1° 52' 24.7"/59° 25' 06.4"	50,0	0,0055	4,67
I9	1° 47' 32.0"/59° 19' 37.0"	67,4	0,0076	4,94
I10	1° 48' 56.0"/59° 39' 44.3"	79,8	0,0093	2,43
I11	1° 49' 52.3"/59° 41' 09.1"	95,6	0,0058	1,08
I12	1° 46' 10.0"/59° 23' 19.0"	102,3	0,0048	2,07
I13	1° 44' 48.4"/59° 39' 50.4"	111,0	0,0061	1,75
I14	1° 44' 26.6"/59° 45' 46.7"	126,0	0,0064	5,65
I15	1° 40' 52.4"/59° 39' 50.0"	133,5	0,0065	2,60
I16	1° 47' 40.0"/59° 38' 37.5"	146,0	0,0047	1,47
I17	1° 44' 18.9"/59° 43' 11.7"	190,8	0,0060	2,59
I18	1° 47' 03.8"/59° 29' 01.9"	194,5	0,0054	4,03
I19	1° 41' 59.1"/59° 46' 58.0"	213,6	0,0053	4,29
I20	1° 44' 02.4"/59° 26' 29.2"	218,5	0,0052	9,45