

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA - INPA
UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS – UFAM
Programa de Pós-Graduação em Biologia Tropical e Recursos Naturais – PPGBTRN

**INFLUÊNCIA DE FATORES BIÓTICOS E ABIÓTICOS NA DISTRIBUIÇÃO
TEMPORAL E ESPACIAL DE GIRINOS DE COMUNIDADES DE POÇAS
TEMPORÁRIAS EM 64 KM² DE FLORESTA DE TERRA FIRME NA AMAZÔNIA
CENTRAL.**

DOMINGOS DE JESUS RODRIGUES

Manaus, Amazonas
Dezembro/2006

DOMINGOS DE JESUS RODRIGUES

**INFLUÊNCIA DE FATORES BIÓTICOS E ABIÓTICOS NA DISTRIBUIÇÃO
TEMPORAL E ESPACIAL DE GIRINOS DE COMUNIDADES DE EM POÇAS
TEMPORÁRIAS EM 64 KM² DE FLORESTA DE TERRA FIRME NA AMAZÔNIA
CENTRAL.**

ORIENTADORA: DRA. ALBERTINA PIMENTEL LIMA

CO-ORIENTADORA: DRA. FLÁVIA REGINA CAPELLOTO COSTA

Tese 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 Doutor em Ciências Biológicas, área de concentração em Ecologia.

Fontes Financiadoras: INPA, CNPq – Projeto Norte de Pós-Graduação/PNO PG (processo: 550651/01-02); CNPq (processo: 471453/03-0 e 141614/2003-0).

**Manaus, Amazonas
Dezembro/2006**

Ficha catalográfica

R699i Rodrigues, Domingos de Jesus

Influência de fatores bióticos e abióticos na distribuição temporal e espacial de girinos de comunidades de poças temporárias em 64 km² de floresta de Terra firme na Amazônia Central / Domingos de Jesus Rodrigues – Manaus, UFAM/INPA, 2006.

98f. : il.

Tese (Doutorado) – UFAM/INPA, Manaus, 2006

Orientadora: Dra. Albertina Pimentel Lima

Co-orientadora: Dra. Flávia Regina Capelloto Costa

Área de concentração: Ecologia

1. Anuros – Ecologia – Amazônia.

2. Girinos – Reserva Florestal Adolpho Ducke.

I. Título.

CDD 597.8

Sinopse:

Os fatores que influenciam a distribuição espacial e temporal de girinos em comunidades de poças próximas a córregos foram estudados em uma área de 64 km² de floresta de terra-firme na Amazônia Central. A disponibilidade de corpos d'água foi estimada ao percorrer 18 trilhas de 8 km cada na Reserva Florestal Adolpho Ducke. Coleta de dados abióticos e bióticos (girinos e predadores) foi realizada em 136 poças, distribuídas em 31 parcelas. Foi avaliada a importância dos fatores abióticos (físico-química da água, abertura de dossel, número de poças na parcela) e históricos (bacia e micro-bacia de drenagem, largura do baixio e do córrego) em prever a distribuição e a ocorrência das espécies.

Palavras chave: Ecologia de girinos, predadores, características estruturais da parcela e poça, floresta de terra-firme, Amazônia Central.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a **DEUS**, que me permitiu chegar tão longe, enquanto muitos não tiveram esta oportunidade.

Agradeço humildemente a todas aquelas pessoas que contribuíram para o sucesso deste trabalho, aqueles que participaram da concepção inicial e aqueles que vibraram e colaboraram com a formação fetal e se alegraram com o parto. Levanto minhas mãos aos Céus e com o olhar esperançoso de criança peço a **DEUS** que nas jornadas da vida, todos os prantos derramados e todas as desilusões encarnadas cedam lugar a alegria. Obrigado a você que se fez presente através das palavras ou gestos durante os árduos momentos vividos nestes 35 meses.

À Prof. Dra. Albertina P. Lima, pela orientação, apoio e dedicação durante os 35 meses de realização deste estudo e por me apresentar os sapos e girinos amazônicos.

À Prof. Dra. Flávia R. C. Costa, pela orientação, apoio, carinho e por introduzir em meu vocabulário a palavra multivariada, a qual me deixou “multidoído”.

Ao Prof. Dr. William E. Magnusson, pelas valiosas sugestões e interpretações das análises estatísticas, mostrando ser um excelente “GURU” na descoberta dos padrões de distribuição dos seres vivos amazônicos.

Aos Drs. Marcelo Menin e Thiago J. Izzo, pela ajuda na interpretação de testes estatísticos e pelas discussões, críticas e sugestões.

Aos Drs. Jean Marc-Hero, Cláudia Azevedo-Ramos, Selvino Neckel de Oliveira, Renato Cintra, Eduardo Veinticinque “Dadão”, Jorge Rebelo “jacaré”, Ilse Walker, Jansen Zuanon e Cláudia Pereira de Deus pelas sugestões dadas ao projeto durante a avaliação e aula de qualificação.

Ao MSc. Victor F. V. Pazin e aos auxiliares Sr. José da Silva Lopes, José Tavares Nascimento, Marcelo M. Lima, Ayres S. Lopes, Anderson e Aroldo pelo companheirismo e auxílio nas atividades de campo.

À MSc. Carmozina Trindade, pelas valiosas dicas, amizade e carinho nos momentos difíceis.

À Coordenação de Pesquisas em Climatologia e Recursos Hídricos – INPA e Embrapa pelo fornecimento dos dados de temperatura e precipitação.

Aos motoristas Srs. Lourival A. dos Santos, João Sá, José Palheta, secretária da CPEC, Sra. Walmira da Paz e secretários (as) da PG, Srs(as). Pedro Lemos, Arnaldo Souza, Jorge

Charles Silva, Elci Silva e Beatriz Suano pelo apoio logístico e orientações na solução de burocracias.

Às secretárias Geise Pacheco, Isamar dos Anjos, Beverly Franklin e Andresa S. de Melo, por desenrolar os novos de burocracias e pela constante orientação, amizade e eficiência.

Aos irmãos do ‘Laboratório de Ecologia de Comunidades’ Marcelo Menin, Karl Mokross, Julio do Vale, Victor Pazin, Carolina Surgik, Viviane Layme, Rafael Arruda, Carmozina Trindade, Maria Goretti Pinto, Tânia Pimentel, Tânia Sanaiotti, Carolina Castilho, Maria de Nazaré, Débora Drucker e dos amigos que por ele passaram; Ivo Júnior, Fabiano Guimarães, Jesus Domingos, Obed, Lílian Figueiredo, Regiane Ferreira que resultou em troca de informações, experiências, discussões e no fim restou uma linda amizade. Aqui deixo também meus agradecimentos para todos os alunos de mestrado e doutorado da ecologia.

Aos professores e amigos Masao Uetanabaro e Cynthia P. A. Prado por compartilharem seus conhecimentos sobre a anurofauna comigo.

Ao INPA, por me apresentar os sensacionais mistérios amazônicos e propiciar a minha formação.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela da bolsa de doutorado e taxa de bancada.

Ao Conselho pelo apoio financeiro ao projeto (CNPq/PNOPG - proc. 550651/01-02; CNPq/Edital Universal – processo 471453/03-0).

Ao Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA/RAN) pelas licenças concedidas (processo: 02005.002642/04-35).

Aos companheiros de república; Adeilson, Márcia, Amanda, Fabrízio, Victor, Giovanni, Jorge e amigos vizinhos maravilhosos; Juliana e Carlos Alberto pelo companheirismo, apoio, amizade e discussões dos projetos e, propagação dos conhecimentos de suas localidades de origem.

Aos meus pais Celso e Maria Rosa, irmãos Edmar, Celso José, e cunhada Wendy Josiane e sem esquecer da minha querida sobrinha Sarah Beatriz, pelo incentivo, apoio e dedicação desde o início da minha formação. Bênçãos de Deus são como sonhos de paz em nossas vidas.

À **Valéria Araújo Braule Pinto Rodrigues**, minha esposa, pelo amor, apoio, carinho e compreensão durante a execução desse projeto. De tanto amor se fez de uma viagem em busca de conhecimento (doutorado) um conto de fadas (casamento). Eu não saberia o tamanho do valor da felicidade se não a encontrasse, não entenderia a mais simples ciência, se

os meus olhos não olhassem através dos teus, não contemplaria a mais delicada beleza se o meu coração não batesse junto ao teu e não entenderia nada da vida se ao te conhecer não me entendesse que você é um presente de **Deus** pra mim. Eu a amo e muito obrigado por tudo, minha princesa...

“A educação confere humildade. Humildade não significa meramente curvar a cabeça. Apenas uma atitude mental livre do egoísmo, ostentação e apego pode ser chamada de humildade. Hoje, nem professores nem os pais são capazes de ensinar tal humildade para as crianças, pois eles mesmos não cultivam tal atitude”. (Sri Sathya Sai Baba)

“COM O DEUS-ECO NÃO SE BRINCA: ELE NÃO REDIME NOSSA POLUIÇÃO, POR MAIS QUE REZEMOS IMPLORANDO SEU PERDÃO E ALEGANDO INOCÊNCIA” (G. BATESON)

Tudo começou com uma especulação...

SUMÁRIO

LISTAS DAS TABELAS	viii
LISTAS DAS FIGURAS	ix
RESUMO	1
ABSTRACT	3
INTRODUÇÃO GERAL	5
CAPÍTULO I: Disponibilidade de ambiente reprodutivo e composição de comunidades de girinos em poças isoladas e próximas a córregos na Amazônia Central.	8
1. Introdução	8
2. Material e Métodos	10
2.1. Área de estudo	10
2.2. Estimativas de disponibilidade de poças isoladas e poças próximas a córregos na RFAD.	11
2.3. Coleta e Composição de espécies de girinos entre poças isoladas e próximas a córregos na RFAD	13
2.4. Análise estatística	14
3. Resultados	14
3.1. Estimativas de disponibilidade de poças isoladas e poças próximas a córregos na RFAD.	15
3.2. Composição de espécies de girinos em poças isoladas e próximas a córregos na RFAD	15
4. Discussão	16
4.1. Estimativas de disponibilidade de poças isoladas e poças próximas a córregos na RFAD.	17
4.2. Composição de espécies de girinos em poças isoladas e próximas a córregos na RFAD	17
Conclusões	20
CAPÍTULO II: Dinâmica espaço-temporal nas comunidades de girinos de poças ripárias na Amazônia Central.	24
1. Introdução	24
2. Material e Métodos	26
2.1. Área de estudo	26
2.2. Parcelas	28
2.3. Procedimento de coleta de girinos e predadores	28
2.4. Variabilidade intra e inter-anual na composição de espécies de girinos	29
2.4. Taxa de mudança temporal e espacial da comunidade de girinos	31
3. Resultados	32
3.1. Variabilidade intra e inter-anual na composição de espécies de girinos	34
3.2. Taxa de mudança temporal e espacial da comunidade de girinos	35
4. Discussão	36

4.1. Variabilidade intra e inter-anual na composição de espécies de girinos	38
4.3. Taxa de mudança temporal e espacial da comunidade de girinos	39
Conclusões	40
CAPÍTULO III: Fatores abióticos influenciando a composição e riqueza de espécies de girinos em meso-escala espacial na Amazônia Central.	43
1. Introdução	43
2. Material e Métodos	46
2.1. Área de Estudo	46
2.2. Coleta de dados abióticos	48
2.3. Parcelas	48
2.4. Poças	48
2.5. Procedimento de coleta de girinos e predadores	50
2.6. Análises dos dados	51
3. Resultados	56
3.1. Variação nos fatores ambientais das parcelas	56
3.2. Variação nos fatores ambientais das poças	57
3.3. Composição da comunidade	58
3.4. Estrutura da Comunidade nas parcelas	58
3.5. Estrutura da comunidade nas poças	61
3.6. Composição de espécies entre bacias (meso-escala) e micro-bacias de drenagem (micro-escala)	62
3.7. Riqueza de espécies nas parcelas e poças	63
4. Discussão	64
4.1. Composição da Comunidade	64
4.2. Estrutura da Comunidade nas parcelas	65
4.3. Estrutura da comunidade nas poças	67
4.4. Composição de espécies entre bacias (meso-escala) e micro-bacias de drenagem (micro-escala)	68
4.5. Riqueza de espécies na parcela e poças	71
Conclusões	73
CONCLUSÕES GERAIS	75
REFÊRENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	77
Apêndice 1	94

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I: Disponibilidade de ambiente reprodutivo e composição de comunidades de girinos em poças isoladas e próximas a córregos na Amazônia Central.	8
Tabela 1: Hábitat do adulto, hábitat das larvas de anuros da Reserva Florestal Adolpho Ducke, Manaus, AM. Negrito = Espécies encontradas neste estudo. C = Espécies que ocorrem em poças próximas a córregos em floresta e I = poças isoladas em floresta.	21
Tabela 2: Número de poças em 18 trilhas (8 km cada) em três anos de amostragem na RFAD, Manaus, AM. C = poças próximas a córregos; I = poças isoladas distantes pelo menos 150 m dos córregos. Trilhas dispostas no sentido leste-oeste (LO) e no sentido norte-sul (NS).	23
CAPÍTULO II. Dinâmica espaço-temporal nas comunidades de girinos de poças ripárias na Amazônia Central.	24
Tabela 1: Dados de correlação de Pearson entre as distâncias (Dist.) das espécies de predadores (Pred.) vertebrados, invertebrados e total e distância da área das poças.	32
Tabela 2: Ocorrência das espécies de girinos nas estações chuvosas de 2002 a 2005, na RFAD, Manaus, AM.	41
Tabela 3. Ocorrência das espécies de predadores vertebrados e invertebrados nas estações chuvosas de 2002 a 2005, na RFAD, Manaus, AM.	42
CAPÍTULO III: Fatores abióticos influenciando a composição e riqueza de espécies de girinos em meso-escala espacial na Amazônia Central.	43
Tabela 1: Coeficiente de correlação das variáveis ambientais usada na análise de regressão múltipla representando as características estruturais das parcelas.	51
Tabela 2: Coeficiente de correlação das variáveis ambientais usada na análise de regressão múltipla representando as características estruturais das poças.	52
Tabela 3: Valores das probabilidades para as seis análises de regressão múltipla, três com os dados de abundância (AB) e três com os dados de presença e ausência (PA), mostrando a inconsistência do padrão em relação ao número de poças sorteadas.	54
Tabela 4: Número de poças e variáveis ambientais (Largura média do córrego = LMC; área média do Baixo = área e abertura média do dossel = Dossel) que caracterizam cada bacia de drenagem. Ext. é a amplitude dos dados e EP é o erro padrão.	56
Tabela 5: Número de poças e variáveis ambientais (Largura média do córrego = LMC; área média do Baixo = área e abertura média do dossel = Dossel) que caracterizam cada micro-bacia de drenagem. Abaixo da média segue a range dos dados.	57
Tabela 6: Variáveis ambientais da poça (PO) separados por micro-bacias. Oxigênio (O ₂) dissolvido medido em miligramas por litro (mg.l ⁻¹), potencial hidrogeniônico (pH), Área da poça medida em m ² e Distância da poça ao córrego (DISTPC) medida em m.	58
Tabela 7: Número de indivíduos e espécies coletadas nas bacias e micro-bacias de drenagem na RFAD. Número (N PA) e porcentagem de ocorrência (OC %) nas parcelas.	74

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO I: Disponibilidade de ambiente reprodutivo e composição de comunidades de girinos em poças isoladas e próximas a córregos na Amazônia Central.	8
Figura 1: Estado do Amazonas, com a localização da Reserva Florestal Adolpho Ducke na porção norte da cidade de Manaus, AM. (Fonte: Miranda, E.E.; Coutinho, A.C. (coord.). 2004. Brasil Visto do Espaço. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite. Disponível em < http://www.cdbrasil.cnpm.embrapa.br >).	10
Figura 2: Mapa topográfico e hidrográfico da Reserva Florestal Adolpho Ducke com a disposição do sistema de trilhas (nove trilhas de 8 km no sentido norte-sul e nove no sentido leste-oeste). Os círculos negros representam as poças isoladas. As linhas vermelhas da grade representam as trilhas amostradas.	12
Figura 3: Composição de espécies de girinos com base em dados qualitativos, resumida pela análise de coordenadas principais (PCoA) na RFAD. I = poças isoladas e C = poças ao lado de córregos.	16
CAPÍTULO II: Dinâmica espaço-temporal nas comunidades de girinos de poças ripárias na Amazônia Central.	24
Figura 1: Parcelas de amostragem distribuídas em toda a RFAD. Os círculos ao lado dos retângulos são as parcelas utilizadas nas análises. A linha pontilhada traça o limite da RFAD.	27
Figura 2: Precipitação média anual dos meses mais chuvosos do ano (novembro-maio) entre os anos de 1984 e 2005, oriundos da estação meteorológica da RFAD, Manaus, AM. A linha contínua é a pluviosidade média no período e a pontilhada 1 DP acima e abaixo da média. As setas apresentam os anos com precipitação abaixo de 1 DP da média.	28
Figura 3: Número de poças por parcelas (média \pm DP) encontradas nas parcelas nos três períodos de amostragem realizados na RFAD, Manaus, AM.	33
Figura 4: Precipitação mensal nos períodos de amostragem. Barras pontilhadas são referentes ao primeiro período, barras negras ao segundo e barras brancas ao terceiro período amostrado. Dados da Estação Meteorológica da RFAD, Manaus, AM.	34
Figura 5: Análise de regressão linear da mudança da composição da comunidade de girinos (Dist. Euclidiana) em relação ao time lag (SQR). Período de 2002/2003 com 10 time lags (A); 2003/2004 com 15 time lags (B); 2004/2005 com 15 time lags (C) e 2002/2005 com 136 time lags (D).	35
Figura 6: Relação da taxa de mudança da composição de espécies de girinos com a taxa de mudanças na composição de espécies de predadores entre o primeiro e o terceiro período de amostragem na RFAD, Manaus, AM. AM.	36
CAPÍTULO III: Fatores abióticos influenciando a composição e riqueza de espécies de girinos em meso-escala espacial na Amazônia Central.	43
Figura 1: Estado do Amazonas, com a localização da Reserva Florestal Adolpho Ducke na porção norte da cidade de Manaus, AM. (Fonte: Miranda, E.E.; Coutinho, A.C. (coord.). 2004. Brasil Visto do Espaço. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite. Disponível em < http://www.cdbrasil.cnpm.embrapa.br >)	47
Figura 2: Pontos de amostragem nas duas bacias de drenagem na RFAD. Os círculos maiores delimitam as cinco micro-bacias de drenagem e os pontos	49

representam as parcelas de amostragem em cada micro-bacia. Os números próximos de cada ponto representam o número de poças amostradas em cada parcela.

Figura 3: Distribuição das espécies de girinos ao longo do gradiente de largura do córrego dentro das parcelas, RFAD, Manaus, AM. 60

Figura 4: Distribuição das espécies de girinos ao longo do gradiente da área das poças, RFAD, Manaus, AM. 62

Figura 5: Relação da composição de espécies de girinos com dados quantitativos resumidos pela análise de coordenadas principais (PCoA) com as micro-bacias de drenagem (A = Acará; B = Bolívia; I = Ipiranga; T = Tinga e U = Úbere). 63

RESUMO

Este trabalho teve por objetivos avaliar a distribuição de espécies de anuros e suas relações com os fatores bióticos e abióticos em 136 poças, distribuídas em 31 parcelas, cobrindo uma área de 64 km² na Reserva Florestal Adolpho Ducke (RFAD), Manaus, AM. A disponibilidade de corpos d'água foi estimada percorrendo um sistema de 18 trilhas (oito km cada) por 15 metros de cada lado, totalizando 432 hectares. Coletas de girinos nos corpos d'água foram realizadas para avaliar a existência de diferença composicional entre poças isoladas e próximas a córregos. Mais de 90 % das poças existentes no sistema de trilhas foram poças próximas a córregos. A disponibilidade de poças encontradas na RFAD é característica de áreas próximas a córregos em floresta de terra-firme, sendo uma fonte importante de recurso para uma anurofauna variada. Diferenças na composição de espécies de girinos entre e dentro das estações chuvosas e diferenças na taxa de mudança na composição de espécies de predadores, girinos e área da poça da amostra X para a X + 1 sucessivamente, foram calculadas através da distância euclidiana. Esta medida foi usada para avaliar diferenças entre as amostras na composição de espécies e na correlação das taxas de mudanças dos fatores abióticos (área da poça) e bióticos (predadores) com as taxas de mudanças na composição de espécies de girinos. A variabilidade temporal e a estabilidade da comunidade de girinos diferiram entre os períodos amostrados. A comunidade de girinos apresentou no primeiro período de amostragem (2002/2003) uma mudança direcional causada provavelmente pelos efeitos de predação e por mudanças na fenologia reprodutiva de algumas espécies. No segundo período (2003/2004) apresentou um padrão não-linear (leve tendência de mudança direcional nas amostragens iniciais tendo uma convergência nas amostragens finais) causado, possivelmente, pelas condições climáticas que podem potencialmente aumentar a heterogeneidade temporal em alguns sistemas dinâmicos, como os aquáticos. No terceiro

período (2004/2005) apresentou um padrão estocástico, apesar da tendência da reta a uma mudança direcional. A análise global da comunidade de girinos apresentou um pequeno padrão de mudança direcional mostrando efeitos estocásticos nas flutuações populacionais. A taxa de mudança na composição de espécies de girinos foi correlacionada com a taxa de mudança das espécies de predadores entre o primeiro e o terceiro períodos amostrados. Mudanças na distribuição de espécies de girinos causadas pelos predadores têm sido demonstradas em vários estudos. O padrão de co-ocorrência das espécies de girinos considerando a estrutura da parcela foi determinístico. A largura do córrego influenciou o maior padrão da comunidade, devido a grande maioria das espécies estar correlacionada com grandes poças que geralmente são formadas ao lado de córregos maiores. Considerando as poças, a composição de espécies de girinos baseada em dados qualitativos foi influenciada pela área da poça. Muitas espécies como *Phyllomedusa bicolor*, *P. vaillanti* e *Hypsiboas geographicus* sobrevivem em poças grandes com hidroperíodo maior que cinco meses. A composição de espécies de girinos com base em dados quantitativos não diferiu entre as bacias de drenagem (meso-escala). Porém, a composição de espécies foi diferente entre as micro-bacias de drenagem (micro-escala), indicando que as espécies podem responder individualmente ao habitat ou ao regime pluviométrico e reproduzir em locais tendo certos atributos abióticos. Na RFAD, os fatores abióticos funcionam como um filtro influenciando a composição das comunidades de girinos. No entanto, para se ter uma visão mais geral sobre os fatores que influenciam a distribuição de girinos de poças próximas aos córregos é imprescindível avaliar a distribuição dos adultos e predadores dentro das poças e parcelas, visto que existe forte relação negativa entre a riqueza de espécie de peixes e a proximidade da poça ao córrego. Estudos de longa duração em diferentes escalas simultaneamente são necessários para entender os processos que operam em macro (paisagem), meso (regional) e micro-escala (local) e, conseqüentemente entender a distribuição das espécies.

ABSTRACT

The objective of this study was to evaluate the distribution of anuran species larvae and their relationships with biotic and abiotic factors in 136 ponds, distributed in 31 plots, across the 64 km²-Reserva Florestal Adolpho Ducke (RFAD), Manaus, AM. We estimated water-body availability in 432 hectares by walking a system of 18, 8-km trails and quantified all water bodies present within 15 meters from each side of the trail. We evaluated compositional differences among isolated and streamside ponds by collecting tadpoles from the water bodies. Streamside ponds were by far the most common type of water body encountered on our trail system, representing over 90 % of the ponds. The ponds available in RFAD are characteristic of areas near streams in *terra firme* forest and are important resources for amphibians. We calculated differences in tadpole species composition among and within rainy seasons, the rate of change of predator species composition, and tadpole abundance and pond area from the sample X to X + 1 successively, using Euclidean distances. This measurement was used to evaluate differences in tadpole distributions between rainy seasons and in relation to the rate of change of the abiotic (pond area) and biotic (predators) factors with rate of changes in tadpole distribution. The temporal variability and stability of tadpole communities differed within the period sampled. The tadpole community of the first period (2002/2003) underwent a directional change, probably caused by predation pressure and changes in the reproductive phenology of some species. The second period (2003/2004) presented a non-linear pattern (light tendency of directional change in the initial samples tending towards a convergence in the final samples) possibly caused by climatic conditions that may increase temporary heterogeneity in some dynamic systems, such as water bodies. In the third period (2004/2005) we found a stochastic pattern, in spite of the overall tendency towards directional change. The global tadpole community analysis showed a subtle pattern of

directional change, with stochastic effects in population fluctuations. The rate of change in tadpole species composition was correlated with the rate of change of predator species composition between the first and third periods sampled. Changes in the distribution of tadpole predators have been demonstrated in several studies. The pattern of co-occurrence of the tadpole species, considering the structure of the plots, was deterministic. Stream width influenced the largest community pattern, due to a large number of species being correlated with larger ponds that generally form beside large streams. In ponds, tadpole species composition based on presence-absence data was influenced by pond area. Species as *Phyllomedusa bicolor*, *P. vaillanti* and *Hypsiboas geographicus* survive in large ponds and with a hydroperiod longer than five months. Tadpole species composition and abundance data didn't differ among the drainage basins (meso-scale). However, the species composition was different among micro-drainage basins (micro-scale), indicating that species can respond individually to habitat or pluviometric regime and tend to reproduce in sites with certain abiotic attributes. In RFAD, the abiotic factors function as a filter influencing tadpole communities. However, a more general vision about the factors that influence tadpole distribution in streamside ponds is necessary to evaluate the distribution of adults and predators inside ponds and plots, because strong negative relationships exist between fish species richness and proximity of ponds to a stream. Simultaneous, long-term studies at different scales are necessary to understand the processes that operate in the macro (landscape), meso (regional) and micro-scale (local) and, consequently, to understand species' distributions.

INTRODUÇÃO GERAL

O foco central da ecologia de comunidades é entender os fatores que organizam as comunidades animal e vegetal (Begon *et al.*, 1996; Spencer *et al.*, 2002; Urban, 2004). A estrutura e dinâmica das comunidades podem ser determinadas por fatores determinísticos, como predação e/ou características ambientais locais (Heyer *et al.*, 1975; Gascon, 1995) ou ao acaso (Gotelli, 2000; Hubbell, 2001). Não existe ainda consenso sobre a importância relativa dos fatores determinísticos e estocásticos (Ernst & Röedl, 2005), embora vários estudos tenham demonstrado forte influência dos fatores ambientais (estrutura da paisagem, tipo de solo) e/ou bióticos (predação) na distribuição dos organismos (Heyer *et al.*, 1975; Hero *et al.*, 1998; 2001; Gascon, 1995; Costa *et al.*, 2005; Mendonça *et al.*, 2005; Pazin *et al.*, 2006).

Comunidades de girinos têm provado ser um modelo útil na tentativa de descobrir os fatores que influenciam a distribuição de espécies em diferentes corpos d'água (Gascon, 1989; 1990; 1991b; 1992 a,b; 1995; Hero, 1990; Magnusson & Hero, 1991; Wilbur, 1997; Hero *et al.*, 1998; 2001; Azevedo-Ramos *et al.*, 1992; 1999; Azevedo-Ramos & Magnusson, 1999) e, na elaboração de conceitos ou modelos gerais sobre os fatores que influenciam as comunidades, principalmente as aquáticas (Wilbur, 1997; Hero *et al.*, 1998; 2001).

Devido a grande discrepância existente sobre a importância dos fatores abióticos e bióticos na distribuição das espécies de anfíbios no estágio larval (Heyer *et al.*, 1975; Magnusson & Hero, 1991; Gascon, 1992a; Wilbur, 1997; Hero *et al.*, 1998; 2001; Azevedo-Ramos & Magnusson, 1999; Azevedo-Ramos *et al.*, 1999; Eterovick & Sazima, 2000), questiona-se a importância destes fatores como principais vetores na organização das comunidades de anfíbios, bem como seu grau de influência (Southwood, 1987; Zimmerman & Bierregaard, 1986; Gascon, 1991b; Wilbur, 1997; Hero *et al.*, 1998; 2001; Peltzer & Lajmanovich, 2004).

Fatores bióticos como competição (Schoener 1983; Sih *et al.*, 1985; Wilbur, 1987; Morin & Johnson, 1988; Barnett & Richardson, 2002), escolha do local de oviposição pelos adultos (Petranka, 1983; Magnusson & Hero, 1991; Kats & Sih, 1992; Evans *et al.*, 1996) e predação (Heyer *et al.*, 1975; Gascon, 1995; Hero *et al.*, 1998; 2001; Azevedo-Ramos & Magnusson, 1999; Azevedo-Ramos *et al.*, 1999) têm sido considerados como os principais fatores influenciando a distribuição dos girinos. Porém, fatores abióticos como a físico-química da água (Countant *et al.*, 1979; Rome *et al.*, 1992; Moore & Townsend, Jr., 1998; Broomhall, 2002), isolamento, hidroperíodo e tamanho dos corpos d'água (Morey, 1996; Rossa-Feres & Jim, 1996; Alford, 1999; Marsh *et al.*, 1999; Eterovick & Sazima, 2000; Parris, 2001; Eterovick & Fernandes, 2002; Monkany & Shine, 2002), frequência de inundação das poças (Peltzer & Lajmanovich, 2004), disponibilidade de habitats reprodutivos (Zimmerman & Bierregaard, 1986), abertura de dossel (Werner & Glennemeir, 1999; Hazell *et al.*, 2001; Halverson *et al.*, 2003) e estrutura da paisagem em micro (Hecnar & M'closkey, 1996; Doan & Arriaga, 2002; Urban, 2004) e macro-escala (Inger & Voris, 1993; Hecnar & M'closkey, 1996;) também foram propostos como estruturadores destas comunidades.

Embora se tenham realizados vários estudos sobre a distribuição de larvas de anuros na Amazônia central (Hero, 1991, Hero *et al.*, 1998: 2001; Magnusson & Hero, 1991; Gascon, 1989, 1992; Azevedo-Ramos *et al.*, 1999; Azevedo-Ramos & Magnusson, 1999), um estudo sobre a disponibilidade de poças para a reprodução das espécies cujo estágio larval é aquático ainda não foi realizado. Portanto, no primeiro capítulo, avaliei a disponibilidade de corpos d'água para a distribuição das espécies de girinos e sobre diferenças quanto à composição de espécies entre poças isoladas e próximas a córregos na RFAD.

A estrutura das comunidades de girinos pode ser determinística, com os predadores exercendo fortes efeitos sobre ela (Heyer *et al.*, 1975; Gascon, 1995; Hero *et al.*, 2001) ou pode ocorrer ao acaso (Gotelli, 2000; Hubbell, 2001). Gascon (1991) sugeriu que a

distribuição das espécies de girinos depende do estágio adulto que funciona como um componente estocástico. Deste modo, no segundo capítulo avaliei se existe diferença na composição de espécies de girinos entre e dentro de cada período de amostragem e, se mudanças na composição de espécies de predadores de girinos e na área da poça estão relacionadas com mudanças na composição de espécies de girinos.

O ambiente pode funcionar como um filtro restringindo as espécies para determinados locais (Belyea & Lancaster, 1999). Pazin *et al.* (2006) constatou que as diferenças estruturais da paisagem como, abertura do dossel e as características das poças como área e hidroperíodo influenciaram a distribuição das assembléias de peixes em poças temporárias próximas aos córregos. Eventos históricos, como diferenças de relevo, tipo de solo, estruturas das bacias e micro-bacias de drenagem também podem influenciar a distribuição das espécies animais (por ex. Mendonça *et al.*, 2005) como vegetais (Costa *et al.*, 2005). Estudos recentes na Reserva Florestal Adolpho Ducke (RFAD) avaliando os efeitos das duas principais bacias de drenagem sobre a composição de espécies mostraram distinta fauna de peixes (Mendonça *et al.*, 2005), assembléias de arbustos de sub-bosques do gênero *Psychotria* (Kinupp & Magnusson, 2005) e plantas herbáceas (Costa *et al.*, 2005). Efeitos de micro-bacias sobre a composição de espécies de ervas (Drucker, 2005) também foram registrados. Assim, no terceiro capítulo, avaliei a influência dos fatores abióticos, bióticos e históricos na organização da comunidade de girinos de poças próximas a córregos.

Capítulo I. Disponibilidade de ambiente reprodutivo e composição de comunidades de girinos em poças isoladas e próximas a córregos na Amazônia Central.

1. Introdução

Anuros são especialmente dependentes de água ou umidade atmosférica para a reprodução (Aichinger, 1987; Haddad & Prado, 2005; Prado *et al.*, 2005). Devido à alta umidade, as florestas tropicais possuem um grande número de espécies de anuros (Duellman, 1999) e uma alta diversidade de modos reprodutivos (Hödl, 1990; Duellman & Trueb, 1994; Haddad & Prado, 2005). Espécies cuja a reprodução envolve o desenvolvimento das larvas na água (modo ancestral; Hödl, 1990) são dependentes de corpos d'água e possuem distribuições mais restritas, vivendo principalmente em áreas ripárias ou em volta de corpos d'água isolados. As espécies que possuem os estágios larvais independente de água para completar o seu desenvolvimento, foram as mais abundantes e encontraram-se distribuídas em toda a reserva (Menin, 2005). As características reprodutivas promovem uma distribuição distinta das espécies de anuros no ambiente (Duellman, 1999). Apesar de a grande maioria das espécies de anuros reproduzir na estação chuvosa (Crump, 1974; Aichinger, 1987; Rodrigues *et al.*, 2005; Prado *et al.*, 2005), os habitats reprodutivos utilizados neste período são distintos (*e.g.* Wells, 1977; Haddad *et al.*, 1990; Prado *et al.*, 2005; Rodrigues *et al.*, 2005).

A disponibilidade de habitats apropriados para o desenvolvimento de larvas é um dos principais fatores afetando a distribuição das espécies de anuros (Zimmerman & Bierregaard, 1986; Griffiths, 1997). Os anuros com larvas aquáticas podem utilizar poças isoladas ou próximas a córregos (Gascon, 1991; Magnusson & Hero, 1991; Hero *et al.*, 2001), córregos (Gascon, 1991; Hero 1990), lagos ou lagoas (Paton & Crouch III, 2002), campo inundado (*e.g.* Rodrigues *et al.*, 2003; 2004; 2005), fitotelmatas (Jungfer & Schiesari, 1995; Schiesari *et*

al., 2003) ou cavidade de árvores (Schiesari *et al.*, 2003) para o desenvolvimento de suas larvas.

Gascon (1991; 1992ab; 1995), estudando as comunidades de girinos, e Zimmerman & Simberloff (1996), as comunidades de anuros adultos na área do Projeto de Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF) na Amazônia central, relataram que a maioria das espécies se desenvolveu e reproduziu em poças isoladas que são distantes de córregos e que não sofrem influência de inundação. Estes autores não estimaram a disponibilidade de poças isoladas na área, embora tenham sugerido que a proporção de poças isoladas seja maior do que poças próximas a córregos. Por outro lado, Hero (1990) e Hero *et al.* (1998; 2001), estudando as comunidades de girinos na micro-bacia do Acará na Reserva Florestal Adolpho Ducke (RFAD), distante cerca de 70 km ao sul do PDBFF, observaram que a maioria dos adultos e girinos utilizaram poças próximas a córregos. Os autores relataram que as poças isoladas naturais eram raras e que 50 % delas foram causadas por ação antrópica.

Grande diferença na composição de espécies de girinos entre poças isoladas e poças próximas a córregos também foi observada por Hero (1990) e Hero *et al.* (2001). Entretanto, existe uma limitação nestes estudos, pois a composição de espécies de girinos foi estudada em uma única poça isolada de origem natural. Porém, Zimmerman & Simberloff (1996) ao verificarem a distribuição de anuros adultos no PDBFF, concluíram que a composição de espécies muda discretamente entre os extremos dos dois tipos de poças.

Os estudos de Gascon (1991; 1995) e Hero (1998; 2001) mostraram que os agentes estruturadores de comunidades de girinos diferiram conforme o isolamento das poças, sendo os invertebrados os principais agentes estruturadores em poças isoladas e os peixes em poças próximas aos córregos. Estes estudos não avaliaram a diferença na composição de espécies de girinos entre estes habitats reprodutivos. Além disso, não foi determinado a disponibilidade de ambos tipos de habitats na região, não cobrindo uma área suficientemente grande para medir a

variação na distribuição de poças em áreas de florestas de terra-firme na região de Manaus. Este estudo teve como objetivo suprir a lacuna existente na literatura entre as relações entre a composição de espécies de girinos em poças isoladas e poças próximas a córregos e a disponibilidade desses ambientes em uma meso-escala espacial.

2. Material e métodos

2.1. Área de Estudo

O estudo foi realizado na RFAD (02°55'S, 59°59'W), pertencente ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA) e localizada a 25 km ao norte da cidade de Manaus (Fig. 1). A RFAD compreende uma área de 10.000 ha (10 x 10 km) de floresta pouco perturbada, sendo classificada como tropical úmida de terra firme, uma vez que não é inundada pela cheia dos rios (Guillaumet, 1987). A RFAD está inserida no Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD-Brasil) e Programa de Pesquisas em Biodiversidade (PPBIO/INPA-MCT).

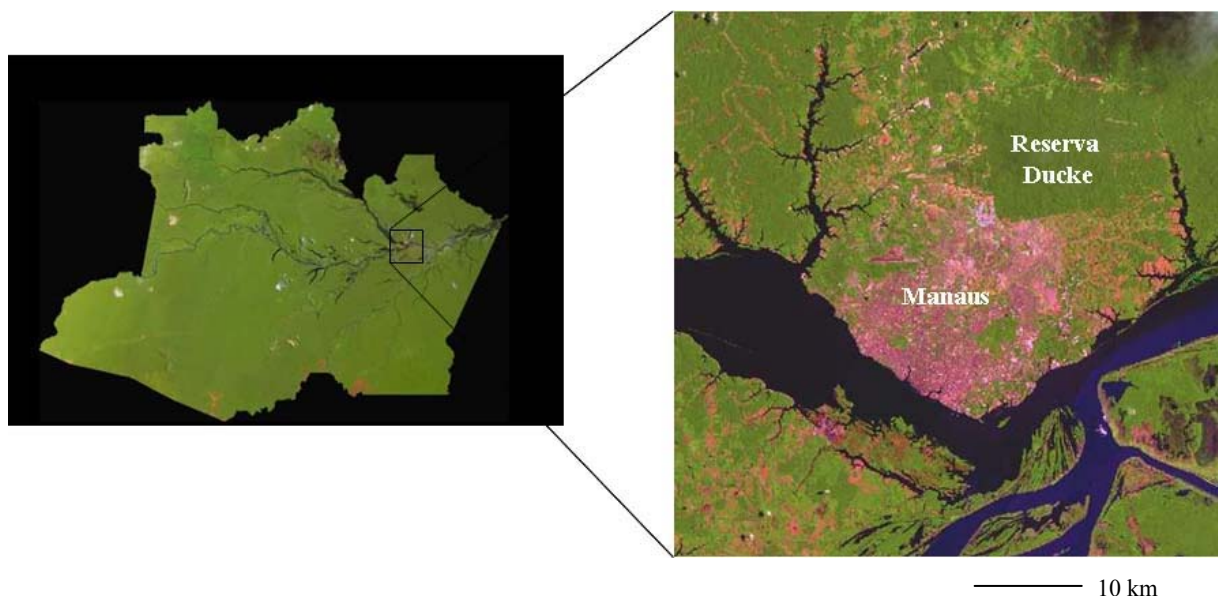


Figura 1: Estado do Amazonas, com a localização da Reserva Florestal Adolpho Ducke na porção norte da cidade de Manaus, AM. (Fonte: Miranda, E.E.; Coutinho, A.C. (coord.). 2004. Brasil Visto do Espaço. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite. Disponível em <<http://www.cdbrasil.cnpm.embrapa.br>>).

O clima da região é equatorial úmido, com temperatura média de 26° C e a precipitação anual média de 2362 (\pm 400 mm), com a estação chuvosa ocorrendo de novembro a maio (sendo março e abril os meses mais chuvosos) e a estação seca entre junho e outubro (Marques Filho *et al.*, 1981). Poças isoladas são formadas em áreas mais planas e distantes de córregos, sendo o tempo de duração destas dependentes do tipo de solo e volume de chuvas no período. Poças temporárias se formam nos baixios próximos aos córregos e podem reter água por poucos dias a vários meses (Hodnett *et al.*, 1997; Pazin *et al.* 2006).

Até o presente momento foram registradas 50 espécies de anuros na RFAD (Tabela 1). Destas, 11 espécies ocorrem nas bordas e áreas abertas da reserva e as 39 espécies restantes ocorrem no interior da floresta. Das 39 espécies que ocorrem no interior da floresta, somente 22 espécies possuem o desenvolvimento dos girinos exclusivamente em poças, quatro espécies desenvolvem em córregos, uma espécie reproduz em fitotelmata (bromélias), uma em cavidades em troncos de árvores, 10 espécies possuem o desenvolvimento dos girinos independente de corpos d'água e *Leptodactylus lineatus* vocaliza no interior de formigueiros, mas o local de desenvolvimento dos girinos é desconhecido (Tabela 1; Lima *et al.*, 2006).

2.2. Estimativas de disponibilidade de poças isoladas e poças próximas a córregos na RFAD

Na RFAD foi delimitado um sistema de trilhas cobrindo 64 km², formando uma grade de 18 trilhas, sendo nove trilhas de 8 km no sentido norte-sul e nove de 8 km no sentido leste-oeste (Fig. 2). Foram determinadas duas categorias de poças: isoladas (I) e próximas a córregos (C). Foram consideradas poças isoladas, aquelas que estavam a uma distância maior que 150 metros dos córregos e as poças próximas a córregos as que se encontravam até 100 metros de distância do córrego. As medidas de distância foram tomadas a partir da margem do córrego até a margem da poça com uso de trena. Para estimar a disponibilidade das duas categorias de poças foi amostrada uma faixa de 30 m de largura por 8 km de comprimento de cada uma das 18 trilhas, totalizando 432 ha.

A coleta de dados para a disponibilidade de poças ocorreu no período de março a maio nos anos de 2003, 2004 e 2005, período de maior pluviosidade e estabilidade das poças. Para cada poça encontrada foi registrada a ocorrência das espécies de girinos e a área da poça.

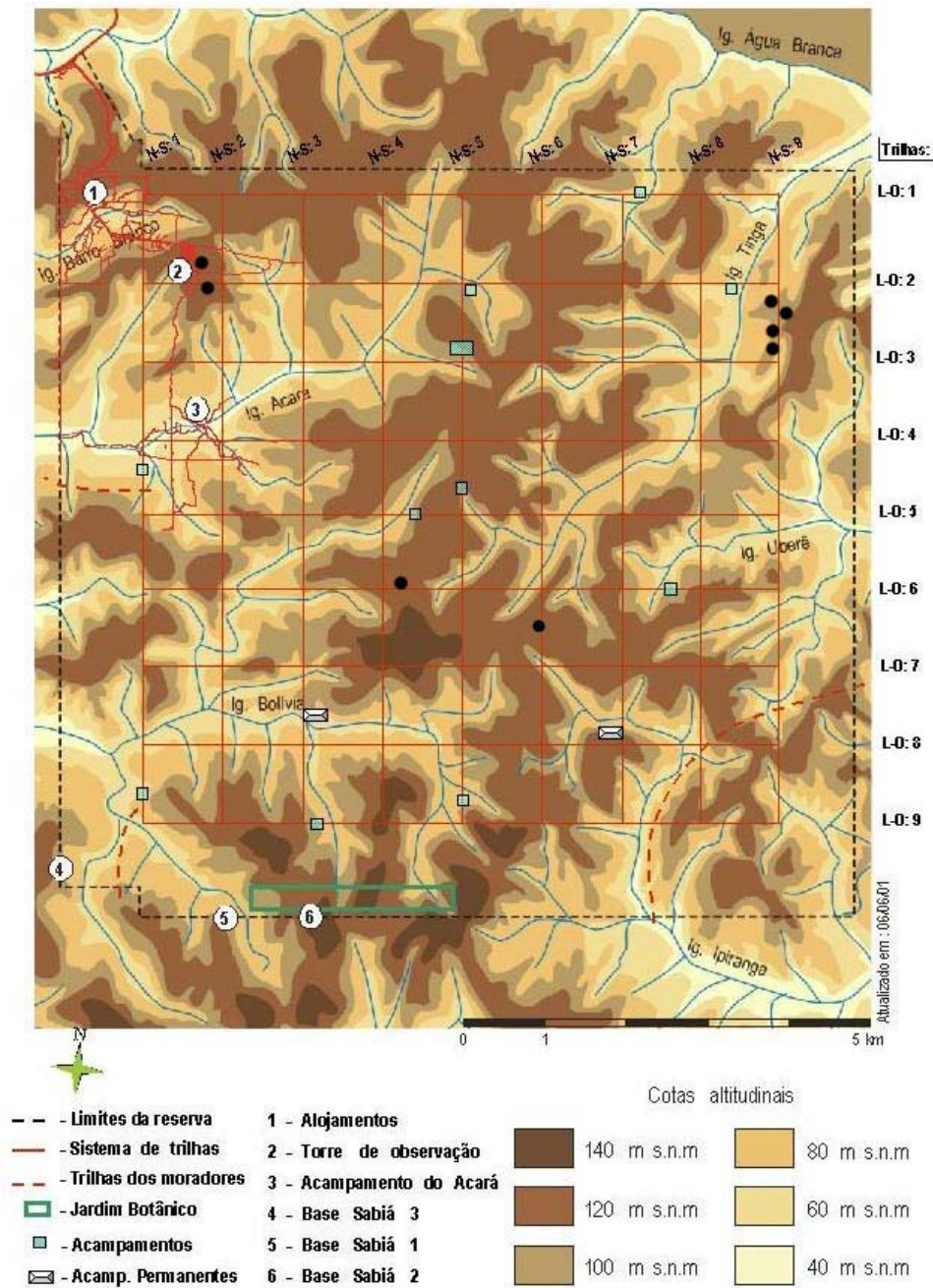


Figura 2. Mapa topográfico e hidrográfico da Reserva Florestal Adolpho Ducke com a disposição do sistema de trilhas (nove trilhas de 8 km no sentido norte-sul e nove no sentido leste-oeste). Os círculos negros representam as poças isoladas. As linhas vermelhas da grade representam as trilhas amostradas.

2.3. Coleta e composição de espécies de girinos entre poças isoladas e próximas a córregos na RFAD

Os girinos foram coletados nas poças próximas aos córregos no período de novembro a maio e nas poças isoladas de janeiro a maio com a utilização de uma peneira e puçá, fazendo varredura em toda a extensão da poça (Gascon, 1991; Shaffer *et al.*, 1994), inclusive entre o folhiço e o substrato de fundo, no período diurno, com duração de 20 a 45 minutos por poça. Durante a coleta, os girinos foram colocados em baldes com água, para se ter uma maior precisão do número de espécimes e diminuir o stress de manipulação. Após este procedimento, todos os indivíduos foram devolvidos à poça, exceto alguns exemplares das espécies cuja identificação não foi possível em campo. Os girinos foram identificados com a chave de identificação de Hero (1990).

Para a análise comparativa da composição de espécies entre os dois tipos de poças, apenas os dados de 2005 foram usados. Em 2003 e 2004, devido ao grande volume de trabalho com as poças das margens dos córregos, as amostragens nas poças isoladas foram realizadas pelos ajudantes de campo e, portanto, houve algumas dúvidas na determinação das espécies. As poças isoladas foram maiores que 50 m² e, devido ao grande tamanho destas a abundância das espécies não foi estimada e apenas os dados de presença/ausência foram usados. Ambos os tipos de poças foram distribuídos em todas as bacias da RFAD.

Por ter encontrado uma maior disponibilidade de poças próximas a córregos (98) em relação a poças isoladas (cinco) em 2005, já seria esperado uma diferença na composição de espécies de girinos entre as duas categorias. Portanto, para controlar o possível efeito da diferença do N amostral, foram incluídas na análise três poças isoladas encontradas dentro da grade, mas fora da unidade amostral (8 km x 30 m) e sorteadas oito das 98 poças próximas a córregos para realizar as comparações. A análise foi repetida utilizando outras oito das 98

poças para avaliar a consistência dos resultados. Contudo, as poças próximas a córregos sorteadas nos dois sorteios foram localizadas em todas as bacias de drenagem da RFAD.

2.4. Análise estatística

A dimensionalidade dos dados de composição das comunidades de girinos foi reduzida por análises multivariadas. A ordenação foi realizada com a Análise das Coordenadas Principais (PCoA) para obter linearidade e ortogonalidade dos eixos de ordenação, requisitos das análises multivariadas (Anderson & Willis, 2003). A ordenação foi feita usando os dados de presença/ausência das espécies de girinos em poças isoladas e poças próximas aos córregos. A matriz de associação usada na PCoA foi construída usando a distância de Bray-Curtis (Belbin, 1992). A MANOVA foi utilizada para testar a existência de diferenças na composição de espécies de girinos entre as duas categorias de poças, utilizando-se os escores dos dois eixos da ordenação que capturaram maior variação. As análises estatísticas foram realizadas no programa Systat 8.0 (Wilkinson, 1998) e a ordenação no programa PATN (Belbin, 1992).

3. Resultados

Dezenove das 22 espécies de anuros da RFAD que reproduzem em poças foram registradas durante o estudo. As espécies registradas foram *Ceratophrys cornuta*, *Chiasmocleis hudsoni*, *C. shudikarensis*, *Dendrophryniscus minutus*, *Dendropsophus* cf. *brevifrons*, *Allobates* sp., *A. femoralis*, *Hypsiboas cinereascens*, *H. geographicus*, *Leptodactylus knudseni*, *L. mystaceus*, *L. rhodomystax*, *L. riveroi*, *Phyllomedusa bicolor*, *P. tarsiis*, *P. tomopterna*, *P. vaillanti*, *Osteocephalus taurinus* e *Rhinella proboscídea* (Tabela 1).

3.1. Estimativa de disponibilidade de poças isoladas e próximas a córregos na RFAD

Houve um aumento no número de poças ao longo dos três anos de amostragens. Em ambos os anos de amostragem as poças próximas aos córregos foram mais numerosas que as poças isoladas (Tabela 2).

3.2. Composição de espécies de girinos em poças isoladas e próximas a córregos na RFAD

A ordenação baseada em dados qualitativos das comunidades de girinos nas oito poças isoladas e oito próximas a córregos capturou 72 % no primeiro conjunto de poças sorteadas e 71 % no segundo conjunto de poças sorteadas, da variação nas distâncias das poças em duas dimensões. A composição de espécies de girinos nas comunidades diferiu entre poças isoladas e poças próximas a córregos no primeiro (*Pillai Trace* = 0,9416; $F_{2,13} = 104,76$; $P > 0,001$) e no segundo sorteio (*Pillai Trace* = 0,9444; $F_{2,13} = 110,35$; $P > 0,001$). Foram registradas 19 espécies de girinos. Poças isoladas possuem uma composição de espécies de girinos diferente da composição de espécies em poças próximas a córregos (Fig. 3). As espécies *L. knudseni*, *L. mystaceus*, *Chiasmocleis shudikarensis*, *Ceratophrys cornuta*, *Phyllomedusa tomopterna* e *P. tarsi* foram encontradas apenas em poças isoladas, enquanto *L. rhodomystax*, *L. riveroi*, *Dendrophyniscus minutus*, *Dendropsophus* cf. *brevifrons*, *Hypsiboas cinereascens*, *H. geographicus*, *Phyllomedusa bicolor*, *P. vaillanti* e *Rhinella proboscidea* foram encontradas apenas em poças ao lado de córregos. *Osteocephalus taurinus*, *Allobates* sp., *Allobates femoralis* e *Chiasmocleis hudsoni* foram encontrados em ambos os tipos de poças.

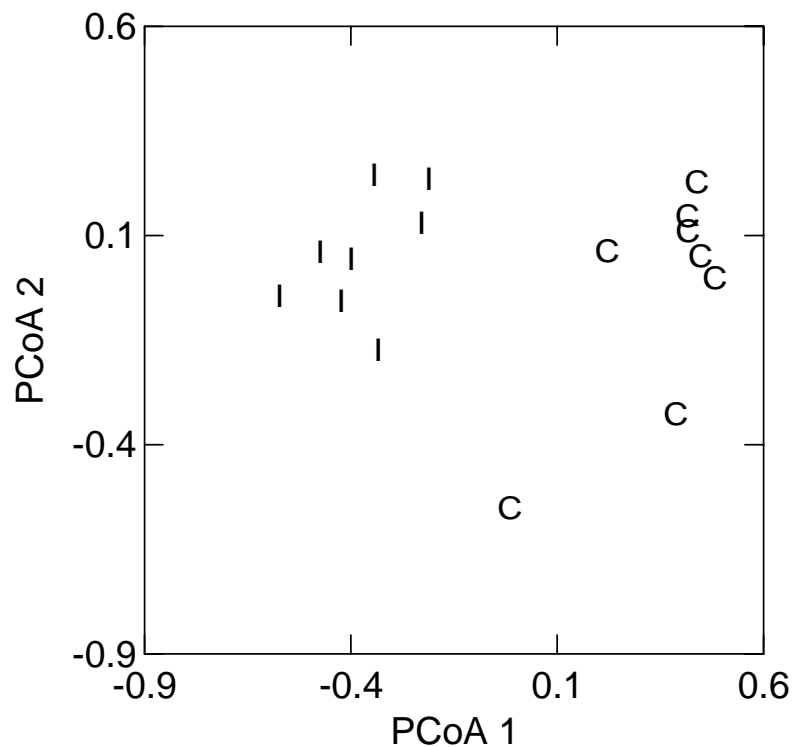


Figura 3. Composição de espécies de girinos com base em dados qualitativos, resumida pela análise de coordenadas principais (PCoA) na RFAD. I = poças isoladas e C = poças ao lado de córregos.

4. Discussão

Os locais de reprodução e desenvolvimento larval encontrados neste estudo são semelhantes aos descritos por Hero (1990), Hero *et al.* (2001) e Lima *et al.* (2006) na RFAD. *Leptodactylus knudseni* e *Phyllomedusa tarsius* reproduziram em poças isoladas, mas os girinos destas duas espécies foram encontrados em poças próximas a córregos uma única vez por Hero (1990) na RFAD e por Gascon (1991) no PDBFF. Nos três anos deste estudo, e no estudo de Lima *et al.* (2006), as espécies de *P. tarsius* e *L. knudseni* foram encontradas reproduzindo apenas em poças isoladas, indicando que o encontro de indivíduos destas espécies reproduzindo em locais próximos a córregos pode ser casual.

4.1. Estimativa de disponibilidade de poças isoladas e próximas a córregos na RFAD

A grande maioria das poças (95%) encontradas no sistema de trilhas da RFAD estava próxima aos córregos. Este padrão é semelhante ao da micro-bacia do Acará (uma das cinco micro-bacias da RFAD) onde foram realizados os estudos de Hero (1990; 1991) e Hero *et al.* (2001). Por outro lado, Gascon (1991; 1992a) encontrou padrão distinto na área do PDBFF, no qual o número de poças isoladas (22) foi maior que as poças próximas a córregos (13). A área do PDBFF diferencia-se da RFAD por possuir maior extensão das áreas altas e planas (platôs) e quase inexistência de córregos de terceira ordem (Zimmerman & Bogart, 1988; Zimmerman, 1991; Gascon, 1991; 1992a; Zimmerman & Simberloff, 1996), combinação ideal para a formação de poças isoladas (Arnaldo Carneiro com. pess.). Infelizmente, as comparações da disponibilidade das duas categorias de poças nas duas áreas são grosseiras, pois não existe um delineamento padronizado para ambas as áreas.

O padrão de distribuição de poças semelhante ao da RFAD pode ser encontrado em áreas de floresta de terra-firme mais acidentadas com a presença de córregos de segunda e terceira ordem, principalmente nas bordas nordeste e sudeste da Amazônia Central. Apesar do padrão encontrado no PDBFF ser em floresta de terra-firme, áreas com grande disponibilidade de poças isoladas são frequentemente encontradas em regiões de terras baixas sujeitas às inundações dos grandes rios (R. S. Arruda e A. P. Lima com. pess.). Realização de estudos mais abrangentes sobre a disponibilidade de habitats reprodutivos e composição de espécies em diferentes regiões é necessário para entender os fatores estruturadores das comunidades de anuros.

4.2. Composição de espécies de girinos em poças isoladas e próximas a córregos na RFAD

Seis espécies foram encontradas exclusivamente em poças isoladas (*L. knudseni*, *L. mystaceus*, *C. shudikarensis*, *C. cornuta*, *P. tomopterna* e *P. tarsius*). No entanto, os locais onde foram encontradas estas espécies são raros na RFAD. Estas poças isoladas podem ser

permanentes, semi-permanentes (águas barrentas) ou efêmeras (águas transparentes) (Zimmerman & Bogart, 1988). *Phyllomedusa tarsius*, *P. tomopterna*, *L. knudseni* e *L. mystaceus* reproduziram em poças isoladas temporárias ou permanentes, com água transparente ou barrenta. Por outro lado, *Chiasmocleis shudikarensis* e *C. cornuta* foram encontrados reproduzindo-se exclusivamente em poças isoladas de água transparente e de curta duração, tanto no PDBFF (Gascon, 1991; Zimmerman & Bogart, 1988) quanto na RFAD (D. J. Rodrigues obs. Pess.). As características físico-químicas da água pode ter influenciado a reprodução de *Chiasmocleis shudikarensis* e *C. cornuta* em poças isoladas. Hero (1991) encontrou influência do pH sobre a distribuição de girinos tanto em poças próximas aos córregos quanto poças isoladas. No entanto, Gascon (1991) encontrou um fraco efeito das características físico-químicas da água sobre a distribuição das espécies de girinos na área do PDBFF.

Os fatores ou mecanismos que estruturam as comunidades de girinos são distintos entre poças isoladas e poças próximas a córregos (Gascon, 1991; Hero *et al.*, 2001). As comunidades de poças isoladas, por estarem distantes dos córregos, podem ser estruturadas principalmente pela predação por larvas de odonatas e girinos coespecíficos (Gascon, 1992a; D. J. Rodrigues obs. pess.), dípteros (atacam as desovas de *P. bicolor*, *P. tarsius*, *P. tomopterna* e *L. knudseni*.; Neckel-Oliveira & Wachlewski, 2004; D. J. Rodrigues obs. pess.), escolha do local de oviposição pelos adultos (Gascon, 1991) ou distribuição dos adultos (Menin, 2005). No sistema de poças próximas a córregos na RFAD, os peixes são os principais estruturadores da comunidade (Hero *et al.*, 1998; 2001), mas girinos coespecíficos (por ex. *L. rhodomystax*), besouros das famílias Dytiscidae e Hydrophilidae, baratas d'água da família Belostomatidae e larvas de Odonata também podem contribuir para esta organização (Hero *et al.*, 2001; Williams, 2006). A maioria das espécies encontradas neste sistema possui desenvolvimento larval rápido (aproximadamente 1,5 mês), e por haver menor

variação nas características físico-químicas da água comparadas às poças isoladas (veja Hero, 1991; D. J. Rodrigues obs. pess.), as espécies de girinos sofrem pouca ou nenhuma influência destes fatores sobre sua distribuição. Fatores abióticos, como área da poça (Capítulo 3) estão entre os principais fatores estruturadores desta comunidade. Espécies como *Chiasmocleis hudsoni* e *Osteocephalus taurinus* aparentemente possuem maior tolerância fisiológica e reproduzem tanto em poças isoladas quanto em poças próximas a córregos (Lima *et al.*, 2006). O grande tamanho da desova de *O. taurinus* (> 2000 ovos) e o desenvolvimento larval inicial dentro do ovo e fora d'água dos girinos de *C. hudsoni* (D. J. Rodrigues em preparação) podem facilitar a permanência em determinados locais, mesmo com grande abundância de predadores.

A disponibilidade de poças encontradas na RFAD é característica de áreas próximas a córregos em floresta de terra-firme, sendo uma importante fonte de recurso para uma anurofauna com alta diversidade. No entanto, a existência das poças isoladas, embora em menor número que as poças próximas aos córregos permite a ocorrência de espécies que utiliza apenas este tipo de hábitat para a reprodução contribuindo para a alta diversidade de anuros da reserva. O resultado de disponibilidade de poças e composição de espécies (espécies restritas a alguns sítios reprodutivos) entre poças isoladas e próximas a córregos encontrados neste estudo pode ser generalizado para áreas de floresta de terra-firme na Amazônia central com características semelhantes à da RFAD. Por outro lado, regiões de terras baixas (Paleovárzeas) possuem a distribuição e disponibilidade de poças totalmente diferentes das encontradas na RFAD. Devido ao processo de formação de poças ser mais evidente nas proximidades de córregos, a disponibilidade de poças pode ter uma forte associação com a forma do micro-relevo (Wilkins & Petersons, 2000) e rede hidrográfica local (Belyea & Lancaster, 2002). Na Amazônia central, os estudos sobre micro-relevo foram efetuados em micro-escala (Arnaldo Carneiro, com. pess.) e a realização de estudos em

macro-escala poderia auxiliar na caracterização dos ambientes propícios à formação de poças. Contudo, uma avaliação da composição de espécies em outras localidades na Amazônia Central, juntamente com a avaliação dos fatores organizadores destas comunidades, contribuiria para uma visão mais generalizada sobre a disponibilidade de habitats reprodutivos para anfíbios e organização de comunidades aquáticas, principalmente de girinos na Amazônia central.

Conclusões:

1. O número de poças isoladas é muito menor que as poças próximas aos córregos na RFAD, e esta diferença entre os tipos de poças quando comparada a RFAD com o PDBFF pode estar relacionada ao tipo de relevo. 2. A composição de espécies de girinos entre os dois tipos de poças foi distinta, sendo a presença de ambos os tipos de poças importante para a manutenção da comunidade de anuros dependentes de corpo d'água na RFAD.

Tabela 1. Hábitat do adulto, hábitat das larvas de anuros da Reserva Florestal Adolpho Ducke, Manaus, AM. Negrito = Espécies encontradas neste estudo. C = Espécies que ocorrem em poças próximas a córregos em floresta e I = poças isoladas em floresta.

Família/Espécie	Habitat do adulto	Hábitat da larva
Aromobatidae		
<i>Anomaloglossus stepheni</i>	Floresta	Folhiço
<i>Allobates</i> sp.	Floresta	Poças temporárias (C e I)
<i>Allobates femoralis</i>	Floresta e bordas	Poças temporárias (C e I)
Brachycephalidae		
<i>Eleutherodactylus fenestratus</i>	Floresta e bordas	Folhiço
<i>Eleutherodactylus ockendeni</i>	Floresta	Folhiço
<i>Eleutherodactylus zimmermanae</i>	Floresta	Folhiço
Bufonidae		
<i>Atelopus spumarius</i>	Floresta	Córregos
<i>Chaunus granulatus*</i>	Áreas abertas	Poças temporárias (C)
<i>Chaunus marinus</i>	Áreas abertas e floresta	poças (C) e córregos em áreas abertas
<i>Rhinella proboscidea</i>	Floresta	Poças temporárias (C)
<i>Dendrophryniscus minutus</i>	Floresta	Poças temporárias (C)
Centrolenidae		
<i>Cochranella oyampiensis</i>	Floresta	Córregos
Ceratophryidae		
<i>Ceratophrys cornuta</i>	Floresta	Poças temporárias (I)
Hylidae		
<i>Dendropsophus</i> cf. <i>brevifrons</i>	Floresta	Poças temporárias (C)
<i>Dendropsophus minutus*</i>	Áreas abertas e bordas	Poças temporárias (I)
<i>Hypsiboas boans</i>	Floresta e bordas	Córregos e poças temporárias (C)
<i>Hypsiboas geographicus</i>	Floresta e bordas	Córregos e poças temporárias (C)
<i>Hypsiboas cinereascens</i>	Floresta e bordas	Poças temporárias (C)
<i>Hypsiboas lanciformis</i> *	Áreas abertas e bordas	Córregos, poças e lagoas temporárias e permanentes
<i>Osteocephalus buckleyi</i>	Floresta	Córregos
<i>Osteocephalus oophagus</i>	Floresta	Fitotelmatas
<i>Osteocephalus taurinus</i>	Floresta	Poças temporárias (C e I)
<i>Phyllomedusa bicolor</i>	Floresta	Poças temporárias (C e I)
<i>Phyllomedusa tarsius</i>	Floresta	Poças temporárias (I)
<i>Phyllomedusa tomopterna</i>	Floresta	Poças temporárias (I)
<i>Phyllomedusa vaillanti</i>	Floresta	Poças temporárias (C) e córregos
<i>Scinax boesemani*</i>	Áreas abertas e bordas	Poças temporárias (I e C)
<i>Scinax garbei*</i>	Áreas abertas e bordas	Poças temporárias (I e C)
<i>Scinax ruber*</i>	Áreas abertas e bordas	Poças temporárias (I e C)

Continuação da tabela 1.

Família/Espécie	Habitat	Desenvolvimento larval
Hylidae		
<i>Trachycephalus resinifictrix</i>	Floresta	Cavidades de árvores
Leptodactylidae		
<i>Leptodactylus andreae</i>	Floresta	Câmaras subterrâneas
<i>Leptodactylus hylaedactylus</i> *	Áreas abertas e bordas	Câmaras subterrâneas
<i>Leptodactylus fuscus</i> *	Áreas abertas e bordas	Câmaras subterrâneas e poças temporárias (C e I)
<i>Leptodactylus knudseni</i>	Floresta e bordas	Poças temporárias (I)
<i>Leptodactylus longirostris</i> *	Áreas abertas e bordas	Câmaras subterrâneas e poças temporárias (C e I)
<i>Leptodactylus mystaceus</i>	Floresta	Câmaras subterrâneas e poças temporárias (C e I)
<i>Leptodactylus pentadactylus</i>	Floresta	Cavidade no solo
<i>Leptodactylus petersii</i>	Floresta	Poças temporárias (C e I)
<i>Leptodactylus rhodomystax</i>	Floresta	Poças temporárias (C)
<i>Leptodactylus riveroi</i>	Floresta	Córregos e poças temporárias (C)
<i>Leptodactylus stenodema</i>	Floresta	Cavidade no solo
<i>Leptodactylus lineatus</i>	Floresta	Poças temporárias? ou dentro de formigueiros
Microhylidae		
<i>Chiasmocleis hudsoni</i>	Floresta	Poças temporárias (C e I)
<i>Chiasmocleis shudikarensis</i>	Floresta	Poças temporárias (I)
<i>Ctenophryne geayi</i> *	Floresta e bordas	Poças
<i>Elachistocleis bicolor</i> *	Áreas abertas e bordas	Poças temporárias (I)
<i>Synapturanus mirandaribeiroi</i>	Floresta	Ninho abaixo da camada de liteira
<i>Synapturanus salseri</i>	Floresta	Ninho abaixo da camada de liteira
Pipidae		
<i>Pipa arrabali</i>	Floresta	Desenvolvimento no dorso da Fêmea
<i>P. pipa</i>	Floresta	Desenvolvimento no dorso da Fêmea

* = espécies encontradas predominantemente em áreas abertas.

Tabela 2. Número de poças em 18 trilhas (8 km cada) em três anos de amostragem na RFAD, Manaus, AM. C = poças próximas a córregos; I = poças isoladas distantes pelo menos 150 m dos córregos. Trilhas dispostas no sentido leste-oeste (LO) e no sentido norte-sul (NS).

Trilhas	2003 (C)	2003 (I)	2004 (C)	2004 (I)	2005 (C)	2005 (I)
LO1	2	0	3	0	3	0
LO2	0	0	2	0	2	0
LO3	0	0	5	0	5	0
LO4	3	0	3	0	3	0
LO5	1	0	3	0	3	0
LO6	8	0	10	0	14	0
LO7	0	0	1	0	2	0
LO8	6	0	8	0	14	0
LO9	0	0	3	0	4	0
NS1	0	0	3	0	3	0
NS2	0	0	4	0	5	0
NS3	0	0	1	0	4	0
NS4	0	0	1	0	8	0
NS5	0	0	2	0	8	0
NS6	3	0	3	1	7	1
NS7	2	0	3	0	3	0
NS8	1	0	4	0	5	0
NS9	3	3	4	3	5	4
Total	29	3	63	4	98	5

Capítulo II. Dinâmica espaço-temporal nas comunidades de girinos de poças ripárias na Amazônia Central.

1. Introdução

As comunidades ecológicas são espacialmente e temporalmente variáveis em resposta aos fatores bióticos, abióticos (Collins, 2000; Collins *et al.*, 2000) e/ou estocásticos (Hubbel, 2001). Entretanto, a importância relativa dos processos determinísticos e estocásticos sobre uma determinada comunidade é obscura (Kodric-Brown & Brown, 1993). A instabilidade na abundância ou presença de espécies em uma comunidade pode ser resultado de fortes interações bióticas (Alford, 1999; Case *et al.*, 2005) ou processos estocásticos (por ex., distribuição dos anuros adultos em relação às suas larvas) atuando no nível local, gerando uma grande variabilidade na abundância e na composição de espécies no nível regional.

Durante várias décadas, se tem registrado o declínio de populações de anfíbios ao redor do mundo (Marsh, 2001) sendo as mudanças climáticas postuladas para explicar tal fato (Corn, 2005). No entanto, o declínio das populações de anfíbios pode ser devido a interações de muitos processos que são prováveis para operar em várias escalas espaciais (Araújo *et al.*, 2006). Vários estudos tem mostrado que o aumento no comprimento dos períodos secos (por ex. Pounds *et al.*, 1999) ou diminuição na precipitação anual (Pounds & Crump, 1994) pode causar o declínio e a extinção de várias espécies de anfíbios. Portanto, conhecer a direção da flutuação das populações no nível local é importante para entender os padrões espaço-temporal das comunidades (Ruetz III *et al.*, 2005).

A disponibilidade de habitats apropriados para o desenvolvimento de girinos é um dos principais fatores afetando a distribuição espacial e temporal das espécies de anuros (Zimmerman & Bierregaard, 1986; Griffiths, 1997). Para os anuros dependentes de corpos d'água para a reprodução, o ambiente aquático é usualmente um mosaico de habitats

favoráveis e a imprevisibilidade no surgimento deles pode alterar a estrutura de uma comunidade ao longo do tempo (Zimmerman & Bierregaard, 1986). Esta imprevisibilidade no surgimento temporal e local das poças torna as comunidades de girinos extremamente dinâmicas e, além disso, o uso das poças pelas espécies pode se tornar inconsistente temporalmente (Gascon, 1992; Hero *et al.*, 1998; Alford, 1999). Portanto, grande parte da variação existente na estrutura das comunidades pode ser devida a fatores aleatórios (Pounds & Crump, 1994; Pough *et al.*, 1998; Alford, 1999). Variabilidade intra e inter-anual no volume de chuvas pode ocasionar mudanças tanto no tamanho quanto no número de poças em um determinado local. Estas variações referentes ao tamanho e número de poças (processos estocásticos) podem causar uma instabilidade na comunidade (Collins, 2000s). As espécies dominantes em cada poça podem diferir somente por causa destas variações aleatórias ou da limitação de dispersão (Hubbel, 2001).

Perturbações ambientais (Collins, 2000) como grandes mudanças climáticas (Przybylo *et al.*, 2000) ou pequenas variações nos regimes pluviométricos (Gascon, 1991a; Moreira & Lima, 1991; Pounds & Crump, 1994; Polis *et al.*, 1997; Kiesecker *et al.*, 2001; Carey & Alexander, 2003; Lake, 2003), variações no hidroperíodo, área de poças (Williams, 2006) e regime de perturbação (Lake, 2003) podem influenciar a dinâmica das populações em comunidades aquáticas. Períodos secos modificam a atividade reprodutiva das espécies de anuros, eliminando ou reduzindo severamente as populações locais (Aichinger, 1987; Magnusson & Hero, 1991; Gascon, 1992; Marsh & Borrell, 2001; Rodrigues *et al.*, 2004; 2005). O hidroperíodo e a área da poça estão relacionados com o volume de chuva podendo contribuir para alterar a estrutura das comunidades aquáticas em uma escala espaço-temporal (Hero *et al.*, 2001; Pazin *et al.*, 2006).

As interações interespecíficas (Werner & McPeck, 1994; Hero *et al.*, 2001; Azevedo-Ramos *et al.*, 1999; Case *et al.*, 2005; Rubbo *et al.*, 2006), como a predação, são fatores

importantes na regulação espaço-temporal das comunidades de girinos (Heyer *et al.*, 1975; Wilbur, 1997; Werner & McPeck, 1994; Azevedo-Ramos *et al.*, 1999). Mudanças espaciais e temporais na composição de espécies de predadores podem alterar a estrutura ou dinâmica da comunidade de girinos e inclusive, aumentar a diversidade beta (Hero *et al.*, 2001).

Hero *et al.* (1998) observou forte relação entre a estrutura das comunidades de girinos e a estrutura das comunidades de predadores. Entretanto, estas relações foram avaliadas no nível espacial e não temporal. Deste modo, avaliar as taxas de mudanças da comunidade de girinos em relação às taxas de mudanças da comunidade de predadores e da área da poça temporalmente pode ser importante para entender a dinâmica das comunidades.

Este estudo teve como objetivos: 1) descrever as variações no regime pluviométrico entre os três períodos amostrados; 2) avaliar diferenças intra ou inter-anual no padrão de mudanças temporais na composição de espécies de girinos; 3) avaliar se as taxas de mudanças da comunidade de girinos são relacionadas com as taxas de mudanças da comunidade de predadores e área das poças.

2. Material e Métodos

2.1. Área de Estudo

Esta parte do estudo foi realizada em 31 parcelas ripárias distribuídas em cinco micro-bacia de drenagem na RFAD (Fig. 1). A RFAD, pertencente ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA) está localizada na periferia da cidade de Manaus.

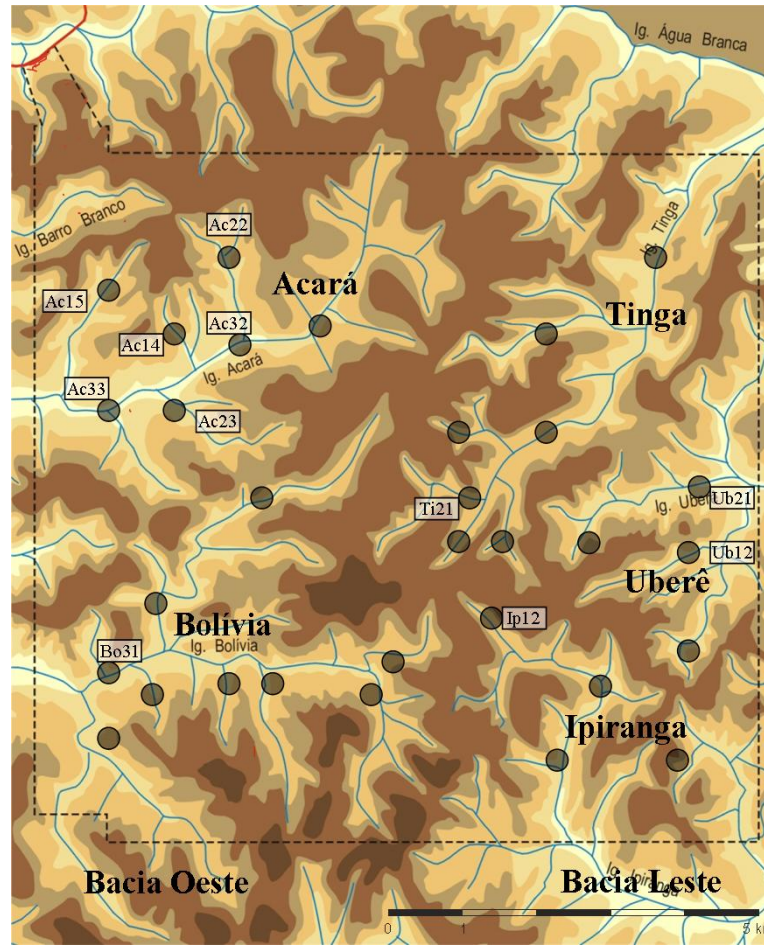


Figura 1. Parcelas de amostragem distribuídas em toda a RFAD. Os círculos ao lado dos retângulos são as parcelas utilizadas nas análises. A linha pontilhada traça o limite da RFAD.

O clima na região é equatorial úmido, com temperatura média de 26° C e a precipitação média anual ultrapassando os 2000 mm. A estação chuvosa ocorre de novembro a maio (sendo março e abril os meses mais chuvosos) e a estação seca entre junho e outubro (Marques Filho *et al.*, 1981). Na estação chuvosa, a média dos últimos 21 anos foi de 1860 mm, sendo que em algumas estações a precipitação não ultrapassou os 1500 mm (Fig. 2).

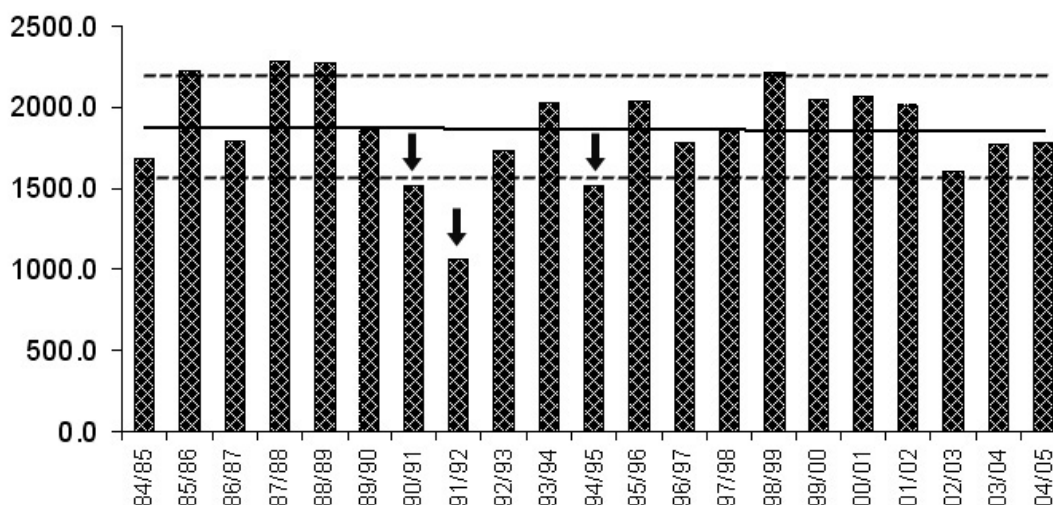


Figura 2. Precipitação média anual dos meses mais chuvosos do ano (novembro-maio) entre os anos de 1984 e 2005, oriundos da estação meteorológica da RFAD, Manaus, AM. A linha contínua é a pluviosidade média no período e a pontilhada 1 DP acima e abaixo da média. As setas apresentam os anos com precipitação abaixo de 1 DP da média.

2.2 Parcelas

Cada parcela constituiu-se de um trecho de 50 metros de comprimento ao longo da margem de cada córrego. Devido à forma irregular do baixio, a largura da parcela não foi padronizada, mas foi correspondente a extensão do baixio (áreas baixas ao lado de córregos sujeitas a inundação) e variou de 17,80 a 73,00 m. As larguras médias do baixio e do córrego foram determinadas através de quatro medidas equidistantes perpendiculares ao maior comprimento da parcela. A área média do baixio foi determinada ao multiplicar a largura média do baixio *versus* 50 m que é o comprimento da parcela. O número de poças foi determinado contando-se os corpos d'água dentro de cada parcela. As poças que se conectaram foram consideradas como um único corpo d'água.

2.3. Procedimento de coleta de girinos e predadores

Os girinos e predadores (peixes, larvas de Odonata, Belostomatidae e sapos do gênero *Pipa*) foram coletados em poças nas parcelas ripárias com a utilização de uma peneira e puçá, fazendo varredura em toda a extensão da mesma conforme procedimentos citados no primeiro

capítulo. Os peixes foram identificados com as chaves para peixes da América do Sul (Gery, 1977; Kullander, 1986; Mago-Leccia, 1994) e confirmado por especialistas do INPA. Em cada parcela foi registrado o número de poças. As poças foram amostradas durante três períodos. O primeiro período de amostragem ocorreu de outubro/2002 a julho de 2003, sendo cada poça amostrada cinco vezes (intervalo de aproximadamente dois meses). O segundo período de amostragem ocorreu de outubro/2003 a julho/2004 e o terceiro período de outubro/2004 a junho/2005, sendo realizadas seis amostragens em ambos períodos (intervalo de 1,5 mês). As mudanças temporais na composição de espécies de girinos foram avaliadas levando-se em consideração os três períodos amostrados. O número e a área das poças ripárias foram determinados em cada amostra (procedimento cap. 3).

2.4. Variabilidade intra e inter-anual na composição de espécies de girinos

Foram usados os dados de abundância relativa para calcular uma matriz de dissimilaridade das espécies pelo time lag (período de amostragem). A distância euclidiana foi calculada para determinar diferenças entre as amostras na composição de espécies (Veja Collins, 2000 e Collins *et al.*, 2000). As distâncias euclidianas são plotadas contra o time lag para todos os “lags” abaixo na diagonal da matriz triangular. Por exemplo, um conjunto de dados de 10 espécies amostradas em seis períodos (mensalmente) teria cinco time lags de um mês (mês 1 vs mês 2, mês 2 vs mês 3.... mês 5 vs mês 6), quatro time lags de dois meses (mês 1 vs mês 3, mês 2 vs mês 4, mês 3 vs mês 5, mês 4 vs mês 6, etc) terminando em um time lag de seis meses (mês 1 vs mês 6), para um total de 15 time lags considerando este exemplo. A avaliação da variação na composição da comunidade intra-anual foi realizada, levando-se em consideração o número de poças de cada período amostrado (por ex. 2002/2003). No primeiro período (2002/2003) foram realizadas cinco amostragens (10 time lags), no segundo (2003/2004) e terceiro (2004/2005) períodos seis amostragens (15 time lags). Usando as dezessete amostras de todos os períodos de amostragem (2002/2005) foi avaliado o padrão

global da dinâmica da comunidade de girinos (136 time lags). Regressão linear e não linear podem ser calculada pela distancia euclidiana como uma função da raiz quadrada (SQR) do time lag. A transformação do time lag em raiz quadrada reduz a probabilidade dos menores números de pontos influenciar a análise para grandes time lags. A aproximação analítica do time lag pode produzir um número de padrões teóricos gerais com dados em time-series. Se a linha da regressão for positiva, linear e significativa, implica que a comunidade em questão é instável porque está ocorrendo uma mudança direcional ou uma substituição de espécies. Se a linha da regressão não for significativa a comunidade pode ser estável ou consistente, ou seja, a comunidade exibe forte flutuação ou variação estocástica ao longo do tempo. Se a inclinação da linha da regressão for negativa e significativa, também implica na instabilidade da comunidade. Neste caso, a instabilidade é uma forma de convergência, onde a variação entre os períodos de amostragens é alta, mas a composição de espécies está convergindo para uma comunidade encontrada em amostras anteriores. Também pode ocorrer uma relação significativa, mas com o coeficiente de regressão baixo indicando forte efeito estocástico ou variação da comunidade ao longo do tempo. Em geral, a inclinação da linha da regressão indica a taxa e direção da mudança e o coeficiente da regressão é a medida do sinal versus o ruído. Por exemplo, uma relação positiva ($p < 0,01$) com uma pequena inclinação e um pequeno valor de r^2 sugere que a mudança direcional está ocorrendo, mas a mudança é baixa e a variação estocástica entre os intervalos de amostras é alto. Inclinação mais íngreme e alto valores de r^2 poderia indicar um forte sinal de mudança direcional e menos ruído.

A avaliação da dinâmica da comunidade de girinos (consistência ou estabilidade) intra e inter-anual (padrão geral) foi investigada por regressão linear [modelo da regressão: Distância euclidiana = $a + \text{time lag (SQR)}$].

2.5. Taxa de mudança temporal e espacial da comunidade de girinos

Os dados de presença-ausência das espécies em cada uma das 31 parcelas ripárias foram usados para calcular a variação da composição das espécies entre os períodos amostrados. Os girinos ocorreram em apenas onze parcelas no primeiro ano, portanto, para avaliar a taxa de mudança da comunidade foram usadas as mesmas 11 parcelas ripárias no segundo e terceiro anos de amostragem. A taxa de mudança da composição foi calculada como a distância euclidiana entre a composição da parcela no ano X e nos anos X + 1 e X + 2. O uso deste índice de associação permite medir a distância exata da composição de espécies entre cada parcela para cada período amostrado (Brown, 2003). Valores grandes das distâncias euclidianas representam uma maior mudança na composição de espécies da parcela no período X para o período X + 1. A taxa de mudança foi calculada para a composição de espécies de predadores vertebrados, predadores invertebrados, predadores totais e área da poça. Optou-se por usar área da poça em vez do número de poças, porque a unidade amostral é a parcela e, dentro da parcela algumas poças não constituem unidades amostrais independentes, uma vez que elas se conectam nos períodos mais chuvosos (inundação lateral oriunda das enchentes dos córregos).

A correlação de Spearman foi usada para avaliar se as taxas de mudanças de predadores vertebrados, predadores invertebrados, predadores totais e área da poça entre os períodos amostrados estavam correlacionados. A distância de predadores totais foi correlacionada ($r^2 = 0.77$) com a distância de predadores vertebrados (Tabela 1). A distância de predadores totais foi utilizada nas análises por acoplar os efeitos dos predadores vertebrados e invertebrados e sintetizar todos os efeitos dos predadores nas poças (por ex., alguns girinos podem ser impalatáveis para os peixes, mas não para anuros predadores do gênero *Pipa* e larvas de Odonata).

Tabela 1. Dados de correlação de Spearman entre as distâncias (Dist.) das espécies de predadores de girinos (Pred.) vertebrados, invertebrados e total e distância da área das poças.

	Dist. Pred. Vertebrados	Dist. Pred. invertebrado	Dist. poças	Dist. Pred. Totais
Dist. Pred. vertebrados	1.000			
Dist. Pred. invertebrados	0.128	1.000		
Dist. Área das poças	0.116	0.342	1.000	
Dist. Pred. totais	0.776	0.227	0.055	1.000

Para determinar a existência de diferença no número de espécies de girinos e poças e volume pluviométrico entre os três períodos amostrados foi usada a ANOVA com o teste de Tukey *a posteriori*.

A relação entre a taxa de mudança da composição de girinos e as taxas de mudanças dos fatores abióticos (área da poça) e bióticos (predadores), foi investigada por regressão múltipla (modelo da regressão: Taxa de mudança na composição de girinos = a + taxa de mudança na composição de predadores totais + taxa de mudança na área da poça).

As análises estatísticas foram realizadas no programa Systat 8.0 (Wilkinson, 1998). As distâncias euclidianas da taxa de mudança foram realizadas no programa PATN (Belbin, 1992) e da variação na composição das espécies de girinos intra-anual no Systat 8.0.

3. Resultados

Nos três períodos amostrados foi encontrado um total de 11 espécies de girinos nas 31 parcelas ripárias. No primeiro período foram encontradas seis espécies, no segundo, 11 e no terceiro, dez espécies (Tabela 2). Entretanto, não houve diferenças significativas no número de espécies de girinos por parcela entre os três períodos amostrados (ANOVA: $F_{2,30} = 2,38$; $P = 0,11$). As espécies de predadores registradas foram anfíbios, peixes, larva de Odonata e Belostomatidae (Tabela 3).

O número de poças foi significativamente diferente (ANOVA: $F_{2,99} = 7,11$; $P = 0,0001$) entre os três períodos de amostragem. Entretanto, não houve diferença no número de poças por parcela entre o segundo e o terceiro períodos (teste de Tukey; $P = 0,98$). O segundo

e o terceiro períodos de amostragens apresentaram um maior número de poças que o primeiro (teste de Tukey; $P < 0,05$ para ambas comparações; Fig. 3). Não houve diferença na área total de poças entre os três períodos de amostragem ($P = 0,242$).

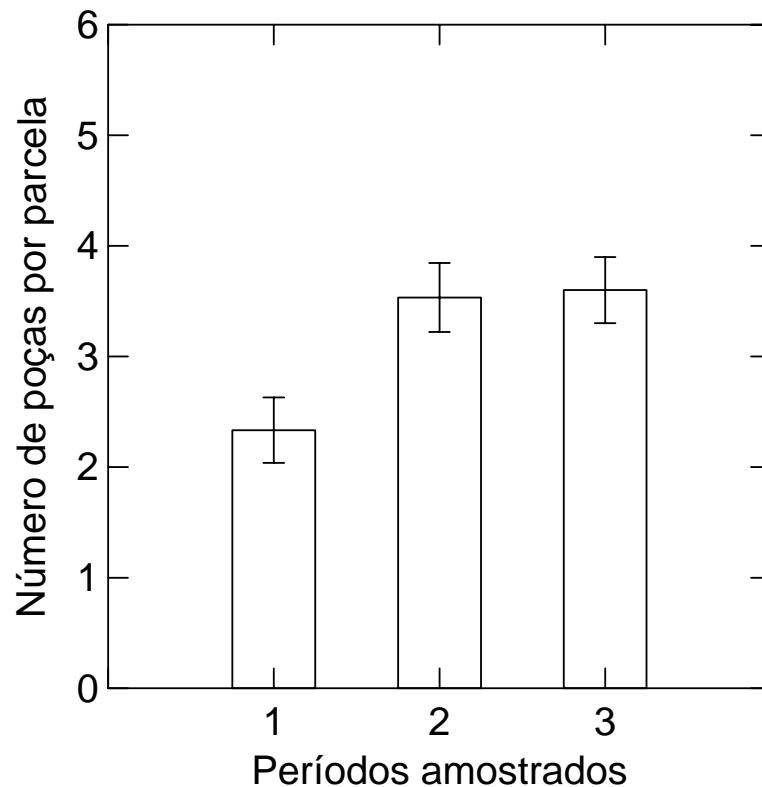


Figura 3. Número de poças por parcelas (média \pm DP) encontradas nas parcelas nos três períodos de amostragem realizados na RFAD, Manaus, AM.

Os meses mais chuvosos variaram entre os três períodos de coleta (Fig. 4). A precipitação pluviométrica, embora tenha sido maior no segundo e terceiro períodos (2198 e 2215 mm respectivamente) em relação ao primeiro (2095 mm), não foram detectadas diferenças significativas entre eles ($P > 0,05$).

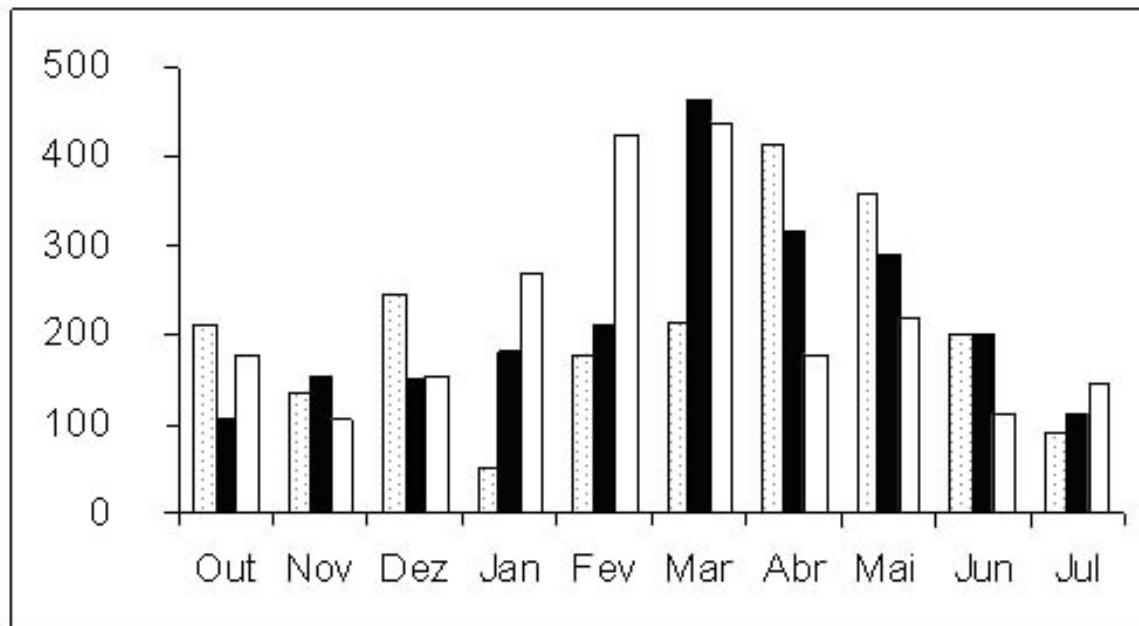


Figura 4. Precipitação mensal nos períodos de amostragem. Barras pontilhadas são referentes ao primeiro período, barras negras ao segundo e barras brancas ao terceiro período amostrado. Dados da Estação Meteorológica da RFAD, Manaus, AM.

3.1. Variabilidade intra e inter-anual na composição de espécies de girinos

Na comunidade de girinos, a variabilidade temporal e a estabilidade da comunidade diferiram entre os períodos amostrados. A comunidade de girinos no primeiro período amostrado (2002/2003) foi instável ($r^2 = 0,86$; $F = 50,8$; $P < 0,001$) apresentando uma mudança direcional (Fig. 5A). No segundo período (2003/2004), a comunidade apresentou uma leve tendência de mudança direcional nos time lags menores, mas nos três time lags maiores apresentou uma convergência em direção à composição inicial ($r^2 = 0,44$; $F = 0,5$; $P = 0,45$; Fig. 5B). No terceiro período (2004/2005) a comunidade apresentou uma tendência à mudança direcional (Fig. 5C), semelhante ao observado no primeiro período, mas o modelo não foi significativo ($r^2 = 0,16$; $F = 2,59$; $P = 0,13$). A análise global da comunidade de girinos mostrou um pequeno padrão de mudança direcional ($r^2 = 0,096$; $F = 14,26$; $P < 0,001$), mas é possível observar grande variabilidade na distribuição das distâncias de composição, que pode estar indicando um efeito estocástico causando uma forte flutuação populacional (Fig. 5D).

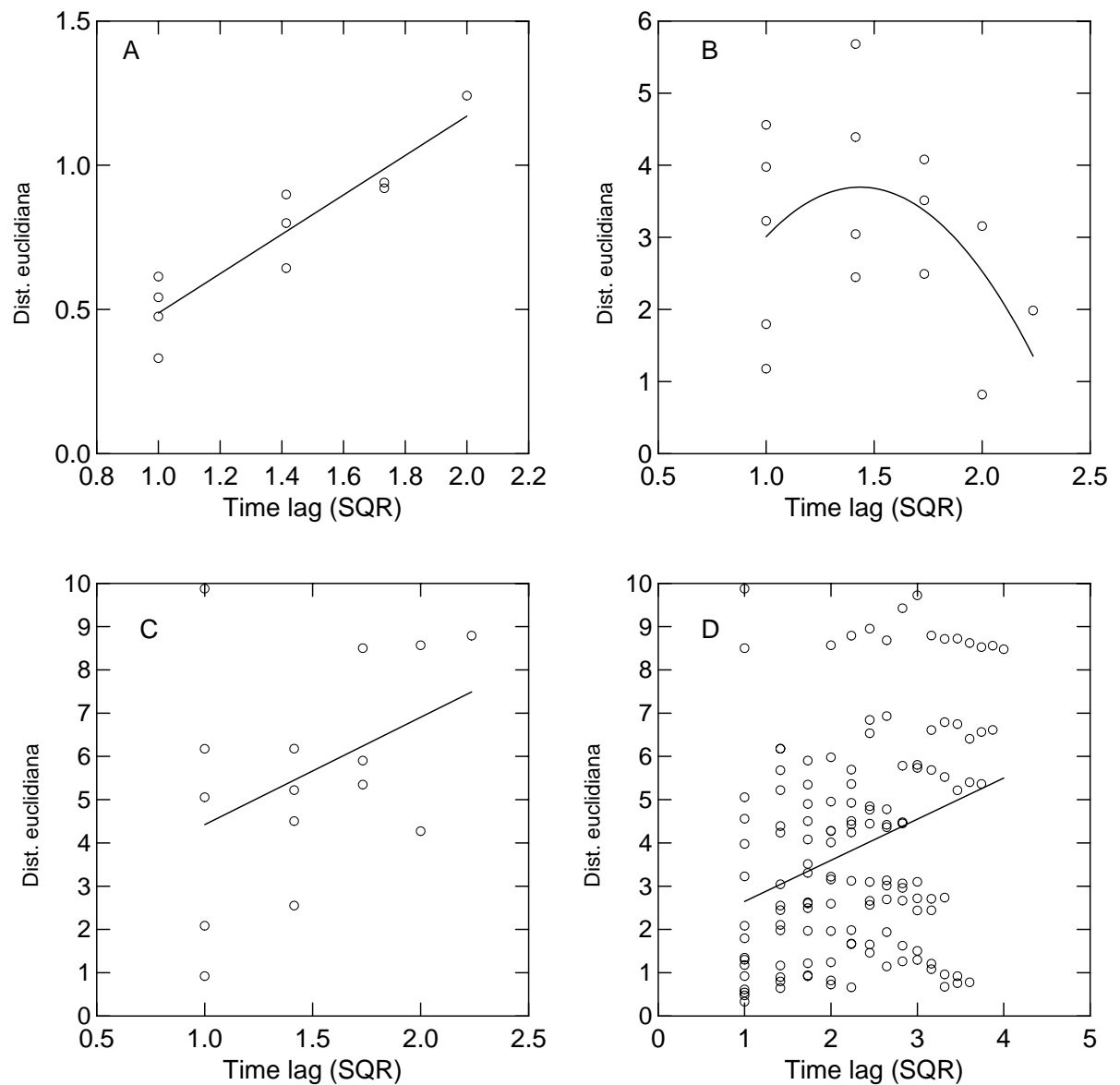


Figura 5. Análise de regressão linear da mudança da composição da comunidade de girinos (Dist. Euclidiana) em relação ao time lag (SQR). Período de 2002/2003 com 10 time lags (A); 2003/2004 com 15 time lags (B); 2004/2005 com 15 time lags (C) e 2002/2005 com 136 time lags (D).

3.2. Taxa de mudança temporal e espacial da comunidade de girinos

A taxa de mudança na composição de espécies de girinos não esteve correlacionada com predadores totais e área das poças entre o primeiro e segundo e segundo e terceiro períodos de amostragem ($P > 0,05$). Entretanto, a taxa de mudança na composição das espécies de girinos foi significativamente associada apenas com a taxa de mudança das

espécies de predadores entre o primeiro e o terceiro períodos de amostragem ($R^2 = 0,54$; $F_{2,8} = 4,74$; $P = 0,04$). Quanto maior a taxa de mudança na comunidade de predadores, menor é a taxa de mudança da comunidade de girinos ($R^2 = 0,51$; $F_{1,9} = 9,39$; $P = 0,013$; Fig. 6).

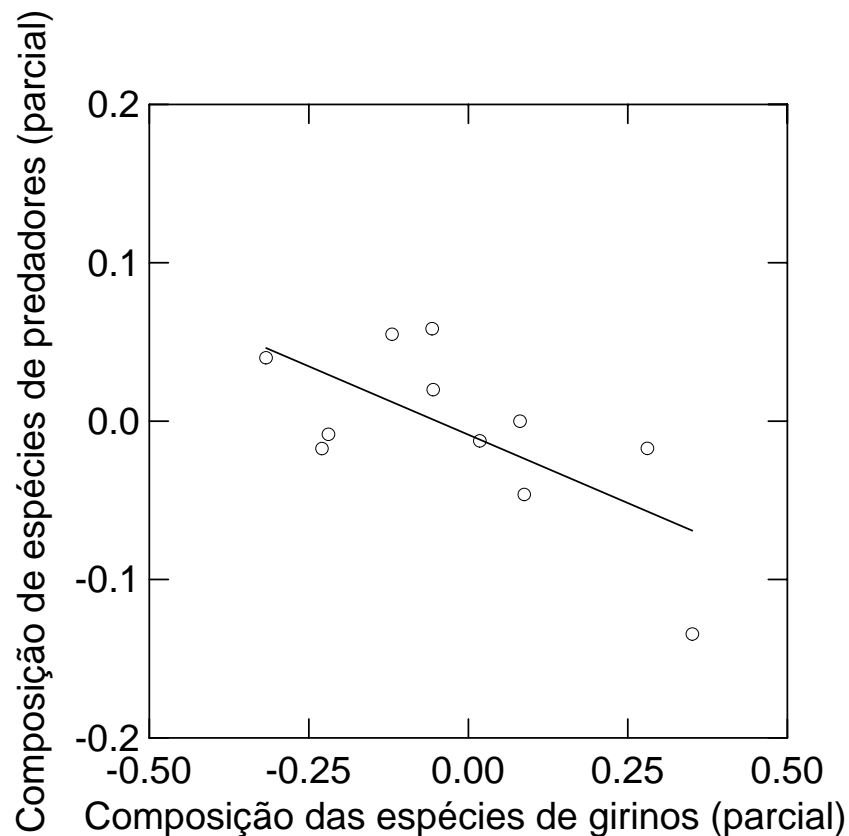


Figura 6. Relação da taxa de mudança da composição de espécies de girinos com a taxa de mudanças na composição de espécies de predadores entre o primeiro e o terceiro período de amostragem na RFAD, Manaus, AM.

4. Discussão:

Neste estudo, embora não se tenha registrado diferença significativa do número de espécies entre os períodos amostrados, foi observado o aparecimento de quatro a cinco espécies (terceiro e segundo períodos respectivamente) em relação ao primeiro período. Não foi observada diferença significativa na precipitação pluviométrica entre os três períodos, mas houve mudanças dos meses mais chuvosos durante o período de estudo. O segundo e o

terceiro períodos tiveram maior precipitação que o primeiro. Isto pode ter ocasionado o maior número de poças encontrado nos dois últimos períodos em relação ao primeiro.

Pequenas variações nos regimes pluviométricos (Gascon, 1991a; Moreira & Lima, 1991; Barreto & Moreira, 1996; Polis *et al.*, 1997; Kiesecker *et al.*, 2001; Carey & Alexander, 2003) podem mudar a distribuição temporal das espécies de girinos, devido a alterações na fenologia reprodutiva dos anuros adultos (Aichinger, 1987; Magnusson & Hero, 1991; Gascon, 1992; Marsh & Borrell, 2001; Rodrigues *et al.*, 2004; 2005; Gottsberger & Gruber, 2004). Gascon (1991a) examinando a resposta de *Leptodactylus knudseni* em relação à variação sazonal e anual da chuva observou a existência de dois picos de reprodução e sua relação com o aumento da precipitação pluviométrica. Moreira & Lima (1991) concluíram que a chuva foi um importante fator controlando a reprodução e recrutamento de quatro espécies de rãs de literia na Amazônia e Donnelly & Guyer (1994) tiveram conclusões similares para a comunidade de oito espécies de hílídeos na Costa Rica. Espécies como *Leptodactylus rhodomystax*, que iniciam a reprodução em dezembro, não foram observadas no primeiro período de amostragem, possivelmente, devido ao deslocamento naquele período do pico da chuva para abril e maio. Fortes picos de chuvas têm tido maior importância sobre a atividade reprodutiva de anuros (Duellman, 1995) e pássaros (Patten & Rotenberry, 1999) que o volume total de chuva no período.

Espécies de anuros podem escolher poças para ovipôr e não possuir uma total fidelidade para os sítios usados (Oliver *et al.*, 1997). Na área de estudo, *Phyllomedusa bicolor* reproduziu apenas no segundo período mesmo tendo o terceiro período um regime de chuvas semelhante. Este resultado indica que o encontro de girinos de *P. bicolor* em poças ripárias pode ser ocasional.

4.1. Variabilidade intra e inter-anual na composição de espécies de girinos

As análises das comunidades de girinos de poças mostraram diferenças nos padrões entre os três períodos. A mudança direcional da comunidade no primeiro período (2002/2003), provavelmente foi causada pelo menor número de poças que pode ter confinado os predadores nas poças e aumentado a predação sobre as espécies de girinos. Mudança na composição da comunidade de girinos ao longo do período amostrado (fenologia reprodutiva das espécies) e ausência de espécies devido ao baixo volume de chuva em novembro e janeiro (por ex., ausência de *L. rhodomystax*), podem ter contribuído para o padrão encontrado, visto que apenas as espécies mais abundantes ou com grandes desovas ocorreram neste período. Mudanças na composição de espécies atribuídas a predação têm sido mostradas em vários estudos (Werner & McPeck, 1994; Hero *et al.*, 2001; Azevedo-Ramos & Magnusson, 1999; Case *et al.*, 2005). No período de 2002/2003, haviam poucas poças disponíveis, portanto, uma grande concentração de peixes predadores que poderiam ter eliminado as espécies em determinados momentos. Variações climáticas (Glenn & Collins, 1992) também podem contribuir de forma indireta para o padrão encontrado. Após um período inicial normal de chuva as espécies estabelecidas anteriormente podem ser excluídas por períodos secos subsequentes, ocasionando a diminuição da área da poça e tornando o mecanismo de predação mais eficaz. Mudanças ao acaso, também pode causar mudança direcional na comunidade, pois o estágio adulto é um dos fatores estocásticos mais importantes na distribuição temporal dos girinos (Gascon, 1991a).

No segundo período (2003/2004), o padrão não foi linear, tendo uma pequena mudança inicial na composição e uma divergência final na comunidade. Segundo Collins *et al.* (2000) as condições iniciais podem criar padrões não lineares e potencialmente aumentar a heterogeneidade temporal em alguns sistemas dinâmicos, como os aquáticos (Henry *et al.*, 2003). Um grande aumento de chuva no final do período anterior associado ao início

antecipado de chuvas no ano seguinte, provavelmente possibilitou a formação de poças grandes mais cedo, antecipando a atividade reprodutiva de algumas espécies e criando uma composição inicial diferente do período reprodutivo anterior (por ex. presença de *L. rhodomystax* e *L. riveroi* no segundo e terceiro período; Tabela 2).

O terceiro período teve um padrão estocástico, apesar de uma tendência linear e positiva da reta. A análise foi baseada em dados de abundância divididos pelo número de poças de cada amostragem, um ponto no time lag 1 causou a não significância da análise. Mas quando foi retirado aquele ponto, houve uma mudança direcional positiva. Isto implica em substituição temporal das espécies que pode ser explicada por diferença na fenologia reprodutiva das espécies (Gascon, 1992a) ou pela predação por peixes e invertebrados predadores (Hero *et al.*, 2001).

A análise global da dinâmica da comunidade mostrou ter tendência positiva ou mudança direcional. Entretanto, o valor do coeficiente de determinação foi pequeno, ($r^2 = 0,096$) indicando que a comunidade de girinos flutua devido aos efeitos estocásticos. Estes efeitos podem ser devidos à não fidelidade dos adultos ao local de reprodução (Oliver *et al.*, 1997) ou mesmo a respostas individuais das espécies a qualquer variação ambiental (Collins, 2000; Williams, 2006) ou predatória (Hero *et al.*, 2001). Era esperado que o padrão global fosse mais estocástico que determinístico, pois cada período amostrado apresentou distintas direções da comunidade, mostrando as variações intra-anuais na dinâmica das comunidades em ambientes aquáticos.

4.2. Taxa de mudança temporal e espacial da comunidade de girinos

Este estudo apresentou apenas relação negativa e significativa (Fig. 7) entre as taxa de mudança das espécies de girinos em relação à dos predadores do primeiro para o terceiro período. Este resultado ressalta a importância da predação em estruturar as comunidades de girinos conforme registros de Hero *et al.* (1998; 2001), Azevedo-Ramos *et al.* (1999) e Rubbo

et al. (2006). Mudanças na distribuição de espécies de girinos por ação de predadores têm sido demonstradas em vários estudos (Heyer *et al.*, 1975; Gascon, 1989; Hecnar & M'Closkey, 1997; Hero *et al.*, 1998; Hero *et al.*, 2001; Rieger *et al.*, 2004; Rubbo *et al.*, 2006). Entretanto, poucos estudos mostraram a relação da flutuação na composição de espécies de girinos em relação à variação na composição de espécies de predadores. Hero *et al.* (1998) mostraram que a variação na associação dos predadores foi significativamente relacionada com a composição de girinos. A distribuição espacial heterogênea (Hero *et al.*, 2001) e temporal (neste estudo) dos predadores entre os corpos d'água criam mosaicos de habitats disponíveis para os girinos, aumentando a diversidade beta (β). No entanto, mudanças na composição de espécies de girinos nem sempre estão relacionadas com a predação (Gascon, 1991b). Fatores abióticos podem contribuir para uma relação positiva entre o hidroperíodo ou área da poça e a composição de espécies de poças, principalmente peixes (Pazin *et al.*, 2006). A falta de relação entre o primeiro e o segundo e do segundo para o terceiro período indica que a composição das espécies de girinos também variam estocasticamente. Esta variação pode ser causada pela fenologia reprodutiva das espécies (Hero, 1990) e escolha do local de oviposição pelos adultos (Evans *et al.*, 1996). Portanto, um acompanhamento de longo prazo deve ser realizado nesta comunidade, levando-se em consideração mudanças nos fatores abióticos e bióticos para entender a dinâmica das comunidades de girinos de poças em ambientes sazonais.

Conclusões:

1. A diferença no número de poças entre os anos, a variação do volume de chuva em alguns meses do ano e os efeitos dos predadores influenciaram fortemente a composição da comunidade em determinados momentos.
2. A estabilidade da comunidade também foi fortemente afetada pela estocasticidade ambiental, que promoveu mudanças na composição de espécies de girinos.

Tabela 2. Ocorrência das espécies de girinos em poças temporárias próximas a córregos nos períodos amostrados de 2002 a 2005 na RFAD, Manaus, AM.

Girinos	Out/2002 – Jul/2003			Out/2003 – Jul/2004			Out/2004 – Jun/2005			
	Família/Espécies	Out-Dez	Jan -Mar	Abr- Jul	Out-Dez	Jan -Mar	Abr- Jul	Out-Dez	Jan -Mar	Abr- Jun
Bufonidae										
<i>D. minutus</i>					X	X		X	X	X
Dendrobatidae										
<i>Allobates</i> sp.	X	X	X	X	X	X			X	X
<i>A. femoralis</i>					X	X			X	X
Hylidae										
<i>D. cf. brevifrons</i>		X	X		X				X	X
<i>H. geographicus</i>		X	X			X			X	X
<i>H. cinereascens</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>O. taurinus</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>P. bicolor</i>					X	X				
<i>P. vaillanti</i>	X	X	X		X	X		X	X	X
Leptodactylidae										
<i>L. riveroi</i>						X			X	X
<i>L. rhodomystax</i>					X	X	X	X	X	X

Tabela 3. Ocorrência das espécies de predadores vertebrados e invertebrados em poças temporárias próximas a córregos nos períodos de 2002 a 2005 na RFAD, Manaus, AM.

Predadores	Out/2002 – Jul/2003			Out/2003 – Jul/2004			Out/2004 – Jun/2005			
	Família/Espécies	Out-Dez	Jan -Mar	Abr- Jul	Out-Dez	Jan -Mar	Abr- Jul	Out-Dez	Jan -Mar	Abr- Jun
Vertebrados										
Peixes										
<i>Rivulus kiroviski</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>R. compressus</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Pyrrhulina brevis</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Hyphessobricon</i> sp.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Crenuchus spilurus</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Erythrinus erythrinus</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Copella nigrofasciata</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Hoplias malabaricus</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Anfíbios										
<i>Pipa</i> sp.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Invertebrados										
Aeshenidae	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Libellulidae	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Belostomatidae				X	X	X	X	X	X	X

Capítulo III. Fatores abióticos influenciando a composição e riqueza de espécies de girinos em meso-escala espacial na Amazônia Central.

1. Introdução

A maior parte dos estudos que avaliaram a distribuição das espécies de girinos em relação a características ambientais (por ex. características físico-químicas da água) e distribuição de predadores foi realizada em micro-escala espacial (Hero *et al.*, 2001; Doan & Arriaga, 2002; Urban, 2004) ou em uma única bacia de drenagem (Gascon, 1991; 1992a; Azevedo-Ramos & Magnusson, 1999). Estudos abordando a distribuição de espécies de girinos em meso ou macro-escalas (por ex. Inger & Voris, 1993; Hecnar & M'closkey, 1996ab; Morey *et al.*, 1998; Parris & McCarthy, 1999; Eterovick, 2003; Peltzer & Lajmanovich, 2004) ainda são incipientes (Stoddard & Hayes, 2005). Variações na composição de espécies de anfíbios gerada pela hidrografia, topografia, tipo de solo e paisagem em micro-escala espacial gera uma dissimilaridade na composição de espécie em escalas maiores devido as interações dos efeitos ambientais em diferentes escalas (Doan & Arriaga, 2002).

Em escalas menores, a físico-química da água (Countant *et al.*, 1979; Rome *et al.*, 1992; Moore & Townsend, Jr., 1998; Broomhall, 2002), isolamento, hidroperíodo e tamanho dos corpos d'água (Morey, 1996; Rossa-Feres & Jim, 1996; Alford, 1999; Marsh *et al.*, 1999; Eterovick & Sazima, 2000; Parris, 2001; Eterovick & Fernandes, 2002; Monkany & Shine, 2002), frequência de inundação das poças (Peltzer & Lajmanovich, 2004), disponibilidade de habitats reprodutivos (Zimmerman & Bierregaard, 1986) e abertura de dossel (Werner & Glennemeir, 1999; Hazell *et al.*, 2001; Halverson *et al.*, 2003) podem variar e conseqüentemente influenciar a distribuição das espécies de girinos.

Estudos mostraram que pequenas mudanças no pH (Leuven *et al.*, 1986; Karns, 1992) e na transparência da água (Evans *et al.* 1996) são suficientes para restringir as espécies para determinados locais (por ex., *Chaunus marinus* e *Rana sylvatica*). No entanto, estudos com comunidade de girinos na Tailândia (Heyer, 1973) e na Amazônia brasileira (Gascon, 1991; Hero *et al.*, 1998; 2001; Azevedo-Ramos *et al.*, 1999) não encontraram relações entre as características físico-químicas da água e a distribuição das espécies nas comunidades de girinos. Heyer (1973) e Gascon (1991) concluíram que a ocorrência ou flutuação na abundância das espécies de girinos ocorre ao acaso, o que está de acordo com a teoria neutra de Hubell (2001) sendo o estágio adulto o componente estocástico (Gascon, 1991). Portanto, testar diferentes fatores e identificar suas relativas importâncias nas organizações das comunidades de girinos como de outros organismos aquáticos na Amazônia são enfoques necessários para propor uma rede de áreas protegidas para a biodiversidade, antes que conclusões gerais sejam tomadas (Azevedo-Ramos *et al.*, 1999).

A estrutura e a dinâmica das comunidades de peixes podem ser influenciadas pelo número de poças, estrutura da vegetação, distância da poça ao córrego, abertura do dossel e largura do baixio (por ex. Pazin *et al.*, 2006). Estas variáveis são imprescindíveis para se entender a distribuição de organismos aquáticos em poças próximas a córregos, pois os indivíduos adultos podem responder de forma específica aos efeitos ambientais locais e, conseqüentemente, mudar a composição de espécies em escalas maiores. Ao estudar a variação da composição de espécies de girinos entre as bacias e micro-bacias de drenagem, pode-se determinar o efeito dos processos locais e regionais em estruturar as comunidades (Huston, 1999), pois presume-se que locais com características similares possuam composição de espécies semelhantes (Ernest & Rödel, 2005).

Na Reserva Florestal Adolpho Ducke (RFAD) foi implantado um sistema de parcelas ripárias de 50 m de comprimento e largura variável (dependente da largura da área plana nas

margens dos córregos) ao longo do canal do córrego. Este sistema é muito importante para avaliar as comunidades aquáticas de poças próximas aos córregos na região Amazônica. Nesta região existe um grande número de corpos d'água e a grande maioria das poças se formam nos baixios devido ao enchimento das depressões por água da chuva e inundação lateral dos córregos durante o período chuvoso (Hodnett *et al.*, 1997), representando uma grande parte da disponibilidade de hábitat para a reprodução dos anuros. Em regiões temperadas, os corpos d'água são geralmente lagoas distantes de córregos tendo pouca influência da inundação (Snodgrass *et al.*, 2000). Nas parcelas da RFAD podem ser encontradas até nove poças dentro de uma área de aproximadamente 500 m² (Pazin *et al.*, 2006). Segundo Zimmerman & Bierregaard (1986) a disponibilidade de habitats reprodutivos é um dos principais fatores influenciando a distribuição de anfíbios na Amazônia central. Ao se avaliar a composição de espécies nas poças dentro das parcelas pode-se entender a dinâmica das populações de anfíbios e das inundações que ocorrem nestes locais. Um sistema amostral com grande quantidade de poças pode ser mais apropriado para detectar a presença das espécies e avaliar os efeitos de colonização e extinção, pois populações podem ser extintas em uma poça, mas o deslocamento de indivíduos oriundos de poças próximas por meio da inundação ou reprodução dos adultos pode recolonizar e originar uma nova população (Griffiths, 1997). Portanto, redes de poças são essenciais para manter populações viáveis a longo prazo.

Estudos recentes na RFAD avaliando os efeitos das duas principais bacias de drenagem sobre a composição de espécies mostraram distinta fauna de peixes (Mendonça *et al.*, 2005), assembleias de arbustos de sub-bosques do gênero *Psychotria* (Kinupp & Magnusson, 2005) e plantas herbáceas (Costa *et al.*, 2005). O ambiente funciona como um filtro restringindo as espécies para determinados locais (Belyea & Lancaster, 1999). A proximidade das parcelas neste estudo permite que haja dispersão dos indivíduos adultos entre as bacias e micro-bacias de drenagem e avaliar a função de filtro do ambiente. *Phyllomedusa*

tarsius, espécie comum na RFAD, pode percorrer distâncias de até 2 km durante a estação reprodutiva (Neckel-Oliveira & Gascon, 2006) e *Chaunus marinus* pode percorrer distâncias de 1,8 km em apenas uma noite (Phillips *et al.*, 2006), o que representa uma distância maior que os pontos mais próximos entre as bacias e micro-bacias na RFAD. Smith & Green (2005) sugerem que as comunidades de anuros tendem a ser dissimilares acima de 10 km de distância. Desta forma, espera-se que diferença de composição de espécies de girinos entre as bacias da RFAD seja causada por diferença ambiental e não geográfica, como seria o caso de diferenças entre a RFAD e Projeto de Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF).

Neste estudo foram avaliados: 1) se o padrão de co-ocorrência das espécies ocorreu ao acaso; 2) se os efeitos dos fatores abióticos influenciam a distribuição e riqueza das espécies de girinos em poças próximas aos córregos; 3) se existem diferenças na composição de espécies de girinos dentro de micro-bacias, entre micro-bacias (micro-escala) e bacias de drenagem (meso-escala).

2. Material e Métodos

2.1. Área de Estudo

O estudo foi realizado na Reserva Florestal Adolpho Ducke (RFAD) pertencente ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA) localizada na periferia de Manaus (Fig. 1). A RFAD compreende uma área de 10.000 (10 x 10 km) hectares de floresta pouco perturbada, sendo classificada como tropical úmida de terra firme, uma vez que não é inundada pela cheia dos rios (Guillaumet, 1987).

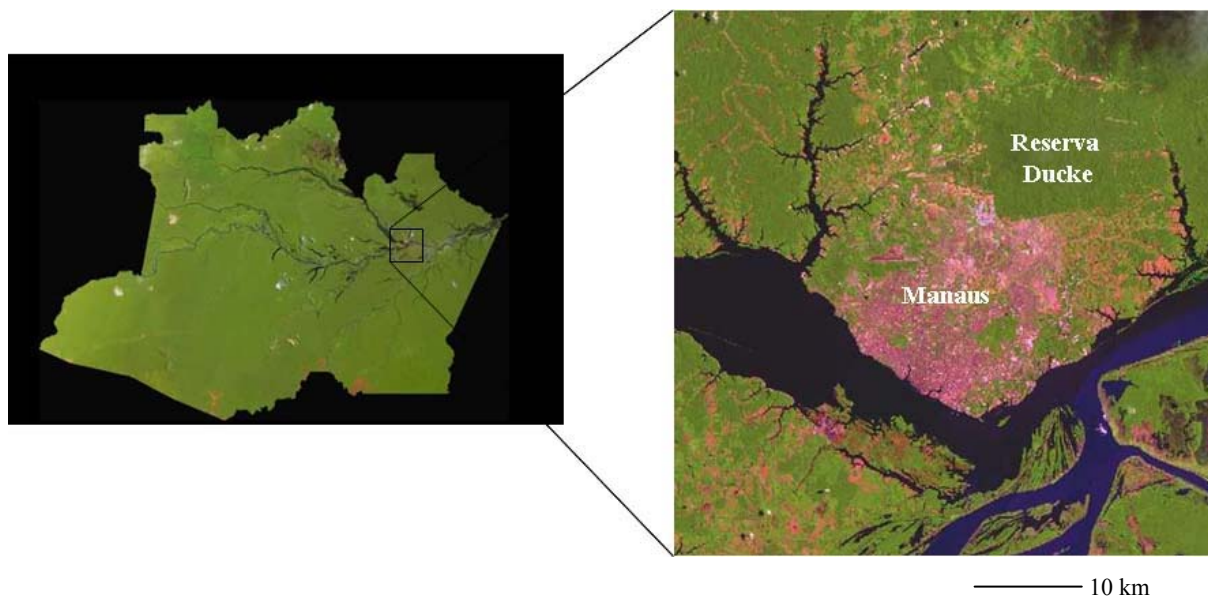


Figura 1: Estado do Amazonas, com a localização da Reserva Florestal Adolpho Ducke na parte norte da cidade de Manaus, AM. (Fonte: Miranda, E.E.; Coutinho, A.C. (coord.). 2004. Brasil Visto do Espaço. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite. Disponível em <<http://www.cdbrasil.cnpm.embrapa.br>>)

O clima na região é equatorial úmido, com temperatura média de 26° C e a precipitação anual média de 2362 (\pm 400 mm), com a estação chuvosa ocorrendo de novembro a maio (sendo março e abril os meses mais chuvosos) e a estação seca entre junho e outubro (Marques Filho *et al.*, 1981). Poças temporárias se formam nos baixios próximos dos córregos e podem reter água por poucos dias a vários meses (Hodnett *et al.*, 1997; Pazin *et al.* 2006).

Na RFAD existe um divisor de águas no sentido norte-sul separando duas bacias hidrográficas. Na parte oeste, a bacia é constituída por uma rede de igarapés que deságua no Rio Negro (água preta). Por sua vez, a bacia leste é formada por igarapés que drenam para o Rio Amazonas (água branca). Existem na RFAD cinco micro-bacias principais formadas pelos córregos do Acará e Bolívia, na bacia oeste e Tinga, Uberê e Ipiranga na bacia leste (Fig. 2).

A RFAD está envolvida no programa de pesquisas ecológicas de longa duração (PELD-Brasil) possuindo 72 parcelas terrestres e 31 ripárias. As trinta e uma parcelas

próximas aos córregos estão distribuídas em toda a RFAD, sendo 16 parcelas na bacia de drenagem oeste e 15 na bacia de drenagem leste (Fig. 2).

2.2. Coleta de dados abióticos

2.3. Parcelas

Cada parcela constitui-se de um trecho de 50 metros de comprimento ao longo da margem de cada córrego. Devido à forma irregular do baixio, a largura da parcela não foi padronizada, mas foi correspondente a extensão do baixio (áreas baixas ao lado de córregos sujeitas a inundação) e variou de 17,80 a 73,00 m. As larguras médias do baixio e do córrego foram determinadas através de quatro medidas equidistantes perpendiculares ao maior comprimento da parcela. A área média do baixio foi determinada ao multiplicar a largura média do baixio *versus* 50 m que é o comprimento da parcela. O número de poças foi determinado contando-se os corpos d'água dentro de cada parcela. A abertura média do dossel de cada parcela foi estimada usando-se um Densiômetro Côncavo (Robert & Lemmon Forest Densimeter, model C). As parcelas foram divididas em quatro quadrantes e as medidas foram feitas no centro destes, direcionadas para os pontos cardeais Norte, Sul, Leste e Oeste.

2.4. Poças

O número de poças por parcela variou de uma a nove (Fig. 2). Cada poça dentro da parcela foi amostrada 17 vezes em intervalos de 1,5 mês entre novembro e junho nos períodos de 2002/2003, 2003/2004 e 2004/2005. Visitas foram feitas entre os meses de agosto e outubro (estação seca), porém as poças estavam secas neste período.

A condutividade ($\mu\text{s}\cdot\text{cm}^{-1}$), Temperatura ($^{\circ}\text{C}$) e acidez da água (pH) foram medidos com um potenciômetro/conduvímeter portátil (Check Tm Water Analyzer Operator, O I. Analytical) e o oxigênio dissolvido com oxímetro portátil (Aqua- e Yellow Springs Ints., modelo 58). As medidas foram realizadas em quatro pontos equidistantes no maior comprimento de cada poça. As medidas foram realizadas em todas as visitas.

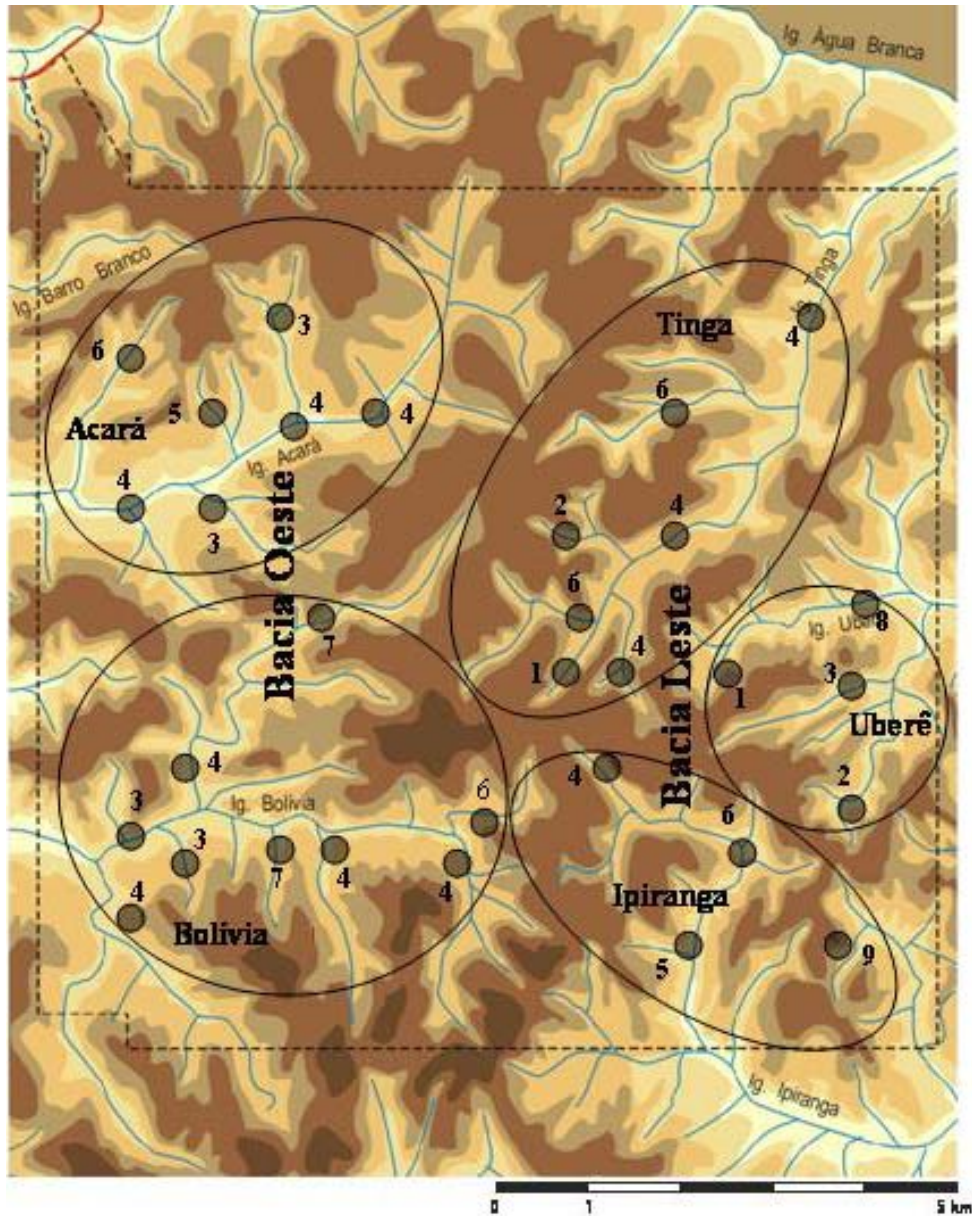


Figura 2. Pontos de amostragem nas duas bacias de drenagem na RFAD. Os círculos maiores delimitam as cinco micro-bacias de drenagem e os pontos representam as parcelas de amostragem em cada micro-bacia. Os números próximos de cada ponto representam o número de poças amostradas em cada parcela.

A área de cada poça foi determinada através da sobreposição de uma rede de nylon com quadrantes (12 cm entre nós opostos; 144 cm² de área) sobre todo o perímetro da poça. Os quadrantes foram contados e multiplicados por 144 cm² e, posteriormente, transformados em m². A área das poças foram medidas em todas as visitas e a média foi usada nas análises.

A distância da poça ao córrego foi determinada estendendo-se uma trena da margem da poça até a margem do córrego considerando-se a menor distância.

A profundidade média da coluna d'água, camada de folhiço e profundidade da poça foram medidas com fita métrica (precisão de 0,1 cm), em quatro pontos equidistantes ao longo do maior comprimento da poça. A profundidade da água foi medida da superfície até o início da camada de folhiço (Hero, 1991). A profundidade do folhiço foi medida do início da camada de folhiço até o substrato de fundo (Pazin *et al.*, 2006). Estas medidas foram utilizadas para representar a complexidade do hábitat. A profundidade total da poça foi o somatório de ambas as medidas. Um índice de hidroperíodo da poça foi determinado através do número de meses em que a poça armazenava água. Este índice foi registrado para cada período de amostragem (outubro/2002 a setembro/2003; outubro/2003 a setembro/2004 e outubro/2004 a agosto/2005).

2.5. Procedimento de coleta de girinos e predadores

Os girinos e predadores (peixes, larvas de Odonata, Belostomatidae e sapos do gênero *Pipa*) foram coletados utilizando-se uma peneira e/ou puçá, no período diurno. Toda a extensão da poça foi amostrada por varredura em um intervalo de 20 a 45 minutos, segundo procedimento sugerido por Gascon (1991) e Shaffer *et al.* (1994). O folhiço foi removido para facilitar o encontro dos espécimes. Durante a coleta, os girinos, predadores vertebrados e invertebrados foram acondicionados em baldes distintos com água, para se ter uma maior precisão do número de indivíduos e espécies e diminuir o estresse de manipulação. Após o término da coleta, todo o folhiço e os indivíduos foram devolvidos à poça, exceto alguns exemplares das espécies cuja identificação não foi confiável. Os girinos foram identificados com a chave de identificação de Hero (1990). Os espécimes testemunhos foram depositados na Coleção Zoológica do INPA (INPA-H 16891 - 16955). Os peixes foram identificados com

as chaves para peixes da América do Sul (Gery, 1977; Kullander, 1986; Mago-Leccia, 1994) e confirmado por especialistas do INPA.

2.6. Análises dos dados

A correlação de Spearman foi usada para avaliar a independências entre as variáveis ambientais da parcela e da poça. As variáveis abertura do dossel, área do baixio, largura do córrego e número de poças apresentaram fracas correlações (Tabela 1) e, portanto, todas foram usadas nas análises para representar as características das Parcelas.

Tabela 1. Coeficiente de correlação das variáveis ambientais usadas na análise de regressão múltipla representando as características estruturais das parcelas.

Variáveis ambientais	N. poças	Dossel	Área do Baixio	Largura do córrego
N. poças	1.000			
Dossel	0.071	1.000		
Area do Baixio	0.209	0.271	1.000	
Largura do córrego	0.268	0.128	0.348	1.000

A Condutividade (cond), distância da poça ao córrego (Dist. Córreg.), área da poça (log Área), profundidade da camada de folhiço (Folhiço), prof. d'água (Prof. Col. d'água), prof. total (prof. total), e abundância de predadores (log. Abu. Pred.) tiveram correlações moderadas a fortes (Tabela 2). Deste modo, apenas uma variável foi usada para representar cada grupo correlacionado.

Tabela 2. Coeficiente de correlação das variáveis ambientais a serem usadas na análise de regressão múltipla representando as características estruturais das poças.

Variáveis	Folhiço	Prof. d'água	Prof. total	Hidrop.	Dist.Córr.	Cond.	O ₂ dissolv.	pH	T °C	(log) Área	(log) Abu. Pred.
Folhiço	1.00										
Prof. água	0.70	1.00									
Prof. total	0.79	0.99	1.00								
Hidrop.	0.08	0.31	0.28	1.00							
Dist.Córr.	0.07	-0.06	-0.04	-0.20	1.00						
Cond.	0.04	0.09	0.09	0.04	0.08	1.00					
O ₂ dissolv.	0.02	0.28	0.25	0.33	-0.30	-0.13	1.00				
pH	-0.14	-0.19	-0.18	-0.01	0.00	-0.55	-0.05	1.00			
Temp.	-0.23	-0.11	-0.14	-0.01	-0.15	0.28	0.02	-0.34	1.00		
(log) Área	0.56	0.47	0.24	0.24	-0.35	0.01	0.31	-0.22	-0.07	1.00	
(log) Abu.Pred.	0.42	0.58	0.25	0.25	-0.59	-0.12	0.28	-0.01	-0.06	0.60	1.00

A hipótese nula de que o padrão de distribuição das espécies de girinos encontradas entre as parcelas ocorre ao acaso foi testada usando o modelo nulo do programa computacional Ecosim (Gotelli & Entsminger, 2000). Este modelo pode ser considerado como ferramenta complementar na pesquisa dos mecanismos estruturando as comunidades ecológicas (Kelt and Brown 2001; Gotelli and McCabe, 2002). A rejeição da hipótese nula indica que a distribuição das espécies de girinos entre as parcelas ocorre de forma determinística. O modelo nulo preserva o número de locais onde cada espécie foi encontrada. A probabilidade de um local ser ocupado por uma espécie foi proporcional ao número de espécies de cada local (total da coluna). Cada matriz criada tem a mesma quantidade de linhas e colunas que a matriz original (Connor & Simberloff, 1979). O modelo cria 5.000 matrizes ao acaso e calcula o C-score para testar se existe diferença entre o padrão de distribuição observado e o simulado (Stone & Roberts, 1990). O C-score é robusto para o erro tipo I (baixa chance de rejeitar a hipótese nula quando ela é verdadeira) e, assim, tem bastante poder para detectar padrões ao acaso em conjunto de dados com ruídos e permite que as espécies variem em seus padrões de colonização (Gotelli, 2000). Valores menores ou maiores que os simulados indicam que o padrão de distribuição das espécies não ocorre ao acaso.

A dimensionalidade dos dados de composição das comunidades de girinos foi reduzida por análises multivariadas. A ordenação foi realizada com a análise das coordenadas principais (PCoA) para obter linearidade e ortogonalidade dos eixos de ordenação, requisitos das análises inferenciais multivariadas (Anderson & Willis, 2003). As ordenações foram feitas usando os dados quantitativos e dados de presença/ausência das espécies de girinos. A matriz de associação usada em PCoA foi construída usando a distância de Bray-Curtis, após a padronização dos dados (parcelas ou poças) por divisão pela soma dos indivíduos em cada parcela (Belbin, 1992). A ordenação dos dados quantitativos foi usada para capturar o padrão referente às espécies mais abundantes, podendo este ter maior contribuição quantitativa para a diferença entre os locais (Costa *et al.*, 2005). Quando usados os dados de presença-ausência optou-se pelo índice de Sørensen (Legendre & Legendre 1983). Os dados de presença-ausência evidenciam as espécies raras, porque as espécies mais abundantes ocorrem em quase todos os locais contribuindo pouco para a diferença entre eles. Segundo Faith *et al.* (1987) e Minchin (1987) o método do escalonamento multidimensional (MDS) é mais robusto para variações nos padrões de amostragens e, juntamente com a não pressuposição de linearidade, pode ser considerado melhor que o PCoA para descrever gradientes ecológicos. Entretanto, Anderson & Willis (2003) advertiram que análises de regressão multivariada apenas são válidas para eixos derivados de análises eigen, como PCA e PCoA, porque os eixos derivados do MDS (ou HMDS) não são perfeitamente ortogonais em relação as variáveis originais. Neste estudo, embora o HMDS tenha conseguido capturar maior porcentagem de explicação em dois eixos para a composição de espécies de girinos nas parcelas (dados quantitativos 61 % e qualitativos 77 %) que o PcoA (quantitativos 54 % e qualitativos 74 %), o resultado para a composição de espécies de girinos em poças foi inverso (dados quantitativos 53 e 58 % e qualitativos 61 e 73 % respectivamente). Entretanto, os resultados prévios das análises de regressão multivariada tendo como variável dependente os escores da ordenação expressas

pelos dois primeiros eixos da PCoA e HMDS foram similares. Deste modo, foi feita opção pelo método de ordenação métrica PCoA (Gauch, 1982).

A ordenação métrica do PCoA foi realizada em dois grupos de análises: A) para a organização da comunidade de girinos usando a parcela como unidade amostral, foi usada a média de indivíduos por parcela levando em consideração o número de poças presentes; B) uma poça dentro de cada parcela foi sorteada para avaliar os efeitos das características estruturais das poças sobre a composição de espécies de girinos. No entanto, dois novos sorteios, sem reposição, com diferentes números de poças foram realizados. As parcelas com uma única poça entrou apenas na primeira análise (Tabela 3). A área da poça foi logaritimizada para assumir as premissas de linearidade. Nos sorteios foram utilizadas 28 parcelas, pois três parcelas foram outliers por conterem somente poças maiores que 3,8 m².

Foram realizadas ordenações (com os dados quantitativos e qualitativos) da composição de espécies de girinos para cada sorteio das poças e, conseqüentemente, análises de regressão múltipla multivariada foram realizadas entre os escores de cada ordenação contra as características estruturais não correlacionadas das poças para averiguação da consistência do padrão. Os resultados das análises não foram consistentes, variando conforme a seleção das poças (Tabela 3).

Tabela 3. Valores das probabilidades para as seis análises de regressão múltipla, três com os dados de abundância (AB) e três com os dados de presença e ausência (PA), mostrando a inconsistência do padrão em relação ao número de poças sorteadas.

Var. ambientais	AB 28	AB 24	AB 16	PA 28	PA 24	PA 16
Hidroperíodo	0.49998	0.26276	0.61801	0.73304	0.14106	0.76496
Dist. córrego	0.64742	0.24364	0.50855	0.93510	0.16105	0.81113
pH	0.89477	0.84395	0.55369	0.84265	0.43307	0.44101
O ₂ dissolvido	0.69779	0.70041	0.38872	0.35030	0.48778	0.28569
Temperatura	0.19062	0.60894	0.45344	0.23954	0.49477	0.28569
Área (log)	0.04768	0.87787	0.97187	0.01392	0.94550	0.68402

As equações de regressões múltiplas foram comparadas para avaliar se os três conjuntos de dados estimam a mesma função no conjunto de regressões (Zar, 1999). Análises de regressões múltiplas foram realizadas para cada sorteio e os graus de liberdade e a soma dos quadrados dos resíduos registrados. Os dados dos três sorteios (composição e características ambientais) foram combinados e uma nova análise de regressão múltipla foi realizada para registro dos graus de liberdade e da soma dos quadrados dos resíduos. A hipótese nula de que a função das regressões de todas as três amostras estima o mesmo conjunto da regressão foi testada segundo a fórmula:

$$F = \frac{\frac{SS_t - SS_p}{(M + 1)(K + 1)}}{\frac{SS_p}{DF_p}}$$

onde, SS_t é a soma dos quadrados dos resíduos da análise com os dados combinados, SS_p é a soma de todos os quadrados dos resíduos e o DF_p a soma de todos os graus de liberdade dos resíduos das análises individuais. O M é o número de variáveis independentes (seis = hidroperíodo, distância da poça ao córrego, pH, O_2 dissolvido, Temperatura e log da área) e K o total de regressões individuais realizadas ($K=3$). A hipótese nula foi aceita para dados quantitativos ($P > 0,50$) e qualitativos ($P > 0,20$), indicando que o primeiro sorteio pode ser usado para avaliar a influência das características ambientais e estruturais das poças sobre a composição de espécies de girinos.

As relações entre fatores abióticos e composição de espécies de girinos das parcelas e poças, representadas pelos primeiros dois eixos do PCoA, foram investigadas por Regressão Múltipla Multivariada (RMM) pelos seguintes modelos: a) parcelas: Composição das espécies de girinos (eixo 1 e 2) = a + abertura do dossel + largura do córrego + área do baixio + número de poças na parcela; b) poças: Composição das espécies de girinos (eixo 1 e 2) = a + hidroperíodo + distância da poça ao córrego + pH + oxigênio dissolvido (O_2) + temperatura +

área da poça (log). Análises de regressão múltipla também foram realizadas para testar a relação dos fatores abióticos sobre a riqueza de espécies tanto nas parcelas quanto nas poças.

Para avaliar a influência de bacias de drenagem e micro-bacias de drenagem sobre a composição e riqueza de espécies foi usada MANOVA e ANOVA respectivamente. A ANOVA também foi utilizada para testar diferenças entre as bacias e micro-bacias de drenagem. Foram realizadas análises de gradiente direto (Gauch, 1982) da abundância relativa das espécies em relação à largura do córrego e área da poça (log).

3. Resultados

3.1. Variação nos fatores ambientais das parcelas

O número médio de poças nas parcelas foi de 4,4; a largura média do córrego foi 2,65 m; a área média do baixio 2217 m² e abertura média do dossel 11,5 (Tabela 4). Não houve diferença entre as bacias no número de poças ($N = 31$; $F_{1,29} = 0,011$; $P = 0,92$), largura do córrego ($N = 31$; $F_{1,29} = 0,548$; $P = 0,47$) e da abertura de dossel ($N = 31$; $F_{1,29} = 0,146$; $P = 0,70$), entretanto, houve diferença entre as bacias na área média do baixio ($N = 31$; $F_{1,29} = 3,981$; $P = 0,05$), sendo que os baixos da bacia oeste foram, em média, maiores que os da bacia leste (Tabela 4).

Tabela 4. Número de poças e variáveis ambientais (Largura média do córrego = LMC; área média do Baixio = área e abertura média do dossel = Dossel) que caracterizam cada bacia de drenagem. Ext. é a amplitude dos dados e EP é o erro padrão.

Variável	Bacia Oeste (N=16)		Bacia Leste (N=15)		RFAD (N=31)
	Méd.±EP	Ext.	Méd.±EP	Ext.	Méd.±EP
N poças	4,4±0,34	3-7	4,3±0,6	1-9	4,4±0,34
LMC (m)	2,8±0,3	1,3-5,3	2,5±0,3	0,7-5,2	2,65±0,21
Área (m²)	2416±53,7	1875-2550	2005±204	890-3652	2217±108
Dossel	11,6±0,6	8,1-17,3	11,3±0,9	6,1-18,3	11,5±0,5

Não houve diferença no número de poças ($N = 31$; $F_{4,26} = 1,207$; $P = 0,33$), largura média do córrego ($N = 31$; $F_{4,26} = 0,248$; $P = 0,91$) e abertura média do dossel ($N = 31$; $F_{4,26} = 0,825$; $P = 0,51$) entre as micro-bacias. Entretanto, houve diferença entre micro-bacias na área média do baixo ($N = 31$; $F_{4,26} = 4,653$; $P = 0,006$). A micro-bacia do Uberê teve a menor área do baixo em relação às demais micro-bacias ($P < 0,05$; Tabela 5).

Tabela 5. Número de poças e variáveis ambientais (Largura média do córrego = LMC; área média do Baixo = área e abertura média do dossel = Dossel) que caracterizam cada micro-bacia de drenagem. Abaixo da média segue a range dos dados.

Variável	Bacia Oeste (N=16)		Bacia Leste (N=15)		
	Acará (N=7)	Bolívia (N=9)	Ipiranga (N=4)	Tinga (N=7)	Uberê (N=4)
N poças	4,1±0,4 (3 – 6)	4,7±0,5 (3 – 7)	6,0±01,1 (4 – 9)	3,85±0,7 (1 – 6)	3,5±1,6 (1 – 8)
LMC.	2,7±0,5 (1,26 – 5,11)	2,8±0,4 (1,3 – 5,3)	2,6±0,4 (1,6 – 3,3)	2,6±0,5 (1,0 – 5,2)	2,2±0,5 (0,7 – 3,2)
Área	2321,4±115,3 (1875 – 2500)	2488,8±18,2 (2350 – 2550)	2471,9±490,4 (1250 – 3562)	2150,0±235,5 (1250 – 2700)	1285,0±204,1 (890 – 1750)
Dossel	10,6±0,7 (8,1 – 13,2)	12,5±0,9 (9,1 – 17,1)	11,6±1,2 (9,2 – 14,9)	11,9±1,6 (6,1 – 18,3)	9,7±1,2 (7,1 – 12,9)

3.2. Variação nos fatores ambientais das poças

As poças tiveram, em média, baixo pH (4,2), oxigênio dissolvido (1,74 mg.l⁻¹), temperatura (25,1 °C) e hidroperíodo médio de 4,14 meses. As poças foram pequenas (1,75 m²) e distanciavam-se, em média, 10,32 m do córrego (Tabela 6). Não houve diferença entre as bacias de drenagem em relação à área da poça ($N = 28$; $F_{1,26} = 0,729$; $P = 0,40$), oxigênio dissolvido ($N = 28$; $F_{1,26} = 0,099$; $P = 0,75$), pH ($N = 28$; $F_{1,26} = 3,2100$; $P = 0,08$), temperatura ($N = 28$; $F_{1,26} = 2,6824$; $P = 0,11$), hidroperíodo ($N = 28$; $F_{1,26} = 0,1506$; $P = 0,70$) e distância da poça ao córrego ($N = 28$; $F_{1,26} = 0,8687$; $P = 0,36$).

Não existiu diferença entre as micro-bacias em relação à área da poça ($N = 28$; $F_{4,23} = 1,126$; $P = 0,37$), oxigênio dissolvido ($N = 28$; $F_{4,23} = 0,9987$; $P = 0,43$), hidroperíodo ($N = 28$; $F_{4,23} = 0,758$; $P = 0,56$) e distância da poça ao córrego ($N = 28$; $F_{4,23} = 1,637$; $P = 0,20$). Entretanto, houve diferença de temperatura ($N = 28$; $F_{4,23} = 4,113$; $P = 0,011$) e pH entre as

micro-bacias de drenagem ($N = 28$; $F_{4,23} = 5,831$; $P = 0,002$). A micro-bacia do Acará apresentou pH menor que as demais micro-bacias ($P < 0,05$; Tabela 6).

Tabela 6. Variáveis ambientais da poça (PO) separados por micro-bacias. Oxigênio (O_2) dissolvido medido em miligramas por litro ($mg.l^{-1}$), potencial hidrogeniônico (pH), Área da poça medida em m^2 e Distância da poça ao córrego (DISTPC) medida em m.

Variável	Bacia Oeste (N=16)		Bacia Leste (N=15)			RFAD (N=31)
	Acará (N=7)	Bolívia (N=9)	Ipiranga (N=4)	Tinga (N=7)	Úbere (N=4)	
Hidroperíodo	3,4±0,5 (2-6)	4,3±0,5 (2,5-6)	3,5±0,6 (2-5)	4,0±0,6 (1-6)	4,5±0,6 (3-5,5)	4,14±0,25
Temperatura	25,5±0,1 (25,0-26,0)	25,1±0,1 (24,6-25,4)	24,5±0,3 (23,9-25,1)	24,9±0,3 (24,2-26,4)	25,4±0,3 (24,7-26,2)	25,10±0,09
O_2 dissolvido	1,7±0,2 (0,9-2,3)	1,7±0,3 (1,0-3,6)	1,3±0,2 (0,8-1,7)	2,1±0,3 (1,3-3,6)	1,4±0,2 (0,9-1,8)	1,74±0,10
pH	3,6±0,2 (2,9-4,2)	4,5±0,1 (4,2-4,8)	4,5±0,1 (4,4-4,6)	4,2±0,2 (3,0-4,9)	4,5±0,2 (3,9-4,7)	4,20±0,09
Área da poça	1,5±0,4 (0,6-3,7)	2,6±1,0 (0,3-8,2)	2,2±1,4 (0,3-6,4)	1,7±0,9 (0,3-6,9)	2,3±0,7 (1,0-3,7)	1,75±0,22
DISTPC	7,4±1,2 (3,8-11,5)	16,9±5,8 (2,0-48,1)	17,5±4,7 (9,9-31,2)	6,9±2,2 (1,5-18,5)	5,9±4,2 (0,3-18,5)	10,32±2,08

3.3. Composição da comunidade

Foram encontradas um total de 11 espécies de girinos nas poças, distribuídas em quatro famílias. A família Hylidae foi a mais diversa (Tabela 7). Das 11 espécies encontradas no estudo, quatro espécies (*O. taurinus*, *H. geographicus*, *P. vaillanti* e *L. riveroi*) corresponderam a mais de 80 % de todos os indivíduos coletados. Entretanto, *O. taurinus*, *Allobates* sp., *H. cinereascens*, *D. minutus* e *L. rhodomystax* ocorreram em maior número de parcelas (Tabela 8).

3.4. Estrutura da Comunidade nas parcelas

O padrão de co-ocorrência das espécies de girinos considerando a estrutura da parcela foi significativamente não aleatório em relação ao modelo nulo ($P < 0,001$). Existiu muito mais co-ocorrência entre as espécies nos dados observados (C-score = 26,58) que em 5.000 simulações ao acaso (C-score = 24,66).

Os dois primeiros eixos do PCoA explicaram muito da variância na ocorrência das espécies de girinos para dados quantitativos (54 %) e qualitativos (74 %). A análise de Regressão Múltipla Multivariada indicou que a composição de espécies nas parcelas, baseada nos dados de abundância, teve influência marginalmente significativa da largura do córrego (*Pillai Trace* = 0,185; $F_{2,25} = 2,839$; $P = 0,07$), mas não teve influência da abertura média do dossel (*Pillai Trace* = 0,027; $F_{2,25} = 0,347$; $P = 0,71$), área média do baixio (*Pillai Trace* = 0,072; $F_{2,25} = 0,963$; $P = 0,39$) e o número de poças na parcela (*Pillai Trace* = 0,097; $F_{2,25} = 1,336$; $P = 0,28$).

Apenas duas espécies estiveram restritas às porções extremas do gradiente de largura do córrego (*H. geographicus* e *P. vaillanti* ocorreram em córregos mais largos). *Osteocephalus taurinus* ocorreu em maior abundância nos córregos menores, mas não esteve restrita a eles. As outras espécies não apresentaram respostas a este fator, o que se reflete na fraca influência de largura de córrego sobre a estrutura da comunidade (Fig. 3).

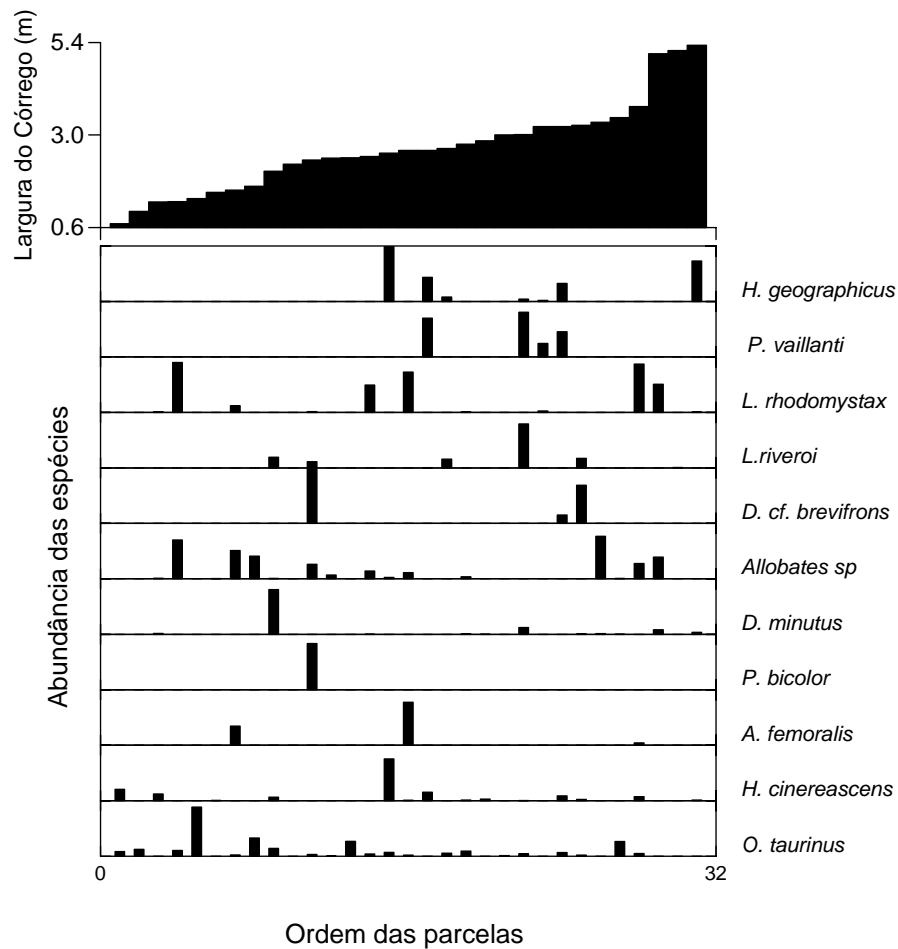


Figura 3. Distribuição das espécies de girinos ao longo do gradiente de largura do córrego dentro das parcelas, RFAD, Manaus, AM.

A análise de Regressão Múltipla Multivariada indicou que a composição da comunidade de girinos, com base nos dados de presença-ausência foi influenciada pela largura do córrego ($Pillai Trace = 0,206$; $F_{2,25} = 3,253$; $P = 0,05$), sendo a composição de espécies de girinos em poças próximas a córregos maiores distintas de córregos menores. Entretanto, não houve influência da abertura média do dossel ($Pillai Trace = 0,014$; $F_{2,25} = 0,178$; $P = 0,83$), área média do baixio ($Pillai Trace = 0,059$; $F_{2,25} = 0,782$; $P = 0,46$) e número de poças na parcela ($Pillai Trace = 0,078$; $F_{2,25} = 1,063$; $P = 0,36$).

3.5. Estrutura da comunidade nas poças

Os dois primeiros eixos do PCoA explicaram muito da variância na ocorrência das espécies de girinos para dados quantitativos (65 %) e qualitativos (79 %). A análise de Regressão Múltipla Multivariada indicou que a composição de espécies de girinos, baseada nos dados de abundância não foi relacionada com a área da poça (log) (*Pillai Trace* = 0,178; $F_{2,20} = 2,166$; $P = 0,14$), pH (*Pillai Trace* = 0,011; $F_{2,20} = 0,111$; $P = 0,89$), oxigênio dissolvido (*Pillai Trace* = 0,001; $F_{2,20} = 0,076$; $P = 0,93$), hidroperíodo (*Pillai Trace* = 0,064; $F_{2,20} = 0,685$; $P = 0,51$), temperatura (*Pillai Trace* = 0,164; $F_{2,20} = 1,968$; $P = 0,16$) e distância da poça ao córrego (*Pillai Trace* = 0,010; $F_{2,20} = 0,107$; $P = 0,89$). Os efeitos das variáveis que representam a estrutura das poças não mudaram quando foram usados dados de presença-ausência das espécies em outra análise de Regressão Múltipla Multivariada (pH: *Pillai Trace* = 0,025; $F_{2,20} = 0,257$; $P = 0,77$; oxigênio dissolvido: *Pillai Trace* = 0,042; $F_{2,20} = 0,445$; $P = 0,64$; hidroperíodo: *Pillai Trace* = 0,122; $F_{2,20} = 1,397$; $P = 0,27$; temperatura: *Pillai Trace* = 0,065; $F_{2,20} = 0,699$; $P = 0,51$ e a distância da poça ao córrego: *Pillai Trace* = 0,0003; $F_{2,20} = 0,003$; $P = 0,99$). Entretanto, a composição das espécies de girinos foi influenciada pela área da poça (log) (*Pillai Trace* = 0,262; $F_{2,20} = 3,550$; $P = 0,04$).

O padrão de distribuição das espécies foi evidente ao longo do gradiente de área da poça, evidenciando uma moderada taxa de substituição (Fig. 4).

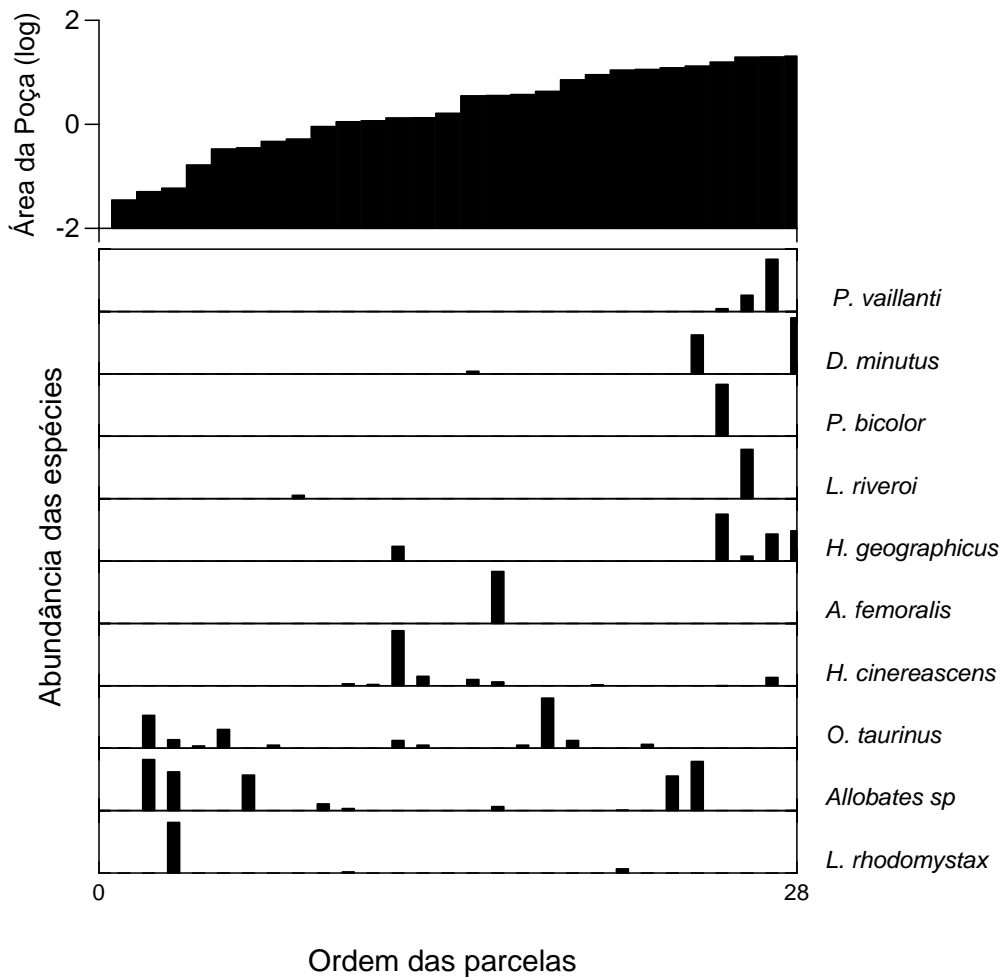


Figura 4. Distribuição das espécies de girinos ao longo do gradiente da área das poças, RFAD, Manaus, AM.

3.6. Composição de espécies entre bacias (meso-escala) e micro-bacias de drenagem (micro-escala)

A composição de espécies das comunidades de girinos com base em dados quantitativos não diferiu entre as bacias de drenagem (MANOVA: *Pillai Trace* = 0,099; $F_{2,25} = 1,368$; $P = 0,27$). Porém, diferiram significativamente entre as micro-bacias de drenagem (MANOVA: *Pillai Trace* = 0,502; $F_{6,52} = 2,904$; $P = 0,016$; Fig. 5). A composição de espécies das comunidades de girinos com base em dados de presença /ausência não diferiu significativamente entre as bacias (MANOVA: *Pillai Trace* = 0,166; $F_{2,25} = 2,479$; $P = 0,10$) ou micro-bacias de drenagem (MANOVA: *Pillai Trace* = 0,369; $F_{6,52} = 1,961$; $P = 0,08$).

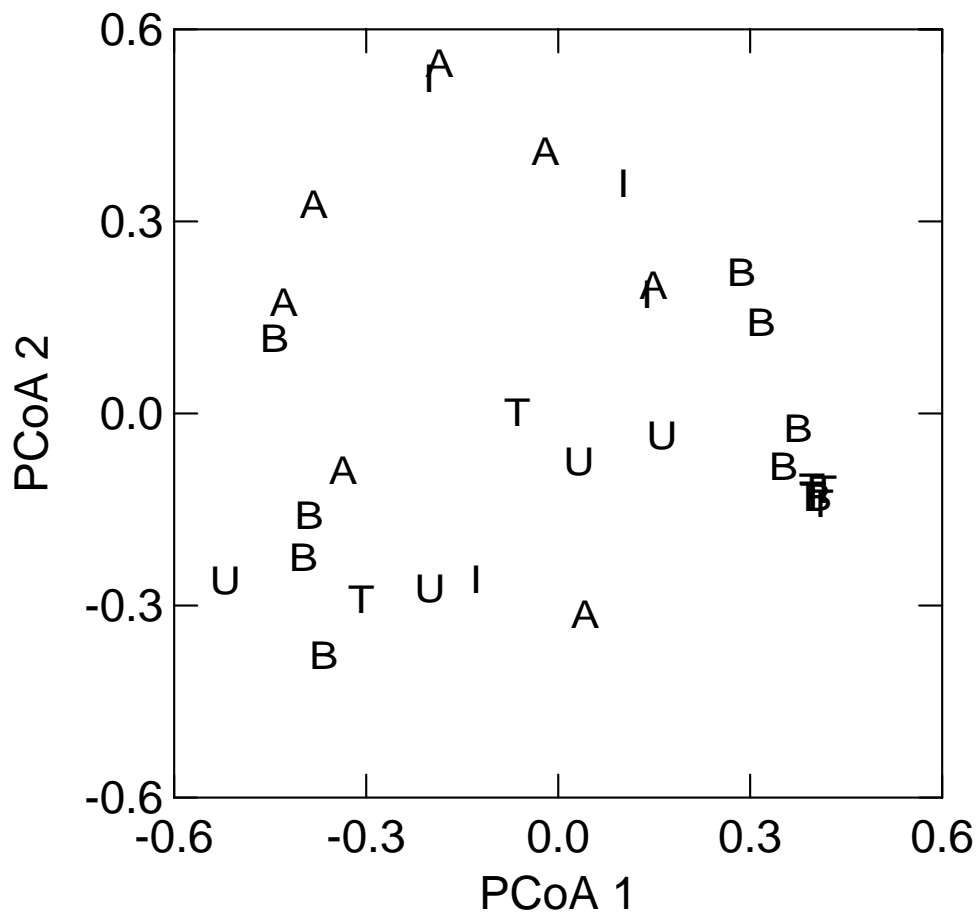


Figura 5. Relação da composição de espécies de girinos com dados quantitativos resumidos pela análise de coordenadas principais (PCoA) com as micro-bacias de drenagem (A = Acará; B = Bolívia; I = Ipiranga; T = Tinga e U = Úbere).

3.7. Riqueza de espécies nas parcelas e poças

A análise de Regressão Múltipla indicou que a riqueza de espécies de girinos nas parcelas não foi influenciada pelo número de poças ($P = 0,34$), largura do córrego ($P = 0,32$), abertura do dossel ($P = 0,96$) e largura do baixio ($P = 0,56$). Não houve diferença de riqueza de espécies entre as bacias de drenagem (ANOVA: $N = 31$; $F_{1,26} = 0,042$; $P = 0,84$) e micro-bacias de drenagem (ANOVA: $N = 31$; $F_{3,26} = 2,526$; $P = 0,077$).

A análise de Regressão Múltipla indicou que a riqueza de espécies de girinos não aumentou com a área da poça ($P = 0,14$), hidroperíodo ($P = 0,96$) e com a distância da poça ao córrego ($P = 0,12$). A temperatura ($P = 0,36$), oxigênio dissolvido ($P = 0,52$) e pH ($P = 0,06$) medidos nas poças não influenciaram a riqueza de espécies de girinos em poças próximas aos

córregos. Não houve diferença na riqueza de espécies entre as bacias de drenagem (ANOVA: $N = 28$; $F_{1,23} = 1,23$; $P = 0,29$) e micro-bacias de drenagem (ANOVA: $N = 28$; $F_{3,23} = 2,10$; $P = 0,06$).

4. Discussão

4.1. Composição da Comunidade

O número de espécies de girinos (11) encontrados em poças próxima aos córregos neste estudo, está de acordo com os resultados obtidos por Hero (1990) e Lima *et al.* (2006) que registraram 13 espécies de girinos em poças próximas aos córregos na micro-bacia do Acará e para toda a RFAD, respectivamente. Portanto, apenas duas espécies não foram coletadas neste estudo (*Rhinella proboscidea* e *Hypsiboas boans*), pois os girinos destas espécies ocorrem em pequenas poças que são formadas em leitos de córregos temporários e em pequenas depressões próximas aos córregos na época seca, respectivamente. Azevedo-Ramos *et al.* (1999) encontrou 13 espécies de girinos de poças em Savana em Alter do Chão, Pará e Gascon (1991) registrou oito espécies de girinos de poças em floresta no PDBFF. Ambos os estudos foram realizados na Amazônia Central.

Leptodactylus knudseni e *L. mystaceus* e *Phyllomedusa tarsius* foram encontradas uma única vez reproduzindo em poças nas margens de córregos nos estudos de Hero (1990) e Gascon (1991), respectivamente. No entanto, neste estudo e no estudo de Lima *et al.* (2006), que envolveram uma maior amostragem, não foi encontrada nenhuma destas espécies reproduzindo em poças próximas a córregos, indicando que os encontros de Hero (1990) e Gascon (1991) foram eventos raros, já que estas espécies foram encontradas reproduzindo freqüentemente e em grandes densidades em poças isoladas em platôs (Lima *et al.* 2006). Outras espécies, como *Rhinella proboscidea*, *Chiasmocleis hudsoni* e *C. shudikarensis* não foram encontradas neste estudo, mas foram registradas por Hero (1990). *Rhinella proboscidea* é encontrado em poças efêmeras, formadas principalmente em nascentes de córrego e *C.*

hudsoni e *C. shudikarensis* (reprodutores explosivos) em poças efêmeras, próximas aos córregos ou isoladas, respectivamente. Gascon (1991) observou o mesmo resultado para *C. shudikarensis*, concluindo que o sucesso reprodutivo pode ser maior em poças efêmeras que em poças permanentes, devido à grande quantidade de predadores e à fragilidade e permanência da presa que fica suspensa na coluna d'água.

As parcelas do presente estudo foram distribuídas de forma a cobrir todas as bacias e micro-bacias da RFAD, incluindo córregos de primeira, segunda e terceira ordens. Entretanto, as características reprodutivas apresentadas pelas espécies citadas acima (por ex., reprodução explosiva) podem tê-las excluído das nossas amostras. Contudo, o presente estudo conseguiu amostrar potencialmente todas as espécies que reproduzem em poças próximas aos córregos, podendo os resultados aqui gerados ser generalizados para toda a comunidade de girinos ocorrentes em poças próximas aos córregos na RFAD e possivelmente para as florestas de terra-firme na Amazônia Central.

4.2. Estrutura da Comunidade nas parcelas

A existência de um padrão de co-ocorrência das espécies de girinos não aleatório, levando em consideração as parcelas, sugere que a distribuição das espécies de girinos em poças próximas aos córregos seja determinística (Gotelli & Entsminger, 2000) e que fatores bióticos ou abióticos possam estar contribuindo para a existência do padrão encontrado.

A largura do córrego influenciou a distribuição das espécies (dois primeiros eixos da PCoA), devido as espécies responderem de forma diferenciada a esta variável ambiental. Os girinos de *O. taurinus* e *H. cinereascens* desenvolvem-se principalmente em pequenas poças ou charcos próximos ou conectados a córregos de pequeno tamanho. Adultos de *O. taurinus* são considerados reprodutores oportunistas (Gascon 1992b) e desovam, principalmente, em poças recém-formadas ou em depressões úmidas pequenas e, por ter o tempo de desenvolvimento larval curto (25-30 dias) os girinos quase sempre metamorfoseiam antes da

poça secar (D.J.Rodrigues obs. pess.), sendo característico de reprodutores oportunistas (Heyer, 1979). Os girinos de *H. cinereascens* ocorrem principalmente em pequenas poças dentro de charcos ao lado de córregos pequenos (Gascon, 1991; presente estudo). A variação no nível d'água durante fortes chuvas é menor em córregos pequenos que em córregos grandes e, portanto a falta de correntezas fortes facilita a permanência das espécies nestes habitats.

Por outro lado, *H. geographicus* e *P. vaillanti* ocorrem em poças grandes próximas a grandes córregos ou em pequenos remansos destes. Na RFAD adultos de *H. geographicus* e *P. vaillanti* são encontrados apenas nestes ambientes. Os girinos destas espécies possuem grande período larval (variando de três a cinco meses respectivamente) necessitando de grandes corpos d'água (menos efêmeros) para o completo desenvolvimento dos girinos. Grandes poças são geralmente formadas ao lado de grandes córregos, devido aos efeitos da inundação lateral (capacidade de fluxo d'água maior) (Hodnett *et al.*, 1997). Este fluxo d'água permite um maior hidroperíodo da poça e, conseqüentemente, tempo hábil para os girinos das espécies citadas completarem o desenvolvimento (Skelly, 1997). Entretanto, poças com hidroperíodo maiores contêm maior quantidade de predadores (Peltzer & Lajmanovich, 2004) e a pressão de predação nesses ambientes pode ter levado ao desenvolvimento de estratégias como a formação de cardumes e impalatabilidade em *H. geographicus* e *P. vaillanti* (Caldwell, 1989; Hero, 1990). Por outro lado, *O. taurinus* e *H. cinereascens* têm taxa de desenvolvimento mais acelerada e são palatáveis para peixes (Hero, 2001), podendo ser hábeis para usar ambientes efêmeros, como relatado para outras espécies nos estudos de Skelly (1997) e Eterovick & Sazima (2000).

Outros estudos demonstraram a influência do tamanho ou largura do córrego sobre a distribuição de girinos e adultos (Parris & McCarthy, 1999; Eterovick, 2003; Eterovick & Barros, 2003). Segundo Hodnett *et al.* (1997) os baixios das florestas de terra-firme na

Amazônia, onde foi realizado este estudo, sofrem freqüentes inundações instantâneas devido às cheias dos córregos em resposta à chuva local. A variação no regime hidrológico dos córregos influencia a velocidade e profundidade da água, tipo de substrato e suprimento de matéria orgânica, sendo mais variável em córregos de primeira ordem (Zweimüller, 1995). As inundações podem lixiviar toda a matéria orgânica depositada no fundo das poças e, conseqüentemente, excluir destes hábitats espécies que sobrevivem entre as camadas de folhíço ou em poças próximas a córregos (por ex. *Allobates* sp. e *H. cinereascens*). Além de eliminar indivíduos de um determinado local, a perturbação pode modificar a composição de espécies (Kneitel & Chase, 2004). A mudança na composição de espécies de girinos em relação ao gradiente largura do córrego (Figura 3) deixa claro que esta variável possui um efeito juntamente com a área da poça na estruturação das comunidades de girinos de poças ripárias, pois poças maiores são formadas, geralmente, nas margens de córregos maiores.

4.3. Estrutura da comunidade nas poças

Vários estudos têm documentado a importância da área de poças sobre a composição ou riqueza de espécies de anuros na fase larval (Heyer, 1975; Hero *et al.*, 1998; Ricklefs & Lovette, 1999; Azevedo-Ramos *et al.*, 1999; Peltzer *et al.*, 2003; Peltzer & Lajmanovich, 2004; Urban, 2004; Sanderson *et al.*, 2005), alegando principalmente que a relação entre elas pode ser devido aos efeitos hábitat-ilha (Peltzer & Lajmanovich, 2004) com a menor riqueza de espécie ocorrendo em hábitats menores (Peltzer *et al.*, 2003). Estudos avaliando o efeito de área sobre os anuros (por. ex., Hecnar & M'Closkey, 1997) demonstraram ser este o mais importante fator determinando a riqueza de espécies. Entretanto, outras variáveis que são correlacionadas com a área da poça como, hidroperíodo (Heyer, 1975; Pechmann *et al.*, 1989; Gascon, 1991; Semlitsch *et al.*, 1996; Werner & Glennemeier, 1999; Lane & Mahony, 2002; Eterovick & Fernandes, 2002; Paton & Crouch III; Buskirk, 2003; Sanderson *et al.*, 2005), profundidade do folhíço (Sredl & Collins, 1992; Brown, 2003) e predadores aquáticos

(Magnusson & Hero, 1991; Hero *et al.*, 1998; 2001) foram detectados influenciando a composição ou riqueza de espécie de girinos.

Peltzer & Lajmanovich (2004) e Gascon (1991) relataram que o hidroperíodo e tamanhos instáveis das poças durante as primeiras chuvas restringem as espécies que depositam seus ovos diretamente na água. Entretanto, reprodutores oportunistas como *O. taurinus* (Gascon, 1992b) e *L. rhodomystax* ovipõem nestas poças, provavelmente pelo rápido desenvolvimento larval e adaptação dos girinos. Espécies que têm longos períodos de desenvolvimento larval como, *P. bicolor*, *P. vaillanti*, *H. geographycus*, *L. riveroi* utilizam poças grandes com hidroperíodos prolongados, o que torna a comunidade mais complexa e mais rica em número de espécies. Os girinos das espécies que reproduziram em janeiro e fevereiro (início para o meio da estação) podem ser encontrados juntamente com os girinos de espécies que reproduzem do meio para o final da estação chuvosa (março a maio) (por ex., girinos de *P. vaillanti* convivendo com *O. taurinus*).

4.4. Composição de espécies entre bacias (meso-escala) e micro-bacias de drenagem (micro-escala)

Estudos recentes na RFAD mostraram que a composição de espécies de peixes de córregos (Mendonça *et al.*, 2005), arbustos do gênero *Psychotria* (Kinupp & Magnusson, 2005), marantáceas (Drucker, 2005) e plantas herbáceas (Costa *et al.*, 2005) diferenciam-se entre as duas principais bacias de drenagem que compõem a reserva. No entanto, as assembléias de peixes de poças que ocorrem próximas aos córregos foram similares entre as bacias (Pazin *et al.*, 2006). Estes autores atribuíram a similaridade das assembléias de peixes à suas adaptações a estes habitats. Este estudo mostrou que houve dissimilaridade na composição de espécies de girinos entre as bacias de drenagem. Porém, ao avaliar os efeitos de bacias de drenagem levando em consideração os efeitos de micro-bacia, conclui-se que a dissimilaridade na composição de espécies foi causada pelos efeitos locais das micro-bacias,

principalmente pela micro-bacia do Uberê (bacia Leste) que apresentou a área média do baixo e número de poças menores que as outras micro-bacias. *Dendropsophus cf. brevifrons* e *P. bicolor* ocorrem nas duas bacias de drenagem da RFAD (Lima *et al.*, 2006), mas no presente estudo foram encontradas apenas na bacia leste (Tabela 7). A distribuição dos girinos de *Dendropsophus cf. brevifrons* e *P. bicolor* na RFAD pode estar relacionada à formação de grandes poças ou à fenologia reprodutiva como observado para *L. rhodomystax* que não reproduziu no primeiro ano de amostragem provavelmente, devido à baixa pluviosidade nos meses de janeiro e fevereiro (Capítulo II). Isto indica que as espécies podem responder individualmente para o hábitat ou ao regime pluviométrico (Gascon, 1991; Inger & Voris, 1993; Stumpel & Der Voet, 1998; Menin, 2005) e reproduzir em locais tendo certos atributos abióticos (Gascon, 1991). A efemeridade e imprevisibilidade das poças no tempo e espaço podem também afetar a distribuição das espécies sendo que a ocorrência das espécies em qualquer hábitat é determinada pela interação de ambos parâmetros físicos e bióticos (Heyer *et al.*, 1975).

Spencer *et al.* (2002) concluíram que comunidades fisicamente próximas podem ser similares, devido à dispersão, similaridades nas condições ambientais (por ex. micro-bacia do Acará, Bolívia e Ipiranga) ou porque ambos os processos são importantes (Ernest & Rödel, 2005). A distância entre as parcelas mais próximas em relação às bacias e micro-bacias na RFAD são pequenas (máximo de 1500 metros) e, conforme a distância de dispersão alcançada pelos anuros (média 2 Km segundo Smith & Green, 2005), a composição de espécies poderia ser similar em toda a RFAD, podendo ocorrer uma dissimilaridade acima de 10 km (Smith & Green, 2005). Entretanto, se as espécies podem chegar a qualquer local dentro da RFAD, os fatores que determinam a presença das espécies de anfíbios em poças são parte de uma complexa rede de relações (bióticas e abióticas) e é fortemente influenciadas pela situação local (Stumpel & Der Voet, 1998), tendo as regiões com semelhantes condições ambientais

uma composição de espécies similar (Chase, 2003; Ernest & Rödel, 2005). Drucker (2005) encontrou similaridade na composição de Marantaceae (dados quantitativos) entre as micro-bacias da bacia Oeste (Acará e Bolívia). O resultado de Drucker (2005) e o resultado deste estudo avaliando a diferença na composição de espécies na RFAD indicam que as micro-bacias do Acará, Bolívia e Ipiranga, por serem mais semelhantes entre si (por ex. baixios grandes, paisagem) do que as micro-bacias do Tinga e Uberê (por ex., baixios pequenos) possuem uma similaridade na composição de espécies, principalmente de girinos.

A estrutura da paisagem local juntamente com os predadores são também determinantes da diversidade local (Hecnar & M'closkey, 1996a). A variação da composição de espécies de anfíbios em micro-escala geográfica causando dissimilaridade na composição de espécies em escalas maiores foi atribuída à hidrografia local, topografia, tipo de solo e paisagem (Doan & Arriaga, 2002). Os fatores locais relatados para a estrutura da poça (por ex., área, hidroperíodo) ou fatores da paisagem regional parecem ser mais importantes em afetar a distribuição e a riqueza de espécies que a físico-química da água (Pearman, 1997; Hecnar & M'closkey, 1996b). Os processos locais (por ex., inundação, predação, estrutura da paisagem) são esperados produzir diferenças em escala regional entre as regiões que diferem consistentemente nas condições ambientais (Huston, 1999; Peltzer & Lajmanovich, 2004; Urban, 2004). A estrutura da paisagem afeta diretamente a distribuição dos adultos (Lanolino & Smith, 2003), podendo estes selecionar locais específicos para a reprodução, influenciando a distribuição dos girinos entre os habitats (Hero, 1990; Evans *et al.*, 1996; Alford, 1999; Eterovick & Barros, 2003). A disponibilidade de habitats reprodutivos é outro fator crítico limitando a distribuição da maioria das espécies de anuros na Amazônia Central (Zimmerman & Bierregaard, 1986), diferentemente do resultado observados neste estudo, onde o número de poças dentro das parcelas não foi relacionado com a composição ou riqueza de espécies.

4.5. Riqueza de espécies nas parcelas e poças

A riqueza de espécies de girinos não foi relacionada com as variáveis ambientais das parcelas. Eterovick (2003) não encontrou relação significativa entre a largura do córrego e riqueza de espécies de anuros em campos rupestres no Sudeste do Brasil, mas encontrou uma tendência no aumento da riqueza de espécies em relação ao aumento da largura do córrego. Parris & McCarthy (1999) encontraram forte relação entre a riqueza de espécies de anfíbios e a largura do córrego, sendo os córregos maiores, habitats adequados para as espécies de girinos que se desenvolvem lentamente (aproximadamente 11 meses) mesmo em ambientes com predadores e, córregos menores, por serem mais efêmeros, sendo mais adequados para espécies de desenvolvimento rápido. Embora, o resultado deste estudo seja similar ao encontrado por Eterovick (2003), os ambientes de córregos são totalmente diferentes em estrutura, características físico-químicas da água e composição de espécies que ambientes de poças. Eterovick & Barros (2003) concluíram que a baixa densidade de girinos em córregos foi devida ao regime de perturbação. A largura do córrego tem mais influência sobre a composição de espécies (por ex., *H. geographicus* e *P. vaillanti*) que diretamente sobre a riqueza de espécies de girinos de poças próximas aos córregos.

As características físico-químicas da água (Sadinski & Dunson, 1992; Evans *et al.*, 1996; Peltzer & Lajmanovich, 2004) são citadas como os principais fatores abióticos influenciando a distribuição de girinos de poças (Glos *et al.*, 2003). Gascon (1991) não encontrou relação dos fatores abióticos (incluindo a físico-química da água) sobre a comunidade de girinos, mas locais com características abióticas similares não necessariamente possuem composição de espécies semelhante. Pavignano *et al.* (1990) e Beebee (1985) estudando a comunidade de anfíbios de poças na Europa (Itália e Inglaterra, respectivamente), concluíram que as variáveis químicas da água (por ex. pH) não foram preditores da presença ou ausência dos anfíbios. Na Amazônia Central (Gascon, 1991;

Azevedo-ramos *et al.*, 1999; Hero *et al.*, 1998; 2001) e em campos rupestres no Sudeste do Brasil (Eterovick & Fernandes, 2002) não foram encontrados relações entre as características físico-químicas da água e a distribuição de girinos. Estes autores atribuíram a falta de relação a pequena variação do pH e O₂ entre as poças e entre os córregos. Na RFAD, Mendonça *et al.* (2005) encontraram discrepante variação nas condições físico-químicas dos córregos que drenam para o Rio Negro (Bacia Oeste) em relação aos córregos que drenam para o Rio Solimões/Amazonas (Bacia Leste). No entanto, neste estudo, as variações físico-químicas da água entre as poças foram pequenas, indicando que sejam, provavelmente, mais influenciadas pelo tipo de solo e matéria orgânica em decomposição dentro da poça que pelos córregos adjacentes.

A diversidade de espécies em uma escala local pode ser alterada pela perturbação hidrológica (Ruetz III *et al.*, 2005), predatória (Peltzer & Lajmanovich, 2004; Kneitel & Chase, 2004) e área (Heyer, 1975; Beja & Alcazar, 2003; Peltzer *et al.*, 2003; Peltzer & Lajmanovich, 2004). Ao avaliar a relação da riqueza de espécies de girinos com as características estruturais das poças usando as três poças excluídas (maiores que 3,8 m²), foi observada uma relação positiva da riqueza de espécies de girinos com a área da poça e distância da poça ao córrego. Áreas maiores consequentemente possuem a capacidade de conter maior número de organismos (Rosenzweig, 1995). Entretanto, as áreas grandes estavam próximas aos grandes córregos, onde se encontra uma maior diversidade de peixes predadores (Pazin, 2004). Neste contexto o mecanismo de predação pode influenciar a distribuição das espécies de girinos (Hero *et al.*, 2001), pois quanto mais distante do córrego estiver a poça, menor será a densidade e riqueza de predadores (peixes) mas, por outro lado, aumentam-se os predadores invertebrados, como larvas de Odonata (Hecnar & M'Closkey, 1997). Larvas de Odonata podem reduzir a riqueza de espécies local (Sih *et al.*, 1992; Hero *et al.*, 1998; 2001; Azevedo-Ramos *et al.*, 1999), eliminar sub-populações ou causar extinções

locais (Petranka, 1983) conseqüentemente alterando o padrão de distribuição das espécies (Petranka, 1983; Heyer *et al.*, 1975; Gascon, 1989; Almany & Webster, 2004). Entretanto, ao controlar a área da poça, estas relações positivas desaparecem e não é observado o efeito de predadores sobre a riqueza de espécies. Portanto, é necessário avaliar um sistema onde poças maiores que 3,8 m² sejam comuns para que os resultados generalizados para poças próximas aos córregos não sejam espúrios.

Conclusões

A distribuição dos girinos na RFAD foi fracamente influenciada pelos fatores abióticos (largura do córrego) quando se levou em consideração as estruturas das parcelas. Entretanto, ao considerar as estruturas das poças, a distribuição foi fortemente influenciada pela área da poça. Deste modo, conclui-se que os fatores abióticos funcionam como filtro influenciando a composição das comunidades de girinos, discordando da teoria de Hubbel (2001) onde a distribuição dos organismos ocorre ao acaso. No entanto, para se ter uma visão mais geral sobre os fatores que influenciam a distribuição de girinos de poças próximas aos córregos é necessário avaliar a distribuição dos adultos e predadores dentro das parcelas, visto que existe forte relação negativa entre a riqueza de espécie de peixes e a proximidade da poça ao córrego (V. F. V. Pazin com. pess.), bem como realizar estudos de longa duração em diferentes escalas simultaneamente para entender os processos que operam em macro (paisagem), meso (regional) e micro-escala (local) e, deste modo, entender melhor a distribuição das espécies.

Tabela 7. Espécies e número de indivíduos coletadas nas bacias e micro-bacias de drenagem na RFAD. Número de parcela onde cada espécie ocorreu (PA) e porcentagem de ocorrência (OC %) nas parcelas .

Família	Espécie	Oeste				Leste					Total	OC %
		PA	Acará	Bolívia	total	PA	Ipiranga	Tinga	Uberê	total		
Bufonidae												
	<i>Dendrophryniscus minutus</i>	7	157	307	464	4	45	3	645	693	1157	3,36
Aromobatidae												
	<i>Allobates sp.</i>	10	413	540	953	7	1158	215	2	1375	2328	6,77
	<i>Allobates femoralis</i>	1	5	-	5	2	110	-	-	110	115	0,35
Hylidae												
	<i>Dendropsophus cf. brevifrons</i>	0	-	-	-	3	16	26	-	42	42	0,12
	<i>Hypsiboas geographicus</i>	5	2248	1268	3516	2	12	-	2568	2580	6096	17,70
	<i>Hypsiboas cinereascens</i>	9	979	86	1065	6	37	-	481	518	1583	4,62
	<i>Osteocephalus taurinus</i>	11	827	3430	4257	13	616	5066	1620	7302	11559	33,67
	<i>Phyllomedusa bicolor</i>	0	-	-	-	2	-	754	1	755	755	2,20
	<i>Phyllomedusa vaillanti</i>	2	313	2663	2976	2	-	7	3530	3537	6513	18,90
Leptodactylidae												
	<i>Leptodactylus riveroi</i>	2	379	1537	1916	5	689	690	325	1704	3620	10,50
	<i>Leptodactylus rhodomystax</i>	8	176	268	444	3	141	4	-	145	589	1,72
Total de Ind.			5529	10099	15628		2824	6765	9172	18761	34357	100

5. CONCLUSÕES GERAIS

A disponibilidade de poças encontradas na RFAD é característica de áreas próximas a córregos em floresta de terra-firme, sendo uma importante fonte de recurso para uma anurofauna com alta diversidade. No entanto, a existência das poças isoladas, embora em menor número que as próximas aos córregos permite a ocorrência de espécies que utiliza apenas este tipo de hábitat para a reprodução contribuindo para a alta diversidade de anuros da reserva. Entretanto, regiões de terras baixas possuem a distribuição e disponibilidade de poças totalmente diferentes das encontradas na RFAD. Contudo, uma avaliação da composição de espécies dos locais de terras baixas com a avaliação dos fatores organizadores destas comunidades contribuiria para uma visão mais generalizada sobre a disponibilidade de hábitats reprodutivos para anfíbios e organização de comunidades aquáticas, principalmente de girinos na Amazônia Central.

Embora não se tenha observado diferença significativa quanto ao volume pluviométrico entre as estações chuvosas amostradas, o número de poças foi diferente entre elas, sendo que a primeira estação chuvosa teve menor número de poças que as duas seguintes. A composição das espécies de girinos variou conforme a oscilação da chuva na estação chuvosa. A comunidade de girinos apresentou um padrão específico para cada estação chuvosa amostrada. O mesmo foi observado ao avaliar a relação da taxa de mudança da composição de espécies de girinos em relação a taxa de mudanças da composição de espécies de predadores e área da poça. Isto indica que as comunidades de girinos são dinâmicas e respondem às mudanças ambientais locais e temporais. Mudanças na composição de espécies de girinos não estão sempre relacionadas com a predação neste estudo. O hidroperíodo ou a área da poça podem contribuir para uma relação positiva com a composição de espécies. Entretanto, neste estudo foi observada relação negativa e significativa entre as taxas de mudança das espécies de girinos em relação à dos predadores do primeiro para o terceiro

períodos amostrados, ressaltando a importância da predação em estruturar as comunidades de girinos ou, alternativamente, girinos e predadores podem estar respondendo aos mesmos fatores ambientais.

Onze espécies de girinos que ocorrem em poças próximas aos córregos foram encontradas na RFAD. Isto representa 84,6 % do total de espécies que ocorrem nestes ambientes. A distribuição dos girinos na RFAD foi fracamente influenciada pelos fatores abióticos (largura do córrego) quando se levou em consideração a estrutura das parcelas. Entretanto, ao considerar as estruturas das poças, a distribuição foi fortemente influenciada pela área da poça. Portanto, os fatores abióticos funcionam como filtro influenciando a composição das comunidades de girinos, discordando da teoria de Hubbel (2001) segundo a qual a distribuição dos organismos é ao acaso. No entanto, para se ter uma visão mais geral sobre os fatores que influenciam a distribuição de girinos de poças próximas aos córregos é necessário avaliar a distribuição dos adultos e predadores dentro das parcelas, visto que existe forte relação negativa entre a riqueza de espécies de peixes e a proximidade da poça ao córrego, bem como realizar estudos de longa duração em escalas menores e maiores simultaneamente para entender os processos que operam em macro (paisagem), meso (regional) e micro-escala (local) e, conseqüentemente entender os mecanismos que influenciam a distribuição das espécies.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aichinger, M. 1987. Annual activity patterns of anurans in a seasonal Neotropical environment. *Oecologia*, 71:583-592.
- Alford, R. A. 1999. Resource Use, Competition, and Predation. In: McDiarmid, R. W. & Altig, R. (Eds.). *Tadpoles – The biology of Anuran Larvae*. The University of Chicago Press, Chicago and London. p. 240-278.
- Almany, G. R. & Webster, M. S. 2004. Odd species out as predators reduce diversity of coral-reef fishes. *Ecology*, 85:2933–2937.
- Anderson, M. J. & Willis, T. J. 2003. Canonical analysis of principal coordinates: a useful method of constrained ordination for ecology. *Ecology*, 84: 511-525.
- Araújo, M. B., Thuiller, W. & Pearson, R. G. 2006. Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe. *Journal of Biogeography*, 33:1712–1728.
- Azevedo-Ramos, C., Van Sluis, M., Hero, J-M. & Magnusson, W. E. 1992. Influence of tadpoles velocity on predation by odonate naiads. *Journal of Herpetology*, 26:335-338.
- Azevedo-Ramos, C., Magnusson, W. E. 1999. Tropical tadpole vulnerability to predation: association between laboratory results and prey distribution in an Amazonian savana. *Copeia*, 1999:58-67.
- Azevedo-Ramos, C., Magnusson, W. E. & Bayliss, P. 1999. Predation as key structuring tadpoles assemblages in a Savana Area in Central Amazônia. *Copeia*, 1999:22-33.
- Barnett, H. K. & Richardson, J. S. 2002. Predation risk and competition effects on the life-history characteristics of larval Oregon spotted frog and larval red-legged frog. *Oecologia*, 132:436-444.
- Barreto L. & Moreira, G. 1996. Seasonal variation in age structure and spatial distribution of a Savanna larval Anuran Assemblage in Central Brazil. *Journal of herpetology*, 30:87-92.

- Beebee T. J. C. 1985. Discriminant analysis of amphibian habitat determinants in South-east England. *Amphibia-Reptilia*, 6: 35-43.
- Begon, M., Harper, J. L. & Townsend, C. R. 1996. *Ecology: individuals, populations and communities*. 3rd ed. Oxford, Blackwell Science.
- Beja, P. & Alcazar, R. 2003. Conservation of Mediterranean temporary ponds under agricultural intensification: an evaluation using amphibians. *Biological Conservation*, 114: 317–326
- Belbin, L. 1992. *PATN: Pattern Analysis Package*. CSIRO, Canberra, Australia. 235 p.
- Belyea, L. R. & Lancaster, J. 1999. Assembly rules within a contingent ecology. *Oikos*, 86: 402-416.
- Belyea, L. R. & Lancaster, J. 2002. Inferring landscape dynamic of bog pools from scaling relationships and spatial patterns. *Journal of ecology*, 10:223-234.
- Broomhall, S. 2002. The effects of endosulfan and variable water temperature survivorship and subsequent vulnerability to predation in *Litoria Citropa* tadpoles. *Aquatic Toxicology*, 2002: 1-8.
- Brown, B. L. 2003. Spatial heterogeneity reduces temporal variability in stream insect communities. *Ecology Letters*, 6: 316-325.
- Buskirk, J. V. 2003. Habitat partitioning in European and North American pond-breeding frogs and toads. *Diversity and Distribution*, 9:399-410.
- Caldwell, J. P. 1989. Structure and Behavior of *Hyla geographical* tadpoles schools, with comments on classification of group behavior in tadpoles. *Copeia*, 1989: 938-950.
- Carey, C. & Alexander, M. A. 2003. Climate change and amphibian declines: is there a link? *Diversity and Distributions*, 9:111–121.
- Case, T. J., Holt, R. D., McPeck, M. A. & Keitt, T. H. 2005. The community context of species' borders: ecological and evolutionary perspectives. *Oikos*, 108:28-46.

- Chase, J. M. 2003. Community assembly: When should history matter? *Oecologia*, 136:489-498
- Collins, S. L. 2000. Disturbance frequency and community stability in native tallgrass prairie. *American Naturalist*, 155:311-325.
- Collins, S. L., Micheli F. & Hartt, L. 2000. A method to determine rates and patterns of variability in ecological communities. *Oikos*, 91:285–293.
- Connor, E. F. & Simberloff, D. 1979. The assembly of species communities: chance or competition? *Ecology*, 60:1132–1140.
- Corn, P.S. (2005) Climate change and amphibians. *Animal Biodiversity and Conservation*, 28: 59–67.
- Costa, F. R. C.; Magnusson, W. E. & Luizão, R. C. 2005. Mesoscale distribution patterns of Amazonian understorey herbs in relation to topography, soil and watersheds. *Journal of Ecology*, 93:863-878.
- Countat, C. C., McLean, R. B. & DeAngelis, D. L. 1979. Influences of physical and chemical alterations on predator-prey interactions. In: Stroud, R. & Clepper, H. (eds.). *Predator-prey systems in fisheries management*. Sport Fishing Inst., Washington. p. 57-68.
- Crump, M. L. 1974. Reproductive strategies in a tropical anuran community. *Miscellaneous Publications of the Museum of Natural History, University of Kansas*, 61:1-68.
- Doan, T. M. & Arriaga, W. A. 2002. Microgeographic variation in Species composition of the Herpetofaunal communities of Tambopata Region, Peru. *Biotropica*, 34:101-117.
- Donnely, M. A. & Guyer, C. 1994. Patterns of reproduction and habitat use in an assemblage of Neotropical hylid frogs. *Oecologia*, 98:291-302.
- Drucker, D. P. 2005. *Variação na composição da comunidade herbácea em áreas ripárias da Amazônia central*. Tese de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Universidade Federal do Amazonas, Manaus, Amazonas. 68pp

- Duellman, W. E.; Trueb, L. 1994. *Biology of Amphibians*. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, USA. 670pp.
- Duellman, W. E. 1995. Temporal fluctuations in abundances of anuran amphibians in a seasonal Amazonian Rainforest. *Journal of Herpetology*, 29:13-21.
- Duellman, W. E. 1999. Distribution patterns of amphibians in South America. In: W.E. Duellman (ed.). *Patterns of distribution of amphibians: a global perspective*. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, USA. p. 255-328.
- Ernest R. & Rödel, M. O. 2005. Anthropogenically induced changes of predictability in Tropical Anuran Assemblages. *Ecology*, 86:3111-3118.
- Eterovick, P. C. & Sazima, I. 2000. Structure of an anuran community in a montane meadow in southeastern Brazil: effects of seasonality, habitat, and predation. *Amphibia-Reptilia*, 21:439-461.
- Eterovick, P. C. & Fernandes, G. W. 2002. Why do breeding frogs colonize some puddles more than others? *Phyllomedusa*, 1:31-40.
- Eterovick, P. C. 2003. Distribution of anuran species among montane streams in south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 19:219-228.
- Eterovick, P. C. & Barros, I. S. 2003. Niche occupancy in south-eastern Brazilian tadpole communities in montane-meadow streams. *Journal of Tropical Ecology*, 19:439-448.
- Evans, M., Yáber, C. & Hero, J-M. 1996. Factors influencing choice of breeding site by *Bufo marinus* in its Natural Habitat. *Copeia*, 1996:904-912.
- Faith, D. P., Minchin, P. R. & Belbin, L. (1987) Compositional dissimilarity as a robust measure of ecological distance: a theoretical model and computer simulations. *Vegetatio*, 69:57-68.
- Gascon, C. 1989. Predato-Prey size interaction in tropical ponds. *Revista Brasileira de Zoologia*, 6:701-706.

- Gascon, C. 1990. *The relative importance of habitat characteristics in the maintenance of a larval anuran species assemblage in the tropics*. PhD. Thesis. The Florida State University. Flórida.
- Gascon, C. 1991a. Breeding of *Leptodactylus Knudseni*: Responses to rainfall variation. *Copeia*, 1991:248-252.
- Gascon, C. 1991b. Population and community level analyses of species occurrences of central Amazonian rainforest tadpoles. *Ecology*, 72:1731-1746.
- Gascon, C. 1992a. Aquatic predators and tadpoles prey in central Amazonia: Field data and Experimental Manipulations. *Ecology* 73:971-980.
- Gascon, C. 1992b. The effects of reproductive phenology on larval performance traits in a three-species assemblage of central Amazonian tadpoles. *Oikos*, 65: 307-313.
- Gascon, C. 1995. Tropical larval anurans fitness in the absence of direct effects of predation and competition. *Ecology* 76:2222-2229.
- Gauch, H. G. 1982. *Multivariate analysis in community ecology*. Cambridge: Cambridge University Press. 298p.
- Gery J. 1977. *Characoids of the World*. T.F.H. Publications, Neptune City, 672 pp.
- Glenn, S. M. & Collins, S. L. 1992. Effects of spatial scale and disturbance on rates of immigration and extinction of species in praires. *Oikos*, 63:273-280.
- Glos, J., Grafe, T. U., Rödel, M-O. & Linsenmair, K. E. 2003. Geographic variation in pH tolerance of two populations of the European common frog, *Rana temporaria*. *Copeia*, 2003:650-656.
- Gotelli, N. J. 2000. Null model analysis of species co-occurrence patterns. *Ecology*, 81:2606-2621.
- Gotelli, N. J. & G. L. Entsminger. 2000. *Ecosim: Null Models Software For Ecology* (version 5.0). Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear.

- Gotelli, N. J. & McCabe, D. L. 2002. Species co-occurrence: a meta-analysis of J.M. Diamond's assembly rules. *Ecology*, 83:2091–2096
- Gottsberger, B. & Gruber, E. 2004. Temporal partitioning of reproductive activity in a Neotropical anuran community. *Journal of tropical ecology*, 20:271-280.
- Griffiths, R. A. 1997. Temporary ponds as amphibians habitats. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystem*, 7:119-126.
- Guillaumet, J-L. 1987. Some structural and floristic aspects of the forest. *Experientia* 43:241-251.
- Haddad, C. F. B.; Prado, C. P. A. 2005. Reproductive modes in frogs and their unexpected diversity in the Atlantic forest of Brazil. *BioScience*, 55:207-217.
- Halverson, M. A., Skelly, D. K., Kiesecker, J. M. & Freidenburg, L. K. 2003. Forest mediated light regime linked to amphibian distribution and performance. *Oecologia*, 134:360-364.
- Hazell, D., Cunningham, R. Lindenmayer, D., Mackey, B. & Osborne, W. 2001. Use of farm dams as frog habitat in an Australian agricultural landscape: Factors affecting species richness and distribution. *Biological Conservation*, 102:155-169.
- Hecnar, S. J. & M'Closkey, R. T. 1996a. Regional dynamics and the status of amphibian. *Ecology*, 77:2091-2097.
- Hecnar, S. J. & M'Closkey, R. T. 1996b. Amphibian species richness and distribution in relation to pond water chemistry in douth-western Ontario, Canada. *Freshwater Biology* 36:7-15.
- Hecnar, S. J. & M'Closkey, R. T. 1997. The effects of predatory fish on amphibians species richness and distribution. *Biological Conservation*, 79:123-131.
- Henry, M., Stevens, H. Petchey, O. L. & Smouse, P. E. 2003. Stochastic relations between species richness and the variability of species composition. *Oikos*, 103:479-488.

- Hero, J.-M. 1990. An illustrated key to tadpoles occurring in the Central Amazon rainforest, Manaus, Amazonas, Brasil. *Amazoniana*, 11:201-262.
- Hero, J.-M. 1991. *Predation, palatability and the distribution of tadpoles in the Amazon Rainforest*. PhD. thesis. Griffith University, Australia. 260 pp.
- Hero, J.-M.; Gascon, C.; Magnusson, W. E. 1998. Direct and indirect effects of predation on tadpole community structure in the Amazon rainforest. *Australian Journal of Ecology*, 23:474-482.
- Hero, J.-M.; Magnusson, W. E.; Rocha, C. F. D.; Catterall, C. P. 2001. Antipredator defenses influence the distribution of amphibian prey species in the central Amazon rain forest. *Biotropica*, 33:131-141.
- Heyer, W. R. 1973. Ecological interactions of frogs larvae at a seasonal tropical location in Thailand. *Journal of Herpetology*, 7:337-361.
- Heyer, W. R., McDiarmid, R. W. & Weigmann, D. L. 1975. Tadpoles, predation, and pond habitats in the tropics. *Biotropica*, 7:100-111.
- Heyer, R. W. 1979. Annual variation in larval amphibian populations within a temperate pond. *Journal of the Washington Academy of Sciences*, 69:65-74.
- Hödl, W. 1990. Reproductive diversity in Amazonian lowland frogs. *In: Hanke, W. (Ed.). Biology and Physiology of the Amphibians*. G. Fischer Verlag, Stuttgart and New York. p. 41-60.
- Hodnett, M. G., Vendrame, I., Marques Filho, A. O., Oyama, M. D. & Tomasella, J. 1997. Soil water storage and groundwater behaviour in a catenary sequence beneath forest in Central Amazonia: II. Floodplain water table behaviour and implications for streamflow generation. *Hydrology and Earth System Sciences*, 1:272-277.
- Hodnett, M. G., Vendrame, I., Marques-filho, A. De O., Oyama, M. D. & Tomasella, J. 1997. Soil water storage and groundwater behaviour in a catenary sequence beneath forest in

- central Amazonia. II. Floodplain water table behaviour and implications for streamflow generation. *Hidrology and Earth System Sciences*, 1:279-290.
- Hubbell, S. P. 2001. *The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography*. Monographs in Population Biology 32. Princeton University Press. Princeton and Oxford.
- Huston, M. A. 1999. Local process and regional patterns: appropriate scales for understanding variation in the diversity of plants and animals. *Oikos*, 86:393-401.
- Inger, R. F & Voris, H. K. 1993. A comparison of amphibian communities through time and place to place in Bornean forests. *Journal of tropical ecology*, 9: 409-433.
- Jungfer, K. H.; Schiesari, L. C. 1995. Description of a Central Amazonian and Guianan treefrog, genus *Osteocephalus* (Anura, Hylidae), with oophagus tadpoles. *Alytes*, 13:1-13.
- Karns, D. R. 1992. Effects of acidic bog habitats on amphibians reproduction in a Northern Minnesota Peatland. *Journal of herpetology*, 26:401-412.
- Kats, L. E. & Sih, A. 1992. Oviposition site selection and avoidance of fish by streamside salamanders (*Ambystoma barbouri*). *Copeia* 1992:468-473.
- Kelt, D.A. & Brown, J. H. 2001. Community structure and assembly rules: confronting conceptual and statistical issues with data on desert rodents. In: Weiher E, Keddy P (eds) *Ecological assembly rules: perspectives, advances, retreats*. Cambridge University Press, Cambridge, p. 75–107.
- Kiesecker, J. M., Blaustein, A. R. & Belden, L. K. 2001. Complex causes of amphibian population declines. *Nature*, 410: 681–684.
- Kinupp, V. F.; Magnusson, W. E. 2005. Spatial patterns in the understory shrub genus *Psychotria* in central Amazonia: effects of distance and topography. *Journal of Tropical Ecology*, 21:363-374.

- Kneitel, J. M. & Chase, J. M. 2004. Trade-offs in community ecology: linking spatial scales and species coexistence. *Ecology Letters*, 7: 69–80.
- Kodric-Brown, A. & Brown, J. H. 1993. Highly structured Fish communities in Australian desert springs. *Ecology*, 74:1847-1855.
- Kullander S. O. 1986. Cichlid Fishes of the Amazon River Drainage of Peru. Swedish Museum of Natural History, Stockholm, 431 p.
- Lake, P. S. 2003. Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters. *Freshwater Biology*, 48:1161-1172.
- Lane, S. J. & Mahony M. J. 2002. Larval anurans with synchronous and asynchronous development periods: contrasting responses to water reduction and predator presence. *Journal of animal ecology*, 71:780-792.
- Lanolino, M. V. & Smith, G. A. 2003. Praire dog towns as islands: applications of island biogeography and landscape ecology for conserving nonvolant terrestrial vertebrates. *Global ecology & Biogeography*, 12:275-286.
- Legendre L. & Legendre P. 1983. Numerical Ecology. Developments in Environmental Modeling 3. Elsevier Scientific, Amsterdam, The Netherlands.
- Leuven, R. S., Den Hartog, W., Christiaans, M. M. C. & Heijligers. 1986. effects of water acidification on the distribution pattern and reproductive success of amphibians. *Experientia*, 42:495-503.
- Lima, A. P.; Magnusson, W. E.; Menin, M.; Erdtmann, L. K.; Rodrigues, D. J.; Keller, C.; Hödl, W. 2006. *Guia de sapos da Reserva Adolpho Ducke, Amazônia Central = Guide to the frogs to Reserva Adolpho Ducke, Central Amazonia*. Atemma, Manaus. 168 p.
- Magnusson, W. E. & Hero, J-M. 1991. Predation and the evolution of complex oviposition behaviour in Amazon Rainforest frogs. *Oecologia*, 86:310-318.

- Mago-Leccia F. 1994. Peces eléctricos de las aguas continentales de América [Electric Fishes of the Continental Water of America]. Biblioteca de La Academia de Ciências Físicas, Matemáticas y Naturales v. 29, Caracas, 221 p.
- Marques Filho, A. O., Ribeiro, M. N. G., Santos, H. M. & Santos, J. M. 1981. Estudos climatológicos da Reserva Florestal Ducke – Manaus – AM. IV. Precipitação. *Acta Amazônica*, 11:759-768.
- Marsh, D. M., Fegraus, E. H. & Harrison, S. 1999. Effects of breeding pond isolation on the spatial and temporal dynamics of pond use by the tungara frog, *Physalaemus pustulosus*. *Journal of Animal Ecology*, 68:804-814.
- Marsh, D. M. & Borrell, B. J. 2001. Flexible oviposition strategies in tungara frogs and their implications for tadpole spatial distributions: *Oikos*, 93:101-109.
- Marsh, D. M. 2001. Fluctuations in amphibian populations: a meta-analysis. *Biological Conservation*, 101:327-335
- Mendonça, F. P., Magnusson, W. E. & Zuanon, J. 2005. Relationships Between Habitat Characteristics and Fish Assemblages in Small Streams of Central Amazonia. *Copeia*, 2005:750-763.
- Menin, M. 2005. *Padrões de distribuição e abundância de anuros em 64 km² de floresta de terra-firme na Amazônia Central*. Tese de Doutorado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Universidade Federal do Amazonas, Manaus, Amazonas. 103 pp.
- Minchin, P. R. 1987. An evaluation of the relative robustness of techniques for ecological ordination. *Vegetatio*, 69: 89–107.
- Monkany, A. & Shine, R. 2002. Pond attributes influence competitive interactions between tadpoles and mosquito larvae. *Austral Ecology*, 27:396-404.
- Moore, M. K. & Townsend Jr, V. R. 1998. The interaction of temperature, dissolved oxygen and predation pressure in an aquatic predator-prey system. *Oikos*, 81:329-336.

- Moreira, G. & Lima, A. P. 1991. Seasonal patterns of juvenile recruitment and reproduction in four species of leaf litter frogs in Central Amazonia. *Herpetologica*, 47:295-300.
- Morey, S. R. 1996. Pool duration influences age and body mass at metamorphosis in the Western Spadefoot Toad: Implications for Vernal Pool Conservation. *In*: Whitham, C. W., Bauder, E. T., Belk, D., Ferren Jr., W. R. & Ornduff, R. (eds.). *Ecology, Conservation, and Management of Vernal Pool Ecosystems – Proceeding from a 1996 Conference*. p. 86-89.
- Morin, P. J. & Johnson, E. A. 1988. Experimental studies of asymmetric competition among anurans. *Oikos* 53:398-407.
- Neckel-Oliveira, S. & Gascon, C. 2006. Abundance, body size and movement patterns of a tropical treefrog in continuous and fragmented forests in the Brazilian Amazon. *Biological Conservation*, 128:308-315.
- Neckel-Oliveira, S. & Wachlevski, M. 2004. Predation on the arboreal eggs of three species of *Phyllomedusa* in Central Amazônia. *Journal of Herpetology*, 38:244-248.
- Neckel-Oliveira, S., Magnusson, W. E., Lima, A. P., Albernaz, A. L. K. 2000. Diversity and distribution of frogs in an Amazonian savanna in Brazil. *Amphibia-Reptilia*, 21:317-326.
- Oliver, I., Beattie, A. J. & York, A. 1997. Spatial fidelity of plant, vertebrate, and invertebrates assemblage in multiple-use forest eastern Australian. *Conservation Biology*, 12:822-835.
- Parris, K. M. & McCarthy, M. A. 1999. What influences the structure of frog assemblages at forest streams? *Australian Journal of Ecology*, 24:495-502.
- Parris, K. M. 2001. Distribution, habitat requirements and conservation of the cascade treefrog (*Litoria pearsoniana*, Anura: Hylidae). *Biological Conservation*, 99:285-292.
- Patten, M. A. & Rotenberry, J. T. 1999. The proximate effects of rainfall on clutch size of the California gnatcatcher. *Condor*, 101:876-880.

- Pavignano, I., Giacoma, C. & Castellano, S. 1990. A multivariate analysis of amphibian habitat determinants in north western Italy. *Amphibia-Reptilla*, 11:311-324.
- Pazin, V. F. V. 2004. *Assembléias de peixes em poças temporárias marginais a riachos de Terra Firme Amazônia Central*. Dissertação de mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Universidade Federal do Amazonas, Manaus, Amazonas. 40 p.
- Pazin, V. F. V., Magnusson, W. E., Zuanon, J. & Mendonça, F. P. 2006. Fish assemblages in temporary ponds adjacent to “terra-firme” streams in central amazonia. *Freshwater Biology*, 51:1025-1037
- Pearman, P. B., 1997. Correlates of amphibian diversity in an altered landscape of Amazonian Ecuador. *Conservation Biology*, 11:1211-1225.
- Pechmann, J. H. K., Scott, D. E., Gibbons, J. W. & Semlitsch R. D. 1989. Influence of wetland hidroperiod on diversity and abundance of metamorphosing juvenile amphibians. *Wetlands ecology and Management*, 1:3-11.
- Peltzer, P. M., Lajmanovich R. C. & Beltzer, A. H. 2003. The effects of habitat fragmentation on amphibian species richness in the floodplain of the Middle Parana River, Argentina. *Herpetological Journal*, 13: 95-98.
- Peltzer, P. M. & Lajmanovich R. C. 2004. Anuran tadpole assemblages in riparian areas of the middle Paraná River, Argentina. *Biodiversity and Conservation*, 13:1833-1842.
- Petranka, J. W. 1983. Fish predation: A factor affecting the spatial distribution of a stream-breeding salamander. *Copeia*, 1983:624-628.
- Phillips, B. L., Brown, G. P., Webb, J. K. & Shine, R. 2006. Invasion and the evolution of speed in toads. *Nature*, 439: 803.
- Polis, G. A., Hurd, S. D., Jackson, C.T. & Sanchez Piñero F. (1997). El niño effects on the dynamics and control of an island ecosystem in the Gulf of California. *Ecology*, 78:1884-1897.

- Pough, F. H., Andrews, R. M., Cadle, J. E. Crump, M. L., Savitzky, A. H. & Wells, K. D. 1998. *Herpetology*. Prentice Hall.
- Pounds, J. A. & Crump, M. L. 1994. Amphibian declines and climate disturbance: the case of the golden toad and harlequin frog. *Conservation Biology*, 8:72-85.
- Pounds, J.A., Fogden, M.P.L. & Campbell, J.H. (1999) Biological response to climate change on a tropical mountain. *Nature*, 398: 611–615.
- Prado, C. P. A.; Uetanabaro, M. & Haddad, C. F. B. 2005. Breeding activity patterns, reproductive modes, and habitat use by anurans (Amphibia) in a seasonal environment in the Pantanal, Brazil. *Amphibia-reptilia*, 26:211-221.
- Przybylo, R., Sheldon, B. C. & Merilä, J. 2000. Climatic effects on breeding and morphology: evidence for phenotypic plasticity. *Journal of Animal Ecology*, 69:395-403.
- Reutz III, C. R., Trexler, J. C., Jordan, F., Loftus, W. F. & Perry, S. A. 2005. Population dynamics of wetland fishes: spatio-temporal patterns synchronized by hydrological disturbance? *Journal of Animal Ecology*, 74:322-332.
- Ribeiro, J. E. L. S.; Hopkins, M. G.; Vicentini, A.; Sothers, C. A.; Costa, M. A. S.; Brito, J. M.; Souza, M. A. D.; Martins, L. H. P.; Lohmann, L. G.; Assunção, P. A. C. L.; Pereira, E. C.; Silva, C. F.; Mesquita, M. R.; Procópio, L. 1999. *Flora da Reserva Ducke: guia de identificação das plantas vasculares de uma floresta de terra firme na Amazônia Central*. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus. 800 p.
- Ricklefs, R. E. & Lovette, R. J. 1999. The roles of island area per se and habitat diversity in the species-area relationships of four Lesser Antillean faunal groups *Journal of Animal Ecology*, 68:1142-1160
- Rieger, J. E., Binckley, C. A. & Resetarits Jr, W. J. 2004. Larval performance and oviposition site preference along a predation gradient. *Ecology*, 85:2094-2099.

- Rodrigues, D. J., Lopes, F. S. & Uetanabaro, M. 2003. Padrão Reprodutivo de *Elachistocleis bicolor* (Anura, Microhylidae) na Serra da Bodoquena, Mato Grosso do Sul. *Iheringia*, 93:365-371.
- Rodrigues, D. J., Uetanabaro, M. & Lopes, F.S. 2004: Reproductive Strategies of *Physalaemus nattereri* (Steindachner, 1863) and *P. albonotatus* (Steindachner, 1864) at Serra da Bodoquena, State of Mato Grosso do Sul, Brazil. *Revista Española de Herpetología*, 18:63-73.
- Rodrigues, D. J., Uetanabaro, M. & Lopes, F.S. 2005. Reproductive patterns of *Trachycephalus venulosus* (Laurenti, 1768) and *Scinax fuscovarius* (Lutz, 1925) from the Cerrado, Central Brazil. *Journal of Natural History*, 39:3217-3226.
- Rome, L. C. Stevens, E. D. & John-Alder, H. B. 1992. The influence of temperature and thermal acclimation on physiological function. In: Feder, M. E. & Burggren, W. W. (eds.). *Environmental physiology of amphibians*. University of Chicago Press, Chicago. p. 183-205.
- Rosenzweig, M. L. 1995. Species diversity in space and time. Cambridge University Press. 436p.
- Rossa-Feres, D. C. & Jim, J. 1996. Distribuição espacial em comunidades de girinos na região de Botucatu, São Paulo (Amphibia, Anura). *Revista Brasileira de Biologia*, 56:309-316.
- Rubbo, M. J., Mirza, R. S., Belden, L. K., Falkenbach, J. J., Storrs, S. I. & Kiesecker, J. M. 2006. Evaluating a predator-prey interaction in the field: the interaction between beetle larvae (predator) and tadpoles (prey). *Journal of Zoology*, 296:1-5.
- Sadinski, W. & Dunson, W. A. 1992. A Multilevel study of effects of low pH on Amphibians of Temporary ponds. *Journal of herpetology*, 26: 413-422.

- Sanderson, R. A., Eyre, M. D. & Rushton, S. P. 2006. Distribution of selected macroinvertebrates in a mosaic of temporary and permanent freshwater ponds as explained by autologistic models. *Ecography*, 28:355-362.
- Schiesari, L.; Gordo, M.; Hödl, W. 2003. Treeholes as calling, breeding, and developmental sites for the amazonian canopy frog, *Phrynohyas resinifictrix* (Hylidae). *Copeia*, 2003:263-272.
- Schoener, T. W. 1983. Field experiments on interspecific competition. *American Naturalist*, 122:240-285.
- Semlitsch, R. D., Scott, D. E., Pechmann, J. H. K. & Gibbons, W. 1996. Structure and Dynamics of an Amphibian Community 217-248. In : Cody, M. L. Smallwood, J. A. (Eds.). *Long-term studies of vertebrate communities. Evidence from 16-year study of a Natural Pond*. p. 217-248.
- Shaffer, B. H., Alford, R. A., Woodward, B. D., Richards, S. F., Altig, R. G. & Gascon, C. 1994. Quantitative Sampling Of Amphibian Larvae In: Heyer, W. R., Donnelly, M. A., McDiarmid, R., Hayek, L. C. & Foster, M. S. (Eds.). *Measuring and monitoring biological diversity. Standard Methods for Amphibians*. Smithsonian Institution Press.
- Sih, A., Crowley, P., McPeck, M., Petranka, J. & Strohmeier, K. 1985. Predation, competition, and prey communities: a review of field experiments. *Annual Review Ecology and Systematics*, 16:269-311.
- Sih, A., L. B. Kats, and R. D. Moore. 1992. Effects of predatory sunfish on the density, drift, and refuge use of stream salamander larvae. *Ecology*, 73:1418-1430.
- Skelly, D. K. 1997. Pond permanence and predation are powerful forces shaping the structure of tadpole communities. Tadpole communities. *American Scientist*, 85:36-45.

- Smith, M. A. & Green, D. M. 2005. Dispersal and the metapopulation paradigm in amphibian ecology and conservation: are all amphibian populations metapopulations? *Ecography*, 28: 110-128.
- Snodgrass, J. W., Komoroski, M. J., Bryan Jr, L. A. & Burger, J. 2000. Relationship among isolated wetland size, hydroperiod, and amphibian species richness: Implications for wetland regulations. *Conservation Biology*, 14: 414-419
- Southwood, T. R. E. 1987. The concept and nature of the community. *In*: Gee, J. H. R. & Giller, P. S. (Eds). *Organization of communities: Past and Present*. Blackwell Scientific Publications, London.
- Spencer, M. Schwartz, S. S. & Blaustein, L. 2002. Are there fine-scale spatial patterns in community similarity among temporary freshwater pools? *Global ecology & Biogeography*, 11:71-78.
- Sredl, M. J. & Collins, J. P. 1992. The interaction of predation, competition, and habitat complexity in structuring an amphibian community. *Copeia*, 1992:607-614.
- Stoddard, M. A. and J. P. Hayes. 2005. The influence of forest management on headwater stream amphibians at multiple spatial scales. *Ecological Applications*, 15:811-823.
- Stone, L., & A. Roberts. 1990. The checkerboard score and species distributions. *Oecologia*, 85:74-79.
- Stumpel, A. H. P. & Voet, H. V. D. 1998. Characterizing the suitability of new ponds for amphibians. *Amphibia-reptilia*, 19:125-142.
- Urban, M. C. 2004. Disturbance heterogeneity determines freshwater metacommunity structure. *Ecology*, 85: 2971-2978.
- Werner, E. E. & Glennemeier, K. S. 1999. Influence of forest canopy cover on the breeding pond distributions of several amphibian species. *Copeia*, 1999: 1-12.

- Werner, E. E. & McPeck, M. A. 1994. Direct and indirect effects of predators on two anuran species along an environmental gradient. *Ecology*, 75:1368-1382.
- Wilbur, H. M. 1987. Regulation of structure in complex systems: experimental pond communities. *Ecology*, 68:1437-1452.
- Wilbur, H. M. 1997. Experimental ecology of food webs: complex systems in temporary ponds. *Ecology*, 78:2279-2302.
- Wilkins, R. N. & Peterson, N. P. 2000. Factors related to amphibian occurrence and abundance in headwater streams draining second-growth Douglas-fir forests in southwestern Washington. *Forest Ecology and Management*, 139:79-91
- Williams, D. D. 2006. The biology of temporary waters. Oxford University Press. 337 pp.
- Wilkinson, L. 1998. *SYSTAT: The System for Statistics*. Chicago, SPSS Inc.
- Zar, J. H. Biostatistical Analysis. Fourth Edition. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey.
- Zimmerman, B. L. & Bierregaard, R. O. 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.
- Zimmerman, B. L. 1991. *Distribution and abundance of frogs in a Central Amazonian forest*. Tese de Doutorado, The Florida State University, Tallahassee, USA. 296 pp.
- Zimmerman, B. L. & Bogart, J.P. 1988. Ecology and calls of four species of Amazonian forest frogs. *Journal of Herpetology*, 22:97-108.
- Zimmerman, B.L. & Simberloff, D. 1996. An historical interpretation of habitat use by frogs in a Central Amazonian forest. *Journal of Biogeography*, 23:27-46.
- Zweimüller, I. 1995. Microhabitat use by two small benthic stream fish in a 2nd order stream. *Hidrobiologia*, 303:125-137

Apêndice 1: Continuação

Poças	localização	Ano	Ano	Ano	OT	PV	HG	LR	DM	EFE	LV	HB	HE	PBI	CMA	BPR	PTO	PTA	CH	CSH	CCO	LM	LKN
PB	LO6-2520	2005			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>PB</i>	<i>LO6-2528</i>	<i>2005</i>			<i>1</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>
PB	LO6-6850	2005	2004		1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PB	LO7-550	2005	2004		0	0	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PB	LO7-560	2005			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
PB	LO8-2200	2005	2004	2003	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
PB	LO8-2500	2005	2004	2003	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
PB	LO8-3400	2005	2004	2003	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
PB	LO8-6700	2005	2004	2003	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>PB</i>	<i>LO8-6750</i>	<i>2005</i>			<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>1</i>	<i>1</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>1</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>
PB	LO8-6800	2005	2004	2003	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
PB	LO8-6800	2005	2004		1	0	1	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
PB	LO8-6810	2005			1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
PB	LO8-6813	2005			1	0	1	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
PB	LO8-6815	2005	2004		1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
PB	LO8-6816	2005			1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
PB	LO8-6818	2005			1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
PB	LO8-6820	2005	2004	2003	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
PB	LO8-6830	2005			0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PB	LO9-200	2005	2004		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PB	LO9-205	2005	2004		0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PB	LO9-900	2005			0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PB	LO9-910	2005	2004		1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
PB	NS1-1350	2005			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
PB	NS1-6800	2005	2004		1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PB	NS1-7780	2005	2004		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PB	NS2-2500	2005	2004		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
PB	NS2-3300	2005	2004		1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
PB	NS2-3300	2005	2004		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PB	NS2-6400	2005			0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>PB</i>	<i>NS2-7400</i>	<i>2005</i>	<i>2004</i>		<i>1</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>1</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>

Apêndice 1: Continuação

Poças	localização	Ano	Ano	Ano	OT	PV	HG	LR	DM	EFE	LV	HB	HE	PBI	CMA	BPR	PTO	PTA	CH	CSH	CCO	LM	LKN
PB	NS8-1200	2005			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
PB	NS8-1200	2005			1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PB	NS8-1700	2005	2004		1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PB	NS8-2600	2005	2004		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PB	NS8-2800	2005	2004		1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
PB	NS9-6400	2005	2004	2003	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PB	NS9-6450	2005	2004		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PB	NS9-7930	2005	2004	2003	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PB	NS9-7950	2005	2004	2003	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PB	NS9-7995	2005			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PI	NS9-1680	2005			0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1
PI	NS9-1700	2005	2004	2003	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1
PI	NS9-1750	2005	2004	2003	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	1	1
PI	NS9-1800	2005	2004	2003	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	1	1
PI	NS6-5400	2005	2004		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
PI	Fora da trilha	2005			1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	0	0	1
PI	Fora da trilha	2005			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	1
PI	Fora da triha	2005			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	1

Espécies de girinos:

OT = *Osteocephalus taurinus*PV = *Phyllomedusa vaillanti*HG = *Hypsiboas cinereascens*DM = *Dendrophryniscus minutus*LR = *Leptodactylus rhodomystax*EFE = *Allobates femoralis*LV = *Leptodactylus riveroii*HB = *Dendropsophus cf. brevifrons*

HE = *Hypsiboas geographicus*
PBI = *Phyllomedusa bicolor*
CMA = *Allobates sp.*
BPR = *Rhinella proboscidea*
PTO = *Phyllomedusa tomopterna*
PTA = *Phyllomedusa tarsius*
CH = *Chiasmocleis hudsoni*
CSH = *Chiasmocleis shudikarensis*
CCO = *Ceratophrys cornuta*
LM = *Leptodactylus mystaceus*
LKN = *Leptodactylus knudseni*