

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA - INPA

Programa de Pós-Graduação em Biologia Tropical e Recursos Naturais

**PADRÕES DE DISTRIBUIÇÃO E ABUNDÂNCIA DE ANUROS EM ÁREAS RIPÁRIAS
E NÃO RIPÁRIAS DE FLORESTA DE TERRA FIRME NA RESERVA BIOLÓGICA DO
UATUMÃ - AMAZÔNIA CENTRAL**

Luiz Henrique Condrati

Manaus – AM

Junho / 2009

Luiz Henrique Condrati

**PADRÕES DE DISTRIBUIÇÃO E ABUNDÂNCIA DE ANUROS EM ÁREAS RIPÁRIAS
E NÃO RIPÁRIAS DE FLORESTA DE TERRA FIRME NA RESERVA BIOLÓGICA DO
UATUMÃ - AMAZÔNIA CENTRAL**

Orientadora: Dra. Albertina Pimentel Lima

Dissertação apresentada à Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Biologia Tropical e Recursos Naturais, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas, área de concentração Ecologia.

Manaus – AM

Junho / 2009

C746p Condration, Luiz Henrique
Padrões de distribuição e abundância de anuros em áreas ripárias e não
ripárias de floresta de terra firme na Reserva Biológica do Uatumã –
Amazônia Central / Luiz Henrique Condration. -- Manaus : [s.n.], 2009.
x, 50 f. : il. (algumas color.)

Dissertação (mestrado)--INPA, Manaus, 2009.

Orientador: Dra. Albertina Pimentel Lima
Área de concentração: Ecologia

1. Anuro - Reserva Biológica do Uatumã (AM) 2. Matas ripárias e não
ripárias 3. Distribuição espacial 4. Distribuição temporal I. Título

CDD 19ª ed. 597.8

Sinopse:

A distribuição e abundância de espécies de anuros foram estudadas em uma área de 25 km² na ReBio Uatumã. Foi analisado o papel de gradientes ambientais influenciando a composição de espécies em comunidades ripárias e não ripárias.

Palavras chave:

Anura; Distribuição espacial e temporal; Áreas ripárias e não ripárias; Gradientes ambientais; Amazônia central.

AGRADECIMENTOS

À Dra. Albertina Pimentel Lima pela orientação, dedicação e por me repassar um pouco de seu conhecimento sobre os anfíbios da Amazônia.

A José Tavares do Nascimento pelo companheirismo e ajuda inestimável nas atividades de campo.

Aos avaliadores dessa dissertação, doutores Vanessa K. Verdade, Marcelo Menin, Adrian A. Garda, Cláudia B. Azevedo-Ramos e Reginaldo A. Machado, pelas valiosas críticas e comentários. Agradeço também as críticas e sugestões dadas pelos doutores William Magnusson, Eduardo Venticinque, Denise Rossa-Feres, Cynthia Almeida Prado, Cláudia Keller, Renato Cintra, José Luís Camargo e Flávia Costa.

A Deyse Balensiefer, Caio Pamplona e toda a equipe da ReBio Uatumã, por todo o apoio logístico, sempre com competência e profissionalismo.

Ao INPA pela oportunidade de realizar este estudo, ao CNPq pela bolsa de estudos e ao Programa de Pesquisa em Biodiversidade (PPBio) pela logística e apoio sem o qual não teria sido possível realizar este estudo.

A William Magnusson, Tânia Pimentel e Flávia Costa pela disponibilização dos dados de altitude, proporção de argila no solo e número de árvores.

A Marco Bento pelas discussões e ajuda na redação do abstract.

A Beverly e Rosi pela paciência e empenho em resolver os entraves do dia a dia.

A Shanna Bittencourt, companheira de vida, presente em todos os momentos.

A minha família, que apesar da distância sempre me deu muito apoio e confiança.

RESUMO

A maioria dos estudos desenvolvidos com comunidades de anuros é restrita a ambientes aquáticos utilizados para reprodução, como poças e igarapés, o que leva a não descrição da distribuição das espécies ao longo de gradientes ambientais que existem na área como um todo. No presente estudo, investigamos possíveis padrões de distribuição das espécies de anuros em uma área de 25 km² na Reserva Biológica do Uatumã, analisando quais variáveis ambientais são capazes de prever as mudanças nas comunidades. Descrevemos a composição das espécies de anuros e suas relações com gradientes ambientais em 45 parcelas de 250m de comprimento, sendo 30 parcelas distribuídas uniformemente na área e outras 15 parcelas demarcadas nas margens de igarapés. As variáveis analisadas nas comunidades distribuídas por toda a área foram distância do igarapé, concentração de argila no solo, altitude e densidade de árvores. Nas parcelas ripárias foram analisados o tamanho, velocidade e vazão dos igarapés, largura do baixio e altitude. Determinamos a abundância de cada espécie baseada em três amostragens noturnas em cada parcela realizadas ao longo de uma estação chuvosa (nov/dez2008; jan/fev2009; abr/mai2009). Representamos as variações na composição das espécies entre as parcelas através de um eixo sintético produzido por uma ordenação pelo método de escalonamento não métrico multidimensional (NMDS) sobre a matriz de abundâncias e de presença das espécies. Em seguida, utilizando análises de regressão linear, avaliamos quais variáveis foram capazes de explicar as variações nas composições de espécies. Encontramos 10.727 indivíduos pertencentes a 59 espécies de 11 famílias. A maioria das espécies foi encontrada no início da estação chuvosa, enquanto que a maioria dos indivíduos foi registrada no meio e final da estação. A espécie que apresentou maior número de indivíduos foi *Pristimantis fenestratus*, seguido de *Osteocephalus oophagus*, *Hypsiboas fasciatus* e *Leptodactylus* aff. *andreae*. Considerando somente os registros visuais, as espécies mais abundantes foram *Atelopus spumarius*, *Rhinella proboscidea* e *Ameerega hahneli*. Analisando as parcelas distribuídas uniformemente na área, o eixo 1 NMDS ordenou as parcelas de acordo com o gradiente de distância para a água, partindo de áreas ripárias, passando pelas áreas intermediárias até as áreas de platô. A distância da parcela ao igarapé, altitude, porcentagem de argila no solo e densidade de árvores foram correlacionadas e explicaram a variação na composição das espécies nas comunidades. Analisando somente as parcelas localizadas nas margens de igarapés, ocorreram mudanças na composição das comunidades ao longo de um gradiente que foi de igarapés com maior correnteza e pequena área de baixio para igarapés com menor correnteza e extensas áreas de baixio. Os resultados deste estudo indicam forte influência de fatores ambientais estruturando as comunidades de anuros, quer analisando a área como um todo ou analisando somente as áreas ripárias. A ocorrência de habitats preferenciais para algumas espécies tem, além de um interesse ecológico, um significado prático para a conservação e manejo destas espécies.

Palavras chave: Anura; Áreas ripárias; Áreas não ripárias; Distribuição espacial; Distribuição temporal; Gradientes ambientais; Amazônia central

ABSTRACT

Most studies conducted with communities of frogs are restricted to aquatic environments used for breeding, such as puddles and streams, what precludes describing the species distribution along environmental gradients that exist in the area as a whole. In this study, we investigated possible patterns of species distribution in a 25 km² area at the Uatumã Biological Reserve, central Amazonia, testing which environmental variables were able to predict changes in anurans communities. We describe the composition of species of frogs and their relations with environmental variables in 45 plots of 250 m in length, from which 30 plots were evenly distributed in the whole area and 15 plots demarcated only on the banks of streams. The environmental variables analyzed in those plots distributed in the whole area were distance of streams, soil clay percentage, altitude and tree density. In the riparian plots were analyzed stream size, speed and flow, floodplain width and altitude. We determined the abundance of each species based on three night samples, in each plot, taken during one rainy season (nov/dez2008; jan/fev2009; abr/mai2009). We represented changes in species composition between the plots by using a synthetic axis produced by non-metric multidimensional scaling (NMDS), a presence and abundance species matrix sorting method. Then, using linear regression analysis, we assessed which variables were able to explain the variations in species composition. We found 10,727 individuals belonging to 59 species of 11 families. Most species were found by the beginning of the rainy season, as most specimens were registered by middle- and end-season. *Pristimantis fenestratus* was the most common species, followed by *Osteocephalus oophagus*, *Hypsiboas fasciatus* and *Leptodactylus andreae*. By visual recognition only the most common species was *Atelopus spumarius*, followed by *Rhinella proboscidea* e *Ameerega hahneli*. Analyzing those evenly distributed plots in the area, the NMDS axis 1 ranked the plots according to a stream distance gradient, that begins at the riparian areas, through the intermediate areas and reaching the plateaus areas. Stream distance to the plot, altitude, clay percentage, and tree density were correlated and used to explain changes in community composition. By only analyzing plots located on the banks of streams, changes in communities composition occurred in a gradient that ranged from high speed streams and small floodplain area to slow speed streams with extensive floodplain area. The results of this study indicate a strong influence of environmental factors that determine the structure of frog communities, whether by analyzing the area as a whole, or analyzing only its riparian parts. The occurrence of preferred habitats for some species has, beyond its ecological significance, a practical meaning for these species management and conservation.

Keywords: Anura; Riparian zones and non riparian zones; Spatial and temporal distribution; Environmental gradients

Sumário

Agradecimentos.....	iii
Resumo.....	iv
Abstract.....	v
Lista de Figuras.....	viii
Lista de Tabelas.....	x
ARTIGO: Padrões de distribuição e abundância de anuros em áreas ripárias e não ripárias de floresta de terra firme na Reserva Biológica do Uatumã – Amazônia central.....	1
Resumo.....	2
Introdução.....	3
Material e Métodos.....	6
Área de estudo.....	6
Delineamento amostral.....	8
Parcelas uniformemente distribuídas.....	8
Parcelas ripárias extras.....	9
Variáveis ambientais.....	10
Parcelas uniformemente distribuídas.....	10
Parcelas ripárias.....	10
Amostragem de anuros.....	11
Espécies não incluídas nas análises.....	12
Análises estatísticas.....	13
Distribuição e abundância das espécies em uma escala de 25 km ²	14
Diferenças na estruturação das comunidades entre as áreas ripárias e não ripárias.....	15
Habitats ripários.....	16
Habitats não ripários.....	17
Resultados.....	17
Composição de espécies.....	18
Distribuição temporal.....	20
Distribuição e abundância das espécies em uma escala de 25 km ²	22
Número de espécies.....	22
Composição de espécies.....	23
Uso diferencial dos habitats pelas espécies.....	27
Habitats ripários e não ripários.....	28
Habitats ripários.....	29
Número de espécies.....	29
Composição de espécies.....	30
Habitats não ripários.....	34
Número de espécies.....	34
Composição de espécies.....	35
Discussão.....	35
Composição das espécies.....	35
Distribuição espacial.....	37
Distribuição temporal.....	37
Distribuição e abundância das espécies em uma escala de 25 km ²	38
Uso diferencial dos habitats pelas espécies.....	40
Áreas ripárias.....	40
Áreas não ripárias.....	42
Implicações para a conservação.....	43
Conclusão.....	44

Literatura citada.....	44
Apêndice 1.....	52

Lista de Figuras

Figura 1 – Área de estudo. (A) Mapa parcial da região Norte do Brasil, destacando a área da Reserva Biológica (ReBio) do Uatumã. (B) ReBio Uatumã localizada na margem esquerda do reservatório da Usina Hidrelétrica de Balbina. (C) destaque da grade de trilhas onde foi conduzido o estudo, no sul da ReBio Uatumã.

FIGURA 2. — Área de estudo destacando as 45 parcelas amostradas. Em branco a grade de trilhas com 25 km². A linha verde demarca o limite da ReBio Uatumã.

FIGURA 3. — Número de indivíduos de *Leptodactylus andreae* registrados nas amostragens iniciadas antes de 1900 h (1) e depois de 1900 h (2).

FIGURA 4. — Relações entre o número de espécies e (A) distância do igarapé; (B) altitude; (C) porcentagem de argila no solo; e (D) densidade de árvores.

FIGURA 5 — Relação entre a distância do igarapé ($\log(x+1)$) e a composição das espécies nas comunidades sumarizada no primeiro eixo (eixo 1) de uma ordenação NMDS. (A) composição baseada nos dados quantitativos e (B) composição baseada nos dados qualitativos.

FIGURA 6. — Relação entre a altitude e a composição das espécies nas comunidades sumarizada no primeiro eixo de uma ordenação NMDS. (A) composição baseada nos dados de abundância e (B) composição baseada nos dados de presença/ausência.

FIGURA 7 — Relação entre a porcentagem de argila no solo e a composição das comunidades sumarizada no primeiro eixo da ordenação (NMDS). (A) composição baseada nos dados de abundância e (B) composição baseada nos dados de presença/ausência.

FIGURA 8. — Relação entre o número de árvores e a composição das espécies nas comunidades sumarizada no primeiro eixo de uma ordenação NMDS. (A) composição baseada nos dados de abundância e (B) composição baseada nos dados de presença/ausência.

FIGURA 9. — Relação entre os dois primeiros eixos gerados nas ordenações realizadas com NMDS sumarizando a composição de espécies nas 30 parcelas uniformemente distribuídas, onde N = parcelas não ripárias; I = parcelas intermediárias; R = parcelas ripárias. (A) composição baseada em dados de abundância; (B) composição baseada em dados de presença/ausência.

FIGURA 10. — Relação entre os dois primeiros eixos gerados nas ordenações realizadas com NMDS sumarizando a estruturação das comunidades nas 45 parcelas amostradas, onde R = parcelas ripárias e N = parcelas não ripárias. (A) composição baseada em dados de abundância; (B) composição baseada em dados de presença/ausência.

FIGURA 11. — Composição da comunidade, baseada no primeiro eixo de uma ordenação NMDS, com dados de abundância (A) e de presença/ausência (B) relacionado com o tipo de habitat: N (não ripário) ou R (ripário).

FIGURA 12. — (A) Relação entre o número de espécies e a largura do baixio; e (B) relação entre o número de espécies e a velocidade da água.

FIGURA 13. — Relação entre a largura do baixio ($\log(x+1)$) e a composição das espécies nas comunidades sumarizada no primeiro eixo da ordenação (NMDS). (A) composição baseada nos dados de abundância; e (B) composição baseada nos dados de presença/ ausência.

FIGURA 14. — Relação entre a velocidade da água (\log_{10}) e a composição das espécies nas comunidades sumarizada no primeiro eixo da ordenação (NMDS). (A) composição baseada nos dados de abundância e (B) composição baseada nos dados de presença/ausência.

FIGURA 15. — Relação entre a vazão do igarapé (\log_{10}) e a composição das espécies nas comunidades sumarizada no primeiro eixo da ordenação (NMDS). (A) composição baseada nos dados de abundância; e (B) composição baseada nos dados de presença/ausência.

FIGURA 16. — Relação entre altitude e composição das espécies nas comunidades sumarizada no primeiro eixo da ordenação (NMDS). (A) composição baseada nos dados de abundância e (B) composição baseada nos dados de presença/ausência.

FIGURA 17 — Relação entre o tamanho do igarapé (\log_{10}) e a composição das espécies nas comunidades sumarizada no primeiro eixo da ordenação (NMDS). (A) composição baseada nos dados de abundância e (B) composição baseada nos dados de presença/ausência.

FIGURA 18. — Número de espécies relacionado com as variáveis (A) altitude; (B) porcentagem de argila no solo; (C) distância do igarapé ($\log x+1$); e (D) número de árvores.

Lista de Tabelas

TABELA 1. — Correlação de Pearson entre as quatro variáveis ambientais analisadas: altitude, porcentagem de argila no solo, distância do igarapé mais próximo e número total de árvores por parcela.

TABELA 2. — Correlações de Pearson entre as variáveis das parcelas ripárias: tamanho do igarapé, velocidade da água, vazão, largura do baixio e altitude.

TABELA 3. — Número de indivíduos amostrados (N. ind.) para cada espécie de anuro encontrada na ReBio Uatumã, de acordo com o método de amostragem, método visual (M. visual) ou método auditivo (M. auditivo); e número de parcelas (N. parcelas) onde cada espécie esteve presente, com a frequência de encontro nas 23 parcelas ripárias (% ripárias) e nas 22 parcelas não ripárias (% não ripárias).

TABELA 4. — Espécies mais abundantes (N > 50 indivíduos) amostradas na ReBio Uatumã ordenadas de acordo com número de registros em cada período de amostragem. Entre parênteses a proporção do total de indivíduos para cada espécie.

TABELA 5. — Modelos de regressões lineares tendo como variável dependente o número de espécies por parcela, e como variáveis independentes: distância do igarapé, altitude, porcentagem de argila no solo e densidade de árvores.

TABELA 6. — Modelos de regressão simples tendo como variável dependente o primeiro eixo das ordenações realizadas com NMDS (eixo 1) baseados em dados de abundância e de presença/ausência.

TABELA 7. — Modelos de regressão simples com o número de espécies como variável dependente e como variáveis independentes a largura do baixio, velocidade da água, altitude, vazão e tamanho do igarapé.

TABELA 8. — Modelos de regressão simples tendo como variável dependente o primeiro eixo das ordenações realizadas com NMDS (eixo 1) baseados em dados de abundância e de presença/ausência das comunidades de áreas ripárias.

PADRÕES DE DISTRIBUIÇÃO E ABUNDÂNCIA DE ANUROS EM ÁREAS RIPÁRIAS
E NÃO RIPÁRIAS DE FLORESTA DE TERRA FIRME NA RESERVA BIOLÓGICA DO
UATUMÃ – AMAZÔNIA CENTRAL

LUIZ HENRIQUE CONDRATI^{1,2} E ALBERTINA PIMENTEL LIMA^{1,3}

¹*Coordenação de Pesquisas em Ecologia, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia
(INPA), CP 478, 69011-970, Manaus AM, Brasil*

²CORRESPONDÊNCIA: luizcondrati@hotmail.com

³CORRESPONDÊNCIA: lima@inpa.gov.br

FORMATAÇÃO:

A dissertação apresentada segue as exigências do Art. 60 do Regimento Interno do Programa de Pós Graduação em Biologia Tropical e Recursos Naturais do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, formatada segundo as normas do periódico *Herpetological Monographs*.

RESUMO: A maioria dos estudos desenvolvidos com comunidades de anuros é restrita a ambientes aquáticos utilizados para reprodução, como poças e igarapés, o que leva a não descrição da distribuição das espécies ao longo de gradientes ambientais que existem na área como um todo. No presente estudo, investigamos possíveis padrões de distribuição das espécies de anuros em uma área de 25 km² na Reserva Biológica do Uatumã, analisando quais variáveis ambientais são capazes de prever as mudanças nas comunidades. Descrevemos a composição das espécies de anuros e suas relações com gradientes ambientais em 45 parcelas de 250m de comprimento, sendo 30 parcelas distribuídas uniformemente na área e outras 15 parcelas demarcadas nas margens de igarapés. As variáveis analisadas nas comunidades distribuídas por toda a área foram distância do igarapé, concentração de argila no solo, altitude e densidade de árvores. Nas parcelas ripárias foram analisados o tamanho, velocidade e vazão dos igarapés, largura do baixio e altitude. Determinamos a abundância de cada espécie baseada em três amostragens noturnas em cada parcela realizadas ao longo de uma estação chuvosa (nov/dez2008; jan/fev2009; abr/mai2009). Representamos as variações na composição das espécies entre as parcelas através de um eixo sintético produzido por uma ordenação pelo método de escalonamento não métrico multidimensional (NMDS) sobre a matriz de abundâncias e de presença das espécies. Em seguida, utilizando análises de regressão linear, avaliamos quais variáveis foram capazes de explicar as variações nas composições de espécies. Encontramos 10.727 indivíduos pertencentes a 59 espécies de 11 famílias. A maioria das espécies foi encontrada no início da estação chuvosa, enquanto que a maioria dos indivíduos foi registrada no meio e final da estação. A espécie que apresentou maior número de indivíduos foi *Pristimantis fenestratus*, seguido de *Osteocephalus oophagus*, *Hypsiboas fasciatus* e *Leptodactylus* aff. *andreae*. Considerando somente os registros visuais, as espécies mais abundantes foram *Atelopus spumarius*, *Rhinella proboscidea* e *Ameerega hahneli*. Analisando as parcelas distribuídas uniformemente na área, o eixo 1 NMDS ordenou as parcelas de acordo com o gradiente de distância para a água, partindo de áreas ripárias, passando pelas áreas intermediárias até as áreas de platô. A distância da parcela ao igarapé, altitude, porcentagem de argila no solo e densidade de árvores foram correlacionadas e explicaram a variação na composição das espécies nas comunidades. Analisando somente as parcelas localizadas nas margens de igarapés, ocorreram mudanças na composição das comunidades ao longo de um gradiente que foi de igarapés com maior correnteza e pequena área de baixio para igarapés com menor correnteza e extensas áreas de baixio. Os resultados deste estudo indicam forte influência de fatores ambientais estruturando as comunidades de anuros, quer analisando a área como um todo ou analisando somente as áreas ripárias. A

ocorrência de habitats preferenciais para algumas espécies tem, além de um interesse ecológico, um significado prático para a conservação e manejo destas espécies.

Palavras chave: Anura; Áreas ripárias; Áreas não ripárias; Distribuição espacial; Distribuição temporal; Gradientes ambientais; Amazônia central

INTRODUÇÃO

Poucos campos dentro da ecologia têm recebido mais atenção que estudos sobre a geração e manutenção de padrões de diversidade e estruturação de comunidades (Ricklefs e Schluter, 1993). Analisando a distribuição das espécies no espaço ou no tempo - presença ou abundância das espécies em vários habitats em um mesmo tempo ou ao longo do tempo em um mesmo habitat - é possível testar a aparente estruturação de distintas comunidades e suas correlações (Gascon, 1991). Onde reconhecemos um padrão existente, podemos inferir as causas relacionadas com as associações de espécies observadas. Comunidades particulares podem simplesmente refletir a fortuita correspondência de histórias de vida independentes em um lugar e tempo (Gascon, 1991). Entretanto, se a relação entre espécies e habitats é forte, pode ser assumido que fatores ambientais estão influenciando a composição de dada comunidade, com flutuações ambientais resultando em variações na composição das comunidades (Ernst e Rödel, 2008; Parris, 2004). As medidas de variabilidade de habitat e abundância das espécies formam a base para determinar a estrutura das comunidades e compreender essas relações, além de fornecer relevantes informações ecológicas. São fundamentais para propor estratégias de conservação e de manejo efetivo da diversidade biológica de uma área (Williams e Hero, 2001). Estas medidas podem ser a chave para o desenvolvimento de modelos ecológicos que descrevam adequadamente os conjuntos de espécies (Haddad, 1998) e, assim, serem utilizadas como ferramentas na tomada de decisões acerca da conservação das espécies de anfíbios e de seus habitats.

As comunidades ecológicas são espacialmente e temporalmente variáveis em resposta aos fatores bióticos, abióticos e/ou estocásticos (Collins et al., 2000; Hubbel, 2001). Anuros são especialmente dependentes de umidade ambiental, e geralmente sua distribuição geográfica, ecologia, comportamento e história de vida são fortemente influenciados pela abundância e distribuição de água (McDiarmid, 1994).

Temporalmente pode ocorrer uma variação na distribuição de espécies, pois, apesar de a grande maioria das espécies de anuros das regiões tropicais com clima sazonal reproduzirem na estação chuvosa (Aichinger, 1987; Gottsberger e Gruber, 2004; Lima et al., 2006), dentro do período chuvoso a ocorrência das espécies e os períodos de atividades de vocalização são variáveis (Duellman, 1995). Aichinger (1987) na Amazônia peruana e Menin et al. (2008) na Amazônia central encontraram um maior número de indivíduos no início da estação chuvosa, com um maior número de espécies no meio da estação. Na Guiana, Gottsberger e Gruber (2004) encontraram espécies com reprodução terrestre apresentando maior atividade de vocalização no início da estação chuvosa, enquanto espécies com reprodução em ambientes aquáticos não apresentaram diferenças na atividade de vocalização ao longo da estação chuvosa.

A partilha espacial inclui a exploração de uma grande diversidade de microambientes como sítios reprodutivos (Cardoso et al., 1989; Crump, 1971; Duellman, 1978; Gascon, 1991; Haddad e Prado, 2005; Zimmerman e Rodrigues, 1990). As características reprodutivas de cada espécie de anuro promovem uma distribuição distinta das espécies no ambiente (Duellman, 1999). Segundo Zimmerman e Bierregaard (1986) a disponibilidade de habitats reprodutivos é um dos principais fatores influenciando a distribuição de anfíbios na Amazônia central, sendo mais importante a presença de certos tipos de micro habitats utilizados para reprodução dentro de uma floresta do que a sua área total. Anuros que depositam ovos na água podem apresentar uma distribuição mais restrita, pois possuem maior dependência de corpos d'água (Aichinger, 1987; Duellman e Trueb, 1986; Haddad e Prado, 2005). Já as espécies com reprodução terrestre podem apresentar uma distribuição mais ampla, estando presente em toda área, com menor dependência de corpos d'água (Menin et al., 2007).

A maioria das investigações acerca de comunidades de anuros é restrita aos habitats aquáticos utilizados para reprodução, como poças e igarapés (Aichinger, 1987, Gottsberger e Gruber, 2004). Estudos conduzidos somente em habitats aquáticos minimizam a compreensão das estruturas e dos processos que moldam as comunidades, já que muitas espécies também ocorrem em outros ambientes, como áreas terrestres adjacentes e ambientes arborícolas ou fossoriais. Estudos em zonas ripárias demonstraram a influência do tamanho ou largura de córregos sobre a distribuição de girinos e anuros adultos (Eterovick, 2003; Parris e McCarthy, 1999; Rodrigues, 2006). Segundo o modelo proposto por Heyer et al. (1975) para explicar estrutura e riqueza de comunidades de anuros, corpos d'água com tamanho mediano abrigam mais espécies de girinos que pequenos ou grandes corpos d'água. Eterovick (2003) não encontrou relação entre o tamanho dos igarapés e a variação na riqueza de espécies de anuros,

embora os igarapés menores tendessem a abrigar mais espécies que os grandes. Rodrigues (2006) encontrou diferença na composição de espécies de girinos em poças isoladas e próximas a igarapés, encontrando relação com um gradiente de largura do igarapé.

Os poucos estudos conduzidos em outros ambientes além de áreas ripárias têm analisado a influência de gradientes ambientais na estruturação de espécies individuais ou grupos funcionais (e.g. Ernst e Rödel (2008) estudaram espécies arborícolas; Menin et al. (2007) estudaram espécies não dependentes de água para reprodução; Toft (1980) estudou espécies de serapilheira). Entretanto, estes estudos não têm examinado a variação da comunidade como um todo, incluindo espécies terrestres e arborícolas.

Apesar de vários padrões gerais em ecologia terem sido identificados com sucesso em macro escala (Gaston e Blackburn, 2000), os papéis gerais ainda não estão elucidados em escala menor. Em uma macro escala, os fatores que determinam a distribuição de espécies de anuros são principalmente o relevo, o clima e os grandes tipos vegetacionais (Duellman, 1999). Entretanto, a importância relativa dos fatores que determinam a distribuição de espécies em uma escala local não é conhecida em detalhes. Dessa forma, este estudo tem por objetivo descrever a comunidade de anuros de uma área de terra-firme na Reserva Biológica do Uatumã, procurando padrões espaciais e temporais de distribuição das espécies, respondendo as seguintes questões:

1. As espécies de anuros apresentam variação temporal ao longo de uma estação reprodutiva?
2. O número, distribuição e abundância das espécies de anuros são influenciados pela distância do igarapé, concentração de argila no solo, altitude e densidade de árvores numa escala de 25 km² ?
3. Os padrões de composição das espécies de anuros diferem entre as áreas ripárias e não-ripárias? Caso afirmativo:
 - 3.1. O tamanho, correnteza e vazão dos igarapés, a largura do baixio e a altitude influenciam o número, distribuição e abundância das espécies em comunidades de áreas ripárias?
 - 3.2. A altitude, a concentração de argila no solo, a distância do igarapé e o número de árvores influenciam o número, distribuição e abundância das espécies em comunidades de áreas não ripárias?

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O presente estudo foi desenvolvido em uma área de 25 km² no sul da Reserva Biológica (ReBio) do Uatumã, estado do Amazonas. A ReBio Uatumã está localizada a aproximadamente 140 km ao norte de Manaus (0° 50' a 1° 55' S; 58° 50' a 60° 10' W) (Fig. 1A). Possui uma área de 942.779 ha abrangendo parte dos municípios de Presidente Figueiredo, São Sebastião do Uatumã e Urucará, no estado do Amazonas (Fig. 1B), constituindo a segunda maior Unidade de Conservação brasileira nesta categoria. Foi criada em 06 de junho de 1990, através do Decreto nº 99.277/90, como forma de ação compensatória aos impactos ambientais causados pela construção da Usina Hidrelétrica de Balbina. A UHE de Balbina foi construída em 1987 para fornecer energia elétrica a Manaus. A área inundada pela formação do reservatório tem aproximadamente 2.360 km², com comprimento e largura máxima de 155 e 75 km, respectivamente.

A ReBio Uatumã está localizada na margem esquerda do reservatório da UHE de Balbina, área considerada transição entre a Amazônia central e o planalto das Guianas. A vegetação predominante é de Floresta Tropical Densa Submontana, encontrando-se distribuída sobre solos podzólicos e latossolo, caracterizados por baixa fertilidade (IBAMA, 1997). O clima, segundo a classificação climática de Köppen é Amw, ou seja, tropical chuvoso úmido e quente, com predominância de chuva no verão. A precipitação anual média é de 2.376 mm, com duas estações bem definidas, chuvosa de novembro a maio e seca de junho a outubro, com temperatura uniforme ao longo do ano (média de 28 °C) variando entre a máxima de 38°C e a mínima de 20,5°C. A umidade relativa do ar permanece em torno de 97,2% ao longo do ano (dados coletados na Estação Evapoclimatológica de Balbina) (IBAMA, 1997).

O relevo é característico de terra-firme, com áreas de baixios, vertentes e platôs. As áreas de baixios possuem solo arenoso, normalmente alagado durante a época de chuvas, podendo ou não possuir um igarapé drenando. As vertentes são áreas intermediárias entre os baixios e platôs, com terrenos mais inclinados; e os platôs são as áreas mais elevadas, com terreno mais plano e solo argiloso.

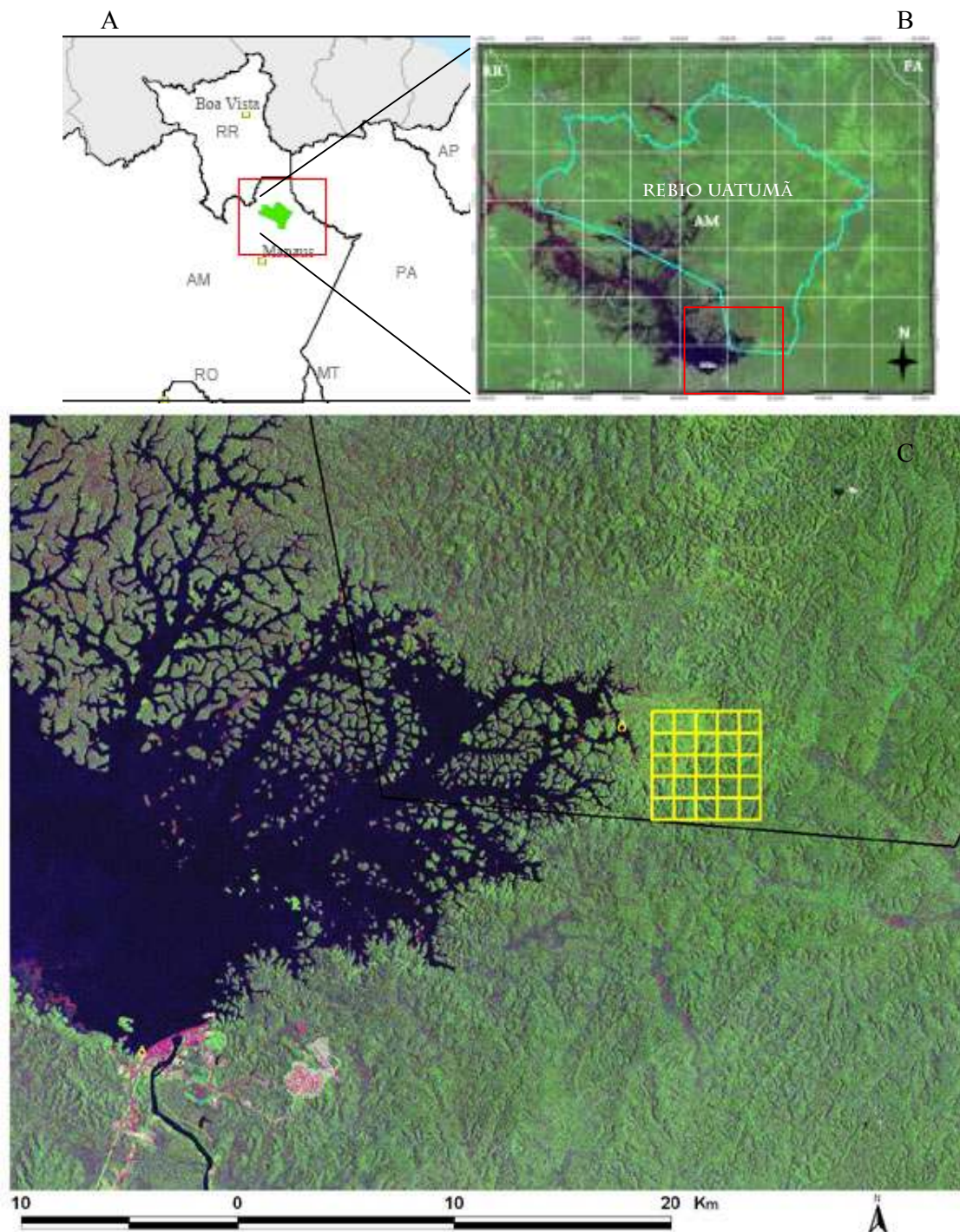


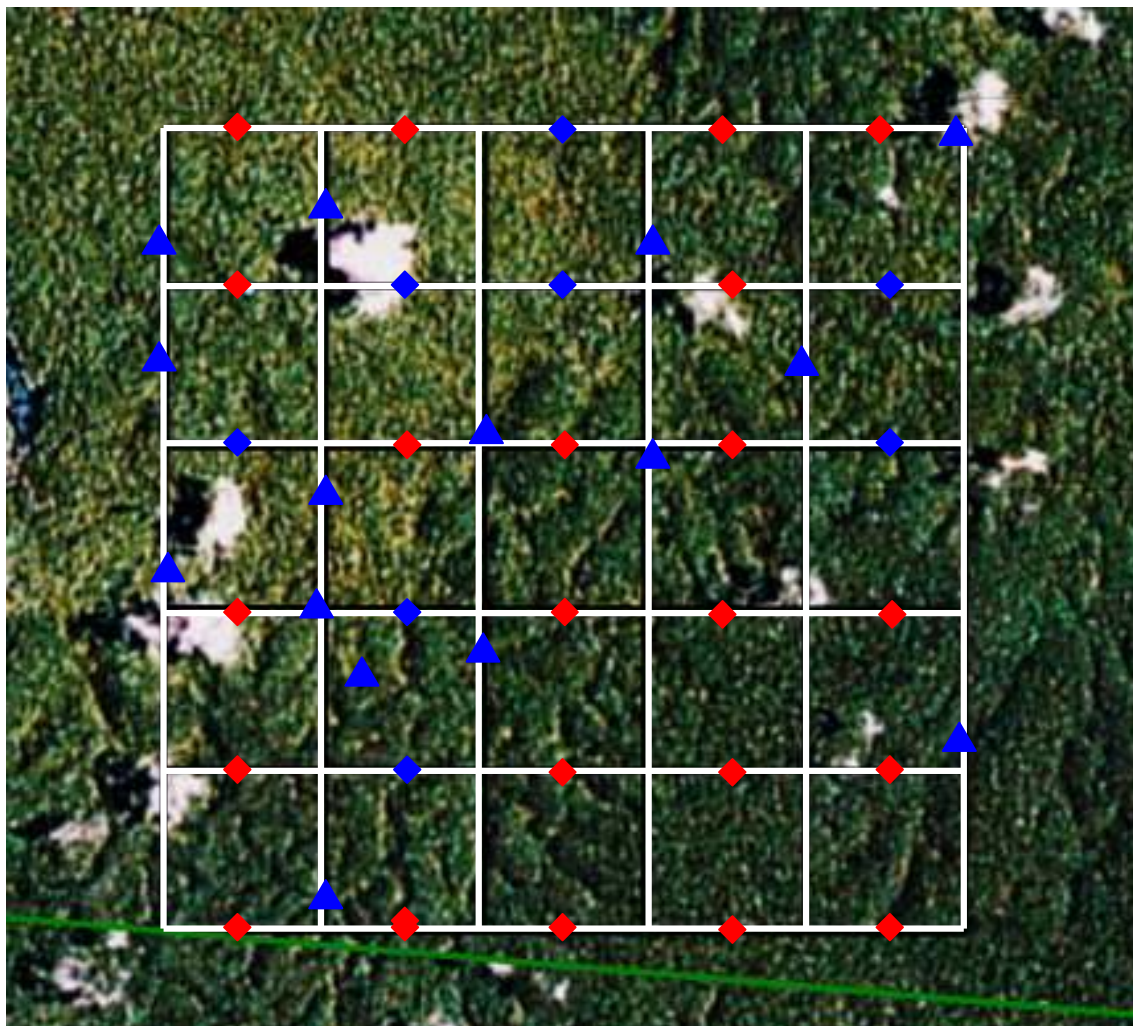
FIGURA 1. — (A) Mapa parcial da região Norte do Brasil. Em verde representado a área da Reserva Biológica do Uatumã. (B) Área da Reserva Biológica do Uatumã, localizada na margem esquerda do reservatório da Usina Hidrelétrica de Balbina. (C) Em amarelo a grade de trilhas onde foi conduzido o estudo. A linha preta indica os limites da ReBio Uatumã. Em rosa a Vila de Balbina e a Usina Hidrelétrica de Balbina, ponto da barragem do rio Uatumã. (A) e (B) adaptado de www.ibama.gov.br/siucweb/ e (C) disponível em www.ppbio.inpa.gov.br/Port/inventarios/uatuma/

Delineamento Amostral

Parcelas uniformemente distribuídas — No extremo sul da ReBio Uatumã, próximo a margem oriental do reservatório, foi instalado um sítio de pesquisas do Programa de Pesquisas em Biodiversidade (PPBio) (Fig. 1C). O programa adota o sistema RAPELD de amostragem (Magnusson et al., 2005) que procura cobrir toda a área de interesse, o que permite comparações entre sítios para avaliações de padrões na biodiversidade. Vários estudos (e.g. plantas, insetos, mamíferos, répteis e anfíbios) têm sido conduzidos utilizando o sistema RAPELD numa escala padronizada de 25 km², com uma grade de trilhas de acesso associadas a parcelas permanentes. A grade é formada por doze trilhas com 5 km de extensão cada, sendo seis trilhas no sentido Norte-Sul e seis no sentido Leste-Oeste, distantes 1 km uma da outra (Fig. 2). O sistema amostra o ambiente homogeneamente, com parcelas distribuídas uniformemente na área. A cada 1 km nas trilhas no sentido Leste-Oeste foi estabelecida uma parcela de amostragem, totalizando 30 parcelas (Fig. 2). As 30 parcelas não possuem uma forma definida, pois cada parcela se encontra na mesma curva de nível do terreno, objetivando assim minimizar a variação do solo dentro de cada parcela (Magnusson et al., 2005).

As parcelas, por serem distribuídas uniformemente, englobaram diferentes ambientes em proporção de suas ocorrências na área. Conforme a proximidade com corpos de água (igarapés ou poças), os ambientes encontrados nas 30 parcelas foram categorizados em: **1- áreas ripárias (R)** Parcelas com distância não superior a 20m em média do corpo d'água mais próximo. Foram consideradas nesta categoria oito parcelas, sendo quatro parcelas localizadas nas margens de igarapés e quatro em baixios alagados sem fluxo de água. **2- áreas não ripárias (N)** Presentes em 22 parcelas, foram subdivididas em duas categorias, parcelas intermediárias e de platôs. Onze parcelas foram consideradas **intermediárias (I)**, apresentando distância média para o igarapé entre 20 e 100m. As parcelas seguem a mesma curva de nível, mantendo sua altitude constante, já os igarapés vão diminuindo de altitude conforme seguem para jusante. Devido a isso, sete parcelas apresentaram diferentes distâncias do igarapé no início com relação ao final da parcela (numa extremidade está próximo da água e na outra se encontra longe da água) e outras quatro parcelas circularam baixios alagados ou nascentes de igarapés. As parcelas intermediárias, em algum momento do seu comprimento, normalmente atingiram áreas ripárias. As outras 11 parcelas foram categorizadas como **platôs (P)**, localizadas em áreas altas a mais de 100m de distância do igarapé mais próximo.

Parcelas ripárias extras — Além das oito parcelas ripárias do sistema uniforme, foram amostradas outras 15 parcelas ripárias distribuídas pela grade de trilhas. As parcelas ripárias extras foram demarcadas nas trilhas Norte-Sul do sistema, assim mantendo uma distância mínima de 500 m da parcela mais próxima e foram instaladas nas margens de diferentes igarapés com diferentes características (Fig. 2). Ao todo foram amostradas 23 parcelas em áreas ripárias, sendo 18 nas margens de igarapés e cinco em baixios alagados sem fluxo de água.



- ◆ Parcela uniformemente distribuída – não ripária
- ◆ Parcela uniformemente distribuída - ripária
- ▲ Parcela ripária extra

FIGURA 2. — Área de estudo destacando as 45 parcelas amostradas. Em branco a grade de trilhas com 25 km². A linha verde demarca o limite da ReBio Uatumã. Adaptado de www.ppbio.inpa.gov.br/Port/inventarios/uatuma/

Variáveis Ambientais

Parcelas uniformemente distribuídas — Nas 30 parcelas uniformemente distribuídas na área, as variáveis ambientais medidas foram altitude, concentração de argila no solo, densidade de árvores e distância ao igarapé.

As medidas de altitude, concentração de argila no solo e densidade de árvores foram realizadas pelo projeto “Composição, estrutura e dinâmica de árvores da ReBio Uatumã”, sob responsabilidade do Dr. William Magnusson. Estes dados estão disponibilizados no site do Programa de Pesquisa em Biodiversidade (www.ppbio.inpa.gov.br/Port/inventarios/uatuma/). A **altitude** foi medida por um topógrafo profissional no início de cada parcela, pois a parcela segue a curva de nível e o valor da altitude é constante em toda a extensão da parcela. A altitude variou de 52m a 195m em relação ao nível do mar. A **concentração de argila no solo** foi estimada a partir de amostras de solo coletadas a cada 50 m, totalizando cinco pontos por parcela. As amostras foram homogeneizadas e combinadas em uma amostra composta por parcela. A proporção de argila foi baseada na velocidade de sedimentação das partículas que compõem o solo, conforme descrito em EMBRAPA (1997). As análises foram feitas no Laboratório de Solos do Departamento de Ciências Agronômicas do INPA, sob responsabilidade da Msc. Tânia Pena Pimentel. A concentração de argila no solo variou entre 16,5% em áreas próximas a igarapés a 85,5% nos platôs. A **densidade de árvores** foi estimada através da contagem de árvores, divididas em sub-parcelas de três tamanhos diferentes, conforme a classe de diâmetro a altura do peito (DAP): para árvores com DAP acima de 30 cm, parcelas de 250 m de comprimento por 40 m de largura; árvores com DAP entre 10 e 30 cm, parcelas de 250 x 20 m; e para árvores com DAP entre 1 e 10 cm, parcelas de 250 x 4 m (para descrição detalhada do método ver www.ppbio.inpa.gov.br). Foi considerado o número total de árvores em cada parcela, que variou de 479 a 1070 indivíduos. A **distância da parcela ao igarapé** mais próximo foi medida por Luiz H. Condrati e José T. Nascimento a partir do início, do meio e do final da parcela, até a respectiva margem mais próxima do igarapé, sendo considerada nas análises a média dos três valores. A distância do igarapé mais próximo variou de 1,5 a 500 m.

Parcelas ripárias — Nas parcelas localizadas nas margens de igarapés, Luiz H. Condrati e José T. Nascimento mediram, em maio de 2008, a largura, a profundidade e a velocidade da água em seis pontos equidistantes ao longo da parcela. O volume de água nos igarapés de terra-firme na Amazônia central responde a chuvas do dia, portanto as medidas

somente foram tomadas em dias sem chuva na noite anterior. A largura média variou de 1,34 a 9,26 m. A profundidade, medida em três pontos equidistantes na largura do igarapé, variou de 6 a 59 cm. Com estes dados foi estimada a área de uma secção transversal, chamada aqui de **tamanho do igarapé**, como sendo o resultado da multiplicação entre as estimativas de largura e de profundidade. O tamanho do igarapé variou de 0,121 m² a 4,613 m². A **velocidade da água** foi estimada a partir do tempo gasto para um flutuador padronizado (bola plástica) percorrer 2 m a favor da correnteza. Dividindo a distância percorrida pelo flutuador pelo tempo gasto em média tem-se a estimativa de velocidade em m/s. A velocidade da lâmina d'água variou de 0,054 m/s a 0,919 m/s. A **vazão** do igarapé foi estimada como o resultado da multiplicação entre o tamanho do igarapé (m²) e a estimativa de velocidade da água (m/s), sendo medida em metros cúbicos por segundo. A vazão do igarapé variou de 0,007 m³/s a 3,36 m³/s. A **largura do baixio** foi considerada como a faixa de terreno que se estende a partir das duas margens do igarapé até ocorrer mudança de aproximadamente 50 cm na altitude. Foi estimada a partir de medidas no início, meio e fim da parcela, sendo usada a média dessas medidas que variou de 0 a 250 m de largura.

Amostragem de Anuros

Em cada uma das 45 parcelas foram realizadas três amostragens: a primeira no início da estação chuvosa, de 21 de novembro a 18 de dezembro de 2007; a segunda no meio da estação chuvosa, de 16 de janeiro a 11 de fevereiro de 2008; e a terceira no final da estação chuvosa, de 15 de abril a 10 de maio de 2008, totalizando 77 noites de amostragem.

As parcelas foram percorridas no período noturno, entre 18h30 e 23h. Cada parcela foi amostrada em horários diferentes em cada rodada de amostragem. Dois amostradores (Luiz H. Condrati e José T. Nascimento) percorreram lentamente a parcela, num tempo mínimo de 1 hora, utilizando simultaneamente duas técnicas de amostragem: amostragem visual e auditiva. Estes métodos são complementares e considerados adequados para amostragens de distribuição e abundância de anuros (Menin, 2005; Tocher, 1998; Zimmerman, 1991). A **amostragem visual** consiste na procura de indivíduos na liteira e na vegetação até uma faixa aproximada de 10 m de cada lado da parcela (Crump e Scott, 1994). A **amostragem auditiva** consiste em parar a cada 10 m e anotar o número de indivíduos de cada espécie em atividade de vocalização (Zimmerman, 1994). A largura da parcela para o método auditivo variou para cada espécie, sendo a máxima distância que o animal pode ser ouvido nitidamente pelo observador. Algumas espécies vocalizam com maior intensidade, podendo ser escutadas a

mais de 50 m de distância (e.g. *Trachycephalus resinifictrix*, *Leptodactylus stenodema*, *Hypsiboas boans*, *Phyllomedusa bicolor*), enquanto outras espécies vocalizam com uma intensidade menor, sendo ouvidas nitidamente a apenas poucos metros de distância (e.g. *Hypsiboas geographicus*, *Pristimantis cf. marmoratus*). Para outras espécies, a distância em que se escuta nitidamente suas vocalizações pode variar (10 – 50 m) de acordo com o tamanho do grupo de machos vocalizando (e.g. *Rhinella proboscidea*, *Leptodactylus mystaceus*, *Chiasmocleis hudsoni*, *Scinax* sp.1). Portanto a faixa de amostragem auditiva variou conforme a vocalização das espécies, mas foram as mesmas entre as parcelas.

Foram coletados exemplares testemunhos (máximo de dois indivíduos de cada sexo por parcela) sob a licença número 12192-1 do IBAMA cedida a Luiz H. Condrati. Os exemplares foram mortos com anestésico a base de lidocaína e epinefrina, medidos, fixados em formol comercial a 10% e preservados em álcool etílico diluído a 70%. Posteriormente os espécimes testemunhos (APÊNDICE 1) foram depositados na Coleção Zoológica do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Seção de Herpetologia (INPA-H).

Espécies Não Incluídas Nas Análises

As estimativas de abundância tentam refletir as abundâncias das populações reais, porém para algumas espécies os métodos de amostragem utilizados não foram eficientes. Das 59 espécies encontradas oito tiveram claramente suas densidades subestimadas e não foram incluídas nas análises. Quatro espécies diurnas de liteira, *Allobates femoralis*, *Allobates* aff. *marchesianus*, *Anomaloglossus stepheni* e *Dendrophryniscus minutus*, foram encontradas em grande densidade vocalizando durante o dia, porém poucos indivíduos foram amostrados a noite. Duas espécies aquáticas, *Pipa arrabali* e *Pipa pipa*, foram encontradas ocasionalmente, já que não foram feitas buscas efetivas nas poças e igarapés. *Rhinella granulosa* foi registrada em um evento reprodutivo fora do período de amostragem. *Leptodactylus* aff. *andreae* é uma espécie diurna que estende sua atividade até o ocaso. É conhecido que os machos desta espécie vocalizam no crepúsculo, sendo portanto registradas nas amostragens noturnas. Porém o período de vocalização geralmente encerra entre 19h e 19h30. Duas parcelas foram amostradas na maioria das noites, a primeira começando normalmente antes das 19h e a segunda iniciando após as 19h30. Foi utilizado o teste *t* de Student para testar se as parcelas com início da amostragem antes das 19h apresentaram mais densidade de *L.* aff. *andreae* que as parcelas com início de amostragem após este horário. O número de indivíduos registrados

nas amostragens que iniciaram antes de 19h foi significativamente maior que o número de indivíduos registrados nas parcelas amostradas depois deste horário ($t = 5,65$; $p < 0,0001$). Em média as parcelas amostradas antes das 19h registraram 5,35 vezes mais indivíduos de *L. aff. andreae* que as parcelas monitoradas depois de 19h (Fig. 3). Devido a este fato, a espécie *L. aff. andreae* não foi incluída nas análises.

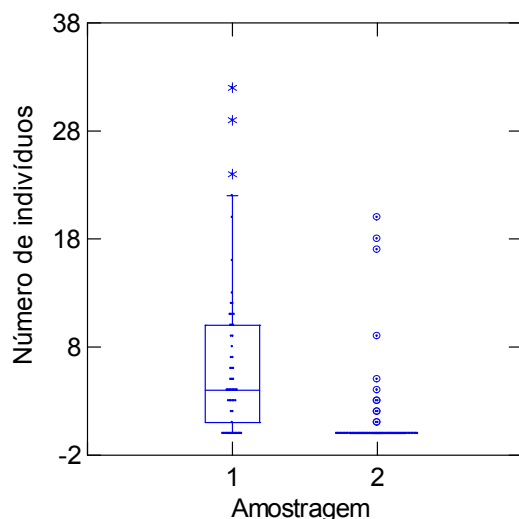


FIGURA 3. — Diferença média e desvio padrão no número de indivíduos de *Leptodactylus aff. andreae* registrados nas amostragens iniciadas antes de 19h (1) e depois de 19h (2).

Estas oito espécies não foram incluídas em nenhuma das análises, enquanto outras espécies não foram incluídas em análises específicas, pois não foram registradas em certos ambientes. *Ceratophrys cornuta*, *Dendropsophus marmoratus* e *Trachycephalus coriaceus* não foram encontradas nas 30 parcelas uniformemente distribuídas, *Ameerega trivittata* não foi encontrada nas parcelas ripárias e 16 espécies não foram encontradas nas parcelas consideradas não ripárias. Assim sendo, foram consideradas nas análises 48 espécies nas parcelas uniformes, 50 espécies nas parcelas ripárias e 36 espécies nas parcelas não ripárias.

Análises Estatísticas

Foram construídas matrizes de dados usando as parcelas como objetos (linhas) e as espécies como atributos (colunas). Nas matrizes construídas com dados de ocorrência das espécies, cada célula possuiu valor 1 quando a espécie esteve presente ou 0 quando a espécie

não foi registrada em nenhuma das três amostragens. Nas matrizes construídas com os dados de abundância, cada célula correspondeu ao número máximo de indivíduos por espécie encontrados em uma das três amostragens.

Para minimizar os efeitos da variação temporal na estimativa de abundância de cada espécie, as análises foram realizadas utilizando a máxima abundância registrada em uma das três rodadas em cada parcela. A atividade e a detectabilidade da maioria das espécies de anuros é maior no período de reprodução, e este é variável ao longo da estação chuvosa, dependendo da presença de chuva (Gotsberger e Gruber, 2004; Menin et al., 2008). Ocorreram, portanto, diferenças no número de indivíduos registrados entre as três amostragens. A abundância máxima não pode ser interpretada como a verdadeira abundância da espécie em cada parcela, mas como um índice razoável de suas abundâncias relativas. Os resultados foram semelhantes usando a média das três amostragens (correlação de Pearson entre a matriz baseada nos dados de abundância média contra a matriz com dados de abundância máxima = 0.923).

Para cada matriz de dados foi gerada uma matriz dissociativa utilizando a distância Bray-Curtis para os dados de abundância (quantitativos) e distância Jaccard quando usados os dados de ocorrência (qualitativos).

Objetivando reduzir a dimensionalidade dos dados, cada matriz dissociativa foi submetida a uma ordenação pela técnica de escalonamento não métrico multidimensional (NMDS). Esse método de ordenação não preserva as distâncias da matriz original, preserva apenas a relação de ordenamento entre os objetos (Legendre e Legendre, 1998). A técnica de ordenação NMDS foi considerada o método mais robusto para identificar padrões em ecologia de comunidades (Faith et al., 1987; Gotelli e Elisson, 2004)

Foram analisados quatro conjuntos de dados de acordo com as questões testadas. 1- distribuição e abundância das espécies em uma escala de 25 km²; 2- diferenças na estruturação das comunidades entre as áreas ripárias e as áreas não ripárias; 3- distribuição e abundância das espécies em áreas ripárias; e 4- distribuição e abundância das espécies em áreas não ripárias. Para cada questão avaliada foram construídas diferentes matrizes de dados e testadas diferentes variáveis ambientais.

Distribuição e abundância das espécies em uma escala de 25 km² — As matrizes de dados de abundância e ocorrência das espécies foram construídas com as 30 parcelas uniformemente distribuídas na área como objetos e 48 espécies encontradas como atributos.

Cada matriz de dados foi simplificada com uma ordenação NMDS em duas dimensões como descrito acima.

Para descrever visualmente o padrão de distribuição das comunidades de anuros, foram relacionando os valores da primeira com a segunda dimensão da ordenação NMDS. Cada parcela foi categorizada de acordo com a distância para água em: (R) ripárias – distância média da água menor que 20m; (I) intermediárias – distância média da água maior que 20m e menor que 100m; ou (N) não ripárias – distância média da água maior que 100m.

A associação da composição das espécies na comunidade com os fatores ambientais foi analisada através de regressões lineares com a primeira dimensão das ordenações (quantitativa e qualitativa) e o número de espécies como variáveis dependentes. As variáveis independentes foram os fatores ambientais altitude, porcentagem de argila no solo, distância da água (distância) e número de árvores (n.árvores).

Foi testada a correlação entre as variáveis independentes (Tabela 1). Quando variáveis apresentam alta correlação, elas podem não ser independentes, ficando prejudicada a interpretação de análises de regressão múltipla (Magnusson e Mourão, 2005). Como as variáveis altitude, porcentagem de argila no solo, distância da água e número de árvores apresentaram correlação positiva entre si (Tabela 1), foram testadas individualmente em modelos de regressão linear. A altitude, concentração de argila e distância do igarapé estiveram mais correlacionadas, enquanto número de árvores não contribuiu para os modelos quando em associação com outra variável. Isso reflete a tendência de quanto mais longe da água, maior a porcentagem de argila no solo, maior a altitude e, em grau menor, mais árvores.

TABELA 1. — Correlação de Pearson entre as quatro variáveis ambientais analisadas nas parcelas uniformes: altitude, porcentagem de argila no solo (% argila), distância do igarapé mais próximo (distância) e número total de árvores por parcela (n.árvores).

Variável	altitude	% argila	distância
% argila	0,73		
distância	0,71	0,67	
n. árvores	0,33	0,13	0,51

Diferenças na estruturação das comunidades entre as áreas ripárias e não ripárias —
As matrizes de dados de abundância e ocorrência das espécies foram construídas com todas as 45 parcelas amostradas como objetos e 51 espécies encontradas como atributos. Cada matriz de dados foi simplificada com uma ordenação NMDS em duas dimensões.

Para descrever visualmente o padrão de distribuição das comunidades de anuros, foi relacionado em um gráfico a primeira e a segunda dimensão dos dados de composição da comunidade sumarizados na ordenação de uma análise NMDS. As parcelas na margem de igarapés ou em baixios alagados (N=23) foram categorizadas em ripárias (R), enquanto as demais (N=22) foram categorizadas como não ripárias (N).

Para avaliar estatisticamente a diferença entre a estruturação das comunidades ripárias e não ripárias foi utilizado o teste *t* de Student.

Habitats ripários — As matrizes de dados de abundância e ocorrência das espécies tiveram como objetos as 18 parcelas localizadas nas margens de igarapés, e como atributos 50 espécies encontradas nestes ambientes. Cinco parcelas ripárias foram localizadas em baixios alagados sem um igarapé drenando, por isso não foram incluídas nas matrizes devido a ausência das variáveis características dos igarapés (tamanho, velocidade e vazão). Cada matriz de dados foi simplificada em uma dimensão por uma ordenação NMDS.

Foi testada a correlação entre as variáveis ambientais das parcelas ripárias através de correlações de Pearson (Tabela 2). A vazão foi correlacionada com a velocidade da água e com tamanho do igarapé. A largura do baixio foi inversamente relacionada com a velocidade da água e diretamente relacionada com a altitude (Tabela 2).

TABELA 2. — Correlações de Pearson entre as variáveis das parcelas ripárias: tamanho do igarapé, velocidade da água, vazão, largura do baixio e altitude.

	Tamanho	Velocidade	Vazão	Baixio
Velocidade	0,647			
Vazão	0,841	0,929		
Baixio	-0,319	-0,598	-0,501	
Altitude	-0,143	-0,414	-0,322	0,662

Devido a alta correlação entre as variáveis, foram usados modelos de regressão linear para testar as relações entre as variáveis ambientais e a composição de espécies. As variáveis dependentes nos modelos foram o número de espécies e a primeira dimensão das ordenações (eixo 1 NMDS) realizadas tanto com dados de abundância como com os de ocorrência. As variáveis independentes foram os fatores ambientais vazão, velocidade da água, tamanho do igarapé, largura do baixio e altitude.

Habitats não ripários — As matrizes de dados de abundância e ocorrência das espécies foram construídas com 17 parcelas (objetos) localizadas a mais de 60 m de distância da água e 36 espécies como atributos. As parcelas localizadas a menos de 60 m de distância do igarapé sofrem em alguma parte de seu comprimento influência de áreas ripárias (principalmente no método auditivo) e por isso não foram incluídas. Cada matriz de dados foi simplificada com uma ordenação NMDS em duas dimensões.

As duas dimensões oriundas das ordenações foram incluídas em modelos de regressão simples multivariada, com altitude, densidade de árvores, concentração de argila no solo e distância para o igarapé como variáveis independentes.

Todas as ordenações foram realizadas com o programa R (R development core team, 2007), e as regressões, correlações e teste *t* com SYSTAT 8.0 (Wilkinson 1990).

RESULTADOS

Composição de Espécies

Foram registrados 10.727 indivíduos pertencentes a 59 espécies de 11 famílias durante as três amostragens na ReBio do Uatumã. A família Hylidae foi a mais registrada, com 24 espécies, seguida de: Leptodactylidae (8), Bufonidae (7), Strabomantidae (4), Microhylidae (4), Aromobatidae (3), Centrolenidae (3), Dendrobatidae (2), Pipidae (2), Eleutherodactylidae (1) e Ceratophryidae (1) (Tabela 3). As espécies mais registradas considerando amostragem visual e auditiva foram *Pristimantis fenestratus* com 943 indivíduos (8,8% do total), *Osteocephalus oophagus* com 858 indivíduos (8,0%), *Hypsiboas fasciatus* com 831 indivíduos (7,8%) e *Leptodactylus* aff. *andreae* com 542 indivíduos (5,1%) (Tabela 3).

Nas amostragens visuais foram registrados 2.245 indivíduos pertencentes a 56 espécies e nas auditivas 8.482 de 48 espécies. Três espécies não foram registradas visualmente: *Trachycephalus resinifictrix*, *Pristimantis* cf. *zimmermanae* e *Dendropsophus* sp. Onze espécies não foram registradas nas amostragens auditivas. Destas, cinco foram comumente encontradas vocalizando durante o dia, porém não nas amostragens noturnas (*Allobates femoralis*, *Allobates* aff. *marchesianus*, *Anomaloglossus stepheni*, *Dendrophryniscus minutus* e *Ameerega trivittata*), duas são aquáticas (*Pipa arrabali* e *Pipa*

pipa) e quatro são noturnas com dois registros visuais cada (*Dendropsophus marmoratus*, *Dendropsophus* aff. *minusculus*, *Hypsiboas* cf. *punctatus* e *Osteocephalus leprieurii*).

Nas amostragens visuais sete espécies foram mais comuns, com mais de 100 indivíduos registrados. Destas, as mais abundantes são diurnas: *Atelopus spumarius* com 417 registros (18,57%), *Rhinella proboscidea* com 241 registros (10,73%), e *Ameerega hahneli* com 219 registros (9,76%). Entre as espécies noturnas a mais encontrada foi *Leptodactylus pentadactylus* com 199 registros (8,86%), seguido de *Leptodactylus petersii* com 165 indivíduos (7,35%), *Pristimantis fenestratus* com 151 indivíduos (6,73%) e *Hypsiboas fasciatus* com 119 indivíduos (5,3%) (Tabela 3). Nas amostragens auditivas a espécie mais abundante foi *Osteocephalus oophagus* com 828 indivíduos (9,76% do total), seguido de *Pristimantis fenestratus* com 792 indivíduos (9,34%), *Hypsiboas fasciatus* com 713 indivíduos (8,39%), *P.* cf. *zimmermanae* com 512 indivíduos (6,05%), *Synapturanus mirandaribeiroi* com 496 indivíduos (5,85%), *Dendropsophus brevifrons* com 476 indivíduos (5,61%), *Hypsiboas cinerascens* com 475 indivíduos (5,60%) e *Leptodactylus* aff. *andreae* com 467 indivíduos (5,51%) (Tabela 3).

Considerando todas as 45 parcelas, o número de espécies por parcela variou de 7 a 39 (média $21,07 \pm 8,99$). Considerando somente as 23 parcelas ripárias, o número de espécies variou de 15 a 39 (média= $27,65 \pm 6,53$) e nas 22 parcelas não ripárias o número de espécies variou de 7 a 24 (média= $14,18 \pm 5,27$).

Cinco espécies foram encontradas em pelo menos 80% das 45 parcelas amostradas. A espécie mais amplamente distribuída foi *Osteocephalus oophagus* encontrada em todas as parcelas, seguido de *Pristimantis fenestratus* presente em 43 parcelas, *Pristimantis* cf. *zimmermanae* em 40, *Rhinella proboscidea* em 39 e *Leptodactylus* aff. *andreae* em 39. Considerando somente os habitats ripários, além das cinco espécies descritas acima, outras seis espécies foram encontradas em pelo menos 80% das 23 parcelas ripárias: *Hypsiboas fasciatus* esteve presente em todas as parcelas ripárias, *Leptodactylus petersii* e *Leptodactylus pentadactylus* foram encontradas em 21, *Leptodactylus knudseni* e *Cochranella oyampiensis* em 20 e *Hypsiboas cinerascens* em 19 (Tabela 3).

Ameerega trivittata foi a única espécie não encontrada nas 23 parcelas ripárias, enquanto nas 22 parcelas não ripárias 16 espécies não foram registradas.

TABELA 3. — Número de indivíduos amostrados (N. ind.) para cada espécie de anuro encontrada na ReBio Uatumã, de acordo com o método de amostragem: método visual (M. visual) ou método auditivo (M. auditivo); e número de parcelas (N. parcelas) onde cada espécie esteve presente, com a frequência de encontro nas 23 parcelas ripárias (% ripárias) e nas 22 parcela não ripárias (% não ripárias).

Família <i>Espécie</i>	N. <i>ind.</i>	M. <i>visual</i>	M. <i>auditivo</i>	N. <i>parcelas</i>	% <i>ripárias</i>	% não <i>ripárias</i>
Aromobatidae						
<i>Allobates femoralis</i>	4	4	0	3	8,7	4,5
<i>Allobates</i> aff. <i>marchesianus</i>	13	13	0	10	21,7	22,7
<i>Anomaloglossus stepheni</i>	10	10	0	7	26,1	4,5
Bufonidae						
<i>Atelopus spumarius</i>	418	417	1	21	69,6	22,7
<i>Dendrophryniscus minutus</i>	23	23	0	12	30,4	22,7
<i>Rhaebo guttatus</i>	54	22	32	18	43,5	36,4
<i>Rhinella granulosa</i>	8	2	6	1	4,3	0
<i>Rhinella margaritifera</i>	73	48	25	18	43,5	36,4
<i>Rhinella marina</i>	18	15	3	13	43,5	13,6
<i>Rhinella proboscidea</i>	293	241	52	39	87,0	86,4
Centrolenidae						
<i>Allophryne ruthveni</i>	15	9	6	3	8,7	4,5
<i>Cochranella oyampiensis</i>	276	4	272	23	87,0	13,6
<i>Hyalinobatrachium nouraguense</i>	412	6	406	16	65,2	4,5
Ceratophryidae						
<i>Ceratophrys cornuta</i>	6	2	4	1	4,3	0
Dendrobatidae						
<i>Ameerega hahneli</i>	224	219	5	22	56,5	40,9
<i>Ameerega trivittata</i>	18	18	0	7	0	31,8
Eleutherodactylidae						
<i>Phyzelaphryne</i> sp.	103	15	88	19	69,6	13,6
Hylidae						
<i>Dendropsophus brevifrons</i>	492	16	476	15	65,2	0
<i>Dendropsophus leucophyllatus</i>	231	2	229	11	43,5	4,5
<i>Dendropsophus marmoratus</i>	2	2	0	1	4,3	0
<i>Dendropsophus</i> aff. <i>minusculus</i>	2	2	0	2	8,7	0
<i>Dendropsophus parviceps</i>	226	9	217	8	34,8	0
<i>Dendropsophus</i> sp.	146	0	146	8	34,8	0
<i>Hypsiboas boans</i>	113	29	84	21	69,6	22,7
<i>Hypsiboas calcaratus</i>	213	17	196	17	65,2	9,1
<i>Hypsiboas cinerascens</i>	480	5	475	30	82,6	50,0
<i>Hypsiboas fasciatus</i>	831	119	712	27	100	18,2
<i>Hypsiboas geographicus</i>	67	65	2	8	34,8	0
<i>Hypsiboas multifasciatus</i>	242	25	217	19	56,5	27,3
<i>Hypsiboas</i> cf. <i>punctatus</i>	2	2	0	2	4,3	4,5
<i>Osteocephalus buckleyi</i>	191	35	156	11	47,8	0
<i>Osteocephalus leprieurii</i>	2	2	0	2	8,7	0
<i>Osteocephalus oophagus</i>	858	30	828	45	100	100
<i>Osteocephalus taurinus</i>	69	26	43	13	52,2	4,5
<i>Scinax</i> sp.1	232	18	214	11	39,1	9,1
<i>Scinax</i> sp.2	12	5	7	6	26,1	0
<i>Trachycephalus coriaceus</i>	19	9	10	1	4,3	0
<i>Trachycephalus resinifictrix</i>	72	0	72	31	56,5	81,8
<i>Phyllomedusa bicolor</i>	141	14	127	21	69,6	22,7

<i>Phyllomedusa tomopterna</i>	20	9	11	6	26,1	0
<i>Phyllomedusa vaillantii</i>	98	20	78	14	47,8	13,6
Leptodactylidae						
<i>Leptodactylus aff. andreae</i>	542	75	467	39	82,6	90,9
<i>Leptodactylus knudseni</i>	90	28	62	27	87,0	31,8
<i>Leptodactylus lineatus</i>	42	8	34	11	39,1	9,1
<i>Leptodactylus mystaceus</i>	60	15	45	11	39,1	9,1
<i>Leptodactylus pentadactylus</i>	208	199	9	34	91,3	59,1
<i>Leptodactylus petersii</i>	427	165	262	25	91,3	18,2
<i>Leptodactylus rhodomystax</i>	101	39	62	19	52,2	31,8
<i>Leptodactylus stenodema</i>	60	2	58	23	43,5	59,1
Microhylidae						
<i>Synapturanus mirandaribeiroi</i>	497	1	496	30	73,9	59,1
<i>Synapturanus salseri</i>	287	1	286	28	60,9	63,6
<i>Chiasmocleis hudsoni</i>	93	3	90	9	39,1	0
<i>Chiasmocleis shudikarensis</i>	22	2	20	6	21,7	4,5
Pipidae						
<i>Pipa arrabali</i>	1	1	0	1	4,3	0
<i>Pipa pipa</i>	4	4	0	4	17,4	0
Strabomantidae						
<i>Pristimantis fenestratus</i>	943	151	792	43	100	90,9
<i>Pristimantis cf. marmoratus</i>	90	8	82	23	52,2	50,0
<i>Pristimantis cf. zimmermanae</i>	513	0	513	40	87,0	90,9
<i>Pristimantis sp.</i>	18	14	4	12	30,4	22,7
TOTAL	10.727	2.245	8.482			

Distribuição Temporal

Do total de indivíduos registrados, 2.142 (20%) foram registrados em Nov / Dez, 4.330 (40%) em Jan / Fev e 4.255 (40%) em Abr / Mai. Na primeira amostragem foram encontradas 53 espécies, na segunda 51 espécies e na terceira 49 espécies.

Das 38 espécies mais abundantes (com número de registros superior a 50 indivíduos), 18 espécies tiveram mais registros em Abr / Mai (final da estação chuvosa), 16 foram mais registradas em Jan / Fev (meio da estação chuvosa) e 4 foram mais abundantes em Nov / Dez (início das chuvas). Três espécies do gênero *Leptodactylus* (*L. rhodomystax*, *L. mystaceus* e *L. pentadactylus*) e *Hypsiboas boans* foram as espécies com maior número de indivíduos registrados em Nov/Dez (no início da época chuvosa). Nesse período, foram registrados menos que 10% do total de indivíduos de *Cochranella oyampiensis*, *Dendropsophus sp.*, *D. brevifrons*, *D. leucophyllatus*, *D. parviceps*, *Hyalinobatrachium nouraguense*, *Hypsiboas calcaratus*, *H. cinerascens*, *Osteocephalus buckleyi*, *Pristimantis cf. zimmermanae* e *Scinax sp.1* (Tabela 4). *Scinax sp.1* foi a única espécie em que foi registrado mais de 90% dos indivíduos no final da estação chuvosa (Abr/Mai), enquanto que *Synapturanus*

mirandaribeiroi e *S. salseri* tiveram menos que 5% dos indivíduos registrados nessa época (Tabela 4).

TABELA 4. — Espécies mais abundantes (N > 50 indivíduos) amostradas na ReBio Uatumã ordenadas de acordo com número de registros em cada período de amostragem. Entre parênteses a proporção do total de indivíduos para cada espécie.

Espécie	Nov / Dez	Jan / Fev	Abr / Mai
<i>Synapturanus mirandaribeiroi</i>	244 (49%)	246 (49%)	8 (02%)
<i>Leptodactylus rhodomystax</i>	47 (46%)	41 (41%)	13 (13%)
<i>Synapturanus salseri</i>	95 (33%)	179 (62%)	13 (05%)
<i>Hypsiboas boans</i>	53 (47%)	36 (32%)	24 (21%)
<i>Phyzelaphryne</i> sp.	40 (39%)	49 (47%)	14 (14%)
<i>Leptodactylus mystaceus</i>	29 (48%)	15 (25%)	16 (27%)
<i>Leptodactylus pentadactylus</i>	82 (39%)	68 (33%)	58 (28%)
<i>Pristimantis</i> cf. <i>marmoratus</i>	29 (32%)	41 (46%)	20 (22%)
<i>Pristimantis fenestratus</i>	331 (35%)	370 (39%)	242 (26%)
<i>Osteocephalus oophagus</i>	262 (31%)	348 (40%)	250 (29%)
<i>Leptodactylus</i> aff. <i>andreae</i>	102 (19%)	345 (64%)	95 (17%)
<i>Trachycephalus resinifictrix</i>	21 (29%)	29 (40%)	22 (31%)
<i>Leptodactylus knudseni</i>	23 (25%)	43 (48%)	24 (27%)
<i>Chiasmocleis hudsoni</i>	35 (38%)	19 (20%)	39 (42%)
<i>Rhaebo guttatus</i>	7 (13%)	29 (54%)	18 (33%)
<i>Atelopus spumarius</i>	96 (23%)	144 (34%)	178 (43%)
<i>Pristimantis</i> cf. <i>zimmermanae</i>	38 (07%)	322 (63%)	153 (30%)
<i>Hypsiboas cinerascens</i>	40 (08%)	279 (58%)	161 (34%)
<i>Dendropsophus leucophyllatus</i>	14 (06%)	140 (61%)	77 (33%)
<i>Rhinella margaritifera</i>	8 (11%)	36 (49%)	29 (40%)
<i>Phyllomedusa vaillantii</i>	16 (16%)	37 (38%)	45 (46%)
<i>Phyllomedusa bicolor</i>	20 (14%)	59 (42%)	62 (44%)
<i>Rhinella proboscidea</i>	63 (21%)	79 (27%)	151 (52%)
<i>Ameerega hahneli</i>	36 (16%)	75 (34%)	113 (50%)
<i>Dendropsophus parviceps</i>	12 (05%)	122 (54%)	92 (41%)
<i>Hypsiboas calcaratus</i>	20 (09%)	96 (45%)	97 (46%)
<i>Hypsiboas geographicus</i>	7 (11%)	27 (40%)	43 (49%)
<i>Hypsiboas multifasciatus</i>	30 (13%)	88 (36%)	124 (51%)
<i>Osteocephalus taurinus</i>	16 (23%)	10 (15%)	43 (62%)
<i>Hypsiboas fasciatus</i>	122 (15%)	254 (30%)	457 (55%)
<i>Dendropsophus brevifrons</i>	21 (04%)	242 (50%)	220 (46%)
<i>Leptodactylus petersii</i>	76 (18%)	85 (20%)	266 (62%)
<i>Leptodactylus stenodema</i>	11 (18%)	1 (02%)	48 (80%)
<i>Hyalinobatrachium nouraguense</i>	6 (01%)	140 (34%)	266 (65%)
<i>Cochranella oyampiensis</i>	16 (06%)	48 (17%)	212 (77%)
<i>Osteocephalus buckleyi</i>	4 (02%)	45 (24%)	142 (74%)
<i>Dendropsophus</i> sp.	0 (00%)	38 (26%)	108 (74%)
<i>Scinax</i> sp.1	11 (05%)	3 (01%)	218 (94%)

Distribuição e Abundância das Espécies em uma Escala de 25 km²

Número de espécies — Foram realizadas regressões simples utilizando o número de espécies por parcela como variável dependente. A distância do igarapé, a altitude e a porcentagem de argila no solo apresentaram relação significativa com o número de espécies, explicando de 18% a 55% da variação no número de espécies entre as parcelas (Tabela 5).

TABELA 5. — Modelos de regressões lineares tendo como variável dependente o número de espécies por parcela, e como variáveis independentes: distância do igarapé, altitude, porcentagem de argila no solo (% argila) e densidade de árvores (n. árvores).

	R ²	F ₁₋₂₈	P
Número de espécies =			
distância do igarapé	0,5495	36,37	<0,00001
Altitude	0,4636	26,07	<0,00001
% argila	0,3293	15,24	0,0005
n. árvores	0,1719	6,39	0,0181

As variáveis ambientais afetaram inversamente o número de espécies: à medida em que aumenta a distância do igarapé, a altitude, a porcentagem de argila no solo e o número de árvores, diminui o número de espécies por parcela (Fig. 4).

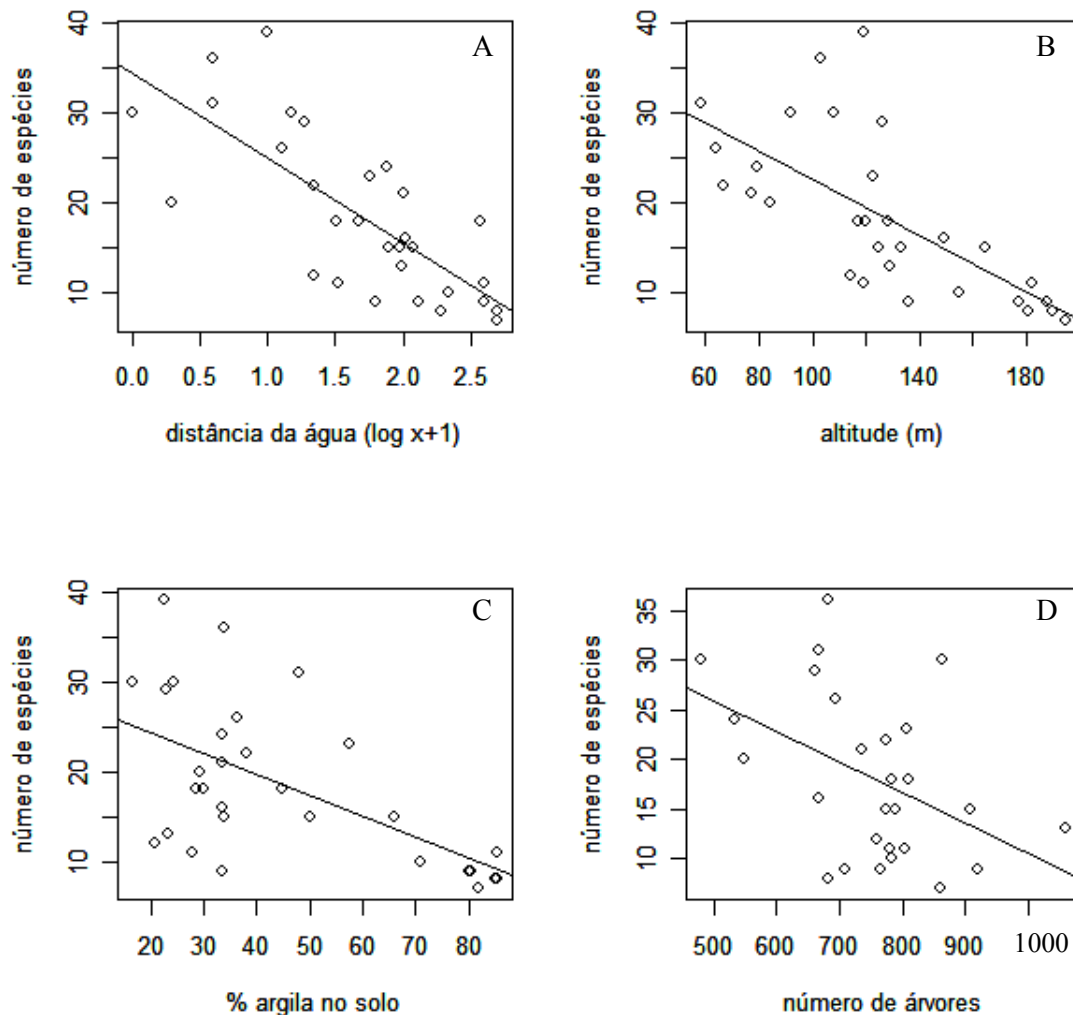


FIGURA 4. — Relações entre o número de espécies e (A) distância do igarapé; (B) altitude; (C) porcentagem de argila no solo; e (D) número de árvores.

Composição quantitativa e qualitativa da comunidade — A matriz de dissimilaridade foi baseada em 30 parcelas (objetos) e 48 espécies (atributos). A ordenação NMDS realizada com a matriz dissociativa com os dados de abundância capturou em uma dimensão 71% da variação nas distâncias originais entre as parcelas, e a segunda dimensão 11,5%. Na ordenação com base nos dados de presença/ausência o primeiro eixo da ordenação capturou 66,6% e o segundo 12,6%.

Foi selecionada apenas uma dimensão (eixo 1 da ordenação NMDS) para representar a composição de espécies nas análises em relação a distância do igarapé, porcentagem de argila

no solo, altitude e número de árvores, testadas individualmente em modelos de regressão simples.

Houve relação significativa entre a composição de espécies representada pelo eixo 1 da ordenação NMDS tanto usando os dados quantitativos como qualitativos e as variáveis distância do igarapé, porcentagem de argila e altitude (Tabela 6). Enquanto que os modelos contendo número de árvores foi significativamente relacionado com a composição de espécies (eixo 1 NMDS) com dados quantitativos mas não com qualitativos (Tabela 6).

TABELA 6. — Modelos de regressão simples tendo como variável dependente o primeiro eixo das ordenações realizadas com NMDS (eixo 1) baseados em dados quantitativos (abundância) e qualitativos (presença/ausência). As variáveis independentes foram a distância do igarapé, altitude, porcentagem de argila no solo (% argila) e número de árvores (n. árvores).

	R ²	F _{1,28}	P
Composição quantitativa (eixo 1 NMDS) =			
distância do igarapé	0,7400	79,68	<0,00001
altitude	0,4154	21,61	<0,00001
% argila	0,3017	13,53	0,0009
n. árvores	0,2649	10,37	0,003
Composição qualitativa (eixo 1 NMDS) =			
distância do igarapé	0,7079	71,25	<0,00001
altitude	0,5958	43,74	<0,00001
% argila	0,4804	27,81	<0,00001
n. árvores	0,0075	1,19	0,284

A variável que melhor capturou o padrão de distribuição das comunidades foi a distância do igarapé (Fig. 5), seguida da altitude (Fig. 6), porcentagem de argila no solo (Fig. 7) e número de árvores (Fig. 8).

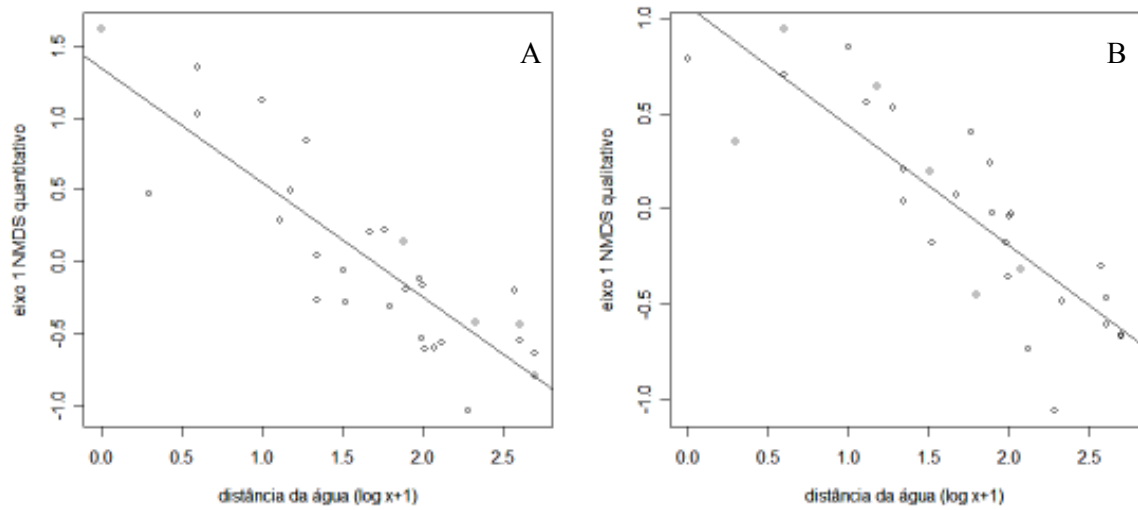


FIGURA 5. — Relação entre a distância do igarapé ($\log(x+1)$) e a composição das espécies nas comunidades resumida em uma dimensão de uma ordenação NMDS (eixo 1 NMDS). (A) composição baseada nos dados de abundância (quantitativos) e (B) composição baseada nos dados de presença/ausência (qualitativos).

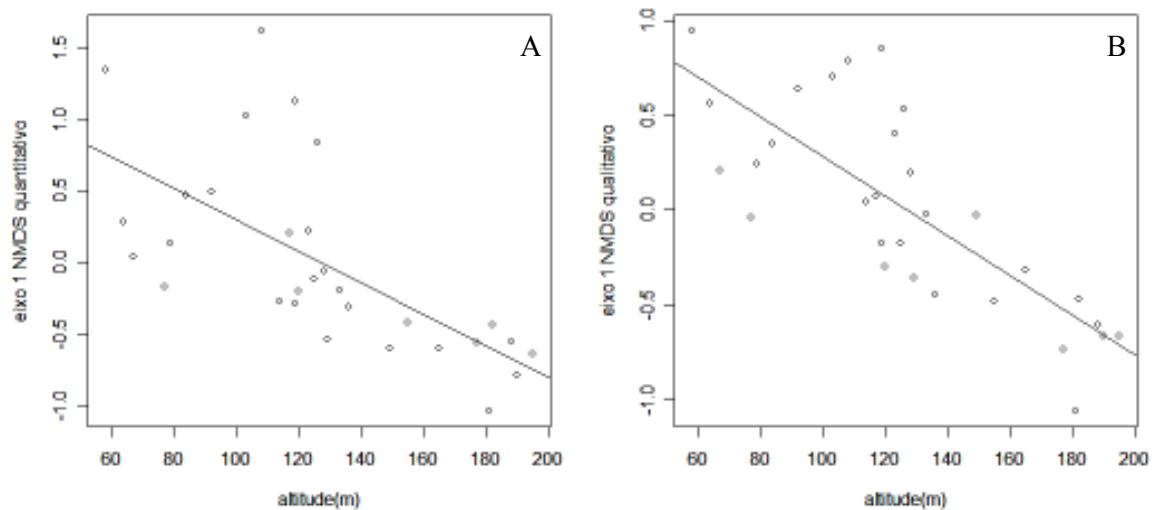


FIGURA 6. — Relação entre a altitude e a composição das espécies nas comunidades resumida em uma dimensão de uma ordenação NMDS (eixo 1 NMDS). (A) composição baseada nos dados de abundância (quantitativos) e (B) composição baseada nos dados de presença/ausência (qualitativos).

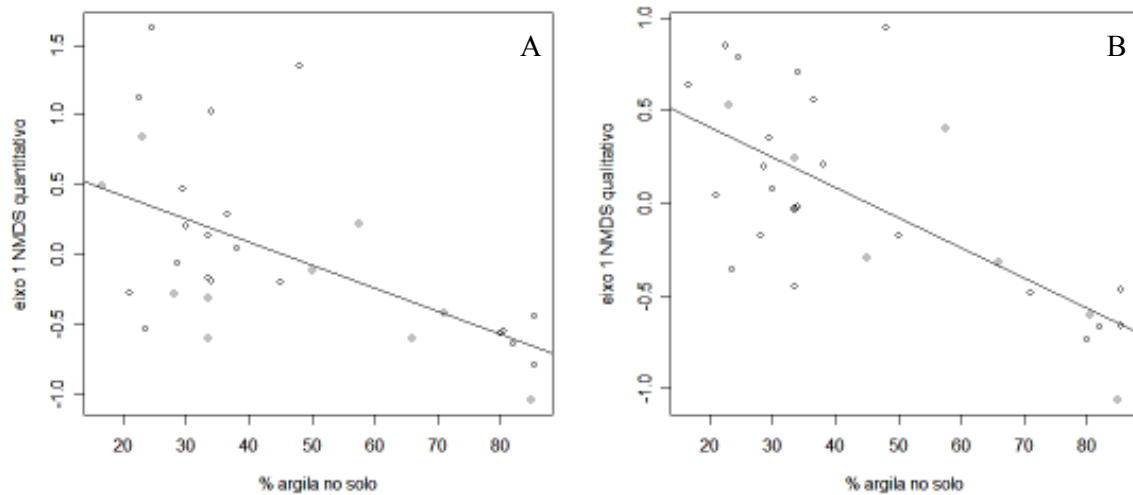


FIGURA 7. — Relação entre a porcentagem de argila no solo e a composição das espécies nas comunidades sumarizada em uma dimensão de uma ordenação NMDS (eixo 1 NMDS). (A) composição baseada nos dados de abundância (quantitativos) e (B) composição baseada nos dados de presença/ausência (qualitativos).

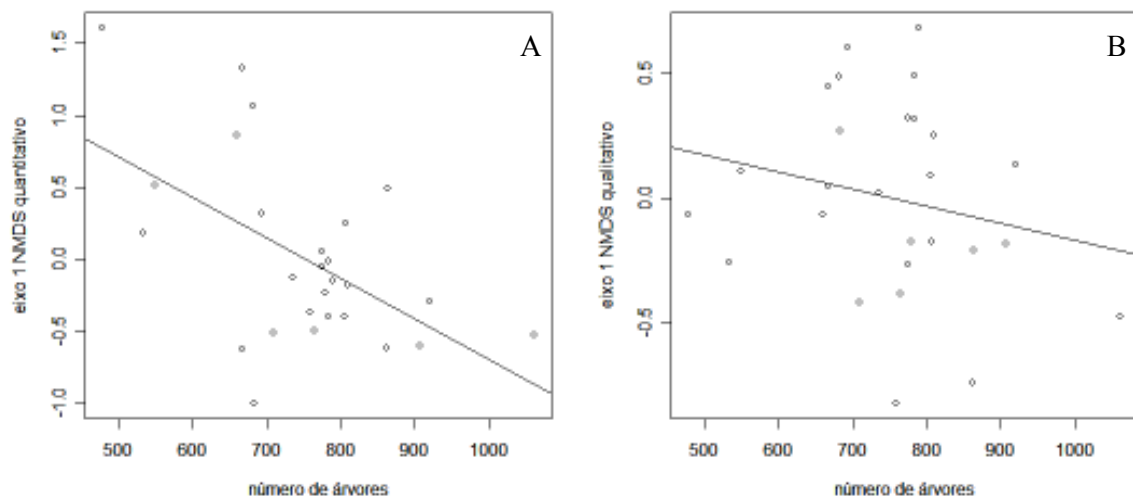


FIGURA 8. — Relação entre o número de árvores e a composição das espécies nas comunidades sumarizada em uma dimensão de uma ordenação NMDS (eixo 1 NMDS). (A) composição baseada nos dados de abundância (quantitativos) e (B) composição baseada nos dados de presença/ausência (qualitativos).

Uso Diferencial dos Hábitats Pelas Espécies

Para visualizar um padrão de distribuição das espécies foram relacionadas as duas primeiras dimensões de uma ordenação NMDS, sendo as parcelas categorizadas de acordo com a distância para água em: ripárias (R), intermediárias (I) ou não ripárias (N). Houve formação de agrupamentos das três categorias, com a primeira dimensão (eixo 1 NMDS) oriundas das ordenações feitas tanto com dados quantitativos quanto qualitativos captando um gradiente que vai dos igarapés, passando por áreas intermediárias até os platôs distantes de igarapés (Fig. 9). O eixo 1 NMDS ordenou as comunidades de anuros através de um gradiente ambiental que reflete a proximidade da água.

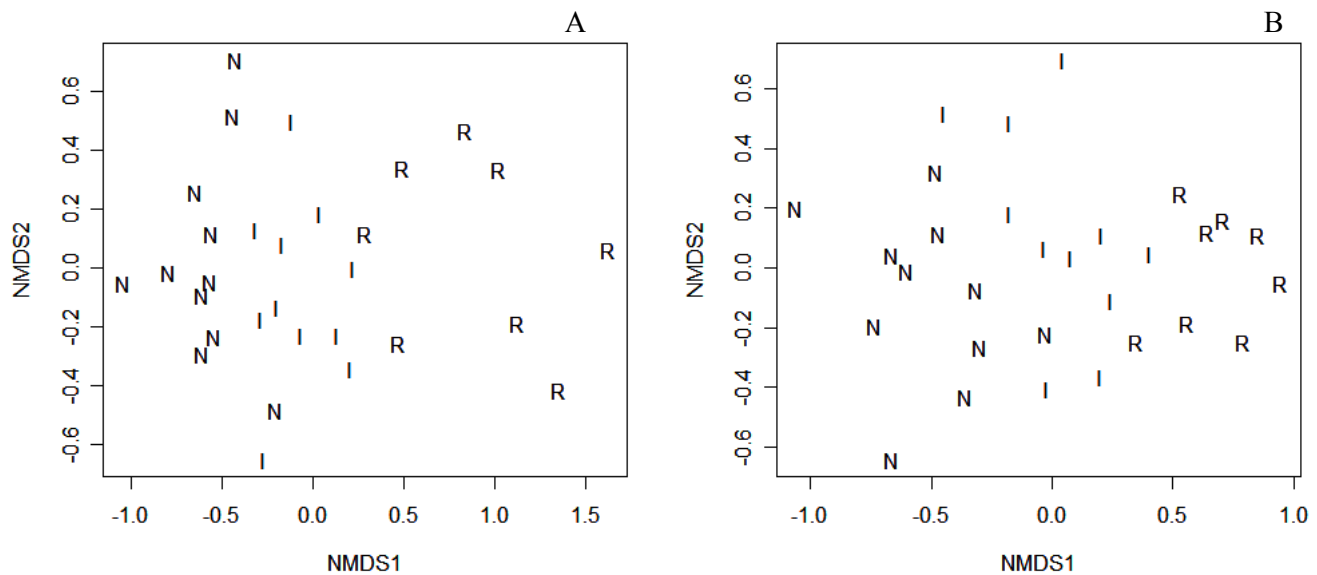


FIGURA 9. — Relação entre os dois primeiros eixos gerados nas ordenações realizadas com NMDS sumarizando a composição de espécies nas 30 parcelas uniformemente distribuídas, onde N = parcelas não ripárias; I = parcelas intermediárias; R = parcelas ripárias. (A) composição baseada em dados quantitativos (abundância); (B) composição baseada em dados qualitativos (presença/ausência).

Isto indica que as espécies nas comunidades estão atualmente respondendo diferentemente ao ambiente. Devido as áreas ripárias representarem menor proporção na paisagem de 25 km² (somente 8 de 30 parcelas uniformemente distribuídas) foram amostradas mais 15 parcelas ripárias para testar a hipótese do uso diferencial dos habitats pelas espécies, perfazendo um total de 45 parcelas (23 ripárias e 22 não ripárias).

Habitats Ripários e Não Ripários — Para testar a diferença das comunidades entre os habitats ripários e não ripários foram feitas matrizes de dissimilaridade com 45 parcelas e 51 espécies, que foram em seguida ordenadas por NMDS. A primeira dimensão da ordenação realizada com NMDS explicou 63,7% e a segunda 16% da variação das distâncias da matriz dos dados originais quantitativos. Para os dados de presença e ausência, o primeiro eixo explicou 91,5%, enquanto que o segundo eixo explicou 3,2%.

O primeiro eixo das ordenações realizadas tanto com dados quantitativos quanto qualitativos captou a separação das comunidades em dois habitats distintos, ripários (R) e não ripários (N) (Fig. 10).

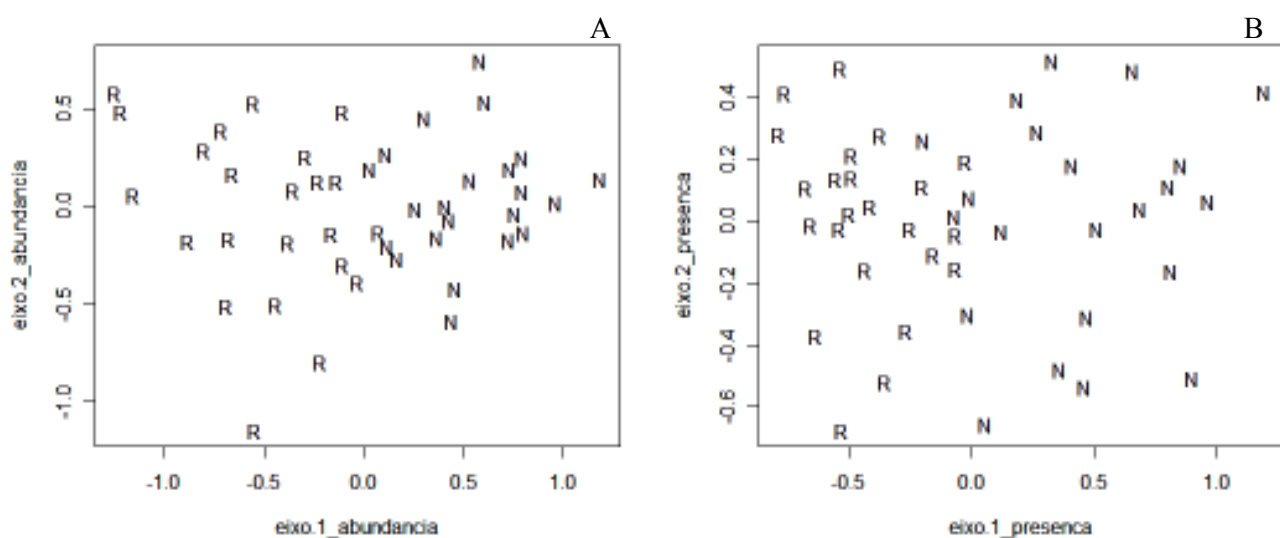


FIGURA 10. — Relação entre os dois primeiros eixos gerados nas ordenações realizadas com NMDS sumarizando a estruturação das comunidades nas 45 parcelas amostradas, onde R = parcelas ripárias e N = parcelas não ripárias. (A) composição baseada em dados quantitativos (abundância); (B) composição baseada em dados qualitativos (presença/ausência).

Houve diferença significativa entre os dois tipos de habitats na composição da comunidade, baseada tanto nos dados quantitativos ($t = -9,989$ $gl=43$ $P < 0,0001$) como nos dados qualitativos ($t = -9,937$ $gl=43$ $P < 0,0001$), indicando separação das comunidades em dois habitats distintos (Fig. 11). Assim sendo, os dois tipos de habitats (riparios e não ripários) foram analisados separadamente.

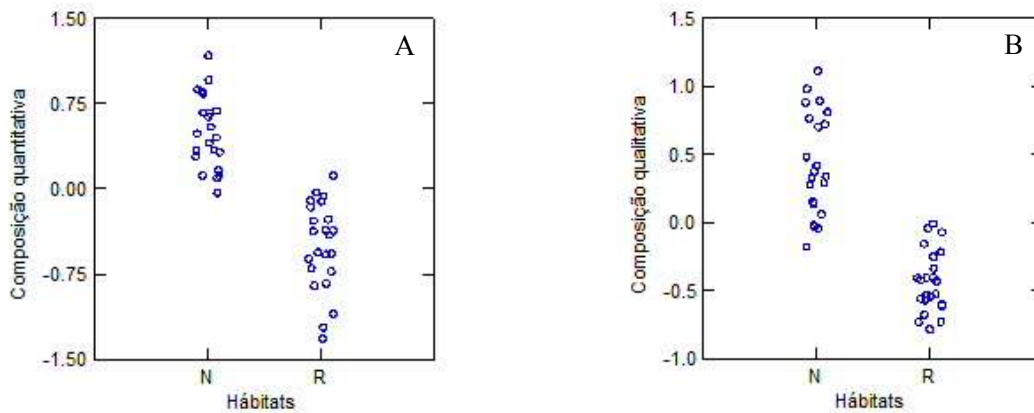


FIGURA 11. — Composição da comunidade, baseada na primeira dimensão de uma ordenação NMDS, com dados quantitativos (A) e qualitativos (B), relacionado com o tipo de hábitat: não ripário (N) ou ripário (R).

Habitats Ripários

Das 23 parcelas ripárias, 5 foram localizadas em baixios alagados sem a presença de igarapés, não sendo incluídas nas análises inferenciais por não apresentarem características físicas de igarapé. A matriz de dissimilaridade foi então construída com 18 parcelas localizadas nas margens de igarapés.

Número de Espécies — As variáveis foram testadas individualmente em modelos de regressão linear, com o número de espécies sendo a variável dependente. Apenas a largura do baixo explicou significativamente a variação no número de espécies, porém com uma pequena porcentagem da variação explicada. O número de espécies não foi significativamente relacionado com a altitude, a velocidade, vazão e tamanho do igarapé (Tabela 7).

TABELA 7. — Modelos de regressão simples com o número de espécies como variável dependente e como variáveis independentes a largura do baixo, velocidade da água, altitude, vazão e tamanho do igarapé.

	R ²	F ₁₋₁₆	P
Número de espécies =			
largura do baixo	0,21	5,51	0,032
velocidade da água	0,16	4,23	0,056
Altitude	0,01	1,03	0,324
Vazão	0,05	1,95	0,181
tamanho do igarapé	0,06	0,03	0,869

A largura do baixo explicou 21% da variação no número de espécies, e a velocidade da água explicou 16%. A relação entre o número de espécies e a largura do baixo foi direta, enquanto que com a velocidade da água a relação foi inversa (Fig. 12).

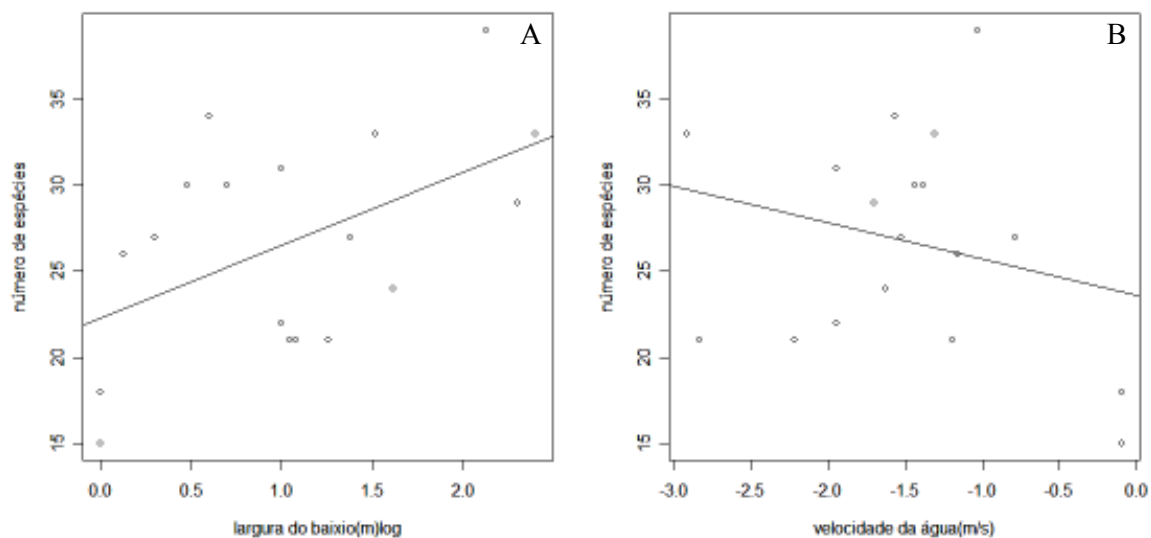


FIGURA 12. —Relação entre o número de espécies e a largura do baixo (A) e a velocidade da água (B) nas parcelas ripárias.

Composição de Espécies — A ordenação realizada com a matriz de dissimilaridade composta de 18 parcelas e 50 espécies utilizando os dados quantitativos, explicou em uma dimensão 49,71% da variação na distribuição das espécies nas comunidades. Utilizando os dados qualitativos, a primeira dimensão da ordenação explicou 55,21%. Nas análises inferenciais foram utilizadas somente a primeira dimensão oriunda das ordenações, pois essa explicou aproximadamente metade da variação original, o que permite testes com modelos mais simplificados.

As variáveis ambientais apresentaram correlação entre si. Devido a este fato, a velocidade da água, tamanho do igarapé, vazão, largura do baixo e altitude foram testadas individualmente como variáveis independentes nos modelos de regressões lineares. Houve relação significativa entre o eixo 1 da ordenação realizada com a composição de espécies quantitativa e qualitativa e a largura do baixo, a velocidade da água, a vazão e a altitude (Tabela 8), enquanto o tamanho do igarapé foi significativamente relacionado com o eixo 1 da ordenação realizada com dados quantitativos, mas não com dados qualitativos (Tabela 8).

TABELA 8. — Modelos de regressão simples tendo como variável dependente o primeiro eixo das ordenações realizadas com NMDS (eixo 1) baseados em dados quantitativos (abundância) e qualitativos (presença/ausência) das comunidades de áreas ripárias.

	R ²	F ₁₋₁₆	P
Composição quantitativa (eixo 1 NMDS) =			
Baixio	0,6501	41,88	<0,0001
Velocidade	0,6257	29,41	<0,0001
Vazão	0,6146	28,11	<0,0001
Tamanho	0,4294	13,79	0,0019
Altitude	0,1765	4,65	0,0467
Composição qualitativa (eixo 1 NMDS) =			
Velocidade	0,4259	13,61	0,0019
Baixio	0,3487	10,10	0,0058
Vazão	0,2941	8,08	0,0117
Altitude	0,1805	4,74	0,0447
Tamanho	0,0109	1,18	0,2919

Nas áreas ripárias, a largura do baixio foi o fator ambiental que esteve mais relacionado com a composição das espécies baseada nos dados de abundância (Fig. 13), enquanto que para a composição baseada nos dados de presença/ausência, o fator ambiental mais relacionado foi a velocidade da água (Fig. 14) A vazão (Fig. 15), a altitude (Fig. 16) e o tamanho do igarapé (Fig. 17) também foram capazes de prever as variações na composição das comunidades de áreas ripárias.

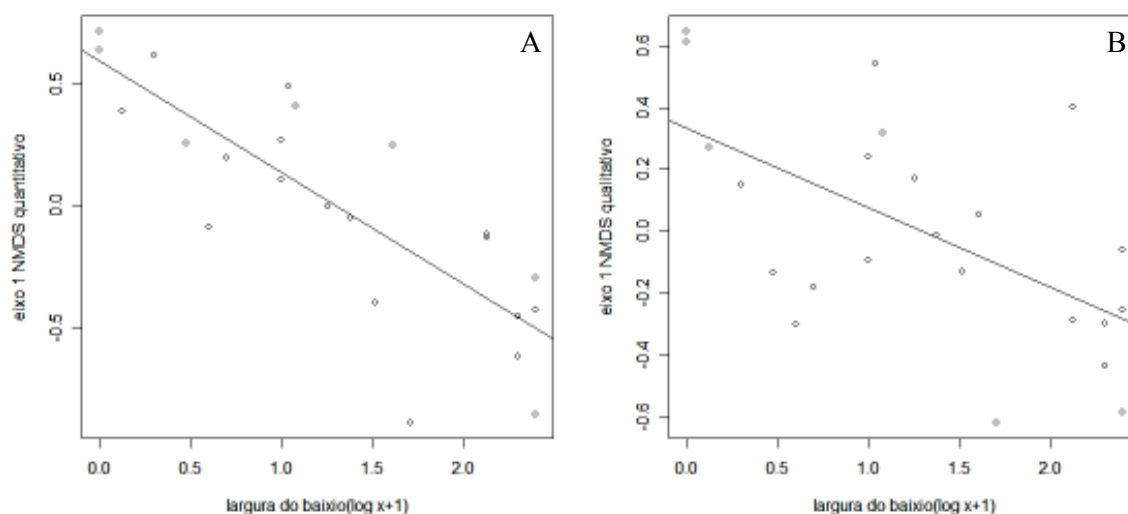


FIGURA 13. — Relação entre a largura do baixio ($\log x+1$) e a composição das espécies nas comunidades ripárias sumarizada em uma dimensão de uma ordenação NMDS (eixo 1 NMDS). (A) composição baseada nos dados de abundância (quantitativos) e (B) composição baseada nos dados de presença/ausência (qualitativos).

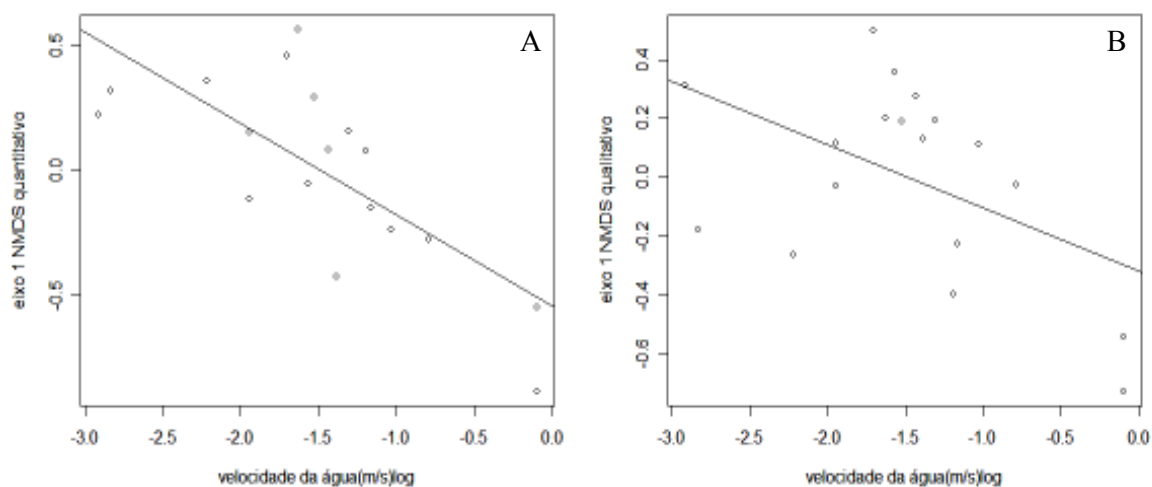


FIGURA 14. — Relação entre a velocidade da água (log) e a composição das espécies nas comunidades ripárias sumarizada em uma dimensão de uma ordenação NMDS (eixo 1 NMDS). (A) composição baseada nos dados de abundância (quantitativos) e (B) composição baseada nos dados de presença/ausência (qualitativos).

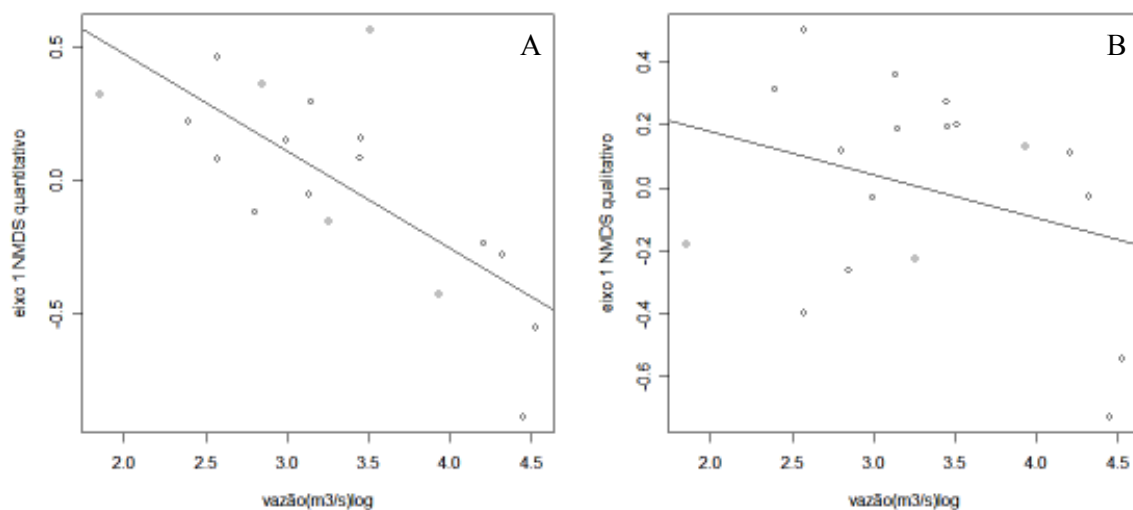


FIGURA 15. — Relação entre a vazão dos igarapés (log) e a composição das espécies nas comunidades ripárias sumarizada em uma dimensão de uma ordenação NMDS (eixo 1 NMDS). (A) composição baseada nos dados de abundância (quantitativos) e (B) composição baseada nos dados de presença/ausência (qualitativos).

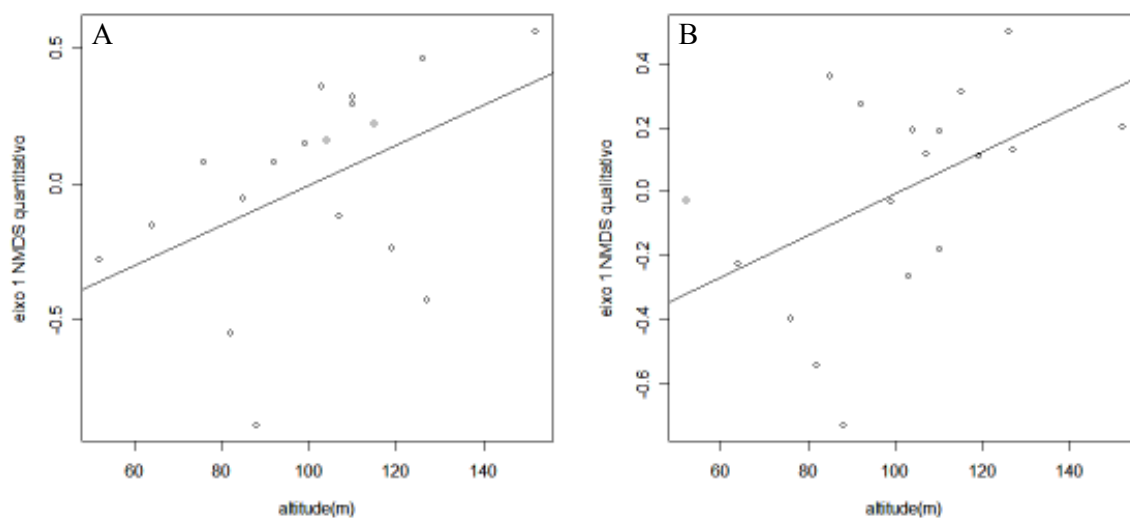


FIGURA 16. — Relação entre a altitude e a composição das espécies nas comunidades ripárias sumarizada em uma dimensão de uma ordenação NMDS (eixo 1 NMDS). (A) composição baseada nos dados de abundância (quantitativos) e (B) composição baseada nos dados de presença/ausência (qualitativos).

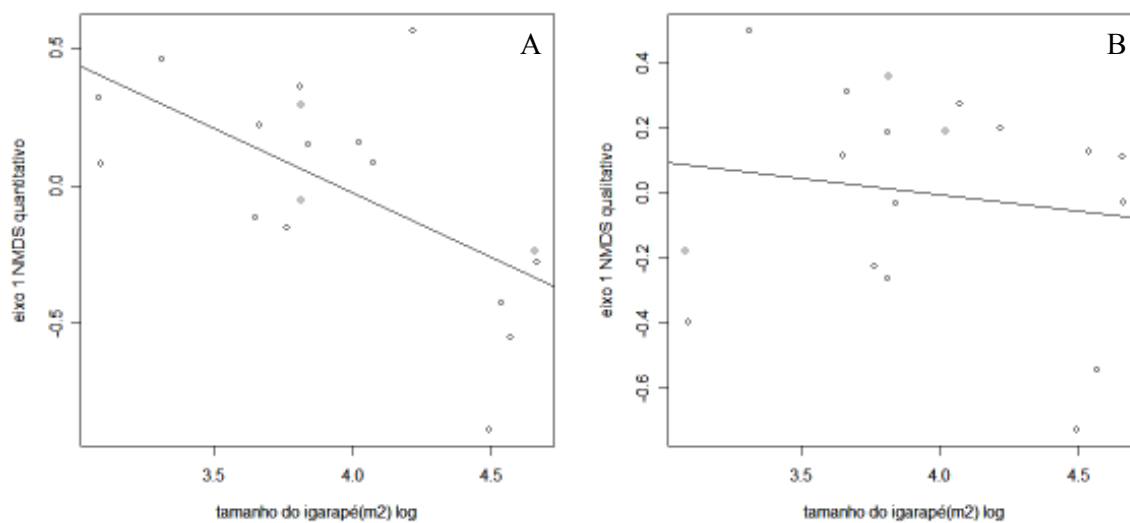


FIGURA 17. — Relação entre o tamanho do igarapé (log) e a composição das espécies nas comunidades ripárias sumarizada em uma dimensão de uma ordenação NMDS (eixo 1 NMDS). (A) composição baseada nos dados de abundância (quantitativos) e (B) composição baseada nos dados de presença/ausência (qualitativos).

Habitats Não Ripários

Das 22 parcelas não ripárias, 5 apresentaram distância do igarapé inferior a 60m e não foram incluídas nas análises. A matriz de dissimilaridade foi então construída com 17 parcelas não ripárias e 35 espécies registradas nesses ambientes.

Número de Espécies — O número de espécies foi significativamente relacionado com a altitude ($R^2=0,7139$; $F_{1,15}=40,93$; $p=0,00001$), porcentagem de argila no solo ($R^2=0,3474$; $F_{1,15}=9,51$; $p=0,0075$) e distância do igarapé ($R^2=0,2771$; $F_{1,15}=7,13$; $p=0,0174$). O número de árvores não explicou a variação no número de espécies ($R^2=0,0412$; $F_{1,15}=1,64$; $p=0,2205$) (Fig. 18).

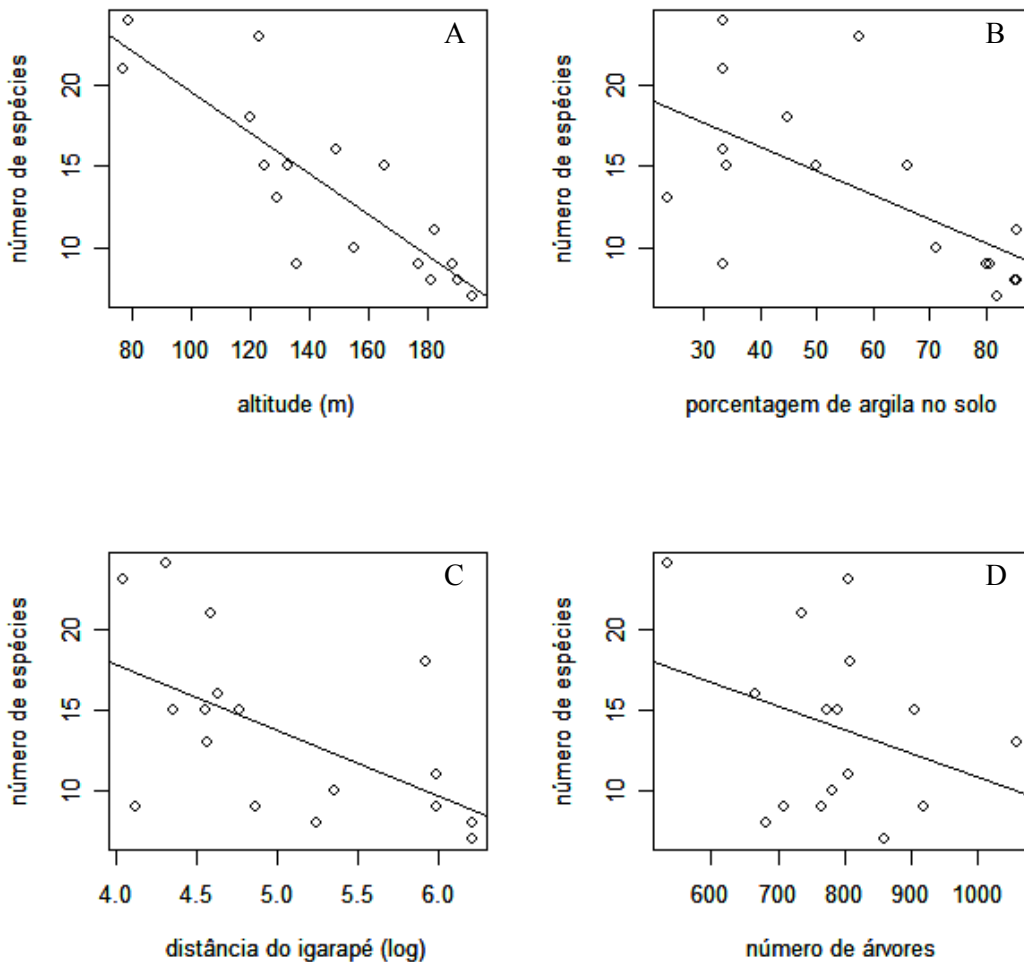


FIGURA 18. – Número de espécies relacionado com as variáveis: altitude (A); porcentagem de argila no solo (B); distância do igarapé ($\log x+1$) (C); e número de árvores (D).

Composição de Espécies — A ordenação realizada com NMDS em uma dimensão explicou 28,74% da variação na composição da comunidade com dados quantitativos, já com duas dimensões a porcentagem da variação capturada foi 65,75%. Quando usados os dados qualitativos, a ordenação em uma dimensão capturou 37,11% da variação nas distâncias originais da matriz de dissimilaridade. Com a ordenação em duas dimensões, a variação capturada foi de 61,37%.

Os valores dos dois primeiros eixos da ordenação NMDS foram utilizados em modelos de regressões simples multivariadas. Apenas a composição quantitativa das espécies baseada em duas dimensões foi relacionada significativamente com a altitude. Os demais modelos de regressão não explicaram a variação na composição da comunidade, seja com dados quantitativos como com qualitativos.

Composição baseada nos dados quantitativos:

Eixo 1 + eixo 2 = $-1,063 + 0,007$ (altitude) ($R^2=0,2108$; $F_{1-15}=5,27$; $p=0,036$)

Eixo 1 + eixo 2 = $-0,225 + 0,003$ (%argila) ($R^2=0,0346$; $F_{1-15}=0,46$; $p=0,506$)

Eixo 1 + eixo 2 = $-0,948 + 0,432$ (distância) ($R^2=0,0142$; $F_{1-15}=1,23$; $p=0,284$)

Eixo 1 + eixo 2 = $-0,517 + 0,0006$ (n.árvores) ($R^2=0,015$; $F_{1-15}=0,71$; $p=0,411$)

Composição baseada nos dados qualitativos:

Eixo1+eixo2 = $-0,695 + 0,004$ (altitude) ($R^2 = 0,1071$; $F_{1-15}=2,92$; $p=0,108$)

Eixo1+eixo2= $-0,354 + 0,006$ (%argila) ($R^2=0,0491$; $F_{1-15}=1,82$; $p=0,196$)

Eixo1+eixo2= $-0,893 + 0,408$ (distância) ($R^2=0,0386$; $F_{1-15}=1,64$; $p=0,219$)

Eixo1+eixo2= $-0,185 + 0,0002$ (n.árvores) ($R^2=0,0513$; $F_{1-15}=0,07$; $p=0,792$)

DISCUSSÃO

Composição das Espécies

Atualmente são conhecidas cerca de 220 espécies de anuros na Amazônia brasileira (Ávila-Pires et. al., 2007). Estudos realizados a oeste da Amazônia brasileira normalmente apresentam maior número de espécies que estudos desenvolvidos em áreas mais ao leste (Azevedo-Ramos e Galatti, 2002). A maior diversidade de espécies encontradas a oeste da

Amazônia brasileira pode ser reflexo da proximidade com áreas de alto endemismo e riqueza de espécies em áreas de maior altitude na Amazônia ocidental (Duellman, 1978, 1988). Entretanto, as diferenças no número de espécies podem ser reflexos da intensidade de amostragem, ou do tamanho da área amostrada, pois quanto maior a área, mais ambientes podem ser abrangidos e conseqüentemente mais espécies podem ser encontradas (Azevedo-Ramos e Galatti, 2002). Por outro lado, no presente estudo, um esforço concentrado numa área menor, porém com um sistema padronizado de amostragem uniforme na área pode ser mais efetivo que amostragens em áreas mais extensas.

Estudos realizados em áreas de floresta de terra-firme na Amazônia central apresentaram menor número de espécies que o registrado no presente estudo. Na época do enchimento do reservatório da UHE de Balbina, que alagou aproximadamente 2360 km², foi realizado um grande esforço de resgate de espécies da fauna, sendo registradas 39 espécies de anuros (Eletronorte/CNPq/INPA, 1987). Em outro levantamento biológico realizado a alguns quilômetros ao sul da ReBio Uatumã, na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Uatumã, foram registradas 26 espécies de anuros, incluindo algumas espécies de áreas abertas (Gordo, 2007). Estes dois estudos (Eletronorte/CNPq/INPA, 1987; Gordo, 2007) não trazem informações sobre o esforço de amostragem, mas provavelmente foram realizados com menor esforço amostral que o presente estudo, o que pode explicar o menor número de espécies encontradas. A lista de espécies registradas em três meses de amostragem na ReBio Uatumã foi maior também que listas de espécies registradas em estudos de longa duração (vários anos com diferentes amostradores) realizados em outras localidades de floresta de terra-firme na Amazônia central. Na Reserva Ducke, aproximadamente 100 km ao sul da ReBio Uatumã, Lima et al. (2006) registraram 50 espécies, sendo que destas, 12 são consideradas de áreas abertas e são encontradas na borda da floresta. A lista de espécies apresentada em Lima et al. (2006) abrange aproximadamente 30 anos de pesquisas na área. Nas áreas do Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF), aproximadamente 50 km ao sul da ReBio Uatumã, foram desenvolvidos estudos com comunidades de anuros por pelo menos nove anos (Gascon, 1991; Tocher, 1998; Zimmerman, 1991; Zimmerman e Rodrigues, 1990; Zimmerman e Simberloff, 1996), sendo registradas um total de 51 espécies em floresta de terra-firme. O número de espécies registradas na ReBio Uatumã (59) provavelmente aumente com um maior período de amostragem. O maior número de espécies encontradas, comparativamente a outras áreas na Amazônia central, pode ser devido a ReBio Uatumã estar localizada em uma área de transição entre a Amazônia central e o Planalto das Guianas. A ReBio Uatumã apresenta espécies características destes dois ambientes, ressaltando a

importância desta unidade de conservação, que abriga ao menos 27% do total de espécies de anuros registradas atualmente na Amazônia brasileira.

Distribuição Espacial — Os resultados obtidos indicam que a composição das comunidades variam espacialmente. De maneira geral, a distribuição espacial das espécies está relacionada com características de sua história natural, principalmente com o modo reprodutivo. As duas espécies mais abundantes (*Pristimantis fenestratus* e *Osteocephalus oophagus*) também foram as espécies mais comuns encontradas no estudo de Menin (2005) na reserva Ducke e nas amostragens realizadas por Zimmerman e Simbelorff (1996) nas áreas do PDBFF (*O. oophagus* foi erroneamente identificado como *O. buckleyi* por Zimmerman e Simbelorff). As espécies que foram encontradas distribuídas por toda a área apresentam especializações no modo reprodutivo. *Osteocephalus oophagus* utiliza cavidades em troncos de árvores ou axilas de folhas de bromélias (Jungfer e Schiesari, 1995), *P. fenestratus* e *P. zimmermanae* apresentam desenvolvimento direto e *Leptodactylus andreae* e *Synapturanus* spp. reproduzem em ninhos terrestres (Lima et al., 2006). Entre as espécies que apresentam girinos com desenvolvimento em poças ou igarapés, *Rhinella proboscidea* foi a mais amplamente distribuída. A maioria das 59 espécies foi encontrada nos dois tipos de habitats, sendo registradas em maior quantidade nos ambientes ripários. Já outras 16 espécies foram encontradas exclusivamente nos ambientes ripários, provavelmente devido a dificuldades de detecção destas espécies fora de seus sítios reprodutivos. *Ameerega trivittata* foi a única espécie não registrada nos ambientes ripários, embora apresente girinos que completam seu desenvolvimento na água.

Distribuição Temporal — Os resultados obtidos indicam que existe variação temporal ao longo de uma estação chuvosa, concordando com estudos anteriores (Ainchinger, 1987; Duellman, 1995; Gottsberger e Gruber, 2004; Lima et al., 2006; Menin et al., 2008). Na Guiana Francesa, Gottsberger e Gruber (2004) não encontraram variações no número de indivíduos e de espécies ao longo da estação chuvosa, enquanto Ainchinger (1987) na Amazônia peruana e Menin et al. (2008) na Amazônia central encontraram maior número de indivíduos no início da estação chuvosa e maior número de espécies no meio da estação. Duellman (1995) também encontrou maior número de espécies noturnas no meio da estação chuvosa na Amazônia peruana. Diferentemente, no presente estudo foi registrado maior número de espécies no início da estação chuvosa e maior número de indivíduos no meio e fim da estação. A variação no número de espécies deve-se provavelmente à variação no encontro

de espécies de difícil detecção, consideradas raras por causa de seu modo de reprodução explosiva. Estas espécies, fora da atividade reprodutiva são raramente detectadas, o que explica a ausência de registros e a aparente raridade na área. Algumas espécies com reprodução explosiva foram encontradas no início do período chuvoso (e.g. *Trachycephalus coriaceus*, *Dendropsophus marmoratus* e *Ceratophrys cornuta*) contribuindo para o maior número de espécies na primeira amostragem.

Durante a primeira amostragem as chuvas iniciaram com fraca intensidade, com relativamente poucas áreas inundadas. Muitos indivíduos possivelmente aguardaram a disponibilização de ambientes para reprodução com o alagamento de poças e baixios, explicando as maiores densidades encontradas no meio e fim da estação. Entretanto as duas espécies do gênero *Synapturanus* apresentaram uma diminuição brusca e acentuada no final da estação chuvosa. Estas espécies reproduzem por toda área em tocas no subsolo, não necessitando esperar surgirem áreas propícias para a reprodução. Outra espécie encontrada com maior frequência no início da estação chuvosa foi *Hypsiboas boans*. Indivíduos de *H. boans* reproduzem na margem de igarapés, principalmente na época seca (Lima et al. 2006). Aichinger (1987) registrou para *H. boans* atividade reprodutiva somente na época seca, com machos parando de vocalizar imediatamente após as primeiras chuvas. Diferentemente, na ReBio Uatumã foram encontrados machos vocalizando também na época chuvosa, embora principalmente no início. *Leptodactylus pentadactylus* também apresentou maior abundância no início da época chuvosa, tanto no estudo de Aichinger (1987) como no presente estudo. É registrado que *Osteocephalus buckleyi* reproduz na estação seca em igarapés (Lima et al. 2006), porém na ReBio Uatumã foram registrados indivíduos de *O. buckleyi* com atividade reprodutiva na estação chuvosa, principalmente no final. *Trachycephalus resinifictrix* e *O. oophagus* utilizam como sítios reprodutivos buracos cheios de água em troncos de árvores, e foram constantes ao longo da estação, semelhante à maioria das espécies independentes de água para reprodução.

Distribuição e Abundância das Espécies em uma Escala de 25 km²

Houve uma forte relação entre o número de espécies registradas e os fatores ambientais analisados, com parcelas ripárias suportando mais espécies que parcelas não ripárias. Este mesmo padrão tem sido registrado para ervas (Drucker et al., 2008) e palmeiras

(Costa et al., 2008) na Amazônia central, contrariando a conclusão do estudo de Sabo et al. (2005) que não encontrou um padrão global de maior riqueza de espécies em áreas ripárias.

Embora para alguns grupos uma área de 25 km² possa ser considerada pequena, para anuros ela é suficiente para incluir a área de vida dos indivíduos além de oferecer uma estimativa de abundância para a maioria das espécies. Em uma escala de 25 km², a organização espacial das comunidades não deve sofrer forte influência de fatores estocásticos de substituição de espécies (Hubble, 2001) ou de fatores históricos (Zimmerman e Simberloff, 1996), e portanto a organização espacial de anuros na Rebio Uatumã foi fortemente influenciada por condições ambientais locais, como por exemplo a distância dos igarapés (que foi correlacionado 74% com os dados de abundância e 71% com dados de presença/ausência), ou concentração de argila no solo, altitude ou número de árvores. Os fatores ambientais analisados apresentaram correlação positiva entre si. Normalmente existe maior concentração de argila no solo em áreas mais afastadas de igarapés e conseqüentemente mais elevadas (Chauvel et al., 1987). No sistema amostral de 25 km² na ReBio Uatumã, além da relação esperada entre altitude, distância do igarapé e concentração de argila no solo, o número de árvores foi maior em áreas mais afastadas de corpos d'água (correlação 51%), indicando que as quatro variáveis utilizadas explicam maior ou menor proporção de um mesmo gradiente ambiental, e portanto qualquer uma delas pode ser usada para prever em maior ou menor grau as associações das espécies. Em alguns casos, estudos tem utilizado Análises de Componentes Principais para sumarizar em um eixo as variáveis ambientais (e.g. Costa et al., 2005). Porém, pode ser mais informativo manter as variáveis originais, por ser mais fácil compreender a variação na composição da comunidade ao longo de certo gradiente ambiental (Gotelli e Ellison, 2004).

A maioria das espécies que dependem de grandes ou permanentes sítios aquáticos para reprodução desaparece progressivamente com o aumento da distância para água. Então, a redução no número de espécies está associada principalmente com os modos reprodutivos das mesmas. Espécies com girinos que se desenvolvem em grandes corpos d'água, como poças ou igarapés possuem uma distribuição mais restrita (este estudo), enquanto que as espécies com reprodução independente de água ou que se reproduzem em ocos no tronco de árvores possuem distribuição mais ampla (Menin, et al., 2007; este estudo).

A mudança na composição dos anuros de acordo com características edáficas, que são influenciadas pela distância da água, foi descrita para espécies individualmente ou para grupos funcionais. Menin et al. (2007) encontrou relação entre a concentração de argila no solo e a variação na distribuição e abundância de algumas espécies com reprodução

independente de corpos d'água. As relações entre umidade do solo e a estrutura das comunidades de anuros foi reportada por Toft (1980) na América central e por Giaretta et al. (1999) na Mata Atlântica, que notaram que anuros de liteira são distribuídos em ambientes específicos ao longo de um gradiente de umidade.

Castilho et al. (2006), Costa et al. (2005, 2008) e Drucker et al. (2008) mostraram a estrutura e a composição de diferentes grupos de plantas variando através de um gradiente topográfico que foi de solos mais arenosos próximos a igarapés até solos argilosos distantes de igarapés. A mudança nas comunidades de plantas gera variações na disponibilidade de microhabitats, que pode afetar padrões demográficos em comunidades de animais (Vasconcelos et al., 2003). Efeitos da estratificação vegetal sobre as comunidades de anuros tem sido reportados (Bernarde et al., 1999; Giaretta et al., 1999). Porém no presente estudo a densidade de árvores teve uma fraca relação com a composição de espécies de anuros.

Uso Diferencial dos Hábitats Pelas Espécies

Estudos normalmente categorizam dois extremos de um gradiente de proximidade da água em áreas ripárias e não ripárias, fazendo comparações entre elas (Pollock et al., 1998; Sabo et al., 2005). No presente estudo foi encontrada grande diferenciação na composição de espécies entre estas categorias, porém esta diferença não é simplesmente categórica, ela é melhor explicada através de um gradiente contínuo. Na medida em que os ambientes se aproximam dos igarapés, as comunidades de anuros associadas se tornam estruturalmente diferenciadas. Além da variação na estruturação das comunidades ao longo do gradiente geral de distância para a água, pode existir em uma escala menor um novo padrão de distribuição. Analisando separadamente um dos extremos do gradiente geral, ou seja, somente as áreas ripárias, foi encontrado um padrão de variação nas composições das comunidades ao longo de um gradiente numa escala mais fina, inserido dentro do gradiente geral. Semelhantes padrões de distribuição têm sido observados para alguns grupos de plantas na Amazônia central (Costa et al., 2005 e 2008 para ervas e palmeiras; Drucker et al., 2008 para herbáceas terrestres).

Áreas Ripárias — O número de espécies registradas nas parcelas ripárias não acompanhou a variação nos gradientes de altitude e vazão, tamanho e velocidade dos igarapés. Tamanho do igarapé não é um bom preditor de riqueza de espécies na região

neotropical (Eterovick, 2003; Zimmerman e Bierregard, 1986), mas a diversidade de habitats pode ajudar a explicar a riqueza de espécies. Eterovick (2003) também não encontrou relação entre o número de espécies e o tamanho de riachos em campos rupestres no sudeste do Brasil, embora riachos menores tendessem a abrigar mais espécies de anuros que igarapés maiores (Eterovick e Barata, 2006). Já a largura do baixio influenciou o número de espécies, porém com pouca variação explicada (21%). A largura do baixio e a velocidade da água apresentaram cerca de 60% de correlação, refletindo a tendência de igarapés com forte correnteza e quedas d'água apresentarem menores áreas de baixios. A largura do baixio pode ser considerada uma medida de disponibilidade de micro-habitats usados para reprodução para a maioria das espécies encontradas na ReBio Uatumã, embora algumas espécies utilizem para reprodução igarapés com maior correnteza (e.g. *Atelopus spumarius* e *Hypsiboas boans*). As parcelas com maior largura do baixio e fraca correnteza do igarapé apresentaram mais espécies que as parcelas com igarapés de forte correnteza e pouca área de baixio. Porém nos baixios mais estreitos, normalmente associados com igarapés mais velozes, foram encontrados conjuntos diferentes de espécies, e não apenas menos espécies. Eterovick (2003) apontou o comportamento flexível dos anuros e a similaridade entre os igarapés estudados como possíveis causas da ausência de relação entre a variação no número de espécies e fatores ambientais (volume e isolamento do igarapé). Entretanto, utilizando somente dados de riqueza de espécies esta relação pode não ser encontrada (Parris e McCarthy, 1999). Comunidades com idêntico número de espécies podem conter diferentes conjuntos de espécies componentes, sendo necessários dados de composição das espécies para capturar a relação entre grupos de espécies e fatores ambientais.

A composição das comunidades de anuros adultos de igarapés na ReBio Uatumã foi significativamente relacionada com características físicas do igarapé (tamanho, vazão, velocidade da água), com altitude e com largura do baixio. Igarapés com similares características apresentaram similares composições de espécies. Isso corresponde a estudos com comunidades de anuros de igarapés de floresta em Borneo (Inger e Voris, 1993; Keller et al., 2009) e Austrália (Parris, 2004; Parris e McCarthy, 1999). Parris (2004) e Parris e McCarthy (1999) demonstraram influência do tamanho do igarapé, altitude e vegetação de sub-bosque na composição de anuros de áreas ripárias. Nos estudos de Inger e Voris (1993) e Keller et al. (2009) a composição das espécies foi influenciada pela largura e inclinação dos igarapés. No presente estudo, o tamanho do igarapé teve relação somente com a abundância das espécies, não interferindo na ocorrência das espécies. A velocidade da água foi a característica dos igarapés que mais influenciou a distribuição e abundância das espécies,

enquanto que a vazão (índice que une a velocidade e o tamanho do igarapé), explicou uma porcentagem intermediária, indicando que para os anuros encontrados na ReBio Uatumã a velocidade foi mais importante que o tamanho do igarapé na estruturação de comunidades de áreas ripárias. Resultados semelhantes foram obtidos em estudos realizados em igarapés de floresta tropical na ilha de Borneo (Inger e Voris, 1993; Keller et al., 2009), onde a inclinação (que pode corresponder a velocidade da água) foi a característica ambiental que melhor determinou a estruturação das espécies de anuros.

Algumas espécies contribuíram particularmente para a relação entre a composição das espécies nas comunidades ripárias e os fatores ambientais. Estas espécies estiveram presentes em maior densidade em um dos extremos do gradiente ambiental observado, refletindo os modos reprodutivos de cada uma. *Atelopus spumarius*, *Hyalinobatrachium nouraguense* e *H. boans* possuem girinos com desenvolvimento em ambientes lóticos, e foram presentes nos igarapés maiores, com mais correnteza e menor largura do baixio. Já *Hypsiboas multifasciatus*, *Scinax* sp.2, *Leptodactylus petersii* e *Leptodactylus rhodomystax* possuem girinos com desenvolvimento em ambientes lênticos e foram encontradas principalmente nos igarapés menores e mais lentos, com maiores áreas de baixio associadas. *Osteocephalus buckleyi* foi encontrado em grande densidade reproduzindo em poças e baixios alagados (principalmente no final da estação chuvosa), contrariando Lima et al. (2006) que registraram *O. buckleyi* reproduzindo somente em igarapés.

Áreas Não Ripárias — O número de espécies foi bastante influenciado pela altitude, ao mesmo tempo em que foi pouco relacionado com a distância do igarapé. A medida de distância do igarapé pode ser relativa nas parcelas mais distantes da água. Por exemplo, uma parcela pode ter 100 m de distância do igarapé com pouca variação na altitude em relação ao igarapé, ou estes 100 m de distância do igarapé podem ser bastante íngremes, com a parcela atingindo áreas de platôs. Em alguns casos, portanto, a porcentagem de argila e principalmente a altitude podem capturar melhor o gradiente de distância da água. O efeito da altitude apresentado não pode ser comparado a estudos conduzidos em macro escala (e.g. Duellman (1988) com altitudes variando 4000 m). Possivelmente no presente estudo a altitude não seja diretamente o fator causal influenciando a composição e número de espécies, mas reflita os gradientes de distância para água e umidade. A ausência de relação entre a altitude e o número de espécies nas áreas ripárias fortalece essa idéia.

Já com os dados de distribuição e abundância das espécies foram necessários dois eixos da ordenação NMDS para capturar aproximadamente 50% da variação encontrada entre

as parcelas. Retirando os ambientes ripários, a maior variação na estrutura e composição das comunidades é perdida, pois a maioria das espécies possui reprodução dependente de água, sendo encontradas em menor densidade nos ambientes distantes da água. Apenas a altitude foi fracamente relacionada com a variação nas abundâncias das espécies representada nos dois primeiros eixos da ordenação NMDS. As maiores densidades de indivíduos nas áreas não ripárias foram das espécies com reprodução independente de corpos d'água (e.g. *Pristimantis* spp., *Leptodactylus andreae*, *Synapturanus* spp.) e como notou Menin et al. (2007) essas espécies estão distribuídas por toda a área, com pouca variação na diversidade beta entre os ambientes.

Implicações Para a Conservação

A principal medida conservacionista adotada no Brasil diz respeito à criação e gestão de unidades de conservação. Os critérios utilizados para decidir que área será protegida, na maioria das vezes, não levam em conta os tipos de habitats ou espécies protegidas (e.g. criação da ReBio Uatumã como forma de compensação ambiental para a instalação da Usina Hidrelétrica de Balbina). Outras vezes, medidas conservacionistas na fauna brasileira são focadas em espécies individuais, e não em comunidades. Espécies ameaçadas de extinção ou com um apelo maior na mídia são beneficiadas com ações conservacionistas, e as demais espécies acabam protegidas indiretamente. Estudos têm sido realizados buscando compreender quais fatores ambientais estão influenciando as distribuições de algumas espécies individuais. Esse método é importante particularmente para espécies ameaçadas, mas é inviável para todas as espécies individualmente (Parris e McCarthy, 1999). O presente estudo buscou identificar variáveis ambientais influenciando a estrutura de comunidades de anuros como um todo ao invés de componentes individuais da comunidade ou diferentes grupos funcionais. E também esteve focado na área como um todo, amostrando proporcionalmente uma área de 25 km². O delineamento amostral desenvolvido neste estudo, com amostragens padronizadas, foi eficiente para descrever comunidades de anuros, podendo contribuir para o manejo e conservação destas espécies.

As zonas ripárias são protegidas por lei (Lei 7803/1989), porém a largura da área de proteção permanente nas margens de igarapés (30 m em cada margem) é insuficiente para proteger a maioria das espécies de anuros. Embora esta largura protegida por lei preserve o ambiente aquático (e.g. temperatura da água, sedimentação do solo, retenção de nutrientes) ela não garante a preservação da fauna semi-aquática. Muitas espécies utilizam os habitats

ripários somente para reprodução, e o tempo que elas ficam na água representa somente uma pequena proporção de sua história de vida. Uma grande parte do ciclo de vida destas espécies é passada em ambientes não utilizados para reprodução. Como muitas espécies possuem área de vida relativamente pequena (Gibbons, 2003), os habitats terrestres adjacentes a áreas ripárias são importantes para as espécies completarem seu ciclo anual (Trenham e Shaffer, 2005). No ambiente não reprodutivo, os anuros são secretivos e a abrangência de sua dispersão é relativamente pouco conhecida, bem como sua história natural em habitats terrestres. Como consequência, poucas estratégias para conservação de anuros em habitats terrestres são desenvolvidas. Os resultados deste estudo indicam que, em uma escala local, descrever as comunidades presentes em áreas uniformemente distribuídas em proporção aos habitats presentes na área total pode trazer importantes significados práticos para o manejo e conservação das espécies de anuros.

Conclusão

Na ReBio Uatumã ocorrem conjuntos diferenciados de espécies de anuros ao longo de um gradiente que vai de áreas distantes de igarapés até áreas ripárias. E dentro das áreas ripárias, ocorrem conjuntos diferenciados de espécies ao longo de um gradiente que vai de ambientes lânticos com extensos baixios até os ambientes lóticos sem presença de baixios alagados. Também ocorrem substituições de espécies temporalmente ao longo de uma estação chuvosa. O delineamento amostral baseado em amostragens padronizadas dentro de uma escala local (25 km²) foi efetivo para capturar estes padrões observados.

LITERATURA CITADA

- AICHINGER, M. 1987. Annual activity patterns of anurans in a seasonal Neotropical environment. *Oecologia*, 71:583-592.
- ÁVILA-PIRES, T. C. S., HOOGMOED, M. S. & VITT, L. J. 2007. Herpetofauna da Amazônia. *In*: Nascimento, L. B. & Oliveira, M. E. (eds). *Herpetologia no Brasil II*. pp. 13-43. Sociedade Brasileira de Herpetologia. Belo Horizonte, 2007.

- AZEVEDO-RAMOS, C. & GALATTI, U. 2002. Patterns of amphibian diversity in Brazilian Amazonian: conservation implications. *Biological Conservation* 113: 103-111.
- BERNARDE, P. S., KOKUBUM, M. C. N., MACHADO, R. A. & ANJOS, L. dos. 1999. Uso de habitats naturais e antrópicos pelos anuros em uma localidade no Estado de Rondônia, Brasil (Amphibia: Anura). *Acta Amazônica*, 29:555-562.
- CARDOSO, A. J., ANDRADE, G. V. & HADDAD, C. F. B. 1989. Distribuição espacial em comunidades de anfíbios (Anura) no sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*, 49(1):241-249.
- CASTILHO, C. V., MAGNUSSEN, W. E., ARAÚJO, R. N. O., LUIZÃO, R. C. C., LUIZÃO, F. J., LIMA, A. P. & HIGUCHI, N. 2006. Variation in aboveground tree life biomass in a central Amazonian forest: effects of soil and topography. *Forest Ecology and Management*, 234:85-96.
- CHAUVEL, A., LUCAS, T. & BOULET, R. 1987. On the genesis of the soil mantle of the region of Manaus, Central Amazonia, Brazil. *Experientia*, 43:234-241.
- COLLINS, S. L., MICHELI F. & HARTT, L. 2000. A method to determine rates and patterns of variability in ecological communities. *Oikos*, 91:285-293.
- COSTA, F. R. C., MAGNUSSEN, 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.
- COSTA, F. R. C., GUILLAUMET, J. L., LIMA, A. P. & PEREIRA, O. S. 2008. Gradients within gradients: The mesoscale distribution patterns of palms in a central Amazonian forest. *Journal of Vegetation Science*, 20:1-10.
- CRUMP, M. L. 1971. Quantitative analysis of the ecological distribution of a tropical herpetofauna. *Occasional Papers of the Museum of Natural History, University of Kansas*, 3:1-62.

- CRUMP, M. L. & SCOTT JR, N. J. 1994. Visual encounter surveys. *In:* W.R. Heyer; Donnelly, M. A., McDiarmid, R. W., Hayek, L. A. C., Foster, M. S. (Eds.). *Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians*. Smithsonian Institution Press, Washington, USA. p. 84-92.
- DRUCKER, D. P., COSTA, F. R. C. & MAGNUSSON, W. E. 2008. How wide is the riparian zone of small streams in tropical forests? A test with terrestrial herbs. *Journal of Tropical Ecology*, 24:65-74.
- DUELLMAN, W. E. 1978. The biology of an Equatorial herpetofauna in Amazonian Ecuador. *Miscellaneous Publication of The University of Kansas Museum of Natural History*, 65:1-352.
- DUELLMAN, W. E. 1988. Patterns of species diversity in anurans amphibians in the American tropics. *Am. Missouri Bot. Gard.* 75:79-104.
- DUELLMAN, W. E. 1995. Temporal fluctuations in abundances of anuran amphibians in a seasonal Amazonian rainforest. *Journal of Herpetology*, 29(1):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.
- DUELLMAN, W. E. & TRUEB, L. 1986. *Biology of Amphibians*. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, USA. 670pp.
- ELETRONORTE/CNPQ/INPA. 1987. Estudo de ecologia e controle ambiental na região do reservatório da UHE de Balbina. Relatório de avanço e acompanhamento. Segmento: Estudos de Herpetologia. Manaus.
- EMBRAPA. 1997. *Manual de métodos de análises de solo*. 2ª edição. Rio de Janeiro. 212pp.

- ERNST, R. & RÖDEL, M. O. 2008. Patterns of community composition in two tropical tree frog assemblages: separating spatial structure and environmental effects in disturbed and undisturbed forests. *Journal of Tropical Ecology*, 24:111-120
- ETEROVICK, P. C. 2003. Distribution of anuran species among montane streams in southeastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 19:219-228.
- ETEROVICK, P. C. & BARATA, I. M. 2006. Distribution of tadpoles within and among Brazilian streams: the influence of predators, habitat size and heterogeneity. *Herpetologica*, 62(4): 365-377.
- FAITH, D., MINCHIN, P. R. & BELBIN, L. 1987. Compositional dissimilarity as a robust measure of ecological distance. *Vegetatio*, 69: 57-68.
- GASCON, C. 1991. Population- and community-level analyses of species occurrences of central Amazonian rainforest tadpoles. *Ecology*, 72(5):1731-1746.
- GASTON, K. J. & BLACKBURN, T. M. 2000. *Pattern and process in macroecology*. Blackwell Science, Oxford. 377 pp.
- GIARETTA, A. A., FACURE, K. G., SAWAYA, R. J., MEYER, J. H. M. & CHEMIN, N. 1999. Diversity and abundance of litter frogs in a montane forest of Southeastern Brazil: seasonal and altitudinal changes. *Biotropica*, 31:669–674.
- GIBBONS, J. W. 2003. Terrestrial habitat: a vital component for herpetofauna of isolated wetlands. *Wetlands*, 23(3):630-635.
- GORDO, M. 2007. Levantamento Biológico da Reserva de Desenvolvimento Sustentável do Uatumã. Instituto de Conservação e Desenvolvimento Sustentável do Amazonas – IDESAM. Manaus.
- GOTELLI, N. J. & ELLISON, A. M. 2004. *A Primer of Ecological Statistics*. Sinauer Associates, Sunderland. 510 p.

- GOTTSBERGER, B. & GRUBER, E. 2004. Temporal partitioning of reproductive activity in a Neotropical anuran community. *Journal of Tropical Ecology*, 20:271-280.
- HADDAD, C. F. B. 1998. Biodiversidade dos anfíbios no Estado de São Paulo. In: Castro R. M. C., (ed.) *Biodiversidade no Estado de São Paulo: Síntese do conhecimento ao final do século XX, 6: Vertebrados*. Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo. p. 16–26.
- 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(3):207-217.
- HEYER, W. R., MC DIARMID, R. W. & WEIGMANN, D. L. 1975. Tadpoles, predation and pond habitats in the tropics. *Biotropica*, 7:100-111.
- HUBBELL, S. P. 2001. *The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography*. Monographs in Population Biology 32. Princeton University Press. Princeton and Oxford.
- IBAMA, 1997. *Plano de manejo fase 1: Reserva Biológica do Uatumã*. Eletronorte/IBAMA, Brasília-DF.
- INGER, R. F. & VORIS, H. K. 1993. A comparison of amphibian communities through time and from place to place in Bornean forests. *Journal of Tropical Ecology*, 9:409–33.
- 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.
- KELLER, A., RODEL, M. O., LINSENMEIER, K. E. & GRAF, T. U. 2009. The importance of environmental heterogeneity for species diversity and assemblage structure in Bornean stream frogs. *Journal of Animal Ecology*, 78:305-314.
- LEGENDRE, P. & LEGENDRE, L. 1998. *Numerical Ecology*. 2^aed. Elsevier Science, Amsterdam. 970 p.

- 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*. Atemma, Manaus. 168 p.
- MAGNUSSON, W. E. & MOURÃO, G. 2005. *Estatística sem matemática*. Editora Planta, Londrina. 138 p.
- MAGNUSSON, W. E., A. P. LIMA, R. LUIZÃO, F. LUIZÃO, F. R. C. COSTA, C. V. CASTILHO, & V. F. KINUPP. 2005. RAPELD: uma modificação do método de Gentry para inventários de biodiversidade em sítios para pesquisa ecológica de longa duração. *Biota Neotropica*, 5(2):6.
- MCCUNE, B. & GRACE, J. B. 2002. *Analysis of ecological communities*. MJM Software Design, USA. 300p.
- MCDIARMID, R. W. 1994. Amphibian Diversity and Natural History: An Overview. *In*: W.R. Heyer; Donnelly, M.A.; McDiarmid, R.W.; Hayek, L.-A.C.; Foster, M.S. (Eds.). *Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians*. Smithsonian Institution Press, Washington, USA. p. 5-16.
- 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.
- MENIN, M., LIMA, A. P., MAGNUSSON, W. E. & WALDEZ, F. 2007. Topographic and edaphic effects on the distribution of terrestrially reproducing anurans in Central Amazonia: mesoscale spatial patterns. *Journal of Tropical Ecology*, 23:1–9.
- MENIN, M., WALDEZ, F. & LIMA, A. P. 2008. Temporal variation in the abundance and number of species of frogs in 10.000 ha of a forest in central Amazonia, Brazil. *South American Journal of Herpetology*, 3(1):68-81.
- PARRIS, K. M. 2004. Environmental and spatial variables influence the composition of frog assemblages in subtropical eastern Australia. *Ecography*, 27:392-400.

- PARRIS, K. M. & MCCARTHY, M. A. 1999. What influences the structure of frog assemblages at forest streams? *Australian Journal of Ecology*, 24:495-502.
- POLLOCK, M. M., NAIMAN, R. J. & HANLEY, T. A. 1998. Plant species richness in riparian wetlands: a test of biodiversity theory. *Ecology*, 79:94-105.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2007. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- RICKLEFS, R. E. & SCHLUTER, D. 1993. *Species Diversity in Ecological Communities: Historical and Geographical Perspectives*. University of Chicago Press, Chicago, USA.
- RODRIGUES, D. J. 2006. *Influência de fatores bióticos e abióticos na distribuição temporal e espacial das comunidades de girinos em poças temporárias 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. 100 pp.
- SABO, J. L., SPONSELLER, R., DIXON, M., GADE, K., HARMS, T., HEFFERNAN, J., JANI, A., KATZ, G., SOYKAN, C., WATTS, J. & WELTER, J. 2005. Riparian zones increase regional species richness by harboring different, not more, species. *Ecology*, 86:56-62
- TOCHER, M. D. 1998. Diferenças na composição de espécies de sapos entre três tipos de floresta e campo de pastagem na Amazônia central. In: Gascon, C.; Montinho, P. (Eds.). *Floresta Amazônica: Dinâmica, Regeneração e Manejo*. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus. p. 219-232.
- TOFT, C. A. 1980. Seasonal variation in populations of Panamanian litter frogs and their prey: a comparison of wetter and dryer sites. *Oecologia*, 47:34-38.
- TRENHAM, P. C. & SHAFFER, H. B. 2005. Amphibian upland habitat use and its consequences for population viability. *Ecological Applications* 15:1158-1168.

- VASCONCELOS, H. L.; MACEDO, A. C. C. & VILHENA, J. M. S. 2003. Influence of topography on the distribution of ground-dwelling ants in an Amazonian forest. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 38:115–124.
- WILKINSON, L. 1998. Systat: the system for statistics. Systat, Evanston, Illinois, U.S.A.
- WILLIAMS, S. E. & HERO, J. M. 2001. Multiple determinants of Australian tropical frog biodiversity. *Biological Conservation*, 98:1-10.
- ZIMMERMAN, B. L. 1991. *Distribution and abundance of frogs in a Central Amazonian forest*. Tese de Doutorado, The Florida State University, Tallahassee, USA. 296pp.
- ZIMMERMAN, B. L. 1994. Audio Strip Transects. In: Heyer, W.R.; Donnelly, M.A.; McDiarmid, R.W.; Hayek, L.-A.C.; Foster, M.S. (Eds.). *Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians*. Smithsonian Institution Press, Washington, USA. p. 92-97.
- 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. & RODRIGUES, M. T. 1990. Frogs, snakes, and lizards or the INPA-WWF reserves near Manaus, Brazil. In: Gentry, A.H. (Ed.). *Four Neotropical Rainforest*. Yale University Press, New Haven, USA. p. 426-454.
- ZIMMERMAN, B. L. & SIMBERLOFF, D. 1996. An historical interpretation of hábitat use by frogs in a Central Amazonian forest. *Journal of Biogeography*, 23:27-46.

APÊNDICE 1. Material testemunho depositado na coleção do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, sessão de Herpetologia (INPA – H) com respectivo número de tombamento.

Allobates femoralis 24562; *Allobates* aff. *marchesianus* 24535, 24536, 24538, 24539; *Anomaloglossus stepheni* 24533, 24534; *Atelopus spumarius* 24593, 24594; *Dendrophryniscus minutus* 24544, 24545; *Rhaebo guttatus* 24589; *Rhinella* aff. *margaritifera* 24641, 24642; *Rhinella proboscidea* 24630, 24631; *Allophryne ruthveni* 24553 à 24555; *Cochranella oyampiensis* 24556 à 24559; *Hyalinobatrachium nouraguense* 24550 à 24552; *Ceratophrys cornuta* 24590; *Ameerega hahneli* 24560, 24561; *Ameerega trivittata* 24600, 24601; *Phyzelaphryne* sp. 24521 à 24525; *Dendropsophus brevifrons* 24548, 24549; *Dendropsophus leucophyllatus* 24542, 24543; *Dendropsophus marmoratus* 24540, 24541; *Dendropsophus* aff. *minusculus* 24563, 24564; *Dendropsophus parviceps* 24546, 24547; *Hypsiboas boans* 24588; *Hypsiboas calcaratus* 24639; *Hypsiboas cinerascens* 24526, 24527; *Hypsiboas fasciatus* 24635 à 24638; *Hypsiboas geographicus* 24609; *Hypsiboas multifasciatus* 24624 à 24626; *Hypsiboas* cf. *punctatus* 24528; *Osteocephalus buckleyi* 24596, 24597; *Osteocephalus leprieurii* 24610, 24611; *Osteocephalus oophagus* 24598, 24599; *Osteocephalus taurinus* 24605; *Scinax* sp.1 24515 à 24520, 24632, 24633; *Scinax* sp.2 24512 à 24514; *Trachycephalus coriaceus* 24591, 24592; *Phyllomedusa bicolor* 24640; *Phyllomedusa tomopterna* 24603, 24604; *Phyllomedusa vaillantii* 24602; *Leptodactylus* aff. *andreae* 24627 à 24629; *Leptodactylus knudseni* 24643; *Leptodactylus lineatus* 24606 à 24608; *Leptodactylus mystaceus* 24614 à 24617; *Leptodactylus pentadactylus* 24586, 24587; *Leptodactylus petersii* 24618 à 24623; *Leptodactylus rhodomystax* 24612, 24613; *Leptodactylus stenodema* 24595; *Synapturanus mirandaribeiroi* 24530; *Synapturanus salseri* 24529; *Chiasmocleis hudsoni* 24531; *Chiasmocleis shudikarensis* 24532; *Pipa arrabali* 24537; *Pipa pipa* 24585; *Pristimantis fenestratus* 24581 à 24584; *Pristimantis* cf. *marmoratus* 24576 à 24580; *Pristimantis* sp. 24565 à 24575, 24634.