

## DIVERSIDADE E DISTRIBUIÇÃO DE ANFÍBIOS ANUROS EM MATAS DE GALERIA DO DISTRITO FEDERAL, BRASIL

**Allan Crema<sup>1</sup>**

allan.crema@icmbio.gov.br

**Fábio André Curado Ferreira de Souza<sup>2</sup>**

*in memoriam*

**Luiz Francisco Prezia Patelli<sup>2</sup>**

luizpatelli@yahoo.com.br

**Rafael Monteiro Virgílio de Carvalho<sup>2</sup>**

rafaelmvc@gmail.com

**Daniel O. Mesquita<sup>3</sup>**

danmesq@dse.ufpb.br

<sup>1</sup>ICMBio, Brasília, DF, Brasil.

<sup>2</sup>Universidade Católica de Brasília, Campus I, Águas Claras, Taguatinga, DF, Brasil.

<sup>3</sup>Departamento de Sistemática e Ecologia, CCEN, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, PB, Brasil.

### RESUMO

***Diversidade e distribuição de anfíbios anuros em matas de galeria do Distrito Federal, Brasil.*** Estudamos a composição e riqueza de espécies de anfíbios anuros em matas de galeria, dentro e fora de duas unidades de conservação do Distrito Federal, Brasil durante 11 meses. Foram registradas oito espécies o que parece constituir um padrão regional. A abundância e composição de espécies foram maiores dentro das unidades de conservação. *Aplastodiscus perviridis* e *Bokermannohyla pseudopseudis* apresentaram baixa tolerância à degradação dos ambientes, representando bioindicadores de qualidade para esses ambientes. Os troncos caídos, a ocupação humana e as poças foram as variáveis mais importantes para explicar a variação das comunidades ao longo das matas de galeria. *Hypsiboas goyanus* apresentou forte relação com a ocupação humana e troncos caídos, apresentando-se como uma espécie oportunista. A presença de poças e alagados representou importante atributo para explicar a distribuição e abundância de *Aplastodiscus perviridis*. A repartição da variação total da taxocenose mostra que a estruturação espacial não é determinada apenas por variáveis do ambiente, sendo que 20,3% da variação foram explicadas pelo componente puramente ambiental, enquanto o componente puramente espacial explicou 8,3% e o componente ambiental estruturado espacialmente, 15,5%. A maior parcela da variação total da taxocenose não foi explicada pelas variáveis explanatórias (55,9%).

**Palavras chave:** Cerrado, mata de galeria, anuros, diversidade e distribuição, Brasília.

## ABSTRACT

**Diversity and distribution of anurans in gallery forests of the Distrito Federal, Brazil.** We compare richness and composition of anuran assemblages from riparian forests inside and outside of two conservation units of the Distrito Federal, Brazil during eleven months of sampling. Eight species were registered, what seems to be a regional pattern. The abundance and species composition is bigger inside the conservation units. The results indicated that *Aplastodiscus perviridis* and *Bokermannohyla pseudopseudis* have low tolerance to habitat disturbance and can be considered as bioindicators of habitat quality. Fallen trunks, human occupation, and flooded puddles are the most important variables to explain the variation of the communities along the riparian forests. *Hypsiboas goyanus* showed strong association with human occupation and fallen trunks suggesting that it may be an opportunistic species. The presence of flooded puddles represented an important attribute to explain the distribution and abundance of *Aplastodiscus perviridis*. The partition of total variation of the assemblage shows that the spatial structure is not determined only by the environmental variables. The 20.3% of the total variation was explained by the strictly environmental component, while the strictly spatial component and the spatially structured environmental component explained respectively 8.3% and 15.5%. The greater amount of the total variation of the anuran assemblage was not explained by the explanatory variable (55.9%).

**Key words:** Cerrado, gallery forest, frogs, diversity and distribution, Brasília.

## INTRODUÇÃO

Investigar a distribuição das espécies sempre foi uma questão rotineira e de fundamental importância na prática de estudos ecológicos (BORCARD *et al.*, 1992; PERES-NETO, 2006). No entanto, compreender os mecanismos responsáveis pela formação dos padrões de distribuição e diversidade das espécies constitui grande desafio, considerando a complexidade e variedade de fatores envolvidos, como as associações entre espécies e as características do ambiente natural (PEARMAN, 1997; URBINA-CARDONA *et al.*, 2006; BASTAZINI *et al.*, 2007), a heterogeneidade ambiental (TEWS *et al.*, 2004), as interações ecológicas (HERO *et al.*, 1998; ETEROVICK, 2003) e a interferência humana (GIBBS, 1998; TOCHER *et al.*, 2001).

Os ambientes naturais são constituídos por elementos bióticos e abióticos, que em conjunto conferem diferentes condições estruturais e níveis de complexidade, determinando a oferta de nichos e recursos (BAZZAZ, 1975; DAVIDOWITZ e ROSENZWEIG, 1998; TEWS *et al.*, 2004). Características do ambiente, como umidade, relevo e estrutura da vegetação, podem influenciar a distribuição dos anfíbios (VONESH, 2001; URBINA-CARDONA *et al.*, 2006; BASTAZINI *et al.*, 2007), uma vez que a seleção dos habitats ocorre em função das condições apropriadas para a sobrevivência e reprodução (PEARMAN, 1997; TEWS *et al.*, 2004). Testar as associações entre a estrutura das comunidades e características do ambiente é uma abordagem muito utilizada por pesquisadores para tentar compreender os processos que governam os padrões ecológicos

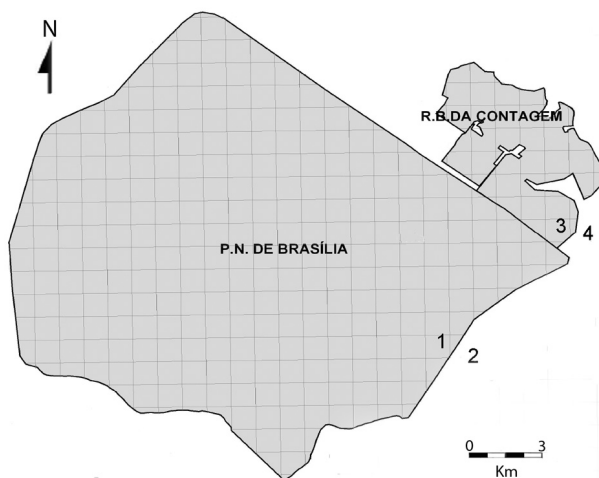
(PERES-NETO, 2006). Investigar como as espécies se relacionam aos habitats também permite compreender como a degradação dos ecossistemas pode afetar a dinâmica de ocupação das espécies (TOCHER *et al.*, 2001; VONESH, 2001; VITT *et al.*, 2007). A ação antrópica reduz os habitats naturais e causa modificações na estrutura das comunidades (HEINEN, 1992; CARO, 2001; MORAES *et al.*, 2007) devido, não somente, à alteração da fisionomia dos ambientes naturais (GIBBS, 1998) e ao efeito de borda (MALCOLM, 1994; MURCIA, 1995), mas por causar distúrbios nas relações ecológicas de predação, competição e partilha espacial e temporal dos recursos, previamente estabelecidas entre as espécies da comunidade (MORIN, 1986; ALFORD, 1989; ETEROVICK e BARATA, 2006). A fragmentação dos ecossistemas pode comprometer o fluxo e a dispersão dos indivíduos (BIERREGAARD *et al.*, 1992; GIBBS, 1998) e promover alterações na diversidade genética das populações naturais (STOW e BRISCOE, 2005; SCHNEIDER *et al.*, 2005), sujeitando diversas espécies ao processo de declínio populacional e extinções locais (ETEROVICK *et al.*, 2005; BANK *et al.*, 2006).

No Brasil, as unidades de conservação constituem uma das principais ferramentas para a preservação e restauração dos ecossistemas, proteção da biodiversidade e dos atributos naturais de grande beleza cênica, bem como para a promoção do desenvolvimento sustentável e ordenamento territorial (Lei 9.985/2000). No entanto, até mesmo as áreas protegidas estão vulneráveis aos impactos diretos e indiretos das atividades humanas (POUNDS, 2001; BANK *et al.*, 2006). Grande parte das unidades de conservação no Brasil tem sido transformada em ilhas circundadas pela malha rural e urbana. Esses ambientes protegidos são intensamente ameaçados por diversas atividades humanas desenvolvidas em seu entorno, incompatíveis com sua proposta de sustentabilidade e colocando em risco os processos naturais de manutenção dos ecossistemas e, consequentemente, a conservação da biodiversidade (MACHADO *et al.*, 2004).

Assim como as UCs, as matas de galeria, APPs protegidas pela Lei 12.651 de 25 de maio de 2012 apresentam importante papel na proteção dos recursos naturais e conservação da biodiversidade (DE LIMA e GASCON, 1999; VESELY e MCCOMB, 2002). Essas matas acompanham pequenos riachos e córregos dos planaltos do Brasil Central (RIBEIRO e WALTER, 1998), formando corredores úmidos de floresta perene que conectam diferentes biomas, fisionomias, fragmentos de vegetação nativa e unidades de conservação, representando um vetor de grande relevância para a compreensão dos padrões de distribuição das espécies (DE LIMA e GASCON, 1999; BRANDÃO e ARAUJO, 2001). Para testar a efetividade de duas unidades de conservação, nós comparamos a composição e riqueza de espécies de anfíbios anuros em matas de galeria, dentro e fora daquelas unidades de conservação do Distrito Federal, Brasil.

## MATERIAIS E MÉTODOS

**Área de Estudo** - O trabalho de campo foi conduzido na região de entorno e dentro dos limites de duas unidades de conservação do Distrito Federal, o Parque Nacional de Brasília e a Reserva Biológica da Contagem localizadas entre as latitudes 15°34' e 15°47' S e as longitudes 47°50' e 48°06' W (Figura 1). Estas unidades de conservação compartilham problemas similares de influencia antrópica por estarem inseridas no Distrito Federal e próximas entre si.



**Figura 1.** Mapa mostrando o Parque Nacional de Brasília e a Reserva Biológica da Contagem com os pontos de amostragem. As siglas entre parêntesis foram usadas no texto para identificar os trajetos. **1=** trajeto ao longo do córrego do Rego, (PD); **2=** trajeto ao longo do ribeirão Bananal, no entorno do Parque Nacional de Brasília (PE); **3=** trajeto ao longo do córrego Paranoazinho, (RD); **4=** trajeto ao longo do córrego Paranoazinho, no entorno da REBIO da Contagem (RE).

**Pontos de amostragem** - A amostragem de anfíbios anuros foi realizada no Córrego Paranoazinho, que nasce no interior da Reserva Biológica da Contagem e pertence à sub-bacia do rio São Bartolomeu, parte da bacia do rio Paraná, e o Córrego do Rego, que nasce no interior do Parque Nacional de Brasília e pertence à sub-bacia do lago Paranoá, também parte da bacia do rio Paraná. A amostragem de anfíbios anuros foi conduzida ao longo das matas de galeria dos referidos córregos. Em cada mata, foram estipulados dois trajetos, sendo um dentro e outro fora dos limites das unidades de conservação, totalizando quatro parcelas de estudo, representadas da seguinte forma: (1) trajeto ao longo do córrego Paranoazinho, dentro dos limites da Reserva Biológica da Contagem (RD); (2) trajeto ao longo do córrego Paranoazinho, na zona de entorno da

Reserva Biológica da Contagem (RE); (3) trajeto ao longo do córrego do Rego, dentro dos limites do Parque Nacional de Brasília (PD); e (4) trajeto ao longo do ribeirão Bananal, na zona de entorno do Parque Nacional de Brasília (PE). Cada trajeto foi marcado por quinze pontos de amostragem consecutivos, totalizando 60 pontos. Cada um compreende um raio de 10 metros, a partir do centro. Assim, cada trajeto apresenta 300 metros de comprimento, que segue ao longo das matas de galeria, paralelamente aos córregos. A parcela RD fica localizada a aproximadamente 1.200 metros de distância da parcela RE, enquanto a parcela PD se localiza a cerca de 3.600 metros da parcela PE.

**Coleta de dados** - Os dados de riqueza e abundância das espécies foram registrados regularmente em intervalos de quinze dias, desde março de 2007 até janeiro de 2008, em campanhas noturnas constituídas por duas noites consecutivas, totalizando 22 visitas em cada parcela de amostragem. Na primeira noite de campanha eram visitadas duas parcelas correspondentes, dentro e fora de uma das UCs. As outras duas parcelas eram amostradas na noite seguinte. Os trajetos foram percorridos sempre no mesmo sentido e cada ponto de amostragem vasculhado por 5 minutos, totalizando aproximadamente 1 hora de esforço amostral por transecto/noite.

A contagem de indivíduos foi conduzida por meio de métodos de amostragem direta (encontros visuais) e indireta (canto) (HEYER *et al.*, 1994). Devido à inviabilidade metodológica de capturar as espécies arborícolas por meio de armadilhas, não foram utilizados métodos de marcação e recaptura. Os dados de abundância das espécies foram transformados para raiz quadrada para reduzir a influência das espécies mais abundantes sobre a análise de ordenação (URBINA-CARDONA *et al.*, 2006).

Seis variáveis ambientais foram coletadas em cada ponto amostral: (1) cobertura de folhiço no solo - CF; (2) cobertura de dossel - CD; (3) densidade de árvores e arbustos vivos com mais de três centímetros de diâmetro - DA; (4) número de troncos caídos com mais de 10 cm de diâmetro e três metros de comprimento, fora do curso dos córregos - TC; (5) presença ou ausência de poças e alagados - PC; e (6) presença ou ausência de ocupação humana adjacente a mata de galeria - OH. A presença ou ausência de poças e alagados - PC e o número de troncos caídos - TC em cada ponto de amostragem foram verificados mensalmente, para analisar possíveis variações temporais. As variáveis CD, CF e DA foram medidas nos pontos de amostragem, durante duas saídas de campo diurnas, realizadas sequencialmente no mês de Dezembro de 2007. As variáveis CF e CD foram medidas com o auxílio de um suporte de madeira quadrado, de dimensões 50 x 50 cm, no qual foram amarrados quatro cordões de barbante no sentido vertical e outros quatro no sentido horizontal, resultando em 25 quadradinhos de dimensões 10 x 10 cm. Este suporte de madeira foi lançado 10 vezes ao acaso, a partir do centro do ponto amostral, dentro dos 10 metros de raio estipulados previamente. Para cada lançamento foi calculado o número de quadrados (10 x 10 cm) cobertos por mais de 50% de

folhiço. Em seguida, o mesmo instrumento de madeira era apontado para o alto e o número de quadrados (10 x 10 cm) cobertos por mais de 50% de dossel, contados. O valor final foi calculado a partir da média de quadrados fechados nos dez lançamentos, sendo que 25 quadrados fechados representam 100% de cobertura por dossel ou folhiço. A variável DA foi medida no mesmo local onde se encontrava o referido quadrado de madeira após cada lançamento. Para isto, foi utilizada uma estaca de madeira de um metro de comprimento, sustentada horizontalmente a 20 centímetros do solo por uma haste de madeira que, por sua vez, era girada 360°. Desta maneira, foram contadas todas as árvores e arbustos vivos com mais de três centímetros de diâmetro, tocados pela estaca horizontal, no raio de alcance de um metro. O valor final relativo à densidade de árvores e arbustos foi calculado a partir da média das dez medidas. A variável TC foi medida através da contagem visual dos troncos caídos com mais de 10 cm de diâmetro e três de comprimento, fora do curso dos córregos. A variável OH representa a presença ou ausência de habitações adjacentes à mata de galeria e foi levada em consideração devido à diferença na integridade dos ambientes naturais, ocasionada pela presença humana. A variável OH e a PC constituem variáveis binárias, sendo a presença representada pelo número um (1) e a ausência pelo número zero (0), como recomendado por Ter Braak (1986). Com exceção das variáveis binárias, as demais variáveis ambientais foram transformadas para escala logarítmica ( $\ln_{(10)} + 1$ ) (ZAR, 1998).

As coordenadas geográficas em UTM (*Universal Transverse Mercator*) foram obtidas para cada ponto de amostragem através do software livre Google Earth, uma vez que o aparelho manual do sistema de posicionamento global - GPS (Garmin® etrex) disponível não alcançou sinal confiável no interior das matas de galeria. Os pontos de amostragem foram localizados na imagem de satélite pela visualização de características marcantes do ambiente, como estradas, clareiras e casas. A posição geográfica entre o centro dos pontos de amostragem, leva em consideração a latitude e a longitude.

**Análises Estatísticas** - Para conferir se o esforço da coleta de dados foi suficiente para amostrar a riqueza de espécies nas parcelas de estudo, foram elaboradas curvas de acumulação de espécies, com 1.000 aleatorizações sem reposição, utilizando o programa EstimateS versão 8.0. Dois estimadores foram utilizados nesta análise: (1) riqueza esperada de Mao Tau e (2) o estimador de riqueza Chao 2. As matrizes de dados foram elaboradas seguindo o modelo sugerido por VASCONCELOS e ROSSA-FERES (2005), apropriado para levantamentos conduzidos por método acústico, que utiliza os registros de ocorrência das espécies (colunas) ao longo das campanhas de campo (linhas) (VASCONCELOS e ROSSA-FERES, 2005; BERTOLUCI e RODRIGUES, 2002; MORAES *et al.*, 2007). Desta forma, cada visita às parcelas representou uma amostragem, totalizando 22 amostras para cada ambiente.

Para comparar a riqueza entre parcelas amostradas, a abundância de cada espécie foi considerada o maior número de ocorrências registrado em

uma das 22 campanhas de campo (VASCONCELOS e ROSSA-FERES, 2005; BERTOLUCI e RODRIGUES, 2002; MORAES *et al.*, 2007). Estes valores não podem ser interpretados como a verdadeira abundância das espécies, mas como indicadores da abundância relativa (PARRIS, 2004). Para realizar comparações entre a riqueza de espécies de duas parcelas de amostragem, foi utilizado o método de rarefação baseado em indivíduos proposto por SANDERS (1968). O programa EcoSim versão 7 (GOTELLI e ENTSMINGER, 2003) foi utilizado para realizar as rarefações, com 1.000 interações aleatórias. Para testar a significância da diferença na riqueza de espécies entre as parcelas comparadas foi utilizado o Teste Z, com nível de significância estabelecido em 0,05 (ZAR, 1998).

A equidade foi calculada pelo índice de Hurlbert's PIE. A diversidade foi calculada pelo índice de Shannon. Estas análises foram realizadas através do programa EcoSim versão 7 (GOTELLI e ENTSMINGER, 2003), com 1.000 aleatorizações.

A significância estatística da variação temporal na presença e ausência de poças e número de troncos caídos em cada ponto amostral, entre Março de 2007 e Janeiro de 2008, foi verificada por Análise Multivariada de Variância de medidas repetidas (MANOVA), ao nível de significância de 0,05 (ZAR, 1998; TABACHNICK e FIDELL, 1996). Esta análise foi realizada através do programa estatístico R 3.1.0 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2011). Para verificar se a distribuição e abundância das espécies variam em função de características do ambiente foi utilizada a Análise de Correspondência Canônica (ACC). Os padrões de variação na composição da comunidade podem ser visualizados em um diagrama de ordenação, onde as espécies são representadas por pontos e as variáveis ambientais por setas individuais que percorrem entre os dois primeiros eixos canônicos. Para realizar a ACC foram elaboradas três matrizes de dados: (1) dados da taxocenose (TX) – maior número de ocorrências das espécies em cada ponto de amostragem ao longo das 22 campanhas de campo (PARRIS, 2004); (2) dados do ambiente (AM) – conjunto de variáveis ambientais que caracterizam os pontos de amostragem; e (3) dados espaciais (EP) – coordenadas geográficas XY (UTM) dos pontos de amostragem (LEGENDRE e FORTIN, 1989).

Para neutralizar a influência da autocorrelação espacial entre os pontos de amostragem e isolar o componente de variação puramente ambiental, a matriz de dados espaciais (EP) foi utilizada como co-variável na análise (BORCARD *et al.*, 1992; PERES-NETO, 2006). Os pontos em que não houve registros de ocorrência das espécies foram excluídos da análise. *Leptodactylus labyrinthicus* foi a única espécie excluída da análise, uma vez que sua presença estava restrita a apenas dois pontos de amostragem, número insuficiente para verificar possíveis associações com o ambiente.

Para decompor a variação entre os componentes ambiental e espacial e conhecer suas interações, foi empregado o método descrito por BORCARD *et al.* (1992), que reparte a variação total da taxocenose em quatro componentes independentes: (A) variação puramente ambiental, (S) variação puramente espacial, (AS) variação ambiental estruturada espacialmente, e (U) variação não

explicada pelas variáveis explanatórias. Três matrizes de dados foram utilizadas na análise: TX – taxocenose, AM – ambiente, e EP - espaço. O resultado desta análise pode ser representado pelo diagrama de Venn (ANDERSON e GRIBBLE, 1998). A significância das associações observadas entre espécies e variáveis ambientais foi testada pelo método de permutações, com 200 simulações e nível de significância de 0,05. As análises foram realizadas através do programa estatístico R 3.1.0 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2011) implementado pelo pacote Vegan (OKASANEN *et al.*, 2007).

## RESULTADOS

**Riqueza e Composição de Espécies** - Foram registrados 96 indivíduos distribuídos em oito espécies de anfíbios anuros, pertencentes a três famílias: Hylidae, Leptodactylidae e Leiuperidae (Tabela 1). Hylidae representou a família com maior diversidade de espécies (6), enquanto que Leptodactylidae e Leiuperidae apresentaram apenas uma espécie cada (Tabela 1). As espécies com

**Tabela 1** - Espécies e abundância de anfíbios registrados entre Março de 2007 e Dezembro de 2008 em quatro parcelas de matas de galeria: RD = dentro da Reserva Biológica da Contagem; RE = entorno da Reserva Biológica da Contagem; PD = dentro do Parque Nacional de Brasília; PE = entorno do Parque Nacional de Brasília.

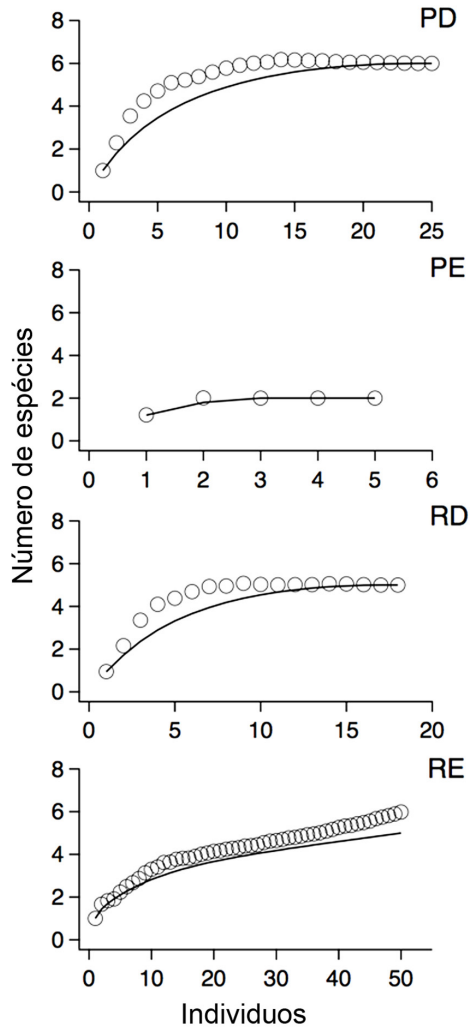
Espécies	Parcelas				Total
	RD	RE	PD	PE	
HYLIDAE					
<i>Aplastodiscus perviridis</i>	6	0	3	0	9
<i>Hypsiboas goianus</i>	0	37	0	0	37
<i>Hypsiboas lundii</i>	2	7	8	2	19
<i>Hypsiboas albopunctatus</i>	3	1	2	0	6
<i>Dendropsophus minutus</i>	4	1	7	0	12
<i>Bokermannohyla pseudopseudis</i>	2	0	0	0	2
LEPTODACTYLIDAE					
<i>Leptodactylus labyrinthicus</i>	0	0	2	0	2
LEIUPERIDAE					
<i>Physalaemus cuvieri</i>	1	4	1	3	9
Abundância Total	18	50	23	5	96
Riqueza de espécies	6	5	6	2	8
Riqueza estimada (Chao 2)	6 ± 0,43	5 ± 0,24	6 ± 0,3	2 ± 0,31	
Índice de Diversidade de Shannon	1,64	0,85	1,55	0,67	
Índice de equidade de Hurlbert's PIE	0,83	0,43	0,78	0,60	



maiores abundâncias relativas foram *Hypsiboas goianus* (38,5%), *Hypsiboas lundii* (19,6%), *Dendropsophus minutus* (12,5%), *Aplastodiscus perviridis* (9,3%) e *Physalaemus cuvieri* (9,3%). *Aplastodiscus perviridis* (RD e PD), *Bokermannohyla pseudopseudis* (RD) e *Leptodactylus labyrinthicus* (PD) foram encontrados somente dentro das unidades de conservação, enquanto *Hypsiboas goianus* foi registrado apenas na parcela fora dos limites da Reserva Biológica da Contagem (RE). *Dendropsophus minutus* e *Hypsiboas albopunctatus* só não foram encontrados fora dos limites do Parque Nacional de Brasília. *Hypsiboas lundii* e *Physalaemus cuvieri* foram encontrados nas quatro parcelas de estudo, representando as espécies com distribuição mais ampla. *Hypsiboas goianus* representou a espécie de maior abundância (37 indivíduos) e *Leptodactylus labyrinthicus* a espécie de ocorrência mais rara, com apenas dois avistamentos registrados dentro do Parque Nacional de Brasília (Tabela 1). Apesar de *Dendropsophus minutus* (PE) e *Leptodactylus labyrinthicus* (PD) terem sido avistados nas matas de galeria, não houve registros de vocalização dessas espécies, indicando que, provavelmente, não ocorre atividade reprodutiva no interior desses ambientes.

As curvas de acumulação de espécies referentes às parcelas do Parque Nacional de Brasília (PD e PE) atingiram a assíntota (Fig. 2), sugerindo que o esforço de coleta de dados foi suficiente para amostrar satisfatoriamente a riqueza de espécies desses ambientes. No entanto, as curvas referentes às parcelas amostradas dentro e fora da Reserva Biológica (RD e RE) apresentam leve inclinação, indicando que existe pequena possibilidade de se registrar novas espécies nesses ambientes com a continuidade da coleta de dados, especialmente fora da Reserva Biológica (RE).

A comparação entre a riqueza de espécies nas parcelas RD e RE apresentou diferença significativa ( $Z = 3,24$ ;  $p = 0,006$ ), indicando que a riqueza de espécies é maior no interior da Reserva Biológica - RD, onde foram registradas seis espécies e abundância total de 18 indivíduos, enquanto em RE, foram encontradas cinco espécies e abundância total de 50 indivíduos (Tabela 1). O entorno da Reserva Biológica - RE apresentou grande dominância de *H. goyanus*, que representa 74% da abundância total desta parcela. Duas espécies encontradas em RD (*A. perviridis* e *B. pseudopseudis*) não foram registradas em RE, enquanto uma espécie encontrada em RE (*H. goianus*) não foi registrada em RD (Tabela 1). Resultado semelhante foi encontrado na comparação da riqueza de espécies entre as parcelas localizadas dentro e fora do Parque Nacional de Brasília. O resultado do teste Z mostra que a riqueza de espécies é significativamente diferente entre PD e PE ( $Z = 1,76$ ;  $p = 0,03$ ). A parcela no interior do Parque Nacional - PD, onde foram registradas seis espécies e abundância total de 23 indivíduos, apresentou maior riqueza que PE, onde foram encontradas apenas duas espécies e abundância total de cinco indivíduos (Tabela 1). Quatro espécies registradas em PD (*A. perviridis*, *H. albopunctatus*, *H. minutus* e *L. labyrinthicus*) não foram encontradas em PE. As duas espécies registradas em PE também foram encontradas em PD (Tabela 1). Comparações



**Figura 2.** Curvas de rarefação de espécies, com 1000 aleatorizações sem reposição e intervalo de confiança de 95%, baseadas em indivíduos coletados em 22 visitas durante 11 meses para as parcelas amostradas. Os gráficos apresentam o resultado dos estimadores para as parcelas: dentro (RD) e no entorno (RE) da Reserva Biológica da Contagem, dentro (PD) e no entorno (PE) do Parque Nacional de Brasília. Os círculos representam o estimador de riqueza Chao 2 e as curvas a riqueza esperada de Mao Tau. PD e PE atingiram a assíntota, enquanto as curvas da RD e RE apresentam leve inclinação, indicando que ainda existe a pequena possibilidade de se registrar novas espécies nesses ambientes, especialmente em RE.

de riqueza foram realizadas também entre as combinações PD versus RE e RD versus PE. A diferença na riqueza de espécies entre PD e RE foi significativa ( $Z = 2,94$ ;  $p = 0,001$ ), sendo PD mais rica do que RE. Duas espécies encontradas em PD (*A. perviridis* e *L. labyrinthicus*) não foram registradas em RE e uma espécie encontrada em RE (*H. goianus*) não foi registrada em PD. Por fim, RD foi considerada significativamente mais rica do que PE ( $Z = 2,13$ ;  $p = 0,01$ ). Quatro espécies encontradas em RD (*A. perviridis*, *H. albopunctatus*, *D. minutus* e *B. pseudopseudis*) não foram registradas em PE, enquanto as duas espécies encontradas em PE foram registradas em RD. Portanto, as parcelas amostradas no interior de ambas unidades de conservação são significativamente mais ricas em espécies do que as parcelas amostradas na zona de entorno, onde existe ocupação humana (Tabela 2).

**Tabela 2** - Comparação por teste Z da riqueza e diversidade de espécies entre as parcelas amostradas, segundo o método de rarefação baseada em indivíduos. O valor de Z está representado na parte inferior da tabela, enquanto o valor de  $p$  está indicado na parte superior. Os valores de  $p$  contendo asterisco (\*) indicam resultados significativos ( $< 0,05$ ). RD –dentro da Reserva Biológica da Contagem; RE –no entorno da Reserva Biológica da Contagem; PD –dentro do Parque Nacional de Brasília; PE –no entorno do Parque Nacional de Brasília.

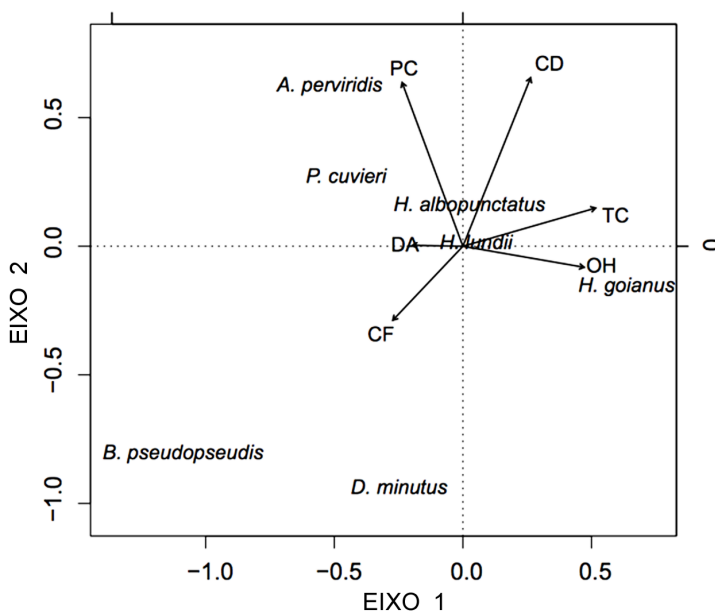
	RD	RE	PD	PE
RD	-	0,006*	0,264	0,01*
RE	3,24*	-	0,001*	0,41
PD	0,64	2,94*	-	0,03*
PE	2,13*	0,122	1,76*	-

O índice de Hurlbert's PIE indica que RD apresenta distribuição mais homogênea de indivíduos por espécie do que as demais parcelas (Tabela 1). Por outro lado, RE apresentou o menor índice de Hurlbert's PIE, refletindo a grande dominância de indivíduos de *H. goianus* neste ambiente (Tabela 1). De maneira geral, maior equidade foi encontrada dentro dos limites de ambas unidades de conservação (Tabela 1).

O índice de diversidade de Shannon revela que as parcelas amostradas no interior das unidades de conservação apresentaram maior diversidade do que as parcelas amostradas na região de entorno. Este resultado era esperado uma vez que RD e PD apresentaram maior riqueza de espécies e menor equidade do que as parcelas RE e PE (Tabela 1). A parcela localizada no interior do Parque Nacional - PD apresentou maior diversidade de espécies dentre as demais, enquanto PE representou a parcela com menor diversidade (Tabela 1).

**Correlação entre Espécies e Variáveis Ambientais** - O resultado da MANOVA de medidas repetidas mostra que não houve variação significativa na presença ou ausência de poças e no número de troncos caídos nos pontos de amostragem ao longo do ano ( $F = 0,15$ ;  $p = 0,69$ ). Assim, estas duas variáveis foram incluídas na Análise de Correspondência Canônica - ACC.

A ACC foi implementada pela matriz de taxocenose (TX) restringida pela matriz ambiental (AM), utilizando a matriz de dados espaciais (EP) como covariável, ou seja, a análise verifica a associação entre sete espécies de anfíbios e seis variáveis ambientais, após remover o efeito da autocorrelação espacial entre os pontos. O autovalor total de ordenação obteve o valor de 2,25. A soma dos autovalores de todos os eixos restringidos foi de 0,45, que corresponde a 20,3% da variação total da taxocenose. A soma dos autovalores dos dois primeiros eixos canônicos foi 0,35. Os dois primeiros eixos explicaram 15,8% da variação total da taxocenose (Fig. 3). As associações encontradas entre os dados da taxocenose e as variáveis ambientais apresentaram significância estatística ( $F = 0,20$ ;  $p = 0,005$ ).



**Figura 3.** Diagrama de ordenação da análise de correspondência canônica ACC. representando a localização das espécies e das variáveis ambientais em relação aos dois primeiros eixos canônicos. A direção e sentido das setas representam a intensidade de associação entre as variáveis ambientais e os eixos canônicos. OH = ocupações humanas nas bordas da mata; PC = presença ou ausência de poças e alagados; CD = cobertura do dossel; CF = cobertura de folheto; DA = densidade de árvores e arbustos e TC = número de troncos caídos.

O primeiro eixo canônico está representado na horizontal (Fig. 3) e explicou 11,8% da variação total da taxocenose. O número de troncos caídos (TC) foi a variável ambiental que apresentou maior correlação com este eixo de ordenação (Tabela 3). A distribuição das espécies em relação ao primeiro eixo de ordenação ilustra a variação na composição da taxocenose em associação com as variáveis ambientais (\*Fig. 3). Foram encontradas associações positivas fortes entre *H. goianus* e a ocupação humana (OH) e troncos caídos (TC) (Fig. 3). Por outro lado, *B. pseudopseudis*, *P. cuvieri*, *A. perviridis* e *H. minutus* apresentaram associação negativa com estas duas variáveis (Fig. 3). *Hypsiboas lundii* e *H. albopunctatus* não apresentaram associação representativa com este eixo de ordenação (Fig. 3). O segundo eixo canônico está representado na vertical e explicou 4,0% da variação na taxocenose. A cobertura de dossel (CD) e presença ou ausência de poças (PC) apresentaram maior correlação com este eixo de ordenação (Tabela 3). *Aplastodiscus perviridis* apresentou forte associação positiva com a presença de poças e alagados (PC), enquanto *P. cuvieri* e *H. albopunctatus* mostraram associação moderada com esta variável (Fig. 3). Por outro lado, *D. minutus* e *B. pseudopseudis* apresentaram associação negativa com a cobertura de dossel (CD) (Fig. 3). *Hypsiboas lundii*, *H. albopunctatus* e *H. goianus* não apresentaram associação representativa com este eixo de ordenação (Fig. 3).

**Tabela 3** - Coeficientes de correlação das variáveis do ambiente com os dois primeiros eixos canônicos. **TC** – número de troncos caídos; **CD** – cobertura do dossel; **CF** – cobertura de folhagem; **PC** – presença ou ausência de poças e alagados; **DA** – densidade de árvores e arbustos; **OH** – presença ou ausência de ocupações humanas (ver métodos).

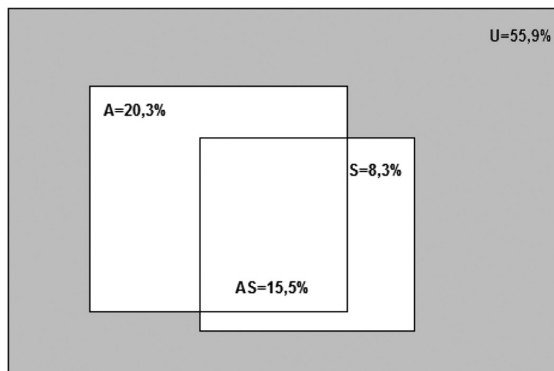
Variáveis Ambientais	Coeficientes de correlação	
	Eixo 1	Eixo 2
<b>TC</b>	0,416	0,047
<b>CD</b>	0,164	0,390
<b>CF</b>	-0,163	-0,101
<b>PC</b>	-0,159	0,290
<b>DA</b>	-0,138	0,099
<b>OH</b>	0,135	-0,063

**Repartição da variação total da taxocenose** - A variação total dos dados biológicos foi decomposta segundo o método proposto por BORCARD *et al.* (1992). As análises de ordenação mostraram correlação estatisticamente significativa entre os eixos canônicos e as variáveis explanatórias (Tabela 4). Os componentes extraídos das análises explicaram a variação da taxocenose nas

**Tabela 4** - O valor da soma dos autovalores dos eixos restringidos, a porcentagem de variação explicada e o resultado do teste de permutação para cada ACC, segundo os quatro passos descritos pelo método de repartição da variação total da taxocenose (BORCARD *et al.*, 1992). Os valores de *p* contendo asterisco (\*) indicam resultados com significância estatística ( $F < 0.05$ ).

Etapas	Auto valores	Variação Explicada (%)	F	<i>p</i>
Passo 1	0,807	35,8 %	0,55	0,005*
Passo 2	0,537	23,8 %	0,94	0,005*
Passo 3	0,457	20,3 %	0,36	0,005*
Passo 4	0,187	8,3 %	0,44	0,01*

seguintes proporções: o componente puramente ambiental (A) explicou 20,3%; o componente puramente espacial (S) explicou 8,3%; o componente ambiental estruturado espacialmente (AS) explicou 15,5%; e a proporção do componente de variação não explicada pelas variáveis explanatórias (U) foi de 55,9% (Fig. 4; Tabela 5). O componente puramente ambiental e as variáveis ambientais mais importantes para explicar a variação dos dados biológicos podem ser observados no diagrama de ordenação (Fig. 3).



**Figura 4.** Diagrama de Venn ilustrando a repartição da variação total da taxocenose, de acordo com os componentes independentes extraídos: componente puramente ambiental (A); componente puramente espacial (S); componente ambiental estruturado espacialmente (AS); e componente que representa a variação não explicada pelas variáveis explanatórias (U). O retângulo maior que engloba os retângulos menores representa a variação total da taxocenose. O componente da variação não explicada (U) está representado pela área escura do retângulo maior. O componente puramente ambiental (A) explicou 20,3% da variação total da taxocenose; o componente puramente espacial (S) explicou 8,3%; o componente ambiental estruturado espacialmente (AS) explicou 15,5%; e o componente da variação não explicada, 55,9%.

**Tabela 5** - Resumo dos cálculos do método de repartição da variação total da taxocenose em quatro componentes independentes: A - puramente ambiental; S - puramente espacial; AS - ambiental estruturado espacialmente; e U - variação não explicada. Os números entre parênteses se referem aos quatro passos do método proposto por BORCARD et al. (1992) e descritos na Tabela 4.  $\Omega$  representa a soma da variação explicada pelos componentes A, AS e S.

Componente	Calculo	Variação explicada (%)
A	(3)	20,3%
S	(4)	8,3%
AS	(1) – (3) ou (2) – (4)	15,5%
U	100% - $\Omega$	55,9%
Variação Total	autovalor total = 2,25	100%

## DISCUSSÃO

**Riqueza e Composição de Espécies** - Neste estudo foi averiguada a variação na composição e riqueza de espécies de anfíbios anuros em dois níveis de proteção das matas de galeria; dentro e fora de unidades de conservação. A riqueza registrada ao longo do ano foi de oito espécies, sendo que nenhuma delas se encontra ameaçada de extinção. O método de amostragem foi eficiente para verificar a riqueza desses ambientes, considerando que os estimadores de riqueza praticamente atingiram um platô para as quatro parcelas amostradas. No entanto, a utilização de armadilhas de interseção e queda (“pitfall traps”) provavelmente ampliaria o número de indivíduos das espécies de hábitos terrestres (GOTELLI e COLWELL, 2001), principalmente das espécies independentes das matas de galeria, que estivessem de passagem por esses ambientes. A riqueza de espécies registrada nessas matas é relativamente baixa quando comparada a fisionomias abertas de cerrado, como os campos úmidos ou limpos (BRANDÃO e ARAUJO, 1998; BRANDÃO e ARAUJO, 2001). No entanto, a anurofauna não está fora de conformidade com os registros apresentados por BRANDÃO e ARAUJO (2001), que amostrou cinco matas de galeria em diferentes localidades do Distrito Federal. O pequeno número de espécies de anfíbios anuros encontrado nas matas de galeria do DF parece constituir um padrão regional (BRANDÃO e ARAUJO, 1998; BRANDÃO e ARAUJO, 2001).

Existe consenso sobre a relevância ecológica desempenhada pelas matas de galeria na conservação da biodiversidade de anfíbios (DE LIMA e GASCON, 1999; BRANDÃO e ARAUJO, 2001; VESELY e MCCOMB, 2002). Apesar de não ser utilizada por todas as espécies, é importante considerar a influência dessas matas como corredores de movimentação da fauna na integração entre unidades de conservação e região de entorno. Nesse sentido,

é interessante constatar que maior riqueza e diversidade de espécies foram encontradas no interior de ambas as unidades de conservação, mesmo com a pequena distância geográfica das parcelas correspondentes na região de entorno. Os distúrbios ocasionados pela ocupação humana fora das UCs podem estar afetando diretamente estes ambientes, comprometendo sua qualidade. Impactos diretos são evidentes, como a substituição da vegetação nativa por pastagem e asfalto, aterro de minas d'água, erosão, presença de fossas, esgoto, animais domésticos e lixo.

Os resultados obtidos neste estudo corroboram dados encontrados em outras regiões, tanto em comparações entre a diversidade de espécies registrada em áreas degradadas e conservadas no interior de UCs (KRISHNAMURTHY, 2003), como entre fragmentos de florestas primárias, secundárias e pastagens (TOCHER *et al.*, 2001; URBINA-CARDONA *et al.*, 2006). Maior riqueza e diversidade de espécies encontrada dentro das UCs reforçam os argumentos de que estes espaços protegidos constituem importantes ferramentas para a preservação e manutenção da diversidade biológica. No entanto, a ocupação humana ao longo das matas de galeria compromete o desempenho desses corredores na conectividade da paisagem, que representa uma função primordial para a conservação da biodiversidade. Ainda, é importante considerar, que nem sempre as áreas conservadas apresentam maior riqueza de espécies do que áreas degradadas. Modificações na estrutura dos ambientes podem acarretar alterações na composição e abundância das espécies (MORAES *et al.*, 2007), devido à invasão de espécies generalistas ou oportunistas de ambientes degradados e redução na abundância ou mesmo exclusão das espécies com baixa plasticidade ecológica (TOCHER *et al.*, 2001; MORAES *et al.*, 2007).

A maior parte das espécies encontradas nos ambientes de estudo apresentam hábitos arbustivos e arborícolas, com exceção de *B. pseudopseudis*, *L. labyrinthicus* e *P. cuvieri*, que possuem hábitos terrestres (BRANDÃO e ARAUJO, 2001). *Aplastodiscus perviridis*, *B. pseudopseudis*, *H. goianus* e *H. lundii* são espécies consideradas especialistas de ambiente e dependem das matas de galeria para concluir seus ciclos biológicos (BRANDÃO e ARAUJO, 2001). As demais espécies registradas são independentes das matas e podem ser encontradas em outras fisionomias (BRANDÃO e ARAUJO, 2001). A rã-pimenta *L. labyrinthicus* e a perereca *D. minutus* provavelmente utilizam as matas de galeria apenas como refúgios temporários, pois foram observadas principalmente no período seco do ano e não houve sinais de atividade reprodutiva ou vocalização.

Variações na estrutura das taxocenoses puderam ser verificadas entre os ambientes de estudo. A composição de espécies foi diferente dentro e fora das unidades de conservação. Das sete espécies encontradas no interior das UCs (Tabela 1), três foram registradas exclusivamente nestes ambientes (*A. perviridis*, *B. pseudopseudis* e *L. labyrinthicus*). Na região de entorno das UCs foram encontradas cinco espécies (Tabela 1), sendo apenas uma exclusiva (*H. goianus*). De maneira geral, as espécies que habitam essas matas de galeria



apresentaram pequenas densidades populacionais (Tabela 1). Mesmo assim, diferenças puderam ser observadas entre o número de indivíduos das espécies registradas tanto dentro como fora das UCs. *Hypsiboas albopunctatus* e *D. minutus* foram mais abundantes no interior das UCs, enquanto *P. cuvieri* foi mais abundante nas parcelas do entorno. Apesar de *H. albopunctatus*, *P. cuvieri* e *D. minutus* serem ecologicamente generalistas (HEYER *et al.*, 1988; HEYER *et al.*, 1990) e apresentarem grande plasticidade ecológica no uso de ambientes degradados (MORAES *et al.*, 2007), os ambientes antropizados não parecem ter favorecido a ocupação dessas espécies nas matas de galeria. Em geral, essas espécies costumam compor grandes agregados de indivíduos em corpos d'água formados nas estações reprodutivas (BERTOLUCI e RODRIGUES, 2002), o que não ocorreu nas parcelas de matas de galeria amostradas (Tabela 1). O índice de equidade (Hurlbert's PIE) apresentou valores mais baixos para as parcelas amostradas na região do entorno das UCs, indicando que a distribuição do número de indivíduos das espécies é mais heterogênea nestes ambientes. Este fato é nítido na parcela localizada fora da Reserva Biológica, que obteve o menor índice de equidade, devido à predominância de *H. goyanus*, que representou a espécie de maior abundância nas matas.

Considerando que *L. labyrinthicus* é encontrado principalmente em ambientes abertos (e.g., BRANDÃO e ARAUJO, 2001) e que foram registrados apenas dois encontros ocasionais ao longo de um ano de estudo, entende-se que a ocupação antrópica não foi o fator responsável por limitar a ocorrência desta espécie aos ambientes protegidos por unidades de conservação. Por outro lado, *A. perviridis* e *B. pseudopseudis* são espécies dependentes de matas e não foram encontradas nas parcelas amostradas fora das UCs. Estas duas espécies estão vinculadas a microambientes específicos, sendo que *A. perviridis* é encontrado em ambientes lânticos (HADDAD *et al.*, 2005), enquanto *B. pseudopseudis* utiliza ambientes lóticos levemente encachoeirados (BRANDÃO e ARAUJO, 2001). Apesar do pouco conhecimento sobre a ecologia dessas espécies, aparentemente elas apresentam baixa tolerância no uso de ambientes degradados e são incapazes de colonizar fisionomias abertas ou áreas antropizadas adjacentes às matas de galeria. Estes resultados sugerem que *A. perviridis* e *B. pseudopseudis* possam ser espécies indicadoras de qualidade ambiental para as matas de galeria do DF.

Outra espécie também merece atenção especial neste trabalho. Apesar de representar a espécie com maior densidade populacional dos ambientes amostrados, *H. goyanus* é uma espécie de comportamento territorialista (MENIN *et al.*, 2004). Esta perereca é encontrada em matas de galeria das regiões Centro-Oeste e Sudoeste do Brasil (ETEROVICK *et al.*, 2002) e seus girinos utilizam ambientes lóticos (ETEROVICK *et al.*, 2002; MENIN *et al.*, 2004). *Hypsiboas goyanus* apresentou atividade de vocalização entre Março e Agosto, que abrange a estação seca e fria na região Centro-Oeste. Entre Julho e Agosto, quando as temperaturas atingiram a mínima registrada de 8°C no interior das matas de galeria, *H. goyanus* foi a única espécie a apresentar atividade de vocalização.

O estudo verificou que a distribuição de *H. goyanus* está restrita à parcela amostrada fora da Reserva Biológica da Contagem, onde os indivíduos foram observados inúmeras vezes utilizando as gramíneas invasoras (*Brachiaria* sp.) como poleiro, em pontos com maior abertura de dossel. Interessante relatar que a distribuição da espécie ao longo da mata de galeria teve como limite final uma pequena barragem de captação de água, construída antes da criação da unidade de conservação, próximo aos limites que demarcam o polígono da reserva. As margens dessa barragem são destituídas de mata de galeria, com presença de vegetação aberta, como pequenos arbustos e gramíneas invasoras. Este ambiente de vegetação aberta parece constituir uma barreira que impede a penetração da espécie no interior da reserva. O padrão de ocupação de *H. goyanus* na área de estudo sugere que esta espécie possa ser oportunista de ambiente degradado.

**Correlação entre Espécies e Variáveis Ambientais** - Diversos estudos mostraram que as espécies apresentam associação com determinadas características do ambiente (PARRIS, 2004; BASTAZINI *et al.*, 2007) e, por isso, a estrutura da comunidade se modifica com a degradação e fragmentação dos habitats naturais (HEYER *et al.*, 1990; PEARMAN, 1997; URBINA-CARDONA *et al.*, 2006). A análise de ordenação revelou que o número de troncos caídos, a ocupação humana e a presença de poças foram as variáveis mais importantes para explicar a variação da abundância de algumas espécies ao longo das matas de galeria. Essa análise representa o efeito do componente puramente ambiental sobre a variação dos dados biológicos, sem influência das variáveis espaciais.

A distribuição e abundância de *H. goyanus* apresentou forte relação com a presença de ocupação humana e número de troncos caídos ao longo da mata de galeria, enquanto as demais espécies apresentaram associação negativa ou nula com essas duas variáveis. A influência exercida pela ocupação humana sobre o ambiente e a taxocenose de anfíbios é facilmente compreendida (HEYER *et al.*, 1990; TOCHER *et al.*, 2001; BANK *et al.*, 2006), uma vez que as espécies apresentam diferentes graus de tolerância às alterações nos ecossistemas naturais (GIBBS, 1998). A intensa associação encontrada entre *H. goyanus* e a ocupação humana reforça ainda mais a hipótese de que se trata de uma espécie oportunista de ambientes degradados. Por outro lado, o efeito dos troncos caídos sobre a variação da abundância e composição de espécies de anfíbios nunca foi um fator amplamente explorado. A presença de troncos caídos pode indicar modificações recentes ocorridas nos ambientes, por motivos naturais ou não, acarretando alterações no microclima (temperatura, umidade, etc) e na estrutura física, que representam fatores que podem determinar a ocorrência das espécies no local. No entanto, os troncos caídos também podem oferecer abrigo, reter umidade no solo e representar uma fonte interessante de recursos alimentares para os anfíbios, tendo em vista a diversidade de invertebrados que habitam e trabalham na decomposição desses elementos (SCHIEGG, 2000). Assim, compreender como esse elemento influencia a distribuição e abundância de *H.*

*goyanus* só será possível com o aprofundamento dos estudos de ecologia para esta espécie.

A presença de poças e alagados também constituiu importante atributo para explicar a distribuição e abundância de algumas espécies ao longo das matas de galeria. Esta variável apresentou forte associação positiva com *A. perviridis*, que utiliza os ambientes lênticos específicos para a reprodução (HADDAD *et al.*, 2005). *Physalaemus cuvieri* e *H. albopunctatus* apresentaram associação menos intensa com essa característica do ambiente. Ambas as espécies também utilizam os ambientes lênticos para depositar seus ovos (BERTOLUCI e RODRIGUES, 2002; MORAES *et al.*, 2007), apesar de ninhos de espuma de *P. cuvieri* também terem sido observados em remansos e pequenos represamentos em ambientes lóticos, com pequeno fluxo d'água. Assim, a presença de poças constitui um fator de influência sobre a distribuição e abundância dessas três espécies, uma vez que desempenha papel crucial na ecologia reprodutiva. Outra interessante associação encontrada foi a relação negativa entre a cobertura de dossel e a distribuição e abundância de *D. minutus* e *B. pseudopseudis*. Estas duas espécies parecem preferir ambientes com maior abertura de dossel. As características do dossel certamente podem influenciar nas condições climáticas do ambiente, como temperatura, umidade e intensidade de luz, que representam importantes variáveis para determinar a distribuição das espécies. Desta forma, fica evidente que os anfíbios não se distribuem uniformemente pelas matas de galeria. Algumas espécies estão vinculadas ecologicamente a características específicas dos habitats, que fornecem recursos necessários para viabilizar sua presença no local. No entanto, é importante destacar que outros fatores, além do ambiente, também podem ser responsáveis pela heterogeneidade espacial observada nas comunidades naturais (BORCARD *et al.*, 1992).

**Repartição da Variação Total da Taxocenose** - A organização espacial das comunidades naturais é determinada por diversos fatores, que interagem e se sobrepõem no espaço, como a heterogeneidade do ambiente, as relações ecológicas, as migrações, as extinções e os distúrbios ambientais (BORCARD *et al.*, 1992; PARRIS, 2004). Quando variáveis espaciais são integradas aos modelos ecológicos, existe a possibilidade de verificar a estruturação espacial das comunidades e discernir o efeito dos componentes mensurados sobre a variação na distribuição e abundância das espécies (BORCARD *et al.*, 1992). O componente puramente ambiental representa a fração de variação da taxocenose explicada pelos dados do ambiente, independente da estrutura espacial (BORCARD *et al.*, 1992). O componente ambiental estruturado espacialmente explicou 15,5% da variação total da taxocenose. Este componente mostra que uma parte da variação dos dados da taxocenose está sendo explicada pela estruturação espacial das variáveis ambientais mensuradas, ou seja, pela sobreposição da variação explicada pelo espaço e ambiente (BORCARD *et al.*, 1992; ANDERSON e GRIBBLE, 1998). Segundo

BORCARD *et al.* (1992), existe a possibilidade da taxocenose e das variáveis do ambiente estarem respondendo da mesma forma a determinadas características do espaço ou sendo influenciadas por outras variáveis não incluídas neste trabalho. Isto significa que a taxocenose e o ambiente compartilham uma estrutura espacial semelhante. Por outro lado, PERES-NETO (2006) destacou que esse componente é associado com a autocorrelação espacial das variáveis ambientais. Isto porque os pontos mais próximos apresentam a tendência de serem mais semelhantes entre si do que os pontos mais distantes, resultando numa distribuição das espécies associada à distância geográfica. Apesar do método de repartição quantificar a variação explicada pela interação espaço e ambiente, os mecanismos por trás disso não podem ser precisamente deduzidos a partir dos resultados encontrados (BORCARD *et al.*, 1992).

O componente puramente espacial explicou 8,3% da variação na composição e abundância das espécies. Este componente confirma uma estruturação espacial na taxocenose, independente das variáveis ambientais mensuradas. O padrão de ocupação espacial pode representar, pelo menos parcialmente, determinados fatores que não foram medidos como o comportamento de territorialismo ou agregação, além de interações ecológicas como a predação e a competição (BORCARD *et al.*, 1992), tanto entre os indivíduos adultos como em girinos. A maior parcela da variação total da taxocenose (55,9%) não pode ser explicada pelas variáveis ambientais ou espaciais mensuradas. Esse componente é a porcentagem de variação remanescente do autovalor total de ordenação (2,25), que representa a variação total da taxocenose (100%). BORCARD *et al.* (1992) sugeriram que parte dessa variação se deve a efeitos locais de variáveis bióticas e abióticas, que não foram medidas, ou por aspectos da estrutura espacial do ambiente que não podem ser descritos simplesmente por coordenadas geográficas. No entanto, os processos que controlam essa variação não podem ser identificados neste estudo.

## AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao Dr. Guarino Rinaldi Colli, ao Dr. Reuber Albuquerque Brandão e à Dra. Paula Cabral Eterovick pelas orientações e contribuições durante este trabalho; aos colegas da Universidade de Brasília - UNB, Frederico Scherr Caldeira Takahashi, José Roberto Rodrigues Pinto e Pedro de Podestà Uchôa de Aquino pela ajuda na interpretação das análises estatísticas; ao Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - IBAMA, ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio e à UNB pelo apoio para tornar este trabalho possível. DOM agradece a Eric. R. Pianka e à University of Texas at Austin (USA) por possibilitarem a finalização do manuscrito.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALFORD, R. A. 1989 - Variation in predator phenology affects predator performance and prey community composition. *Ecology*. 70:206-219.
- ANDERSON, M. J. e N. A. GRIBBLE. 1998 - Partitioning the variation among spatial, temporal and environmental components in a multivariate data set. *Australian Journal of Ecology*. 23:158-167.
- BANK, M. S.; J. B. CROCKER; S. DAVIS; D. K. BROTHERTON; R. COOK; J. BEHLER e B. CONNERY. 2006 - Population decline of northern dusky salamanders at Acadia National Park, Maine, USA. *Biological Conservation*. 130:230-238.
- BARROS, T. M.; S. T. P. LINARES; A. E. B. A. SOUSA; J. R. S. NETO; P. S. NETO; C. A. BIANCHI; J. MARINHO-FILHO; J. L. X. NASCIMENTO e J. M. FLÔRES. 2006 - Plano de manejo da Arara-Azul-de-Lear (*Anodorhynchus leari*), p. 79. In: **Série Espécies Ameaçadas**. Vol. 4. IBAMA, Brasília, DF.
- BASTAZINI, C. V.; J. F. V. MUNDURUCA; P. L. B. ROCHA e M. F. NAPOLI. 2007 - Which environmental variables better explain changes in anuran community composition? A case study in the Restinga of Mata de São João, Bahia, Brazil. *Herpetologica*. 63:459-471.
- BAZZAZ, F. A. 1975 - Plant species-diversity in old-field successional ecosystems in Southern Illinois. *Ecology*. 56:485-488.
- BERTOLUCI, J. e M. T. RODRIGUES. 2002 - Seasonal patterns of breeding activity of Atlantic Rainforest anurans at Boraceia, Southeastern Brazil. *Amphibia-Reptilia*. 23:161-167.
- BIERREGAARD, R. O.; T. E. LOVEJOY; V. KAPOS; A. A. DOSSANTOS e R. W. HUTCHINGS. 1992 - The biological dynamics of tropical rain forest fragments. *Bioscience*. 42:859-866.
- BORCARD, D.; P. LEGENDRE e P. DRAPEAU. 1992 - Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology*. 73:1045-1055.
- BRANDÃO, R. A. e A. F. B. ARAUJO. 1998 - A herpetofauna da Estação Ecológica de Águas Emendadas, p. 9-21. In: **Vertebrados da Estação Ecológica de Águas Emendadas. História Natural e Ecologia em um Fragmento do Cerrado do Brasil central**. J. Marinho-Filho, F. Rodrigues, e M. Guimarães (eds.). Governo do Distrito Federal, Brasília.
- BRANDÃO, R. A. e A. F. B. ARAUJO. 2001 - A herpetofauna associada às matas de galeria no Distrito Federal, p. 559-604. In: **Cerrado: Caracterização e Recuperação de Matas de Galeria**. J. F. Ribeiro, C. E. L. Fonseca, e J. C. Sousa-Silva (eds.). Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - Embrapa cerrados & Ministério do Meio Ambiente, Planaltina, DF.
- CARO, T. M. 2001 - Species richness and abundance of small mammals inside and outside an African national park. *Biological Conservation*. 98:251-257.

- DAVIDOWITZ, G. e M. L. ROSENZWEIG. 1998 - The latitudinal gradient of species diversity among North American grasshoppers (Acrididae) within a single habitat: a test of the spatial heterogeneity hypothesis. *Journal of Biogeography*. 25:553-560.
- DE LIMA, M. G. e C. GASCON. 1999 - The conservation value of linear forest remnants in Central Amazonia. *Biological Conservation*. 91:241-247.
- ETEROVICK, P. C. 2003 - Distribution of anuran species among montane streams in south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology*. 19:219-228.
- ETEROVICK, P. C. e I. M. BARATA. 2006 - Distribution of tadpoles within and among Brazilian streams: the influence of predators, habitat size and heterogeneity. *Herpetologica*. 62:365-377.
- ETEROVICK, P. C.; I. S. BARROS e I. SAZIMA. 2002 - Tadpoles of two species in the *Hyla polytaenia* species group and comparison with other tadpoles of *Hyla polytaenia* and *Hyla pulchella* groups (Anura, Hylidae). *Journal of Herpetology*. 36:512-515.
- ETEROVICK, P. C.; A. C. O. D. CARNAVAL; D. M. BORGES-NOJOSA; D. L. SILVANO; M. V. SEGALLA e I. SAZIMA. 2005 - Amphibian declines in Brazil: an overview. *Biotropica*. 37:166-179.
- GIBBS, J. P. 1998 - Distribution of woodland amphibians along a forest fragmentation gradient. *Landscape Ecology*. 13:263-268.
- GOTELLI, N. J. e R. K. COLWELL. 2001 - Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*. 4:379-391.
- GOTELLI, N. J. e G. L. ENTSMINGER. 2003 - EcoSim: Null models software for ecology. In: Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear. <http://homepages.together.net/~gentsmin/ecosim.htm>, Burlington, VT. 05465.
- HADDAD, C. F. B.; J. FAIVOVICH e P. C. A. GARCIA. 2005 - The specialized reproductive mode of the treefrog *Aplastodiscus perviridis* (Anura: Hylidae). *Amphibia-Reptilia*. 26:87-92.
- HEINEN, J. T. 1992 - Comparisons of the leaf litter herpetofauna in abandoned cacao plantations and primary rain-forest in Costa Rica: some implications for faunal restoration. *Biotropica*. 24:431-439.
- HERO, J. M.; C. GASCON e W. E. MAGNUSSON. 1998 - Direct and indirect effects of predation on tadpole community structure in the Amazon rainforest. *Australian Journal of Ecology*. 23:474-482.
- HEYER, R.; M. A. DONNELLY; R. W. MCDIARMID; L.-A. C. HAYEK e M. S. FOSTER. 1994 - **Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standard Methods for Amphibians**. Smithsonian Institution Press, Washington and London.
- HEYER, W. R.; A. S. RAND; C. A. G. D. CRUZ; O. L. PEIXOTO e C. E. NELSON. 1990 - Frogs of Boracéia. *Arquivos de Zoologia*. 31:231-410.
- HEYER, W. R.; A. S. RAND; C. A. G. DACRUZ e O. L. PEIXOTO. 1988 - Decimations, Extinctions, and Colonizations of Frog Populations in Southeast Brazil and Their Evolutionary Implications. *Biotropica*.

20:230-235.

- HUGHES, B.; B. DUGGER; H. J. CUNHA; I. LAMAS; J. GOERCK; L. LINS; L. F. SILVEIRA; R. ANDRADE; S. F. BRUNO; S. RIGUEIRA e Y. MELO. 2006 - Plano de ação para a conservação do pato-mergulhão (*Mergus octosetaceus*). In: **Serie Espécies Ameaçadas**. Vol. 3. IBAMA, Brasília, DF.
- KRISHNAMURTHY, S. V. 2003 - Amphibian assemblages in undisturbed and disturbed areas of Kudremukh National Park, Central Western Ghats, India. *Environmental Conservation*. 30:274-282.
- LEGENDRE, P. e M. J. FORTIN. 1989 - Spatial pattern and ecological analysis. *Vegetatio*. 80:107-138.
- MACHADO, R. B.; M. B. RAMOS NETO; P. G. P. PEREIRA; E. F. CALDAS; D. A. GONÇALVES; N. S. SANTOS; K. TABOR e M. STEININGER. 2004 - Estimativas de perda de área do Cerrado brasileiro, p. 1-23. Conservation International, Brasília, DF.
- MALCOLM, J. R. 1994 - Edge effects in central amazonian forest fragments. *Ecology*. 75:2438-2445.
- MENIN, M.; R. A. SILVA e A. A. GIARETTA. 2004 - Reproductive biology of *Hyla goiana* (Anura, Hylidae). *Iheringia, Série Zoologia*. 94:49-59.
- MMA. 2002 - **Biodiversidade Brasileira: Avaliação e Identificação de Áreas e Ações Prioritárias para a Conservação, Utilização Sustentável e Repartição dos Benefícios da Biodiversidade nos Biomas Brasileiros**. Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Ministério de Meio Ambiente, Brasília, DF.
- MMA. 2006 - **Áreas Prioritárias para a Conservação, Uso Sustentável e Repartição dos Benefícios da Biodiversidade Brasileira**. Secretaria de Biodiversidade e Florestas. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, DF.
- MORAES, R. A.; R. J. SAWAJA e W. BARRELA. 2007 - Composição e diversidade de anfíbios anuros em dois ambientes de Mata Atlântica no Parque Estadual Carlos Botelho, São Paulo, sudeste do Brasil. *Biota Neotropica*. 7:27-36.
- MORIN, P. J. 1986 - Interactions between intraspecific competition and predation in an amphibian predator-prey system. *Ecology*. 67:713-720.
- MURCIA, C. 1995 - Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology & Evolution*. 10:58-62.
- OKASANEN, J. R.; P. KINDT e P. LEGENDRE. 2007 - The vegan package. Community ecology package.
- PARRIS, K. M. 2004 - Environmental and spatial variables influence the composition of frog assemblages in sub-tropical eastern Australia. *Ecography*. 27:392-400.
- PEARMAN, P. B. 1997 - Correlates of amphibian diversity in an altered landscape of Amazonian Ecuador. *Conservation Biology*. 11:1211-1225.
- PERES-NETO, P. R. 2006 - A unified strategy for estimating and controlling

- spatial, temporal and phylogenetic autocorrelation in ecological models. *Oecologia Brasiliensis*. 10:105-119.
- POUNDS, J. A. 2001 - Climate and amphibian declines. *Nature*. 410:639-640.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2011 - A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Viena, Austria.
- RIBEIRO, J. F. e B. M. T. WALTER. 1998 - Fitofisionomias do bioma Cerrado, p. 89-166. *In: Cerrado: Ambiente e Flora*. S. M. Sano e S. P. Almeida (eds.). EMBRAPA-CPAC, Planaltina, DF.
- SANDERS, H. L. 1968 - Marine benthic diversity: a comparative study. *The American Naturalist*. 102:243-282.
- SCHIEGG, K. 2000 - Effects of dead wood volume and connectivity on saproxylic insect species diversity. *Ecoscience*. 7:290-298.
- SCHNEIDER, M. P. C.; C. G. BATISTA; D. CARVALHO; R. CERQUEIRA; A. Y. CIAMPI; E. V. FRANCESCHINELLI; R. GENTILE; E. C. GONÇALVES; A. D. GRATIVOL; M. T. NASCIMENTO; J. R. PÓVOA; G. M. P. VASCONCELOS; L. H. WADT e H. C. WIEDERHECKER. 2005 - Genética de populações naturais, p. 297-315. *In: Fragmentação de Ecossistemas: Causas, Efeitos Sobre a Biodiversidade e Recomendações de Políticas Públicas*. D. M. Rambaldi e D. A. S. Oliveira (eds.). Ministério do Meio Ambiente - MMA, Brasília, DF.
- STOW, A. J. e D. A. BRISCOE. 2005 - Impact of habitat fragmentation on allelic diversity at microsatellite loci in Cunningham's skink (*Egernia cunninghami*); a preliminary study. *Conservation Genetics*. 6:455-459.
- TABACHNICK, B. G. e L. S. FIDELL. 1996 - **Using Multivariate Statistics**. HarperCollins Publishers Inc., New York, New York.
- TER BRAAK, C. J. F. 1986 - Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*. 76:1167-1179.
- TEWS, J.; U. BROSE; V. GRIMM; K. TIELBORGER; M. C. WICHMANN; M. SCHWAGER e F. JELTSCH. 2004 - Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*. 31:79-92.
- TOCHER, M. D.; C. GASCON e J. MEYER. 2001 - Community composition and breeding success of Amazonian frogs in continuous forest and matrix habitat aquatic site, p. 235-247. *In: Lessons from Amazonia: the Ecology and Conservation of a Fragmented Forest*. R. O. Bierregaard, C. Cascon, T. E. Lovejoy, e R. Mesquita (eds.). Yale University Press, Yale.
- URBINA-CARDONA, J. N.; M. OLIVARES-PEREZ e V. H. REYNOSO. 2006 - Herpetofauna diversity and microenvironment correlates across a pasture-edge-interior ecotone in tropical rainforest fragments in the Los Tuxtlas Biosphere Reserve of Veracruz, Mexico. *Biological Conservation*. 132:61-75.



- VASCONCELOS, T. S. e D. C. ROSSA-FERES. 2005 - Diversidade, distribuição espacial e temporal de anfíbios anuros (Amphibia, Anura) na Região Noroeste do Estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica*. 5:1-14.
- VESELY, D. G. e W. C. MCCOMB. 2002 - Salamander abundance and amphibian species richness in riparian buffer strips in the Oregon Coast Range. *Forest Science*. 48:291-297.
- VITT, L. J.; G. R. COLLI; J. P. CALDWELL; D. O. MESQUITA; A. A. GARDA e F. G. R. FRANÇA. 2007 - Detecting variation in microhabitat use in low diversity lizard assemblages across small-scale habitat gradients. *Journal of Herpetology*. 41:653-662.
- VONESH, J. R. 2001 - Patterns of richness and abundance in a tropical African leaf-litter herpetofauna. *Biotropica*. 33:502-510.
- ZAR, J. H. 1998 - **Biostatistical Analysis**. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, New Jersey.