



**MUSEU PARAENSE EMÍLIO GOELDI
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOLOGIA
CURSO DE MESTRADO EM ZOOLOGIA**

**DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE ANUROS E LAGARTOS AO
LONGO DE GRADIENTES AMBIENTAIS EM UMA FLORESTA DE
TERRA FIRME NA AMAZÔNIA ORIENTAL, PARÁ, BRASIL**

JERRIANE OLIVEIRA GOMES

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Zoologia, Curso de Mestrado, do Museu Paraense Emílio Goeldi e Universidade Federal do Pará como requisito para obtenção do grau de mestre em Zoologia.

Orientadora: Profa. Dra. Teresa Cristina Sauer de Avila Pires

BELÉM-PA

2008

JERRIANE OLIVEIRA GOMES

**DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE ANUROS E LAGARTOS AO
LONGO DE GRADIENTES AMBIENTAIS EM UMA FLORESTA DE
TERRA FIRME NA AMAZÔNIA ORIENTAL, PARÁ, BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Zoologia, Curso de Mestrado, do Museu Paraense Emílio Goeldi e Universidade Federal do Pará como requisito para obtenção do grau de mestre em Zoologia.

Orientadora: Profa. Dra. Teresa Cristina Sauer de Avila Pires

BELÉM-PA

2008

JERRIANE OLIVEIRA GOMES

**DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE ANUROS E LAGARTOS AO LONGO DE
GRADIENTES AMBIENTAIS EM UMA FLORESTA DE TERRA FIRME NA
AMAZÔNIA ORIENTAL, PARÁ, BRASIL**

**Dissertação aprovada como requisito para obtenção do grau de Mestre no
curso de Pós-Graduação em Zoologia do Museu Paraense Emílio Goeldi e
Universidade Federal do Pará, pela Comissão formada pelos professores:**

**Orientadora: Prof. Dra. Teresa Cristina Sauer de Avila Pires
 Departamento de Zoologia, MPEG**

**Prof. Dra. Ana Luisa Mangabeira Albernaz
 Departamento de Zoologia, MPEG**

**Prof. Dr. Frederico Duarte da Rocha
 Departamento de Ecologia, UERJ**

**Prof. Dra. Albertina Lima Pimentel
 Departamento de Ecologia, INPA**

**Dr. Toby Alan Gardner
 Universidade Federal de Lavras**

**Prof. Dr. Guarino Rinaldi Colli
 Departamento de Ecologia, UnB**

Belém, 18 de agosto de 2008



“O simples bater de asas de uma borboleta pode provocar um tufão do outro lado do mundo”

Eduard Lorenz

Aos meus pais (Zezinho e Antonia), com
todo amor e gratidão;

À nova vida...

AGRADECIMENTOS

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão de bolsa de estudos no primeiro e segundo ano de mestrado, respectivamente.

Ao Museu Paraense Emílio Goeldi pela oportunidade de realizar o Curso de Pós-Graduação.

À Dra. Teresa Cristina Avila Pires (TC), pela orientação, críticas valiosas, paciência, confiança e liberdade de trabalho que me proporcionou com sua orientação.

Ao Programa de Pesquisas em Biodiversidade da Amazônia (PPBio) pelo apoio logístico e financeiro disponibilizados durante a realização deste trabalho.

Ao Dr. Jorge Gavina, Marco e Fabrício pela ajuda nas análises das fotos de cobertura do dossel.

Aos pesquisadores Ana Albernaz, Bill Magnusson, Albertina Lima, Kirsten Parris, Toby Gardner, Selvino Neckel, Fred Rocha e Laurie Vitt pelo envio de bibliografia.

À Rosângela e Aly, secretárias do PPBio, que em algum momento colaborou com esse trabalho.

Aos amigos de laboratório Marcelo (Fralda) e Pedro (Pelosai) por ceder algumas fotos que ilustram as figuras 4 e 5 e pela confecção das mesmas.

À Dorotéia e Nete, secretárias da Pós-Graduação, pela amizade e ajuda nas questões burocráticas, sempre que precisei estavam lá à disposição.

Ao Fabrício, Rochinha, Dico, Alessandra e Darlan pela ajuda no laboratório sempre que precisei.

Ao Cuquinha, Capitão e Marajó pela prazerosa viagem com que sempre nos proporcionavam ao conduzirem o barco Ferreira Penna de Breves à ECFPn e depois nos resgatando no Plot.

À MSc. Ingrid Borralho pela prazerosa convivência no plot, pela ajuda nas análises dos dados de vegetação e por ceder os dados de vegetação coletados nas parcelas de procura ativa.

Sou imensamente grato ao Seu João, Pelado, Doca e Clésio, funcionários e contratados do PPBio, que sempre com muita alegria e disposição auxiliaram os trabalhos de campo, tornando esta atividade muito mais prazerosa.

Às pessoas que me socorreram nas coletas de campo: Marcelo, Adriano, Marco e Kleyton. A ajuda de vocês foi fundamental para a conclusão deste trabalho.

Ao Marco Antônio por ceder alguns de seus dados sobre herpetofauna coletados na grade do PPBio/Caxiuanã.

Aos meus colegas de mestrado que muito contribuíram para o meu crescimento profissional e pelos bons momentos compartilhados: Claudete, Dijane, Cleuton, Lili, Maya, Paulo, Adriano, Elaine, Marcelo, Fabrício, Lincoln (Pato), Pedro, Léo, Fernanda, Marco, Juliana, Stephenson, Zé Roberto, Crisalda e Gláucia.

Às minhas primeiras e inesquecíveis amigas (vizinhas) na Pós-Graduação, Claudete e Dijane, que muitas vezes dividimos o mesmo ônibus lotado a caminho do Museu.

Ao Jucivaldo e Janaína, amigos antigos, que me acolheram em sua casa ao chegar em Belém.

Aos pesquisadores Ana Albernaz, Toby Gardner, Marco Antônio, Albertina Lima e Leandro pela ajuda nas análises estatísticas e por toda a atenção prestada.

Ao Marco e Anne pela leitura e críticas feitas na versão inicial desta dissertação.

Aos amigos Ozielita e Wyllyam por toda a força e incentivo que me proporcionaram durante os dois anos do curso de mestrado; a realização deste trabalho só foi possível graças a ajuda de amigos como vocês.

À República mais “baixaria” de Belém, que em algum momento foi formada pelos “favelas”: Marco, Lili, Anne, Hermes e Sidnei. Vocês que foram minha família em Belém. Aprendi muito convivendo com vocês, seja no dia-a-dia, no almoço de final de semana, nas sessões de filmes, nos churrascos realizados no primeiro ano de mestrado, nas discussões sobre trabalho ou até mesmo quando era acordado de madrugada com o famoso “Bom dia pro sol da

manhã...” (né Marco? rs). E também ao último integrante da República, Pingo, sempre com um toco pra sair para passear.

Aos amigos “favelas” (uhh baixaria!!) de Belém: Cleuton (Aborigene), Marco, Lili, Fernanda (Gurizona), Juliana (Ju), Anne, Maya e Stephenson.

Aos amigos queridos, Adriano, Ricardo, Nercy, Suzana, Marina e Lincoln que tive a prazerosa oportunidade de conviver desde a graduação na UFMA e agora durante o mestrado. Espero poder contar com a amizade de vocês por muito tempo.

Ao Célio e família pela hospitalidade que me deram em sua casa, mas sobretudo pela amizade.

Aos professores Marinus Hoogmoed e Ana Prudente pela identificação de alguns exemplares de anuros e serpentes.

Aos colegas de laboratório que tornaram o trabalho no laboratório mais divertido: Adriano, Marco, Marcelo, Pedro, Fabrício, Amanda, Francílio, Alessandro, Waldima e Darlan

Ao Marco pelos conselhos (pessoal e profissional), incentivo, sinceridade, exemplo e principalmente pela amizade com que sempre demonstrou ao longo destes dois anos de mestrado.

A todos que de alguma forma contribuíram para realização deste estudo e torceram por mim.

SUMÁRIO

	Página
LISTAS DE FIGURAS	viii
RESUMO	xiii
ABSTRACT	xiv
1 INTRODUÇÃO	1
1.1 Anuros	4
1.2 Lagartos.....	6
1.3 O Programa de Pesquisa em Biodiversidade - PPBio.....	7
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	11
2.1 Área de estudo.....	11
2.2 Delineamento amostral	12
2.3 Amostragem de anuros e lagartos	13
2.4 Variáveis ambientais.....	16
2.4.1 Parcelas de coleta ativa	17
2.4.2 Armadilhas	18
2.5 Análise dos dados	19
3 RESULTADOS.....	21
3.1 Variáveis ambientais.....	21
3.2 Composição de espécies	23
3.2.1 Anuros	23
3.2.2 Lagartos.....	26
3.3 Análise das comunidades de anuros e lagartos e sua associação com as variáveis ambientais	30
3.3.1 Anuros	30
3.3.2 Lagartos.....	34
3.4 Análise das espécies mais abundantes e a sua associação com as variáveis ambientais	38
3.4.1 Anuros	38
3.4.1.1 Espécies de anuros mais abundantes amostradas nas parcelas de coleta ativa e sua associação com as variáveis ambientais.....	38

3.4.1.2 Espécies de anuros mais abundantes amostradas nas armadilhas de interceptação e queda e sua associação com as variáveis ambientais .41	
3.4.2 Lagartos.....46	
3.4.2.1 Espécies de lagartos mais abundantes amostradas nas parcelas de coleta ativa e sua associação com as variáveis ambientais.....46	
3.4.2.2 Espécies de lagartos mais abundantes amostradas nas armadilhas de interceptação e queda e sua associação com as variáveis ambientais .51	
4 DISCUSSÃO.....58	
4.1 Composição de espécies58	
4.2 Relação com as variáveis ambientais.....63	
4.2.1 Anuros63	
4.2.2 Lagartos.....66	
5 CONCLUSÃO70	
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....72	

LISTA DE FIGURAS

	Página
Figura 1 - Localização da grade do PPBio (quadrado vermelho), onde foi realizado o estudo, junto à Floresta Nacional de Caxiuanã, município de Portel, Pará, Brasil. A posição da FLONA Caxiuanã no estado do Pará é mostrada no mapa menor	12
Figura 2 - Área de amostragem (25 Km ²) mostrando a localização das parcelas de coleta ativa e das armadilhas de interceptação e queda.....	13
Figura 3 - Detalhe de uma armadilha de interceptação e queda em forma de Y	16
Figura 4 - Táxons mais abundantes de anuros registrados na grade do PPBio, Floresta Nacional de Caxiuanã, Portel, Pará. A) e B) representam morfotipos de <i>Adenomera</i> spp.; C) <i>Bufo</i> gr. <i>margaritifer</i> e D) <i>Colostethus</i> sp.....	26
Figura 5 - Espécies mais abundantes de lagartos registradas na grade do PPBio, Floresta Nacional de Caxiuanã, Portel, Pará. A) <i>Cercosaura ocellata</i> ; B) <i>Arthrosaura reticulara</i> ; C) <i>Ptychoglossus brevifrontalis</i> ; D) <i>Coleodactylus amazonicus</i> ; E) <i>Gonatodes humeralis</i> ; F) <i>Ameiva ameiva</i> ; G) <i>Kentropyx calcarata</i> e H) <i>Anolis fuscoauratus</i> (os indivíduos retratados em C, D, E e F não são procedentes da FLONA Caxiuanã).....	29
Figura 6 - Regressões parciais entre a composição de espécies de anuros e a profundidade da serapilheira (a), área basal (b), densidade do sub-bosque (c) e cobertura do dossel (d), amostrados ao longo das 30 parcelas de coleta ativa, na grade do PPBio, Floresta Nacional de Caxiuanã, Portel, Pará	32

- Figura 7 - Regressões parciais entre a composição de espécies de anuros e a profundidade da serapilheira (a), área basal (b), densidade do sub-bosque (c) e cobertura do dossel (d), amostrados ao longo das 30 armadilhas de interceptação e queda, na grade do PPBio, Floresta Nacional de Caxiuanã, Portel, Pará.....33
- Figura 8 - Regressões parciais entre a composição de espécies de lagartos e a profundidade da serapilheira (a), área basal (b), densidade do sub-bosque (c) e cobertura do dossel (d), amostrados ao longo das 30 parcelas de coleta ativa, na grade do PPBio, Floresta Nacional de Caxiuanã, Portel, Pará36
- Figura 9 - Regressões parciais entre a composição de espécies de lagartos e a profundidade da serapilheira (a), área basal (b), densidade do sub-bosque (c) e cobertura do dossel (d), amostrados ao longo das 30 armadilhas de interceptação e queda, na grade do PPBio, Floresta Nacional de Caxiuanã, Portel, Pará.....37
- Figura 10 - Regressões parciais entre o número de indivíduos de *Adenomera* spp. e a profundidade da serapilheira (a), área basal (b), densidade do sub-bosque (c) e cobertura do dossel (d), amostrados ao longo das 30 parcelas de coleta ativa, na grade do PPBio, Floresta Nacional de Caxiuanã, Portel, Pará.39
- Figura 11 - Regressões parciais entre o número de indivíduos de *Bufo* gr. *margaritifer* e a profundidade da serapilheira (a), área basal (b), densidade do sub-bosque (c) e a cobertura do dossel (d), amostrados ao longo das 30 parcelas de coleta ativa, na grade do PPBio, Floresta Nacional de Caxiuanã, Portel, Pará40

- Figura 12 - Regressões parciais entre o número de indivíduos de *Adenomera* spp. e a profundidade da serapilheira (a), área basal (b), densidade do sub-bosque (c) e cobertura do dossel (d), amostrados ao longo das 30 armadilhas de interceptação e queda, na grade do PPBio, Floresta Nacional de Caxiuanã, Portel, Pará43
- Figura 13 - Regressões parciais entre o número de indivíduos de *Bufo gr. margaritifer* e a profundidade da serapilheira (a), área basal (b), densidade do sub-bosque (c) e a cobertura do dossel (d), amostrados ao longo das 30 armadilhas de interceptação e queda, na grade do PPBio, Floresta Nacional de Caxiuanã, Portel, Pará.....44
- Figura 14 - Regressões parciais entre o número de indivíduos de *Colostethus* sp. e a profundidade da serapilheira (a), área basal (b), densidade do sub-bosque (c) e a cobertura do dossel (d), amostrados ao longo das 30 armadilhas de interceptação e queda, na grade do PPBio, Floresta Nacional de Caxiuanã, Portel, Pará45
- Figura 15 - Regressões parciais entre o número de indivíduos de *Anolis fuscoauratus* e a profundidade da serapilheira (a), área basal (b), densidade do sub-bosque (c) e cobertura do dossel (d), amostrados ao longo das 30 parcelas de coleta ativa, na grade do PPBio, Floresta Nacional de Caxiuanã, Portel, Pará.....48
- Figura 16. Regressões parciais entre o número de indivíduos de *Gonatodes humeralis* e a profundidade da serapilheira (a), área basal (b), densidade do sub-bosque (c) e cobertura do dossel (d), amostrados ao longo das 30 parcelas

de coleta ativa, na grade do PPBio, Floresta Nacional de Caxiuanã, Portel, Pará.....	49
Figura 17. Regressões parciais entre o número de indivíduos de <i>Kentropyx calcarata</i> e a profundidade da serapilheira (a), porcentagem de argila no solo (b), área basal (c) e densidade do sub-bosque (d), amostrados ao longo das 30 parcelas de coleta ativa, na grade do PPBio, Floresta Nacional de Caxiuanã, Portel, Pará	50
Figura 18 - Regressões parciais entre o número de indivíduos de <i>Ameiva ameiva</i> e a profundidade da serapilheira (a), área basal (b), densidade do sub-bosque (c) e a cobertura do dossel (d), amostrados ao longo das 30 armadilhas de interceptação e queda, na grade do PPBio, Floresta Nacional de Caxiuanã, Portel, Pará	53
Figura 19 - Regressões parciais entre o número de indivíduos de <i>Arthrosaura reticulata</i> e a profundidade da serapilheira (a), área basal (b), densidade do sub-bosque (c) e a cobertura do dossel (d), amostrados ao longo das 30 armadilhas de interceptação e queda, na grade do PPBio, Floresta Nacional de Caxiuanã, Portel, Pará.....	54
Figura 20 - Regressões parciais entre o número de indivíduos de <i>Coleodactylus amazonicus</i> e a profundidade da serapilheira (a), área basal (b), densidade do sub-bosque (c) e a cobertura do dossel (d), amostrados ao longo das 30 armadilhas de interceptação e queda, na grade do PPBio, Floresta Nacional de Caxiuanã, Portel, Pará.....	55

Figura 21 - Regressões parciais entre o número de indivíduos de *Kentropyx calcarata* e a profundidade da serapilheira (a), área basal (b), densidade do sub-bosque (c) e a cobertura do dossel (d), amostrados ao longo das 30 armadilhas de interceptação e queda, na grade do PPBio, Floresta Nacional de Caxiuanã, Portel, Pará.....56

Figura 22 - Regressões parciais entre o número de indivíduos de *Ptychoglossus brevifrontalis* e a profundidade da serapilheira (a), área basal (b), densidade do sub-bosque (c) e a cobertura do dossel (d), amostrados ao longo das 30 armadilhas de interceptação e queda, na grade do PPBio, Floresta Nacional de Caxiuanã, Portel, Pará.....57

RESUMO

O presente estudo investigou a relação de comunidades de anuros de serapilheira e lagartos com a área basal de árvores, densidade do sub-bosque, cobertura do dossel e profundidade da serapilheira, a fim de verificar se a distribuição dessa comunidade, assim como de algumas espécies analisadas separadamente, seria determinada por estes fatores ambientais. A amostragem ocorreu entre agosto e novembro de 2007, em uma grade de 25 km² implantada pelo Programa de Pesquisa em Biodiversidade (PPBio) / Amazônia, localizada na Floresta Nacional de Caxiuanã, Pará, Brasil. Duas técnicas de amostragem foram utilizadas: procura ativa diurna e armadilhas de interceptação e queda. No total, foram registrados 892 lagartos e anuros, pertencentes a 27 espécies (15 de anuros e 12 de lagartos). Na coleta ativa foram registradas 12 espécies de anuros (101 indivíduos) e 12 de lagartos (171 indivíduos), enquanto que nas armadilhas de interceptação e queda foram 11 espécies de anuros (327 indivíduos) e 15 de lagartos (293 indivíduos). Não houve relação significativa entre a distribuição das comunidades de anuros e lagartos com as variáveis preditoras, indicando que essas espécies ocorrem ao longo de todos os gradientes ambientais estudados. Apenas os lagartos *Coleodactylus amazonicus* e *Ptychoglossus brevifrontalis* apresentaram uma relação entre a sua distribuição e a densidade do sub-bosque e profundidade da serapilheira, respectivamente. Espera-se com este estudo contribuir para o aprimoramento do desenho amostral da herpetofauna do PPBio.

Palavras-chave: Herpetofauna, anuros, lagartos, distribuição espacial, variáveis ambientais, Amazônia.

ABSTRACT

This study aims to investigate the relationship between anuran and lizard communities, as well as of some individual species, with leaf litter depth, total basal area of trees, understory vegetation density, and canopy cover. Sampling occurred between August and November 2007, in a 25 km² grid implanted by the 'Programa de Pesquisa em Biodiversidade' (Biodiversity Research Program - PPBIO) / Amazônia, located in the Floresta Nacional de Caxiuanã, Pará, Brazil. Two sampling methods were used: active search and pitfall traps with drift fences. A total of 892 lizard and anuran individuals, of 27 species (15 anuran and 12 lizard species), were recorded. Twelve anuran species (101 individuals) and 12 lizard species (171 individuals) were registered through active search, whereas 11 anuran species (327 individuals) and 15 lizard species (293 individuals) were captured by pitfall traps. No significant relationship was found between distribution of anuran and lizard communities with environmental predictors, indicating that these species occur throughout all studied environmental gradients. Only the lizards *Coleodactylus amazonicus* and *Ptychoglossus brevifrontalis* were significantly associated with understory vegetation density and leaf litter depth, respectively. This study is expected to contribute to the improvement of the research design for the herpetofauna within PPBIO.

key-words: Herpetofauna, frogs, lizards, spatial distribution, environmental variables, Amazonia.

1 INTRODUÇÃO

Entender os fatores que influenciam a distribuição e abundância das espécies é importante sob vários aspectos – seja na busca de explicações sobre a alta diversidade biológica dos trópicos ou sobre o funcionamento de ecossistemas, seja para se delinear políticas de conservação ambiental e ações de manejo de áreas protegidas. Vários estudos buscam entender essa questão (Pearman, 1997; Woinarski et al., 1999; Guisan e Hofer, 2003; Vasconcelos et al., 2003; Parris, 2004; Cintra et al., 2005; Kinupp e Magnusson, 2005; Watling, 2005; Zuquim et al., 2007a). Alguns estudos recentes têm mostrado que variações das condições abióticas, como solo e topografia, dentro de habitats fitofisionomicamente similares, podem desempenhar um papel importante na distribuição de vários organismos, como já observado para anuros e lagartos (Hadden e Westbrooke, 1996; Woinarski et al., 1999; Watling, 2005; Pinto, 2006; Menin et al., 2007). Dentre as variáveis ambientais importantes para diversos grupos animais, em uma floresta, pode-se citar a serapilheira. O efeito da deposição e decomposição da serapilheira sobre a heterogeneidade espacial das florestas tem sido demonstrado em diversos estudos (Facelli e Pickett, 1991; Cintra et al., 2005; Sayer, 2006; Barlow et al., 2007; Sousa, 2007). A topografia, estrutura das copas, frequência de ventos fortes e clareiras determinam em geral os padrões de deposição da serapilheira (Facelli e Pickett, 1991). A serapilheira possibilita uma ampla disponibilidade de esconderijos e, possivelmente, de recursos alimentares para muitas espécies de anuros e lagartos (Fauth et al. 1989; Caldwell e Vitt, 1999),

já que muitos artrópodes (principal item alimentar dessas espécies) aí vivem ou utilizam-na para depositar seus ovos e/ou procurar alimentos (Uetz, 1979; Stork e Blackburn, 1993). Existem vários estudos sobre a relação da serapilheira com a riqueza e/ou abundância da herpetofauna (Scott, 1976; Lieberman 1986; Fauth et al. 1989; Allmon, 1991; Heinen, 1992; Giaretta et al., 1999; Watling, 2005; Pinto, 2006; Menin et al., 2007; Van Sluys et al., 2007), entretanto os resultados são controversos, o que pode refletir o local estudado, tamanho da área amostrada e/ou época de coleta de dados, uma vez que a profundidade da serapilheira pode variar em diferentes épocas do ano (Barlow et al., 2007; Silva et al., 2007). A riqueza e/ou abundância da herpetofauna também pode não estar respondendo diretamente à presença ou quantidade de serapilheira, mas sim através de efeitos que causa em variáveis correlacionadas, como microclima (Facelli e Pickett, 1991; Sayer, 2006).

Outro fator ambiental importante para a heterogeneidade da floresta é a densidade do sub-bosque, que funciona como um filtro ecológico em comunidades vegetais, o que por sua vez influencia a composição, estrutura e dinâmica das florestas (George e Bazzaz, 1999; Harms et al., 2004). Vários estudos (Pearman, 1997; Dixo, 2001; Wunderle et al., 2005; Kasecker, 2006; Urbina-Cardona et al., 2006) têm mostrado a importância dessa variável sobre a comunidade de animais. No sul da Bahia, por exemplo, encontrou-se uma relação significativa entre a abundância de espécies de anuros e lagartos, e a densidade do sub-bosque (Dixo, 2001).

Para algumas espécies arborícolas que dependem do suporte vertical ou troncos de árvores para forragearem, o diâmetro e a densidade de

árvores podem influenciar a riqueza e abundância dessas espécies (Inger, 1980). Na Amazônia Central, Pinto (2006) encontrou uma relação negativa entre a densidade de árvores e a composição da comunidade e abundância de lagartos. Diversos autores (Pearman, 1997; Dixo, 2001; Grove, 2002; Jellinek et al., 2004) têm usado a área basal de árvores, calculada a partir do diâmetro e número de árvores em determinada área, para testar a relação simultânea dessas duas variáveis sobre a abundância de animais.

Dossel aberto permite uma alta incidência de luz, que pode aumentar a produtividade vegetal e atrair mais artrópodes do que sítios sombreados (Lieberman e Dock, 1982). Entretanto, áreas muito abertas podem ter efeitos negativos para diversas espécies. Assim, áreas com diferentes graus de cobertura do dossel, principalmente em floresta primária, podem fornecer maior disponibilidade de alimentos e de locais para forrageio, principalmente para espécies heliófilas (Vitt, 1991; Vitt et al., 1997b).

Todas as variáveis ambientais mencionadas acima são importantes porque determinam a complexidade arquitetural da floresta e a quantidade de luz que penetra no assoalho da floresta. Além disso, assumindo que as espécies podem responder direta ou indiretamente a algumas características ambientais onde habitam, conhecer quais são essas variáveis e em que intensidade elas atuam permite uma melhor compreensão dos padrões de distribuição das espécies em uma área.

Répteis e anfíbios representam um importante componente nas florestas tropicais, apresentando uma grande diversidade de espécies. Além disso, os lagartos, com uma taxonomia relativamente bem resolvida (Avila-

Pires, 1995; Avila-Pires et al., 2007) e a maioria das espécies apresentando capacidade de dispersão limitada (Sinsch, 1990; Rocha, 1999), pequena área de vida (Van Sluys, 1997; Stebbins e Cohen, 1995 *apud* Guerry e Hunter, 2002; Rocha, 1999) e, aparentemente, baixa diversidade beta (Pinto, 2006; Menin et al., 2007), constituem organismos ideais para verificar o quanto respondem a variáveis ambientais numa escala médio espacial.

1.1 Anuros

São registradas aproximadamente 221 espécies de anuros para a Amazônia brasileira, com 18 a 78 espécies por área amostrada (Caldwell, 1996; Azevedo-Ramos e Galatti, 2002; Avila-Pires et al., 2007). Até o momento, são conhecidas 57 espécies de anuros na Floresta Nacional (FLONA) de Caxiuanã (Avila-Pires e Hoogmoed, 1997; Bernardi, 1999; Bernardi et al., 1999; Estupiñán-T, et al., 2002; e coleção herpetológica do Museu Paraense Emílio Goeldi), enquanto que para a área de amostragem deste estudo (grade PPBio), que está inserida dentro da FLONA de Caxiuanã, foram registradas 27 espécies (M. A. Ribeiro-Júnior, com. pess.). Destas, nove espécies usam a serapilheira e apresentam hábitos diurnos, e sete apresentam reprodução semi-terrestre ou terrestre, sendo essas as espécies-foco deste estudo, uma vez que a amostragem foi apenas em ambientes terrestres, principalmente serapilheira, e em períodos diurnos.

A influência de alguns fatores abióticos na distribuição de anuros foi evidenciada em vários trabalhos, determinada por exemplo pelo tipo de solo

(Hadden e Westbrooke, 1996; Woinarski et al, 1999; Watling, 2005; Bastazini et al., 2007; Menin, et al., 2007;), estratificação vegetal (Bernarde et al., 1999; Bastazini et al., 2007), pH (Wyman, 1988), umidade do solo (Toft, 1982; Wyman, 1988; Giaretta et al., 1999; Bastazini et al., 2007) e profundidade da serapilheira (Fauth et al., 1989; Heinen, 1992; Giaretta et al., 1999; Watling, 2005; Van Sluys et al., 2007).

Diversas espécies de anuros habitam a serapilheira e se reproduzem em ambientes terrestres independentes de corpos d'água, onde alimentam-se principalmente de artrópodes, como formigas, larvas de insetos e cupins (Toft, 1980, 1981; Vitt e Caldwell, 1994; Caldwell e Vitt, 1999; Tinôco; 2004; Watling, 2005; Almeida-Gomes et al., 2007; Menin, et al., 2007). Entretanto, para a maioria das espécies de anuros a chuva é o principal fator que controla suas atividades reprodutivas, com estas espécies reproduzindo em ambientes aquáticos (Aichinger, 1987; Gascon, 1991; Rossa-Feres e Jim, 1994; Bernardi, 1999). O foco de pesquisas sobre estrutura da comunidade e uso do habitat por esses animais tem sido em ambientes de reprodução, durante a estação chuvosa (p.ex., Menin et al., 2007). Por isso, entende-se muito pouco sobre a influência de outras variáveis ambientais e uso do habitat por anuros em ambientes adjacentes terrestres e em época seca, principalmente na região tropical. Menin et al. (2007) estudaram, na Amazônia Central, durante a época chuvosa, a influência de várias características ambientais na distribuição de algumas espécies de anuros de reprodução terrestre, e verificaram que as mais amplamente distribuídas estavam significativamente relacionadas com a declividade ou porcentagem de argila do

solo, enquanto as espécies menos amplamente distribuídas foram mais influenciadas pelo pH do solo ou densidade de árvores. Allmon (1991), estudando ambas as estações, não encontrou diferenças na abundância e riqueza de espécies de anuros em 498 parcelas amostradas, por um período de 15 meses consecutivos, na Amazônia Central.

1.2 Lagartos

Existem aproximadamente 100 espécies de lagartos na Amazônia brasileira (Avila-Pires, 1995; Avila-Pires et al., 2007; Vitt et al., 2008), com 20 a 40 espécies registradas por área amostrada (Martins, 1991; Silva e Sites, 1995; Vitt, 1996). Na FLONA de Caxiuanã são conhecidas 29 espécies de lagartos (Avila-Pires e Hoogmoed, 1997; Bernardi et al., 2002; M. A. Ribeiro-Júnior, com. pess.), com 17 espécies registradas para a grade PPBio/Caxiuanã (M. A. Ribeiro-Júnior, com. pess.).

A maioria das espécies de lagartos da Amazônia brasileira habita a serapilheira e alimenta-se de invertebrados, principalmente artrópodes, mas algumas espécies podem também alimentar-se de pequenos vertebrados (Vitt et al., 1997b; Vitt et al., 2001). Várias pesquisas têm mostrado a influência de diversos fatores ambientais na abundância e riqueza de espécies de lagartos. Dentre esses fatores estão profundidade ou biomassa da serapilheira (Scott, 1976; Fauth et al., 1989; Heinen, 1992; Pinto, 2006; Vitt et al., 2007), número de árvores (Pinto, 2006), porcentagem de argila no solo (Pinto, 2006), altitude (Fauth et al., 1989) e sazonalidade (Lieberman 1986). De acordo com esses

estudos, muitas espécies de lagartos se mostraram mais abundantes durante o período do ano em que ocorrem as menores precipitações pluviométricas, quando o clima é mais seco e os artrópodes são mais abundantes (Guyer, 1990; Pinto, 2006).

1.3 O Programa de Pesquisa em Biodiversidade – PPBio

Ainda há muita discussão sobre as escalas de amostragem mais adequadas na identificação das relações entre variáveis ambientais e organismos (Levin, 1992; Hamer e Hill, 2000; Holland et al., 2004; Schooley, 2006). Relações entre variáveis ambientais e distribuição de organismos estão entre as principais questões tratadas, tanto em macro quanto em meso-escala espacial, por um grande projeto integrado (Programa de Pesquisas em Biodiversidade - PPBio) financiado pelo Ministério de Ciência e Tecnologia, no qual este estudo está inserido. Esse projeto, na Amazônia, será formado por 20 sítios de pesquisas (15 já foram implementados), e serão distribuídos em oito estados: Acre, Amapá, Amazonas, Maranhão, Mato Grosso, Pará, Rondônia e Roraima (disponível em: <http://marte.museu-goeldi.br/ppbio/> e <http://ppbio.inpa.gov.br/Port/sitioscoleta/>). O delineamento amostral dos sítios de pesquisa foi inicialmente implantado na Reserva Florestal Adolpho Ducke – INPA, em Manaus, Estado do Amazonas, onde a área usada era uma grade de 64 km² com 72 parcelas. No entanto, como a área era grande demais para ser implementada em larga escala, adotou-se uma área de 25 km², considerada suficiente para amostrar também grandes mamíferos (ver Peres, 1999;

Magnusson et al., 2005). Cada grade é formada por 12 trilhas de 5 km de comprimento (6 no sentido norte-sul e 6 no sentido leste-oeste) e por 30 parcelas de 250 m de comprimento, com largura variável de acordo com o grupo estudado, distribuídas em intervalos regulares a partir das trilhas. As parcelas acompanham as curvas de nível do terreno, a fim de abranger topografia e solos relativamente uniformes em cada parcela. O objetivo desse projeto integrado é implementar um delineamento amostral padronizado para o monitoramento da biodiversidade brasileira, permitindo, assim, estimativas não tendenciosas da distribuição, abundância e biomassa das espécies em cada sítio, e comparações biogeográficas entre sítios (Magnusson et al., 2005).

Com relação à herpetofauna, a proposta do PPBio previu o uso de três métodos padronizados de coleta, preferencialmente ao longo das 30 parcelas ou em parcelas espaçadas regularmente em toda a grade: procura ativa, armadilhas de interceptação e queda e armadilhas de cola.

Durante a definição do desenho amostral para o estudo da herpetofauna, algumas das questões levantadas, que estão no cerne do estabelecimento das grades do PPBio, foram sobre a necessidade de se coletar em todas as parcelas e sobre a relevância das curvas de nível para a amostragem desses animais. A justificativa para isso seria a de se buscar abarcar maior variabilidade ambiental, ao mesmo tempo eliminando a influência da topografia em cada amostra. Por outro lado, isso implica em muito tempo e energia gasto apenas caminhando, e é especialmente inviável para armadilhas que devem ser vistoriadas diariamente. Isso leva à questão do quanto, nessa escala dos sítios do PPBio, pode-se esperar encontrar diferenças na

distribuição de anfíbios que não respondam a variações mais óbvias de ambiente, como áreas alagadas, clareiras naturais, etc. Ou seja, será que esses animais estão respondendo também a variações menos “visíveis”, como profundidade da serapilheira e densidade do sub-bosque?

De todos os sítios do PPBio, o da Reserva Ducke é o que já tem trabalhos concluídos (p. ex., Costa et al., 2005; Pinto, 2006; Menin et al., 2007). Esse sítio apresenta uma característica bastante especial, pois engloba áreas de igarapés de duas bacias de drenagem distintas, uma ligada ao rio Negro, de águas pretas, e outra ao rio Amazonas, de águas brancas. Pinto (2006) estudou a comunidade de lagartos dessa Reserva, em 72 parcelas por procura ativa e em 32 parcelas por armadilhas de interceptação e queda, e verificou que, na Reserva Ducke, as armadilhas amostraram menos espécies e em menor abundância do que o primeiro método, sugerindo a procura ativa como método prioritário para amostragens rápidas das comunidades de lagartos que visem comparações entre habitats e identificação de padrões de distribuição de lagartos.

O presente trabalho tem por objetivo conhecer a distribuição espacial dos anuros e dos lagartos no sítio do PPBio – Caxiuanã e testar a influência de algumas variáveis ambientais (profundidade da serapilheira, área basal de árvores, densidade do sub-bosque e cobertura do dossel) sobre essa distribuição. Será visto também se essas variáveis podem influenciar na abundância de espécies nesses grupos. Além disso, a partir desses resultados e utilizando dois desenhos amostrais distintos, espera-se contribuir para a

definição de um desenho amostral eficiente para anuros e lagartos dentro do protocolo de coletas de herpetofauna do PPBio.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

Este estudo foi realizado na grade de pesquisas do PPBio, localizada a aproximadamente 1° 57' 50" – 2° 00' 50" S e 51° 37' - 51° 40' W, município de Portel, Estado do Pará. Essa grade está inserida na Floresta Nacional (FLONA) de Caxiuanã, localizada nos municípios de Melgaço e Portel, Pará (Figura 1). A área total desta FLONA é de aproximadamente 330 mil ha, sendo que a área de amostragem deste estudo é de 2500 ha. A vegetação encontrada na área é do tipo floresta tropical úmida de terra firme, que ocupa 85% da FLONA (Almeida et al., 1993). O clima é caracterizado como Am (clima tropical úmido), de acordo com a classificação de Köppen. A temperatura média anual é de 26 °C, a umidade relativa do ar fica em torno de 85% e a média anual pluviométrica é de 2000 mm, com as menores pluviosidades ocorrendo nos meses de agosto a outubro (Lisboa, 1997). A topografia da grade PPBio/Caxiuanã é pouco acidentada, com altitudes variando entre 19 e 47 m (Miranda-Santos et al., 2007). Os solos da área têm pH muito baixos, variando de 3,58 a 4,71, portanto extremamente ácidos, e são classificados como Argissolos nas áreas de terra firme, e Gleissolos, nas áreas mais baixas, próximo às margens dos rios (Ruivo et al., 2007).

2.2 Delineamento amostral

A área de amostragem compreende um quadrado de 25 km², previamente demarcada com dois conjuntos perpendiculares de trilhas, cada uma com extensão de 5 km. As trilhas se entrecruzam em intervalos de 1 km, conferindo ao quadrado um formato de “grade” (Figura 2). Foram marcadas 30 parcelas de 240 m de comprimento cada (cinco por trilha) em seções de 10 m em 10 m no sentido leste-oeste. Cada parcela foi desenhada de forma a se manter no mesmo nível (mesma altitude) em todo seu comprimento, a fim de incluir solos relativamente uniformes (Magnusson et al., 2005). Cada uma dessas parcelas foi uma unidade amostral de procura ativa.

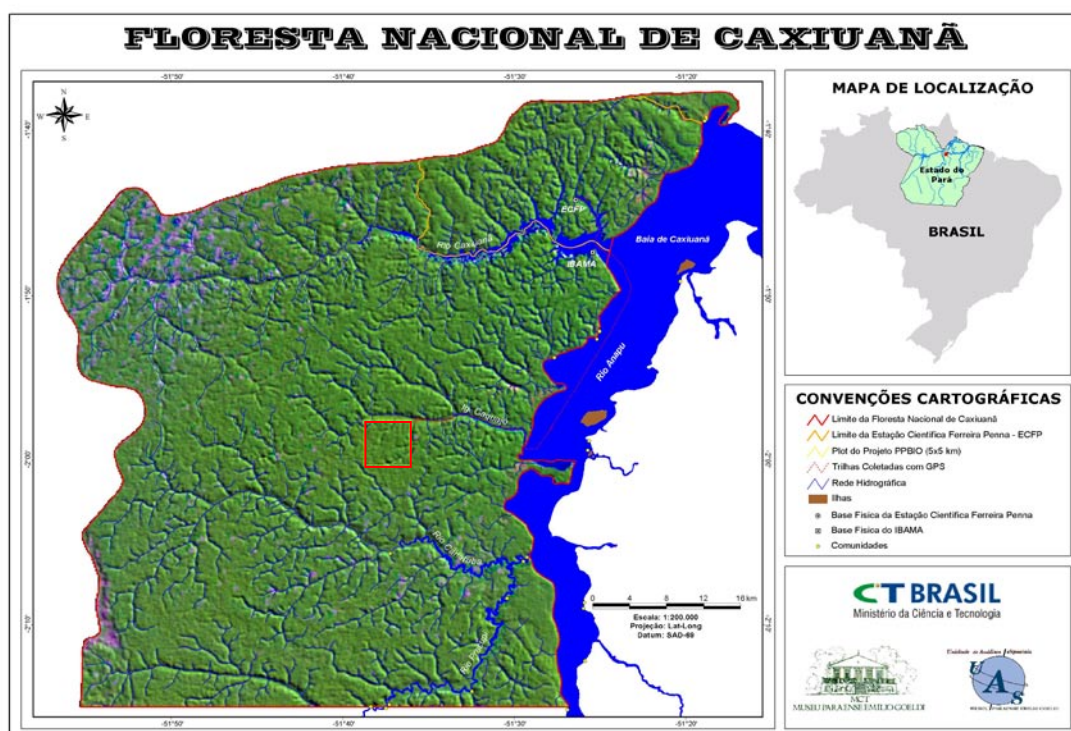


Figura 1. Localização da grade do PPBIO (quadrado vermelho), onde foi realizado o estudo, junto à Floresta Nacional de Caxiuanã, município de Portel, Pará, Brasil. A posição da FLONA Caxiuanã no estado do Pará é mostrada no mapa menor.

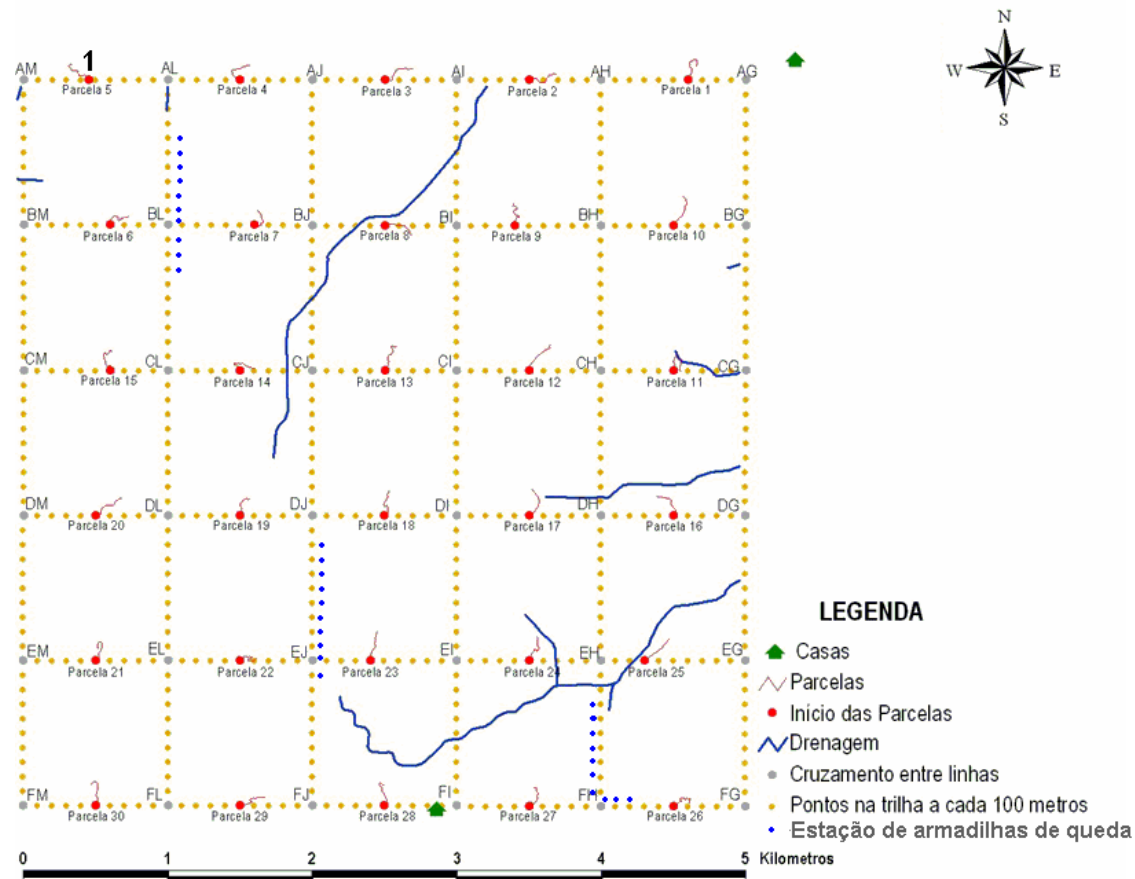


Figura 2. Área de amostragem (25 Km²) mostrando a localização das parcelas de coleta ativa e das armadilhas de interceptação e queda.

2.3 Amostragem de anuros e lagartos

Foram feitas quatro expedições para a área de estudo no período de agosto a novembro de 2007. As três primeiras, com um intervalo de 12 dias entre elas, foram para amostragem dos anuros e lagartos, cada parcela de coleta ativa sendo amostrada uma vez por expedição, num total de 16 dias para amostrar as 30 parcelas. Na última expedição foram coletados os dados ambientais.

Dois métodos de amostragem foram utilizados: (1) Amostragem visual delimitada por tempo-espço em períodos diurnos e (2) armadilhas de interceptação e queda com cercas-guia. O primeiro método foi feito sempre por dois observadores, os mesmos para todas as campanhas, que mantinham uma distância aproximada de 10 m entre eles. Foram amostradas duas parcelas diferentes por dia, sendo que todas as 30 parcelas foram amostradas em cada expedição.

Na amostragem visual, as parcelas de 240 m foram percorridas durante 01:05 h em média, com paradas de 3 minutos a cada 50 m, olhando para os dois lados, até a distância aproximada de cinco metros para cada lado. No percurso de volta das parcelas procedeu-se à procura na serapilheira, numa faixa de 1 m ao lado esquerdo da linha central da parcela, onde o substrato (serapilheira, troncos caídos, etc.) era revirado; cada percurso teve duração de 01:20h. O esforço total despendido nas amostragens visual e da serapilheira, a cada expedição, foi de 04:50 horas.homens/parcela, perfazendo 145 horas.homens. Assim como Watling (2005) e Bastazini et al. (2007), foi agrupado o número de indivíduos registrados durante as três expedições como uma única amostra, pois não foram encontradas diferenças na abundância dos indivíduos entre expedições, tanto para anuros ($F_{2,18} = 0,056$; $P = 0,946$) quanto para lagartos ($F_{2,21} = 0,405$; $P = 0,672$) (ver também Gardner et al., 2007b). Portanto, o esforço amostral total, por coleta ativa, foi de 435 horas.homens.

As armadilhas de interceptação e queda com cercas-guia foram em conjuntos de 4 baldes de 62 l, dispostos em forma de Y, onde um balde

central foi ligado a três baldes periféricos por uma lona plástica de 10 m de comprimento e 50 cm de altura, totalizando 120 baldes (Figura 3). Cada conjunto de 4 baldes interligados é considerado como uma armadilha. Foram instalados três conjuntos, com 10 armadilhas cada, distantes entre si no mínimo 1900 m (Figura 2). A distância entre armadilhas em cada conjunto foi de 100 m. Essa é a distância mínima recomendada para garantir a independência espacial dos movimentos de anuros e lagartos pequenos e também para estudos que relacionam variáveis ambientais e espécies (Campbell e Christman, 1982; Wiens, 1989). No total, foram instaladas 30 armadilhas. Antes do início das coletas as armadilhas permaneceram fechadas por 42 dias, o que minimizou o efeito da perturbação causada durante sua instalação. As armadilhas foram sempre ativadas no dia anterior ao início das coletas, sendo colocadas galhadas e troncos podres nos baldes ao final destas, a fim de facilitar o escape de animais nos períodos em que não ocorria o seu monitoramento. As armadilhas foram vistoriadas uma vez ao dia. Todas as armadilhas tiveram um esforço de 47 dias de amostragem, totalizando 1410 armadilhas.dia.



Figura 3. Detalhe de uma armadilha de interceptação e queda em forma de Y.

2.4 Variáveis ambientais

Foi investigada a associação da abundância e distribuição da fauna de anuros e lagartos (variáveis dependentes) com quatro variáveis ambientais (variáveis independentes): profundidade da serapilheira, área basal de árvores, cobertura vegetal do sub-bosque e cobertura do dossel. A coleta de dados referentes à área basal ao longo das 30 parcelas de coleta ativa foi efetuada por uma equipe de botânica dentro do Programa de Pesquisa em Biodiversidade (PPBio).

2.4.1 Parcelas de coleta ativa

1) Profundidade da serapilheira (cm): foi registrada com uma régua em cada parcela, em cinco pontos eqüidistantes, a 3 m da linha central. Apenas a média desses pontos foi usada nas análises.

2) Área basal (m²/ha): foram contados e medidos (DAP) todos os indivíduos arbóreos com diâmetro igual ou superior a 10 cm, em uma faixa de 20 m de largura, sendo 10 m para cada lado da linha central da parcela, em uma extensão de 240 m. Foi usada a seguinte fórmula para o cálculo da área basal: $AB = \pi \cdot (DAP)^2/4$. Os valores encontrados foram divididos por 10.000, a fim de transformar-los em m², sendo divididos em seguida pelo tamanho da área amostrada em ha (Freitas et al., 2005).

3) Cobertura vegetal do sub-bosque (%) (0,5 m < altura > 2,5 m): foi usada uma vara de 2 m de comprimento, subdividida em 20 faixas (alternadamente vermelhas e brancas) de 10 cm cada. Foram feitas duas medidas do sub-bosque em cinco pontos eqüidistantes em cada parcela, sendo uma medida de cada lado da linha central, com o mesmo observador ficando sempre a 15 m de distância da vara. Apenas a média desses pontos foi usada nas análises. Os números de faixas visíveis foram anotados para análise da densidade do sub-bosque, representada em porcentagem (Watling, 2005; Barlow et al., 2002).

4) Cobertura do dossel (%): medida também em cinco pontos eqüidistantes na linha central de cada parcela, através da classificação de imagens por uma câmera digital (DISC SONY H2), processadas no programa ArcView versão 3.2

(ESRI, 1996), onde foram convertidos em % de índice de cobertura (Kasecker, 2006). Apenas a média desses índices por parcela foi usada nas análises.

2.4.2 Armadilhas

Delimitou-se, ao lado de cada armadilha de interceptação e queda, um quadrado de 20 x 20 m para coleta de dados ambientais. Segundo Vormisto et al. (2000), parcelas de 20 x 20 m são apropriadas para revelar padrões gerais de distribuição em vários grupos de plantas, incluindo árvores. As seguintes variáveis foram medidas:

- 1) Profundidade da serapilheira (cm): registrada com uma régua nos quatro cantos de cada quadrado. Apenas a média desses pontos foi usada nas análises.
- 2) Área basal (m^2/ha): foram contados e medidos (DAP) todos os indivíduos arbóreos com diâmetro igual ou superior a 10 cm. Para o cálculo da área basal foi usado o mesmo procedimento adotado nas parcelas de coleta ativa.
- 3) Cobertura vegetal do sub-bosque (%) ($0,5\text{ m} < \text{altura} > 2,5\text{ m}$): mesmo método usado nas parcelas, sendo que um observador ficava no centro do quadrado, enquanto a vara ficava posicionada em cada um de seus quatro cantos (observador a 14,1 m de distância da vara). Apenas a média desses pontos foi usada nas análises.
- 4) Cobertura do dossel (%): medida no balde central de cada armadilha de interceptação e queda, sendo analisadas da mesma forma que nas parcelas.

2.5 Análise dos dados

Neste trabalho o conceito de comunidade é considerado como um conjunto de organismos encontrado em um lugar e tempo específico (McCune e Grace, 2002). Para descrever a multidimensionalidade da composição da comunidade de anfíbios anuros e lagartos entre as parcelas de coleta ativa e entre as armadilhas de interceptação e queda em um ou dois eixos foi utilizada a técnica de ordenação Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS). Técnicas multivariadas de ordenação reduzem a dimensionalidade, resumindo um conjunto de dados com muitas variáveis a um pequeno número de variáveis compostas. Para ordenar a comunidade com dados quantitativos, foi construída uma matriz de abundância com o número de indivíduos por espécie, por parcela de coleta ativa e por armadilha de interceptação e queda. A matriz foi padronizada para frequência relativa, ou seja, o número de indivíduos de cada espécie dividido pela soma dos números de indivíduos de todas as espécies em cada parcela ou armadilha. Com isso, evitou-se que as parcelas e armadilhas fossem ordenadas também com base no número de indivíduos total e não apenas na contribuição relativa das espécies para o total de amostras. Para gerar a matriz de associação foi usado o índice de Bray-Curtis como medida de dissimilaridade entre as unidades amostrais. Esse índice tem sido altamente recomendado em estudos ecológicos (Faith et al., 1987; Minchin, 1987). As ordenações de dados quantitativos tentam capturar os padrões associados às espécies mais abundantes e, dessa forma, evidenciar a

contribuição da abundância relativa das espécies para a diferença entre os locais.

Uma matriz de correlação de Pearson foi gerada para detecção de colinearidade significativa entre as variáveis ambientais (variáveis independentes).

Para investigar o efeito das variáveis ambientais sobre as comunidades de anuros e lagartos por parcela e por armadilha (unidades amostrais), foram consideradas apenas as espécies com no mínimo quatro indivíduos registrados. Para isso, foi usado um eixo resultante da ordenação, que descreve a composição da comunidade, como variável dependente nas análises de regressão, pois um eixo captou mais de 60% da variação dos dados de abundância no NMDS (Bastazini et al., 2007). Já para avaliar o efeito das variáveis ambientais sobre a distribuição das espécies mais abundantes por parcela de coleta ativa e por armadilha, foram utilizados os valores de abundância como variáveis dependentes e as variáveis ambientais como independentes, em modelos de regressão múltipla. Foram plotados os coeficientes de regressões parciais para mostrar o efeito de uma variável independente quando as outras são removidas da relação. Em gráficos de regressão parcial são representados os desvios dos resultados esperados se todas as outras variáveis são mantidas constantes nas suas médias observadas, por isso alguns números nos eixos são negativos.

Foi utilizado o programa SYSTAT 12, para gerar o NMDS e para as análises de regressão múltipla e correlação, com um nível de significância de 5%.

3 RESULTADOS

3.1 Variáveis ambientais

Na tabela 1 são apresentadas as médias, desvios padrão e amplitude de variação das quatro variáveis ambientais amostradas nas parcelas de coleta ativa e armadilhas de interceptação e queda. Os valores das variáveis ambientais, tanto nas parcelas de coleta ativa quanto nas armadilhas, foram similares aos de outros sítios de estudos tropicais (Scott, 1976; Allmon, 1991; Heinen, 1992; Hawes, 2005; Kasecker, 2006). As médias da profundidade da serapilheira e cobertura do dossel foram similares entre as parcelas de coleta ativa e armadilhas, sendo que nesta última apresentaram maiores amplitudes (Tabela 1). A área basal apresentou maior média, desvio padrão e amplitude nas parcelas de vegetação das armadilhas, possivelmente devido ao menor tamanho da área amostrada nestas parcelas, onde uma árvore com grande diâmetro tenderia a aumentar a média, já que seu “efeito” não diluiria tanto assim. A média da densidade do sub-bosque nas parcelas de coleta ativa foi maior do que a observada para as parcelas de vegetação das armadilhas, apresentando também amplitudes maiores (Tabela 1).

As correlações entre as quatro variáveis ambientais, considerando as parcelas de vegetação tanto das áreas de coleta ativa como das armadilhas, foram baixas, apresentando valores menores que 0,3 (Tabela 2).

Tabela 1. Estatística descritiva das quatro variáveis ambientais mensuradas nas 30 parcelas de vegetação da coleta ativa e nas 30 parcelas das armadilhas de interceptação e queda, na grade do PPBio, Floresta Nacional de Caxiuanã, Portel, Pará.

Variáveis ambientais	Parcelas de Coleta Ativa		Armadilhas	
	Média ± DP	Amplitude	Média ± DP	Amplitude
Profundidade da serapilheria (cm)	3,8 ± 1	1,6 - 6,5	3,8 ± 1,4	1,5 - 8
Área basal (m ² /ha)	29,7 ± 6,4	17,2 - 45,7	47,2 ± 35,2	10,2 - 145,8
Densidade de sub-bosque (%)	38,7 ± 16,5	3 - 81,5	26,7 ± 18,3	6,2 - 76,2
Cobertura de dossel (%)	91,9 ± 1,5	87,8 - 94,4	91 ± 4,2	73,5 - 97

Tabela 2. Matriz de correlação de Pearson entre as quatro variáveis ambientais mensuradas nas 30 parcelas de vegetação da coleta ativa e nas 30 parcelas das armadilhas de interceptação e queda, na grade do PPBio, Floresta Nacional de Caxiuanã, Portel, Pará.

Armadilhas\Parc. Col. Ativa	Serapilheira	Área basal	Sub-bosque	Dossel
Serapilheira	1	0,09	0,06	0,03
Área basal	0,1	1	0,3	-0,1
Sub-bosque	0,1	0,3	1	-0,1
Dossel	0,2	0,1	0,1	1

3.2 Composição de espécies

3.2.1 Anuros

Quinze espécies de anfíbios anuros foram registradas pelos dois métodos de amostragem; sendo que destas 12 foram capturadas pela procura ativa diurna, com 101 indivíduos observados em 26 das 30 parcelas amostradas (Tabela 3). O gênero *Adenomera* foi tratado, em todo o trabalho, como um único táxon (*Adenomera* spp.), ainda que possivelmente compreenda pelo menos duas espécies (M. S. Hoogmoed, com. pess.), tendo em vista não ter sido possível sua correta distinção em campo. Das 30 parcelas de coleta ativa duas obtiveram nove indivíduos, sendo este o número máximo de exemplares encontrados em uma mesma parcela de coleta ativa. O sucesso de captura (obtido multiplicando o total de registros por 100 e dividindo pelo esforço de coleta) registrado por esse método, considerando o esforço de

coleta despendido nas três expedições, foi de aproximadamente 23 indivíduos/hora.homem.

Bufo gr. margaritifer e *Adenomera* spp. (Figura 4) foram os táxons mais encontrados nas parcelas de coleta ativa, com 34 e 32 registros respectivamente, e também os detectados em maior número de parcelas (em 67% e 47% das parcelas, respectivamente). As espécies que obtiveram os menores números de registro foram *Allobates femoralis*, *Hamptophryne boliviana* e *Osteocephalus taurinus*, com dois indivíduos cada, e *Ctenophryne geayi* e *Phyllomedusa vaillanti*, com um indivíduo cada,(Tabela 3).

Foram capturadas nas 30 armadilhas de interceptação e queda 11 espécies de anuros, totalizando 327 indivíduos (Tabela 3). O mínimo e máximo de indivíduos registrados em uma única armadilha foi de três e 33 anuros, respectivamente, e a média por armadilha foi de $10,9 \pm 5,47$ indivíduos. O mínimo e o máximo de espécies registradas em uma única armadilha foi de um e seis, respectivamente, com uma média de $2,73 \pm 1,17$ espécies por armadilha. O sucesso de captura registrado nas armadilhas foi de aproximadamente 23 indivíduos/armadilha.dia. Nas armadilhas de interceptação e queda, *Adenomera* spp., *Bufo gr. margaritifer* e *Colostethus* sp. (Figura 4) foram os táxons mais capturados, com 235, 38 e 24 indivíduos respectivamente. *Adenomera* spp. foi coletada em todas as armadilhas, *Bufo gr. margaritifer* em 67% e *Colostethus* sp. em 27% delas (Tabela 3). As espécies com os menores números de indivíduos registrados foram *Hamptophryne boliviana*, *Leptodactylus mystaceus* e *L. rhodomystax*, com um indivíduo cada. Além destas espécies, *Allobates femoralis* e *Dendrobates*

galactonotus também não foram consideradas nas análises estatísticas, devido ao baixo número de indivíduos capturados.

Tabela 3. Números absoluto e relativo, em cada técnica de amostragem, de unidades amostrais com registro de indivíduos (“ocupadas”), e da abundância de cada espécie de anuro registrada na grade do PPBio, Floresta Nacional de Caxiuanã, Portel, Pará.

Espécies	Método de amostragem			
	Procura ativa		Armadilhas	
	ocupadas (%)	abundância (%)	ocupadas (%)	abundância (%)
Bufonidae (2)				
<i>Bufo</i> gr. <i>margaritifer</i>	20 (67)	34 (34)	20 (67)	38 (12)
<i>Dendrophryniscus bokermanni</i>	5 (17)	6 (6)	7 (23)	11 (3)
Dendrobatidae (4)				
<i>Allobates femoralis</i>	2 (7)	2 (2)	5 (17)	5 (1)
<i>Colostethus</i> sp.	4 (13)	4 (4)	8 (27)	24 (7)
<i>Dendrobates galactonotus</i>	3 (10)	4 (4)	2 (7)	3 (0,9)
<i>Dendrobates ventrimaculatus</i>	6 (20)	6 (6)		
Hylidae (2)				
<i>Osteocephalus taurinus</i>	2 (7)	2 (2)		
<i>Phyllomedusa vaillanti</i>	1 (3)	1 (1)		
Leptodactylidae (5)				
<i>Adenomera</i> spp.	14 (47)	32 (32)	30 (100)	235 (72)
<i>Eleutherodactylus fenestratus</i>	7 (23)	7 (7)	4 (13)	4 (1)
<i>Leptodactylus mystaceus</i>			1 (3)	1 (0,3)
<i>Leptodactylus rhodomystax</i>			1 (3)	1 (0,3)
<i>Physalemus ephippifer</i>			3 (10)	4 (1)
Microhylidae (2)				
<i>Ctenophryne geayi</i>	1 (3)	1 (1)		
<i>Hamptophryne boliviana</i>	2 (7)	2 (2)	1 (3)	1 (0,3)
Total de indivíduos		101		327

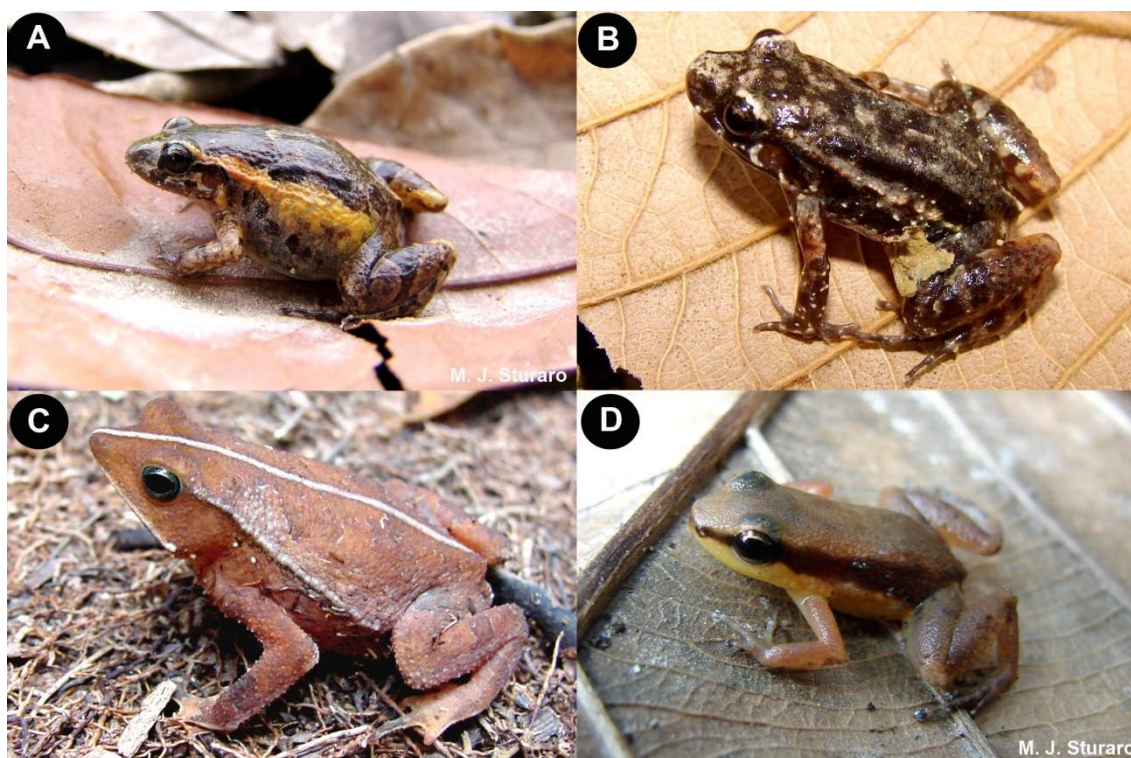


Figura 4. Táxons mais abundantes de anuros registrados na grade do PPBio, Floresta Nacional de Caxiuanã, Portel, Pará. A) e B) representam morfotipos de *Adenomera* spp.; C) *Bufo* gr. *margaritifer* e D) *Colostethus* sp.

3.2.2 Lagartos

Das 16 espécies de lagartos coletadas pelos dois métodos de amostragem, 12 foram registradas pela procura ativa diurna, com 171 indivíduos observados em todas as 30 parcelas (Tabela 4). Foi registrado o mínimo de um indivíduo, em duas parcelas de coleta ativa diurna, e o máximo de 14 indivíduos em uma única parcela, com uma média de registro de $5,7 \pm 3,28$ indivíduos por parcela. O mínimo e máximo de espécies registradas por parcela de coleta ativa diurna foi de uma e 14 respectivamente, com uma

média de $2,23 \pm 1,28$ espécies por parcela. O sucesso de captura registrado nas parcelas de coleta ativa foi de aproximadamente 39 indivíduos/hora.homem.

Nas parcelas de coleta ativa, *Kentropyx calcarata*, *Gonatodes humeralis* e *Anolis fuscoauratus* (Figura 5) foram as espécies mais encontradas, com 45, 44 e 24 registros, respectivamente. Estas mesmas espécies foram as detectadas em um maior número de parcelas (63%, 63% e 57%, respectivamente) (Tabela 4). *Anolis punctatus*, *Arthrosaura reticulata* e *Thecadactylus rapicauda* foram as espécies com o menor número de registros, com um indivíduo cada.

Nas armadilhas de interceptação e queda foram registrados 293 lagartos, pertencentes a 15 espécies (Tabela 4). O mínimo de dois e máximo de 19 indivíduos foram encontrados, em três e uma armadilha respectivamente, com uma média geral de $10,10 \pm 4,93$ indivíduos por armadilha. O mínimo de duas e o máximo de nove espécies foram capturadas pelas armadilhas, com uma média de $5,03 \pm 1,66$ espécies encontradas por armadilha. O sucesso de captura registrado nas armadilhas foi de aproximadamente 21 indivíduos/armadilha.dia. *Kentropyx calcarata*, *Coleodactylus amazonicus* e *Ameiva ameiva* (Figura 5) foram as espécies mais encontradas nas armadilhas, com 70, 66 e 37 registros respectivamente, sendo também as espécies mais amplamente distribuídas (73.3%, 70% e 60% das armadilhas respectivamente) (Tabela 4). As espécies de lagartos com o menor número de registros pelas armadilhas de interceptação e queda foram *Anolis punctatus*, *Gonatodes humeralis*, *A. fuscoauratus* e *Mabuya nigropunctata*, com um, dois, três e três

indivíduos, respectivamente. Além destas espécies, *Plica plica* e *P. umbra* também não foram consideradas nas análises estatísticas, devido ao baixo número de indivíduos registrados.

Tabela 4. Números absoluto e relativo, em cada técnica de amostragem, de unidades amostrais com registro de indivíduos (“ocupadas”), e da abundância de cada espécie de anuro registrada na grade do PPBio, Floresta Nacional de Caxiuanã, Portel, Pará.

Espécies	Método de amostragem			
	Procura ativa		Armadilhas	
	ocupadas (%)	abundância (%)	ocupadas (%)	abundância (%)
Gekkonidae (3)				
<i>Coleodactylus amazonicus</i>	8 (27)	8 (5)	21 (70)	66 (22,5)
<i>Gonatodes humeralis</i>	19 (63)	44 (26)	2 (6,7)	2 (0,7)
<i>Thecadactylus rapicauda</i>	1 (3)	1 (0,6)		
Gymnophthalmidae (6)				
<i>Arthrosaura reticulata</i>	1 (3)	1 (0,6)	19 (63,3)	33 (11,3)
<i>Cercosaura ocellata</i>	11 (37)	15 (9)	13 (43,3)	15 (5,1)
<i>Iphisa elegans</i>			6 (20)	7 (2,4)
<i>Leposoma guianense</i>			5 (16,7)	9 (3,1)
<i>Ptychoglossus brevifrontalis</i>			17 (56,7)	24 (8)
<i>Tretioscincus agilis</i>	6 (20)	9 (5)	7 (23,3)	9 (3,1)
Polychrotidae (2)				
<i>Anolis fuscoauratus</i>	17 (57)	24 (14)	3 (10)	3 (1)
<i>Anolis punctatus</i>	1 (3)	1 (0,6)	1 (3,3)	1 (0,3)
Scincidae (1)				
<i>Mabuya nigropunctata</i>	6 (20)	7 (4)	3 (10)	3 (1)
Teiidae (2)				
<i>Ameiva ameiva</i>	8 (27)	13 (8)	18 (60)	37 (12,6)
<i>Kentropyx calcarata</i>	19 (63)	45 (26)	22 (73,3)	70 (23,9)
Tropiduridae (2)				
<i>Plica plica</i>	3 (10)	3 (2)	3 (10)	3 (1)
<i>Plica umbra</i>			6 (20)	11 (3,7)
Total de indivíduos		171		293



Figura 5. Espécies mais abundantes de lagartos registradas na grade do PPBio, Floresta Nacional de Caxiuanã, Portel, Pará. A) *Cercosaura ocellata*; B) *Arthrosaura reticulara*; C) *Ptychoglossus brevifrontalis*; D) *Coleodactylus amazonicus*; E) *Gonatodes humeralis*; F) *Ameiva ameiva*; G) *Kentropyx calcarata* e H) *Anolis fuscoauratus* (os indivíduos retratados em C, D, E e F não são procedentes da FLONA Caxiuanã).

3.3 Análise das comunidades de anuros e lagartos e sua associação com as variáveis ambientais

3.3.1 Anuros

Para a análise da estrutura da comunidade de anuros registrada por coleta ativa foram consideradas apenas sete das 12 espécies registradas: *Adenomera* spp, *B. gr. margaritifer*, *Colostethus* sp., *D. galactonotus*, *D. ventrimaculatus*, *D. bokermanni* e *E. fenestratus*.

Utilizando os dados coletados nas parcelas de coleta ativa, a ordenação da comunidade de anuros por NMDS em uma dimensão captou 99% da variação da composição para dados quantitativos. A associação das variáveis preditoras – profundidade da serapilheira (PS), área basal (AB), densidade do sub-bosque (DS) e cobertura do dossel (CD) – com a composição da comunidade de anuros, representada pelo eixo 1 do NMDS, não foi significativa, sendo de aproximadamente 16% (Comunidade = 12,956 + 0,130 PS – 0,029 AB – 0,016 DS – 0,130 CD; $R^2 = 0,16$; $F_{4,25} = 1,186$; $P = 0,341$). Profundidade da serapilheira ($t = 0,743$; $P = 0,465$), área basal ($t = -0,959$; $P = 0,347$), densidade do sub-bosque ($t = -1,350$; $P = 0,189$) e cobertura do dossel ($t = -1,072$; $P = 0,294$) não contribuíram para o modelo (Figura 6).

Das 11 espécies de anuros registradas pelas armadilhas de interceptação e queda, apenas seis foram consideradas nas análises da estrutura da comunidade: *Adenomera* spp, *B. gr. margaritifer*, *Colostethus* sp.,

D. bokermanni, *E. fenestratus* e *P. ephippifer*. *Allobates femolaris* não foi considerado nas análises estatísticas por escapar facilmente dos baldes.

Com os dados das armadilhas de interceptação e queda, a ordenação da comunidade de anuros por NMDS em uma dimensão captou 77% da variação da composição para dados quantitativos. A associação entre as variáveis preditoras e a composição da comunidade de anuros, representada pelo eixo 1 do NMDS, foi de aproximadamente 7% e não foi significativa (Comunidade = 2,097 - 0,086 PS + 0,006 AB - 0,001 DS - 0,022 CD; $R^2 = 0,066$; $F_{4,25} = 0,443$; $P = 0,776$). Nenhuma das variáveis preditoras contribuiu significativamente para o modelo: profundidade da serapilheira ($t = -0,623$; $P = 0,539$), área basal ($t = 1,051$; $P = 0,303$), densidade do sub-bosque ($t = -0,121$; $P = 0,904$) ou cobertura do dossel ($t = -0,456$; $P = 0,652$) (Figura 7).

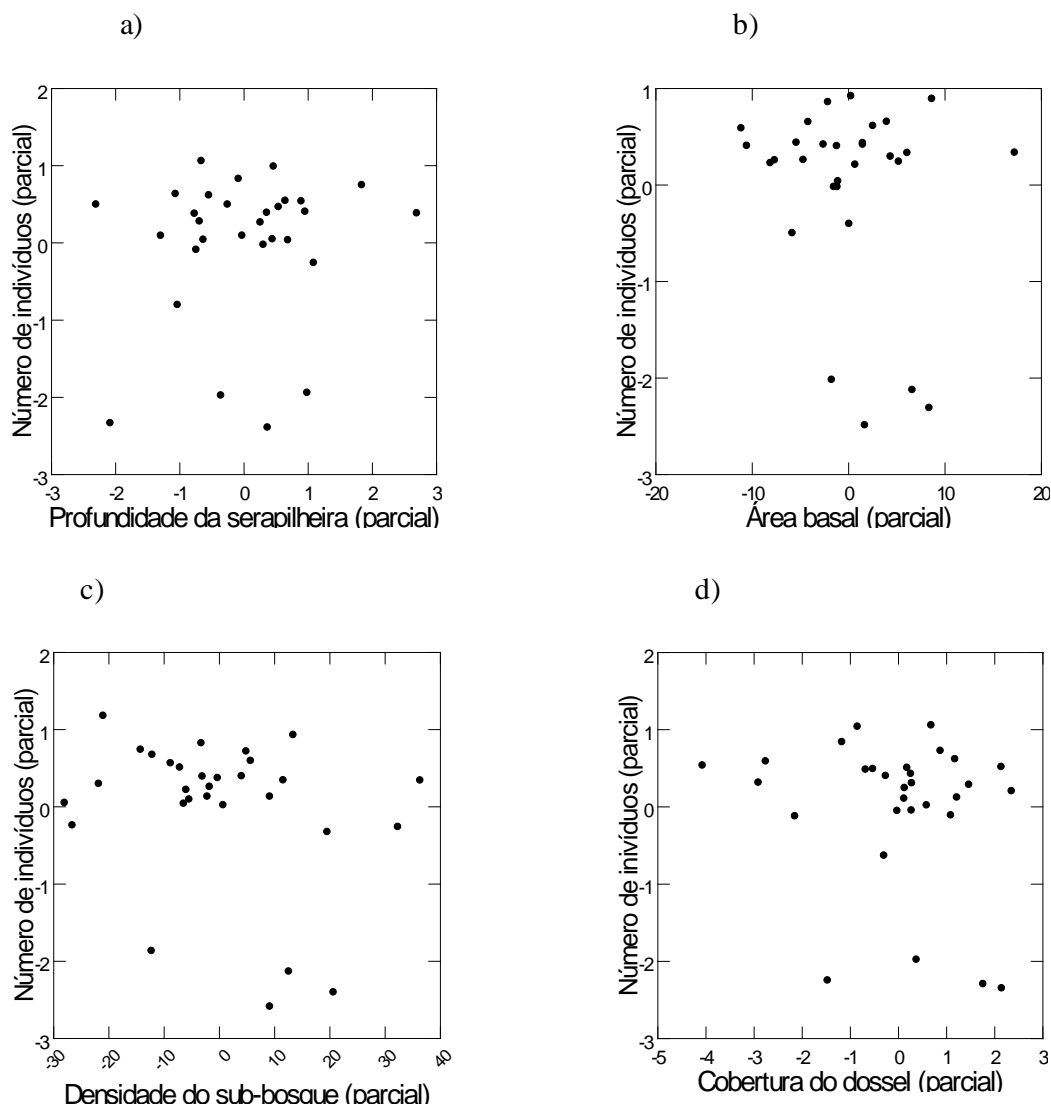


Figura 6. Regressões parciais entre a composição de espécies de anuros e a profundidade da serapilheira (a), área basal (b), densidade do sub-bosque (c) e cobertura do dossel (d), amostrados ao longo das 30 parcelas de coleta ativa, na grade do PPBio, Floresta Nacional de Caxiuanã, Portel, Pará.

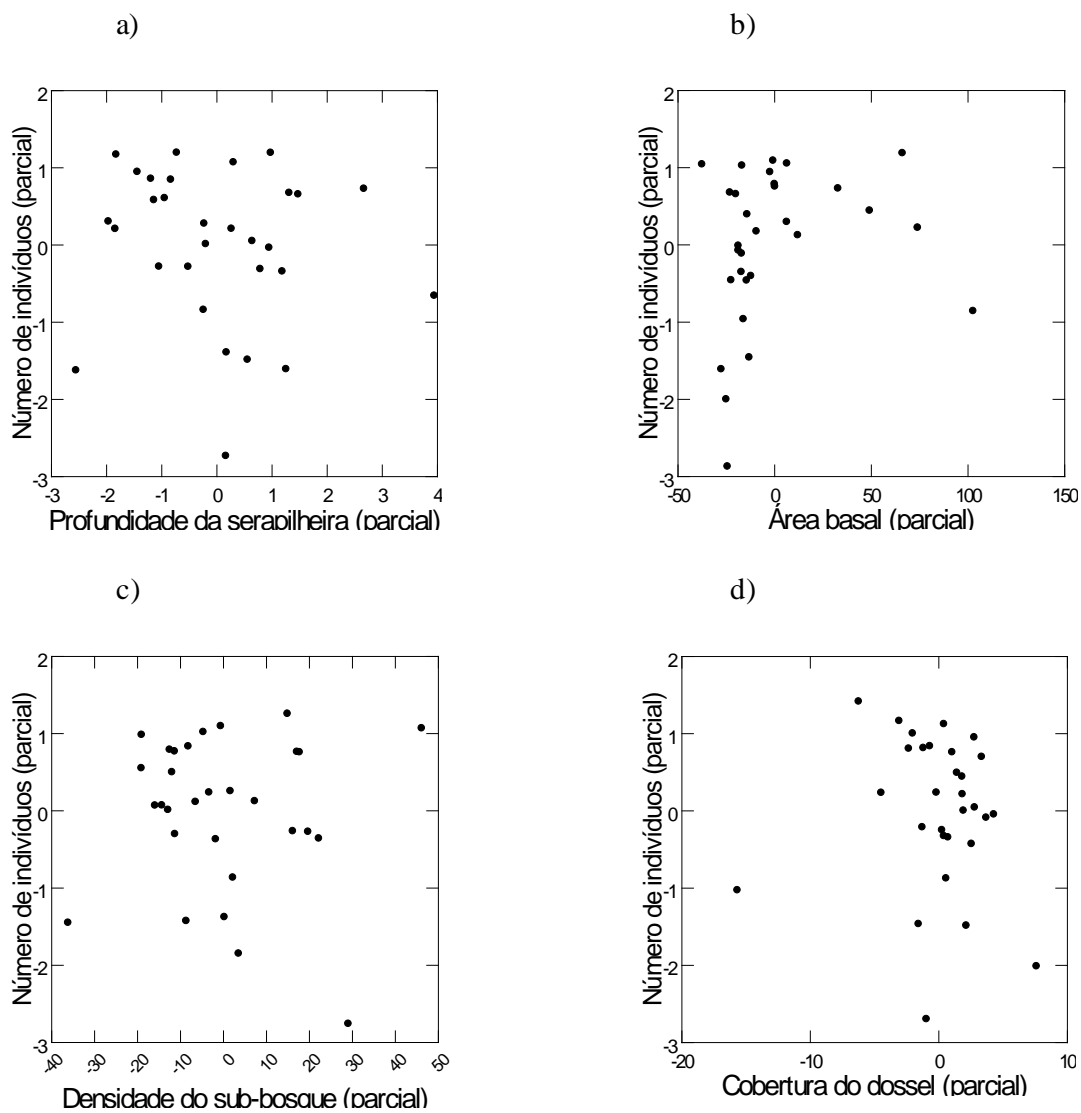


Figura 7. Regressões parciais entre a composição de espécies de anuros e a profundidade da serapilheira (a), área basal (b), densidade do sub-bosque (c) e cobertura do dossel (d), amostrados ao longo das 30 armadilhas de interceptação e queda, na grade do PPBio, Floresta Nacional de Caxiuanã, Portel, Pará.

3.3.2 Lagartos

Para a análise da estrutura da comunidade de lagartos registrada por coleta ativa foram consideradas apenas oito das 15 espécies registradas: *A. ameiva*, *A. fuscoauratus*, *C. ocellata*, *C. amazonicus*, *G. humeralis*, *K. calcarata*, *M. nigropunctata* e *T. agilis*.

Utilizando os dados das parcelas de coleta ativa, a ordenação da comunidade de lagartos por NMDS em uma dimensão captou aproximadamente 74% da variação da composição para dados quantitativos. A associação das variáveis preditoras com a composição da comunidade de lagartos, representada pelo eixo 1 do NMDS, não foi significativa, sendo de aproximadamente 13% (Comunidade = - 18,223 + 0,155 PS + 0,019 AB + 0,005 DS + 0,184 CD; $R^2 = 0,128$; $F_{4,25} = 0,920$; $P = 0,468$). Nenhuma das variáveis ambientais analisadas contribuiu significativamente para o modelo: profundidade da serapilheira ($t = 0,873$; $P = 0,391$), área basal ($t = 0,603$; $P = 0,552$), densidade do sub-bosque ($t = 0,403$; $P = 0,690$) ou cobertura do dossel ($t = 1,484$; $P = 0,150$) (Figura 8).

Das 15 espécies de anuros registradas pelas armadilhas de interceptação e queda, nove foram consideradas nas análises da estrutura da comunidade: *A. ameiva*, *A. reticulata*, *C. ocellata*, *C. amazonicus*, *G. humeralis*, *K. calcarata*, *M. nigropunctata* e *T. agilis*.

A ordenação da comunidade de lagartos por NMDS em uma dimensão captou 99% da variação da composição para dados quantitativos amostrados pelas armadilhas de interceptação e queda. Considerando o efeito

das variáveis preditoras na composição da comunidade de lagartos, representada pelo eixo 1 do NMDS, o modelo de regressão não foi significativo, respondendo por aproximadamente 7% da variação observada na composição de espécies (Comunidade = 1,030 + 0,109 PS + 0,002 AB + 0,009 DS - 0,020 CD; $R^2 = 0,066$; $F_{4,25} = 0,443$; $P = 0,776$). Profundidade da serapilheira ($t = 0,789$; $P = 0,438$), área basal ($t = 0,404$; $P = 0,690$), densidade do sub-bosque ($t = 0,743$; $P = 0,465$) ou cobertura do dossel ($t = - 0,405$; $P = 0,689$) não contribuíram significativamente para o modelo (Figura 9).

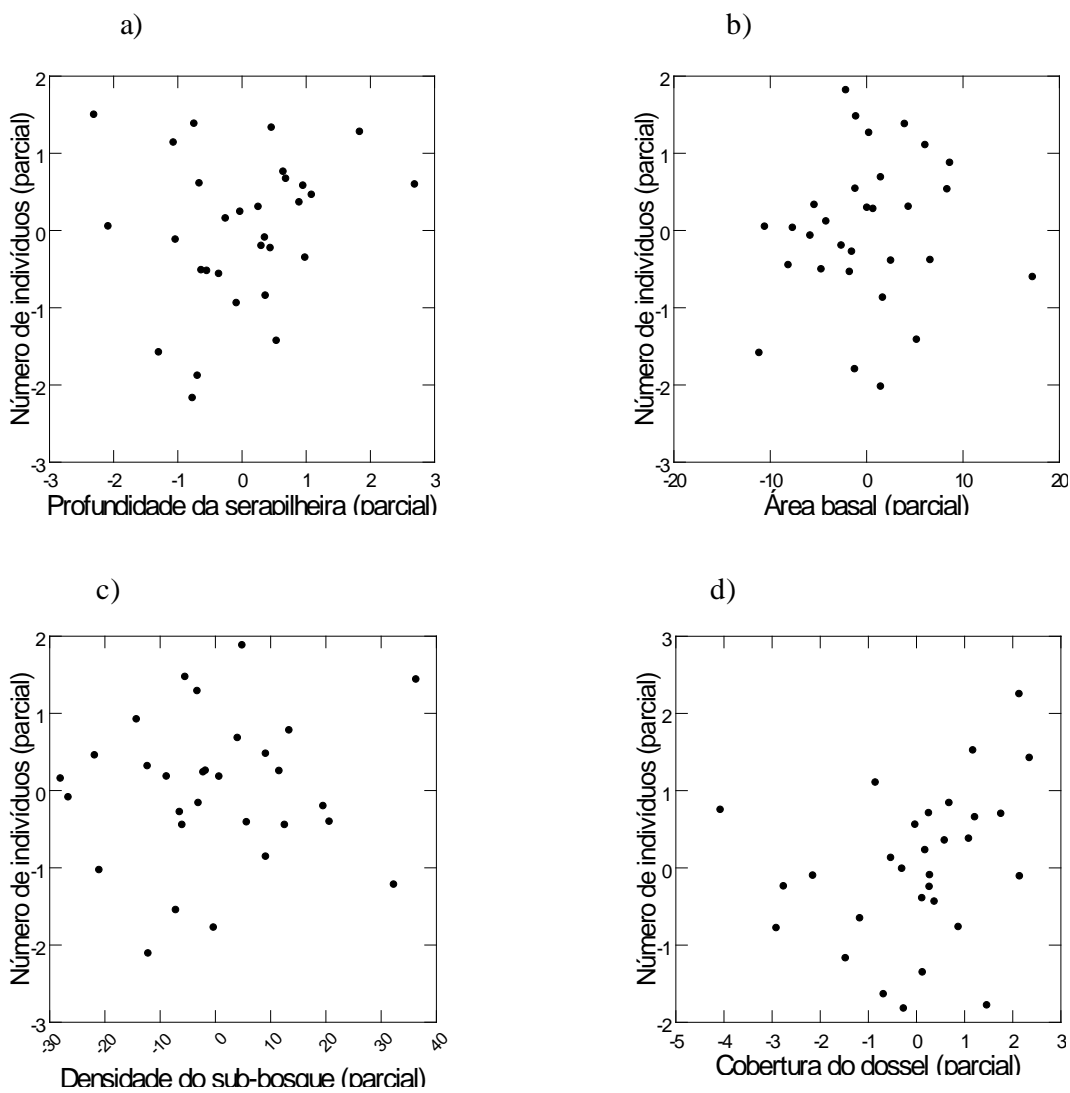


Figura 8. Regressões parciais entre a composição de espécies de lagartos e a profundidade da serapilheira (a), área basal (b), densidade do sub-bosque (c) e cobertura do dossel (d), amostrados ao longo das 30 parcelas de coleta ativa, na grade do PPBio, Floresta Nacional de Caxiuanã, Portel, Pará.

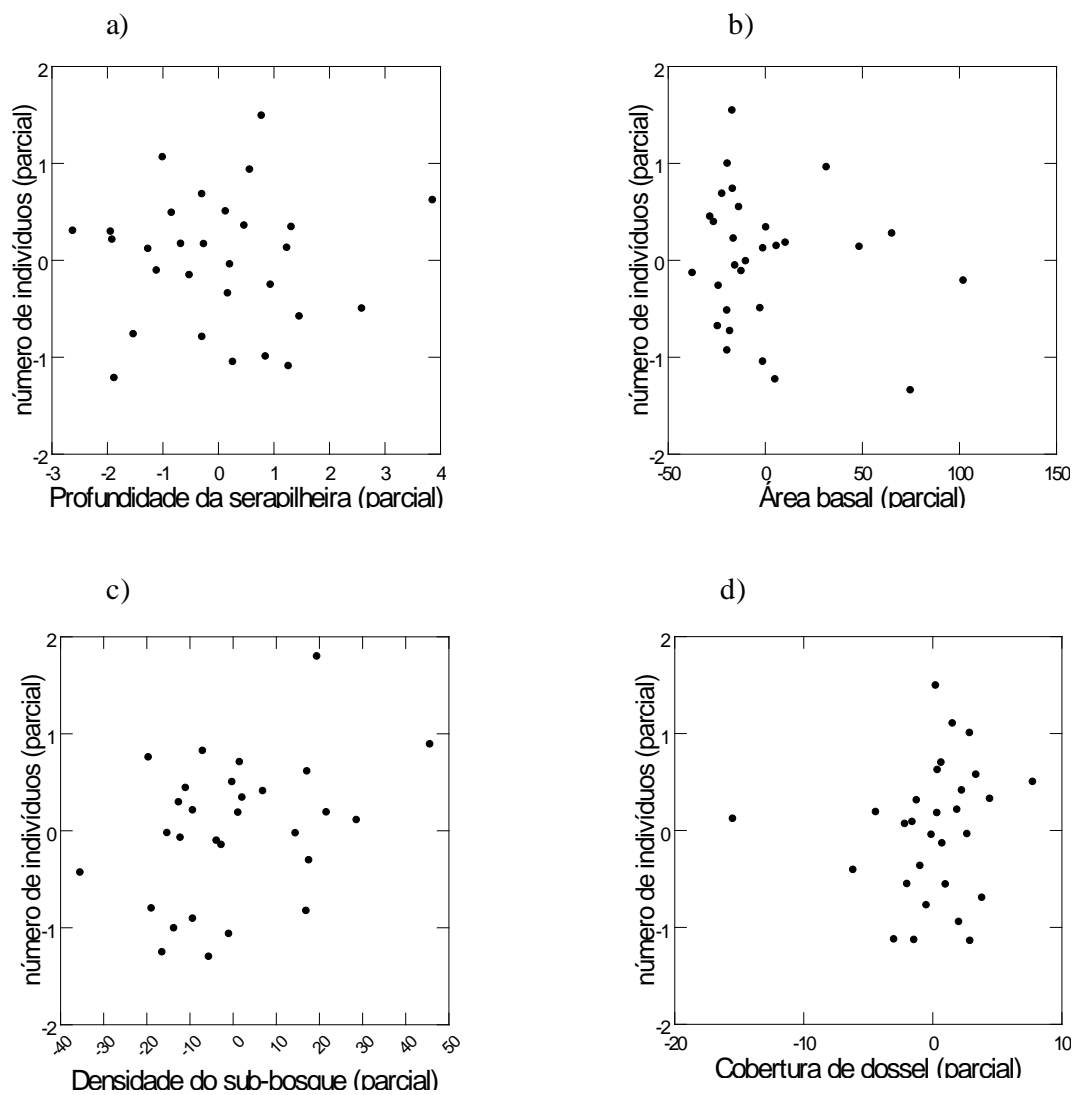


Figura 9. Regressões parciais entre a composição de espécies de lagartos e a profundidade da serapilheira (a), área basal (b), densidade do sub-bosque (c) e cobertura do dossel (d), amostrados ao longo das 30 armadilhas de interceptação e queda, na grade do PPBio, Floresta Nacional de Caxiuanã, Portel, Pará.

3.4 Análise das espécies mais abundantes e sua associação com as variáveis ambientais

3.4.1 Anuros

3.4.1.1 Espécies de anuros mais abundantes amostradas nas parcelas de coleta ativa e sua associação com as variáveis ambientais

Considerando o efeito das variáveis preditoras na distribuição de *Adenomera* spp., a probabilidade do modelo de regressão não foi significativa, respondendo por aproximadamente 13% da variação na abundância desse táxon ($N = 5,207 + 0,212 \text{ PS} - 0,061 \text{ AB} - 0,017 \text{ DS} - 0,027 \text{ CD}$; $r^2 = 0,133$; $F_{4,25} = 0,960$; $P = 0,447$). Nenhuma das variáveis ambientais analisadas contribuiu significativamente para o modelo: profundidade da serapilheira ($t = 0,782$; $P = 0,441$), área basal ($t = - 1,293$; $P = 0,208$), densidade do sub-bosque ($t = - 0,894$; $P = 0,380$) ou cobertura do dossel ($t = - 0,145$; $P = 0,886$) (Figura 10).

O modelo geral para *Bufo* gr. *margaritifer* também não foi estatisticamente significativo ($N = - 5,108 + 0,183 \text{ PS} + 0,034 \text{ AB} - 0,018 \text{ DS} + 0,057 \text{ CD}$; $r^2 = 0,115$; $F_{4,25} = 0,811$; $P = 0,530$). Nenhuma das variáveis ambientais analisadas contribuiu significativamente para o modelo: profundidade da serapilheira ($t = 0,913$; $P = 0,370$), área basal ($t = 0,980$; $P = 0,336$), densidade do sub-bosque ($t = - 1,327$; $P = 0,197$) ou cobertura do dossel ($t = 0,407$; $P = 0,687$) (Figura 11).

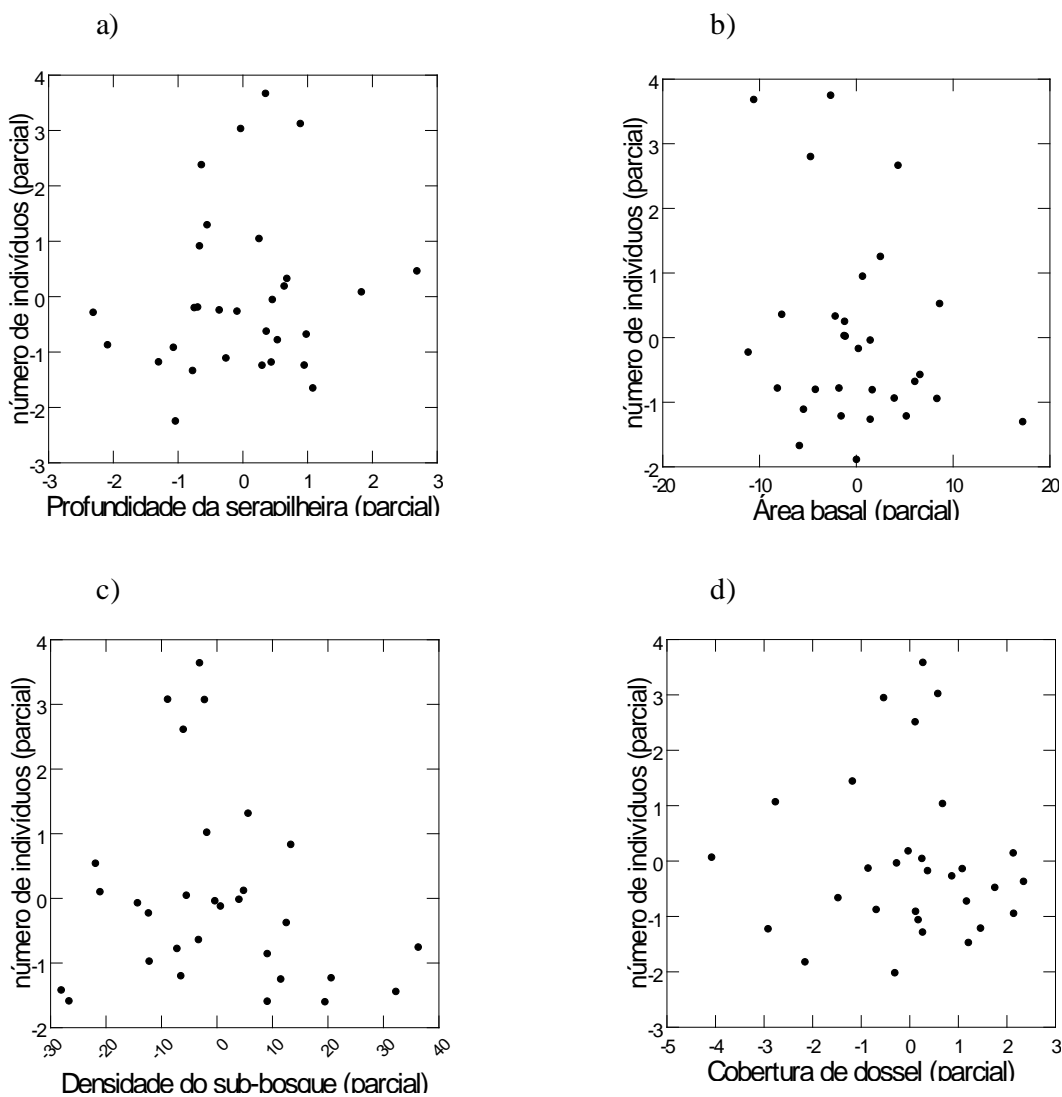


Figura 10. Regressões parciais entre o número de indivíduos de *Adenomera* spp. e a profundidade da serapilheira (a), área basal (b), densidade do sub-bosque (c) e cobertura do dossel (d), amostrados ao longo das 30 parcelas de coleta ativa, na grade do PPBio, Floresta Nacional de Caxiuanã, Portel, Pará.

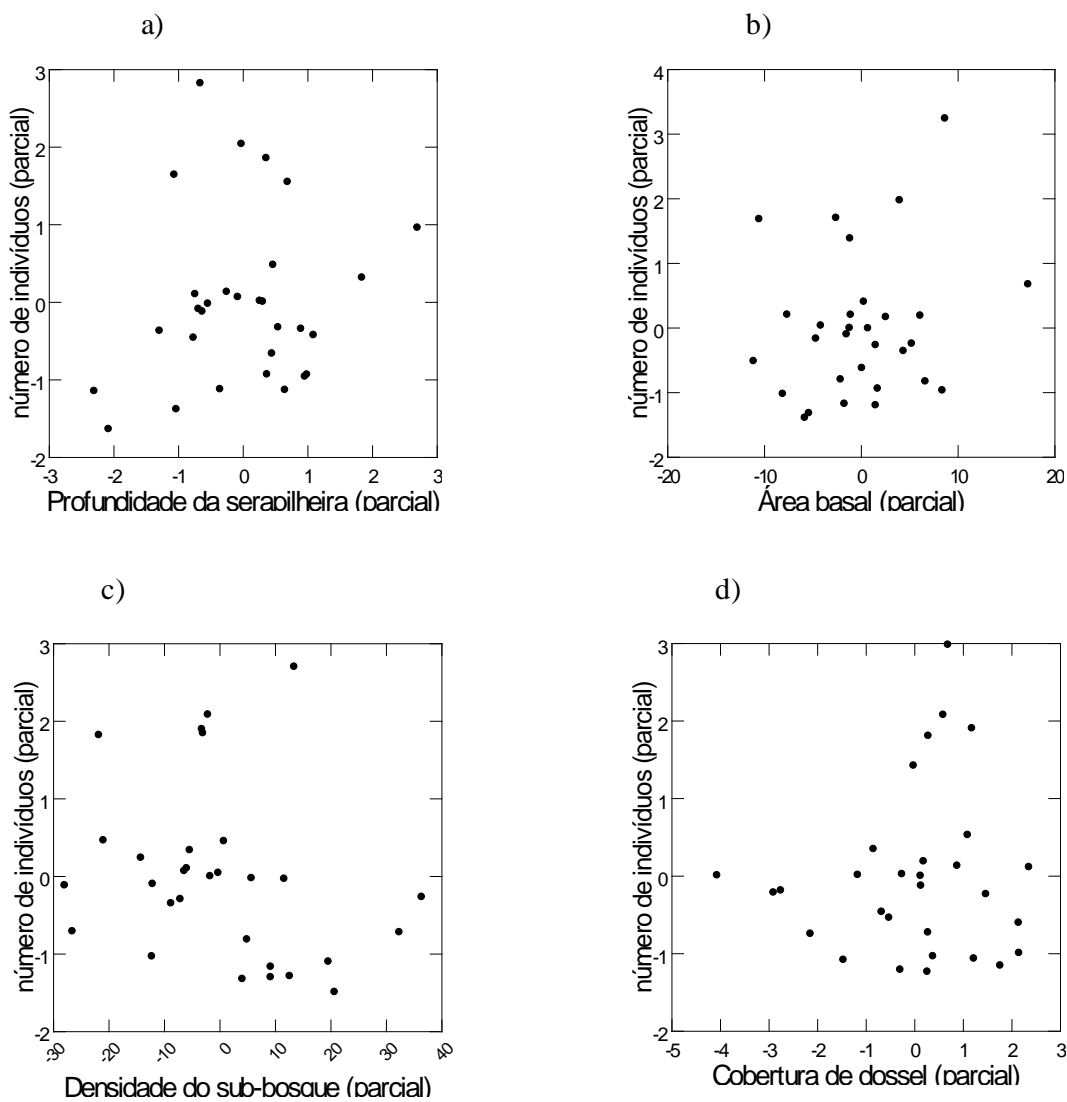


Figura 11. Regressões parciais entre o número de indivíduos de *Bufo gr. margaritifer* e a profundidade da serapilheira (a), área basal (b), densidade do sub-bosque (c) e a cobertura do dossel (d), amostrados ao longo das 30 parcelas de coleta ativa, na grade do PPBio, Floresta Nacional de Caxiuanã, Portel, Pará.

3.4.1.2 Espécies de anuros mais abundantes amostradas nas armadilhas de interceptação e queda e sua associação com as variáveis ambientais

A associação entre as variáveis preditoras e o número de indivíduos de *Adenomera* spp não foi significativo ($N = 12,242 - 0,300 \text{ PS} + 0,021 \text{ AB} - 0,025 \text{ DS} - 0,040 \text{ CD}$; $r^2 = 0,028$; $F_{4,25} = 0,181$; $P = 0,946$). Nenhuma das variáveis ambientais analisadas contribuiu significativamente para o modelo: profundidade da serapilheira ($t = - 0,411$; $P = 0,685$), área basal ($t = 0,682$; $P = 0,502$), densidade do sub-bosque ($t = - 0,407$; $P = 0,687$) ou cobertura do dossel ($t = - 0,154$; $P = 0,879$) (Figura 12).

O modelo geral para *Bufo gr. margaritifer* também não foi estatisticamente significativo ($N = 7,581 + 0,062 \text{ PS} + 0,001 \text{ AB} + 0,002 \text{ DS} - 0,073 \text{ CD}$; $r^2 = 0,060$; $F_{4,25} = 0,401$; $P = 0,806$). Nenhuma das variáveis ambientais analisadas contribuiu significativamente para o modelo: profundidade da serapilheira ($t = 0,378$; $P = 0,708$), área basal ($t = 0,078$; $P = 0,939$), densidade do sub-bosque ($t = 0,161$; $P = 0,874$) ou cobertura do dossel ($t = - 1,264$; $P = 0,218$) (Figura 13).

As variáveis preditoras estiveram aproximadamente 16% associadas com o número de indivíduos de *Colostethus* sp. e não foi estatisticamente significativo ($N = - 6,224 + 0,201 \text{ PS} - 0,001 \text{ AB} - 0,023 \text{ DS} + 0,076 \text{ CD}$; $r^2 = 0,165$; $F_{4,25} = 1,235$; $P = 0,321$). Nenhuma das variáveis ambientais analisadas contribuiu significativamente para o modelo: profundidade da serapilheira ($t = 1,062$; $P = 0,299$), área basal ($t = - 0,068$; $P =$

0,946), densidade do sub-bosque ($t = - 1,482$; $P = 0,151$) ou cobertura do dossel ($t = 1,137$; $P = 0,266$) (Figura 14).

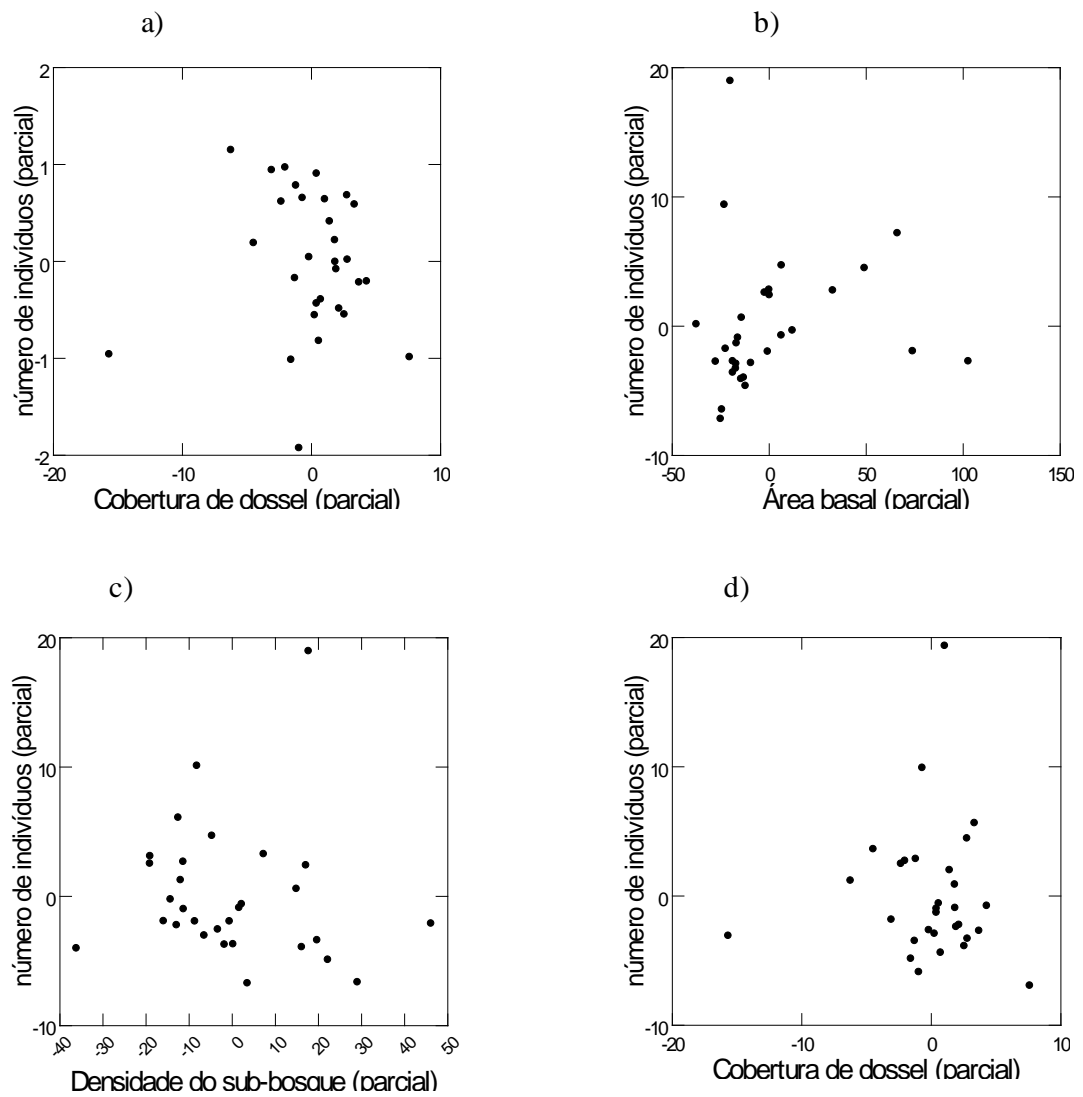


Figura 12. Regressões parciais entre o número de indivíduos de *Adenomera* spp. e a profundidade da serapilheira (a), área basal (b), densidade do sub-bosque (c) e cobertura do dossel (d), amostrados ao longo das 30 armadilhas de interceptação e queda, na grade do PPBio, Floresta Nacional de Caxiuanã, Portel, Pará.

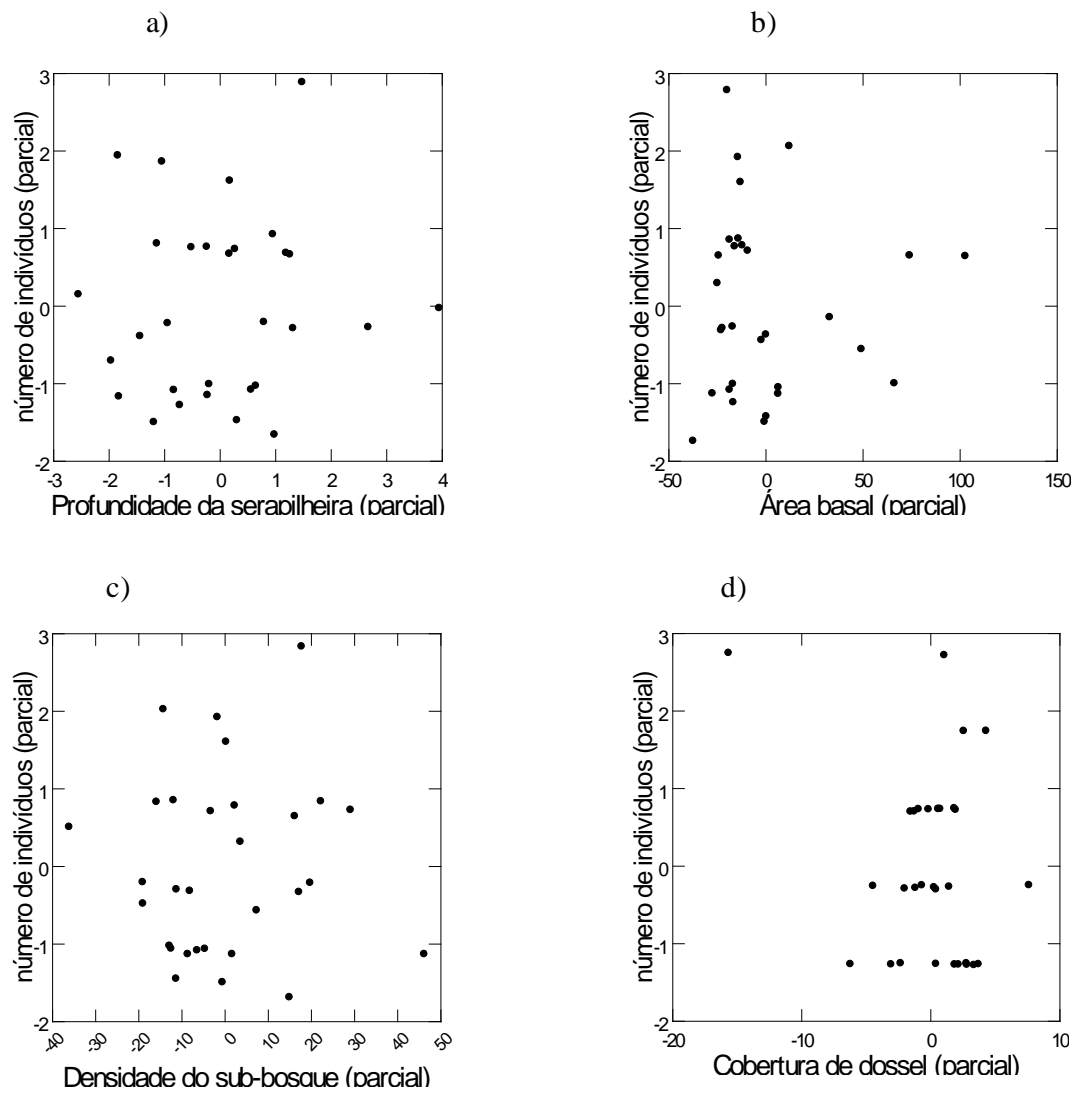


Figura 13. Regressões parciais entre o número de indivíduos de *Bufo gr. margaritifer* e a profundidade da serapilheira (a), área basal (b), densidade do sub-bosque (c) e a cobertura do dossel (d), amostrados ao longo das 30 armadilhas de interceptação e queda, na grade do PPBio, Floresta Nacional de Caxiuanã, Portel, Pará.

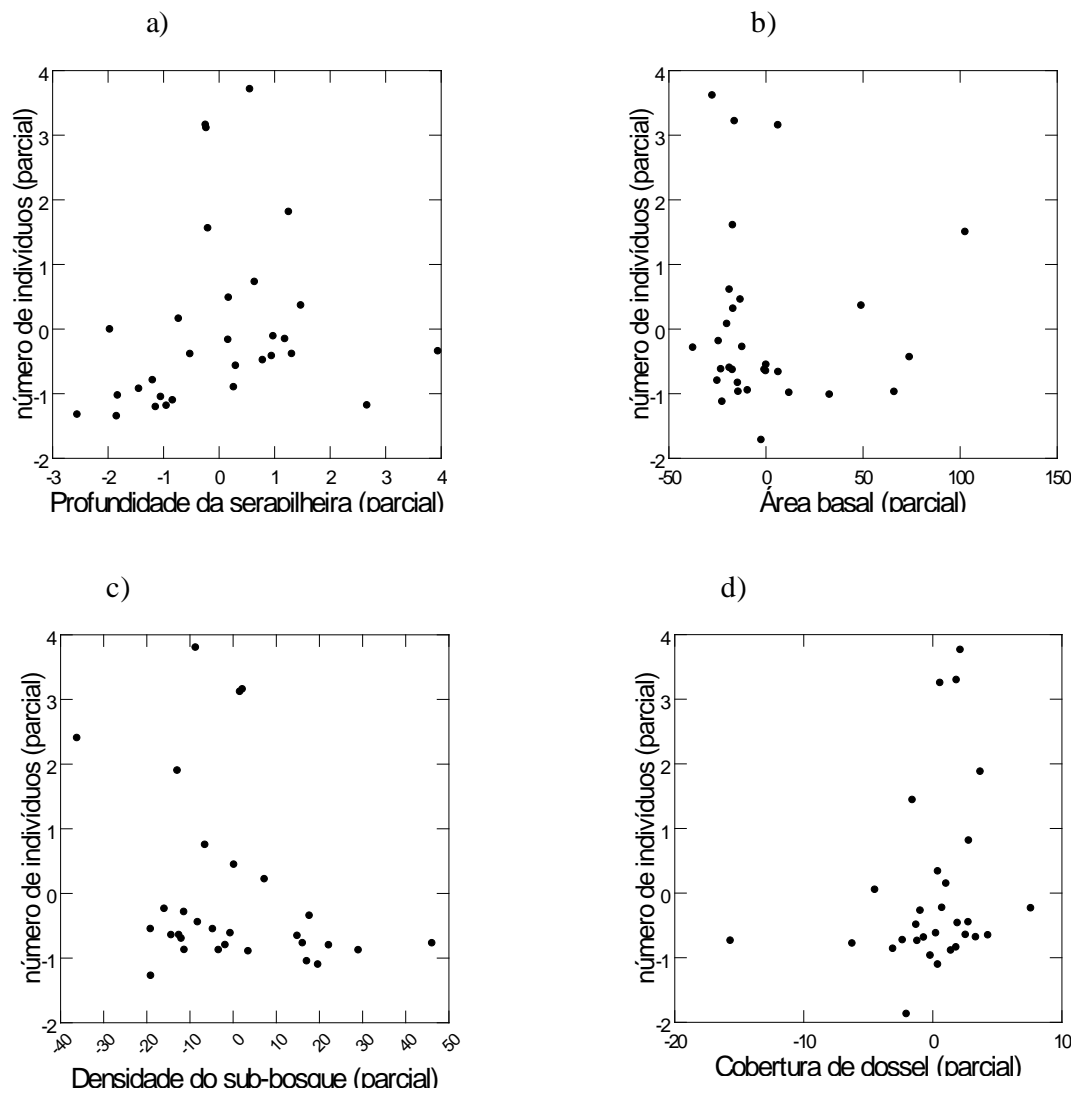


Figura 14. Regressões parciais entre o número de indivíduos de *Colostethus* sp. e a profundidade da serapilheira (a), área basal (b), densidade do sub-bosque (c) e a cobertura do dossel (d), amostrados ao longo das 30 armadilhas de interceptação e queda, na grade do PPBio, Floresta Nacional de Caxiuanã, Portel, Pará.

3.4.2 Lagartos

3.4.2.1 Espécies de lagartos mais abundantes amostradas nas parcelas de coleta ativa e sua associação com as variáveis ambientais

O modelo explicou apenas cerca de 12% da variação na abundância de *A. fuscoauratus* ($N = 10,667 + 0,094 \text{ PS} + 0,027 \text{ AB} - 0,009 \text{ DS} - 0,116 \text{ CD}$; $r^2 = 0,123$; $F_{4,25} = 0,879$; $P = 0,490$). Profundidade da serapilheira ($t = 0,668$; $P = 0,510$), área basal ($t = 1,104$; $P = 0,280$), densidade do sub-bosque ($t = -0,920$; $P = 0,366$) e cobertura do dossel ($t = -1,186$; $P = 0,247$) não contribuíram significativamente para o modelo (Figura 15).

Para *G. humeralis*, a associação, de aproximadamente 16%, entre as variáveis preditoras e o número de indivíduos não foi significativa ($N = 23,018 + 0,310 \text{ PS} + 0,043 \text{ AB} - 0,003 \text{ DS} - 0,260 \text{ CD}$; $r^2 = 0,165$; $F_{4,25} = 1,236$; $P = 0,321$). Profundidade da serapilheira ($t = 1,203$; $P = 0,240$), área basal ($t = 0,967$; $P = 0,343$), densidade do sub-bosque ($t = -0,180$; $P = 0,859$) e cobertura do dossel ($t = -1,456$; $P = 0,158$) não contribuíram significativamente para o modelo (Figura 16).

Para *K. calcarata*, a associação, de aproximadamente 8%, entre as variáveis preditoras e o número de indivíduos não foi significativa ($N = 7,998 + 0,285 \text{ PS} + 0,030 \text{ AB} + 0,017 \text{ DS} + 0,074 \text{ CD}$; $r^2 = 0,086$; $F_{4,25} = 0,590$; $P = 0,673$). Nenhuma das variáveis contribuiu significativamente para o modelo (profundidade da serapilheira: $t = 0,894$; $P = 0,380$; área basal: $t = 0,536$; $P =$

0,596; densidade do sub-bosque: $t = 0,790$; $P = 0,437$; ou cobertura do dossel:
 $t = 0,336$; $P = 0,739$) (Figura 17).

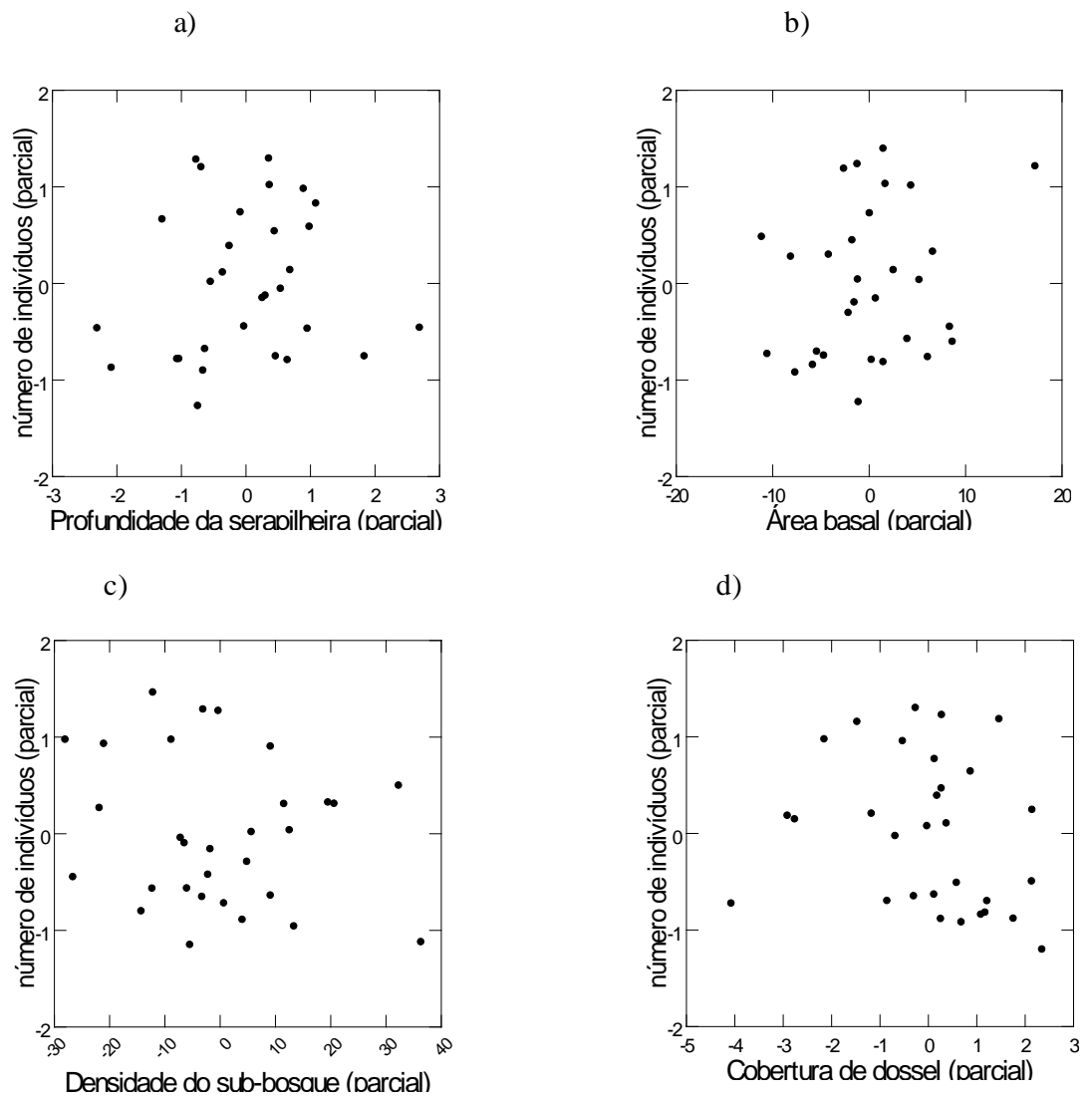


Figura 15. Regressões parciais entre o número de indivíduos de *Anolis fuscoauratus* e a profundidade da serapilheira (a), área basal (b), densidade do sub-bosque (c) e cobertura do dossel (d), amostrados ao longo das 30 parcelas de coleta ativa, na grade do PPBio, Floresta Nacional de Caxiuanã, Portel, Pará.

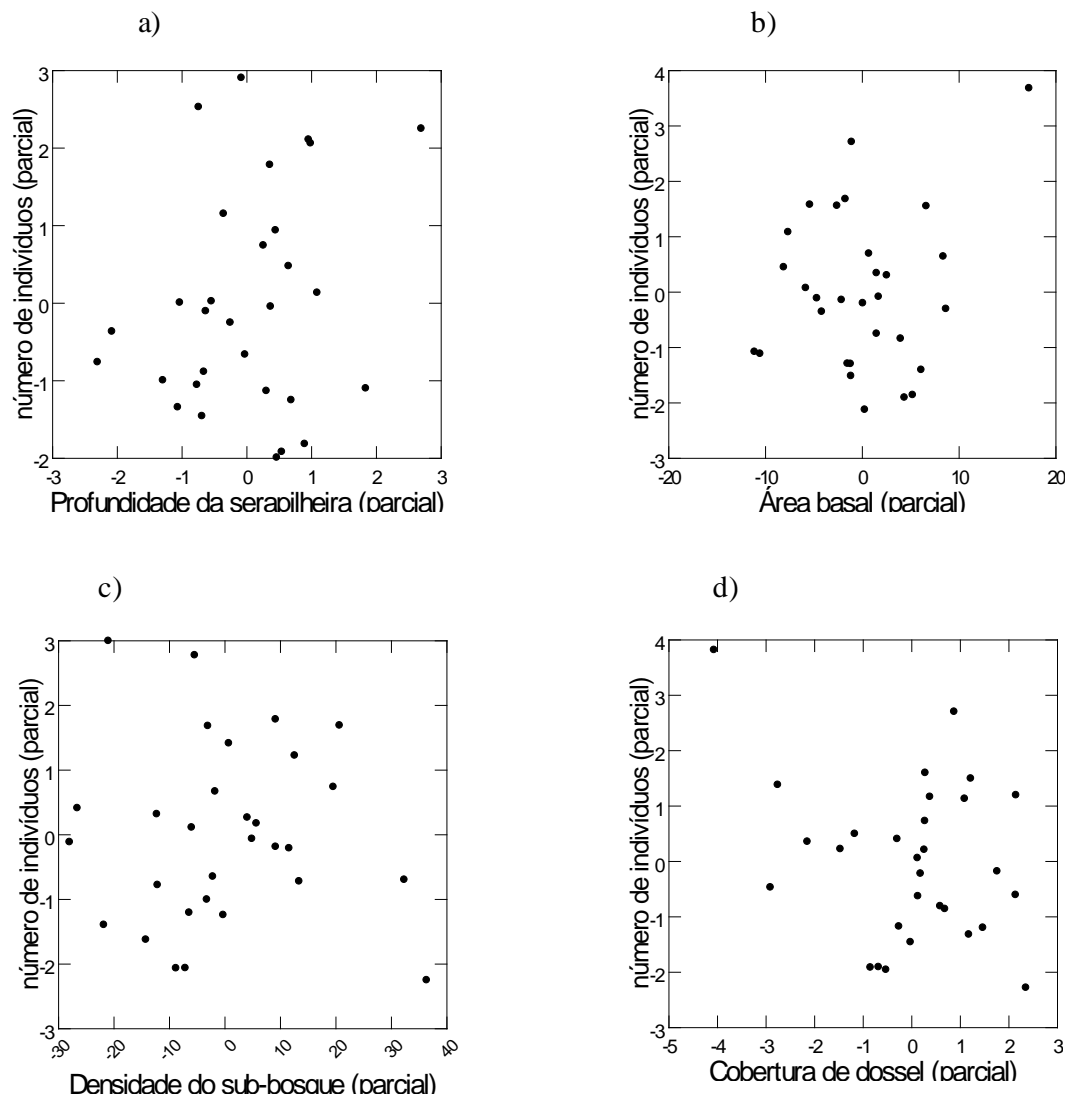


Figura 16. Regressões parciais entre o número de indivíduos de *Gonatodes humeralis* e a profundidade da serapilheira (a), área basal (b), densidade do sub-bosque (c) e cobertura do dossel (d), amostrados ao longo das 30 parcelas de coleta ativa, na grade do PPBio, Floresta Nacional de Caxiuanã, Portel, Pará.

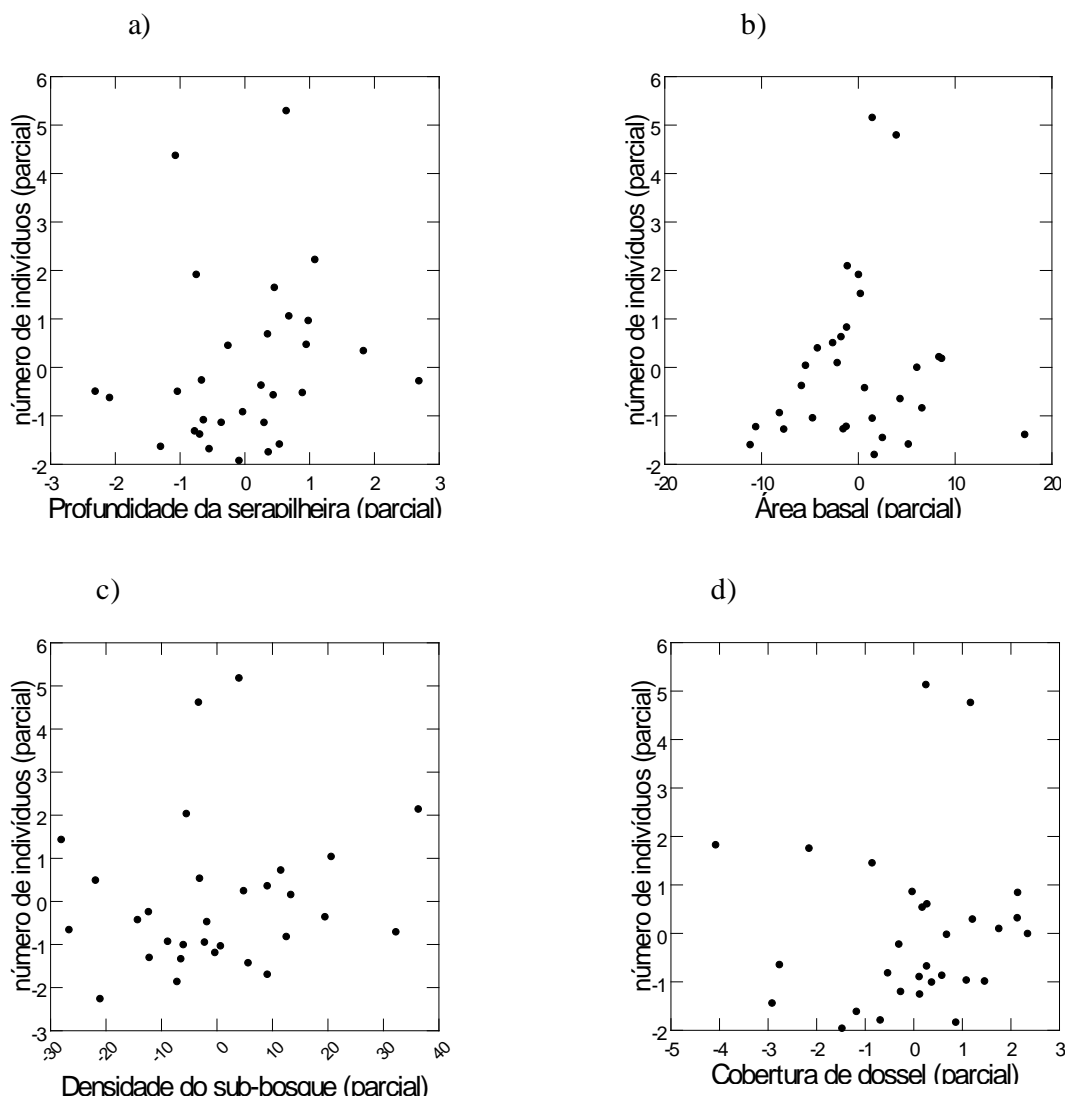


Figura 17. Regressões parciais entre o número de indivíduos de *Kentropyx calcarata* e a profundidade da serapilheira (a), porcentagem de argila no solo (b), área basal (c) e densidade do sub-bosque (d), amostrados ao longo das 30 parcelas de coleta ativa, na grade do PPBio, Floresta Nacional de Caxiuanã, Portel, Pará.

3.4.2.2 Espécies de lagartos mais abundantes amostradas nas armadilhas de interceptação e queda e sua associação com as variáveis ambientais

A associação entre as variáveis preditoras e o número de indivíduos de *A. ameiva* foi de aproximadamente 6% ($N = 6,435 - 0,066 \text{ DS} + 0,002 \text{ AB} - 0,010 \text{ DS} - 0,052 \text{ CD}$; $r^2 = 0,059$; $F_{4,25} = 0,392$; $P = 0,812$). Nenhuma das variáveis ambientais analisadas contribuiu significativamente para o modelo: profundidade da serapilheira ($t = - 0,351$; $P = 0,729$), área basal ($t = 0,227$; $P = 0,822$), densidade do sub-bosque ($t = - 0,619$; $P = 0,541$) ou cobertura do dossel ($t = - 0,790$; $P = 0,437$) (Figura 18).

O modelo geral para *A. reticulata* também não foi estatisticamente significativo ($N = - 0,256 + 0,334 \text{ PS} - 0,008 \text{ AB} + 0,003 \text{ DS} + 0,004 \text{ CD}$; $r^2 = 0,138$; $F_{4,25} = 1,002$; $P = 0,425$). Nenhuma das variáveis ambientais analisadas contribuiu significativamente para o modelo: profundidade da serapilheira ($t = 1,739$; $P = 0,094$), área basal ($t = - 0,967$; $P = 0,343$), densidade do sub-bosque ($t = 0,182$; $P = 0,857$) ou cobertura do dossel ($t = 0,059$; $P = 0,954$) (Figura 19).

As variáveis preditoras estiveram aproximadamente 24% associadas com o número de indivíduos de *C. amazonicus* e não foi estatisticamente significativo ($N = 14,642 + 0,050 \text{ PS} + 0,012 \text{ AB} - 0,052 \text{ DS} - 0,130 \text{ CD}$; $r^2 = 0,235$; $F_{4,25} = 1,921$; $P = 0,138$). Entretanto, quando o efeito da profundidade da serapilheira ($t = 0,177$; $P = 0,861$), área basal ($t = 0,999$; $P = 0,327$) e cobertura do dossel ($t = - 1,314$; $P = 0,201$) foi removido, detectou-se um efeito da densidade do sub-bosque ($t = - 2,215$; $P = 0,036$) (Figura 20).

A associação entre o número de indivíduos de *K. calcarata* com as variáveis preditoras foi de aproximadamente 26% e não foi significativa ($N = 22,484 - 0,312 \text{ PS} + 0,012 \text{ AB} - 0,011 \text{ DS} - 0,211 \text{ CD}$; $r^2 = 0,255$; $F_{4,25} = 2,139$; $P = 0,106$). Apenas cobertura do dossel contribuiu significativamente para o modelo ($t = - 2,126$; $P = 0,044$). Profundidade da serapilheira ($t = - 1,105$; $P = 0,280$), área basal ($t = 1,026$; $P = 0,315$) ou densidade do sub-bosque ($t = - 0,477$; $P = 0,638$) não contribuíram para o modelo (Figura 21). Entretanto, como ocorreu um ponto com valor extremo, foi refeita a análise sem esse ponto, e nesse caso nenhuma das variáveis ambientais afetou significativamente a abundância de *K. calcarata*.

Para *P. brevifrontalis*, a associação, de aproximadamente 35%, entre as variáveis preditoras e o número de indivíduos foi significativa ($N = 3,442 + 0,345 \text{ PS} - 0,005 \text{ AB} - 0,011 \text{ DS} + 0,038 \text{ CD}$; $r^2 = 0,349$; $F_{4,25} = 3,349$; $P = 0,025$). Apenas profundidade da serapilheira contribuiu significativamente para o modelo ($t = 2,948$; $P = 0,007$). Área basal ($t = - 1,013$; $P = 0,321$), densidade do sub-bosque ($t = - 1,097$; $P = 0,283$) e cobertura do dossel ($t = 0,915$; $P = 0,369$) não contribuíram significativamente para o modelo (Figura 22).

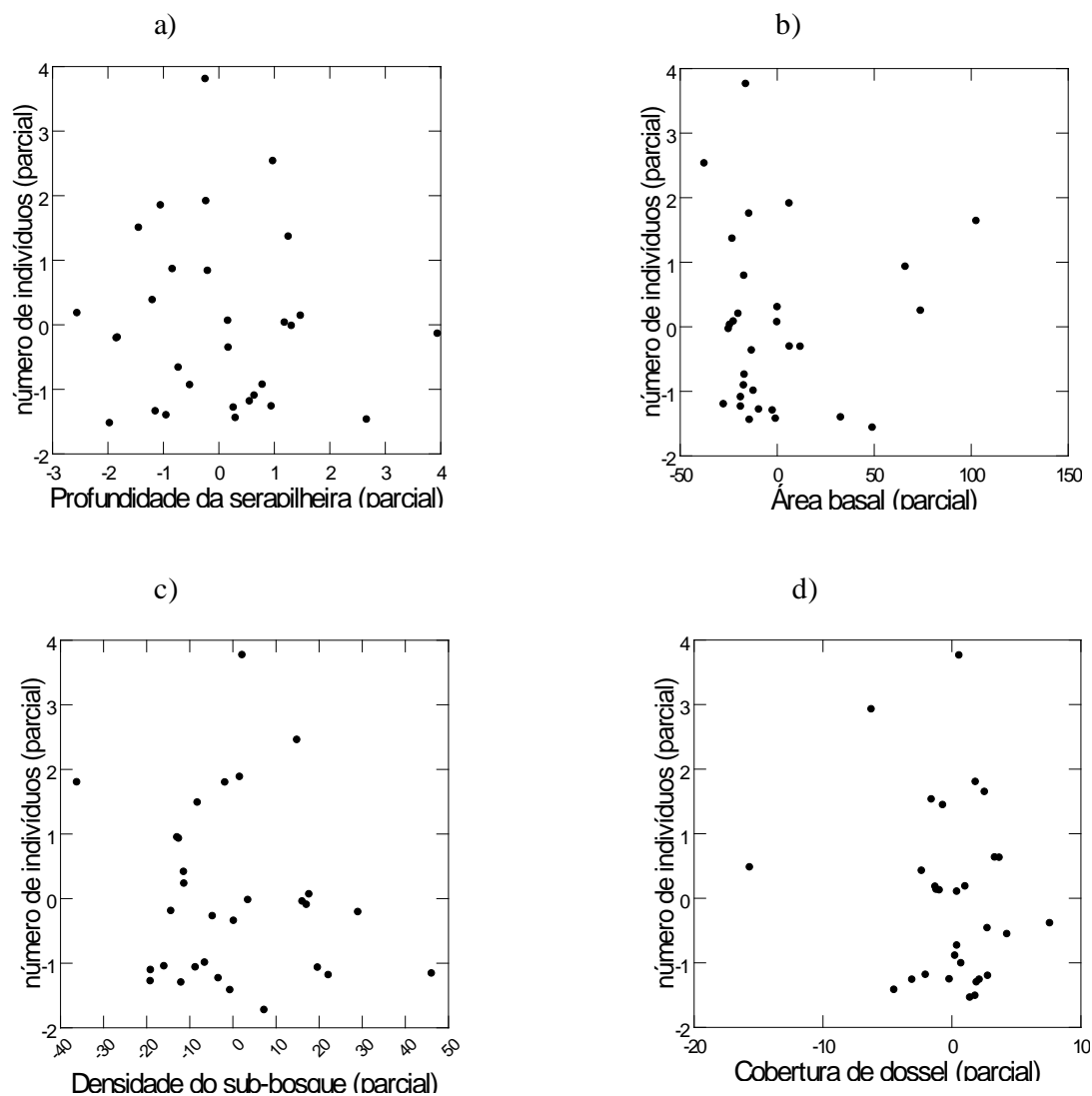


Figura 18. Regressões parciais entre o número de indivíduos de *Ameiva ameiva* e a profundidade da serapilheira (a), área basal (b), densidade do sub-bosque (c) e a cobertura do dossel (d), amostrados ao longo das 30 armadilhas de interceptação e queda, na grade do PPBio, Floresta Nacional de Caxiuanã, Portel, Pará.

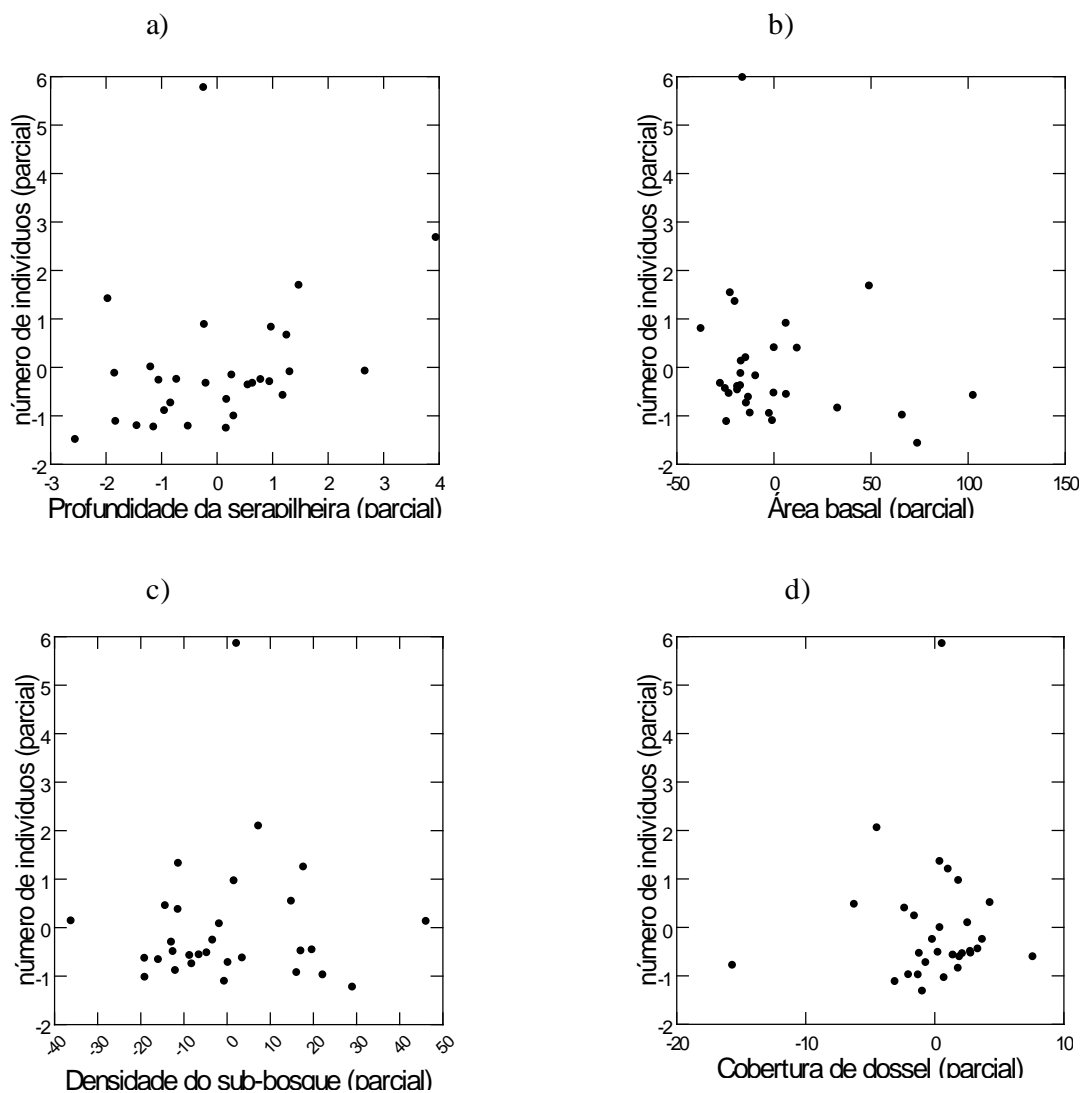


Figura 19. Regressões parciais entre o número de indivíduos de *Arthrosaura reticulata* e a profundidade da serapilheira (a), área basal (b), densidade do sub-bosque (c) e a cobertura do dossel (d), amostrados ao longo das 30 armadilhas de interceptação e queda, na grade do PPBio, Floresta Nacional de Caxiuanã, Portel, Pará.

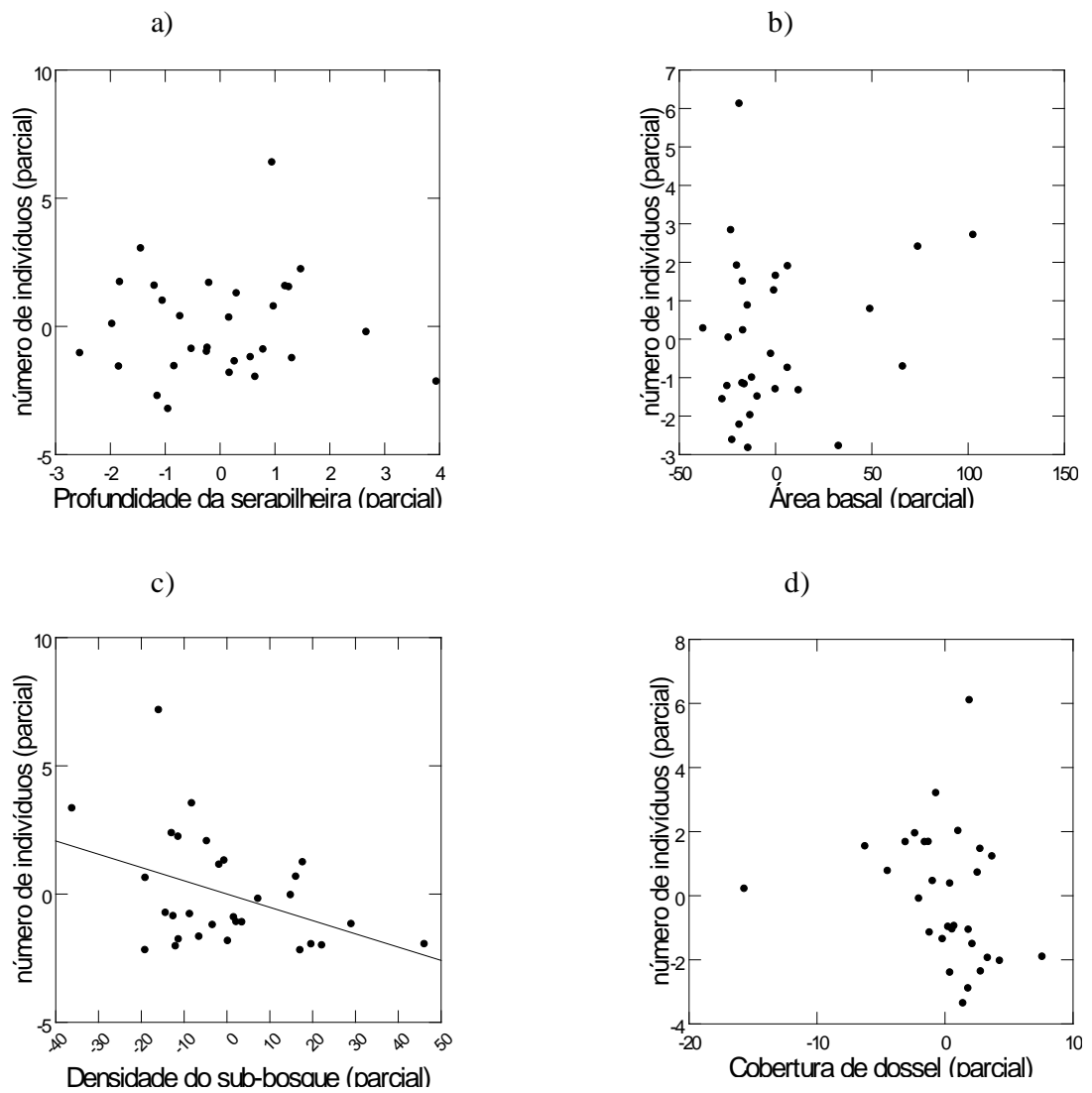


Figura 20. Regressões parciais entre o número de indivíduos de *Coleodactylus amazonicus* e a profundidade da serapilheira (a), área basal (b), densidade do sub-bosque (c) e a cobertura do dossel (d), amostrados ao longo das 30 armadilhas de interceptação e queda, na grade do PPBio, Floresta Nacional de Caxiuanã, Portel, Pará.

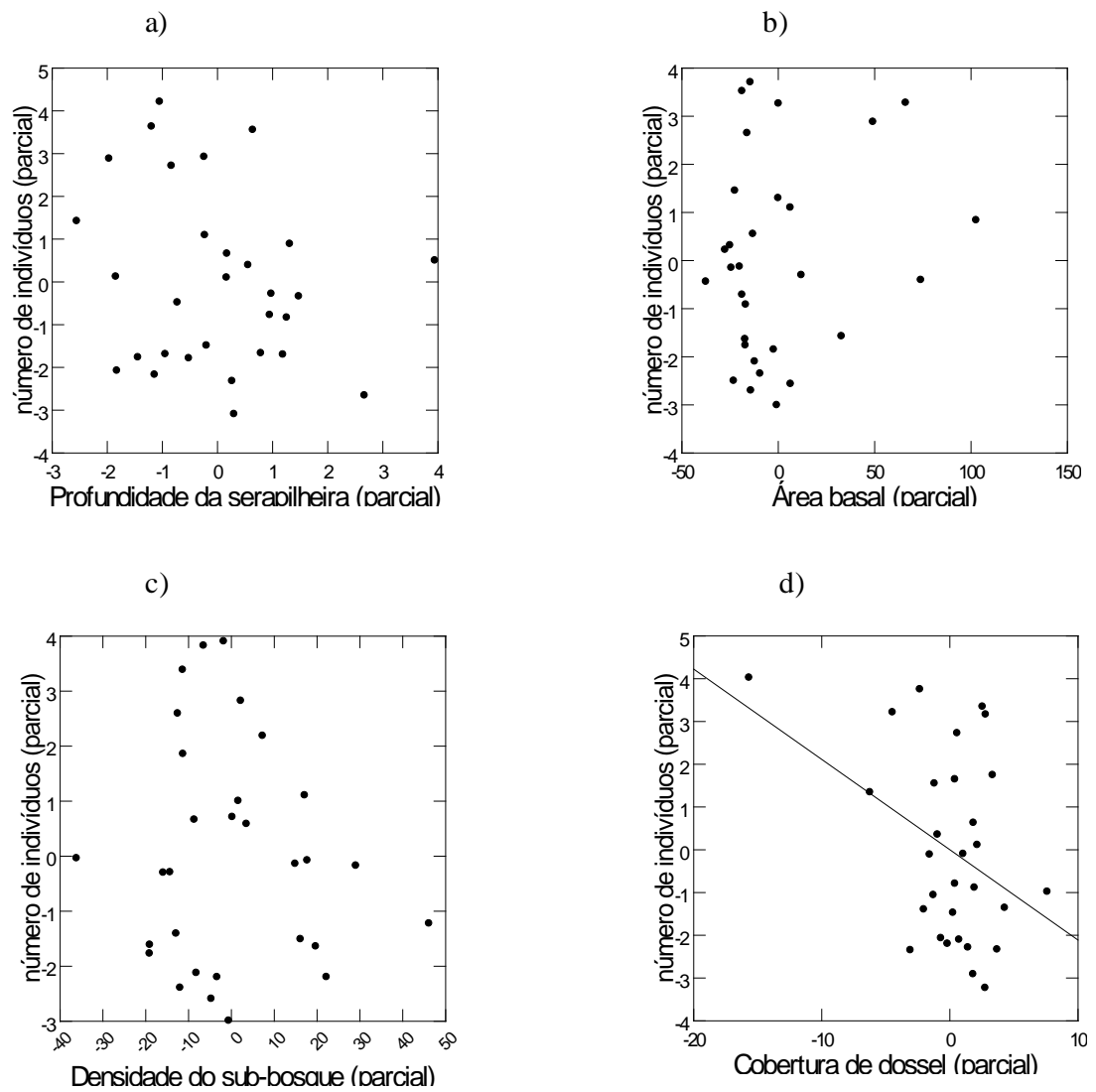


Figura 21. Regressões parciais entre o número de indivíduos de *Kentropyx calcarata* e a profundidade da serapilheira (a), área basal (b), densidade do sub-bosque (c) e a cobertura do dossel (d), amostrados ao longo das 30 armadilhas de interceptação e queda, na grade do PPBio, Floresta Nacional de Caxiuanã, Portel, Pará.

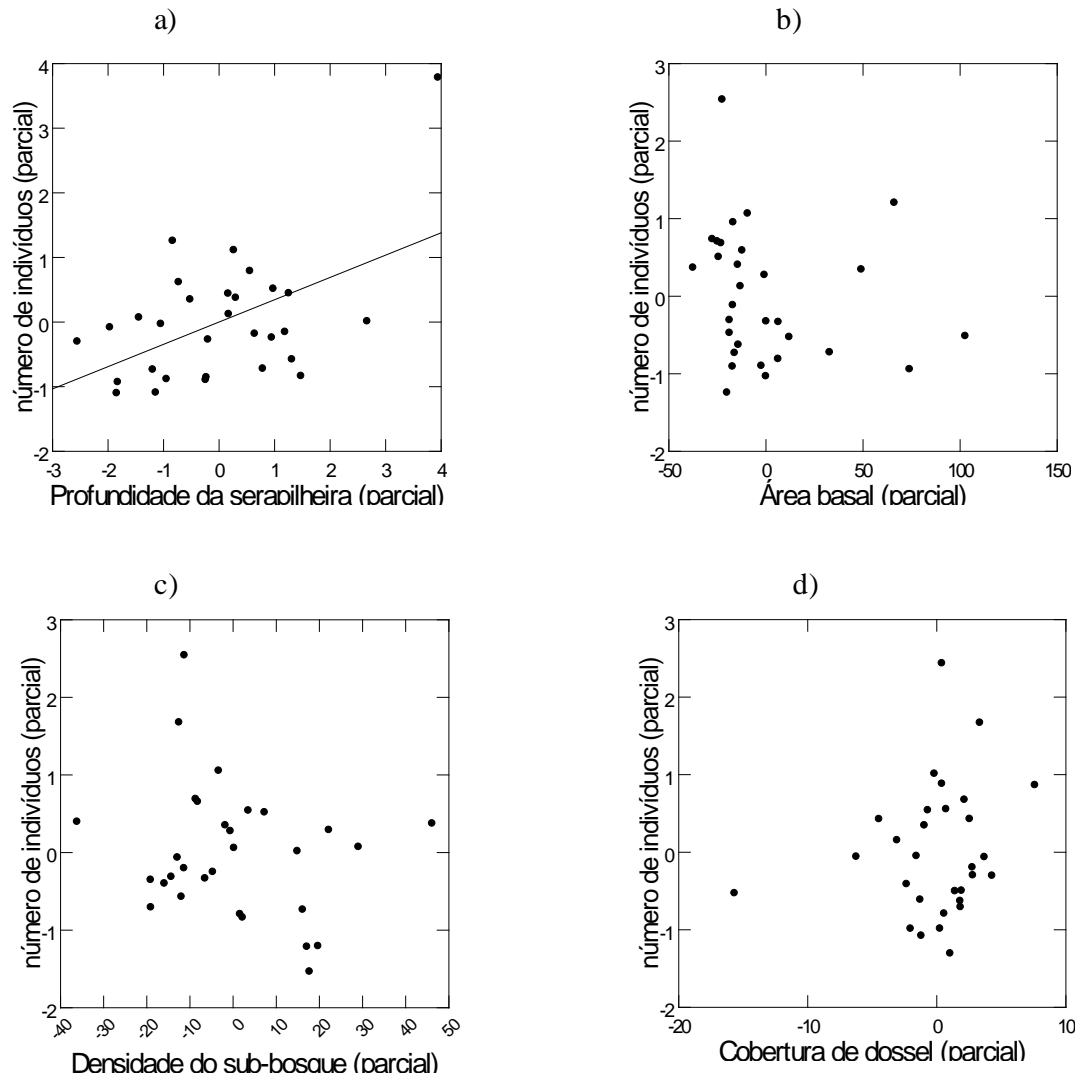


Figura 22. Regressões parciais entre o número de indivíduos de *Ptychoglossus brevifrontalis* e a profundidade da serapilheira (a), área basal (b), densidade do sub-bosque (c) e a cobertura do dossel (d), amostradas ao longo das 30 armadilhas de interceptação e queda, na grade do PPBio, Floresta Nacional de Caxiuanã, Portel, Pará.

4 DISCUSSÃO

4.1 Composição de espécies

O número de espécies de anuros registrado neste estudo foi um pouco menor que o registrado por um estudo anterior feito na mesma área, durante a estação chuvosa (27 espécies; M. A. Ribeiro-Júnior, com. pess.). Cinco espécies já conhecidas para a grade de Caxiuanã (*Ctenophryne brassleri*, *C. jimí*, *Ceratophrys cornuta*, *Hyla* cf. *misera* e *Leptodactylus knudseni*) não foram observadas neste estudo. No total, registraram-se 24 espécies de anuros durante a realização deste trabalho. *Osteocephalus oophagus* foi encontrado durante o deslocamento entre as parcelas dentro da grade, mas não foi registrado durante a procura ativa ou nas armadilhas. *Phyllomedusa vaillanti* representa novo registro para a grade PPBio/Caxiuanã. Sete espécies (*Cochranella* sp., *Hyla boans*, *Hyla geographica*, *Leptodactylus pentadactylus*, *Leptodactylus petersii*, *Pipa pipa* e *Scinax nebulosus*) foram encontradas em ambientes ripários nas proximidades da área amostrada nesse estudo, sendo *H. boans* novo registro para a FLONA de Caxiuanã e *Cochranella* sp. novo registro para o Estado do Pará. Isso demonstra que o desenho amostral utilizado neste estudo não permitiu amostrar uma parte significativa da fauna de anuros, e possivelmente da fauna de lagartos também, presentes na área, indicando a importância de se utilizar levantamentos também em áreas ripárias, visto a dependência relativamente comum de

algumas espécies de lagartos e, principalmente, de anuros a esses locais (Avila-Pires, 1995; Lima et al., 2006).

Apesar dos dois métodos de coleta usados coincidirem quanto ao registro dos táxons mais abundantes em anfíbios (*Adenomera* spp. e *B. gr. margaritifera*) e registrarem uma riqueza de espécies parecida, nenhum desses métodos foi mais eficiente do que o outro, mostrando-se complementares. As armadilhas, que ficavam abertas em períodos diurnos e noturnos durante a amostragem, foram mais eficientes no registro de indivíduos da família Leptodactylidae, enquanto a procura ativa diurna foi mais eficiente para registrar representantes da família Hylidae, capturados apenas por este método, o que se explica pelos hábitos diurnos/noturnos e terrestres de Leptodactylidae e arborícola de Hylidae, que, além disso, também são capazes de subir as paredes dos baldes (Pearman et al., 1995; Rodël e Ernst, 2004; Menin, 2005).

A riqueza de espécies de lagartos registrada por este estudo foi maior do que havia sido registrado até então para a grade de Caxiuanã (M. A. Ribeiro-Júnior, com. pess.). A única espécie de lagarto conhecida para a grade e que não foi capturada neste estudo foi *Bachia flavescens*, lagarto semi-fossorial. Das 18 espécies de lagartos detectadas neste estudo, apenas *Anolis ortonii* e *Uracentron azureum*, capturadas durante o deslocamento entre as parcelas de coleta ativa, não foram coletadas por procura ativa ou armadilha. *Uracentron azureum* e *Thecadactylus rapicauda* representam novos registros para a grade PPBio/Caxiuanã, embora já conhecidas para a FLONA.

A riqueza de espécies de lagartos registrada pelas armadilhas foi maior que a registrada por procura ativa. Apenas uma espécie (*T. rapicauda*) registrada pelo último método não foi coletada nas armadilhas, enquanto três das seis espécies de Gymnophthalmidae registradas nas armadilhas não foram obtidas durante a procura ativa. Na Reserva Adolpho Ducke, Pinto (2006) registrou 20 espécies de lagartos durante procura ativa e 15 nas armadilhas, sendo que todas as registradas nas armadilhas o foram também por procura ativa, exceto duas - *Bachia panoplia* (espécie semi-fossorial) e *Ptychoglossus brevifrontalis* (espécie terrestre). Já das sete espécies não registradas pelas armadilhas por Pinto (2006), quatro eram arborícolas ou semi-arborícolas e as demais terrestres.

É importante lembrar que algumas espécies de anuros e lagartos presentes em Caxiuanã podem não ter sido detectadas com o esforço de amostragem usado (três visitas em cada sítio de coleta), restrição temporal da amostragem (época com as menores precipitações e apenas coletas diurnas nas parcelas) e restrição dos ambientes amostrados; ou o número de indivíduos observados pode não ter sido representativo de sua abundância real.

Quanto à abundância e distribuição dos lagartos refletida por cada um dos métodos de coleta, houve um padrão similar ao observado para os anuros, onde os táxons terrestres foram os mais amostrados pelas armadilhas e os arborícolas pela procura ativa, corroborando os dados já existentes na literatura (Ryan et al., 2002; Ribeiro-Júnior et al., in press; Macedo et al., 2008). Por exemplo, em Manaus as quatro espécies arborícolas registradas por Pinto

(2006) nas armadilhas foram representadas apenas por um indivíduo cada, sendo que uma destas espécies foi a mais abundante registrada pela procura ativa. Em Caxiuanã, a única exceção foi a espécie *Plica umbra*, lagarto arborícola usualmente encontrado sobre troncos finos a medianos, mas ocasionalmente também no solo (Avila-Pires, 1995; Vitt et al., 1997a). A espécie foi registrada em 20% das armadilhas e apenas por esse método, o que corrobora a idéia de que essa espécie eventualmente desce ao solo para se deslocar para outra árvore ou para capturar uma presa, como sugerido, neste último caso, por Pinto (2006).

O uso de um único método de amostragem da herpetofauna não é suficiente para amostrar efetivamente toda a diversidade herpetofaunística. A eficiência do método de amostragem depende do local e do táxon alvo, sendo por isso sugerido o uso simultâneo de múltiplas técnicas (Pearman et al., 1995; Parris et al., 1999; Doan, 2003; Rodël e Ernst, 2004; Ribeiro-Júnior et al., in press; Ribeiro-Júnior et al., 2006). Pinto (2006), mesmo obtendo resultados que corroboram a complementaridade da procura ativa e armadilhas de interceptação e queda, sugere o uso prioritário de procura ativa para amostragens rápidas de comunidades de lagartos em florestas de terra-firme na Amazônia. Os resultados aqui obtidos demonstram mais uma vez a importância em se utilizar esses dois métodos de forma complementar. Por um lado, embora a instalação de armadilhas seja mais cara e demande mais esforço que a procura ativa, Ribeiro-Júnior et al. (in press) demonstrou terem as primeiras melhor custo-benefício. Por outro lado, estudos rápidos demandam amostragens eficientes, de forma a maximizar os resultados, o que

só pode ser obtido pela combinação dos métodos. Isso é especialmente relevante quando se leva em conta que esses estudos de avaliação rápida da fauna são geralmente aplicados para fins de conservação ambiental (para gerar relatórios de impacto ambiental, embasar planos de manejo, etc.), onde resultados o mais completo possível da fauna são importantes. Ademais, embora não tenha sido objeto de estudo aqui, a coleta ativa é muito mais sujeita ao viés do coletor que as armadilhas de interceptação e queda, permitindo portanto esta última melhor comparação entre áreas.

A delimitação da escala espacial é fundamental em estudos que relacionam medidas de heterogeneidade ambiental e distribuição de espécies (Hamer e Hill, 2000; Brose, 2003). T. A. Gardner et al. (dados não publicados) encontraram que muitos fatores ambientais, analisados por eles, variaram mais fortemente numa escala local (p. ex., dezenas ou centenas de metros) do que entre sítios ou habitats (escala de quilômetros), sugerindo uma distância de 100 m entre unidades amostrais como apropriada para estudos que relacionam variáveis ambientais e espécies. Assim como registrado para outros grupos (ver Poulsen et al., 2006), as relações encontradas neste estudo entre as variáveis ambientais e a distribuição das espécies de anuros e lagartos, obtidas por dois métodos de amostragem com diferentes distribuições espaciais numa mesma escala espacial, foram similares. Assim, recomenda-se, para áreas similares em tamanho e intervalo de variação ambiental, que os sítios de amostragem sejam concentrados em alguns grupos, de forma a otimizar o tempo despendido em deslocamentos, como feito neste estudo com as armadilhas de interceptação e queda. A coleta ao longo de 30 parcelas, como

proposto no desenho amostral do PPBio e realizada no presente estudo para as coletas ativas, não se mostrou mais eficiente que as amostragens agrupadas e demanda tempo de deslocamento maior. Considerando que, freqüentemente, os mesmos coletores de procura ativa serão também os responsáveis pela inspeção das armadilhas e pela preparação dos espécimens capturados, a economia no tempo de deslocamento permitirá uma maior eficiência nos trabalhos-de-campo. Isso pode também auxiliar outros desenhos amostrais com herpetofauna, visto as restrições logísticas e/ou financeiras geralmente existentes, o que acaba por restringir a escala espacial e o número de réplicas estudadas (Gardner et al., 2007a; Gardner et al., 2008; Zuquim et al., 2007b).

4.2 Relação com as variáveis ambientais

4.2.1 Anuros

A relação entre características ambientais e comunidades de anuros ainda é muito controversa (Fauth et al. 1989; Allmon, 1991; Pearman, 1997; Dixo, 2001; Parris, 2004; Watling, 2005; Urbina-Cardona et al., 2006; Menin et al., 2007; Ernst e Rödel, 2008). Ernst e Rödel (2008), estudando a influência de 14 variáveis ambientais sobre duas comunidades de anuros, uma na Guyana (América do Sul) e outra na Côte d'Ivoire (África), em áreas de florestas perturbadas e não-perturbadas, encontraram que essas variáveis não foram preditoras significativas da incidência de espécies. Para esses autores, a

composição da comunidade de anuros de ambas as áreas estudadas são determinadas exclusivamente por fatores espaciais. Assim, para Ernst e Rödel (2008) a combinação da capacidade de dispersão das espécies e a ocorrência de barreiras de dispersão, como grandes clareiras ou florestas perturbadas, podem ser mais importantes para as comunidades de anuros do que gradientes ambientais associados com os sítios das respectivas espécies. Por outro lado, vários estudos registraram influência de variáveis ambientais sobre a abundância e/ou riqueza de espécies de anuros, como profundidade da serapilheira (Fauth et al. 1989; Giaretta et al. 1999; Heinen 1992; Lieberman 1986; Vonesh 2001; Watling, 2005; Van Sluys et al., 2007) e densidade do sub-bosque (Pearman, 1997; Dixo, 2001). Em Caxiuanã, nenhuma das variáveis preditoras utilizadas teve efeito significativo na comunidade de anuros ou na abundância das três espécies analisadas individualmente. Existem vários fatores que podem explicar essas diferenças. Alguns dos estudos citados acima amostraram apenas em períodos diurnos e/ou noturnos, a época do ano também variou bastante, sendo alguns realizados durante todo o ano, portanto abrangendo tanto a estação chuvosa quanto a seca, outros amostraram apenas uma estação. Urbina-Cardona et al. (2006), estudando um ecótono de pastos e floresta no México, encontraram que durante a estação chuvosa, a cobertura do dossel foi uma variável importante que influenciou a composição de espécies de anfíbios e répteis, enquanto que na estação seca a distância de riachos foi a variável que melhor explicou essa composição. Estudos realizados em ambientes naturais e/ou ambientes antropicamente modificados podem representar também uma variável responsável por relações controversas entre

características ambientais e espécies (Barlow et al., 2007). Outro fator que pode influenciar as relações entre ambiente e espécies é o tamanho da escala de amostragem. Nos estudos citados acima os sítios de amostragem variaram de 26 a 14000 ha. Hamer e Hill (2000) encontraram efeitos opostos da perturbação de floresta sobre a diversidade de borboletas quando comparados estudos de pequena com grandes escalas espaciais. Outra questão que vale a pena ser mencionada, embora não analisada na maioria dos estudos, é a influência na estruturação das comunidades de anfíbios anuros pela distância de corpos d'água para espécies de reprodução aquática (Zimmerman e Bierregaard, 1986; Menin et al., 2007). Além de todos esses fatores, a maior variação ambiental encontrada dentro das unidades amostrais do que entre elas, em Caxiuanã, pode ter contribuído para a ausência de relação significativa entre as variáveis preditoras e as espécies mais abundantes analisadas individualmente, pois esses parâmetros podem variar em uma escala micro (dentro das unidades amostrais), o que dificulta a observação em uma escala maior (entre as unidades amostrais).

4.2.2 Lagartos

Nenhuma das variáveis preditoras usadas neste estudo teve efeito significativo sobre a comunidade de lagartos, analisadas pelos dois métodos de coleta (armadilhas de interceptação e queda e procura ativa), ou sobre a abundância das três espécies analisadas individualmente, de acordo com os dados obtidos pela procura ativa. De acordo com os dados das

armadilhas, das cinco espécies analisadas individualmente, duas (*C. amazonicus* e *P. brevifrontalis*) responderam significativamente às variáveis preditoras.

Na Amazônia Central, o número de indivíduos de *Coleodactylus amazonicus*, espécie não-heliófila de serapilheira (Avila-Pires, 1995; Vitt et al., 2005), foi maior em áreas com maiores profundidades da serapilheira, possivelmente porque esses locais oferecem uma maior disponibilidade de alimento e abrigo (Pinto, 2006). Entretanto, em Caxiuanã não houve efeito dessa variável sobre o número de indivíduos de *C. amazonicus*, mas foi constatada uma relação da espécie com menores densidades do sub-bosque. O gradiente vertical de luz e, conseqüentemente, a quantidade de luz que chega no chão da floresta, pode depender da composição e densidade do sub-bosque (Montgomery, 2004). Esta variável é conhecida por influenciar a abundância e distribuição de alguns grupos de animais. Por exemplo, Pearman (1997) e Dixo (2001) registraram, na Amazônia equatoriana e floresta Atlântica, respectivamente, a influência positiva dessa variável sobre a abundância de algumas espécies de anuros e lagartos típicas de áreas abertas. Um sub-bosque menos denso, ao contrário, usualmente está relacionado a uma floresta mais fechada, onde o crescimento de vegetação abaixo do dossel é dificultado pela pouca luminosidade. De certa forma isso vai contra os dados conhecidos sobre a espécie, que indicam que ela ocorre não só no interior da floresta, como também em ambientes de borda e em alguns tipos de floresta mais aberta (Avila-Pires, 1995). Carvalho-Jr et al. (2008), ao compararem áreas de florestas contínuas e fragmentadas, concluíram que esta espécie tem

dificuldade de colonizar os fragmentos, devido à sensibilidade às bordas e áreas abertas. Isso concorda com os dados encontrados neste estudo de que *C. amazonicus* é positivamente relacionado às menores densidades do sub-bosque, pois uma vez que a menor densidade do sub-bosque permite a passagem de pequenas frestas de luz, isso poderia dar ao *Coleodactylus* oportunidades suficientes de locais para se aquecer, enquanto um sub-bosque mais denso impediria a passagem de luz até o solo. O que estaria de acordo com a sugestão de Vitt et al. (2005) de que há uma possível seleção de micro-sítios na serapilheira por *C. amazonicus*.

Kentropyx calcarata é uma espécie heliófila que usa as bordas de floresta e de riachos, além de pequenas clareiras dentro da floresta, para se aquecer, forrageando tanto nesses ambientes quanto no interior das florestas; é geralmente raro em extensas áreas abertas (Vitt, 1991; Vitt et al., 1997b). Esta espécie também se beneficia de áreas com certo grau de perturbação ambiental (Silveira, 2002). Em Caxiuanã, a relação da cobertura do dossel com a abundância de *K. calcarata*, quando considerados todos os pontos de amostragem, foi significativa, corroborando o já registrado para esta espécie em outras localidades. Entretanto, ao excluir um desses pontos de amostragem, que aparece como outlier, essa relação não foi significativa. Esse resultado, portanto, é dúbio. Uma possibilidade é que a influência dessa variável seja muito pontual, tornando difícil sua detecção na escala utilizada na coleta dos dados.

Vários estudos mostraram uma relação significativa de diversas espécies de lagartos com a profundidade da serapilheira (Lieberman, 1986;

Heinen, 1992; Vonish, 2001; Pinto, 2006), com a abundância de algumas espécies diminuindo em áreas com mais serapilheira (principalmente heliófilas: *A. ameiva*, *K. calcarata*) e outras aumentando com a serapilheira (não-heliófilas: *C. amazonicus*, *P. brevifrontalis*). Em Caxiuanã, *P. brevifrontalis* foi positiva e significativamente associado com a profundidade da serapilheira, o que está de acordo com a observação de Dixon e Soini (1975, 1986), que encontrou a espécie predominantemente em locais com maior camada de serapilheira. Duas explicações, não totalmente excludentes, podem ser coerentes. A primeira seria a proteção contra predadores, o que estaria de acordo com um hábito sub-fossorial dessa espécie, uma vez que esses animais apresentam corpo alongado, membros curtos e são raramente observados nas camadas superficiais do solo (Vitt et al., 2008). A segunda possibilidade seria relacionada à maior biomassa de artrópodes em áreas com serapilheira mais profunda (Lieberman e Dock, 1982).

5 CONCLUSÃO

Em Caxiuanã, *Adenomera* spp. e *B. gr. margaritifer* foram os táxons de anuros mais abundantes e mais amplamente distribuídos, tendo como base tanto os dados de procura ativa quanto os das armadilhas. Para os lagartos, *Kentropyx calcarata*, *G. humeralis* e *A. fuscoauratus* foram as espécies mais abundantes e mais amplamente distribuídas nas parcelas de coleta ativa, enquanto nas armadilhas de interceptação e queda *K. calcarata*, *C. amazonicus* e *A. ameiva* foram as mais abundantes, com as duas primeiras também as mais amplamente distribuídas, seguidas por *A. reticulata*.

A riqueza de espécies assim como o registro dos táxons mais abundantes tanto em anfíbios quanto em lagartos amostrados pelos dois métodos de coleta usados (coleta ativa e armadilhas de queda) foram parecidas, entretanto nenhum desses métodos foi mais eficiente do que o outro, mostrando-se complementares. As armadilhas, que ficavam abertas em períodos diurnos e noturnos durante a amostragem, foram mais eficientes no registro de indivíduos terrestres, enquanto a procura ativa diurna foi mais eficiente para registrar indivíduos arborícolas. Os resultados aqui obtidos demonstram mais uma vez a importância em se utilizar esses dois métodos de forma complementar

Os resultados obtidos indicam que, numa área similar em tamanho e variação ambiental à grade de Caxiuanã, a opção por um pequeno número de sítios de amostragem (com unidades amostrais agrupadas), ao invés de numerosos sítios espalhados pela área, considerando um esforço

amostral similar nos dois casos, não traz prejuízo aos resultados e tem a vantagem de exigir menos tempo de deslocamento.

Nenhuma das variáveis preditoras usadas neste estudo foi suficiente para explicar a distribuição e abundância das comunidades de anuros e lagartos, tanto nas coletadas por procura ativa quanto por armadilhas, sendo que a maioria das espécies ocorreu por toda a área. Entretanto, com os dados das armadilhas, as análises individuais das cinco espécies de lagartos mais abundantes mostraram que duas espécies responderam significativamente às variáveis preditoras: *C. amazonicus* foi associado às menores densidades do sub-bosque e *P. brevifrontalis* à maior profundidade da serapilheira.

Estudos que analisam a influência de variáveis ambientais sobre as espécies de anuros e lagartos na Amazônia são ainda incipientes e estão permitindo um melhor entendimento de suas interações. Por isso, maior número de estudos, como o aqui apresentado, auxiliará na compreensão dos processos envolvidos nas relações entre fatores abióticos e bióticos sobre a fauna.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aichinger, M. 1987. Annual activity patterns of anurans in a seasonal Neotropical environment. *Oecologia*, 71: 583-592.
- Allmon, W. D. 1991. A plot study of forest floor litter frogs, central Amazon, Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 7: 503–522.
- Almeida, S. S., P. L. B. Lisboa e A. S. L. Silva. 1993. Diversidade Florística de uma comunidade arbórea na Estação Científica Ferreira Penna, em Caxiuanã (Pará). *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, série Botânica*, Belém, 9: 99–120.
- Almeida-Gomes, M., M. Van Sluys e C. F. D. Rocha. 2007. Ecological observations on the leaf-litter frog *Adenomera marmorata* in an Atlantic rainforest area of southeastern Brazil. *Herpetological Journal*, 17: 81–85.
- Avila-Pires, T. C. S. 1995. Lizards of Brazilian Amazonia (Reptilia: Squamata). *Zoologische Verhandelingen, Leinden*, 299: 1-706.
- Avila-Pires, T. C. S. e M. S. Hoogmoed. 1997. The herpetofauna; pp. 389–401. In: Lisboa, P. L. B. (Eds.), Caxiuanã. Museu Paraense Emílio Goeldi, Belém.
- Avila-Pires, T. C. S., M. S. Hoogmoed e L. J. Vitt. 2007. Herpetofauna da Amazônia; pp. 13-43. In: Nascimento, L. B. e M. E. Oliveira (Eds.), *Herpetologia no Brasil II*. Sociedade Brasileira de Herpetologia, Belo Horizonte.
- Azevedo-Ramos, C. e U. Galatti. 2002. Patterns of amphibian diversity in Brazilian Amazonia: conservation implications. *Biological Conservation*, 103: 103-111.

- Bastazini, C. V., J. F. V. Munduruca, P. L. B. E. 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.
- Barlow, J., T. Haugaasen e C. A. Peres. 2002. Effects of ground fires on understory bird assemblages in Amazonian forests. *Biological Conservation*, 105: 157–169.
- Barlow, J., T. A. Gardner, L. V. Ferreira e C. A. Peres. 2007. Litter fall and decomposition in primary, secondary and plantation forests in the Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management*, 247: 91–97.
- Barlow, J., L. A. M. Mestre, T. A. Gardner e C. A. Peres. 2007. Litter fall and decomposition in primary, secondary and plantation forests in the Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management*, 247: 91–97.
- Bernarde, P. S., M. N. C. Kokubum, R. S. Machado e I. Anjos. 1999. Uso de habitats naturais e antrópicos pelos anuros em uma localidade no Estado de Rondônia, Brasil (Amphibia: Anura). *Acta Amazônica*, 29: 555–562.
- Bernardi, J. A. R. 1999. Composição e diversidade de espécies da anurofauna da Estação Científica Ferreira Penna, Floresta Nacional de Caxiuanã, Pará, Brasil. Dissertação de mestrado, Museu Paraense Emílio Goeldi, Belém, 64 pp.
- Bernardi, J. A. R., R. A. Stupiñón e U. Galatti. 1999. New anuran records from the Floresta Nacional de Caxiuanã, eastern Amazon, Brazil. *Herpetological Review*, 30: 176–177.

- Bernardi, J. A. R., N. R. Albuquerque, R. G. N. Costa e R. A. T. Rocha. 2002. Répteis; pp. 533–540. In: P. L. B. Lisboa (Eds.), Caxiuanã: populações tradicionais, meio físico e diversidade biológica. Museu Paraense Emílio Goeldi, Belém.
- Brose, U. 2003. Regional diversity of temporary wetland carabid beetle communities: a matter of landscape features or cultivation intensity? *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 98: 163–167.
- Caldwell, J. P., 1996. Diversity of Amazonian anurans. The role of systematics and phylogeny in identifying macroecological and evolutionary patterns; pp. 73–88. In: A. C. Gibson (Ed.), *Neotropical Biodiversity and Conservation*. Occasional Publication of the Mildred Esther Mathias Botanical Garden 1, University of California Press, Los Angeles.
- Caldwell, J. P. e L. J. Vitt. 1999. Dietary asymmetry in leaf litter frogs and lizards in a transitional northern Amazonian rain forest. *Oikos*, 84: 383–397.
- Campbell, H. W. e S. P. Christman. 1982. Field techniques for herpetofaunal community analysis; pp: 193-200. In: Scott, N. J. (Ed.), *Herpetological Communities: a symposium of the society for study of amphibians and reptiles and the herpetologist's league*. Wildlife Research Report 13, U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Washington, DC.
- Carvalho-Jr., E., A. P. Lima, W. E. Magnusson e A. L. K. M. Albernaz. 2008. Long-term effect of forest fragmentation on the Amazonian gekkonid lizards, *Coleodactylus amazonicus* and *Gonatodes humeralis*. *Austral Ecology*, 5: 2-7.

- Cintra, R., A. D. C. Ximenes, F. R. Gondim e M. S. Kropf. 2005. Forest spatial heterogeneity and palm richness, abundance and community composition in terra firme forest, Central Amazon. *Revista Brasileira de Botânica*, 28: 75-84.
- Costa, F. R. C., W. E. Magnusson e R. C. Luizão. 2005. Mesoscale distribution patterns of Amazonian understory herbs in relation to topography, soil and watersheds. *Journal of Ecology*, 93: 863–878.
- Doan, T. M. 2003. Which methods are most effective for surveying rain forest herpetofauna? *Journal of Herpetology*, 1: 72–81.
- Dixo, M. B. O. 2001. Efeito da fragmentação da floresta sobre a comunidade de sapos e lagartos de serapilheira no sul da Bahia. Dissertação de mestrado, Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo, 77 pp.
- Dixon, J. R. e P. Soini. 1975. The reptiles of the upper Amazon Basin, Iquitos region, Peru. Part 1. Lizards and Amphisbaenians. *Milwaukee Public Museum Contributions in Biology and Geology*, 1-58.
- Dixon, J. R. e P. Soini. 1986. The reptiles of the upper Amazon Basin, Iquitos region, Peru: vii + 154. Milwaukee Public Museum.
- Ernst, R. e M. –O. Rödel. 2008. Patterns of community composition in two tropical tree frogs assemblages: separating spatial structure and environmental effects in disturbed and undisturbed forests. *Journal of Tropical Ecology*, 24: 111–120.
- Esri. 1996. ArcView GIS. Redlands, CA, USA. Environment Systems Research Institute.

- Estupiñán-T, J. A. R. Bernardi e U. Galatti. 2002. Fauna anura; pp. 541–553. In: Lisboa, P. L. B. (Ed.), Caxiuanã: populações tradicionais, meio físico e diversidade biológica. Museu Paraense Emílio Goeldi. Belém.
- Facelli, J. M. e S. T. A. Picket. 1991. Plant Litter: its dynamics and effects on plant community structure. *The Botanical Review*, 57: 1-32.
- Faith, D. P., P. R. Minchin e L. Belbin. 1987. Compositional dissimilarity as a robust measure of ecological distance. *Vegetatio*, 69: 57-68.
- Fauth, J. F., B. I. Crother e J. B. Slowinski. 1989. Elevational patterns of species richness, evenness, and abundance of the Costa Rican leaf-litter herpetofauna. *Biotropica*, 21: 178–185.
- Freitas, S. R., M. C. S. Mello e C. B. M. Cruz. 2005. Relações entre maturidade estrutural da floresta e índices de vegetação na Mata Atlântica. Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Goiânia, Brasil, INPE, 1537-1544.
- Gardner, T. A., J. Barlow e C. A. Peres. 2007a. Paradox, presumption and pitfalls in conservation biology: the importance of habitat change for amphibians and reptiles. *Biological Conservation*, 138: 166–179.
- Gardner, T. A., M. A. Ribeiro-Júnior, J. Barlow, T. C. S. Avila-Pires, M. S. Hoogmoed e C. A. Peres. 2007b. The value of primary, secondary, and plantation forests for a Neotropical herpetofauna. *Conservation Biology*, 21: 775–787.
- Gardner, T. A., J. Barlow, I. S. Araujo, T. C. S. Avila-Pires, A. B. Bonaldo, J. E. Costa, M. C. Esposito, L. V. Ferreira, J. Hawes, M. I. M. Hernandez, M. S. Hoogmoed, R. N. Leite, N. F. Lo-Man-Hung, J. R. Malcolm, M. B. Martins, L.

- A. M. Mestre, R. Miranda-Santos, W. L. Overal, L. Parry, S. L. Peters, M. A. Ribeiro-Junior, M. N. F. Silva, C. S. Motta e C. A. Peres. 2008. The cost-effectiveness of biodiversity surveys in tropical forests. *Ecology Letters*, 11: 139-150.
- Gascon, C. 1991. Population-level and community-level analyses of species occurrences of Central Amazonian rain-forest tadpoles. *Ecology*, 72: 1731-1746.
- George, L. O. e F. A. Bazzaz. 1999. The fern understory as an ecological filter: emergence and establishment of canopy-tree seedlings. *Ecology*, 80: 833-845.
- Guerry, A. D. e M. L. Hunter, Jr. 2002. Amphibian distributions in a landscape of forests and agriculture: an examination of landscape composition and configuration. *Conservation Biology*, 16: 745–754.
- Giaretta, A. A., K. G. Facure, R. J. Sawaya, J. H. M. Meyer e N. Chemin. 1999. Diversity and abundance of litter frogs in a montane forest of Southeastern Brazil: seasonal and altitudinal changes. *Biotropica*, 31: 669–674.
- Grove, S. J. 2002. Tree basal area and dead wood as surrogate indicators of saproxylic insect faunal integrity: a case study from the Australian lowland tropics. *Ecological Indicators*, 1: 171–188.
- Guisan, A. e U. Hofer. 2003. Predicting reptile distributions at the mesoscale: relation to climate and topography. *Journal of Biogeography*, 30: 1233–1243.
- Guyer, C. 1990. The Herpetofauna of La Selva, Costa Rica; pp. 371–385. In: A. H. Gentry (Ed), *Four neotropical rainforests*. Yale Univesity Press.

- Hadden, S. A. e M. E. Westbrooke. 1996. Habitat relationships of the herpetofauna of remnant Buloke Woodlands of Wimmera Plains, Victoria. *Wildlife Research*, 23: 363-372.
- Hamer, K. C. e J. K. Hill. 2000. Scale-dependent effects of habitat disturbance on species richness in tropical forests. *Conservation Biology*, 14: 1435-1440.
- Harms, K. E., J. S. Powers e R. A. Montgomery. 2004. Variation in small sapling density, understory cover, and resource availability in four neotropical forests. *Biotropica*, 36: 40-51.
- Hawes, J. 2005. Impacts of landscape level disturbance on Amazonian moth assemblages. Dissertation submitted to the University of East Anglia, Norwich, for the degree of Master of Sciences in Applied Ecology and Conservation, 45 pp.
- 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.
- Holland, J., D. Bert and L. Fahrig. 2004. Determining the spatial scale of species' response to habitat. *BioScience*, 54: 227-233.
- Inger, R. F. 1980. Relative abundances of frogs and lizards in forests of Southeast Asia. *Biotropica*, 12: 14-22.
- Jellinek, S., D. A. Driscoll e J. B. Kirkpatrick. 2004. Environmental and vegetation variables have a greater influence than habitat fragmentation in structuring lizard communities in remnant urban bushland. *Austral Ecology*, 29: 294-304.
- Kasecker, T. P. 2006. Efeito da estrutura do habitat sobre a riqueza e composição de comunidades de primatas da RDS Piagaçu-Purus, Amazônia

- Central, Brasil. Dissertação de mestrado em Ecologia, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, 93 pp.
- Kinupp, V. F. e W. E. Magnusson. 2005. Spatial patterns in the understory shrub genus *Psychotria* Amazonia: effects of distance and topography. *Journal of Tropical Ecology*, 21: 363–374.
- Levin, S. A. 1992. The Problem of Pattern and Scale in Ecology. *Ecology*, 73: 1943-1967.
- Lieberman, S. S. 1986. Ecology of a leaf litter herpetofauna of a neotropical rain forest: La Selva, Costa Rica. *Acta Zoologica Mexicana*, 15: 1-72.
- Lieberman, S. S. e C. F. Dock. 1982. Analisis of the leaf litter arthropod fauna of a lowland tropical evergreen forest site (La Selva, Costa Rica). *Revista de Biologia Tropical*, 30: 27-34.
- Lima, A. P., W. E. Magnusson, M. Menin, I. K. Erdtmann, D. J. Rodrigues, C. Keller e W. Hödl. 2006. Guia de sapos da Reserva Adolpho Ducke, Amazônia Central. Áttema Design Editorial, Manaus. 168 pp.
- Lisboa, P. L. B. 1997. A Estação Científica Ferreira Penna/ECFPn; pp. 23-49. In: P. L. B. Lisboa (Ed.), Caxiuanã. Museu Paraense Emílio Goeldi, Belém.
- Macedo, L. M., P. S. Bernarde e A. S. Abe. 2008. Lagartos (Squamata: Lacertilia) em áreas de floresta e de pastagem em Espigão do Oeste, Rondônia, sudoeste da Amazônia, Brasil. *Biota Neotropica*, disponível em <http://www.biotaneotropica.org.br/v8n1/pt/abstract?article+bn01108012008> ISSN 1676-0603.
- Magnusson, W. E., A. P. Lima, R. Luizão, F. Luizão, F. R. C. Costa, C. V. Castilho e 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*, disponível em <http://www.biotaneotropica.org.br/v5n2/pt/abstract?point-of-view+bn01005022005> ISSN 1676-0603.

Martins, M. 1991. The lizards of Balbina, Central Amazonia, Brazil: a qualitative Analysis of resource utilization. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 3: 179-190.

McCune, B. e J. B. Grace. 2002. *Analysis of ecological communities*. Glenden Beach, Oregon, U.S.A, 300 pp.

Menin, M. 2005. Padrões de distribuição e abundância de anuros em 64 km² de floresta de terra-firme na Amazônia Central. Tese de Doutorado em Ecologia, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, 103 pp.

Menin, M.; A. P. Lima, W. E. Magnusson e F. Waldez. 2007. Topographic and edaphic effects on the distribution of terrestrially reproduction anurans in Central Amazonia: mesoscale spatial patterns. *Journal of Tropical Ecology*, 23: 539-547.

Minchin, P. R. 1987. An evaluation of the relative robustness of techniques for ecological ordination. *Vegetatio*, 69: 89-107.

Miranda-Santos, R., J. L. Gavina e M. Thales. 2007. Topografia do sitio de Caxiuanã; pp. 5 – 9. In: I Seminário Científico do PPBio. Resumos do I Seminário Científico do PPBio, Belém.

Montgomery, R. A. 2004. Effects of understory vegetation on patterns of light attenuation near the forest floor. *Biotropica*, 36: 33-39.

- Parris, K. M. 2004. Environmental and spatial variables influence the composition of frog assemblages in sub-tropical eastern Australia. *Ecography*, 27: 392-400.
- Parris, K. M., T. W. Norton e R. B. Cunningham. 1999. A comparison of techniques for sampling amphibians in the forests of South-East Queensland, Australia. *Herpetologica*, 55: 271-283.
- Pearman, P. B. 1997. Correlates of amphibian diversity in an altered landscape of Amazonian Ecuador. *Conservation Biology*, 11: 1211-1225.
- Pearman, P. B.; A. M. Velasco e A. López. 1995. Tropical amphibian monitoring: a comparison of methods for detecting inter-site variation in species composition. *Herpetologica*, 51: 325–337.
- Peres, C. A. 1999. General guidelines for standardising line-transect surveys of tropical forest primates. *Neotropical Primates*, 7: 11–16.
- Pinto, M. G. M. 2006. Diversidade Beta, métodos de amostragem e influência de fatores ambientais sobre uma comunidade de lagartos na Amazônia Central. Tese de Doutorado em Ecologia, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, 90 pp.
- Poulsen, A. D., H. Tuomisto e H. Balslev. 2006. Edaphic and floristic variation within a 1-ha plot of lowland Amazonian rain forest. *Biotropica*, 38: 468-478.
- Ribeiro-Júnior, M. A., T. A. Gardner e T. C. S. Avila-Pires. 2006. The effectiveness of glue traps to sample lizards in a tropical rainforest. *South American Journal of Herpetology*, 1: 131–137.

- . 2008. Evaluating the Effectiveness of Herpetofaunal Sampling Techniques Across a Gradient of Habitat Change in a Tropical Forest Landscape. *Journal of Herpetology*, 42: 733-749.
- Rocha, C. F. D. 1999. Home Range of the tropidurid lizard *Liolaemus lutzae*: sexual and body size differences. *Revista Brasileira de Biologia*, 59: 125-130.
- Rödel, M.-O. e R. Ernst. 2004. Measuring and monitoring amphibian diversity in tropical forests. I. An evaluation of methods with recommendations for standardization. *Ecotropica*, 10: 1-14.
- Rossa-Feres, D. C. e J. Jim. 1994. Distribuição sazonal em comunidades de anfíbios anuros na região de Botucatu, São Paulo. *Revista Brasileira de Biologia*, 54: 323-334.
- Ryan, T. J., T. Philippi, Y. A. Leiden, M. E. Dorcas, T. B. Wigley e J. W. Gibbons. 2002. Monitoring herpetofauna in a managed forest landscape: effects of habitat types and census techniques. *Forest Ecology and Management*, 167: 83-90.
- Ruivo, M. L. P., L. H. R. Simões, S. A. Silva, R. D. Oliveira, J. L. Piccinin, U. S. Silva e J. A. Costa. 2007. Caracterização e variação lateral do solo na grade do PPBio/Caxiuanã –PA; pp. 13–17. In: I Seminário Científico do PPBio. Resumos do I Seminário Científico do PPBio, Belém.
- Sayer, E. J. 2006. Using experimental manipulation to assess the role of leaf litter in functioning of forest ecosystems. *Biological Reviews*, 81: 1-31.
- Schooley, R. L. 2006. Spatial heterogeneity and characteristic scales of species-habitat relationships. *BioScience*, 56: 533-537.

- Scott, N. J. 1976. The abundance and diversity of the herpetofaunas of tropical forest litter. *Biotropica*, 8: 41-58.
- Silva, N. J. e J. W. Sites. 1995. Patterns of diversity of neotropical squamate reptile species with emphasis on the Brazilian Amazon and the conservatin potencial of indigenous reserve. *Conservation Biology*, 9: 873–901.
- Silva, C. J., L. Sanches, M. E. Bleich, F. A. Lobo e J. S. Nogueira. 2007. Produção de serrapilheira no Cerrado e Floresta de Transição Amazônia-Cerrado do Centro-Oeste Brasileiro. *Acta Amazonica*, 37: 543–548.
- Silveira, J. M. 2002. Efeitos da exploração madeireira de alto impacto e de impacto reduzido sobre aspectos ecológicos e comportamentais de *Kentropyx calcarata* (Sauria: Teiidae) na Amazônia oriental. Dissertação de mestrado, Museu Paraense Emílio Goeldi, Belém, 80 pp.
- Sinsch, U. 1990. Migration and orientation in anuran amphibians. *Ethology, Ecology and Evolution*, 2: 65–79.
- Sousa, T. E. L. 2007. Distribuição de palmeiras (Arecaceae) ao longo de gradientes ambientais no baixo interflúvio Purus-Madeira, Brasil. Dissertação de mestrado em Ecologia, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, 33 pp.
- Stork, N. E. e T. M. Blackburn. 1993. Abundance, body size and biomass of arthropods in tropical forest. *Oikos*, 67: 483–489.
- Tinôco, M. S. 2004. Variação da comunidade de artrópodes nas formações florestadas do extremo sul da Bahia: disponibilidade de recursos alimentares para lagartos e anuros de serapilheira. Dissertação de mestrado, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 95 pp.

- Toft, C. A. 1980. Seasonal variation in populations of Panamanian litter frogs and their prey: a comparison of wetter and drier sites. *Oecologia*, 47: 34–38.
- Toft, C. A. 1981. Feeding ecology of Panamanian litter anurans: patterns in diet and foraging mode. *Journal of Herpetology*, 15: 139–144.
- Toft, C. A. 1982. Community structure of litter anurans in a tropical forest, Makokov, Gabon: a preliminary analysis in the minor dry season. *Terre et Vie* 36: 223–232.
- Uetz, G. W. 1979. The influence of variation in litter habitats on spider communities. *Oecologia*, 40: 29–42.
- Urbina-Cardona, J. N., M. Olivares-Pérez 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.
- Van Sluys, M. 1997. Home range of the saxicolous lizard *Tropidurus itambere* in Southeastern Brazil. *Copeia*, 1997: 623-628.
- Van Sluys, M., D. Vrcibradic, M. A. S. Alves, H. G. Bergallo e C. F. D. Rocha. 2007. Ecological parameters of the leaf-litter frog community of an Atlantic Rainforest area at Ilha Grande, Rio de Janeiro state, Brazil. *Austral Ecology*, 32: 254-260.
- Vasconcelos, H. L., A. C. C. Macedo e J. M. S. Vilhena. 2003. Influence of topography on the distribution of ground-dwelling ants in an Amazonian forest. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 38: 115–124.

- Vitt, L. J. 1991. Ecology and life history of the wide-foraging lizard *Kentropyx calcarata* (Teiidae) in Amazonian Brazil. *Canadian Journal of Zoology*, 69: 791-799.
- Vitt, L. J. 1996. Biodiversity of Amazonian lizards; pp. 89–108. In: A. C. Gibson (Ed.), *Neotropical biodiversity and conservation*. Miscellaneous publication n. 1. Mildred E. Mathias Botanical Garden, University of California, Los Angeles.
- Vitt, L. J. e J. P. Caldwell. 1994. Resource utilization and guild structure of small invertebrates in the Amazon forest leaf litter. *Journal of Zoology*, 234: 463–476.
- Vitt, L. J., P. A. Zani e T. C. S. Avila-Pires. 1997a. Ecology of the arboreal tropidurid lizard *Tropidurus* (= *Plica*) *umbra* in the Amazon region. *Canadian Journal of Zoology*, 75: 1876-1882.
- Vitt, L. J., P. A. Zani e A. C. M. Lima. 1997b. Heliotherms in tropical rainforest: the ecology of *Kentropyx calcarata* (Teiidae) and *Mabuya nigropunctata* (Scincidae) in the Curuá-Una of Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 13: 199–220.
- Vitt, L. J., S. S. Sartorius, T. C. S. Avila-Pires e M. C. Espósito. 2001. Life at the river's edge: ecology of *Kentropyx altamazonica* in Brazilian Amazonia. *Canadian Journal of Zoology*, 79: 1855–1865.
- Vitt, L. J., S. S. Sartorius, T. C. S. Avila-Pires, P. A. Zani e M. C. Espósito. 2005. Small in a big world: ecology of leaf-litter geckos in New World Tropical Forests. *Herpetological Monographs*, 19: 137-152.

- 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: 654-663.
- Vitt, L. J., W. E. Magnusson, T. C. S. Avila-Pires e A. P. Lima. 2008. Guia de lagartos da Reserva Adolpho Ducke, Amazônia Central. Áttema DesignEditorial, Manaus, 176 pp.
- Vonesh, J. R. 2001. Patterns of richness and abundance in a tropical African leaf-litter herpetofauna. *Biotropica*, 33: 502–510.
- Vormisto, J., O. L. Phillips, K. Ruokolainen, H. Tuomisto e R. Vásquez. 2000. A comparison of fine-scale distribution patterns of four plant groups in an Amazonian rainforest. *Ecography*, 23: 349-359.
- Watling, J. I. 2005. Edaphically-biased distributions of amphibians and reptiles in a lowland tropical rainforest. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 40: 15–21.
- Wiens, J. A. 1989. Spatial Scaling in Ecology. *Functional Ecology*, 3: 385-397.
- Woinarsk, J. C. Z., A. Fisher e D. Milne. 1999. Distribution patterns of vertebrates in relation to an extensive rainfall gradient and variation in soil texture in the tropical savannas of the Northern Territory, Australia. *Journal of Tropical Ecology*, 15: 381–398.
- Wunderle, J. M. Jr., M. R. Willig e L. M. P. Henriques. 2005. Avian distribution in treefall gaps and understorey of terra firme forest in the lowland Amazon. *Ibis*, 147: 109–129.

- Wyman, R. L. 1988. Soil acidity and moisture and the distribution of amphibians in five forests of Southcentral New York. *Copeia*, 1988: 394–399.
- Zimmerman, B. L. e R. O. Bierregaard. 1986. Relevance of the equilibrium theory of island biogeography and species-area relations to conservation with a case from Amazonia. *Journal of Biogeography*, 13: 133-143.
- Zuquim, G., F. R. C. Costa e J. Prado. 2007a. Fatores que determinam a distribuição de espécies de pteridófitas da Amazônia Central. *Revista Brasileira de Biociências*, 5: 360–362.
- b. Redução de esforço amostral vs. retenção de informação em inventários de pteridófitas na Amazônia Central. *Biota Neotropica*, disponível em: <http://www.biotaneotropica.org.br/v7n3/pt/abstract?article+bn03807032007>. ISSN 1676-0603.