



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE ZOOLOGIA
MESTRADO EM BIOLOGIA ANIMAL**

**ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE LAGARTOS DA RESERVA DE
GURJAÚ, PERNAMBUCO, BRASIL**

CLÁUDIO CAZAL DE ARAÚJO LIRA FILHO

**RECIFE – PE
2003**

CLÁUDIO CAZAL DE ARAÚJO LIRA FILHO

**ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE LAGARTOS DA RESERVA DE GURJAÚ,
PERNAMBUCO, BRASIL**

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado em Biologia Animal da Universidade Federal de Pernambuco, como parte dos requisitos para obtenção do grau de Mestre em Ciências Biológicas na Área de Biologia Animal.

Orientador: Profº Dr. Severino Mendes de Azevedo Júnior

**RECIFE – PE
2003**

Lira Filho, Cláudio Cazal de Araújo
Estrutura da comunidade de lagartos da Reserva
de Gurjaú, Pernambuco, Brasil / Cláudio Cazal de
Araújo Lira Filho. - Recife : O Autor, 2003.
xi, 79 folhas : il., fig., tab.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de
Pernambuco. CCB. Biologia Animal, 2003.

Inclui bibliografia.

1. Répteis – Lagartos – Estrutura de comunidade –
Gurjaú (PE). 2. Mata Atlântica – Pernambuco –
Conservação. 3. Lacertilia – Estrutura de comunidade
– Gurjaú (PE). 4. Sauria (Lagartos) – Comunidade –
Estrutura – Gurjaú (PE). I. Título.

598.112
597.95

CDU (2.ed.)
CDD (21.ed.)

UFPE
BC2004-190

CLÁUDIO CAZAL DE ARAÚJO LIRA FILHO

**ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE LAGARTOS DA RESERVA DE GURJAÚ,
PERNAMBUCO, BRASIL**

Banca Examinadora:

Prof^o Dr. Severino Mendes de Azevedo Júnior
Orientador/Presidente da banca
Depto. de Zoologia, UFPE e Depto. de Biologia, UFRPE

Prof^a Dra. Míriam Camargo Guarnieri
Membro Titular
Depto. de Zoologia, UFPE

Prof^o Dr. Antônio Rossano Mendes Pontes
Membro Titular
Depto. de Zoologia, UFPE

Prof^o Dr. Marcelo Tabarelli
Membro Externo
Depto. de Botânica, UFPE

Prof^o Dr. Paulo Jorge Parreira dos Santos
Membro Suplente
Depto. de Zoologia, UFPE

Prof^a Luciana Ianuzzi
Membro Suplente
Depto. de Zoologia, UFPE

18 de Dezembro de 2003
RECIFE – PE
2003

AGRADECIMENTOS

Ao professor Severino Mendes de Azevedo Júnior pela responsabilidade e desafio de me orientar em um grupo animal pouco íntimo de seu conhecimento, pelas oportunidades que me cedeu, pela sua confiança em meu trabalho e por garantir a melhor das condições para que esse trabalho fosse realizado.

À professora Míriam Camargo Guarnieri por ter me acompanhado na experiência de trabalho de campo em Gurjaú, pelas sugestões e amizade fiel cultivada nesses poucos anos de convívio.

À professora Eduarda Larrazábal, que estaria sempre presente se eu viesse a precisar de ajuda, de qualquer natureza.

Ao Professor Antônio Magalhães, e a todos os funcionários da FADURPE e da Reserva de Gurjaú, indispensáveis à execução da pesquisa.

Aos pesquisadores Laurie Vitt, James Dixon, Lee Fitzgerald, Richard Etheridge, Whit Gibbons, Paulo E. Vanzolini, Peter May e ao Smithsonian Institute pelos artigos e livros gentilmente cedidos e pelas autorizações em exibir fotos de lagartos de suas autorias. Um agradecimento especial a Miguel T. Rodrigues da USP pela atenção e colaboração à distância na identificação de espécies e esclarecimentos indispensáveis à execução desse trabalho.

A Jorge L. Marton da CPTEC pelo fornecimento dos dados meteorológicos referentes a Recife (PE), cedidos pelo INPE - CPTEC - DSA – SCD.

Aos membros da banda examinadora, pela disponibilidade, atenção e os apontamentos que serão indispensáveis na preparação das publicações a seguir.

Aos colegas do LAPT_x da UFPE, principalmente Júnior, Escobar, Renan, Milena, Lidiane e Juliana que sempre estiveram dispostos a me ajudar em Gurjaú... até o primeiro dia de coleta. Depois disso sempre arranjavam uma prova e nunca mais me acompanharam, embora sei que estariam sempre presentes se eu realmente precisasse.

Aos amigos Geraldo Moura, Samanta Della Bella, Caio José e Carmen Fedrizzi que têm compartilhado a mesma aflição ao realizar uma dissertação de mestrado. Carmen e Samanta, que apesar das dificuldades que vêm enfrentando em se aventurar tão longe de casa, mantêm sempre a vontade de fazer Ciência.

Ao eterno vereador Tonho de Gurjaú, Bibiu e Browner que me acompanharam sempre bem dispostos em muitas das remadas ao campo. Ao Tonho pela valorosa ajuda durante a instalação dos *pitfalls* e por ter presenciado a cena ridícula do ataque da imensa serpente *Drymarchon corais*.

Aos funcionários do Departamento de Zoologia e ao professor Mário F. da Silva, que entende mais de coleta de campo que todos os doutores que conheço.

À Ana Elizabete, a mais dedicada e estressada entre todos do Mestrado, e que precisa enfrentar diariamente inúmeras pequenas coisas para a Secretaria funcionar.

À Nara e Daniela da secretaria da Pós Graduação em Biologia Animal da UnB, aos professores Alexandre B. Araújo, Guarino R. Colli e a todos que passaram pelo Laboratório de Herpetologia da Universidade de Brasília: Daniel Mesquita, Gabriel Costa, Adrian Garda, Reuber Brandão, Ayrton Péres, Frederico França, Gustavo Vieira, Ruscaia Teixeira, Helga Wiederhecker, Alison Gainsbury e Gilson, Santos, Júlio Roma, Leonora Bastos, Mariana Zatz, Paula Valdujo, Fernanda Verneck, Graziela Biavati, Elena, Verônica, Daniel Ajaz e Paula Queiroz, por terem me ajudado no pouco que aprendi sobre lacertílios, e me acompanharem no desafio que encontrei durante minha breve passagem por Brasília. A todos os professores e funcionários da UnB que me auxiliaram nesse período.

Aos amigos Alex Welker e Mariana Zatz pelas inúmeras idas ao campo no Jardim Botânico e da Reserva do IBGE do DF. Ao Alex Welker por ter me apresentado a FEB e a EUBIOSE, que serviram de gatilho para as mudanças que têm me ocorrido desde então.

Aos amigos Fábio, Sérgio, Janaína e Dolores que foram, juntamente com Alex, os poucos brasilienses companheiros que conheci. À Janaína, que sempre esteve disposta a me apresentar os *points* de Brasília, embora nunca entendeu que eu não gostava de lá.

Ao Fernando Viana, e principalmente ao amigo Chris Haley pela paciência em conviver comigo aqueles cinco intermináveis e infernais últimos meses em Brasília. Ao Chris e à Cândice pela presença em todos os momentos ridículos que passamos e que nos divertíamos juntos naquele cubículo gelado.

Aos colegas Fernando Ferro, João Grandão, Walter Pinheiro, Gilmar Machado e Vânia pela tolerância e consideração nos oito longos meses em que estudei na UnB. Ao Dr. João Monlevard por me acolher nos primeiros dias em Brasília.

À minha irmã, Cláudia, ao Cláudio Avellar, papai e mamãe que têm estado sempre dispostos caso viesse a precisar. Aos meus pais, minha irmã, Tio Alberto e Tia Edla, que deram sempre o maior incentivo aos meus estudos, se sacrificando de todas as formas.

Ao amigo Leonardo Maia, que está sempre um passo a minha frente na evolução que buscamos.

Um agradecimento especial a minha companheira, amiga fiel e inseparável Sheilinha, pela sua paciência, incentivo e carinho durante todas essas longas eras que estamos juntos.

Com muita gratidão àqueles que me acompanham há muito tempo, sem que agora eu esteja lembrando, e que me permitem recomeçar todos os dias, embora eu seja tão ingrato que continue cometendo os mesmo erros, de formas diferentes.

“... para julgar os homens, é preciso primeiro, que cada um saiba julgar-se a si mesmo. Muita gente há, infelizmente, que toma suas próprias opiniões pessoais como paradigma exclusivo do bom e do mal, do verdadeiro e do falso; tudo o que lhes contradiga a maneira de ver, a suas idéias e ao sistema que conceberam, ou adotaram, lhes parece mal. A semelhante gente evidentemente falta a qualidade primacial para uma apreciação sã: a retidão do juízo. Disso, porém, nem suspeitam.”

Hippolyte Leon Rivail 1861

ÍNDICE

Lista de Figuras.....	viii
Lista de Tabelas.....	ix
Resumo.....	xi
Abstract.....	xii
Introdução.....	1
Materiais e Métodos.....	6
Área de Estudo.....	6
Captura dos indivíduos.....	7
Marcação e identificação dos indivíduos.....	9
Estrutura de Comunidade.....	9
Sazonalidade.....	12
Tratamento dos dados.....	14
Resultados.....	16
Discussão.....	20
Referências Bibliográficas.....	37

FIGURAS

- Figura 1. Localização da Reserva de Gurjaú no estado de Pernambuco. Fonte: Embrapa “O Brasil Visto do Espaço” <http://www.cdbrasil.cnpem.embrapa.br/>. Cartas SC-25-V-A-III-1-NO; SC-25-V-A-II-1-SO; SC-25-V-A-III-1-NE; SC-25-V-A-II-2-SE; SC-25-V-A-II-2-NE.....55
- Figura 2. Ortofotocartas obtidas pelos Serviços Aerofotogramétricos Cruzeiro do Sul S.A. 1975. Os fragmentos estudados foram: A – Mata Sucupema e B – Mata Cuxio.....56
- Figura 4. Armadilha tipo alçapão utilizada para coleta de lacertílios na Reserva de Gurjaú, Pernambuco. Foto: Eduarda Larrazábal 2002.....57
- Figura 4. Método de corte de falanges empregado na marcação individual de lacertílios na Reserva de Gurjaú, Pernambuco. Cada artelho apresenta uma numeração específica, correspondendo às unidades, dezenas ou centenas.....58
- Figura 5. Sexador de répteis (*Sexing Probes*) utilizado na determinação sexual de alguns indivíduos capturados na Reserva de Gurjaú, Pernambuco, no período de Agosto de 2002 a Julho de 2003.....59
- Figura 6. Armação de PVC utilizada na medição do grau de cobertura do dossel em cada armadilha da Mata Sucupema, Reserva de Gurjaú. As áreas não sombreadas representam o grau de abertura do dossel.....60
- Figura 7. Espécies de lagartos registrados na Reserva de Gurjaú, no período de Agosto de 2002 a Julho de 2003. A - *A. ameiva*; B - *T. teguixin*; C - *K. calcarata*; D - *Anotosaura sp. nov.*; E - *A. fuscoauratus*; F - *A. punctatus*; G - *E. catenatus*; H - *P. marmoratus*; I - *M. macrorhyncha*; J - *M. heathi*; L - *I. iguana*; M - *S. torquatus*; N - *T. hispidus*; O - *H. mabouia*; P - *C. meridionalis*; Q - *G. darwinii*. Fotos: L. Vitt (B, E, F, H, J, L, O); E. Larrazábal (A, C, G, I, M); L. F. Vaz (N); C. Cazal (D, P, Q).....61-69
- Figura 8. Quantidade de indivíduos por espécies registrados a cada mês na Reserva de Gurjaú, Pernambuco, no período de Agosto de 2002 a Julho de 2003.....70-72
- Figura 9. Curva de abundância das espécies registradas na Reserva de Gurjaú, Pernambuco. No primeiro gráfico estão os modelos de abundância mais empregados. No segundo gráfico, o eixo das ordenadas representa valores da abundância relativa em Log_{10} enquanto no eixo da abscissa estão as espécies por ordem decrescente de abundância.....73
- Figura 10. Curva de Rarefação calculada para os dois fragmentos estudados demonstra ser a Mata Sucupema o de maior riqueza de espécies.....74
- Figura 11. Verificação da Normalidade (A) e Homocedasticidade (B) dos resíduos. Regressão Linear entre o número de capturas na Mata Sucupema e a precipitação registrada para a região (C).....75
- Figura 12. Em A - Variação da precipitação (mm) e da temperatura ($^{\circ}\text{C}$) entre Agosto de 2002 a Julho de 2003 para Recife (PE) (Fonte: INPE - CPTEC - DSA – SCD). B – Número de capturas por mês com dados de ambos os fragmentos (as barras de erro representam o Erro Padrão).....76

LISTA DE TABELAS

Tabela I. Espécies registradas para a Reserva de Gurjaú, com referência ao número de indivíduos, as armadilhas em que foram capturados e a data de coleta, no período de Agosto de 2002 a Julho de 2003.....77

Tabela II. Espécies registradas para a Reserva de Gurjaú, com referência ao número de indivíduos e representatividade de cada espécie para a Mata Sucupema e Mata Cuxio, separadamente, no período de Agosto de 2002 a Julho de 2003.....76

Tabela III. Espécies de lacertílios registradas para o leste do estado de Pernambuco.....79

RESUMO

A Reserva de Gurjaú é um remanescente de Mata Atlântica localizado em Pernambuco, Brasil, sendo o maior encontrado no estado, com aproximadamente 1.362 ha de área total. Durante um período de 12 meses, foi estudada a estrutura da comunidade de lagartos na Reserva, considerando a riqueza, composição, abundância de espécies e suas relações com o nível de conservação da área, assim como os efeitos da sazonalidade sobre esses parâmetros. A comunidade de lagartos da Reserva de Gurjaú é formada de 16 espécies sendo 4 endêmicas de Mata Atlântica e uma dessas representando um novo registro para a região leste de Pernambuco. Essa comunidade é composta, na sua maioria, por espécies pouco abundantes e algumas aparentemente vulneráveis aos distúrbios causados pela ação antrópica. Entre os dois fragmentos analisados, a maior diversidade de espécie ocorreu naquele de maior dimensão, embora ocorreram alguns aspectos divergentes quanto a essa evidência. A diversidade mostrou estreita relação com a precipitação para a região, embora o mesmo não se observou para a temperatura. Apesar dos vários indícios de degradação e dos possíveis futuros declínios populacionais, a comunidade de lagartos da Reserva de Gurjaú, com sua alta representatividade quanto à fauna de lagartos registrados para o estado, tem resistido aos impactos externos e apresenta características fundamentais para se efetivar um plano de manejo e monitoramento na Reserva.

Palavras-chave: comunidade de lagartos, Pernambuco, Mata Atlântica, conservação, Reserva de Gurjaú.

ABSTRACT

The Atlantic Forest remanescent studied is located in the Gurjaú Reserve, the largest one in Pernambuco State, Northeastern Brazil, with 1362ha of total area. Species richness, abundance and composition of the lizard community in Gurjaú Reserve were studied between August 2002 and July 2003 using 160 drift fence pitfall traps, distributed along two closed patches, inside and on the edge of them. The traps were checked three times a week and the animals collected were sexed, measured (snout-vent length), weighted and released at the same locality. Seasonality effects on structure of lizard community and the conservation level of this community were considered during the period of study. Sixteen lizard species were found: four are Atlantic Forest endemic species and one is a new registry to east region of Pernambuco state. The community includes species with low abundance level and apparently vulnerable to antropogenic dusturbances. Comparing the two forest fragments studied, the higher diversity level was found inside the largest one. The diversity showed a strong relationship with precipitation level whereas temperature had no significance with it. The effects of human impact on this lizard community and the vulnerability of some species are important topics that justity an effective management plan for the reserve.

Keywords: Lizard, Sauria, Community Structure, Pernambuco, Brazil, Atlantic Forest, Conservation.

INTRODUÇÃO

O conceito biológico de comunidade tem sido discutido por gerações de pesquisadores, embora haja em comum a idéia de que comunidade seja um conjunto de populações, numa determinada área, que interagem entre si. Esse conceito difere do conceito de assembléia pelo fato que esta última tem como definição apenas um conjunto de populações, não necessariamente estando suas relações bem definidas (Pianka 1974; Schoener 1983; Giller 1984; Ricklefs 1987; Brown e Lomolino 1998; Gotelli 1999; Noss e Hunter 2001). Apesar do conceito de comunidade biológica estar atualmente relativamente bem determinado, é difícil distinguir exatamente seus limites, as populações que a compõe, assim como os níveis tróficos em que se distribuem, podendo todos esses aspectos variar em decorrência das escalas espacial e temporal consideradas (Pianka 1974; Giller 1984).

A partir da idéia de que as comunidades sejam de alguma forma organizadas, surgiu um aspecto que tem sido intensamente estudado nas últimas décadas: a sua estrutura. Esta abrange todas as formas pelas quais os membros de uma comunidade se relacionam e interagem uns com os outros e com o meio ambiente, as propriedades ao nível da comunidade originadas dessas interações, como estrutura trófica, fluxo energético, abundância e riqueza de espécies, entre outras (Pianka 1973; Giller 1984; Vitt e Zani 1998b, 1998a).

A diversidade biológica tem sido um dos atributos referentes à estrutura das comunidades que mais se tem estudado nas últimas décadas (Volterra 1931; Hutchinson 1968; Peterson et al 1998; Haydon e Pianka 1999; Myers et al 2000; Plotkin et al 2000; Schwartz et al 2000; Brown 2001; Vellend 2001; Smith 2002; Koleff et al 2003). À primeira vista, esse termo dá idéia de quantidade de espécies, o que seria na verdade

riqueza de espécies. A diversidade é uma medida que pondera informações referentes tanto à riqueza quanto à abundância de espécies, sendo esta última a quantidade de indivíduos de uma certa espécie em um local considerado. Dependentemente do tamanho de uma amostra, é intuitivo imaginar que a variação no número de espécies presentes dependa da abundância de cada uma na localidade estudada. Daí a necessidade de se considerar as informações referentes a essas duas variáveis quando se pesquisa a diversidade de espécies (Hairston 1968; Hairston et al 1968; Hutchinson 1968; MacArthur 1968; Giller 1984; Magurran 1988; Krebs 1989; Martins e Santos 1999).

A estrutura de uma comunidade pode também ser determinada pela forma que alguns parâmetros, como a riqueza, abundância e composição de espécies, se mostram diante de alterações ambientais ao longo de uma certa escala temporal, podendo essa estrutura ser classificada como estocástica ou determinística. Uma comunidade de estrutura estocástica é caracterizada quando esta não apresenta um padrão, ou seja, os parâmetros considerados variam frequentemente e aleatoriamente, com as espécies respondendo as alterações ambientais de forma imprevisível. Já uma comunidade de estrutura determinística é aquela em que esse parâmetro é consistente ao longo do tempo, sendo possível fazer previsões quanto ao *status* dessa comunidade baseando-se em suas condições atuais (Pianka 1974; Lawlor 1980; James 1994; Vitt et al 1999).

Fatores bióticos (relações interespecíficas) e abióticos (fatores ecológicos e históricos) têm sido atribuídos como responsáveis pelo resultado final da estrutura de uma comunidade. Quanto aos fatores bióticos, nas últimas décadas muitos pesquisadores deram forte atenção à competição (Barbault e Maury 1981; Pacala e Roughgarden 1982; Case 1983) desconsiderando muitas vezes outras interações como a predação e mutualismo. Os fatores abióticos referem-se a eventos históricos como a colonização, isolamento e

extinções locais, assim como a aspectos do ambiente físico que têm relação com as tolerâncias fisiológicas de cada espécie (Drake 1991; Vitt et al 1999).

As espécies de uma comunidade, embora apresentem diferentes características biológicas e ecológicas, podem se sobrepor na utilização dos recursos disponíveis no ambiente, geralmente ao longo de três diferentes dimensões: temporal, espacial e alimentar (Pianka 1969; Sale 1974; Vitt et al 1981; Huey e Pianka 1983; Bergallo e Rocha 1994). A dimensão temporal pode ser analisada a partir do estudo dos períodos de atividade de cada espécie, a dimensão espacial refere-se ao espaço explorado por cada uma delas, e já a dimensão alimentar baseia-se na natureza dos itens de suas dietas. A sobreposição no uso dos recursos pode levar as espécies, numa situação de coexistência, a minimizar a influência da outra através da partilha de recursos, ou seja, de sua utilização diferencial (Pianka 1969; Huey e Pianka 1977; Barbault e Maury 1981; Araujo 1985; Vrcibradic e Rocha 1996; Brown et al 2002).

Considerando uma determinada escala temporal, é possível perceber variações na estrutura de uma comunidade sob efeito da sazonalidade. Esse aspecto já foi observado principalmente em estudos de comunidades de aves (Calvi et al 2000; Porter et al 2000), mamíferos (M'Closkey 1976; Walker e Rabinowitz 1992; Mares e Ernest 1995; Porter et al 2000; Lacher Jr e Alho 2001) e principalmente lagartos (Pianka 1973; Scheibe 1987; Araujo 1991; James 1994). Atributos como a composição, abundância e diversidade local de espécies podem variar entre as estações do ano devido, principalmente, a variações na disponibilidade de abrigo e alimento (Huey e Pianka 1977; Dunham 1980; Barbault e Maury 1981; Vitt et al 1981; Huey e Pianka 1983; Vitt 1991b; Bergallo e Rocha 1994) recorrentes de modificações das características espaciais (Pianka 1966a; Scheibe 1987), como já foi observado para várias comunidades de lacertílios (Pianka 1966b, 1967;

Shenbrot et al 1991; Vitt e De Carvalho 1995; Howard e Hailey 1999). Neste caso, as espécies de lagartos podem estar segregando o recurso espacial, o que poderia ser resultado de diversos motivos: presença de competição interespecífica (Tinkle 1982; Dunham 1983), diferentes exigências fisiológicas e ecológicas para cada espécie, diferenças morfológicas entre as espécies (Ricklefs et al 1981; Vrcibradic e Rocha 1996), diferentes técnicas de forrageamento (Huey e Pianka 1981; Bergallo e Rocha 1994), distribuição diferencial de outros recursos no ambiente (Pianka 1966a; Vitt e De Carvalho 1995; Howard e Hailey 1999), entre outros.

Comunidades de lagartos em desertos (Ricklefs et al 1981; Vitt et al 1981; Shenbrot et al 1991), savanas (Vitt e De Carvalho 1995), florestas (Pollo e Péres-Mellano 1991; Sumner 1998; Conroy 1999; Sartorius et al 1999; Schlaepfer e Gavin 2001) e também em áreas de ecótono (Conroy 1999) foram estudadas por muitos pesquisadores. No Brasil, foram pesquisadas populações em áreas abertas do Cerrado (Vanzolini 1976; Vitt 1991b; Costa 1996; Araujo e Colli 1998; Pinto 1999; Colli et al 2002), savanas amazônicas (Vitt e De Carvalho 1995; Vitt e Zani 1998a) e restingas (Bergallo e Rocha 1994; Hatano et al 2001; Teixeira 2001). Poucos trabalhos tiveram como objetivo o estudo em outras formações vegetais fechadas, como matas de galeria no Cerrado (Costa 1996; Pinto 1999), Mata Atlântica e brejos de altitude (Rodrigues 1990; Borges 1991). A maioria destas pesquisas mostrou a ocorrência de sobreposição na utilização de recursos entre as espécies em pelo menos um dos eixos, podendo haver também variação na estrutura da comunidade, dependendo da escala temporal estudada.

No Brasil, poucos trabalhos considerando efeitos da sazonalidade sobre comunidades de lagartos foram realizados (Vitt 1991b; Vitt e De Carvalho 1995; Pinto 1999). Segundo esses autores, comunidades desse grupo faunístico podem sofrer influência

da sazonalidade principalmente em relação ao nicho alimentar. A comunidade de lagartos do nordeste brasileiro é atualmente muito pouco estudada, tendo os principais trabalhos sido realizados há décadas, os quais abrangeram com maior intensidade a Caatinga, e ainda assim ainda tem-se pouca informação sobre os lacertílios desse bioma (Amaral 1933/34, 1935; Vanzolini 1974, 1976; Vanzolini et al 1980). Quanto a Mata Atlântica do nordeste brasileiro, o conhecimento a cerca dessa fauna é ainda mais restrito, principalmente para Pernambuco (Vanzolini 1974; Morais e Morais 1987; Rodrigues 1990; Coimbra-Filho e Câmara 1996; Lima 1998).

Apesar da importância dos répteis na organização da comunidade das florestas, como dispersores de sementes em diferentes ambientes e no fluxo de energia através da cadeia trófica (Varela e Buncher 2002; Wootton 2002; Benítez-Malvino et al 2003), existem poucas informações quanto à abundância, riqueza e densidade desses animais na Mata Atlântica, principalmente na região nordeste. Répteis são organismos que respondem rapidamente a modificações no ambiente, como poluição da água, desmatamentos, variações climáticas, entrada de espécies invasoras e queimadas, sendo, desta forma, devido as suas características ecológicas e fisiológicas, ótimos bio-indicadores da qualidade ambiental (Sumner 1998; Vitt et al 1998; Schlaepfer e Gavin 2001; Vitt e Caldwell 2001).

Nesse trabalho, o objetivo é estudar a estrutura da comunidade de lagartos na Reserva de Gurjaú, quanto a sua riqueza, composição e abundância de espécies, sua relação com o nível conservacionista e distribuição espacial das espécies, considerando os efeitos da sazonalidade sobre esses parâmetros.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de Estudo

A Reserva de Gurjaú (08°10'00" e 08° 15'00" - Latitude 35° 02'30" e 35° 05'00" – Longitude), com cerca de 1.077ha, é uma área de floresta estacional perenifólia representando o maior remanescente de Mata Atlântica do estado de Pernambuco, distando 34km do centro da capital Recife (FIDEM 1993). Está localizada nas divisas dos municípios pernambucanos de Moreno, Jaboatão dos Guararapes e Cabo de Santo Agostinho, ocupando de cada município, respectivamente: 288ha (0,6% do município), 226ha (0,8% do município) e 848ha (17% do município) (Andrade-Lima 1960; FIDEM 1987, 1993) (Figura 1). A Reserva está inserida em uma única propriedade, administrada pela Companhia Pernambucana de Abastecimento de Água (COMPESA), onde está instalada uma estação de tratamento de água que abastece grande parte da Região Metropolitana do Recife (CPRH 2002).

A Reserva de Gurjaú faz parte da bacia hidrográfica do rio Gurjaú, principal afluente do rio Pirapama (Gama 2000; CPRH 2002), estando esta assentada sobre um relevo do complexo cristalino e da formação Cabo, apresentando altitudes que variam entre 80 e 130 metros. O solo da região é do tipo “podzólico vermelho amarelo com textura argilosa” (Jacomine et al 1972; FIDEM 1993), o clima da região é do tipo As’ quente e úmido, segundo classificação de Köppen. Apresenta chuvas de outono-inverno, caracterizando a Zona da Mata Pluvial, com precipitações de 1300 a 2300mm anuais e temperatura média de 23°C. O período das chuvas vai de Março a Agosto e o de estiagem

de Setembro a Fevereiro (Reis e Lima 1970; Jacomine et al 1972; Andrade e Lins 1982; Silva 2000).

A cobertura vegetal apresenta árvores com altura entre 20 e 40m em que se observa: *Dialium guianensis* (pau-ferro), *Parkia pendula* (visgueiro), *Sloanea obtusifolia* (marmajuba), *Basilloxylon brasiliensis* (pirauá), *Copaifera nítida* (pau-d'óleo), *Clarisia racebosa* (oiticia-da-mata), *Inga blanchetiana* (ingá-caixão), *Byrsonia sericea* (murici-da-mata), *Manilkara salzamanii* (maçaranduba), *Tabebuia avellanedae* (pau-d'arco), *Tabebuia serratifolia* (pau-d'arco-amarelo), *Caraipa densifolia* (camaçari), dentre outras (Andrade-Lima 1957, 1960; Silva e Ataíde 2003).

Foram escolhidos os maiores fragmentos presentes na reserva através da análise de ortofotocartas obtidas pelos Serviços Aerofotogramétricos Cruzeiro do Sul S.A. (escala 1:10.000, ano 1975). Foram selecionadas a Mata Cuxio e a Mata Sucupema (como são chamadas pela população humana residente) que estão separadas pelo represamento do rio Gurjaú, distando aproximadamente 30m entre si e apresentando áreas aproximadas de 52ha e 68ha, respectivamente (Figura 2).

Captura dos indivíduos

A metodologia empregada para capturar os animais consistiu em 39 armadilhas de interceptação e queda (*pitfall*), como descrito em Gibbons e Semlitsch (1981). Cada armadilha era formada por quatro baldes de PVC interligados por 5,0m de lona plástica preta de 0,5m de altura, em forma de “Y” (um balde no centro com três outros em cada extremidade do “Y”), somando um total de 156 baldes. Cada recipiente apresentava 0,4m de profundidade por 0,25m de diâmetro, ocupando um volume aproximado de 19,6 litros.

As lonas serviam para direcionar os lagartos aos baldes onde ficavam retidos para posteriormente serem retirados para identificação e marcação individual. Foram instaladas 29 armadilhas na Mata Sucupema e apenas 10 na Mata Cuxio, posicionadas sobre um transsecto no interior de cada fragmento, estando as armadilhas espaçadas entre si de 25 a 30m (Figura 3).

As coletas foram realizadas entre Agosto de 2002 e Julho de 2003 na Mata Sucupema, enquanto que na Mata Cuxio entre Novembro de 2002 e Maio de 2003.

As coletas foram realizadas a cada três dias, sendo verificadas as armadilhas em busca de indivíduos capturados e também para remover materiais coletados sem interesse para a pesquisa. Além do emprego desse método de coleta, alguns lagartos foram capturados com a mão, ou apenas registrada e espécie, quando encontrados ao serem revirados troncos caídos, cupinzeiros, bromélias, pedras e também aqueles avistados ao longo de caminhadas. As caminhadas foram realizadas durante os dias estabelecidos para coleta. Nesse percurso, de aproximadamente 3,2 km, a maior parte do trajeto ocorria fora da mata e paralelamente a borda. Todas as espécies encontradas foram registradas mesmo que não fossem capturadas, com o propósito de determinar a composição ao nível específico do grupo estudado.

Eventuais indivíduos encontrados mortos foram igualmente importantes para o levantamento das espécies de lacertílios da reserva. Todo material de difícil identificação foi etiquetado e fixado com formol 10%. Depois de fixado, transferido para álcool 70% para posterior identificação. Foram também encaminhadas descrições de espécies desconhecidas a especialistas da Universidade de São Paulo (USP), antes dos animais serem depositados na Coleção Herpetológica da UFPE.

Marcação e identificação dos indivíduos

Os indivíduos foram identificados ao nível de espécie e marcados através do corte de falanges (Figura 4). De cada indivíduo capturado foram obtidas as seguintes medidas: comprimento rostro-cloacal (CRC), comprimento da cauda (ambas medidas com régua de 1,0mm precisão); massa (balança Pesola® capacidade 10g, 30g ou 100g – precisão de 0,1g; 0,25g e 1,0g, respectivamente); sexo, quando possível, através da compressão da base caudal ou análise dos diferentes dimorfismos sexuais conhecidos para cada espécie, além da utilização de sexador de répteis apropriado (“*Sexing Probes*”) (Figura 5). Essas medidas biométricas foram dados suplementares na identificação dos indivíduos marcados. Além dessas variáveis, foram também anotadas data de coleta, armadilha e balde em que estes foram encontrados. Logo em seguida os animais foram soltos no mesmo local de sua captura.

Estrutura de Comunidade

A composição da comunidade consistiu na determinação de todas as espécies registradas na área de estudo, enquanto que a riqueza foi medida pelo número de espécies que nela ocorreu. A quantidade de indivíduos de cada espécie capturados nos fragmentos ao longo do período amostrado foi considerada como a abundância de espécies.

A diversidade local foi calculada pelos Índices de Diversidades de Simpson e de Shannon, como descrito em Magurran (1988):

- Índice de Diversidade de Simpson: $\frac{1}{D}$, sendo $D = \sum \frac{[n_i(n_i - 1)]}{[N(N - 1)]}$

- Índice de Diversidade de Shannon: $H' = -\sum p_i \ln p_i$, em que o valor máximo é $H'_{Max} = \ln S$, onde S é o número de espécies, p_i e n_i são a abundância proporcional da espécie i em relação ao total de indivíduos capturados (N).

A escolha dos dois índices é justificada pela importância diferenciada que cada um atribui a abundância das espécies: o Índice de Simpson é caracterizado por ceder maior peso às espécies comuns, enquanto que o de Shannon atribui peso maior às espécies raras (Pielou 1977; Magurran 1988; Odum 1988). A partir do índice de Shannon foram calculadas, ao se comparar duas amostras, a variância e graus de liberdade através de (Magurran 1988):

$$VarH' = \left[\frac{\sum p_i (\ln p_i)^2 - (\sum p_i \ln p_i)^2}{N} \right] - \left[\frac{S-1}{2N^2} \right]$$

$$gl = \frac{(VarH'_1 + VarH'_2)^2}{\left[\frac{(VarH'_1)^2}{N_1} \right] + \left[\frac{(VarH'_2)^2}{N_2} \right]}$$

para depois ser realizado teste-t (Magurran 1988):

$$t = \frac{H'_1 - H'_2}{\sqrt{(VarH'_1 + VarH'_2)}}$$

Foram empregadas as fórmulas acima ao se comparar a diversidade entre os fragmentos e entre as estações seca e chuvosa para a Mata Sucupema. Quanto à

comparação da diversidade entre as duas matas, foram consideradas apenas as amostras obtidas no período em que ocorreu sobreposição de coleta para ambos fragmentos (de Novembro/2002 a Maio/2003). Devido à diferença no esforço de captura para as duas localidades (29 armadilhas de interceptação e queda na Mata Sucupema e apenas 10 na Mata Cuxio), calculou-se a Curva de Rarefação, que minimiza essa diferença ao se padronizar um tamanho teórico para ambas amostras (Magurran 1988):

$$E(S) = \sum \left\{ 1 - \left[\frac{(N - N_i)!}{n![(N - N_i) - n]!} / \frac{N!}{n!(N - n)!} \right] \right\}$$

em que, $E(S)$ corresponde ao número esperado de espécies, n é o tamanho da amostra padronizada, N é o número total de indivíduos da amostra a ser avaliada e N_i é a quantidade de indivíduos da espécie i .

Outro índice calculado foi a Equitabilidade, que compara as amostras com um modelo teórico em que todas as espécies apresentam a mesma abundância:

$$E = \frac{H'}{H'_{Max}} \text{ (descrito em Magurran 1988)}$$

A Equitabilidade tem sido empregada juntamente com a riqueza e abundância de espécies para descrever a diversidade de uma comunidade. Ela refere-se à proporcionalidade entre as espécies em uma localidade, considerando mais diversas aquelas comunidades que apresentam espécies com abundâncias aproximadas. O valor resultante do

seu cálculo varia de 0 (quando ocorre dominância de poucas espécies) a 1 (abundância das espécies é semelhante).

Outra forma de analisar a abundância das espécies foi através da construção e avaliação de uma curva de abundância de espécies, também conhecida como *Whittaker Rank-Abundance Plot*. Nesse gráfico são plotadas a abundância relativa pelo *rank* de espécies (a partir da mais abundante), permitindo ajustar a curva obtida com um dos modelos de abundância mais utilizados (*Geometric Series*, *Log-Series*, *Log-Normal* ou *Broken-Stick*). Com os dados somados de ambos fragmentos, a curva construída foi então comparada ao modelo mais apropriado, que foi testado através de Chi-Quadrado conforme descrito em Magurran (1988), Krebs (1989) e Smith (2002).

Para determinar se a estrutura da comunidade variou sazonalmente, dados de riqueza, diversidade local e abundância de espécies foram comparadas entre as estações seca (de Setembro a Fevereiro) e chuvosa (de Março a Agosto) com teste-t.

Análise de Variância foi empregada para se fazer comparações entre as armadilhas, considerando o número de capturas e grau de cobertura do dossel. Quando não atingidas as premissas desse teste, foi empregado teste Kruskal-Wallis.

Sazonalidade

Para testar efeitos da sazonalidade sobre a comunidade de lagartos, foram utilizados dados de precipitação e temperatura para o município de Recife (PE) obtidas pelo INPE/CPTEC/DAS/SCD (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais/ Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos/ Divisão de Satélites e Sistemas Ambientais/ Setor de Coleta

de Dados) no período de Agosto de 2002 a Julho de 2003, empregando Regressão Linear ou Correlação Spearman.

Considerando a presença de várias clareiras resultantes em parte da ação antrópica no interior dos fragmentos, foi coletado para cada ponto (armadilha) o grau de cobertura do dossel com a finalidade de testar a relação dessa variável com a diversidade de espécies capturadas em cada *pitfall*. Foi também utilizado teste-t ao se comparar o grau de cobertura do dossel entre as estações. Para se medir a cobertura, foi utilizada uma armação quadrada de PVC de 0,25m de lado, cuja área interna foi dividida por fios de *nylon* distantes 2,5cm entre si, preenchendo a área interna do quadrado com 100 parcelas idênticas. Através da observação visual da copa das árvores em cada localidade foi permitido estimar, em termos de percentagem, o nível de abertura ou cobertura do dossel (Figura 6).

Considerando a possível diferença entre a diversidade de espécies entre os dois fragmentos e também na Mata Sucupema entre as duas estações, foram calculados o Índice de Similaridade de Morisita-Horn e o de Sorenson. O primeiro índice calcula o grau de similaridade (ou dissimilaridade) entre comunidade ou localidades (Magurran 1988). Morisita-Horn é uma variação do Índice de Similaridade de Morisita, desenvolvido para dados quantitativos:

$$\text{Morisita-Horn: } C_{mH} = \frac{2 \sum (a_i b_i)}{(a + b) aN bN} \text{ (Magurran 1988)}$$

sendo aN e bN ao número de indivíduos nas localidades (estação) a e b , respectivamente; a_i e b_i referem-se à quantidade de indivíduos da espécie i nos locais a e b , sendo:

$$da = \frac{\sum an_i^2}{aN^2} \text{ e } db = \frac{\sum bn_i^2}{bN^2} \text{ (Magurran 1988)}$$

O Índice de Morisita-Horn apresenta a falha de ser influenciado pela presença de alta abundância de algumas espécies. Por essa razão foi também utilizado o índice de Sorenson:

$$C_s = \frac{2j}{(a+b)} \text{ (Magurran 1988)}$$

onde j , a e b representam o número de espécies em ambas localidades, o número de espécies no ponto a e número de espécies no ponto b , respectivamente.

O resultado desses índices é expresso em um valor entre 0, quando as localidades são totalmente dissimilares, e 1 no caso de haver completa similaridade.

Tratamento dos dados

Para realização do teste-t, os dados foram testados quanto à normalidade através do teste Kolmogorov-Smirnov, a homogeneidade das variâncias foi testada por meio de teste Bartlett's Test e quando necessário os dados foram transformados através de \log_{10} ou raiz quadrada para atingir essas premissas. Na ocorrência de fortes desvios dessas premissas, deu-se preferência ao teste de Mann-Whitney.

Quanto à diversidade calculada pelo índice de Shannon, antes de ser comparada com teste-t entre duas amostras foi testada a normalidade de $\ln p_i$ por meio do teste Kolmogorov-Smirnov.

Quanto à Regressão Linear, foram testadas as premissas de normalidade conforme explicado para teste-t, além de homocedasticidade dos resíduos e presença de outliers. Para avaliação dessas duas últimas premissas foram também analisados gráficos de resíduos. Quando ocorreram desvios significantes das premissas, foi realizado teste de Correlação de Spearman.

Os dados estão apresentados na forma $média \pm desvio$ padrão, tendo todas as análises estatísticas sido realizadas conforme Zar (1999) e Tabachnick e Fidell (1996) e com a utilização dos programas StatSoft Statistica v6 e SAS System v8, tomando sempre nível de significância de 0,05. Para o cálculo do Chi-quadrado, da Curva de Rarefação, Equitabilidade, os índices de similaridade, índices de diversidades de Simpson e de Shannon, assim como teste-t comparando o último entre duas amostras, foi utilizado o programa BIO-DAP: Biodiversity Analysis Package - Biological Diversity and its Measurements (desenvolvido por Gordon, T. e Clay, D., 2000) software baseado em Magurran (1988).

RESULTADOS

Foram capturados 174 lagartos, distribuídos em 16 espécies e pertencentes a sete famílias: Gekkonidae: *Coleodactylus meridionalis*, *Gymnodactylus darwinii* e *Hemidactylus mabouia*; Iguanidae: *Iguana iguana*; Tropiduridae: *Strobilurus torquatus* e *Tropidurus hispidus*; Teiidae: *Ameiva ameiva*, *Kentropyx calcarata* e *Tupinambis teguixin*; Polychrotidae: *Anolis fuscoauratus*, *Anolis punctatus*, *Enyalius catenatus* e *Polychrus marmoratus*; Gymnophthalmidae: *Anotosaura sp. nov.*; Scincidae: *Mabuya heathi* e *Mabuya macrorhyncha* (Figura 7 e Tabela I).

Apenas *Iguana iguana*, *Polychrus marmoratus* e *Hemidactylus mabouia* não foram capturadas em armadilhas, sendo a primeira espécie registrada para a localidade devido à confirmação de sua presença pela comunidade humana residente no local. Apenas um exemplar de *Polychrus marmoratus* foi encontrado morto durante o período de caminhada, enquanto que *Hemidactylus mabouia* foi registrado somente nas proximidades das residências e alojamentos de funcionários da reserva, não sido encontrado no interior dos fragmentos. Informações referentes à localidade, data de coleta de cada espécie e número de indivíduos estão expostas na Figura 7 e nas Tabelas I e II.

A espécie mais abundante na Reserva de Gurjaú foi *Kentropyx calcarata*, (35% das capturas), seguida por *Anotosaura sp. nov.* (23,5%) e *Mabuya heathi* (12,6%), enquanto as demais espécies totalizaram 28,9% das capturas (Tabela I e Figura 9).

Das espécies coletadas, são endêmicas da Mata Atlântica *Anotosaura sp. nov.*, *Enyalius catenatus*, *Gymnodactylus darwinii* e *Strobilurus torquatus*. Algumas espécies foram capturadas exclusivamente na Mata Sucupema, sendo elas: *Ameiva ameiva*,

Coleodactylus meridionalis, *Tropidurus hispidus*, *Mabuya heathi* e *Mabuya macrorhyncha*, enquanto que *Gymnodactylus darwini* foi capturada apenas na Mata Cuxio.

A Mata Sucupema apresentou maior riqueza e abundância de espécies: 131 indivíduos e 12 espécies, enquanto que na Mata Cuxio foram capturados 43 indivíduos distribuídos em 8 espécies. Objetivando minimizar o efeito da diferença no esforço de captura entre as duas matas, foi construída Curva de Rarefação para ambas as localidades o que mostrou ser a Mata Sucupema a de maior riqueza de espécies (Figura 10).

Considerando o período de coleta entre Novembro de 2002 a Maio de 2003, o índice de diversidade de Simpson mostrou haver diferença em termos de diversidade específica entre os fragmentos ($1/D_{\text{Sucupema}}=4,49$; $1/D_{\text{Cuxio}}=3,272$; $E_{\text{Sucupema}}=E_{\text{Cuxio}}=0,74$). Ao se comparar os dois fragmentos com o índice de diversidade de Shannon ($H'_{\text{Sucupema}}=1,83$; $H'_{\text{MaxSucupema}}=2,48$; $H'_{\text{Cuxio}}=1,45$; $H'_{\text{MaxCuxio}}=1,94$; $E_{\text{Sucupema}}=E_{\text{Cuxio}}=0,74$) através de teste-t, o resultado foi semelhante: Mata Sucupema apresentou aparentemente maior diversidade de espécies ($t_{0,05(2)78}=1,99$; $t=2,343$; $p=0,02$; $\text{Cuxio}_{\text{normalidade}}$: Kolmogorov-Smirnov $D=0,28$; $p=0,08$; $\text{Sucupema}_{\text{normalidade}}$: Kolmogorov-Smirnov $D=0,15$; $p>0,15$).

A curva de abundância obtida utilizando o número de capturas dos dois fragmentos aproximou-se do modelo Log-Normal, sendo as duas curvas significativamente semelhantes segundo teste Chi-Quadrado ($gl=3$; $\chi^2=0,66$; $p=0,88$) (Figura 9).

Ao ser comparado o número de capturas mensais entre os períodos seco e chuvoso para o fragmento Sucupema, ocorreu diferença significativa entre as estações ($H_0: \mu_{\text{seca}} \leq \mu_{\text{chuva}}$; $t_{0,05(1)5}=2,01$; $t=3,22$; $p=0,01$), apresentando a estação seca ($n=96$, $16 \pm 8,6$) (Kolmogorov-Smirnov $D=0,13$; $p>0,15$) maior número de capturas que a chuvosa ($n=35$; $5,6 \pm 3,6$) (Kolmogorov-Smirnov $D=0,17$; $p>0,15$) (Bartlett's Test: $p=0,08$). Quanto à comparação entre o número de capturas de indivíduos entre as armadilhas, ocorreu

significante diferença nesse mesmo fragmento (Kruskal-Wallis Test: $H=50,55$; $gl=28$; $p=0,005$). Não foi detectada diferença relevante entre as estações do ano para a Mata Sucupema, em termos de diversidade de espécies, segundo teste-t entre os valores do índice de Shannon calculados para cada estação ($H'_{seca}=1,85$; $E_{seca}=0,80$; $H'_{chuva}=1,66$; $E_{chuva}=0,75$; teste-t: $t=1,150$, $t_{0,05(2)71}=1,99$; $p=0,25$), enquanto que para o índice de diversidade de Simpson foi verificada ligeira diferença: $1/D_{chuva}=5,04$ e $1/D_{seca}=4,10$. Os índices de similaridades de Morisita-Horn e de Sorensen, referentes à diversidade de espécies entre Mata Cuxio e Mata Sucupema, foram: $C_{mH}=0,53$ e $C_s=0,63$. Já entre estações seca e chuvosa apenas para a Mata Sucupema foram, respectivamente, 0,86 e 0,74.

Quanto ao efeito da precipitação sobre o número de capturas na Mata Sucupema, foram testadas as premissas de normalidade dos resíduos (Kolmogorov-Smirnov $D=0,17$; $p>0,15$), normalidade a homocedasticidade das variáveis (número de capturas: Kolmogorov-Smirnov $D=0,20$; $p>0,15$; \log_{10} Precipitação: Kolmogorov-Smirnov $D=0,16$; $p>0,15$; Bartlett's Test: $p=0,24$) antes de proceder a Regressão (Figura 9). A relação testada foi significante quanto à representatividade da precipitação sobre o número de capturas mensais no período avaliado ($r^2=0,6467$; $F_{0,05(1)1,10}=4,96$; $F=18,30$; $p=0,001$) (Figura 11).

Ao se testar a relação entre a temperatura e a média mensal de capturas, antes foram realizados teste Kolmogorov-smirnov, para testar normalidade, e análise da homocedasticidade das variáveis e dos resíduos. Após várias tentativas de transformação dos dados por \log_{10} e raiz quadrada, deu-se preferência à realização do teste de Correlação não-paramétrico (Spearman). O resultado mostrou não haver significante relação entre a variação de temperatura e o número de capturas ao longo do ano ($r_{spearman}=0,52$; $t_{0,05(2)11}=0,618$; $t=1,86$; $p=0,09$), apesar da aparente relação entre as variáveis (Figura 11).

Com o grau de cobertura do dossel disponível para cada ponto de coleta, foi realizada Análise de Variância, embora algumas amostras homocedásticas não atingiram a normalidade mesmo transformando-as por Log_{10} ou raiz quadrada (Bartlett's Test: $g=27$; $\chi^2=34,65$; $p=0,15$). Foi constatada diferença significativa dessa variável entre as armadilhas ($F_{0,05(2)28}=13,03$; $p<0,0001$), embora não tenha ocorrido entre as duas estações (Mann-Whitney: $U=13676,50$; $p=0,12$).

Quanto à relação entre o número de capturas e a cobertura do dossel, devido a fortes desvios das premissas, foi utilizada Correlação de Spearman com as médias do número de capturas e da cobertura do dossel para cada armadilha no fragmento Sucupema, entre as estações e ao longo do período amostrado. Todas as hipóteses testadas foram rejeitadas, não havendo qualquer relação entre as variáveis para os 12 meses de coletas ($r_{s0,05(2)58}=0,259$; $r_{\text{spearman}}=-0,07$; $p=0,58$), ou para as estações chuvosa ($r_{s0,05(2)29}=0,368$; $r_{\text{spearman}}=-0,18$; $p=0,54$) e seca ($r_{s0,05(2)29}=0,368$; $r_{\text{spearman}}=-0,07$; $p=0,72$).

DISCUSSÃO

Entre o Oceano Atlântico e o limite oeste da Mata Atlântica, ocorrem aproximadamente 50 espécies de lagartos (desconsiderando aquelas encontradas em restingas), entre as quais 22 ocorrem nesse mesmo bioma nos limites do estado de Pernambuco (Amaral 1933/34, 1937; Etheridge 1968, 1969; Vanzolini 1972, 1974, 1976; Jackson 1978; Vitt 1985; Morais e Morais 1987; Rodrigues 1987, 1990; Gallagher Jr e Dixon 1992; Rodrigues 2000b) (Tabela III).

A Reserva de Gurjaú apresenta 16 espécies de lagartos, o que corresponde a 72% das espécies de lacertílios encontradas na Mata Atlântica de Pernambuco e a 32% das espécies da Mata Atlântica brasileira (Rodrigues 1990) (Tabela III). Entre aquelas encontradas na Reserva quatro são endêmicas da Mata Atlântica, sendo uma espécie descoberta há poucos anos para o nordeste (Rodrigues 1990). Essa espécie, *Anotosaura sp. nov.*, ainda não descrita mas com previsão de ser um novo gênero (Miguel T. Rodrigues, com. pess.), apresenta registros apenas para o município de João Pessoa, estado da Paraíba, e em Brejo dos Cavalos, um enclave de mata úmida encontrado na região semi-árida do estado de Pernambuco (Rodrigues 1990). Sua captura na Reserva de Gurjaú pode ser um dos primeiros, possivelmente o primeiro registro dessa espécie para o leste pernambucano. A ausência de registros de *Anotosaura sp. nov.* na região contrasta com o fato desta ter sido uma das mais abundantes espécies capturadas no local pesquisado, o que provavelmente se deu em decorrência da falta de exploração adequada na Mata Atlântica da região, principalmente em relação à herpetofauna, causa também atribuída por Rodrigues (1990) ao descobrir a espécie em condição semelhante na Paraíba. As outras três espécies endêmicas

desse bioma e encontradas na Reserva de Gurjaú são: *Enyalius catenatus*, *Gymnodactylus darwini* e *Strobilurus torquatus*.

Enyalius catenatus está distribuída da porção oriental de Pernambuco até Santa Catarina (Etheridge 1969), embora espécies desse gênero sejam abundantemente encontradas em matas de galeria do Cerrado (Costa 1996; Araujo e Colli 1998; Colli et al 2002; Zatz 2002), na Floresta Amazônica (Nascimento et al 1987; Vitt et al 1999), Mata Atlântica (Etheridge 1969; Vanzolini 1974; Jackson 1978; Zamprogno et al 2001), Caatinga (Etheridge 1969; Jackson 1978) em porções de mata em restingas (Freire 1996) e brejos de altitude no nordeste (Borges 1991). Espécies do gênero costumam explorar o solo para forragear (Vanzolini 1972; Jackson 1978; Vitt et al 1999; Zamprogno et al 2001), apesar de ainda apresentarem hábito arborícola bem desenvolvido, o que pode ter sido responsável pelo baixo número de capturas desse lagarto na área estudada, não refletindo necessariamente sua abundância no local.

Semelhantemente à espécie anterior, o lagarto *Gymnodactylus darwini* apesar de ser endêmico de Mata Atlântica (Vanzolini 1974; Vanzolini et al 1980; Vanzolini 1986) também é encontrado em restingas, mas ocupando principalmente ambiente de mata ou bromélias nesse bioma (Araujo 1985; Rodrigues 1990; Freire 1996, 1998; Teixeira e Giovanelli 1999; Teixeira 2001). A espécie representou pequena proporção da amostra total, sendo essa baixa representatividade encontrada também em outros trabalhos, resultante principalmente de sua preferência por áreas sombreadas, como interior de troncos em decomposição, bromélias e o folhiço da mata, dificultando consideravelmente sua localização (Vanzolini 1972, 1974; Araujo 1985; Freire 1996). A sua presença exclusiva na Mata Cuxio pode ser causada pela predominância desses recursos no local, já que o transecto analisado desse fragmento aparentemente mostrou uma estrutura vegetal mais

densa, menor número de clareiras e uma camada de folhiço mais espessa, embora tais variáveis não foram avaliadas apropriadamente entre as duas localidades.

O tropidurídeo *Strobilurus torquatus*, espécie única do gênero, é exclusiva da Mata Atlântica e apresenta distribuição pouco ampla, sendo encontrada desde Pernambuco até o Espírito Santo (Etheridge 1968; Vanzolini 1974; Jackson 1978; Rodrigues et al 1989). Apesar de ser considerada endêmica desse bioma, possui apenas um registro para o Ceará, restringindo-se a um brejo de altitude (Borges 1991). Embora seja um lagarto típico de áreas fechadas, tem sido encontrado principalmente em áreas degradadas, às vezes nas proximidades de ambientes bem preservados. A sua quase total ausência em florestas primárias, segundo Rodrigues et al (1989), deve-se ao fato desse lagarto heliotérmico habitar os mais altos estratos arbóreos e as copas nessa formação vegetal, enquanto que em áreas degradadas pelo corte seletivo a espécie tende a freqüentar o solo desses ambientes por consequência da presença das clareiras abertas. A freqüência desse lagarto nos fragmentos estudados é um forte indício da degradação florestal encontrada na localidade, a qual foi recentemente relatada em estudos de ecologia vegetal realizados na Reserva de Gurjaú (Marangon 2003). Assim como *Gymnodactylus darwini*, a espécie tem sempre mostrado baixa representatividade nos inventários de lacertílios, embora não possa ser considerado exatamente um animal raro já que pode ser relativamente abundante em certos habitats (Vanzolini 1974; Rodrigues et al 1989).

As espécies não endêmicas registradas para a Reserva de Gurjaú são também encontradas em outros biomas: quatro espécies são encontradas na Caatinga, Cerrado, Floresta Amazônica e Mata Atlântica (*Ameiva ameiva*, *Coleodactylus meridionalis*, *Hemidactylus mabouia* e *Iguana iguana*), uma espécie em caatinga, Floresta Amazônica e Mata Atlântica (*Kentropyx calcarata*) quatro espécies em Floresta Amazônica e Mata

Atlântica (*Anolis fuscoauratus*, *Anolis punctatus*, *Polychrus marmoratus* e *Tupinambis teguixin*) e três espécies em Caatinga e Mata Atlântica (*Mabuya heathi*, *Mabuya macrorhyncha*, *Tropidurus hispidus*) (Cunha 1961; Vanzolini 1972, 1974, 1976; Williams 1976; Vanzolini et al 1980; Cunha 1981; Rodrigues 1987, 1990; Vitt 1991b, 1991a; Silva Jr e Sites Jr 1995; Araujo e Colli 1998; Freire 1998; Rodrigues 2000a; Colli et al 2002; Vitt et al 2003).

A captura única de *Tropidurus hispidus* não está de acordo com a real abundância da espécie na área. Esse lagarto é um dos mais abundantes no nordeste brasileiro, sendo freqüente tanto em áreas urbanas quanto em áreas bem preservadas, estando muito bem representado no estado de Pernambuco (Amaral 1933/34, 1937; Vanzolini 1972, 1974; Morais e Morais 1987; Rodrigues 1987; Borges 1991; Freire 1996). Sua escassez no interior das matas pode ser consequência de sua preferência por habitar superfícies rochosas, que na Reserva de Gurjaú está acrescida de grandes extensões de concreto devido à presença da estação de tratamento de água da COMPESA e o crescente número de novas residências humanas (Oliveira 2002; Larrazábal et al 2003). A forte presença da espécie habitando esse recurso na Reserva de Gurjaú pode estar relacionada à sua baixa representatividade no interior dos fragmentos. A inserção de novos elementos paisagísticos na proximidade de áreas florestais disponibiliza um novo recurso a ser explorado por espécies silvestres, podendo até influenciar outros níveis das comunidades as quais pertençam (Meffe et al 1997; Myers 1997).

Quanto a *Iguana iguana* e *Polychrus marmoratus*, embora sejam espécies de ampla distribuição na região, são animais de hábito arborícola o que poderia ter interferido nos seus níveis de captura. Quanto à primeira espécie, esta é encontrada em grande parte da América, distribuída desde o sul do México até o Paraguai, incluindo também ilhas do

Caribe (Werner 1991; Esquivel 1999). É uma espécie de grande porte (podendo chegar a 6,0 Kg) que, apesar da de relatos de sua presença no solo, habitat preferencialmente o extrato arbóreo (Vanzolini 1972; Werner 1991). *Iguana iguana* está amplamente distribuída no território brasileiro nos maiores biomas e em brejos de altitude, aparentemente não havendo ainda registros para as restingas (Vanzolini 1972, 1974; Vanzolini et al 1980; Borges 1991; Nascimento et al 1991; Silva Jr e Sites Jr 1995; Araujo e Colli 1998; Colli et al 2002; Rodrigues 2002). É um lagarto utilizado como fonte de alimentação pela comunidade humana presente nos limites da Reserva de Gurjaú (Eduarda Larrazábal, com. pess.), juntamente com *Tupinambis teguixin* (Larrazábal et al 2003). Para esse caso, a exemplo de relatos referentes a certas áreas de proteção ambiental localizadas na América Central, uma forma de garantir o não declínio populacional de *Iguana iguana* seria aplicar projetos de manejo e uso racional de seus recursos oriundos (carne e ovos) na Reserva de Gurjaú (Werner 1991; Esquivel 1999).

Encontrado tanto na Mata Atlântica como na Floresta Amazônica, *Polychrus marmoratus* habita quase que exclusivamente o ambiente arbóreo, diferentemente de seu congênere *Polychrus acutirostris*, encontrado também no solo em áreas abertas e áridas do Brasil (Vanzolini 1972; Vanzolini et al 1980; Vanzolini 1986; Rodrigues 1990; Nascimento et al 1991; Silva Jr e Sites Jr 1995; Araujo e Colli 1998; Rodrigues 2000a; Colli et al 2002). A escassez de dados na literatura referentes a *Polychrus marmoratus* dificulta fazer qualquer inferência quanto a sua baixa representatividade, a qual se deve provavelmente à mesma razão já comentada para as outras espécies arborícolas anteriormente citadas.

Apesar das espécies arborícolas *Anolis fuscoauratus* e *Anolis punctatus* serem abundantes em ambientes de mata fechada da Amazônia e Mata Atlântica (Williams 1976; Borges 1991), ambas parecem mostrar grande preferência por bordas e clareiras nesses

habitats, apesar de evitarem ambientes com altas temperaturas (Vanzolini 1972, 1974; Vitt et al 2003). Foram registrados poucos indivíduos na Mata Cuxio em comparação com a Mata Sucupema, possivelmente em decorrência do menor esforço de captura no primeiro fragmento. Por serem espécies relativamente bem adaptadas tanto a florestas alteradas como aquelas em melhor estado de preservação (Vanzolini 1972, 1974; Vitt et al 2003), a baixa frequência desses lagartos não está necessariamente relacionada com o nível conservacionista dos fragmentos, mas provavelmente ao hábito arborícola ao qual estão associados.

O Gekkonidae *Coleodactylus meridionalis* foi encontrado apenas na Mata Sucupema, correspondendo a apenas 0,6% dos animais coletados. Por ser um lagarto de pequeno porte, sua presença passa quase despercebida e resultando numa baixa proporção em inventários, mesmo porque é encontrado sob o folhicho do solo de formações vegetais fechadas o que dificulta ainda mais sua localização (Vanzolini 1972, 1974; Freire 1996). A espécie apresenta uma distribuição bem ampla sendo encontrada em florestas em todos os maiores biomas brasileiros e apresentando poucos registros para áreas abertas como a caatinga e dunas em restingas (Vanzolini et al 1980; Freire 1996, 1999). Na Reserva de Gurjaú, foi encontrado um exemplar em uma das armadilhas de menor número de capturas, exatamente em um dos pontos mais sombreados do fragmento Sucupema.

Hemidactylus mabouia foi frequentemente observada habitando as instalações da estação de tratamento de água na Reserva de Gurjaú, embora a ausência de registros desse lagarto nas armadilhas se deu, provavelmente, em decorrência de sua habilidade em escalar superfícies lisas (Autumn e Peattie 2002), saindo das armadilhas com facilidade. Sabe-se que as armadilhas tipo alçapão apresentam excelente sucesso de captura para Gekkonidae terrestres, como é o caso de espécies dos gêneros *Coleodactylus* e *Gymnodactylus*, embora

possa ter sido responsável pelo baixo nível de captura de *H. mabouia* (Read 1999). Sua presença e a de espécies congêneres tem sido relatada para o interior de formações vegetais tanto abertas quanto fechadas desde a Amazônia até o litoral brasileiro (Cunha 1961, 1981; Nascimento et al 1991). *Hemidactylus mabouia* é uma espécie introduzida no país vindo da África pelos navios negreiros (Cunha 1961; Vanzolini 1972; Vanzolini et al 1980) e que se dispersou por todos os biomas brasileiros, causando danos às espécies nativas como *Gymnodactylus darwini*, também encontrada na Reserva de Gurjaú (Araujo 1985).

O Teiidae *Kentropyx calcarata* está distribuído em muitas regiões do Novo Mundo, ocupando principalmente formações vegetais fechadas (Gallagher Jr e Dixon 1992). Espécies do mesmo gênero podem ser encontradas em formações abertas do cerrado (Costa 1996), na Amazônia (Cunha 1961; Nascimento et al 1991; Vitt 1991a; Gallagher Jr e Dixon 1992; Vitt et al 1995; Vitt 1996; Vitt e Zani 1996; Vitt et al 1999), em restingas (Teixeira 2001) e na Mata Atlântica (Vanzolini 1972, 1974; Gallagher Jr e Dixon 1992), principalmente próximas às clareiras e bordas (Vanzolini 1972, 1974; Vitt e De Carvalho 1992; Vitt et al 1997; Yuki et al 1999; Vitt et al 2001). *Kentropyx calcarata* é um lagarto heliófilo que está fortemente relacionado com áreas ensolaradas, principalmente no interior de matas, onde busca clareiras naturais ou causadas pela ação antrópica (Vanzolini 1972, 1974; Vitt 1991a; Vitt et al 1997). Sua alta frequência nas amostras, tanto nas armadilhas posicionadas mais externamente ao fragmento quanto aquelas no interior deste, é um forte indício da presença de clareiras e áreas ensolarada no interior das matas, principalmente no fragmento Sucupema.

Semelhantemente a espécie anterior, *Ameiva ameiva* é um lagarto heliotérmico bastante abundante nos mesmos ambientes anteriormente descritos, se distribuindo desde ilhas do Caribe, Panamá até o Brasil Central (Colli 1991; Vitt e Colli 1994; Sartorius et al

1999). Sendo ativo por quase todo o ano, está sempre presente em ambientes que se mantêm ensolarados por quase todo o dia, como áreas abertas, bordas de matas e ambientes florestais degradados (Sartorius et al 1999; McNair 2003). Sua presença não foi significativa ao compará-la com a das espécies mais abundantes, provavelmente em decorrência de subamostragem pelo seu considerável tamanho corporal, dificultando a retenção dos indivíduos capturados nos baldes.

Assim como a *Iguana iguana*, a espécie *Tupinambis teguixin* está entre os lagartos mais bem distribuídos da América do Sul, sendo encontrada na Argentina, Uruguai, Brasil e Guianas (Amaral 1937; Cunha 1961; Vanzolini 1974; Morais e Morais 1987; Malvezi 1998). *Tupinambis teguixin* não é uma espécie exigente quanto ao nível de conservação das áreas em que vive, ocupando várias formações abertas (Vanzolini et al 1980), ambientes de borda, áreas florestais degradadas e até ambientes urbanos (Fitzgerald 1992; Malvezi 1998). Essa espécie se destaca pelo seu grande porte e valor cinegético (Palacios et al 1997), assim como já comentado para *Iguana iguana*, apresentando alto potencial de exploração econômica e existindo na América Latina um expansivo comércio ilegal de recurso oriundos das várias espécies do gênero (Fitzgerald et al 1991; Fitzgerald et al 1994; Fitzgerald et al 1999; González et al 1999; CITES 2003). O uso do *Tupinambis teguixin* pelos moradores da Reserva de Gurjaú foi registrado recentemente embora não haja qualquer forma de uso sustentável desse recurso (Larrazábal et al 2003). Ressalta-se ainda a existência de vulnerabilidade nos diferentes segmentos populacionais da espécie e que a forma de caça desordenada pode trazer conseqüências de caráter preocupante para a população, principalmente onde a atividade seja mais intensa (Fitzgerald 1994; Fitzgerald et al 1994; Fitzgerald et al 1999). Além das três capturas realizadas no período de estudo, foram registrados quatro avistamentos na trilha que leva às armadilhas. O baixo número de

capturas se deve provavelmente ao tamanho da espécie, que chega até 1,5m de comprimento e a pesar 5Kg (Fitzgerald et al 1994; Malvezi 1998; González et al 1999), inviabilizando sua captura com a metodologia empregada, e não necessariamente à diminuição de sua população pela caça de subsistência.

As duas únicas espécies de Scincidae coletadas apresentaram grande diferença quanto à representatividade de cada entre os lagartos capturados. *Mabuya heathi* foi a segunda espécie mais abundante entre todas coletadas, enquanto *Mabuya macrorhyncha* apresentou um das menores proporções na amostra.

Quanto à presença de *Mabuya macrorhyncha* no Brasil, essa espécie é encontrada principalmente na caatinga (Rodrigues 2000a, 2000b), restingas (Rebouças-Spieker 1974; Araujo 1985; Freire 1996; Vrcibradic e Rocha 1996; Hatano et al 2001; Teixeira 2001; Vrcibradic e Rocha 2002b) e na Mata Atlântica (Rodrigues 1990), apesar de ter sido primeiramente descrita na Ilha da Queimada Grande, SP (Hoge 1946, 1950). Sua preferência por bromélias, principalmente em restingas, é relatada com frequência na literatura (Rebouças-Spieker 1974; Vanzolini e Rebouças-Spieker 1976; Araujo 1985; Freire 1996; Vrcibradic e Rocha 1996; Hatano et al 2001; Teixeira 2001; Vrcibradic e Rocha 2002b), assim como sua capacidade de explorar verticalmente o ambiente ao seu redor (Vrcibradic e Rocha 1996, 2002b), o que poderiam em parte explicar sua pequena amostra nas armadilhas.

Da mesma forma que a espécie anterior, *Mabuya heathi* apresenta distribuição semelhante, sendo localizada na Mata Atlântica (Rodrigues 1990), Caatinga (Vanzolini et al 1980; Rodrigues 2000a, 2000b) e Cerrado (Araujo e Colli 1998; Vitt et al 2002; Colli et al 2003). Esse lagarto é frequente em áreas ensolaradas, em formações abertas (Vanzolini et al 1980) e bordas de mata (Vanzolini 1974), assim como a maioria das espécies do gênero

(Cunha 1961; Mausfeld 2002; Rocha et al 2002b). Por ser um lagarto característico de ambientes ensolarados, a grande proporção da espécie na Mata Sucupema sugere a presença de áreas abertas, como clareiras naturais ou artificiais, ou forte efeito da fragmentação.

Além da análise da diferença na composição de espécies entre os fragmentos, outra forma de se avaliar a estrutura da comunidade, foi o emprego dos índices de diversidade. Estes têm sido amplamente utilizados, mesmo fora da Ecologia, tendo muitos sua origem em outras ciências como a Economia e na teoria da informação (Pielou 1977; Kempton 2002; Smith 2002). Na Ecologia, a maior crítica em torno desses índices é que eles tentam resumir a diversidade biológica, que é composta basicamente pela riqueza e abundância de espécies, em um valor único (Magurran 1988; Stirling e Wilsey 2001). Devido a isso, são empregados diversos índices simultaneamente a fim de minimizar os aspectos tendenciosos que cada um apresenta. Entre os mais utilizados e mais eficientes, o índice de diversidade de Simpson é caracterizado por atribuir maior peso às espécies comuns, enquanto que o índice de Shannon atribui peso maior às espécies raras (Pielou 1977; Magurran 1988; Odum 1988). A Equitabilidade é outra medida empregada na medição da diversidade biológica. Ela refere-se à proporcionalidade entre as espécies em uma localidade, considerando mais diversas, aquelas comunidades que apresentam espécies com abundâncias aproximadas. O valor de seu cálculo varia de 0 (quando ocorre dominância de poucas espécies) a 1 (abundância das espécies é semelhante). Quanto maior for essa diferença, menor será a diversidade (Magurran 1988; Krebs 1989; Stirling e Wilsey 2001; Smith 2002).

Os índices de diversidade acusaram ser a Mata Sucupema o fragmento de maior diversidade, embora os resultados da equitabilidade de espécies em ambos os fragmentos

foram semelhantes. Em ecologia de comunidades, os índices de diversidade têm sido empregados como indicadores da qualidade ambiental, atribuindo-se maior nível de conservação àquelas localidades que apresentam maiores valores desses índices (Magurran 1988). Essa forma de interpretação é bastante falha e deve-se sempre considerar características do bioma e da comunidade estudados e da metodologia empregada antes de se fazer qualquer afirmação (Hanlin et al 2000). Considerando a diferença no tamanho dos fragmentos e a diversidade calculada para ambos, a Mata Sucupema seria qualificada em melhor estado de conservação, se não fosse a diferença na composição de espécies. Esse resultado foi também verificado pelos valores intermediários dos índices de similaridade ao se comparar ambos os fragmentos. Algumas espécies típicas de áreas abertas e bordas de mata apresentaram baixa representatividade na Mata Cuxio, mas com alta proporção na Mata Sucupema. Esta última, ao contrário do fragmento Cuxio, apresentou pequenas proporções de espécies de áreas sombreadas e de folhio denso.

Os fragmentos estudados apresentaram grande diferença quanto à diversidade de espécies, sendo a Mata Sucupema a área de maior destaque quanto à riqueza e abundância desse parâmetro. A significativa diferença no esforço de captura entre essas duas localidades, foi minimizada, mas não anulada, através da estimativa da riqueza de espécies pelo cálculo da Curva de Rarefação. Esse método tem sido amplamente empregado para mensurar e comparar a diversidade entre comunidades ou para minimizar diferenças no esforço de capturas entre elas (Magurran 1988; Krebs 1989; Gotelli 2001; Gotelli e Colwell 2001; Smith 2002). O emprego desse modelo de análise tem sido utilizado principalmente em estudos com comunidade de invertebrados (Hsieh e Li 1998), espécies arbóreas (Molino e Sabatier 2001), artrópodes (Rambo e Faeth 1999; Warriner et al 2002), lagartos (Costa 1996) entre outras (Armbruster et al 2002).

Outro aspecto que pode estar influenciando a maior diversidade de lagartos na Mata Sucupema em comparação com a Mata Cuxio, pode ser decorrente da diferença no tamanho de ambos os fragmentos. O efeito de borda é uma das conseqüências da fragmentação de ambientes diversos, principalmente florestais. Os efeitos desse fenômeno chegam a atuar de 50 a 100m a partir da borda em direção ao interior dos fragmentos (Ochoa e Soriano 2001). Diversas comunidades são atingidas, desde mamíferos (Carey et al 1999; Plumptre e Johns 2001), aves (Hussin e Francis 2001), répteis e principalmente anfíbios (Schlaepfer e Gavin 2001; Vitt e Caldwell 2001). Os efeitos de bordas são mais intensos em fragmentos entrecortados e de menor área, como no caso da Mata Cuxio, o que causaram forte impacto à comunidade estudada (Douglas 1997; Noss e Csuti 1997; Plumptre e Johns 2001; Schlaepfer e Gavin 2001; Vitt e Caldwell 2001).

A curva de abundância gerada foi significativamente semelhante ao modelo de distribuição Log-Normal. Este último tem uma ampla utilização, sendo empregado principalmente na interpretação da diversidade biológicas e na relação entre as espécies de diferentes comunidades (Pielou 1977; Magurran 1988; Krebs 1989; Limpert et al 2001), embora possa também ser utilizado em pesquisas médicas, sociais e econômicas (Limpert et al 2001). O modelo Log-Normal implica que a comunidade, cujas abundâncias de espécies comportem essa distribuição, tenha maior proporção de espécies raras ou pouco abundantes, e que as espécies mais freqüentes estão em menor número (Magurran 1988; Krebs 1989). Na Reserva de Gurjaú, a maior parte da amostra de lagartos parece ser composta por espécies pouco abundantes e que, se estas apresentarem baixa resistência a impactos ambientais e baixa resiliência (capacidade de voltar aos níveis populacionais anteriores aos impactos), a comunidade em questão está susceptível à perda de espécies (Carroll e Meffe 1997; Peterson et al 1998; Reis et al 2000).

Devido ao diferente período de amostragem entre os dois fragmentos, assim como a diferença no número de armadilhas instaladas em cada um, apenas o maior fragmento, a Mata Sucupema, foi considerado para as análises referentes à sazonalidade. Quanto à diferença no número de capturas entre as estações seca e chuvosa, era esperado que ocorresse maior taxa de captura na estação seca, já que o grupo faunístico estudado apresenta estreita relação com a temperatura e precipitação (Vitt et al 1981; Van Damme et al 1989; Vitt 1991b; Bergallo e Rocha 1993; Bedford e Christian 1998; Hatano et al 2001; Huey et al 2003). Apesar da termorregulação ser uma característica que por si só já demonstra a forte relação positiva entre o nível de atividade dos répteis e a temperatura ambiental (Moermond 1979; Janzen 1995; Pough et al 1998; Zug et al 2001), muitas espécies de lagartos mostram-se mais ativas na estação seca por ser esta a época que muitas acumulam energia para a estação reprodutiva. Essa última ocorre nos períodos de maior precipitação, pois é o momento da maior disponibilidade de recursos alimentares no ambiente (Vitt 1990; Colli 1991; Colli et al 1997; Pinto 1999; Rocha et al 2002a).

Os índices de similaridade têm sido utilizados para explicar em parte a diversidade biológica entre comunidades, amostras ou mesmo ao longo de um gradiente (Magurran 1988; Krebs 1989). Muitos desses índices têm a capacidade de comparar apenas o aspecto qualitativo entre as amostras, ou seja, a abundância específica é desconsiderada da análise dando tanto às espécies raras quanto aquelas mais abundantes, a mesma representatividade, como é o caso do Índice de Sorensen (Magurran 1988). Outros índices foram desenvolvidos posteriormente, como o Índice de Similaridade de Morisita-Horn, com a finalidade de acrescentar o aspecto quantitativo das espécies no cálculo de similaridade. O emprego desses índices, em conjunto com os índices de Shannon e de Simpson, ao se comparar a

diversidade de espécies na Mata Sucupema entre estações, mostrou haver semelhança entre os dois períodos.

É possível que a diversidade de espécies de lacertílios não tenha sofrido significativa alteração entre as estações do ano na Mata Sucupema, devido à perda de recursos ambientais decorrente das alterações no habitat. Sabe-se que ambientes alterados sofrem perda da heterogeneidade espacial e, conseqüentemente, a diversidade biológica tende também a reduzir (Noss e Csuti 1997; Fernandez et al 1998; Pimm 1998; Sumner 1998; Sumner et al 1999; Reis et al 2000; Schlaepfer e Gavin 2001; Reis et al 2003). Ao longo do ano, e principalmente sob efeito das variações abióticas, os ecossistemas tropicais tendem a sofrer mudanças na sua estrutura ambiental, disponibilizando diferentes recursos às comunidades neles existentes. Ao mesmo tempo em que isso ocorre, outros recursos ambientais são indisponibilizados, forçando cada espécie a adaptar suas atividades em decorrência dessas mudanças. Com isso, acaba por ocorrer alterações na diversidade de espécies em uma comunidade, em decorrência das variações entre as estações (Ylönen et al 1991; Porter et al 2000; Scott e Anderson 2003). Ao enfrentar uma nova condição ambiental, algumas espécies tendem a se deslocar para outras áreas do ecossistema, em busca de recursos em escassez. Com a perda de diversidade ambiental, é possível que essas populações acabem permanecendo nos mesmos ambientes em ocupavam na estação anterior, resultando em uma semelhante diversidade entre as estações. No caso estudado, é necessário maior esclarecimento a cerca das variáveis utilizadas na medição dos efeitos da sazonalidade sobre os parâmetros da diversidade de espécies, acrescentando outros parâmetros desconsiderados nessa metodologia.

O número de capturas mostrou uma forte relação inversa com a precipitação, ao contrário da temperatura que não teve significativa correlação. Quanto à precipitação, esse

resultado era esperado pelas mesmas causas referentes à relação entre o grande número de capturas ocorrentes na estação seca. Os dados referentes à temperatura e precipitação foram obtidos para outra localidade devido à ausência de uma estação meteorológica na Reserva de Gurjaú, o que pôde ter interferido na natureza desse resultado. É sabido que os lacertílios utilizam a temperatura ao se exporem diretamente ao sol ou usando aquela dissipada pelos substratos (Scheibe 1987; Sartorius et al 1999; Bowers et al 2000; Van Sluys 2000; Hatano et al 2001). Somente a medição direta do ar nas proximidades do substrato em um ponto próximo ao local da captura imediata dos indivíduos, ofereceria a oportunidade de testar a relação entre a abundância e a variação da temperatura. Quanto à isso, existem inúmeros exemplos na literatura, embora necessitem de uma metodologia completamente diferente da utilizada na Reserva de Gurjaú (Vitt et al 1981; Bergallo e Rocha 1993; Sartorius et al 1999; Hatano et al 2001; Vrcibradic e Rocha 2002a; Fitzgerald et al 2003).

Ao relacionar a abundância de espécies com a luminosidade no interior de formação vegetais fechadas, ambas tomadas nos mesmos locais, é possível estimar a relação que clareiras, sendo naturais ou artificiais, podem apresentar sobre determinada comunidade (Vitt et al 1998; Barros-Battesti et al 2000; Greenberg 2001). As clareiras no interior de florestas podem ser resultantes de causas naturais (queda de espécies arbóreas) ou da ação antrópica (corte seletivo), estando fortemente relacionadas com a produção de folhicho, a diversidade e densidade vegetal, assim como a luminosidade no interior dos fragmentos, o que interferem diretamente nas comunidades animais dependentes desses recursos (Pimm 1998; Carey et al 1999; Martins e Rodrigues 1999; Sartorius et al 1999; Tabarelli e Mantovani 1999; Bianchini et al 2001; Paula e Lemos Filho 2001; Werneck et al 2001; König et al 2002). O grau de cobertura do dossel oferece a oportunidade de testar a mesma relação anterior, além de ser um método mais simples. Na Reserva de Gurjaú, o grau de

cobertura do dossel variou ao longo do transecto amostrado na Mata Sucupema, embora não diferiu entre as estações. A diferença do número de capturas entre as armadilhas coincide com a diferença da cobertura do dossel: ambas diferiram entre os pontos, embora o número de indivíduos coletados não apresentou relação com a cobertura do dossel em cada *pitfall*, nem mesmo entre as estações. Muitas populações de lagartos estão mais associadas a outros aspectos da heterogeneidade espacial que não sejam exatamente a complexidade da vegetação circundante, como é o caso do substrato a que estão associados: folhiço, estruturas rochosas, presença de trocos, entre outros (Pianka 1966a, 1973; Vitt 1991b; Bergallo e Rocha 1994; Vrcibradic e Rocha 1996; Conroy 1999; Gienger et al 2002; Jones 2002; Vrcibradic e Rocha 2002b). A única forma de esclarecer essa questão seria ampliar os recursos ambientais estudados, incluindo os aspectos acima citados.

Vale considerar que a metodologia empregada subestimou a riqueza da comunidade estudada já que as espécies de hábito arborícola podem ter sido amostradas inapropriadamente, embora o uso de armadilhas tipo alçapão em estudos de lacertílios é freqüente na literatura, sempre obtendo resultados satisfatórios (Corn e Bury 1990; Crosswhite et al 1999; Hobbs e James 1999; Cechin e Martins 2000; Gotelli e Colwell 2001). É possível que a subamostragem das espécies arborícolas possa estar influenciando de alguma forma a interpretação dos dados referentes aos efeitos da sazonalidade, já que as alterações no ambiente em torno das armadilhas afetam a vegetação e conseqüentemente os lagartos que utilizam-na como abrigo, poleiro para termorregulação, local de forrageamento, entre outras atividades.

Ainda com uma alta representatividade das espécies de Mata Atlântica, assim como a presença de quatro espécies de lagartos endêmicas desse bioma e um novo registro para a região, a comunidade de lagartos da Reserva de Gurjaú desperta interesse, principalmente

diante da forte ação antrópica nos limites da reserva. A atividade de corte seletivo, a atividade de caça, a presença de trilhas e animais domésticos no interior dos fragmentos, além da atividade constante da usina açucareira no entorno da Reserva de Gurjaú, provavelmente afetam as populações de lagartos estudadas (Williamson 1996; Webb et al 2002). O reduzido tamanho dos fragmentos e sua desconectividade são aspectos preocupantes pois tendem a reduzir a movimentação das populações entre eles (Puth e Wilson 2001). A comunidade estudada apresentou baixo número de capturas e muitas espécies com baixa abundância, o que pode tornar as menores populações alvos de extinções locais. Ecossistemas em condições semelhantes ao encontrado na Reserva de Gurjaú merecem prioridade especial em se tratando de monitoramento da biodiversidade (Sheil 2001)

Ao considerar a Mata Atlântica como um dos biomas mais ricos em espécies, enquadrado como um *Hotspot* de biodiversidade, a baixa abundância das espécies na comunidade estudada desperta preocupação quanto ao seu estágio conservacionista (Andrade-Lima 1960; Pôrto et al 1993; Coimbra-Filho e Câmara 1996; Lima 1998; Morellato e Haddad 2000; Myers et al 2000; Mittermier et al 2001; Silva e Tabarelli 2001; Miller e Hobbs 2002). Diante das condições apresentadas, é necessário intensificar o estudo da comunidade avaliada, ampliando o número de variáveis ambientais e o tempo de coleta, considerando fragmentos divergentes quanto ao tamanho, para que se possa determinar prioridades para a recuperação ou restauração dos remanescentes ao nível mais próximo de seu estado original.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Amaral, A. 1933/34. Collecta herpetologica no nordeste do Brasil. *Memórias do Instituto Butantan* VIII:185-192.

Amaral, A. 1935. Collecta herpetologica no Nordeste do Brasil - contribuição II. *Memórias do Instituto Butantan* IX:253-257.

Amaral, A. 1937. Estudos sobre lacertílios neotropicais. 4 - Lista remissiva dos lacertílios do Brasil. *Memórias do Instituto Butantan* XI:167-204.

Andrade, G. O. e Lins, R. C. 1982. Pirapama: um estudo geográfico e histórico. Editora Massangana. Recife. 1ªed. 224p.

Andrade-Lima, D. 1957. Notas sobre a fenologia da Zona da Mata de Pernambuco. *Revista de Biologia* 1(2):125-135.

Andrade-Lima, D. 1960. Estudos fitogeográficos de Pernambuco. *Arquivos do Instituto de Pesquisas Agronômicas* 5:305-341.

Araujo, A. F. B. 1985. Partilha de recursos em uma guilda de lagartos de restinga (Sauria). Dissertação de Mestrado. Instituto de Biologia. Universidade Estadual de Campinas. Campinas (SP). 113p.

Araujo, A. F. B. 1991. Structure of a white sand-dune lizard community of coastal Brazil. *Revista Brasileira de Biologia* 51(4):857-865.

Araujo, A. F. B. e Colli, G. R. 1998. Biodiversidade do cerrado - herpetofauna. Áreas Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade do Cerrado e Pantanal. 23 a 27 de março de 1998. Cavalcanti, R. B. [Ed] FUNATURA, Conservation International do Brasil, Fundação Biodiversitas e Universidade de Brasília. Brasília.

Armbruster, P.; Hutchinson, R. A. e Cotgreave, P. 2002. Factors influencing community structure in a South American tank bromeliad fauna. *Oikos* 96:225-234.

Autumn, K. e Peattie, A. M. 2002. Mechanisms of adhesion in geckos. *Integrative & Comparative Biology* 42:1081-1090.

Barbault, R. e Maury, M. 1981. Ecological organization of a Chihuahuan desert lizard community. *Oecologia* 51:335-342.

Barros-Battesti, D. M.; Martins, R.; Bertim, C. R.; Yoshinari, N. H.; Bonoldi, V. L. N.; Leon, E. P.; Miretzki, M. e Schumaker, T. T. S. 2000. Land fauna composition of small mammals of a fragment of Atlantic Forest in the State of São Paulo. *Revista Brasileira de Zoologia* 17(1):241-249.

Bedford, G. S. e Christian, K. A. 1998. Standard metabolic rate and preferred body temperatures in some australian pythons. *Australian Journal of Zoology* 46:317-328.

Benítez-Malvino, J.; Tapia, E.; Suazo, I.; Villaseñor, E. e Alvarado, J. 2003. Germination and seed damage in tropical dry forest plants ingested by iguanas. *Journal of Herpetology* 37(2):301-308.

Bergallo, H. G. e Rocha, C. F. D. 1993. Activity patterns and body temperatures of two sympatric lizards (*Tropidurus torquatus* and *Cnemidophorus ocellifer*) with different foraging tactics in southeastern Brazil. *Amphibia-Reptilia* 14:312-315.

Bergallo, H. G. e Rocha, C. F. D. 1994. Spatial and trophic niche differentiation in two sympatric lizards (*Tropidurus torquatus* and *Cnemidophorus ocellifer*) with different foraging tactics. *Australian Journal of Ecology* 19:72-75.

Bianchini, E.; Pimenta, J. A. e Santos, F. A. M. 2001. Spatial and temporal variation in the canopy cover in a tropical semi-deciduous forest. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 44(3):269-276.

Borges, D. M. 1991. Herpetofauna do Maciço de Baturité, estado do Ceará: composição, ecologia e considerações zoogeográficas. Dissertação de Mestrado. Mestrado em Zoologia. Universidade Federal da Paraíba. João Pessoa. 91p.

Bowers, C. F.; Hanlin, H. G.; Jr, D. C. G.; McLenson, J. P. e Davis, J. R. 2000. Herpetofaunal and vegetation characterization of a thermally-impacted stream at the beginning of restoration. *Ecological Engineering* 15:S101-S114.

Brown, G. P.; Shine, R. e Madsen, T. 2002. Responses of three sympatric snake species to tropical seasonality in northern Australia. *Journal of Tropical Ecology* 18(549-568).

Brown, J. H. 2001. Toward a general theory of biodiversity. *Evolution* 55(10):2137-2138.

Brown, J. H. e Lomolino, M. V. 1998. The distribution of communities. In: Biogeography. Brown, J. H. e Lomolino, M. V. [Eds]. Sinauer Associates. Sunderland, Massachusetts. 95-133p.

Calvi, M. S.; Jennings, M. K.; Foote, M. D. e Nagy, L. R. G. 2000. Resource partitioning in army ant bird communities. *DUJS - The Dartmouth Undergraduate Journal of Science Online* 2(3):26-30. <http://www.dartmouth.edu/~dujs/index.thm>.

Carey, A. B.; Kershner, J.; Biswell, B. e Toledo, L. D. 1999. Ecological scale and forest development: squirrels, dietary fungi, and vascular plants in managed and unmanaged forests. *Wildlife Monographs* 142:1-71.

Carroll, C. R. e Meffe, G. K. 1997. Management to meet conservation goals: general principles. In: Principles of conservation biology. Meffe, G. K. [Ed] Sinauer Associates. Sunderland, Massachusetts. 347-383p.

Case, T. J. 1983. Niche overlap and the assembly of island lizard communities. *Oikos* 41(3):427-433.

Cechin, S. Z. e Martins, M. 2000. Eficiência de armadilhas de queda (*pitfall traps*) em amostragem de anfíbios e répteis no Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 17(3):729-740.

CITES. 2003. Export quotas for specimens of species included in the CITES appendices for 2003. Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora. 1-46p

Coimbra-Filho, A. F. e Câmara, I. G. 1996. Os limites originais do bioma Mata Atlântica na região nordeste do Brasil. FBCN - Fundação Brasileira para a Conservação da Natureza. Rio de Janeiro. 1ªed. 86p.

Colli, G. R. 1991. Reproductive ecology of *Ameiva ameiva* (Sauria, Teiidae) in the Cerrado of Central Brazil. *Copeia* 4:1002-1012.

Colli, G. R.; Bastos, R. P. e Araújo, A. F. B. 2002. The character and dynamics of the Cerrado herpetofauna. *In: The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna*. Oliveira, P. S. e Marquis, R. J. [Eds]. Columbia University Press. New York, NY. 223-241p.

Colli, G. R.; Caldwell, J. P.; Costa, G. C.; Gainsbury, A. M.; Garda, A. A.; Mesquita, D. O.; Filho, C. M. R.; Soares, A. H. B.; Silva, V. N.; Valdujo, P. H.; Vieira, G. H. C.; Vitt, L. J.; Werneck, F. P.; Wiederhecker, H. C. e Zatz, M. G. 2003. A new species of *Cnemidophorus* (Squamata, Teiidae) from the Cerrado biome in Central Brazil. *Occasional Papers Sam Noble Oklahoma Museum of Natural History* 14:1-14.

Colli, G. R.; Jr, P. A. K. e Zatz, M. G. 1997. Foraging mode and reproductive seasonality in tropical lizards. *Journal of Herpetology* 31(4):490-499.

Conroy, S. 1999. Lizard assemblage response to a forest ecotone in northeastern Australia: a synecological approach. *Journal of Herpetology* 33(3):409-419.

Corn, P. S. e Bury, R. B. 1990. Sampling methods for terrestrial amphibians and reptiles. Wildlife-habitat relationships: samplings procedures for pacific northewst vertebrates. Carey, A. B. e Ruggiero, L. F. [Eds]. United States Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. Portland, Oregon. 1sted. 34p.

Costa, E. M. M. 1996. Variação da composição das comunidades de lagartos (Reptilia: Lacertilia) em fragmentos de cerrado no Distrito Federal, Brasil. Dissertação de Mestrado. Departamento de Ecologia. Universidade de Brasília. Brasília (DF). 49.

CPRH. 2002. Relatório de monitoramento de bacias hidrográficas do Estado de Pernambuco. Companhia Pernambucana do Meio Ambiente. Recife. 97p.

Crosswhite, D. L.; Fox, S. F. e Thill, R. E. 1999. Comparison of methods for monitoring reptiles and amphibians in upland forests of the Ouachita Mountains. *Proceedings Oklahoma Academy of Science* 79:45-50.

Cunha, O. R. 1961. II - Lacertílios da Amazônia. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Nova Série. Zoologia* 39:1-189.

Cunha, O. R. 1981. Lacertílios da Amazônia. VII - Lagartos da região norte do território federal de Roraima, Brasil (Lacertilia: Gekkonidae, Iguanidae, Scincidae e Teiidae). *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Nova Série. Zoologia* 107:1-25.

Douglas, J. W. O. 1997. Conservation reserves in heterogeneous landscapes. *In: Principles of conservation biology*. Meffe, G. K. [Ed] Sinauer Associates. Sunderland, Massachusetts. 305-343p.

Drake, J. A. 1991. Community-assembly mechanics and the structure of an experimental species ensemble. *American Naturalist* 137(1):1-26.

Dunham, A. E. 1980. An experimental study of interspecific competition between iguanid lizards *Sceloporus merriami* and *Urosaurus ornatus*. *Ecological Monographs* 50(3):309-330.

Dunham, A. E. 1983. Realized niche overlap, resource abundance, and intensity of interspecific competition. *In: Lizard ecology*. Huey, R. B.; Pianka, E. R. e Schoener, T. W. [Eds]. Harvard University Press. Cambridge, Massachusetts and London. 261-280p.

Esquivel, F. 1999. Aspectos biológicos del manejo de la iguana en el Proyecto comunitario de la Cooperativa Omar Baca en al Península de Cosigüina. UICN. San José. 1a.ed. 100p.

Etheridge, R. 1968. A review of the iguanid lizard genera *Uracetron* and *Strobilurus*. *Bulletin of the British Museum of Natural History* 17(2):47-64.

Etheridge, R. 1969. A review of the iguanid lizard genus *Enyalius*. *Bulletin of the British Museum of Natural History* 18(8):233-260.

Fernandez, F. A. S.; Pires, A. S.; Freitas, D.; Rocha, F. S. e Quental, T. B. 1998. Respostas de pequenos mamíferos à fragmentação de habitats em remanescentes de Mata Atlântica. Anais do IV Simpósio de Ecossistemas Brasileiros. Publicações Aciesp N° 104. Águas de Lindóia, SP. 184-189p.

FIDEM. 1987. Reservas ecológicas da Região Metropolitana do Recife. Fundação de Desenvolvimento da Região Metropolitana do Recife (FIDEM). Recife (PE).

FIDEM. 1993. Monitoramento das reservas ecológicas da Região Metropolitana do Recife. Fundação de Desenvolvimento da Região Metropolitana do Recife. Recife (PE).

Fitzgerald, L. A. 1992. La historia natural de *Tupinambis*. *Revista UNA: Universidad Nacional de Asunción* 3(3 Dic92):71-72.

Fitzgerald, L. A. 1994. *Tupinambis* lizards and people: a sustainable use approach to conservation and development. *Conservation Biology* 8(1):000-000.

Fitzgerald, L. A.; Chani, J. M. e Donadío, O. E. 1991. *Tupinambis* lizards in argentina: implementing management of a traditionally exploited resource. *In: Neotropical Wildlife: Use and Conservation*. Robinson, J. e Redford, K. [Eds]. University of Chicago Press. Chicago. 303-316p.

Fitzgerald, L. A.; Cook, J. A. e Aquino, A. L. 1999. Molecular phylogenetics and conservation of *Tupinambis* (Sauria: Teiidae). *Copeia* 4:894-905.

Fitzgerald, L. A.; Porini, G. e Lichtschein, V. 1994. El manejo de *Tupinambis* en Argentina: historia, estado actual y perspectivas futuras. *Interciencia* 19(4):166-170.

Fitzgerald, L. A.; Shine, R. e Lemckert, F. 2003. A reluctant heliotherm: thermal ecology of the arboreal snake *Hoplocephalus stephensii* (Elapidae) in dense forest. *Journal of Thermal Biology* 28:515-524.

Freire, E. M. X. 1996. Estudo ecológico e zoogeográfico sobre a fauna de lagartos (Sauria) das dunas de Natal, Rio Grande do Norte e da Restinga de Pontas de Campinas, Cabedelo, Paraíba, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 13(4):903-921.

Freire, E. M. X. 1998. Diferenciação geográfica em *Gymnodactylus darwini* (Gray, 1845) (Sauria: Gekkonidae). *Papéis Avulsos de Zoologia, São Paulo* 40(20):311-322.

Freire, E. M. X. 1999. Espécie nova de *Coleodactylus* Parker 1926 das dunas de Natal, Rio Grande do Norte, Brasil, com notas sobre suas relações e dicromatismo sexual no gênero (Squamata, Gekkonidae). *Boletim do Museu Nacional* 399:1-14.

Gallagher Jr, D. S. e Dixon, J. R. 1992. Taxonomic revision of the south american lizard genus *Kentropyx* Spix (Sauria: Teiidae). *Bolletino del Museo Regionale di Scienze Naturali - Torino* 10(1):125-171.

Gama, A. M. F. 2000. Agenda 21: Plano de Desenvolvimento Sustentável da Bacia do Rio Pirapama. CPRH/DFID. Recife. 2^{ed}. 92p.

Gibbons, J. W. e Semlitsch, R. D. 1981. Terrestrial drift fences with pitfall traps: an effective technique for quantitative sampling of animal populations. *Brimleyana* 7:1-16.

Gienger, C. M.; Beck, D. D.; Sabari, N. C. e Stumbaugh, D. L. 2002. Dry season habitat use by lizards in a tropical deciduous forest of western Mexico. *Journal of Herpetology* 36(3):487-490.

Giller, P. S. 1984. Community structure and the niche. Chapman and Hall. London, New York. 1ªed. 176p.

González, O. M.; De Caro, A. E. J. e Vietes, C. M. 1999. Conducción zootécnica del *Tupinambis teguixin* y análisis económico de la actividad. *Arch. Zootec.* 48:343-346.

Gotelli, N. J. 1999. How do communities come together? *In: Ecological assembly rules - perspectives, advances, retreats.* Weiher, E. e Keddy, P. [Eds]. Cambridge University Press. Cambridge. 430pp.

Gotelli, N. J. 2001. Research frontiers in null model analysis. *Global Ecology & Biogeography* 10:337-343.

Gotelli, N. J. e Colwell, R. K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 4:379-391.

Greenberg, C. H. 2001. Response of reptile and amphibian communities to canopy gaps created by wind disturbance in the southern Appalachians. *Forest Ecology and Management* 148:135-144.

Hairston, N. G. 1968. Species abundance and community organization. *In: Readings in Population and Community Ecology.* Razen, W. E. [Ed] W. B. Saunders Company. Philadelphia and London. 319-330p.

Hairston, N. G.; Smith, F. E. e Slobodkin, L. B. 1968. Community structure, population control, and competition. *In: Readings in Population and Community Ecology.* Razen, W. E. [Ed] W. B. Saunders Company. Philadelphia and London. 288-292p.

Hanlin, H. G.; Martins, F. R. e Wire, L. D. 2000. Terrestrial activity, abundance and species richness of amphibians in managed forests in South Carolina. *The American Midland Naturalist* 143:70-83.

Hatano, F. H.; Vrcibradic, D.; Galdino, C. A. B.; Cunha-Barros, M.; Rocha, C. F. D. e Van Sluys, M. 2001. Thermal ecology and activity patterns of the lizard community of the restinga of Jurubatiba, Macaé, RJ. *Revista Brasileira de Biologia* 61(2):287-294.

Haydon, D. T. e Pianka, E. R. 1999. Metapopulation theory, landscape models, and species diversity. *EcoScience* 6(3):316-328.

Hobbs, T. J. e James, C. D. 1999. Influence of shade covers on pitfall trap temperatures and capture success of reptiles and small mammals in arid Australia. *Wildlife Research* 26:341-349.

Hoge, A. R. 1946. Um novo lagarto da Ilha da Queimada Grande. *Memórias do Instituto Butantan* 19:241-248.

Hoge, A. R. 1950. Notas erpetológicas. 7 - Fauna erpetologica da Ilha da Queimada Grande. *Memórias do Instituto Butantan* 22:151-172.

Howard, K. E. e Hailey, A. 1999. Microhabitat separation among diurnal saxicolous lizard in Zimbabwe. *Journal of Tropical Ecology* 15:367-378.

Hsieh, H. L. e Li, L. A. 1998. Rarefaction diversity: a case study of Polychaete communities using an amended FORTRAN program. *Zoological Studies* 37(1):13-21.

Huey, R. B.; Hertz, P. E. e Sinervo, B. 2003. Behavioral drive versus behavioral inertia in evolution: a null model approach. *The American Naturalist* 161(3):proof1-proof10.

Huey, R. B. e Pianka, E. R. 1977. Patterns of niche overlap among broadly sympatric versus narrowly sympatric Kalahari lizards (Scincidae: *Mabuya*). *Ecology* 58(1):119-128.

Huey, R. B. e Pianka, E. R. 1981. Ecological consequences of foraging mode. *Ecology* 64(4):991-999.

Huey, R. B. e Pianka, E. R. 1983. Temporal separation of activity and interspecific dietary overlap. *In: Lizard ecology*. Huey, R. B.; Pianka, E. R. e Schoener, T. W. [Eds]. Harvard University Press. Cambridge, Massachusetts and London. 281-296p.

Hussin, M. Z. B. e Francis, C. M. 2001. The effects of logging on birds in tropical forests of Indo-Australia. *In: The cutting edge: conservation wildlife in logged tropical forest*. Fimbel, R. A.; Grajal, A. e Robinson, J. G. [Eds]. Columbia University Press. New York. 193-212p.

Hutchinson, G. E. 1968. Why are there so many kinds of animals? *In: Readings in Population and Community Ecology*. Razeen, W. E. [Ed] W. B. Saunders Company. Philadelphia and London. 293-306p.

Jackson, J. F. 1978. Differentiation in the genera *Enyalius* and *Strobilurus* (Iguanidae): implications for pleistocene climatic changes in eastern Brazil. *Arquivos de Zoologia* 30(1):1-79.

Jacomine, P. K. T.; Cavalcanti, A. C.; Burgos, N.; Pessoa, S. C. P. e Silveira, C. O. 1972. Levantamento exploratório - reconhecimento de solos do estado de Pernambuco. Boletim Técnico - Divisão de pesquisas pedológicas. Série Pedologia - Descrições e perfis de solos e análises. MA/DNPEA-SUNENE/DRN [Ed] Vol II. 1ªed. 354p.

James, C. D. 1994. Spatial and temporal variation in structure of a diverse lizard assemblage in arid Australis. *In: Lizard ecology: historical and experimental perspectives*. Vitt, L. J. e Pianka, E. R. [Eds]. Princeton University Press. Princeton, New Jersey. 287-317p.

Janzen, F. J. 1995. Experimental evidence for the evolutionary significance of temperature-dependent sex determination. *Evolution* 49(5):864-873.

Jones, C. G. 2002. Manipulation of the biota: Reptiles and amphibians. *In: Handbook of ecological restoration*. Perrow, M. R. e Davy, A. J. [Eds]. Cambridge University Press. Cambridge. Vol1 - Principles of restoration: 355-375p.

Kempton, R. A. 2002. Species diversity. *In: Encyclopedia of environmetrics*. El-Shaarawi, A. H. e Piegorisch, W. W. [Eds]. John Wiley & Sons. Chichester. Vol 4: 2086-2092p.

Koleff, P.; Gaston, K. J. e Lennon, J. J. 2003. Measuring beta diversity for presence-absence data. *Journal of Animal Ecology* 72:367-382.

König, F. G.; Schumacher, M. V.; Brun, E. J. e Seling, I. 2002. Avaliação da sazonalidade de produção de serrapilheira numa floresta estacional decidual no município de Santa Maria-RS. *Revista Árvore* 26(4):429-435.

Krebs, C. J. 1989. Ecological methodology. Herper Collins Publishers. New York. 1ªed. 654p.

Lacher Jr, T. E. e Alho, J. R. 2001. Terrestrial small mammal richness and habitat associations in an Amazon Forest–Cerrado contact zone. *Biotropica* 33(1):171-181.

Larrazábal, M. E.; Lyra-Neves, R. M. e Telino-Júnior, W. R. 2003. Biologia da Conservação. *In: Levantamento da biodiversidade da Reserva de Gurjaú*. FADURPE - Fundação Apolônio Sales de Desenvolvimento Educacional. Recife (PE). 176-224p

Lawlor, L. R. 1980. Structure and stability in natural and randomly constructed competitive communities. *The American Naturalist* 116(3):394-408.

Lima, M. L. F. C. 1998. A reserva da biosfera da Mata Atlântica em Pernambuco. Cadernos da reserva da biosfera da Mata Atlântica. Costa, J. P. O. [Ed] Conselho Nacional da Reserva da Mata Atlântica. São Paulo. N° 12. 1ªed. 43p.

Limpert, E.; Stahel, W. A. e Abbt, M. 2001. Log-normal distributions across the sciences: keys and clues. *BioScience* 51(5):341-352.

MacArthur, R. 1968. On the relative abundance of species. *In: Readings in Population and Community Ecology*. Razeen, W. E. [Ed] W. B. Saunders Company. Philadelphia and London. 307-318p.

Magurran, A. E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Croom Helm. New South Wales. 1ªed. 179p.

Malvezi, E. 1998. Estudo da ocorrência e da biologia de *Tupinambis teguixin* no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, S.P. Anais do IV Simpósio de Ecossistemas Brasileiros. Publicações Aciesp N° 104. Águas de Lindóia, SP. 177-252p.

Marangon, L. C. 2003. Ecologia da vegetação arbórea. *In: Levantamento da biodiversidade da Reserva de Gurjaú. Relatório Final. FADURPE - Fundação Apolônio Sales de Desenvolvimento Educacional. Recife (PE). 134-175p*

Mares, M. A. e Ernest, K. A. 1995. Population and community ecology of small mammals in a gallery forest of central Brazil. *Journal of Mammalogy* 76(3):750-768.

Martins, F. R. e Santos, F. A. M. 1999. Técnicas usuais de estimativa da biodiversidade. *Revista Holos* 1(edição especial):236-267.

Martins, S. V. e Rodrigues, R. R. 1999. Produção de serrapilheira em clareiras de uma floresta estacional semidecidual no município de Campinas, SP. *Revista Brasileira de Botânica* 22(3):405-412.

Mausfeld, P. 2002. On the nomenclature of the skink (*Mabuya*) endemic to the western atlantic Archipelago of Fernando de Noronha, Brazil. *Journal of Herpetology* 36(2):292-295.

M'Closkey, R. T. 1976. Community structure in sympatric rodents. *Ecology* 57:728-739.

McNair, D. B. 2003. Population estimate, habitat associations, and conservation of the St. Croix ground lizard *Ameiva polops* at Protestant Clay, United States Virgin Islands. *Caribbean Journal of Science* 39(1):94-99.

Meffe, G. K.; Carroll, C. R. e Pimm, S. L. 1997. Community- and ecosystem-level conservation: species interactions, disturbance regimes, and invading species. *In: Principles of conservation biology. Meffe, G. K. [Ed] Sinauer Associates. Sunderland, Massachusetts. 234-267p.*

Miller, J. R. e Hobbs, R. J. 2002. Conservation where people live and work. *Conservation Biology* 16(2):330-337.

Mittermier, R. A.; Myers, N.; Gil, P. R. e Mittermier, C. G. 2001. Warming up hotspots. *Conservation Biology* 15(2):542-545.

Moermond, T. C. 1979. Habitat constraints on the behaviour, morphology, and community structure of *Anolis* lizards. *Ecology* 60(1):152-164.

Molino, J. F. e Sabatier, D. 2001. Tree diversity in tropical rain forests: a validation of the intermediate disturbance hypothesis. *Science* 294:1702-1704.

Morais, Z. M. B. e Morais, J. B. 1987. Lista preliminar de répteis da Estação Ecológica do Tapacurá, Pernambuco. *Anais da Sociedade Nordestina de Zoologia. Trabalhos do V-VI encontro de Zoologia do NE. Teresina. 247-256p.*

Morellato, L. P. e Haddad, C. F. 2000. Introduction: the brazilian Atlantic Forest. *Biotropica* 32(4b):786-792.

Myers, N. 1997. Global diversity II: losses and threats. *In: Principles of conservation biology*. Meffe, G. K. [Ed] Sinauer Associates. Sunderland, Massachusetts. 123-158p.

Myers, N.; Mittermier, R. A.; Mittermier, C. G.; B, F. G. A. e Kent, J. 2000. Biodiversity hotspot for conservation priorities. *Nature* 403:853-858.

Nascimento, F. P.; Ávila-Pires, T. C. S. e Cunha, O. R. 1987. Os répteis de área de Carajás, Pará, Brasil (Squamata) II. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Série Zoologia* 3(1):33-65.

Nascimento, F. P.; Ávila-Pires, T. C. S.; Santos, I. N. F. F. e Lima, A. C. M. 1991. Répteis de Marajó e Mexiana, Pará, Brasil. 1 - Revisão bibliográfica e novos registros. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Série Zoologia* 7(1):25-41.

Noss, R. e Csuti, B. 1997. Habitat fragmentation. *In: Principles of conservation biology*. Meffe, G. K. [Ed] Sinauer Associates. Sunderland, Massachusetts. 269-304p.

Noss, R. e Hunter, M. 2001. From assemblage to community. *Conservation Biology* 15(5):1201-1202.

Ochoa, J. G. e Soriano, P. J. 2001. The effects of logging on nonvolant small communities in neotropical rain forests. *In: The cutting edge: conservation wildlife in logged tropical forest*. Fimbel, R. A.; Grajal, A. e Robinson, J. G. [Eds]. Columbia University Press. New York. 125-152p.

Odum, E. P. 1988. Populações em comunidades. *In: Ecologia*. Editora Guanabara. Rio de Janeiro. 233-281p.

Oliveira, R. M. C. M. 2002. O desafio da inserção da comunidade local na gestão de unidades de conservação: um estudo da Reserva Ecológica de Gurjaú - Cabo de Santo Agostinho, Jaboatão dos guararapes e Moreno (PE). Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco. Recife (PE). 138.

Pacala, S. e Roughgarden, J. 1982. Resource partitioning and interspecific competition in two two-species *Anolis* lizard communities. *Science* 217:444-446.

Palacios, R.; Villalaba, R. e Fitzgerald, L. A. 1997. *Tupinambis merianae* (common tegu) predation. *Herpetological Review* 28(4):204-205.

Paula, S. A. e Lemos Filho, J. P. 2001. Dinâmica do dossel em mata semidecídua no perímetro urbano de Belo horizonte, MG. *Revista Brasileira de Botânica* 24(4 supl):545-551.

Peterson, G.; Allen, C. R. e Holling, C. S. 1998. Ecological resiliense, biodiversity and scale. *Ecosystem* 1:6-18.

Pianka, E. R. 1966a. Convexity, desert lizards, and spacial heterogeneity. *Ecology* 47(6):1055-1059.

Pianka, E. R. 1966b. Latitudinal gradients in species diversity: a review of concepts. *The American Naturalist* 100(910).

Pianka, E. R. 1967. On lizard species diversity: north american flatland deserts. *Ecology* 48(3):333-351.

Pianka, E. R. 1969. Sympatry of deserty lizards (*Ctenotus*) in Western Australia. *Ecology* 50(6):1012-1030.

Pianka, E. R. 1973. The structure of lizard community. *Annual Review of Ecology and Systematics* 4:53-74.

Pianka, E. R. 1974. Evolutionary ecology. Harper & Row. New York, Evanston, San Francisco, London. 1ªed. 356p.

Pielou, E. C. 1977. Mathematical ecology. John Wiley & Sons. New York. 2ªed. 385p.

Pimm, S. L. 1998. The forest fragment classic. *Nature* 393:23-24.

Pinto, M. G. M. 1999. Ecologia das espécies de lagartos simpátricos *Mabuya nigropunctata* e *M. frenata* (Scincidae), no cerrado de Brasília e Serra da Mesa (GO). Dissertação de Mestrado. Departamento de Ecologia. Universidade de Brasília. Brasília (DF). 101p.

Plotkin, J. B.; Potts, M. D.; Yu, D. W.; Bunyavejchewin, S.; Condit, R.; Foster, R.; Hubbell, S.; LaFrankie, J.; Manokaran, N.; Seng, L. H.; Sukumar, R.; Nowak, M. A. e Ashton, P. S. 2000. Predicting species diversity in tropical forests. *PNAS* 97(20):10850-10854.

Plumptre, A. J. e Johns, A. G. 2001. Changes in primate communities following logging disturbance. In: The cutting edge: conservation wildlife in logged tropical forest. Fimbel, R. A.; Grajal, A. e Robinson, J. G. [Eds]. Columbia University Press. New York. 71-92p.

Pollo, C. J. e Péres-Mellano, V. 1991. An analysis of a Mediterranean assemblage of three small lacertid lizards in Central Spain. *Acta Ecologica* 12(5):655-671.

Porter, W. A.; Budaraju, S.; Stewart, W. E. e Ramankutty, N. 2000. Calculating climate effects on birds and mammals: impacts on biodiversity, conservation, population parameters, and global community structure. *American Zoologist* 40:597-630.

Pôrto, K. C.; Belo, M. M. A.; Fonsêca, E. R. e Silva, E. C. 1993. Brioflora da Reserva de Gurjaú. *Biologica Brasílica* 5(1-2):27-42.

Pough, F. H.; Andrews, R. M.; Cadles, J. E.; Crump, M. L.; Savitzky, A. H. e Wells, K. D. 1998. Herpetology. Prentice-Hall. New Jersey. 1ªed. 579p.

Puth, L. M. e Wilson, K. A. 2001. Boundaries and corridors as a continuum of ecological flow control: lessons from rivers and streams. *Conservation Biology* 15(1):21-30.

Rambo, J. L. e Faeth, S. H. 1999. Explicit links among physical stress, habitat heterogeneity and biodiversity. *Conservation Biology* 13(5):1047-1054.

Read, J. L. 1999. Longevity, reproductive effort and movements of three sympatric Australian arid-zone geckos. *Australian Journal of Zoology* 47:307-316.

Rebouças-Spieker, R. 1974. Distribution and differentiation of animals along the coastal and on continental island of the state of São Paulo, Brasil. 2 - lizards of the genus *Mabuya* (Sauria, Scincidae). *Papéis Avulsos de Zoologia, São Paulo* 28(12):197-240.

Reis, A. C. S. e Lima, D. A. 1970. Contribuição ao estudo do clima de Pernambuco - Recursos vegetais de Pernambuco. *Cadernos do conselho de desenvolvimento*. Recife. n°1. 10-20p.

Reis, N. R.; Barbieri, M. L. S.; Lima, I. P. e Peracchi, A. L. 2003. O que é melhor para manter a riqueza de espécies de morcegos (Mammalia, chiroptera): um fragmento florestal grande ou vários fragmentos de pequeno tamanho? *Revista Brasileira de Zoologia* 20(2):225-230.

Reis, N. R.; Peracchi, A. L.; Sekiama, M. L. e Lima, I. P. 2000. Diversidade de morcegos (Chiroptera, Mammalia) em fragmentos florestais na estado do Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 17(3):697-704.

Ricklefs, R. E. 1987. Community diversity: relative roles of local and regional processes. *Science* 235:167-171.

Ricklefs, R. E.; Cochran, D. e Pianka, E. R. 1981. A morphological analysis of the structure of communities of lizards in desert habitats. *Ecology* 62(6):1474-1483.

Rocha, C. F. D.; Dutra, G. F.; Vrcibradic, D. e Menezes, V. A. 2002a. The terrestrial reptile fauna of the Abrolhos archipelago: species list and ecological aspects. *Brazilian Journal of Biology* 62(2):285-291.

Rocha, C. F. D.; Vrcibradic, D.; Texeira, R. L. e Cuzzuol, M. G. T. 2002b. Interpopulation variation in litter size of the skink *Mabuya agilis* in Southeastern Brazil. *Copeia* 3:857-864.

Rodrigues, M. T. 1987. Sistemática, ecologia e zoogeografia dos *Tropidurus* do grupo *torquatus* ao sul do Rio Amazonas (Sauria, Iguanidae). *Arquivos de Zoologia* 31(3):105-230.

Rodrigues, M. T. 1990. Os lagartos da Mata Atlântica brasileira: distribuição atual e pretérita e suas implicações para estudos futuros. *Simpósio sobre ecossistemas da costa*

sudeste brasileira - estrutura, manejo e função. Publicação ACIESP. Academia de Ciências do Estado de São Paulo. 404-410p.

Rodrigues, M. T. 2000a. A fauna de répteis e anfíbios das caatingas. Avaliação e identificação de ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e reparação de benefícios da biodiversidade do bioma caatinga. FADE/UFPE; CI_do_Brasil; Fundação Biodiversitas; Embrapa; MMA; Banco_Mundial; MCT/CNPq e GEF [Eds]. Seminário realizado no período de 21 a 26 de Maio de 2000. Petrolina.

Rodrigues, M. T. 2000b. A new species of *Mabuya* (Squamata: Scincidae) from the semiarid caatingas of northeastern Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia, São Paulo* 41(21):313-328.

Rodrigues, M. T. 2002. Anfíbios e Répteis. Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Caatinga. Pereira, R. M.; Montenegro, M. M. e Fonseca, M. [Eds]. Universidade Federal de Pernambuco, Fundação de Apoio ao Desenvolvimento do Nordeste, Conservation Internation do Brasil, Fundação Biodiversitas, EMBRAPA/Semi-Árido. Brasília (DF). 36: 15-16p.

Rodrigues, M. T.; Yonenege-Yassuda, Y. e Kasahara, S. 1989. Notes on the ecology and karyotypic description of *Strobilurus torquatus* (Sauria: Iguanidae). *Revista Brasileira de Genética* 12(4):747-759.

Sale, P. F. 1974. Overlap in resource use, and interspecific competition. *Oecologia* 17:245-256.

Sartorius, S. S.; Vitt, L. J. e Colli, G. R. 1999. Use of naturally and anthropogenically disturbed habitats in Amazonian rainforest by the teiid lizard *Ameiva ameiva*. *Biological Conservation* 90:91-101.

Scheibe, J. S. 1987. Climate, competition, and the structure of temperate zone lizard communities. *Ecology* 68(5):1424-1436.

Schlaepfer, M. A. e Gavin, T. A. 2001. Edges effects on lizards and frogs in tropical forest fragments. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatics Sciences* 15(4):1079-1090.

Schoener, T. W. 1983. Population and community ecology. *In: Lizard ecology*. Huey, R. B.; Pianka, E. R. e Schoener, T. W. [Eds]. Harvard University Press. Cambridge, Massachusetts and London. 233-239p.

Schwartz, M. W.; Brigham, c. A.; Hoeksema, J. D.; Lyons, K. G.; Mills, M. H. e Van Mantgen, P. J. 2000. Linking biodiversity to ecosystem function: implications for conservation ecology. *Oecologia* 122:297-305.

Scott, W. A. e Anderson, R. 2003. Temporal and spatial variation in carabid assemblages from the United Kingdom Environmental Change Network. *Biological Conservation* 110:197-210.

Sheil, D. 2001. Conservation and biodiversity monitoring in the tropics: realities, priorities, and distractions. *Conservation Biology* 15(4):1179-1182.

Shenbrot, G. I.; Rogovin, K. A. e Surov, A. V. 1991. Comparative analysis of spatial organization of desert lizard communities in Middle Asia and Mexico. *Oikos* 61(2):157-168.

Silva, J. M. C. e Tabarelli, M. 2001. The future of the Atlantic Forest in Northeastern Brazil. *The Journal of the Society for Conservation Biology* 15(4):819.

Silva Jr, N. J. e Sites Jr, J. W. 1995. Patterns of diversity of neotropical squamata reptile species with emphasis on the brazilian amazon and the conservation potential of indigenous reserves. *Conservation Biology* 9(4):873-901.

Silva, M. A. e Ataíde, T. A. 2003. Levantamento da flora. Relatório Final. FADURPE - Fundação Apolônio Sales de Desenvolvimento Educacional. Recife (PE). 115-133p

Silva, M. M. 2000. Projeto piloto de conservação de florestas e águas da Mata Atlântica na bacia do Pirapama - Diagnóstico sócio-ambiental da área piloto sub-bacia Riacho dos Macacos. Companhia Pernambucana de Recursos Hídricos. Recife. 15p

Smith, E. P. 2002. Ecological statistics. *In: Encyclopedia of Environmetrics*. El-Shaarawi, A. H. e Piegorisch, W. W. [Eds]. John Wiley & Sons. Chichester. Vol 2: 589-602p.

Stirling, G. e Wilsey, B. 2001. Empirical relationships between species richness, evenness, and proportional diversity. *The American Naturalist* 158(3):286-299.

Sumner, J. 1998. Shrinking forest - what lizards can tell us about fragmented forest habitats. *Cooperative Research Center for Tropical Rainforest and Management Using Rainforest Research (Information Sheets)*. <http://www.rainforest-crc.jcu.edu.au>.

Sumner, J.; Moritz, C. e Shine, R. 1999. Shrinking forest shrinks skink: morphological change in response to rainforest fragmentation in the prickly forest skink (*Gnypetoscincus queenslandiae*). *Biological Conservation* 91:159-167.

Tabachnick, B. G. e Fidell, L. S. 1996. Using multivariate statistics. Woods, C. [Ed] Harper Collins College Publishers. New York. 3ªed. 880p.

Tabarelli, M. e Mantovani, W. 1999. Clareiras naturais e a riqueza de espécies pioneiras em uma floresta atlântica montana. *Revista Brasileira de Biologia* 59(2):251-261.

Teixeira, R. L. 2001. Comunidade de lagartos da restinga de Guriri, São Mateus - ES, Sudeste do Brasil. *Atlântica, Rio Grande* 23:77-84.

Texeira, R. L. e Giovanelli, M. 1999. Ecologia de *Tropidurus torquatus* (Sauria: Tropiduridae) da restinga de Guriri, São Mateus, ES. *Revista Brasileira de Biologia* 59(1):11-18.

Tinkle, D. W. 1982. Results of experimental density manipulation in an Arizona lizard community. *Ecology* 63(1):57-65.

Van Damme, R.; Bauwens, D.; Castilla, A. M. e Verheryen, R. F. 1989. Altitudinal variation on the thermal biology and running in the lizard *Podarcis tiliguerta*. *Oecologia* 80:516-524.

Van Sluys, M. 2000. Population dynamics of the saxicolous lizard *Tropidurus itambere* (tropiduridae) in a seasonal habitat of southeastern Brazil. *Herpetologica* 56(1):55-62.

Vanzolini, P. E. 1972. Miscellaneous notes on the ecology of some brasilian lizards (Sauria). *Papéis Avulsos de Zoologia, São Paulo* 26(8):83-115.

Vanzolini, P. E. 1974. Ecological and geographical distribution of lizards in Pernambuco, northeastern Brasil (Sauria). *Papéis Avulsos de Zoologia, São Paulo* 28(4):61-90.

Vanzolini, P. E. 1976. On the lizards of a cerrado - caatinga contact: evolutionary and zoogeographical implications (Sauria). *Papéis Avulsos de Zoologia, São Paulo* 29(16):111-119.

Vanzolini, P. E. 1986. Addenda and corrigenda to the catalogue of neotropical squamata - Part II: Lizards and Amphisbaenia. *Smithsonian Herpetological Information Service* 70:25p.

Vanzolini, P. E.; Ramos-Costa, A. M. M. e Vitt, L. J. 1980. Répteis das Caatingas. Academia Brasileira de Ciencias. Rio de Janeiro. 1ªed. 161p.

Vanzolini, P. E. e Rebouças-Spieker, R. 1976. Distribution and differentiation of animals along the coastal and on continental island of the state of são Paulo, Brasil. 3 - Reproductive differences between and within *Mabuya caissara* and *M. macrorhyncha* (Sauria, Scincidae). *Papéis Avulsos de Zoologia, São Paulo* 29(15):95-109.

Varela, R. O. e Buncher, E. H. 2002. The lizard *Teius teyou* (Squamata: Teiidae) as a legitimate seed disperser in the dry chaco forest of Argentina. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 37(2):115-117.

Vellend, M. 2001. Do commonly used indices of β -diversity measure species turnover? *Journal of Vegetation Science* 12:545-552.

Vitt, L. J. 1985. On the biology of the little known anguid lizard, *Diploglossus lessonae* in northeast Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia, São Paulo* 36(7):69-76.

Vitt, L. J. 1990. The influence of foraging mode and phylogeny on seasonality of tropical lizard reproduction. *Papéis Avulsos de Zoologia, São Paulo* 36(6):107-123.

Vitt, L. J. 1991a. Ecology and life history of the wide-foraging lizard *Kentropyx calcarata* (Teiidae) in Amazonian Brazil. *Canadian Journal of Zoology* 96:2791-2799.

Vitt, L. J. 1991b. An introduction to the ecology of Cerrado lizards. *Journal of Herpetology* 25(1):79-90.

Vitt, L. J. 1996. Biodiversity of amazonian lizards. In: Neotropical Biodiversity and Conservation. Gibson, A. C. [Ed] *Occasional Publication of the Mildred E. Mathias Botanical Garden*. Los Angeles, California. Vol 1: 89-108p.

Vitt, L. J.; Ávila-Pires, T. C. S.; Caldwell, J. P. e Oliveira, V. R. L. 1998. The impact of individual tree harvesting on thermal environments of lizards in Amazonian rain forest. *Conservation Biology* 12(3):654-664.

Vitt, L. J.; Ávila-Pires, T. C. S.; Espósito, M. C.; Sartorius, S. S. e Zani, P. A. 2003. Sharing amazonian rain-forest trees: ecology of *Anolis punctatus* and *Anolis transversalis* (Squamata: Polychrotidae). *Journal of Herpetology* 37(2):276-285.

Vitt, L. J. e Caldwell, J. P. 2001. The effects of logging on reptiles and amphibians of tropical forests. In: The cutting edge: conservation wildlife in logged tropical forest. Fimbel, R. A.; Grajal, A. e Robinson, J. G. [Eds]. Columbia University Press. New York. 239-259p.

Vitt, L. J.; Caldwell, J. P.; Colli, G. R.; Garda, A. A.; Mesquita, D. O.; França, F. G. e Balbino, S. F. 2002. Um guia fotográfico dos répteis e anfíbios da região do Jalapão no cerrado brasileiro. *Sam Noble Oklahoma Museum of Natural History Special Publications in Herpetologia*(1):1-17.

Vitt, L. J. e Colli, G. R. 1994. Geographical ecology of a neotropical lizard: *Ameiva ameiva* (Teiidae) in Brazil. *Canadian Journal of Zoology* 72:1986-2008.

Vitt, L. J. e De Carvalho, C. M. 1992. Life in the trees: the ecology and life history of *Kentropyx striatus* (Teiidae) in the Lavrado area of Roraima, Brazil, with comments on the life histories of tropical teiid lizards. *Canadian Journal of Zoology* 70:1995-2006.

Vitt, L. J. e De Carvalho, C. M. 1995. Niche partitioning in a tropical wet season: lizards in the Lavrado area of northern Brazil. *Copeia* 2:305-329.

Vitt, L. J.; Sartorius, S. S.; Ávila-Pires, T. C. S. e Espósito, M. C. 2001. Life at the river's edge: ecology of *Kentropyx altamazonica* in Brazilian Amazonia. *Canadian Journal of Zoology* 79:1855-1865.

Vitt, L. J.; Sels, C. V. L. e Ohmart, R. D. 1981. Ecological relationships among arboreal desert lizards. *Ecology* 62(2):398-410.

Vitt, L. J. e Zani, P. A. 1996. Organization of a taxonomically diverse lizard assemblage in Amazonian Ecuador. *Canadian Journal of Zoology* 74:1313-1335.

Vitt, L. J. e Zani, P. A. 1998a. Ecological relationships among sympatric lizards in a transitional forest in the northern Amazon of Brasil. *Journal of Tropical Ecology* 14:63-86.

Vitt, L. J. e Zani, P. A. 1998b. Prey use among sympatric lizard species in lowland rain forest of Nicaragua. *Journal of Tropical Ecology* 14:537-559.

Vitt, L. J.; Zani, P. A.; Caldwell, J. P. e Carrillo, E. O. 1995. Ecology of the lizard *Kentropyx pelviceps* (Sauria: Teiidae) in lowland rain forest of Ecuador. *Canadian Journal of Zoology* 73:691-703.

Vitt, L. J.; Zani, P. A. e Espósito, M. C. 1999. Historical ecology of amazonian lizards: implications for community ecology. *Oikos* 87:286-294.

Vitt, L. J.; Zani, P. A. e Lima, C. M. 1997. Heliotherms in tropical rain forest: the ecology of *Kentropyx calcarata* (Teiidae) and *Mabuya nigropunctata* (Scincidae) in tye Curuá-Una of Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 13:199-220.

Volterra, V. 1931. Variation and fluctuations of the number of individuals in animal species living together. In: Animal ecology. Chapman, R. N. [Ed] McGraw-Hill. New York and London. 409-448p.

Vrcibradic, D. e Rocha, C. F. D. 1996. Ecological differences in tropical sympatric skinks (*Mabuya macrorhyncha* and *Mabuya agilis*) in southeastern Brazil. *Journal of Herpetology* 30(1):60-67.

Vrcibradic, D. e Rocha, C. F. D. 2002a. Ecology of *Mabuya agilis* (Raddi) (Lacertilia, Scincidae) at the restinga of Grumari, Rio de Janeiro, southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* Supl.2:19-29.

Vrcibradic, D. e Rocha, C. F. D. 2002b. Use of cacti as heat sources by thermoregulating *Mabuya agilis* (Raddi) and *Mabuya macrorhyncha* Hoge (Lacertilia, Scincidae) in two restinga habitats in southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 19(1):77-83.

Walker, S. e Rabinowitz, A. 1992. The small-mammal community of a dry-tropical forest in Central Thailand. *Journal of Tropical Ecology* 8:57-71.

Warriner, M. D.; Nebeker, T. E.; Leininger, T. D. e Meadows, J. S. 2002. The effects of thinning on beetles (Coleoptera: Carabidae, Cerambycidae) in bottomland hardwood forests. Proceedings of the eleventh biennial southern silvicultural research conference. Gen. Tech. Rep. SRS-48. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station. Outcalt, K. W. [Ed]. Asheville, NC. 622p.

Webb, J. K.; Brook, B. W. e Shine, R. 2002. What makes a species vulnerable to extinction? comparative life-history traits of two sympatric snakes. *Ecological Research* 17:59-67.

Werneck, M. S.; Pedralli, G. e Giesecki, L. F. 2001. Produção de serrapilheira em três trechos de uma floresta semidecídua com diferentes graus de perturbação na Estação Ecológica do Tripuí, Ouro Preto, MG. *Revista Brasileira de Botânica* 24(2):195-198.

Werner, D. I. 1991. The rational use of green iguanas. *In: Neotropical Wildlife: Use and Conservation*. Robinson, J. e Redford, K. [Eds]. University of Chicago Press. Chicago. 181-201p.

Williams, E. E. 1976. South american anoles: the species groups. *Papéis Avulsos de Zoologia, São Paulo* 29(26):259-268.

Williamson, M. 1996. Biological invasors. Population and community biology series. Usher, M. B.; De Angelis, D. L. e Manly, B. F. J. [Eds]. Chapman & Hall. London. 1ªed. 244p.

Wooton, D. M. 2002. Effectiveness of the common gecko (*Hoplodactylus maculatus*) as a seed disperser on Mana Island, New Zealand. *New Zealand Journal of Botany* 40:639-647.

Ylönen, H.; Altner, H. J. e Stubbe, M. 1991. Seasonal dynamics of small mammals in an woodlot and its agricultural surrounding. *Annales Zoologici Fennici* 28:7-14.

Yuki, R. N.; Galatti, U. e Rocha, R. A. T. 1999. Contribuição ao conhecimento da fauna de Squamata de Rondônia, Brasil, com dois novos registros. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Série Zoologia* 15(2):181-193.

Zamprogno, C.; Zamprogno, M. G. F. e Teixeira, R. L. 2001. Evidence of terrestrial feeding in the arboreal lizard *Enyalius bilineatus* (Sauria, Polychrotidae) of south-eastern Brazil. *Revista Brasileira de Biologia* 61(1):91-94.

Zar, Z. H. 1999. Biostatistical analysis. Ryu, T. [Ed] Prentice Hall. New Jersey. 4ªed. 663p.

Zatz, M. G. 2002. O polimorfismo cromático e sua manutenção em *Enyalius sp* (Squamata: Leiosauridae) no Cerrado do Brasil Central. Dissertação de Mestrado. Departamento de Ecologia. Universidade de Brasília. Brasília (DF).

Zug, G. R.; Vitt, L. J. e Caldwell, J. P. 2001. Herpetology: An introductory biology of amphibians and reptiles. Academic Press. San Diego. 2ªed. 579p.

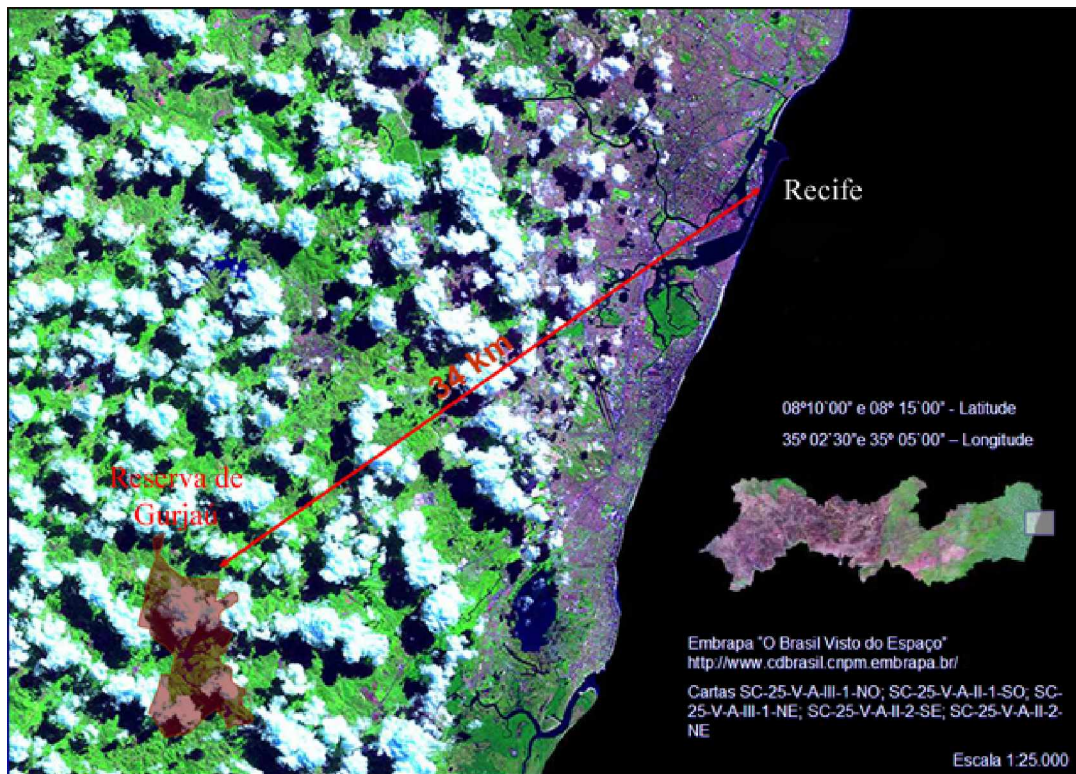


Figura 1. Localização da Reserva de Gurjaú no estado de Pernambuco. Fonte: Embrapa “O Brasil Visto do Espaço” <http://www.cdbrasil.cnpem.embrapa.br/>. Cartas: SC-25-V-A-III-1-NO; SC-25-V-A-II-1-SO; SC-25-V-A-III-1-NE; SC-25-V-A-II-2-SE; SC-25-V-A-II-2-NE.

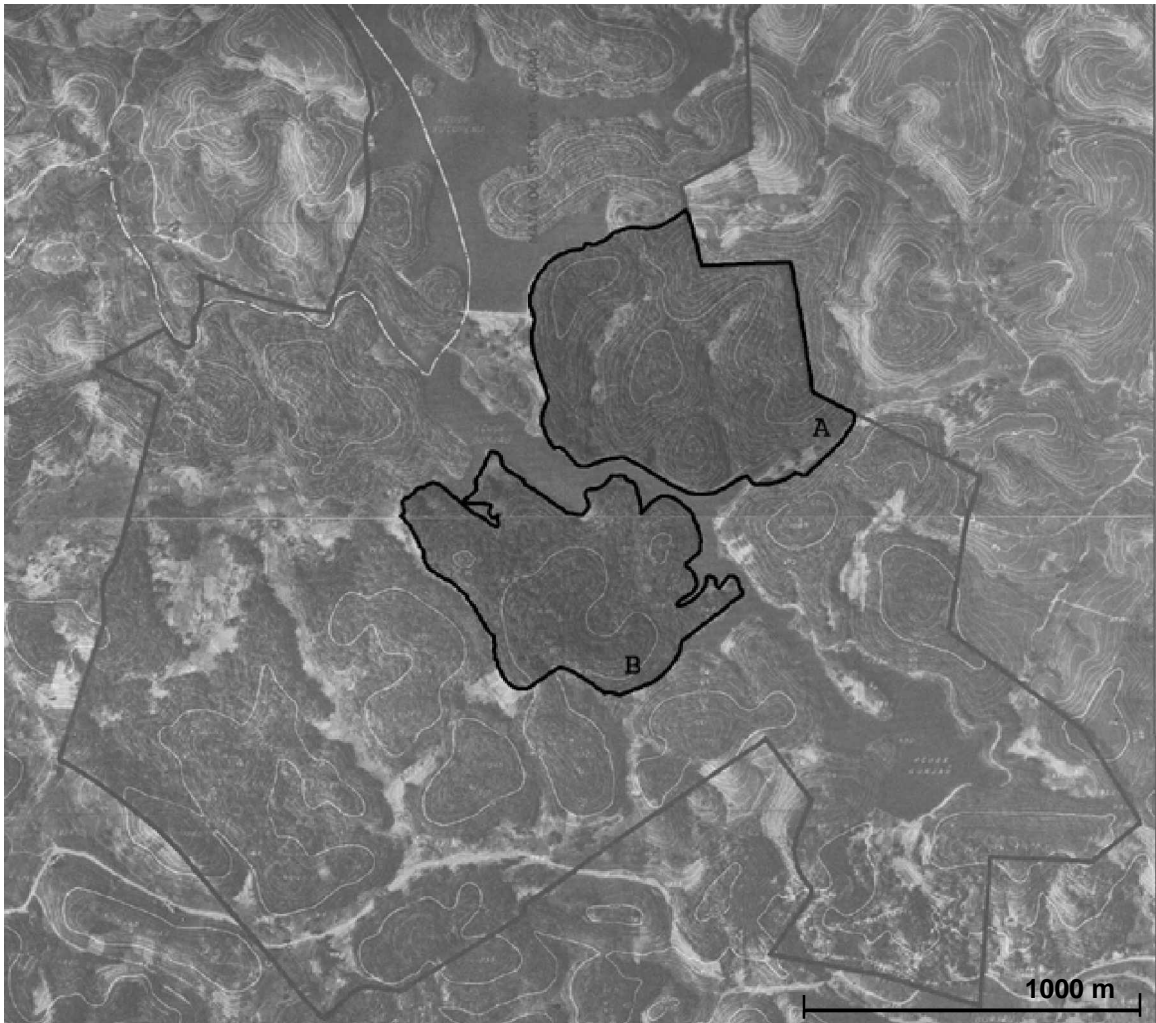


Figura 2. Ortofotocartas obtidas pelos Serviços Aerofotogramétricos Cruzeiro do Sul S.A. 1975. Os fragmentos estudados foram: A – Mata Sucupema e B – Mata Cuxio



Figura 3. Armadilha tipo alçapão utilizada para coleta de lacertílios na Reserva de Gurjaú, Pernambuco. Foto: Eduarda Larrazábal 2002.



Figura 4. Método de corte de falanges empregado na marcação individual de lacertílios na Reserva de Gurjaú, Pernambuco. Cada artelho apresenta uma numeração específica, correspondendo às unidades, dezenas ou centenas.



Figura 5. Sexador de répteis (*Sexing Probes*) utilizado na determinação sexual de alguns indivíduos capturados na Reserva de Gurjaú, Pernambuco, no período de Agosto de 2002 a Julho de 2003.

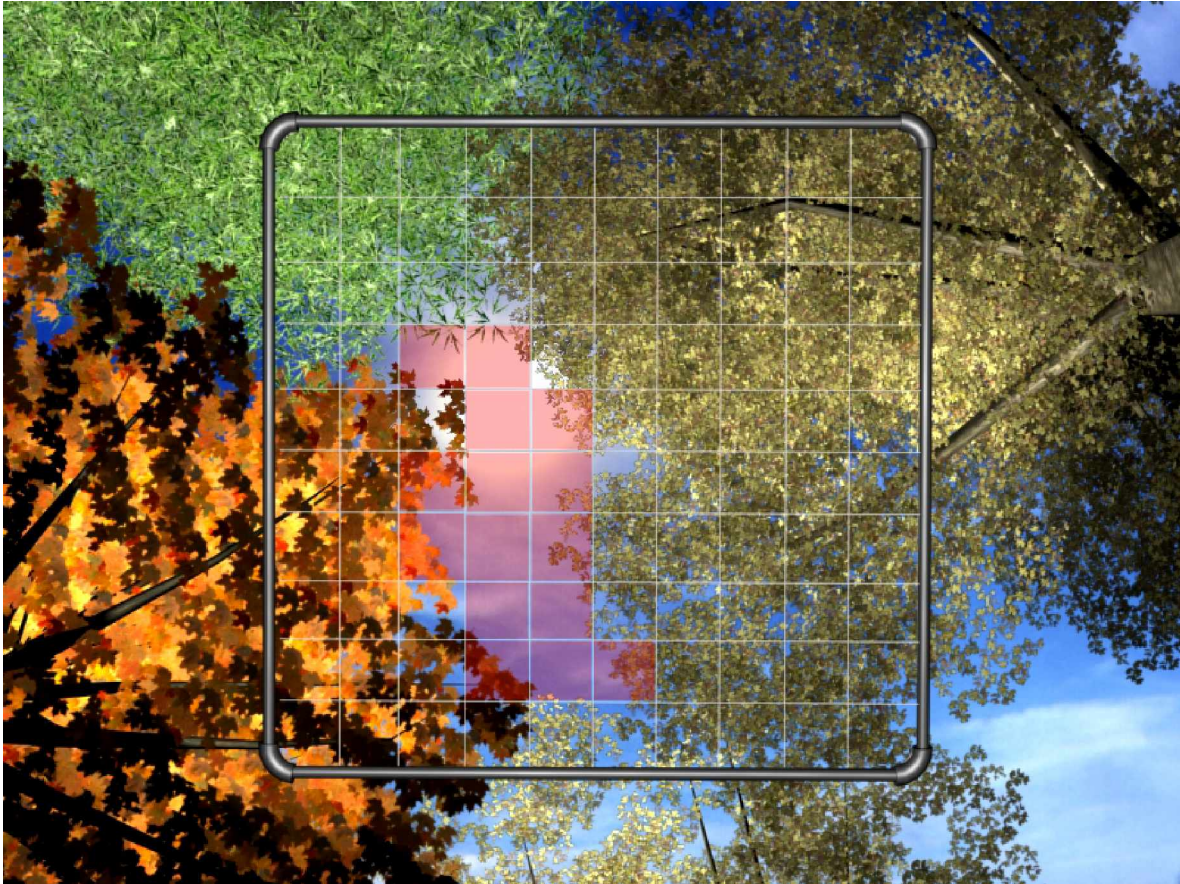
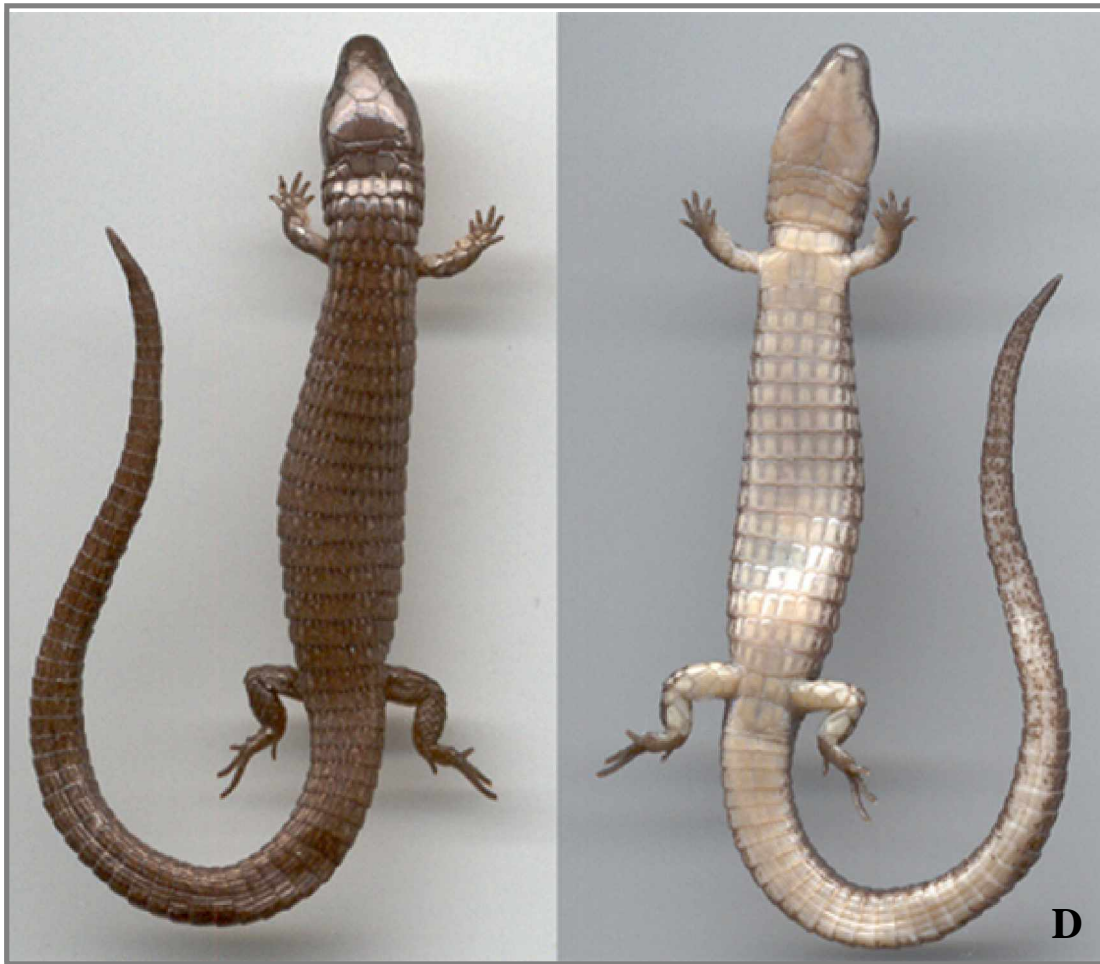


Figura 6. Armação de PVC utilizada na medição do grau de cobertura do dossel em cada armadilha da Mata Sucupema, Reserva de Gurjaú. As áreas não sombreadas representam o grau de abertura do dossel.





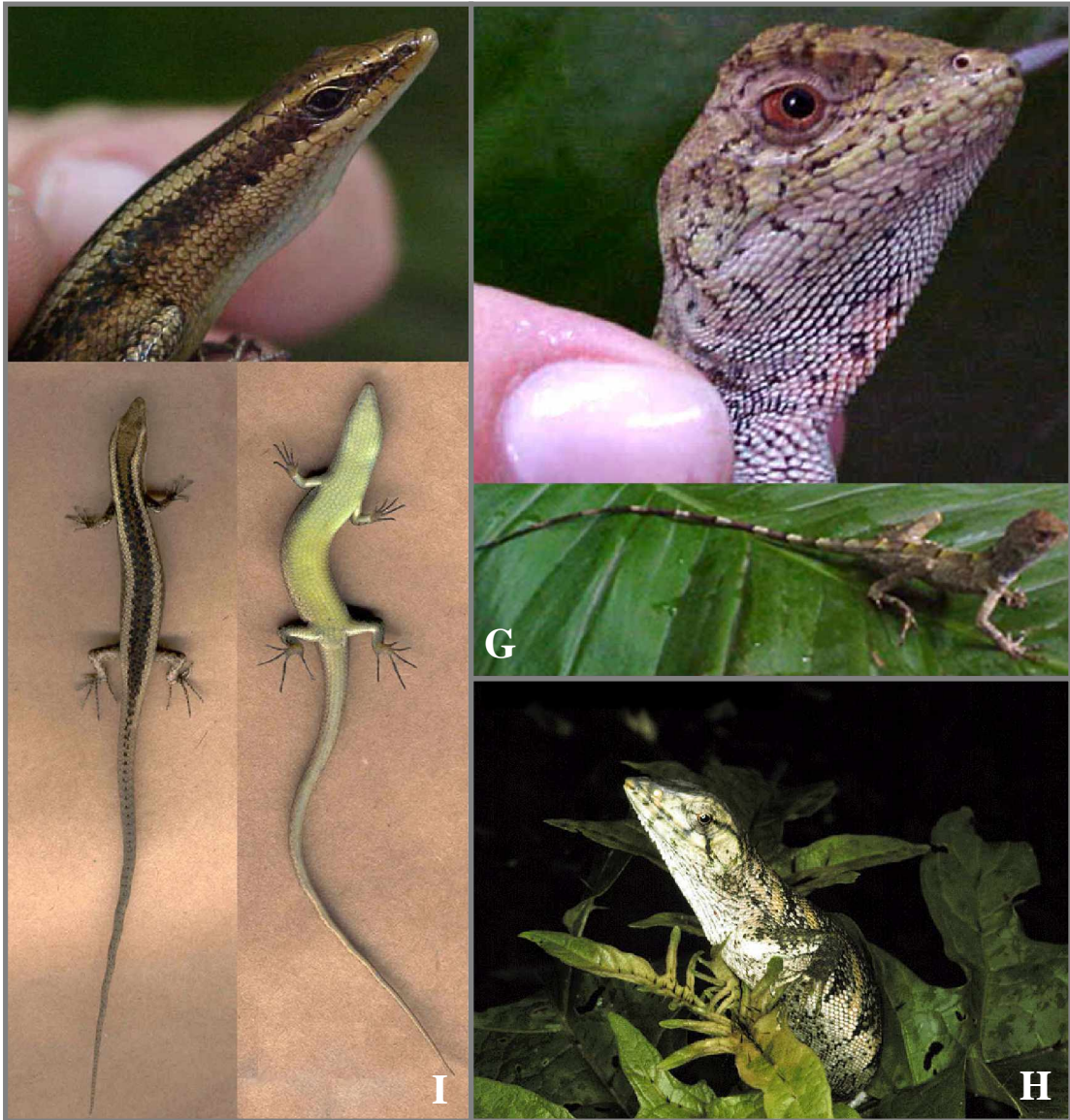




E

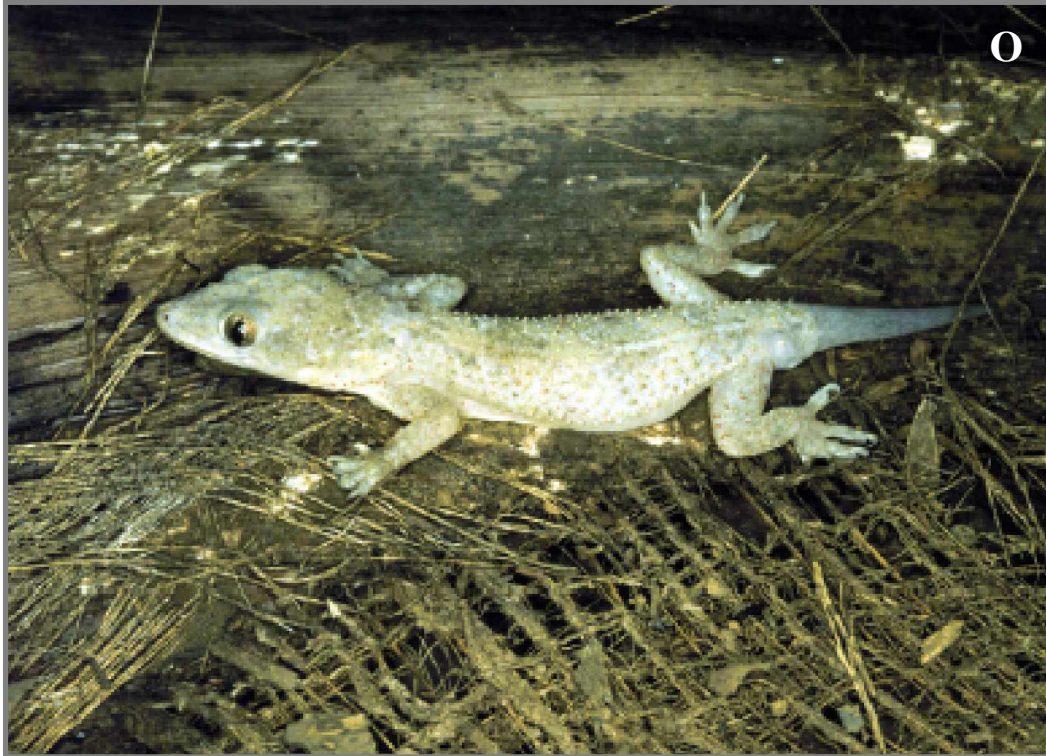


F









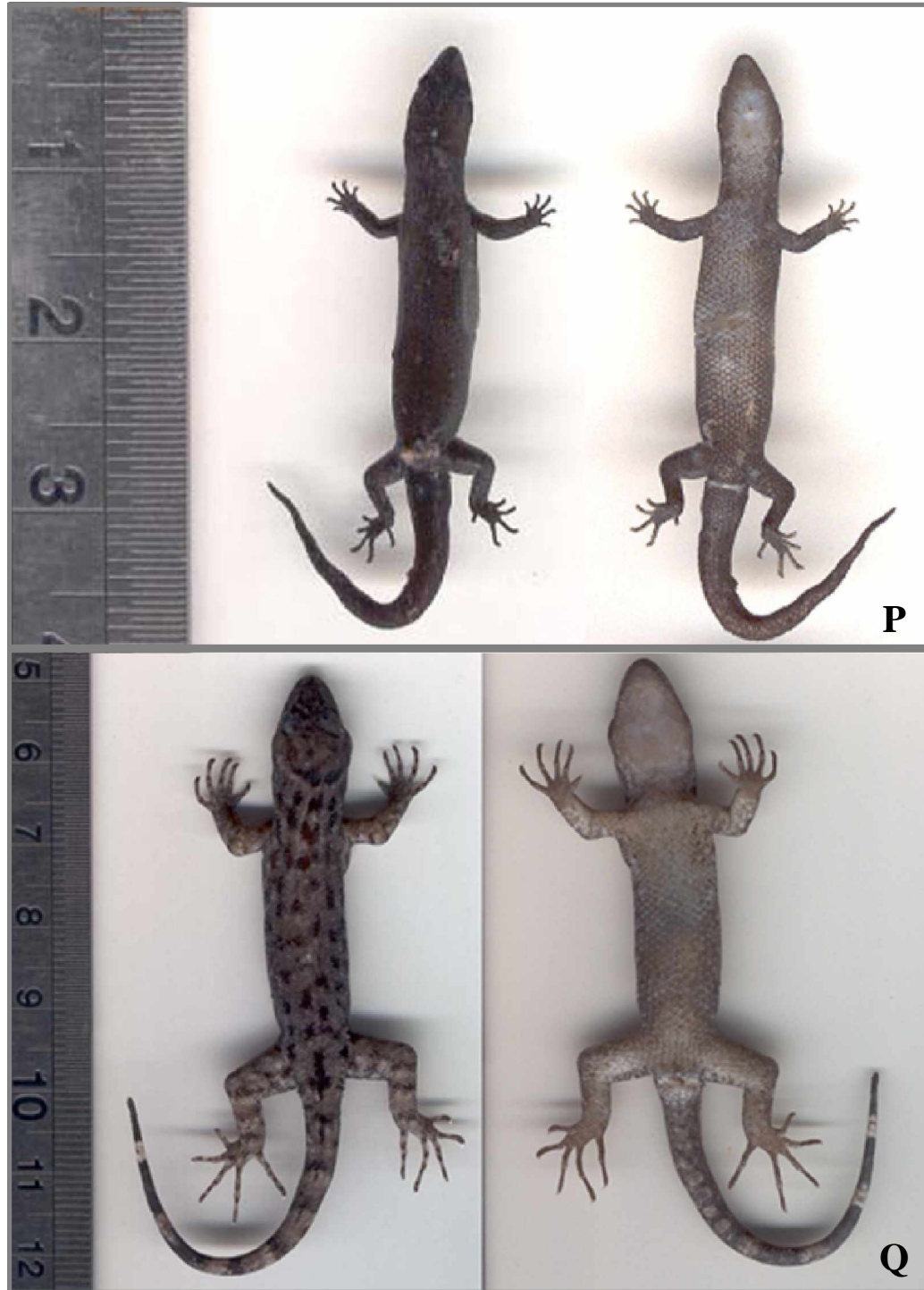
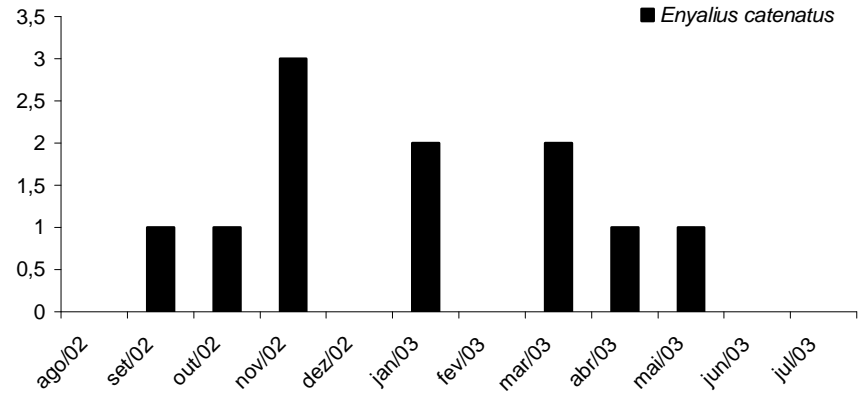
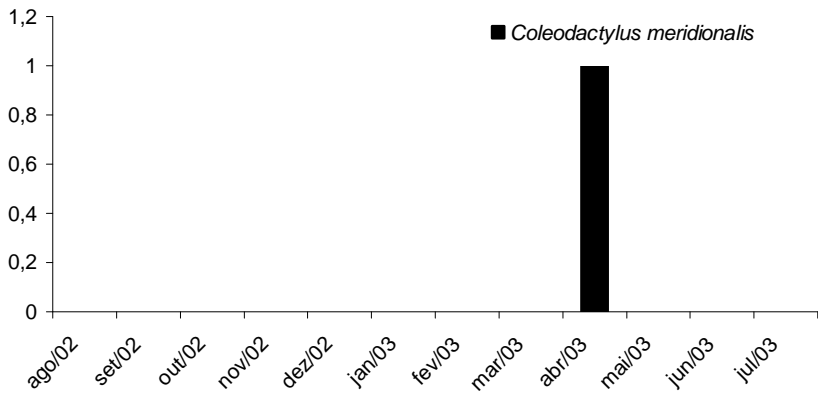
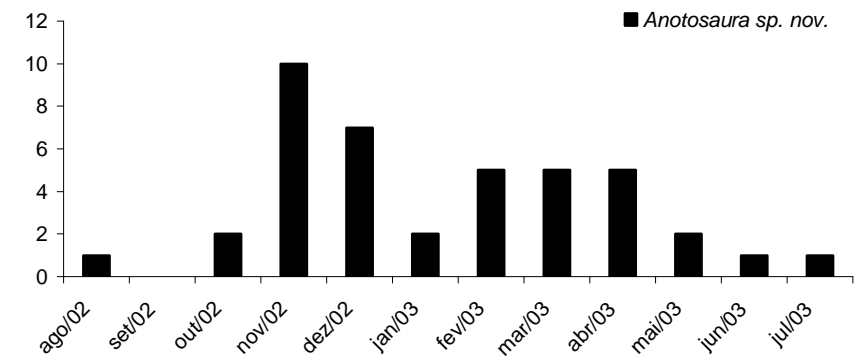
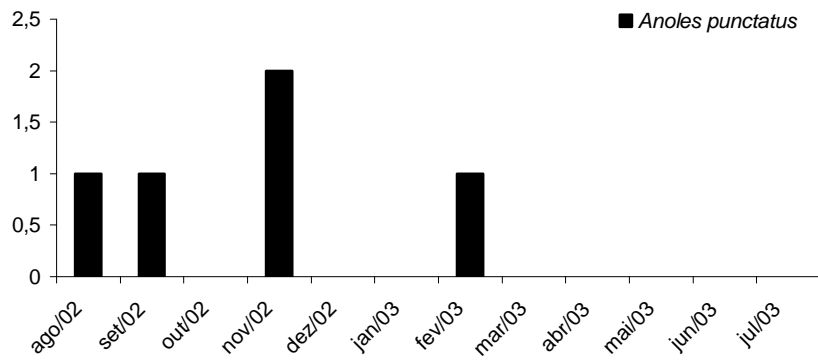
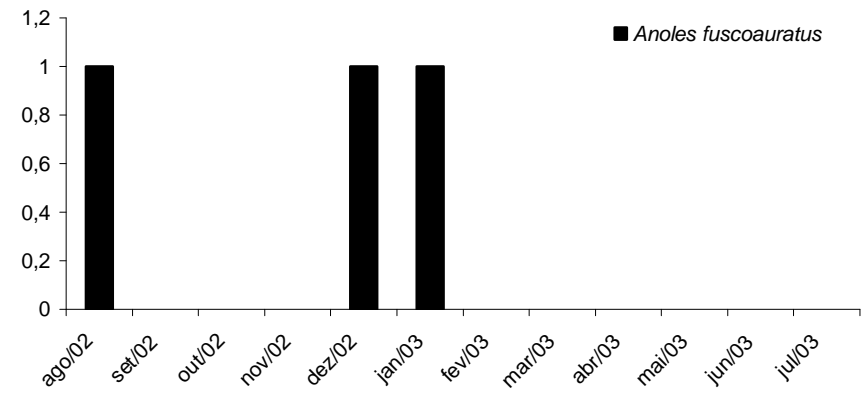
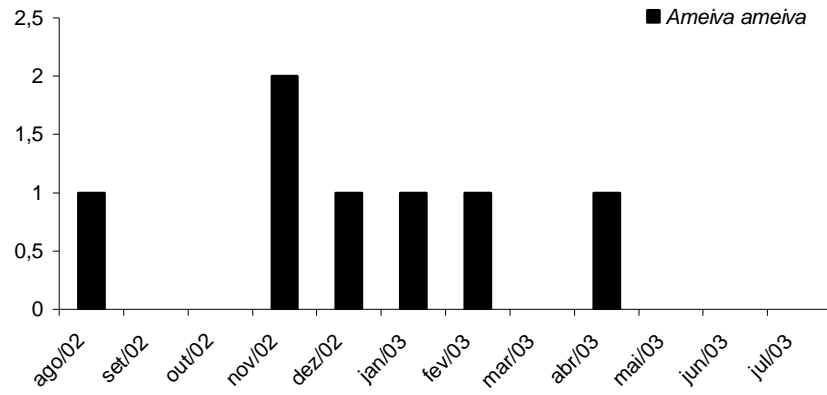
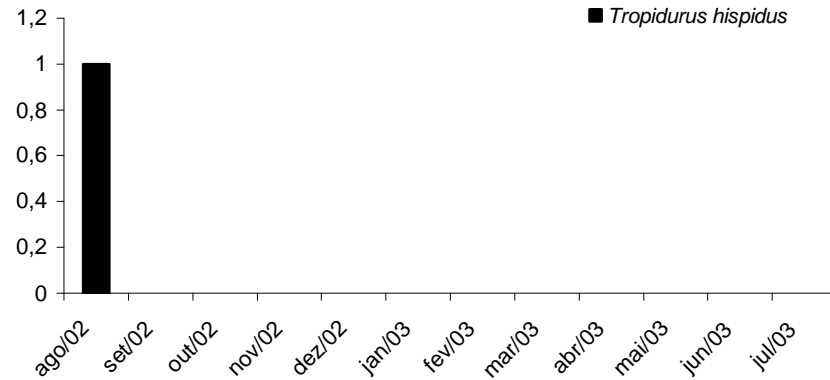
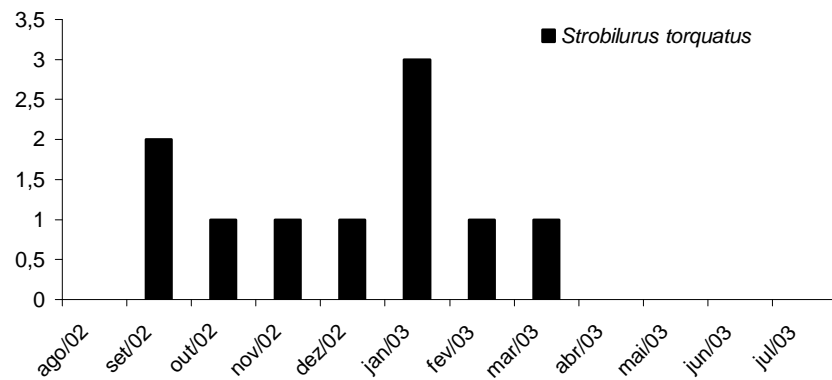
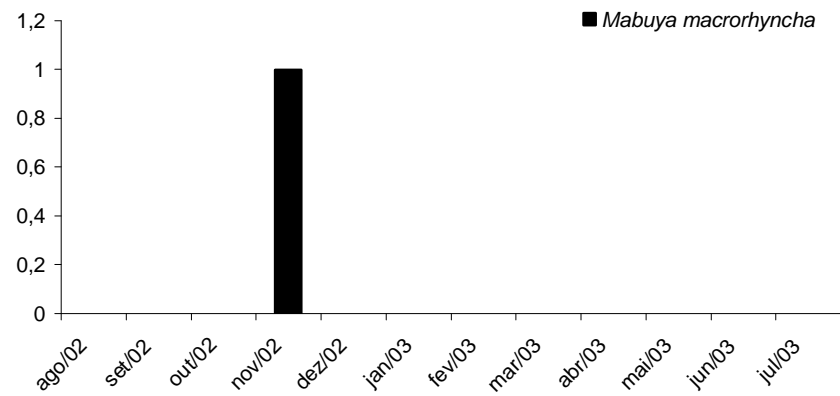
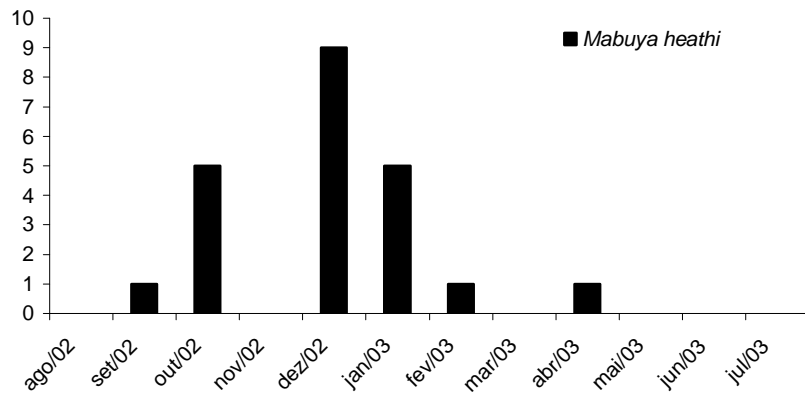
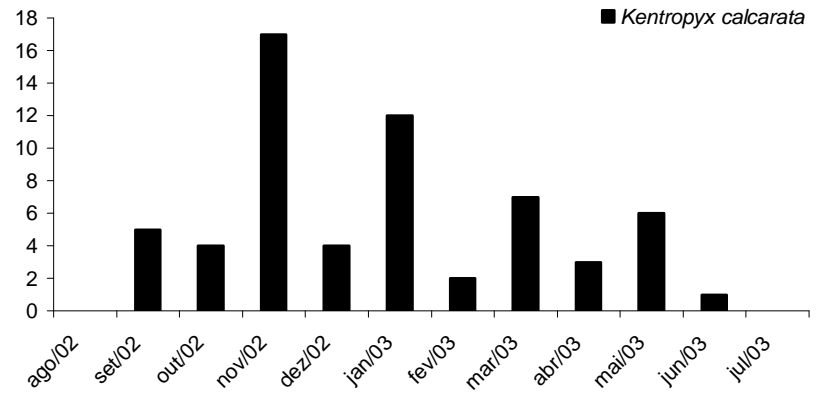
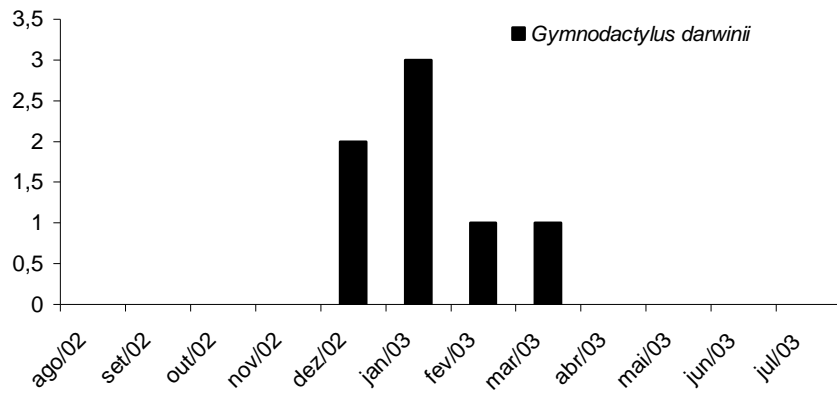


Figura 7. Espécies de lagartos registrados na Reserva de Gurjaú, no período de Agosto de 2002 a Julho de 2003. A - *A. ameiva*; B - *T. teguixin*; C - *K. calcarata*; D - *Anotosaura sp. nov.*; E - *A. fuscoauratus*; F - *A. punctatus*; G - *E. catenatus*; H - *P. marmoratus*; I - *M. macrorhyncha*; J - *M. heathi*; L - *I. iguana*; M - *S. torquatus*; N - *T. hispidus*; O - *H. mabouia*; P - *C. meridionalis*; Q - *G. darwini*. Fotos: L. Vitt (B, E, F, H, J, L, O); E. Larrazábal (A, C, G, I, M); L. F. Vaz (N); C. Cazal (D, P, Q).





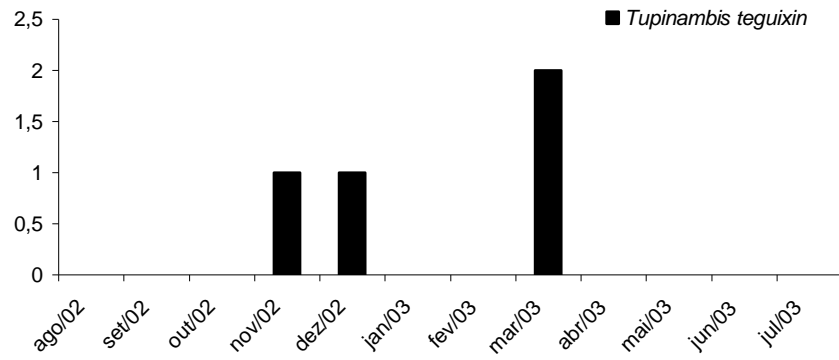


Figura 8. Quantidade de indivíduos por espécies registrados a cada mês na Reserva de Gurjaú, Pernambuco, no período de Agosto de 2002 a Julho de 2003.

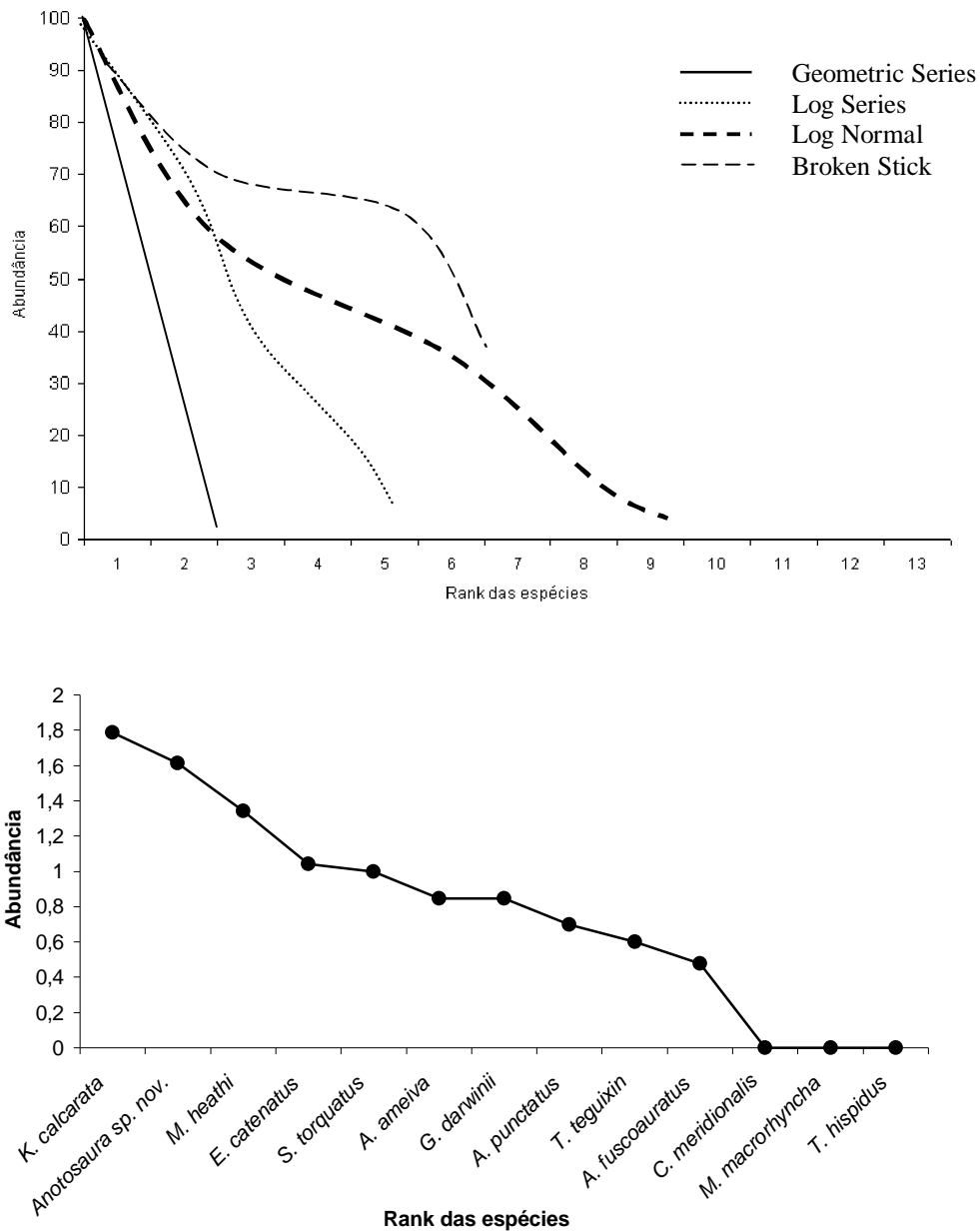


Figura 9. Curva de abundância das espécies registradas na Reserva de Gurjaú, Pernambuco. No primeiro gráfico estão os modelos de abundância mais empregados. No segundo gráfico, o eixo das ordenadas representa valores da abundância relativa em Log₁₀ enquanto no eixo da abscissa estão as espécies por ordem decrescente de abundância.

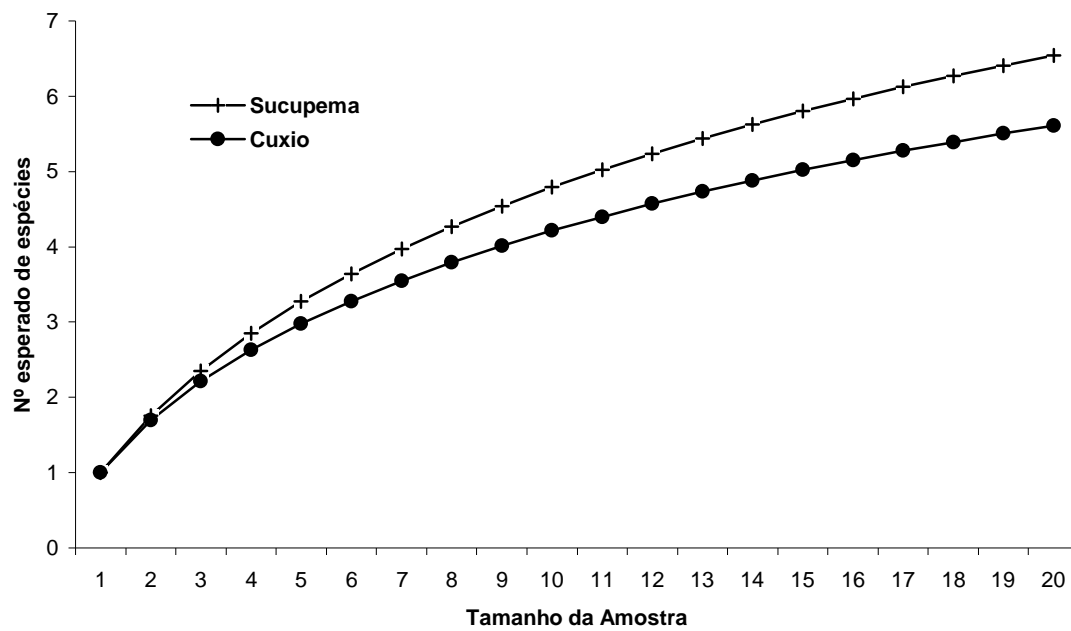


Figura 10. Curva de Rarefação calculada para os dois fragmentos estudados demonstra ser a Mata Sucupema o de maior riqueza de espécies.

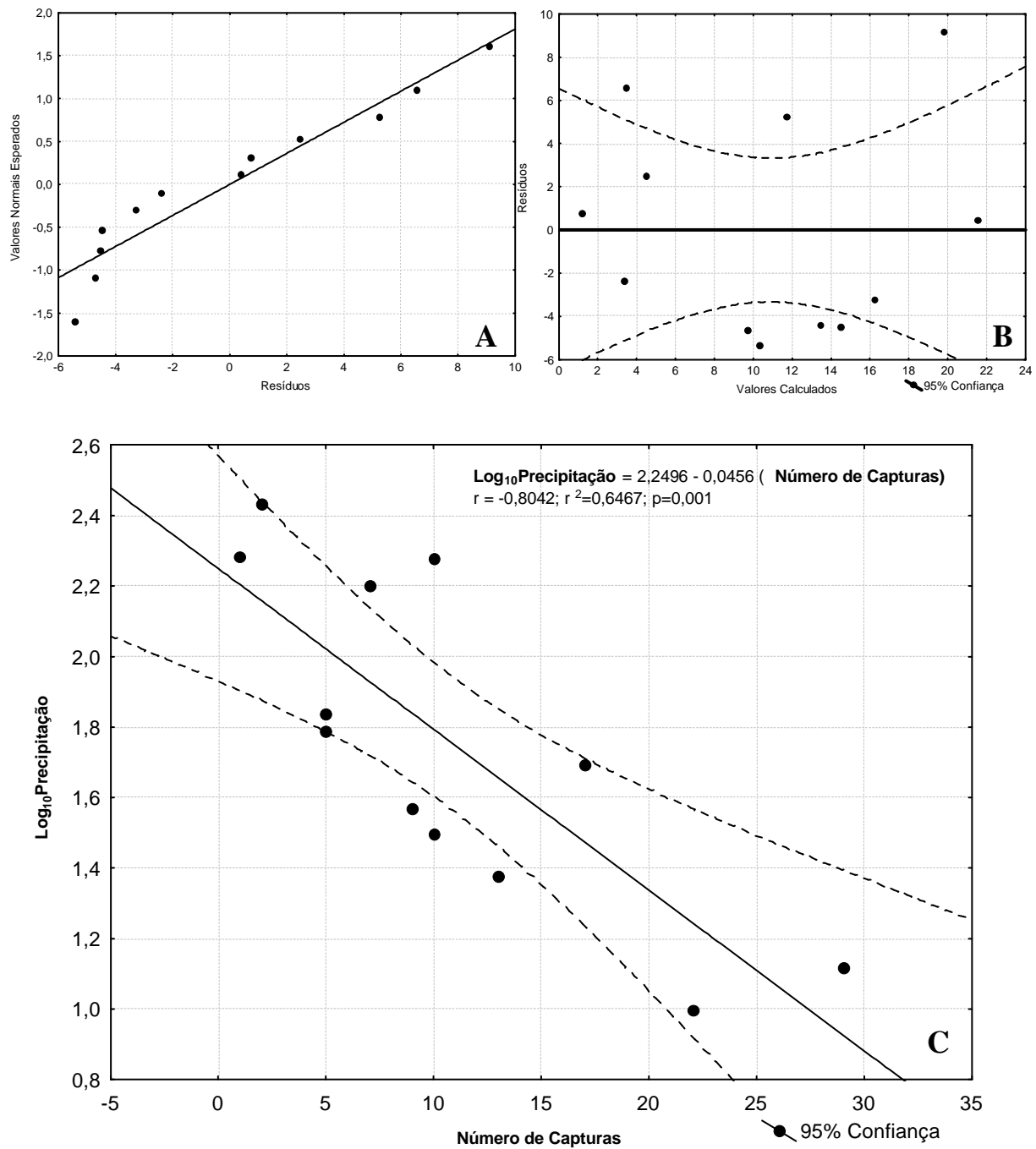


Figura 11. Verificação da Normalidade (A) e Homocedasticidade (B) dos resíduos. Regressão Linear entre o número de capturas na Mata Sucupema e a precipitação registrada para a região (C).

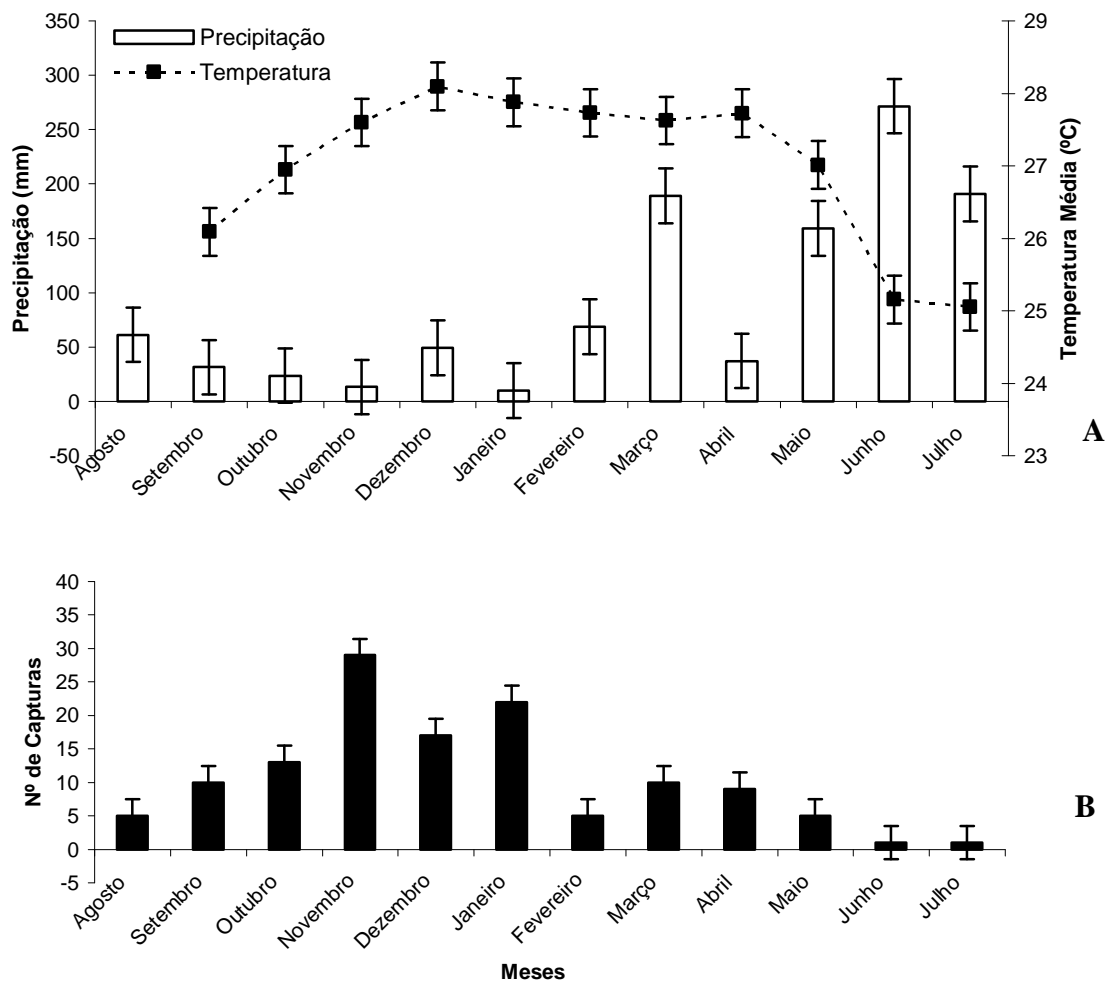


Figura 12. Em A - Variação da precipitação (mm) e da temperatura (°C) entre Agosto de 2002 a Julho de 2003 para Recife (PE) (Fonte: INPE - CPTEC - DSA – SCD). B – Número de capturas por mês com dados de ambos os fragmentos (as barras de erro representam o Erro Padrão).

Tabela II. Espécies registradas para a Reserva de Gurjaú, com referência ao número de indivíduos e representatividade de cada espécie para a Mata Sucupema e Mata Cuxio, separadamente, no período de Agosto de 2002 a Julho de 2003.

Espécies	Nº de capturas (%)	
	Mata Cuxio	Mata Sucupema
<i>A. ameiva</i>	0	7 (5,3)
<i>A. fuscoauratus</i>	0	3 (2,3)
<i>A. punctatus</i>	2 (4,6)	3 (2,3)
<i>Anotosaura sp. nov.</i>	22 (50,1)	19 (14,5)
<i>C. meridionalis</i>	0	1 (0,8)
<i>E. catenatus</i>	1 (2,3)	10 (7,6)
<i>G. darwinii</i>	7(16,2)	0
<i>K. calcarata</i>	7 (16,2)	54 (41,2)
<i>M. heathi</i>	0	22 (16,7)
<i>M. macrorhyncha</i>	0	1 (7,6)
<i>S. torquatus</i>	2 (4,6)	8 (6,1)
<i>T. hispidus</i>	0	1 (7,6)
<i>T. teguixin</i>	7 (16,2)	0

Tabela III. Espécies de lacertílios registras para o leste do estado de Pernambuco.

Espécies registradas para o litoral de Pernambuco	fonte
<i>Ameiva ameiva</i> (Linnaeu 1758)	Amaral 1937; Etheridge 1969; Vanzolini 1974; Morais e Morais 1987
<i>Anolis fuscoauratus</i> (D'Orbigny 1837)	Cunha 1961; Vanzolini 1972, 1974, 1976
<i>Anolis punctatus</i> (Daudin 1802)	Vanzolini 1972, 1986; Morais e Morais 1987
<i>Borgetia lutzae</i> (Loveridge 1941)*	Vanzolini 1972; Rodrigues 1987
<i>Cnemidophorus ocellifer</i> (Spix 1825)	Amaral 1937; Vanzolini 1972
<i>Coleodactylus meridionalis</i> (Boulenger 1888)	Amaral 1937; Cunha 1961; Vanzolini 1972; Vanzolini et al 1980; Rodrigues 1987; Freire 1999
<i>Diploglossus lessonae</i> (Peracca 1890)	Vanzolini et al 1980; Vitt 1985
<i>Enyalius catenatus</i> (Wied 1821)	Amaral 1937; Etheridge 1969; Vanzolini 1974; Jackson 1978
<i>Gymnodactylus darwini</i> (Gray 1845)	Vanzolini 1974, 1986; Freire 1998
<i>Hemidactylus mabouia</i> (Moreau de Jonnès 1818)	Amaral 1937; Vanzolini 1986; Morais e Morais 1987
<i>Iguana iguana</i> (Linnaeu 1748)	Vanzolini 1974; Morais e Morais 1987
<i>Kentropyx calcarata</i> (Spix 1825)	Vanzolini 1974; Gallagher Jr e Dixon 1992
<i>Mabuya heathi</i> (Schmidt & Inger 1951)	Vanzolini 1974
<i>Mabuya macrorhyncha</i> (Hoge 1946)	Rodrigues 2000b
<i>Mabuya nigropunctata</i> (Spix 1825)	Miguel T. Rodrigues, com. pess.
<i>Ophiodes striatus</i> (D'Orbigny 1837)	Amaral 1937
<i>Polychrus marmoratus</i> (Linnaeu 1758)	Amaral 1937; Vanzolini 1974, 1986; Morais e Morais 1987
<i>Stenolepis ridley</i> (Boulanger 1887)	Amaral 1937; Vanzolini 1974; Rodrigues 1987
<i>Strobilurus torquatus</i> (Wiegmann 1834)	Amaral 1937; Etheridge 1968; Vanzolini 1974; Jackson 1978; Rodrigues et al 1989
<i>Tropidurus hispidus</i> (Spix 1825)	Amaral 1933/34, 1937; Vanzolini 1972, 1974; Morais e Morais 1987; Rodrigues 1987
<i>Tropidurus semitaeniatus</i> (Spix 1825)	Morais e Morais 1987; Telino Jr 2002 (com. pes.)
<i>Tupinambis teguixin</i> (Linnaeu 1758)	Amaral 1937; Vanzolini 1974; Morais e Morais 1987

*Registrada apenas em restingas (Vanzolini 1972; Rodrigues 1987).

