

EFEITO DO TAMANHO DE ÁREA SOBRE A RIQUEZA E COMPOSIÇÃO DE PEQUENOS MAMÍFEROS DA FLORESTA ATLÂNTICA

Luíza Z. Magnus^{1,2} e Nilton C. Cáceres¹

¹Laboratório de Ecologia e Biogeografia, Departamento de Biologia, CCNE, Universidade Federal de Santa Maria, Av. Roraima 1000, 97.110-970 Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brasil [Correspondência: <niltoncaceres@gmail.com>]. ²Endereço atual: Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Animal, CCNE, Universidade Federal de Santa Maria, Av. Roraima 1000, 97.110-970 Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brasil.

RESUMO: A Floresta Atlântica é uma das principais vegetações do Brasil, mas está ameaçada pelo uso da terra. O estudo objetiva analisar os efeitos do tamanho de área e da conservação sobre a riqueza de espécies de pequenos mamíferos (roedores e marsupiais) nessa formação vegetal. Também, analisa se há um padrão direcional de perdas de espécies entre comunidades ricas e pobres em espécies. Foi realizada uma revisão bibliográfica de pesquisas contidas na literatura sobre pequenos mamíferos em diferentes áreas da Floresta Atlântica, gerando um banco de dados contendo informações sobre tamanho de fragmento florestal, status de conservação e riqueza e composição de espécies. Os roedores revelaram correlação positiva com o tamanho de área, assim como a proporção de roedores de hábito florestal foi correlacionada com o grau de conservação das áreas. A composição total de espécies e a composição de roedores revelaram-se aninhadas com NODF=23.69 e 24.73 respectivamente ($P < 0.001$). A fragmentação florestal afeta principalmente os roedores, tanto em relação ao tamanho de área disponível quanto ao grau de conservação. Isto ressalta a relevância da preservação adequada, levando em conta que algumas espécies são vulneráveis à extinção. Pequenos roedores são uma parte importante da diversidade encontrada na Floresta Atlântica, servindo como bioindicadores, enquanto destacam a fragilidade do grupo perante a perda de habitats com o severo ritmo de fragmentação do bioma.

ABSTRACT: Effects of area size on the species richness and composition of small mammals in the Atlantic Forest of Brazil. The Atlantic Forest is one of the main biomes of Brazil, but it is threatened by the land use. The study aimed to analyze the effects of area size and conservation on the species richness of small mammals (rodents and marsupials) in the biome. It also analyzes if there is a directional pattern of species loss from species-rich communities to those poor in species. We carried out a literature review on small-mammal species composition in different areas of the Atlantic Forest, generating a database containing information about fragment size, conservation status, and species richness and composition. Rodent abundance showed a positive correlation with the area size whereas there was also a correlation between the proportion of forest dwelling rodents and the degree of conservation. The composition of all species and that of rodents revealed as nested subset with NODF=23.69 and 24.73 respectively ($P < 0.001$). Forest fragmentation affects mainly rodents, just in relation to area size and degree of conservation. This highlights the importance of correct preservation of the Atlantic Forest, taking into account that some species are vulnerable to extinction. Small rodents are a comprehensive part of the

Atlantic Forest diversity, being bioindicators in this biome, while we highlight the fragility of this mammal group by the habitat loss caused by the severe fragmentation rate of the biome.

Palavras chave. Aninhamento de comunidades. Cricetídeos. Hábito florestal. Marsupiais. Relação espécie-área. Roedores.

Key words. Cricetid rodents. Forest dwelling species. Marsupials. Nestedness subsets. Species-area relationship.

INTRODUÇÃO

A perda e a fragmentação de habitat, resultantes de atividades humanas, constituem as maiores ameaças aos mamíferos terrestres no Brasil. Elas estão relacionadas ao desenvolvimento econômico através do crescimento de áreas cultivadas e urbanas, aumento da densidade populacional e aumento da malha rodoviária (Costa et al., 2005). Além dessas causas de fragmentação de habitat, os ecossistemas fragmentados são também afetados pelo efeito de borda (Pires et al., 2002) e pela falta de migração da fauna entre fragmentos distantes (Castro e Fernandez, 2004).

Quando uma floresta contínua se torna fragmentada e isolada, a comunidade de espécies que ali habita se altera em relação ao seu equilíbrio original, principalmente por causa de efeitos de redução de área habitável e da distância entre remanescentes de floresta que sobraram. Este é o caso da Floresta Atlântica brasileira (Chiarello, 1999; Pardini, 2004), dentre os inúmeros biomas afetados pela fragmentação de habitat pelo mundo.

A Floresta Atlântica abrange uma área estimada entre 1 e 1.5 milhão de km², dos quais restam apenas 7% da floresta original, sendo que menos de 20% de seus remanescentes estão sob proteção integral de acordo com as categorias da União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN, 2004). Este bioma possui uma grande diversidade biológica, sendo considerado um *hotspot* por possuir, dentre outros, cerca de 260 espécies de mamíferos, sendo 73 endêmicas. No entanto, é um dos biomas mais ameaçados e fragmentados do mundo (Myers et al., 2000; Galindo-Leal e Câmara, 2005).

Pequenos mamíferos (roedores e marsupiais) são muito importantes em diversos âmbitos dos sistemas naturais, tais como dispersores de sementes (Cáceres, 2002; Vieira et al., 2003) e polinizadores florais (Goldingay et al., 1991; Vieira et al., 1991). Inúmeras espécies de pequenos mamíferos são endêmicas da Floresta Atlântica (Brito e Fonseca, 2007; Umetsu e Pardini, 2007), além de apresentarem vasta riqueza (Pardini et al., 2005; Vieira et al., 2009) e possuírem mais espécies florestais em detrimento de espécies campestres (Reis et al., 2006), o que ressalta a importância do grupo.

Os pequenos mamíferos representam uma das principais comunidades afetadas pela fragmentação de habitat. A mobilidade limitada da maioria das espécies de pequenos mamíferos, junto ao grau de isolamento de fragmentos, é postulada como uma das principais barreiras que separam as populações em tais fragmentos (Brito e Grelle, 2004; Cáceres et al., 2010). Por esse motivo, tem sido ressaltada a ideia de que corredores de vegetação auxiliem na manutenção da riqueza de espécies em paisagens fragmentadas das florestas tropicais (Pardini et al., 2005).

Além de isolamento e formato da área, o tamanho de área é outra variável importante que determina os padrões de riqueza e diversidade de comunidades de mamíferos nos biomas sul-americanos (Malcolm, 1991; Chiarello, 1999; Pardini et al., 2005; Cáceres et al., 2010). Por isso, entender como ocorre o uso da matriz de habitats em paisagens fragmentadas é um importante passo na conservação de pequenos mamíferos, uma vez que afeta assimetricamente a frequência e o modo de movimentação de indivíduos de diferentes espécies (Passamani e Ribeiro, 2009; Prevedello e Vieira, 2010).

Nas florestas mais jovens ou mais alteradas, espécies florestais cursoriais tendem a desaparecer, ao passo que espécies florestais que usam o sub-bosque tendem a aumentar suas densidades (Pardini, 2004; Pardini et al., 2005). Este fato ressalta a ideia de que o grau de conservação de um determinado local pode alterar sua diversidade faunística, bem como a abundância das espécies, levando às vezes a um nível crítico.

Sobre como ocorre a perda de pequenos mamíferos, pouco ainda é conhecido, e estudos sobre subconjuntos de comunidades aninhadas (Bascompte et al., 2003; Araújo et al., 2009; Cáceres et al., 2010; Joppa et al., 2010) se mostram importantes para entender o todo de uma comunidade fragmentada. Assim, analisar a concentricidade de fenômenos naturais poderá ajudar a entender melhor as dinâmicas desses animais e da paisagem.

Por essas razões, este estudo objetiva verificar a influência dos fatores antrópicos sobre a riqueza das espécies de pequenos mamíferos na Floresta Atlântica e se há algum padrão de perda de espécies a partir de áreas naturais que outrora foram contínuas. Nossas hipóteses preveem que essas espécies serão influenciadas por variáveis ambientais como o tamanho de área e o grau de conservação, como ocorre para mamíferos de maior porte. Portanto, áreas maiores ou mais conservadas irão apresentar mais espécies de pequenos mamíferos. Essas espécies serão florestais, em oposição

às de áreas abertas, já que a Floresta Atlântica é essencialmente florestal. Já a composição de espécies de comunidades mais pobres em espécies será um subconjunto da composição de comunidades mais ricas, de forma aninhada concentricamente (Almeida-Neto et al., 2008).

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo: As áreas de estudo compreendem os domínios mais basais da Floresta Atlântica central e meridional no Brasil, do estado do Rio Grande do Sul ao Espírito Santo e Minas Gerais (**Fig. 1**). Essa região foi escolhida por apresentar um limite natural ao invés de político da região a ser estudada. Foram excluídas do estudo as regiões ao norte do Espírito Santo por razões climáticas e biogeográficas (Costa et al., 2000; Costa, 2003). A Floresta Atlântica apresenta clima tropical ou subtropical úmido, sem período seco sistemático e com médias térmicas anuais não inferiores a 15° C (Leite, 2002). O bioma, que ocupa toda a faixa continental atlântica leste brasileira e se estende para o interior no sudeste e sul do país, é definido pela vegetação florestal predominante e relevo diversificado. As formações

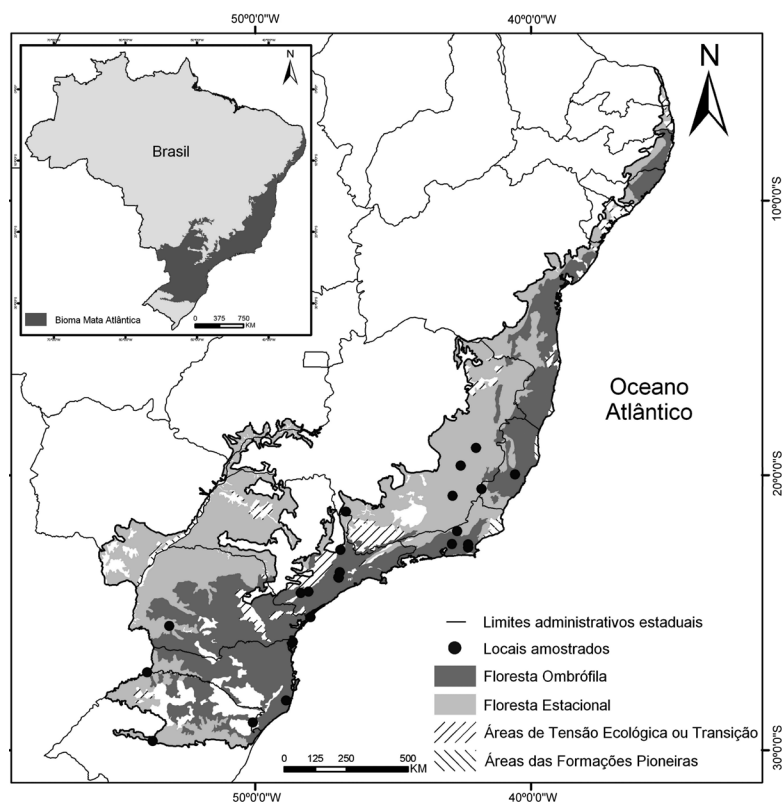


Fig. 1. Localização das áreas amostradas ao longo da Floresta Atlântica do sul e sudeste do Brasil.

florestais são constituídas pelas florestas estacionais semidecíduais, e as florestas ombrófilas densas e mistas. Florestas estacionais decíduais ocorrem em menor proporção (SOS Mata Atlântica, 2007).

Coleta de dados: Para obtenção de informações sobre a composição de espécies de pequenos mamíferos ao longo da Floresta Atlântica, foi realizada uma revisão bibliográfica de pesquisas contidas na literatura disponível na internet e impressas. Na internet, através do buscador Google, utilizaram-se palavras chave como “pequenos mamíferos”, “Floresta Atlântica”, “riqueza de espécies”, e “estrutura de comunidade”, em português e inglês, e suas combinações, sendo selecionados somente artigos publicados em revistas indexadas; teses e dissertações foram descartadas. Muitos artigos publicados foram possíveis de serem baixados da internet devido ao Portal CAPES subsidiado pela Universidade Federal de Santa Maria. Dados de dezenas de áreas (fragmentos florestais) ao longo da Floresta Atlântica foram selecionados, analisando seu grau de conservação e tamanho em ha. Um número mínimo de 15 áreas independentes foi selecionado, sendo padronizados o método amostral (apenas armadilhas tipo gaiola fechada ou de arame), a intensidade de esforço amostral (mínimo de 1000 armadilhas-noite) e a periodicidade amostral (período mínimo de seis meses de trabalho de campo). Para assegurar a independência das áreas, foram selecionadas apenas as áreas com no mínimo 10 km de distância entre elas. A partir desses critérios, elaborou-se um banco de dados contendo informações tais como: i) autores da informação; ii) periódico científico e ano de publicação; iii) nome da localidade, coordenada geográfica (minutos em decimais), fisionomia vegetal dentro da Floresta Atlântica, período de amostragem; iv) modelo de armadilha de captura; v) substratos de amostragem, esforço de captura por substrato (armadilhas-noite); vi) riqueza de espécies por substrato/método; e vii) classificação das espécies entre habitat de área aberta e área florestal (Reis et al., 2006; Bonvicino et al., 2008).

A variável preditora “grau de conservação” foi avaliada em ordem decrescente de conservação, através de escores, como segue: área com floresta (5) primária conservada, (4) primária e secundária conservadas, (3) primária perturbada, (2) secundária conservada, (1) secundária perturbada, de acordo com a descrição da Área de Estudo contida nos artigos publicados (**Tabela 1**). Áreas com floresta primária foram caracterizadas pela presença de pouca interferência humana, mantendo as caracte-

rísticas nativas (Eiten, 1983), e áreas secundárias foram caracterizadas como ambientes florestais em regeneração após o uso do solo no passado (Eiten, 1983; Veloso, 1991). Ambos os tipos de vegetação, primário ou secundário, foram classificados quanto ao seu grau de perturbação (muito ou pouco) ou se ocorriam juntas na mesma área de estudo. A qualificação de perturbação foi feita com base em um conjunto de fatores descritos sobre a área em cada publicação, tais como efeito de borda, conservação do sub-bosque, extrativismo vegetal (e.g. lenha), presença de espécies invasoras ou exóticas, nível de caça, ocorrência de fogo e presença humana.

Tanto as análises de riqueza quanto de composição de espécies foram realizadas com base em nossa unidade amostral estabelecida, i.e. área geográfica (fragmento florestal). Os táxons determinados em nível genérico não foram utilizados (e.g. *Akodon* sp.). Os nomes científicos das espécies foram verificados quanto a sinonímias e então atualizados (e.g. Vilela et al., 2010). Os tipos de armadilhas consideradas foram as armadilhas de captura do tipo gaiola fechada ou de arame (Sherman, Young e Tomahawk), sendo que para essas foi anotado o estrato florestal amostrado, se ao nível do solo ou se solo combinado com o sub-bosque. Resultados para armadilhas de queda (pitfalls) não foram utilizados devido à captura diferencial quando comparados aos resultados oriundos de armadilhas do tipo gaiola (Umetsu et al., 2006), além de que a maioria dos estudos publicados sobre comunidades de pequenos mamíferos, realizados na Floresta Atlântica, tem se utilizado de armadilhas do tipo gaiola (Sherman, Young e Tomahawk).

Para verificar a existência de seleção de área conforme seu tamanho pelas espécies de pequenos mamíferos, o número de áreas em que uma dada espécie ocorreu foi anotado, conforme duas categorias de tamanho de área: áreas consideradas de grande extensão (> 5000 ha) e áreas de pequena extensão (< 1000 ha), conforme informações e revisões de Chiarello (1999) e Cáceres e Seidel (2010), respectivamente, para mamíferos da Floresta Atlântica. Espécies com mais de 50% de ocorrência em uma dessas categorias de tamanho foram classificadas como bioindicadoras, desde que não ocorresse significativamente em outra categoria de tamanho de área; espécies com ocorrência preponderante em ambas as categorias foram classificadas como generalistas. Não foram consideradas as espécies de *Akodon* para esta análise específica devido ao fato de muitos estudos não tenham determinado o táxon ao nível específico, devido à necessidade de cariotipagem.

Tabela 1

Informações sobre as 25 áreas utilizadas neste estudo, realizado na Floresta Atlântica, leste e sul do Brasil, incluindo tamanho de área, grau de conservação, localidade, esforço amostral (armadilhas-noite), riqueza de marsupiais (RM), riqueza de roedores (RR), e riqueza total de espécies (RT). As áreas estão organizadas em ordem crescente de tamanho de área.

Autor e Ano	Área	Conservação	Estado	Esforço amostral	RM	RR	RT
Passamani e Ribeiro, 2009	8	1	ES	1950	5	4	9
Pires et al., 2002	15	1	RJ	1618	4	5	9
Fonseca e Robinson, 1990	70	4	MG	19040	4	3	7
Castro e Fernandez, 2004	71	1	RJ	51122	7	4	11
Gentile et al., 2000	120	1	RJ	12250	2	3	5
Barros-Battesti et al., 2000	125	1	SP	2888	2	8	10
Paglia et al., 1995	194	1	MG	1920	2	4	6
Lima et al., 2010	400	4	RS	2240	1	4	5
Quadros e Cáceres, 2001	586	4	SC	1920	4	6	10
Fonseca e Robinson, 1990	860	4	MG	19040	4	5	9
Graipel et al., 2006	1500	1	SC	12132	4	5	9
Quadros et al., 2000	2230	2	PR	2628	5	3	8
Talamoni e Dias, 1999	4532	2	SP	2400	4	4	8
Umetsu e Pardini, 2007	9400	2	SP	1008	4	5	9
Vieira et al., 2009	10000	2	RJ	1200	4	6	10
Pardini e Umetsu, 2006	10871	2	SP	6048	5	7	12
Bonvicino et al., 2002	10971	1	SP	1830	5	6	11
Vieira e Monteiro-Filho, 2003	*15000	5	SP	15227	4	6	10
Melo et al., 2011	17491	3	RS	6120	2	6	8
Bergallo et al., 1998	22500	2	SP	5040	2	4	6
Vieira e Monteiro-Filho, 2003	*26000	5	SP	3547	4	7	11
Dalmagro e Vieira, 2005	27500	3	RS	5178	0	6	6
Bonvicino et al., 2002	31853	4	MG/ES	3231	3	16	19
Grelle, 2003	36000	1	MG	3920	4	1	5
Fonseca e Robinson, 1990	36000	4	MG	19040	6	7	13

As variáveis são: Conservação: (5) primária conservada, (4) primária e secundária conservadas, (3) primária perturbada, (2) secundária conservada, (1) secundária perturbada. Tamanho das áreas em ha. *Tamanho estimado.

Relação espécie-área: Para verificar a plausibilidade de usar áreas com esforços feitos no sub-bosque, já que nem todas as áreas continham tal esforço, os dois métodos de amostragem foram comparados através do teste t (áreas com esforço apenas no solo ou no solo combinado ao sub-bosque) para

verificar se a riqueza de espécies era similar nesses dois estratos. Caso fossem, as áreas com esses dois tipos de esforços seriam combinadas para as análises posteriores. Realizou-se uma análise de correlação de Spearman para verificar se existe relação entre a riqueza de espécies e as variáveis preditoras,

tamanho de área e grau de conservação. A análise foi feita para a riqueza total, riqueza de roedores e riqueza de marsupiais, como variáveis resposta. Optou-se por utilizar uma análise não-paramétrica, pois os dados não atendiam às premissas necessárias para utilização de um teste paramétrico. As variáveis predictoras (tamanho de área e grau de conservação) foram verificadas quanto à correlação entre elas (colinearidade) através de correlação de Spearman. Para testar a relação entre espécies de área florestal com as variáveis tamanho de área e grau de conservação, foram calculadas as proporções entre o número de espécies florestais/especialistas e o número de espécies campestres/generalistas presentes em cada área, com base na literatura (Bonvicino et al., 2008; Reis et al., 2006). A correlação de Spearman foi a análise utilizada para testar essas relações. O teste Binomial foi utilizado para examinar a significância da ocorrência de cada espécie em áreas grandes (> 5000 ha) ou pequenas (< 1000 ha). O programa utilizado para o teste t, correlação de Spearman e teste Binomial foi o BioEstat versão 5.0 (Ayres et al., 2007).

Aninhamento de comunidades: Para testar a hipótese de haver direção previsível na perda de espécies das comunidades mais ricas para as mais pobres, foi utilizado o teste métrico NODF (Nestness metric based on Overlap and Decreasing Fill; Almeida-Neto et al., 2008), com o auxílio do programa Aninhado versão 3.0 (Guimarães e Guimarães, 2006), que mostra se há um acréscimo ou decréscimo no aninhamento das comunidades analisadas, bem como se existe subconjuntos que possam ser derivados de comunidades maiores. Foi adotado um número de 25 áreas para esta análise, ordenadas em ordem decrescente de tamanho, segundo nossa hipótese. Este teste possui a vantagem de reduzir erros estatísticos do tipo I em comparação com o teste de "temperatura", estimando mais

corretamente o grau de aninhamento (Joppa et al., 2010). Sua escala varia entre 0 e 100, na qual 100 é o valor de aninhamento perfeito. Assim, o grau de aninhamento foi testado, tanto o total de espécies quanto marsupiais e roedores separadamente, através de 1000 aleatorizações (fixando-se linhas/espécies e aleatorizando-se colunas/áreas) sendo utilizado o modelo nulo CE gerado pelo programa Aninhado (Bascompte et al., 2003).

RESULTADOS

Relação espécie-área: O teste t, após a logaritmização dos dados, mostrou que não há diferença entre os dois métodos de amostragem (solo e solo combinado ao sub-bosque) quanto à riqueza de espécies ($t = -0.75$; g.l. = 23; $P = 0.461$), ou seja, não houve tendência do nível do solo ser melhor amostrado do que o sub-bosque ao longo das áreas consideradas neste estudo. Sendo assim, todas as áreas ($n = 25$) foram agrupadas para as análises que se seguem.

A análise entre as duas variáveis predictoras (tamanho de área e grau de conservação) foi estatisticamente significativa ($r_s = 0.41$; $n = 25$; $P = 0.044$), mostrando que as duas variáveis são correlacionadas entre si e, portanto, colineares. Assim, essas variáveis foram consideradas à parte nas análises subsequentes.

Quanto à análise de correlação de Spearman, esta revelou uma correlação significativa e positiva entre riqueza de espécies de roedores em relação ao tamanho de área florestada ($r_s = 0.42$; $n = 25$; $P = 0.035$; **Fig. 2**), mas não houve significância para conservação ($r_s = 0.37$; $n = 25$; $P = 0.069$). Para marsupiais não houve correlação significativa para nenhuma das variáveis, nem tamanho de área ($r_s = -0.04$; $n = 25$; $P = 0.777$) nem conservação ($r_s = -0.06$; $n = 25$; $P = 0.597$). Para o total de espécies, também não houve relação significativa para tama-

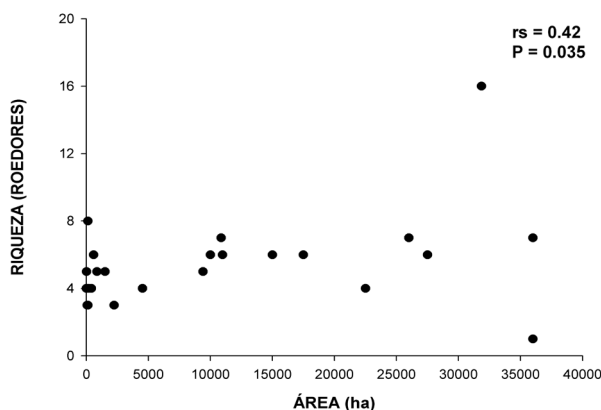


Fig. 2. Variação da riqueza de roedores em relação à variação do tamanho de área florestal ao longo da Floresta Atlântica do sul e sudeste do Brasil. São apresentados o coeficiente de correlação de Spearman (r_s) e valor de P associado, apontando para uma relação significativa e positiva entre as duas variáveis.

nho de área ($r_s=0.20$; $n=25$; $P=0.335$) nem para conservação ($r_s=0.21$; $n=25$; $P=0.319$).

Porém, houve relação significativa e positiva entre a proporção de roedores de hábito florestal com a variável grau de conservação ($r_s=0.46$; $n=25$; $P=0.022$), mas não houve relação com o tamanho de área ($r_s=0.09$; $n=25$; $P=0.677$). A proporção de marsupiais de hábito florestal não apresentou relação significativa com a conservação ($r_s=0.19$; $n=25$; $P=0.347$) nem com o tamanho de área ($r_s=-0.17$; $n=25$; $P=0.410$), o mesmo ocorrendo para o total de espécies (conservação: $r_s=0.36$; $n=25$; $P=0.112$; tamanho de área: $r_s=0.06$; $n=25$; $P=0.787$).

A espécie que ocorreu significativamente em áreas de grande extensão (maiores que 5000 ha) foi o roedor *Euryoryzomys russatus*. Não houve espécies com ocorrência preponderante em áreas pequenas, menores que 1000 ha; e as espécies generalistas, que ocorreram predominantemente nos dois tipos de áreas, grandes e pequenas, foram *Didelphis aurita* e *Oligoryzomys nigripes* (Tabela 2).

Aninhamento de comunidades: O valor observado de aninhamento (NODF) para as 25 áreas e 51 espécies analisadas foi 23.69 e o valor calculado através das 1000 aleatorizações sob o modelo nulo foi 18.10, havendo diferença significativa entre ambos os valores ($P < 0.001$; Fig. 3). O valor observado de NODF para as 25 áreas e 37 espécies de roedores foi de 24.73 e o valor resultante das 1000 aleatorizações sob o modelo nulo foi 15.27 ($P < 0.001$). Para as 25 áreas e 14 espécies de marsupiais analisadas, o NODF foi de 19.59 como valor observado e o valor resultante das 1000 aleatorizações foi 19.76, mostrando-se não significativo ($P=0.150$).

DISCUSSÃO

Analisando os diversos efeitos que a fragmentação florestal pode causar em comunidades de pequenos mamíferos, observamos que os roedores são os mais afetados quando comparados aos marsupiais na Floresta Atlântica, o que torna este grupo significativamente

Tabela 2

Espécies de pequenos mamíferos estudadas, sua massa corporal média (g) (Fonseca et al., 1996; Cáceres et al., 2007; Bonvicino et al., 2008), seus habitats característicos e número de áreas de ocorrência na Floresta Atlântica. F=área florestal; A=área aberta. “N áreas grandes” se refere ao número de ocorrências da espécie em áreas maiores que 5000 ha; “N áreas pequenas” se refere ao número de ocorrências da espécie em áreas menores que 1000 ha (ver métodos); e “N de ausências” significa o número de áreas em que a espécie não foi registrada. * Indica espécie com ocorrência significativa em áreas de grande extensão (>5000 ha); ** espécie generalista que ocorre indiscriminadamente em áreas de grande e de pequena extensão. ^a indica $P < 0,05$ e ^b indica $P > 0,05$ no teste Binomial entre tipos de áreas para as principais espécies.

Espécies	Massa	Habitat	N áreas grandes	N áreas pequenas	N de ausências
ORDEM DIDELPHIMORPHIA					
Família Didelphidae					
<i>Monodelphis americana</i>	29	F	3	1	21
<i>Gracilinanus microtarsus</i>	31	F	5	3	16
<i>Marmosops paulensis</i>	42	F	1	0	24
<i>Monodelphis dimidiata</i>	48	A	1	0	23
<i>Marmosops incanus</i> ^b	64	F	6	5	14
<i>Micoureus paraguayanus</i> ^b	105	F	5	4	13
<i>Caluromys philander</i>	170	F	1	1	23

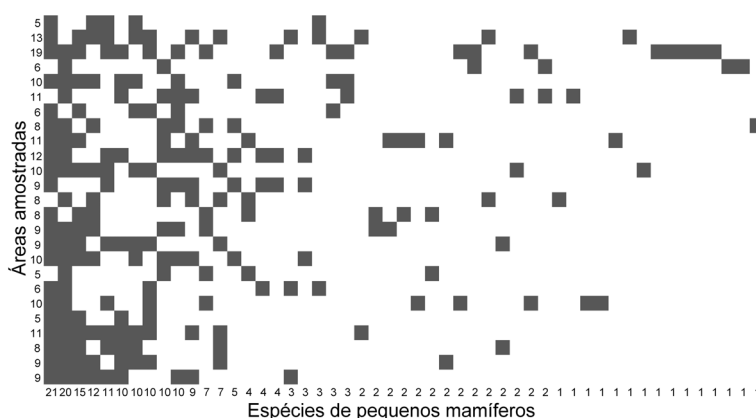
(Tabela 2 cont.)

<i>Metachirus nudicaudatus</i> ^b	280	F	5	5	15
<i>Caluromys lanatus</i>	356	F	0	0	24
<i>Philander frenatus</i> ^b	360	F	4	6	14
<i>Lutreolina crassicaudata</i>	537	A	1	0	23
<i>Chironectes minimus</i>	665	F	0	0	23
<i>Didelphis aurita</i> ** ^b	985	F	10	9	4
<i>Didelphis albiventris</i>	1250	F	1	1	21
ORDEM RODENTIA					
Família Cricetidae					
<i>Akodon mystax</i>	19	A	1	0	24
<i>Calomys tener</i>	20	A	1	0	24
<i>Thaptomys nigrita</i>	20	F	4	0	21
<i>Oligoryzomys nigripes</i> ** ^b	21	A	8	10	5
<i>Juliomys pictipes</i>	23	F	4	1	20
<i>Oligoryzomys flavescens</i>	23	A	2	0	23
<i>Akodon azarae</i>	24	A	1	0	24
<i>Brucepattersonius griserufescens</i>	24	F	1	0	24
<i>Akodon serrensis</i>	25	F	3	0	22
<i>Calomys expulsus</i>	28	A	1	0	24
<i>Akodon paranaensis</i>	32	F	1	0	24
<i>Akodon cursor</i>	38	A	4	6	15
<i>Akodon montensis</i>	44	F	6	2	15
<i>Hylaeamys megacephalus</i>	45	F	1	0	23
<i>Oxymycterus caparaoe</i>	46	A	1	0	24
<i>Delomys collinus</i>	47	F	1	0	24
<i>Delomys dorsalis</i>	50	F	2	0	23
<i>Delomys sublineatus</i>	50	F	2	1	22
<i>Oxymycterus nasutus</i>	50	A	1	0	24
<i>Necomys lasiurus</i>	60	A	1	1	23
<i>Abrawayaomys ruschi</i>	63	F	1	0	24
<i>Oecomys catherinae</i>	70	F	2	4	18
<i>Cerradomys subflavus</i>	73	A	2	1	22
<i>Rhipidomys mastacalis</i>	80	F	1	2	22
<i>Euryoryzomys russatus</i> * ^a	85	F	7	2	15
<i>Oxymycterus hispidus</i>	91	A	1	1	23
<i>Oxymycterus judex</i>	93	A	1	0	24
<i>Oxymycterus dasytrichus</i>	95	A	2	0	23
<i>Sooretamys angouya</i>	116	F	3	2	18
<i>Euryzygomatomys spinosus</i>	188	F	1	1	23
<i>Necomys squamipes</i> ^b	249	F	6	7	10

(Tabela 2 cont.)

Família Muridae					
<i>Mus musculus</i>	14	A	0	1	23
<i>Rattus rattus</i>	163	A	1	1	23
<i>Rattus norvegicus</i>	307	A	0	1	24
Família Echimyidae					
<i>Trinomys setosus</i>	170	F	0	2	23
<i>Trinomys dimidiatus</i>	181	F	1	0	24
<i>Trinomys iheringi</i>	200	F	3	0	22

Fig. 3. Matriz de presença e ausência de espécies de pequenos mamíferos e as áreas analisadas na Floresta Atlântica do sul e sudeste do Brasil. No quadro as linhas representam as áreas ordenadas por tamanho de modo decrescente (de cima para baixo) e as colunas representam as espécies em ordem decrescente de frequência de ocorrência (da esquerda para direita). Os quadrados preenchidos indicam a presença da espécie em determinada área.



importante na conservação ambiental e uso como ferramenta biológica, tal como indicador ambiental.

Relação espécie-área e conservação

As duas variáveis preditoras deste estudo se mostraram correlacionadas, o que evidencia que quanto maior é o tamanho da área, maior também será o nível de conservação da mesma. No entanto, roedores se mostraram ora significativamente influenciados por uma ou outra dessas variáveis. Entendemos que as análises feitas apontam sempre para esse grupo de mamíferos como significativamente influenciado pela fragmentação florestal.

A riqueza de roedores se mostrou afetada pelo tamanho de área, confirmando que fragmentos isolados e relativamente menores em tamanho são prejudiciais para esse grupo de mamíferos. O mais importante para a sobrevivência em longo prazo de uma espécie é a manutenção de

uma área mínima contendo habitats adequados (Atmar e Patterson, 1993). Marsupiais não foram afetados pelo tamanho de área neste estudo talvez pelo fato do grupo utilizar mais facilmente o espaço vertical (Prevedello et al., 2008), apresentar maior capacidade de deslocamento entre manchas de habitat (Gentile e Cerqueira, 1995; Pires et al., 2002) e serem mais generalistas de habitat do que roedores (Julien-Laferrrière, 1991; Guillemin et al., 2001; Santori e Astúa de Moraes, 2006). Como exemplos de espécies de tamanhos similares, a espécie de marsupial *Metachirus nudicaudatus* apresenta maior taxa de locomoção do que o roedor *Nectomys squamipes* (Pires et al., 2002), o mesmo ocorrendo com o marsupial *Gracilinanus microtarsus* e o roedor *Thaptomys nigrita* (Puttker et al., 2006).

A maior mobilidade de marsupiais entre fragmentos pode justificar sua baixa vulnerabilidade, enquanto mamíferos de baixo poder de

locomoção, como os pequenos roedores, têm uma dispersão limitada na paisagem pelo fato de estarem “ilhados” em fragmentos de habitat (Pires et al., 2002; Umetsu et al., 2008). Com esse efeito, as espécies ficam restritas a uma determinada mancha isolada, o que aumenta ainda mais o risco de extinção local (Pardini et al., 2006). Sendo os marsupiais também generalistas, esta característica realça sua plasticidade para sobreviver em ambientes mais diversos enquanto roedores devem enfrentar maiores dificuldades frente a alterações em seu habitat, como apontado neste estudo.

Roedores florestais tenderam a ser mais afetados pela falta de conservação ambiental do que os marsupiais. Como roedores possuem maior grau de endemismo na Floresta Atlântica do que os marsupiais (Fonseca et al., 1996; Cáceres e Seidel, 2010), eles têm maiores chances de serem afetados negativamente pela perturbação ambiental. Esse efeito deve ir além da singularidade de um fragmento florestal, ou seja, para uma escala maior, de paisagem, onde a quantidade de vegetação nativa remanescente em toda uma região determinaria o destino da comunidade de pequenos mamíferos (Pardini et al., 2010), principalmente aquelas espécies especialistas. Espécies características de borda de floresta ou mesmo de áreas abertas, não florestadas, invadiriam os remanescentes menores em tamanho e mais perturbados, modificando a composição dessas áreas (Pires et al., 2005; Godoi et al., 2010).

Alguns estudos encontraram que os pequenos mamíferos de hábito terrícola tendem a ser mais vulneráveis à fragmentação do que os arborícolas (Pardini, 2004; Castro e Fernandez, 2004) e que algumas espécies de roedores diminuem suas abundâncias em pequenos remanescentes (Pardini, 2004). Estas são questões que podem estar relacionadas aos resultados obtidos aqui, já que os roedores da Floresta Atlântica responderam de modo importante às alterações ambientais, indicando que há espécies de roedores tanto de hábito terrícola quanto arborícola sendo afetados pela fragmentação. Este é o caso de *E. russatus*, uma espécie de roedor cricetídeo que tem hábito terrícola (Vieira e Monteiro-Filho, 2003; Graipel et al., 2006) e é afetado pela

fragmentação da Floresta Atlântica, como evidenciado por Pardini et al. (2005), podendo ser utilizada como bioindicador de áreas ou regiões mais conservadas no bioma.

Aninhamento de comunidades

As análises de aninhamento mostraram um padrão previsto onde comunidades menores estão inseridas em comunidades maiores, de forma direcional, já que haveria um ritmo previsível de perda de espécies onde em pequenos fragmentos só restariam espécies mais generalistas de habitat. Nas análises feitas, os roedores mostraram esse padrão de comunidades aninhadas, mas não os marsupiais.

A maioria das espécies de animais generalistas interage entre si, gerando um núcleo denso de interações ao qual o resto da comunidade está ligado (Bascompte et al., 2003). Sendo assim, muitos marsupiais da Floresta Atlântica devem ocupar habitats variados, enquanto muitos roedores estariam distribuídos em habitats mais restritos (Dalmagro e Vieira, 2005; Pardini et al., 2005; Lima et al., 2010). Em consequência, espécies mais versáteis exibiriam densidades populacionais relativamente mais altas do que espécies mais especialistas (Bergallo, 1994; Graipel et al., 2006), tornando as especialistas mais sensíveis às variações de tamanho de área e estado de conservação local, já que as interações ecológicas entre as espécies também se alteram, tal como a predação (Fonseca e Robinson, 1990).

Áreas maiores e mais conservadas tendem a abrigar mais espécies através da sua complexidade, formando uma ampla gama de interações entre espécies generalistas e especialistas (Bascompte et al., 2003; Guimarães e Guimarães, 2006). Estudos com invertebrados (e.g. Joppa et al., 2010; Pigozzo e Viana, 2010) ou vertebrados (e.g. Cáceres et al., 2010; Mello et al., 2011) apontam os mesmos padrões de aninhamento de comunidades nos quais se evidenciam as espécies generalistas como um importante fator de ligação para que as espécies especialistas possam persistir. Assim, o que se observa neste estudo é que os pequenos mamíferos na Floresta Atlântica são afetados negativamente pelo distanciamento de fragmentos florestais entre si, originando

comunidades mais pobres em composição de espécies. A composição das comunidades mais pobres tende a ser a mesma, ou seja, é composta geralmente pelas mesmas espécies generalistas que acabam sobrevivendo aos efeitos da fragmentação da Floresta Atlântica.

CONCLUSÕES

Os roedores da Floresta Atlântica mostram o quanto um grupo de animais pode ser prejudicado pela falta de preservação de habitats adequados, já que apresenta elevada riqueza de espécies e muitos casos de endemismos na região. Isoladas em fragmentos de habitats, as comunidades de pequenos mamíferos da Floresta Atlântica mostram uma direção específica e previsível de perda de espécies, ressaltando um quadro em que parte das espécies é vulnerável à extinção devido à redução de áreas naturais. Este estudo revela a importância de se usar as comunidades de pequenos mamíferos como ferramentas para auxiliar no monitoramento e conservação ambiental. Além disso, avisa que mais espécies de roedores poderiam ser inseridas na Lista Nacional de Espécies Ameaçadas.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos a Paulo R. Guimarães Jr e Mathias Pires pela ajuda com as análises de aninhamento. A Daniel Junges Menezes pela ajuda na elaboração do mapa e Jonas Sponchiado pela ajuda com as figuras. Ao CNPq/MCT pela concessão de bolsa PIBIC ao primeiro autor. NCC é bolsista do CNPq/MCT/Brasil.

LITERATURA CITADA

ALMEIDA-NETO M, P GUIMARÃES, PR GUIMARÃES, RD LOYOLA e W ULRICH. 2008. A consistent metric for nestedness analysis in ecological systems: reconciling concept and measurement. *Oikos* 117:1227-1239.

ATMAR W e BD PATTERSON. 1993. The measure of order and disorder in the distribution of species in fragmented habitat. *Oecologia* 96:373-382.

AYRES M, MJR AYRES, DL AYRES e AS SANTOS. 2007. BioEstat: aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas. Belém: Sociedade Civil Mamirauá, CNPq, Brasília.

BARROS-BATTESTI DM, R MARTINS, CR BERTIM, NH TOSHINARI, VLN BONOLDI, EP LEON, M MIRETZKI e TTS SCHUMAKER. 2000. Land fauna composition of small mammals of a fragment

of Atlantic Forest in the State of São Paulo, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 17:241-249.

BASCOMPTE J, P JORDANO, CJ MELIÁN e JM OLESEN. 2003. The nested assembly of plant-animal mutualistic networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences (USA)* 100:9383-9387.

BERGALLO HG. 1994. Ecology of a small mammal community in an Atlantic Forest area in southeastern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 29:197-217.

BERGALLO HG, CF VERA Y CONDE, EB BITTENCOURT, DEP BOSSI e CFD ROCHA. 1998. As similaridades nos parâmetros comunitários de pequenos mamíferos de duas áreas de Mata Atlântica do sul de São Paulo, sudeste do Brasil. Pp. 939-949, em: Anais do VIII Seminário Regional de Ecologia, Volume VIII, São Carlos.

BONVICINO CR, SM LINDBERGH e LS MAROJA. 2002. Small non-flying mammals from conserved and altered areas of Atlantic Forest and Cerrado: comments on their potential use for monitoring environment. *Brazilian Journal of Biology* 62:765-774.

BONVICINO CR, JA DE OLIVEIRA e PS DANDREA. 2008. Guia de roedores do Brasil: com chaves para gêneros baseadas em caracteres externos. Rio de Janeiro, Centro Pan-Americano de Febre Aftosa – OPAS/OMS, 120.

BRITO D e GAB FONSECA. 2007. Demographic consequences of population subdivision on the long-furred woolly mouse opossum (*Micoureus paraguayanus*) from the Atlantic Forest. *Acta Oecologica* 31:60-68.

BRITO D e CEV GRELE. 2004. Effectiveness of a reserve network for the conservation of the endemic marsupial *Micoureus travassosi* in Atlantic forest remnants in southeastern Brazil. *Biodiversity and Conservation* 13:2519-2536.

CÁCERES NC. 2002. Food habits and seed dispersal by the white-eared opossum *Didelphis albiventris* (Mammalia: Marsupialia) in southern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 37:97-104.

CÁCERES NC e VF SEIDEL. 2010. Espaços para a preservação da vida: apesar de numerosas, Unidades de Conservação, em escala planetária, não têm área suficiente para cumprir o papel que se espera delas. *Scientific American Brasil* 93:74-77.

CÁCERES NC, MR BORNCHEN, WH LOPES e AR PERCEQUILLO. 2007. Mammals of the Bodoquena Mountains, southwestern Brazil: an ecological and conservation analysis. *Revista Brasileira de Zoologia* 24:426-435.

CÁCERES NC, R NAPOLI, J CASELLA e W HANNIBAL. 2010. Mammals in a fragmented savannah landscape in south-western Brazil. *Journal of Natural History* 44:491-512.

CASTRO EB e FAS FERNANDEZ. 2004. Determinants of differential extinction vulnerabilities of small mammals in Atlantic forest fragments in Brazil. *Biological Conservation* 119:73-80.

CHIARELLO AG. 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in southeastern Brazil. *Biological Conservation* 89:71-82.

- COSTA LP. 2003. The historical bridge between the Amazon and the Atlantic Forest of Brazil: a study of molecular phylogeography with small mammals. *Journal of Biogeography* 30:71-86.
- COSTA LP, YLR LEITE, GAB FONSECA e MT FONSECA. 2000. Biogeography of South American forest mammals: endemism and diversity in the Atlantic Forest. *Biotropica* 32:872-881.
- COSTA LP, YLR LEITE, SL MENDES e AD DITCHFIELD. 2005. Conservação de mamíferos no Brasil. *Megadiversidade* 1:103-112.
- DALMAGRO AD e EM VIEIRA. 2005. Patterns of habitat utilization of small rodents in an area of araucaria forest in Southern Brazil. *Austral Ecology* 30:353-362.
- EITEN G. 1983. Classificação da vegetação do Brasil. Brasília, 305.
- FONSECA GAB e JG ROBINSON. 1990. Forest size and structure: competitive and predatory effects on small mammal communities. *Biological Conservation* 53:265-294.
- FONSECA GAB, G HERMANN, YLR LEITE, RA MITTERMEIER, AB RYLANDS e JL PATTON. 1996. Lista anotada dos mamíferos do Brasil. *Occasional Papers in Conservation Biology* 4:1-38.
- GALINDO-LEAL C e IG CÂMARA. 2005. Status do *hotspot* Mata Atlântica: uma síntese. Pp. 3-11, em: *Mata Atlântica: Biodiversidade, Ameaças e Perspectivas* (C Galindo-Leal e IG Câmara, eds.). Fundação SOS Mata Atlântica e Conservação Internacional, Belo Horizonte.
- GENTILE R e R CERQUEIRA. 1995. Movement patterns of five species of small mammals in a Brazilian restinga. *Journal of Tropical Ecology* 11:671-677.
- GENTILE R, PS DANDREA, R CERQUEIRA e LS MAROJA. 2000. Population dynamics and reproduction of marsupials and rodents in a Brazilian rural area: a five-year study. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 35:1-9.
- GODOI MN, NL CUNHA e NC CÁCERES. 2010. Efeito do gradiente floresta-cerrado-campo sobre a comunidade de pequenos mamíferos do alto do Maciço do Urucum, oeste do Brasil. *Mastozoologia Neotropical* 17:263-277.
- GOLDINGAY RL, SM CARTHEW e RJ WHELAN. 1991. The importance of non-flying mammals in pollination. *Oikos* 61:79-87.
- GRAIPEL ME, JJ CHEREM, EMA MONTEIRO-FILHO e L GLOCK. 2006. Dinâmica populacional de marsupiais e roedores no Parque Municipal da Lagoa do Peri, Ilha de Santa Catarina, sul do Brasil. *Mastozoologia Neotropical* 13:31-49.
- GRELLE CEV. 2003. Forest structure and vertical stratification of small mammals in a secondary Atlantic forest, southeastern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 38:81-85.
- GUILLEMIN M-L, M ATTRAMENTOWICZ e D JULIAN-LAFERRIÈRE. 2001. The marsupial community. Pp. 121-128, em: *Nouragues: Dynamics and Plant-Animal Interactions in a Neotropical Rainforest* (F Bongers, P Charles-Dominique, PM Forget e M Théry, eds.). Kluwer Academic Publishers, Netherlands.
- GUIMARÃES PR e P GUIMARÃES. 2006. Improving the analyses of nestedness for large sets of matrices. *Environmental Modelling e Software* 21:1512-1513.
- IUCN (World Conservation Union). 2004. 2004 IUCN Red List of Threatened Species. Disponível em: <http://www.redlist.org/>. Acessado em 15 de Dezembro de 2010.
- JOPPA LN, JM MONTROYA, RV SOLÉ, J SANDERSON e SL PIMM. 2010. On nestedness in ecological networks. *Evolutionary Ecology Research* 12:35-46.
- JULIEN-LAFERRIÈRE D. 1991. Organisation du peuplement de marsupiaux en Guyane Française. *Revue d'Ecologie* 46:125-144.
- LEITE PF. 2002. Contribuição ao conhecimento fitoecológico do sul do Brasil. *Ciência e Ambiente* 24:51-73.
- LIMA OD, BO AZAMBUJA, VL CAMILOTTI e NC CÁCERES. 2010. Small mammal community structure and microhabitat use in the austral boundary of the Atlantic Forest, Brazil. *Zoologia* 27:99-105.
- MALCOLM JR. 1991. The small mammals of Amazonian forest fragments: Pattern and process. PhD thesis. University of Florida, Gainesville.
- MELLO MAR, FMD MARQUITTI, PR JR. GUIMARÃES, EKV KALKO, P JORDANO e MAM AGUIAR. 2011. The missing part of seed dispersal networks: structure and robustness of bat-fruit interactions. *PLoS ONE* 6(2):e17395. doi:10.1371/journal.pone.0017395.
- MELO GL, J SPONCHIADO, AF MACHADO e NC CÁCERES. 2011. Spatial distribution of small mammals in an Atlantic Deciduous Forest in southern Brazil. *Community Ecology* 12:58-66.
- MYERS N, RA MITTERMEIER, CG MITTERMEIER, AB FONSECA e J KENT. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-858.
- PAGLIA AP, P MARCO, FM COSTA, RF PEREIRA e G LESSA. 1995. Heterogeneidade estrutural e diversidade de pequenos mamíferos em um fragmento de mata secundária de Minas Gerais, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 12:67-79.
- PARDINI R. 2004. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. *Biodiversity and Conservation* 13:2567-2586.
- PARDINI R e F UMETSU. 2006. Pequenos mamíferos não-voadores da Reserva Florestal do Morro Grande – distribuição das espécies e da diversidade em uma área de Mata Atlântica. *Biota Neotropica* 6:1-22.
- PARDINI R, SM SOUZA, R BRAGA-NETO e JP METZGER. 2005. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic Forest landscape. *Biological Conservation* 124:253-266.
- PARDINI R, AA BUENO, TA GARDNER, PI PRADO e JP METZGER. 2010. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. *PLoS ONE* 5:e13666. doi:10.1371/journal.pone.0013666.
- PASSAMANI M e D RIBEIRO. 2009. Small mammals in a fragment and adjacent matrix in southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 69:305-309.

- PIGOZZO CM e BF VIANA. 2010. Estrutura da rede de interações entre flores e abelhas em ambiente de caatinga. *Oecologia Australis* 14:100-114.
- PIRES AS, FAS FERNANDEZ, D FREITAS e BR FELICIANO. 2005. Influence of distance from edge and fire-induced changes on spatial distribution of small mammals in Brazilian Atlantic Forest fragments. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 40:7-14.
- PIRES AS, PK LIRA, FAS FERNANDEZ, GM SCHITTINI e LC OLIVEIRA. 2002. Frequency of movements of small mammals among Atlantic Coastal Forest fragments in Brazil. *Biological Conservation* 108:229-237.
- PREVEDELLO JA e MV VIEIRA. 2010. Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. *Biodiversity and Conservation* 19:1205-1223.
- PREVEDELLO JA, P FERREIRA, BS PAPI, D LORETTO e MV VIEIRA. 2008. Uso do espaço vertical por pequenos mamíferos do Parque Nacional Serra dos Órgãos, RJ: um estudo de 10 anos utilizando três métodos de amostragem. *Revista Espaço e Geografia* 11:95-119.
- PÜTTKER T, Y MEYER-LUCHT e S SOMMER. 2006. Movement distances of five rodent and two marsupial species in forest fragments of the coastal Atlantic rainforest, Brazil. *Ecotropica* 12:131-139.
- QUADROS J e NC CÁCERES. 2001. Ecologia e conservação de mamíferos na Reserva Volta Velha, Estado de Santa Catarina, Brasil. *Acta Biologica Leopoldensia* 23:213-224.
- QUADROS J, NC CÁCERES, LM TIEPOLO e MS WÄNGLER. 2000. Mastofauna do Parque Estadual do Rio Guarani e área de influência da Usina Hidrelétrica de Salto Caxias, Baixo Rio Iguaçu, estado do Paraná, Brasil. Pp. 822-829, em: *Anais do II Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação* (MS Milano e V Theulen, eds.), Volume II, Campo Grande.
- REIS NR, AL PERACCHI, WA PEDRO e IP LIMA. 2006. Mamíferos do Brasil. Londrina, 437.
- SANTORI RT e D ASTÚA DE MORAES. 2006. Alimentação, nutrição e adaptações alimentares de marsupiais brasileiros. Pp. 241-254, em: *Os marsupiais do Brasil: biologia, ecologia e evolução* (ELA Monteiro-Filho e NC Cáceres, eds.). Editora da Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Campo Grande.
- SOS MATA ATLÂNTICA. 2007. Disponível em <http://www.sosmatatlantica.org.br/>. Acessado em 27 de Junho de 2011.
- TALAMONI SA e MM DIAS. 1999. Population and community ecology of small mammals in southeastern Brazil. *Mammalia* 63:167-181.
- UMETSU F, L NAXARA e R PARDINI. 2006. Evaluating the efficiency of pitfall traps for sampling small mammals in the Neotropics. *Journal of Mammalogy* 87:757-765.
- UMETSU F e R PARDINI. 2007. Small mammals in a mosaic of forest remnants and anthropogenic habitats: evaluating matrix quality in an Atlantic Forest landscape. *Landscape Ecology* 22:517-530.
- UMETSU F, JP METZGER e R PARDINI. 2008. The importance of estimating matrix quality for modeling species distribution in complex tropical landscape: a test with Atlantic forest small mammals. *Ecography* 31:359-370.
- VELOSO HP, ALR RANGEL-FILHO e JCA LIMA. 1991. Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. Rio de Janeiro, 123.
- VIEIRA EM e ELA MONTEIRO-FILHO. 2003. Vertical stratification of small mammals in the Atlantic rain forest of south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 19:501-507.
- VIEIRA EM. 1999. Estudo comparativo de comunidades de pequenos mamíferos em duas áreas de Mata Atlântica situadas a diferentes altitudes no Sudeste do Brasil. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, São Paulo.
- VIEIRA EM, MA PIZO e P IZAR. 2003. Fruit and seed exploitation by small rodents of the Brazilian Atlantic forest. *Mammalia* 67:533-539.
- VIEIRA MF, RM CARVALHO-OKANO e M SAZIMA. 1991. The common opossum, *Didelphis marsupialis*, as a pollinator of *Mabea fistulifera* (Euphorbiaceae). *Ciência e Cultura* 43:390-392.
- VIEIRA MV, N OLIFIERS, AC DELCIELLOS, VZ ANTUNES, LR BERNARDO, CEV GRELE e R CERQUEIRA. 2009. Land use vs. fragment size and isolation as determinants of small mammal composition and richness in Atlantic Forest remnants. *Biological Conservation* 142:1191-1200.
- VILELA JF, CAM RUSSO e JA OLIVEIRA. 2010. An assesment of morphometric and molecular variation in *Monodelphis dimidiata* (Wagner, 1847) (Didelphimorphia: Didelphidae). *Zootaxa* 2646:26-42.

APÊNDICE

Espécies de pequenos mamíferos estudadas e sua localidade na Floresta Atlântica. (1) Passamani e Ribeiro, 2009; (2) Pires et al., 2002; (3) Fonseca e Robinson, 1990; (4) Castro e Fernandez, 2004; (5) Gentile et al., 2000; (6) Barros-Battesti et al., 2000; (7) Paglia et al., 1995; (8) Lima et al., 2010; (9) Quadros e Cáceres, 2001; (10) Fonseca e Robinson, 1990; (11) Graipel et al., 2006; (12) Quadros et al., 2000; (13) Talamoni e Dias, 1999; (14) Umetsu e Pardini, 2007; (15) Vieira et al., 2009; (16) Pardini e Umetsu, 2006; (17) Bonvicino et al., 2002; (18) Vieira e Monteiro-Filho, 2003; (19) Melo et al., 2011; (20) Bergallo et al., 1998; (21) Vieira e Monteiro-Filho, 2003; (22) Dalmagro e Vieira, 2005; (23) Bonvicino et al., 2002; (24) Grelle, 2003; (25) Fonseca e Robinson, 1990.

Espécies	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	
ORDEM DIDELPHIMORPHIA																										
Familia Didelphidae																										
<i>Caluromys lanatus</i>				X								X														X
<i>Caluromys philander</i>				X							X	X														
<i>Chironectes minimus</i>								X			X	X				X										
<i>Didelphis albiventris</i>							X		X	X	X	X				X	X	X	X				X	X	X	X
<i>Didelphis aurita</i>	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X				X	X	X			X					X
<i>Gracilinanus microtarsus</i>			X	X					X			X	X	X	X	X	X									X
<i>Lutreolina crassicaudata</i>											X					X										X
<i>Marmosops incanus</i>	X		X	X		X				X				X	X	X								X	X	X
<i>Marmosops paulensis</i>																					X					
<i>Metachirus nudicaudatus</i>		X	X	X					X	X				X	X			X	X					X	X	X
<i>Micoureus paraguayanus</i>	X	X		X					X		X	X	X	X	X	X		X	X							X
<i>Monodelphis americana</i>							X						X			X										X
<i>Monodelphis dimidiata</i>												X				X										X
<i>Philander frenatus</i>	X	X	X	X	X					X					X	X		X	X							X
ORDEM RODENTIA																										
Familia Cricetidae																										

