

**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”
Centro de Energia Nuclear na Agricultura**

**Caracterização da comunidade de mamíferos de médio e grande
porte em paisagem agrícola fragmentada**

Maísa Ziviani Alves

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestre em Ciências. Área de concentração:
Ecologia Aplicada

**Piracicaba
2012**

Maísa Ziviani Alves
Bióloga

**Caracterização da comunidade de mamíferos de médio e grande porte em
paisagem agrícola fragmentada**

versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientador:
Profa. Dra. **KATIA MARIA PASCHOALETTO
MICCHI DE BARROS FERRAZ**

Dissertação apresentada para obtenção do título
de Mestre em Ciências. Área de concentração:
Ecologia Aplicada

Piracicaba
2012

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA - ESALQ/USP**

Alves, Maísa Ziviani

Caracterização da comunidade de mamíferos de médio e grande porte em paisagem agrícola fragmentada / Maísa Ziviani Alves. - - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2012.

95 p. : il.

Dissertação (Mestrado) - - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz". Centro de Energia Nuclear na Agricultura, 2012.

1. Conservação biológica 2. Ecologia da Paisagem 3. Ecossistemas agrícolas
4. Mamíferos 5. Populações animais 6. Proteção ambiental I. Título

CDD 639.979
A474c

"Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor"

*A todos que me ajudaram na elaboração
e concretização deste estudo,
pois sem vocês nada teria sido possível!*

Ofereço

*A minha família, que sempre me apoiou,
me incentivando a lutar pelos meus sonhos e
me dando forças nas horas difíceis.*

Dedico

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a Deus, sem o qual nada seria possível.

Agradeço aos meus pais, Mauro e Dorinha, a minha avó, Irma, e as minhas tias, Ana e Fátima, que sempre me apoiaram nas minhas decisões e ajudaram a enfrentar as dificuldades me dando carinho e amor, vocês são a minha vida.

Agradeço também aos meus amores, Rodrigo, Chica e Pequena. Sem a presença de vocês no meu dia-a-dia eu não teria chegado até aqui. Sei o quanto é difícil compreender a minha profissão na área acadêmica, mas aos trancos e barrancos, Rodrigo, você está aprendendo a ser paciente e compreensivo com a minha escolha, muito obrigada, amo você!

Agradeço a minha orientadora, Katia Ferraz, pela orientação, pelo apoio, tanto profissional, como pessoal, pelas broncas, pelas correções, pela compreensão, pela paciência em aguentar minhas “desculpas”, e claro, pelo constante aprendizado de orientar e ser orientada.

Agradeço a CAPES, pelo apoio financeiro durante parte do mestrado.

Agradeço a Mara Casarin, sempre disponível para solucionar todas as minhas dúvidas, com a maior paciência e carinho.

Carla Cassiano, muito obrigada por tudo que me ensinou da ferramenta que mais utilizei nestes dois anos que foi o ArcGis, não tem como agradecê-la por toda ajuda, tentarei retribuir no que for preciso e o que estiver ao meu alcance.

Agradeço aqueles que me acompanharam em campo, Mel, Ana Paula, Dani, Fernanda, Carla, Bruna, Juliana, Joyce, Patrícia, Leandro, se aventurando nos riachos da bacia com altas risadas e perrengues!

Agradeço a todos do GEPEIA, pela ajuda durante estes dois anos.

Ao Elson, Eric e Matheus, meus estatísticos de plantão, super solícitos sempre que precisei. Sem vocês não haveria a sessão resultados, com certeza. Espero um dia poder retribuir toda a ajuda e ensinamentos.

Agradeço também ao professor Silvio Frosini, que também me ajudou muito e sempre que precisei com análises iniciais e dúvidas eternas. Também agradeço ao professor Hilton Thadeu, pela ajuda no início, para que eu pudesse ingressar no mestrado, e também com o delineamento do meu projeto.

Agradeço ainda a Marcelo Magioli e a Paula Martin pela ajuda na identificação das pegadas em que tive dificuldades para identificar sozinha.

Ana Paula Schitkoski, Mel Leitão, Fran Palmeira, Erica Maggiorini, Andrezza Nobre e Lu Cavalcanti, como agradecer todo carinho, atenção e conselhos? Não vejo forma alguma, pois vocês foram simplesmente essenciais! Foram as pessoas que mais aguentaram meus “mimimis” e choros, durante estes dois anos e na reta final. Muito obrigada!!! Ana, obrigada por todas as risadas que sempre me fizeram bem pra caramba, e pelo corpo mole claro! Mel, você faz uma falta gigante! Lu espero que nossos cafés durem por mais meu doutorado todo! Erica, com certeza Deus vai te recompensar por me aguentar todos os dias! Fran, aprendo demais o que é realmente ser uma bióloga contigo. Andrezza, sem palavras pelos conselhos, simplesmente fizeram toda a diferença nesse momento.

A Dani e Eduardo, que desde o começo estiveram presentes me ajudando, aconselhando, valeu mesmo! Julia que agora mais do que nunca me ajudou dando forças pra terminar a “dirsse”! Dani e Vanessa (vespinha) obrigada pelo abraço coletivo no lab (risos) foi muito importante mesmo! Eu realmente estava precisando!

Obrigada ao pessoal do LMQ, Lu, Erica, Deinha (duende), Vitim, Lari, Isa, Sá, Cá, Maurinho, Matheus, Edgar, Caio, Fimose, Eric, Eduardo, Dani, Marcelo, Fernanda, Alex, Jaime, enfim, todos que de uma forma ou de outra, entre conversas, cafés, ajuda, confraternizações, bares da Isa e risadas, fizeram parte dessa fase. Sem esquecer da dona Miriam que sempre deixou nossas baias (agora tenho uma só pra mim!!) limpinhas.

Jeferson Polizel, você não existe! Nunca conheci alguém que estivesse sempre de bom humor e ajudando a todos, todos os dias, o tempo todo!! Muito obrigada de coração por toda prontidão sempre que precisei!

As minhas irmãs de coração, um obrigada sem fim, sempre presentes mesmo à distância, que souberam entender a minha ausência, Ana, Fran, Lari e Lí. Amo vocês.

Aos meus trutinhas eternos, Caim, Ju e Mel, que mesmo de longe se fazem presentes sempre! Obrigada!! Não seria a bióloga Zivis que sou sem vocês! Amo demais e a falta é imensa, proporcionalmente à saudade!

Enfim, obrigada a todos por terem feito parte destes dois anos e me ajudado a construir e concluir este trabalho!

*“A grandeza de uma nação pode ser julgada
pelo modo como seus animais são tratados”*

Mahatma Gandhi

*“Quando o homem aprender a respeitar até o menor ser da criação,
seja animal ou vegetal, ninguém precisará ensiná-lo
a amar seu semelhante”*

Albert Schweitzer

SUMÁRIO

RESUMO.....	11
ABSTRACT.....	13
LISTA DE FIGURAS.....	15
LISTA DE TABELAS.....	17
1 INTRODUÇÃO.....	19
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	21
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	31
3.1 Área de estudo.....	31
3.2 Delineamento amostral.....	36
3.3 Levantamento de mamíferos.....	38
3.4 Estrutura e dinâmica da paisagem.....	40
3.5 Análise estatística.....	44
4 RESULTADOS.....	45
5 DISCUSSÃO.....	59
5.1 Esforço amostral.....	59
5.2 Riqueza de espécies e frequência de registros entre as matrizes.....	59
5.2.1 Aspectos biológicos.....	59
5.2.2 Comunidade das matrizes e categorias tróficas.....	67
5.3 Influências da estrutura e dinâmica da paisagem sobre as espécies.....	71
6 CONCLUSÕES.....	75
REFERÊNCIAS.....	77
APÊNDICES.....	93

RESUMO

Caracterização da comunidade de mamíferos de médio e grande porte em paisagem agrícola fragmentada

O avanço agrícola é uma das maiores causas da fragmentação de habitats, levando à diminuição e ao isolamento de áreas naturais. Assim, torna-se importante compreender qual papel da estrutura e dinâmica da paisagem na manutenção da biodiversidade local. Este estudo teve como objetivo descrever a estrutura de uma comunidade de mamíferos de médio e grande porte em paisagem fragmentada agrícola, considerando a estrutura e dinâmica da paisagem. O estudo foi realizado em unidades de paisagem (16 Km²) com matriz predominante de pasto (n = 2) e cana-de-açúcar (n = 3) (bacia do rio Corumbataí, São Paulo) de maio a outubro de 2010. O levantamento da comunidade de mamíferos foi realizado através de busca ativa por pegadas, em 15 transectos alocados nas margens de riachos, com distância percorrida padronizada em 200 m. No entorno de cada transecto foram gerados *buffers* (250, 500, 1000 e 2000 m de raio), para o cálculo de índices de estrutura (porcentagens dos usos do solo, densidade de drenagem, densidade de estradas e proximidade entre fragmentos) e de dinâmica (taxa anual de mudança e perfil da curva de mudança florestal) para cinco anos (1962, 1978, 1995, 2000 e 2008). A relação entre os índices de paisagem e a riqueza de espécies foi analisada através de um teste PCA (Análise de Componentes Principais), gerando um gráfico Biplot. Posteriormente, foi realizada regressão linear múltipla, para análise da influência da estrutura e dinâmica da paisagem sobre a riqueza de espécies e frequência de registros. Foram registradas 19 espécies, sendo 17 em unidades de cana-de-açúcar e 13 em unidades de pasto. A comunidade de mamíferos de médio e grande porte, presente nestas matrizes da bacia do rio Corumbataí, é representada, em grande parte, por espécies tolerantes a alterações ambientais da região. A espécie com maior frequência de registros foi *Procyon cancrivorus*, de hábito generalista, como a maior parte dos animais registrados. Pelo gráfico Biplot, o buffer de 1000 m foi o que melhor distinguiu os sítios amostrais em relação às matrizes de cana-de-açúcar e pasto. A riqueza apresentou relação positiva com a porcentagem de áreas florestais e densidade de drenagem. Em contrapartida, a riqueza mostrou relação negativa com a porcentagem de pasto. A riqueza e a frequência de registros não apresentaram diferença estatística significativa entre as matrizes e também não houve relação significativa entre os índices de paisagem e as variáveis dependentes. A similaridade entre a composição de espécies das comunidades amostradas nas matrizes foi de 57%. As relações entre a estrutura desta comunidade e a paisagem necessitam de mais esforços para serem melhor compreendidas, já que o método de levantamento utilizado neste estudo, assim como a escala espaço-temporal, não permitiram descrever tais relações.

Palavras-chave: Agroecossistema; Dinâmica da paisagem; Estrutura da paisagem; Mastofauna; Riqueza de espécies

ABSTRACT

Characterization of the mid and large bodied mammal community in a fragmented agricultural landscape

Agricultural expansion is a major cause of habitat fragmentation, leading to a reduction and isolation of natural areas. It is therefore important to understand the role of agricultural landscape structure and dynamics in maintaining local biodiversity. We aimed to describe how the structure and dynamics of an agricultural landscape influenced the community of mid and large bodied mammals in the south of Brazil. From May to October 2010 we studied the mammal community in five 16 km² landscape units located within the Corumbataí river basin, São Paulo. Landscape units contained a matrix of predominantly pasture (n = 2) and cane sugar (n = 3). We used track surveys along 15 transects (200m each) to sample the mammal community along river banks. To calculate indices of habitat structure and dynamics we generated buffers (250, 500, 1000 and 2000 m radius) around each of the transects. Within each of these distance buffers we calculated habitat structure indices (percentage of land use, drainage density, road density and proximity of fragments) and indices of habitat dynamics (annual rate of change and profile of the forest change curve) for five years (1962, 1978, 1995, 2000 and 2008). The relationship between landscape indices and species richness was analyzed through a PCA (Principal Component Analysis) and associated Biplot. Subsequently, multiple linear regression was performed to analyze the influence of landscape structure and dynamics on species richness and frequency of records. We recorded 19 species, 17 in cane sugar units and 13 in pasture units. The community of mid and large bodied mammals present in the habitat matrices of the Corumbataí river basin was represented mostly by generalist species tolerant of environmental changes. The most frequently recorded species was *Procyon cancrivorus*, a habit generalist. The PCA Biplot showed that the 1000m buffer was the one that best distinguished the sampling sites in relation to the sugar cane and pasture matrices. Species richness was positively related with the percentage of forested areas and drainage density. In contrast, richness was negatively related with the percentage of pasture. The richness and frequency of records showed no statistically significant difference between the two matrix types and there was no significant relationship between landscape indices and the dependent variables. The similarity between the species composition of the sampled communities in the matrices was 57%. Understanding the relationships between the composition of this community and the landscape structure and dynamics requires more efforts, as the survey method used in this study, and the spatiotemporal scale, do not permit the description of these relationships.

Keywords: Agroecosystem; Landscape dynamics; Landscape structure; Mastofauna; Species richness

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Localização da bacia do rio Corumbataí, seus municípios e sua rede hidrográfica.....	31
Figura 2 - Sub-bacias da bacia do rio Corumbataí.....	32
Figura 3 - Mapa de uso e cobertura do solo da bacia do rio Corumbataí.....	33
Figura 4 - Unidades amostrais (16 km ²) previamente selecionadas para a matriz de pasto (a) e cana-de-açúcar (b), na bacia do rio Corumbataí, e seus sítios amostrais.....	37
Figura 5 - Sítio de coleta em área de pasto (A) e em área de cana-de-açúcar (B)....	38
Figura 6 - Transecto de 200 metros, em amarelo, alocado em um dos sítios de coleta na matriz de cana-de-açúcar.....	39
Figura 7 - Registros de (A) <i>Mazama gouazoubira</i> e (B) <i>Procyon cancrivorus</i>	40
Figura 8 - <i>Buffers</i> pré-definidos no entorno de cada sítio de coleta para análise da estrutura e dinâmica da paisagem.....	41
Figura 9 - Uso e cobertura do solo ao longo de cinco anos em um dos sítios de coleta da matriz cana-de-açúcar.....	42
Figura 10 – Frequência de registros das espécies de mamíferos de médio e grande porte na matriz cana-de-açúcar.....	47
Figura 11 - Frequência de registros das espécies de mamíferos de médio e grande porte na matriz pasto.....	48
Figura 12 - Boxplot da riqueza de espécies nas matrizes de cana-de-açúcar e pasto.....	49
Figura 13 - Boxplot da riqueza de espécies nas unidades das matrizes de cana-de-açúcar e pasto.....	50
Figura 14 - Boxplot da frequência de registros das espécies nas matrizes de cana-de-açúcar e pasto.....	51
Figura 15 - Boxplot da frequência de registros das espécies nas unidades das matrizes de cana-de-açúcar e pasto.....	51
Figura 16 - Curva de acumulo de espécies nas duas matrizes e geral.....	52
Figura 17 - Gráfico biplot de análise de componentes principais explicando a relação entre a variável riqueza em relação aos índices de estrutura e dinâmica da paisagem, em uma escala de 250 metros (proporção ocupada por	

cada classe de uso da terra (FLO, CANA e PASTO), densidade de drenagem (DREN), densidade de estradas (EST), proximidade entre fragmentos florestais (PROX), taxa anual de mudança (Q) e perfil da curva de mudança florestal (FCCP)). As siglas Cn_n e Pn_n referem-se aos sítios de coleta.....54

Figura 18 - Gráfico biplot de análise de componentes principais explicando a relação entre a variável riqueza em relação aos índices de estrutura e dinâmica da paisagem, em uma escala de 500 metros (proporção ocupada por cada classe de uso da terra (FLO, CANA e PASTO), densidade de drenagem (DREN), densidade de estradas (EST), proximidade entre fragmentos florestais (PROX), taxa anual de mudança (Q) e perfil da curva de mudança florestal (FCCP)). As siglas Cn_n e Pn_n referem-se aos sítios de coleta.....55

Figura 19 - Gráfico biplot de análise de componentes principais explicando a relação entre a variável riqueza em relação os índices de estrutura e dinâmica da paisagem, em uma escala de 1000 metros (proporção ocupada por cada classe de uso da terra (FLO, CANA e PASTO), densidade de drenagem (DREN), densidade de estradas (EST), proximidade entre fragmentos florestais (PROX), taxa anual de mudança (Q) e perfil da curva de mudança florestal (FCCP)). As siglas Cn_n e Pn_n referem-se aos sítios de coleta.....56

Figura 20 - Gráfico biplot de análise de componentes principais explicando a relação entre a variável riqueza em relação os índices de estrutura e dinâmica da paisagem, em uma escala de 2000 metros (proporção ocupada por cada classe de uso da terra (FLO, CANA e PASTO), densidade de drenagem (DREN), densidade de estradas (EST), proximidade entre fragmentos florestais (PROX), taxa anual de mudança (Q) e perfil da curva de mudança florestal (FCCP)). As siglas Cn_n e Pn_n referem-se aos sítios de coleta.....57

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Índices de estrutura e dinâmica da paisagem.....	43
Tabela 2 - Lista de espécies registradas nos sítios de coleta e as frequências de registro para cada tipo de matriz.....	46
Tabela 3 - Resultado ANOVA para os sítios de coleta.....	50
Tabela 4 - Resultado da análise de regressão múltipla para riqueza de espécies (proporção ocupada por cada classe de uso da terra (FLO, CANA e PASTO), densidade de drenagem (DREN), densidade de estradas (EST), proximidade entre fragmentos florestais (PROX), taxa anual de mudança (Q) e perfil da curva de mudança florestal (FCCP))....	58
Tabela 5 - Resultado da análise de regressão múltipla para frequência de registros (proporção ocupada por cada classe de uso da terra (FLO, CANA e PASTO), densidade de drenagem (DREN), densidade de estradas (EST), proximidade entre fragmentos florestais (PROX), taxa anual de mudança (Q) e perfil da curva de mudança florestal (FCCP)).....	58
Tabela 6 - Comparação entre a riqueza do presente estudo e outros trabalhos realizados em áreas alteradas (Eu= Silvicultura de Eucalipto; Fr= Fragmento de Floresta Atlântica; FCe= Fragmento de Cerrado; FFe= Fragmento de Floresta Estacional Semidecídua; FFo= Fragmento de Floresta Ombrófila Densa; Cp= Capoeira; P= Pastagem; Ca= Cana; T= Transecto; AF= Armadilhas fotográficas; PA= Parcela de Areia; R= Relato).....	68

1 INTRODUÇÃO

O avanço agrícola é cada vez mais expressivo e tem causado graves impactos na paisagem através do processo de fragmentação de habitats, como o isolamento de remanescentes florestais (CHIARELLO, 2000a), sendo este, um dos fatores importantes na perda de diversidade (FAHRIG, 2003) e riqueza de espécies (VIEIRA et al., 2009). Este processo tem influência diferenciada sobre as espécies, levando algumas até mesmo à extinção (PIRES; FERNANDEZ; BARROS, 2006).

Na Mata Atlântica, o processo de fragmentação é visivelmente devastador, restando apenas 11,73% de sua cobertura original (RIBEIRO et al., 2009), tornando-se necessária a conservação de pequenos fragmentos de mata (PARDINI et al., 2005), e de seu entorno, visando à manutenção e conservação da biodiversidade regional (VIEIRA et al., 2009). Todavia, a proteção de apenas um fragmento de vegetação não é suficiente, pois o entorno deste pode estar comprometido (METZGER, 2001).

Mudanças expressivas na paisagem são comuns na bacia do rio Corumbataí (VALENTE; VETTORAZZI, 2003), área localizada no interior do bioma Mata Atlântica tendo a Floresta Estacional Semi-Decidual como vegetação predominante. O processo de degradação da cobertura vegetal da bacia teve início no começo do século XVIII, com a chegada da cultura de café, que posteriormente foi substituída por atividades agro-pastoris e de subsistência, que por sua vez, foram sendo substituídas por culturas de cana-de-açúcar, desde o século XIX (DEAN, 1996; GARCIA, 2000). Em consequência da utilização antrópica desordenada, esta bacia apresenta alto nível de fragmentação, com remanescentes florestais em crítico estado de conservação, restando, aproximadamente, 12% de mata nativa (VALENTE; VETTORAZZI, 2003).

Estas alterações na paisagem tendem a afetar a maioria das espécies animais, por conta da perturbação causada, incluindo mamíferos de médio e grande porte (DOTTA; VERDADE, 2007; MARTIN, 2007; DOTTA; VERDADE, 2011), que necessitam de uma grande área de vida para sobreviverem (CROOKS, 2002). Para o desenvolvimento de estratégias eficientes para a conservação da biodiversidade em ambientes antropizados, são necessários estudos que permitam conhecer as respostas individuais das espécies frente ao histórico de uso e ocupação e trajetória de degradação de remanescentes florestais.

Neste contexto, a matriz pode apresentar papel importante na conexão entre remanescentes de áreas nativas e, assim, auxiliar na conservação da biodiversidade sensível à fragmentação (FORMAN, 1995; GASCON et al., 1999; RICKETTS, 2001; COOK et al., 2002; DAILY et al., 2003; ANTONGIOVANNI; METZGER, 2005; BAUM et al., 2004; WATLING et al., 2011). Em uma paisagem agrícola altamente fragmentada, onde poucos e pequenos fragmentos permanecem, a permeabilidade da matriz pode ser de grande importância (FRANKLIN, 1993; ANTONGIOVANNI; METZGER, 2005; CASTELLÓN; SIEVING, 2006; METZGER, 2006; OLIFIERS; CERQUEIRA, 2006; UMETSU; METZGER; PARDINI, 2008; SMITH; FAHRIG; FRANCIS, 2011) para mamíferos de médio e grande porte (LYRA-JORGE; CIOCHETI; PIVELLO, 2008), pois estes, geralmente, apresentam maior mobilidade na paisagem (GEHRING; SWIHART, 2003).

Deste modo, o estudo da dinâmica da paisagem torna-se essencial para prover soluções benéficas, pelo entendimento das relações espaciais entre fragmentos florestais, interações e mudanças estruturais em diversas escalas, adotando uma perspectiva correta visando mitigar problemas ambientais (FORMAN, 1995; METZGER, 2001).

Dentro deste enfoque, este estudo teve por objetivo descrever a estrutura de uma comunidade de mamíferos de médio e grande porte em uma paisagem fragmentada agrícola, considerando sua estrutura e dinâmica. Tais informações são de suma importância para o diagnóstico ambiental e desenvolvimento de estratégias adequadas de monitoramento e conservação da biodiversidade em áreas degradadas.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Na década de 1980, a partir de uma “abordagem ecológica”, a paisagem foi definida, de modo geral, como sendo uma área ou mosaico heterogêneo composto por conjuntos interativos do ecossistema, tendo diversas formas de relevo, tipos de vegetação e formas de ocupação (FORMAN; GODRON, 1986; URBAN; O’NEIL; SHUGART, 1987; TURNER, 1989). No século XXI, surge uma noção integradora de paisagem, definida como *“um mosaico heterogêneo formado por unidades interativas, sendo esta heterogeneidade existente para pelo menos um fator, segundo um observador e numa determinada escala de observação”*, podendo ser este conjunto interativo representado por “ecossistemas”, unidades de “cobertura” ou de “uso e ocupação do território”, dependendo da escolha de uma destas pelo observador (METZGER, 2001).

Os elementos constituintes deste mosaico são manchas, corredores e matrizes (FORMAN; GODRON, 1986), sendo que o arranjo estrutural destes é um dos principais determinantes dos fluxos funcionais e movimentos através da paisagem, como também de mudanças no seu padrão ao longo do tempo (FORMAN, 1995). A interação entre a classe e o tamanho destes elementos pode influenciar nos processos ecológicos (McGARIGAL; MARKS, 1995).

Estas manchas podem ser definidas como sendo áreas homogêneas de uma unidade de paisagem, em uma determinada escala, que se distinguem dos elementos vizinhos, possuindo extensões reduzidas e não lineares (METZGER, 2001). Fragmentos são manchas originadas pelo processo de fragmentação de uma unidade contínua, causado por práticas antrópicas do uso da terra (METZGER, 2001).

Já os corredores são definidos como estreitas faixas, sendo naturais ou antrópicas, que diferem do seu entorno e podem ligar duas manchas, que já foram unidas no passado (SAUNDERS; HOBBS; MARGULES, 1991), conectando funcionalmente a paisagem, facilitando a dispersão de espécies (PARDINI et al., 2005; LEES; PERES, 2007).

As matrizes, por sua vez, são definidas como o elemento que cobre a maior parte da paisagem, ou seja, a unidade dominante em termos espaciais (FORMAN; GODRON, 1986), sendo responsável pela maior conexão da área, tendo papel fundamental no funcionamento desta (McGARIGAL; MARKS, 1995). Em estudos de

fragmentação de habitat, este elemento é entendido como o conjunto de unidades de não-habitat para uma determinada comunidade ou espécie focal (METZGER, 2001).

A partir das relações espaciais entre estes elementos, as paisagens podem ser diferenciadas entre si (McGARIGAL; MARKS, 1995), sendo caracterizadas por sua composição e configuração (TURNER, 1989; DUNNING; DANIELSON; PULLIAM, 1992). Estas propriedades podem afetar, independentemente ou em conjunto, os processos ecológicos (McGARIGAL; MARKS, 1995). De acordo com estes autores, a composição refere-se às características associadas quanto à presença e quantidade de cada elemento da paisagem, considerando a abundância e variedade dos mesmos, sem levar em consideração sua localização. Já a configuração trata-se da distribuição física ou espacial destes. Estas duas categorias podem influenciar na riqueza, composição e ocorrência de espécies em uma determinada área (BENNETT; RADFORD; HASLEM, 2006).

O entendimento estrutural da paisagem permite analisar como esta afeta os processos ecológicos, dependendo da escala espacial e temporal, sendo que cada espécie é influenciada de maneira diferente (LINDENMAYER, 2000, GEHRING; SWIHART, 2003) respondendo de várias formas (WIENS; SCHOOLEY; WEEKS, 1997), sendo esta a escala de percepção das espécies (METZGER, 2001). A escala espacial utilizada em um estudo é definida pelo observador, podendo conduzir a análise em macro ou micro-escala, em função do tamanho e da capacidade de deslocamento das espécies focais (METZGER, 2001).

A Ecologia da Paisagem utiliza índices para o estudo da estrutura, função e dinâmica da paisagem (FORMAN; GODRON, 1986). Estes índices foram agrupados em categorias, como por exemplo, índices de área, que quantificam a composição da paisagem, índices de densidade, que levam em conta a densidade dos elementos, bem como seu tamanho e classe, e índices de distância, que medem a distância entre os elementos (McGARIGAL; MARKS, 1995). Estes permitem a comparação entre as paisagens, a identificação das principais diferenças e a determinação das relações entre os processos funcionais e os padrões destas (TURNER; GARDNER, 1990). A partir destes índices é possível avaliar a configuração e composição de paisagens, como os mosaicos que constituem o bioma Mata Atlântica.

Este bioma é composto por dois tipos de vegetação principais: Floresta Costeira e Floresta Semi-Decídua (MORELLATO; HADDAD, 2000). Esta floresta já foi considerada uma das maiores das Américas, cobrindo aproximadamente 150 milhões de hectares (SILVA; CASTELETI, 2003). Atualmente sabe-se que 88,27% desta área foi perdida, restando apenas 11,73% de sua vegetação original, constituída, em sua maior parte, por fragmentos florestais menores que 100 ha, compostos geralmente por floresta secundária, com baixa conectividade funcional, borda muito próxima ao interior do fragmento (RIBEIRO et al., 2009) e sob forte pressão antrópica e risco iminente de extinção (MORELLATO; HADDAD, 2000). Esta floresta apresenta vasta heterogeneidade em sua formação, incluindo larga variedade de fisionomias e composições florestais, como também comunidades humanas vivendo em diferentes condições socioeconômicas, de grandes cidades, como São Paulo e Rio de Janeiro, até regiões rurais (MORELLATO; HADDAD, 2000; METZGER, 2009).

Há mais de 500 anos este bioma tem sido destruído, devido à ocupação antrópica desordenada, iniciada pelos europeus, motivada pelo desenvolvimento econômico, principalmente pela agricultura (DEAN, 1996). Segundo este autor, a devastação teve início com a exploração do Pau-Brasil, *Caesalpinia echinata*, no século XVI, tendo continuidade com o cultivo de cana-de-açúcar, desde o século XVIII, com a expansão dos pastos e plantações de café, séculos XIX e XX, e mais recentemente pelo cultivo de *Eucalyptus sp.* e pela expansão urbana. Todos estes processos, causadores de graves impactos através do processo de fragmentação de habitats, provocaram a quase total destruição da floresta (MORELLATO; HADDAD, 2000; METZGER, 2009), na qual grande parte das espécies está ameaçada de extinção (METZGER, 2009). A taxa de perda de floresta ainda é alta, aproximando-se de 0,25% por ano (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS - INPE, 2009), causando abruptas mudanças no tamanho e conectividade dos remanescentes (METZGER et al., 2009).

Por conta desta situação, o bioma é considerado um dos 34 *hotspots* mundiais (CONSERVATION INTERNATIONAL, 2005), pela alta biodiversidade e grau de ameaça, sendo um dos cinco com maior número de espécies endêmicas (MYERS et al., 2000). De acordo com estes autores, *hotspots* são áreas de níveis elevados de destruição de habitats e de altas concentrações de espécies endêmicas. Este bioma abriga 20 mil espécies vegetais, das quais 2,7% são

endêmicas, e 1.361 espécies de vertebrados, sendo 261 mamíferos, 620 aves, 200 répteis e 280 anfíbios, dos quais 73, 181, 60 e 253 são endêmicas, respectivamente (MYERS et al., 2000). Dentre estes vertebrados, 143 espécies estão ameaçadas de extinção (CONSERVATION INTERNATIONAL DO BRASIL, 2000).

Uma das maiores ameaças a este bioma e suas comunidades é o processo de fragmentação de habitats, considerado como um dos problemas fundamentais para conservação da biodiversidade, tornando de suma importância sua compreensão (WILCOX; MURPHY, 1985; VIANA; PINHEIRO, 1998; SIH; JONSSON; LUIKART, 2000; FAHRIG, 2001; LAURANCE et al., 2002; FAHRIG, 2003; PARDINI et al., 2005; UEZO; BEYER; METZGER, 2008; VIEIRA et al., 2009, SMITH; FAHRIG; FRANCIS, 2011). Este é definido como sendo a transformação de uma grande extensão de habitat em pequenas manchas, de menor área, isoladas umas das outras por uma matriz diferente da original (WILCOVE; McLELLAN; DOBSON, 1986), resultando em um mosaico ambiental altamente modificado e degradado (CHIARELLO, 2000a; METZGER, 2001; FAHRIG, 2003; CAMPOS, 2006). A fragmentação apresenta efeito sinérgico com outras pressões antrópicas, como caça e incêndios, sendo uma grande ameaça à biota de florestas tropicais (LAURANCE et al., 2002; MICHALSKI; PERES, 2005).

Este processo apresenta quatro efeitos: (i) redução na quantidade de habitat, (ii) aumento do número de manchas, (iii) diminuição dos tamanhos e (iv) aumento no isolamento entre estas, os quais, em conjunto, podem gerar diferentes padrões de paisagem, em diferentes escalas (FAHRIG, 2003). Por isso, esta autora sugere, a fim de evitar interpretações errôneas, que se utilizem diferentes escalas para quantificar o grau de fragmentação e a magnitude da resposta das espécies a este processo.

Estas modificações na paisagem podem afetar vários fatores biológicos, como tamanho populacional e dispersão de espécies (PARDINI et al., 2005), bem como alterar a riqueza e abundância destas, devido à exposição dos organismos a condições distintas da original, como habitat reduzido (GIBBS, 1998; DAILY et al., 2003) e isolamento de fragmentos, um dos maiores fatores da diminuição da biodiversidade (CROOKS, 2002; FAHRIG, 2003; PIRES; FERNANDEZ; BARROS, 2006, PAGLIA; FERNANDEZ; MARCO, 2006; MARTENSEN; PIMENTEL; METZGER, 2008; METZGER et al., 2009; VIEIRA et al., 2009; AHUMADA et al., 2011). Uma das alternativas para atenuar os efeitos do isolamento é promover a

conectividade entre os elementos da paisagem. A conectividade pode ser classificada como estrutural e funcional (METZGER; DÉCAMPS, 1997; UEZO; BEYER; METZGER, 2008), estando a primeira relacionada ao padrão da paisagem, como qualidade dos corredores, estrutura da matriz e distância entre os fragmentos (METZGER; DÉCAMPS, 1997), e a segunda aos fluxos biológicos, levando em consideração o grau facilitador ou de impedimento para o movimento de uma espécie entre os elementos de uma paisagem (BÉLISLE, 2005).

Em áreas conectadas há maior oportunidade dos indivíduos utilizarem os fragmentos, facilitando a dispersão, reduzindo a influencia da fragmentação da área (MARTENSEN; PIMENTEL; METZGER, 2008). Após uma área contínua ser reduzida a uma série de “ilhas de habitat”, são esperadas extinções locais (PAGLIA; FERNANDEZ; MARCO, 2006), pois ao longo do tempo há o isolamento de populações, que podem não ser capazes de atravessar a matriz, ficando confinadas nos remanescentes (FAHRIG, 2003). Isto provoca a divisão de uma população em duas ou mais, diminuindo a diversidade e a variabilidade genética e originando um maior número de cruzamentos consanguíneos, que podem levar ao declínio e extinção dessas populações (WILCOVE; MAY, 1986; SHÄFFER, 1990).

As espécies, de acordo com suas características, sofrem influências variadas dessa alteração ambiental, de forma que animais de hábitos generalistas possuem maior capacidade de adaptação a ambientes fragmentados quando comparadas aos especialistas (OEHLER; LITVAITIS, 1996; GASCON et al., 1999; GENTILE; FERNANDEZ, 1999; DOTTA; VERDADE, 2007; PARDINI et al., 2009). Alguns especialistas podem sofrer mais com a variação do tamanho dos remanescentes do que generalistas (PARDINI et al., 2010). Além disso, pode haver um tempo para as espécies responderem a essas transformações da estrutura e dinâmica da paisagem. Aves menos sensíveis à fragmentação, por exemplo, podem demorar até 25 anos para responder às mudanças ocorridas ao longo do tempo (UEZU, 2006), assim como algumas espécies vegetais, com tempo de resposta de até 100 anos às mudanças de configuração do hábitat (LINDBORG; ERIKSSON, 2004).

Para se avaliar a resposta das espécies a essas modificações deve-se considerar várias escalas, focando assim, tanto em fragmentos, bem como na paisagem como um todo (VIANA; PINHEIRO, 1998; FAHRIG, 2003; GEHRING; SWIHART, 2003), pois a análise das alterações nesta são dependentes da escala (TURNER, 1989). Algumas espécies percebem a paisagem em escalas maiores,

como mamíferos de médio e grande porte (LYRA-JORGE et al., 2010), enquanto outras podem responder em níveis menores, como pequenos mamíferos (PÜTTKER et al., 2008), dependendo, por exemplo, de sua área de vida. A partir dessa avaliação é possível identificar a prioridade de conservação tanto de fragmentos grandes, que geralmente possuem maior quantidade de habitat e menor isolamento, como de pequenos, que podem ser importantes, tanto por sua localização, como por abrigar espécies raras e/ou ameaçadas de extinção (TURNER; CORLETT, 1996; VIANA; PINHEIRO, 1998; PARDINI et al., 2005). Assim, torna-se importante a conservação de pequenos fragmentos florestais e de seu entorno, podendo ser o único lugar propício para uma determinada espécie, visando à manutenção e conservação da biodiversidade (TERBORGH, 1992; TURNER; CORLETT, 1996; VIANA; PINHEIRO, 1998; METZGER et al., 2009; VIEIRA et al., 2009; CAMPANILI; SCHÄFFER, 2010).

Neste contexto, destaca-se a importância da matriz, uma unidade da paisagem que pode controlar a dinâmica desta (FORMAN, 1995), conectando estrutural e funcionalmente fragmentos florestais isolados, permitindo movimento das espécies entre estes (FORMAN, 1995; GASCON et al., 1999; RICKETTS, 2001; DAILY et al., 2003; BAUM et al., 2004), atenuando os efeitos da fragmentação (METZGER, 2006). Uma matriz de alta qualidade pode ser extremamente importante para determinar a dinâmica de metapopulação, sendo um fator contra as extinções (VANDERMEER; CARVAJAL, 2001). Assim, este elemento pode agir como filtro seletivo ao movimento das espécies na paisagem (GASCON et al., 1999).

Assim, a paisagem pode ser fragmentada para algumas espécies e contínua para outras, dependendo da estrutura da matriz e capacidade de uma espécie em atravessar a mesma (RICKETTS, 2001; VIVEIROS DE CASTRO; FERNANDEZ, 2004; MARTENSEN; PIMENTEL; METZGER, 2008; METZGER et al., 2009). Por conta disso, há algumas espécies que se beneficiam da fragmentação, surgindo após o processo (OEHLER; LITVAITS, 1996; GASCON et al., 1999). O manejo correto da matriz é um incremento de conectividade, visando torná-la mais permeável aos animais (CASTELLÓN; SIEVING, 2006), como por exemplo, a criação de agroflorestas, que, de um modo geral, facilitam o fluxo de espécies entre os fragmentos (LYRA-JORGE; CIOCHETI; PIVELLO, 2008). Além disso, pequenas distâncias podem ser altamente eficazes para as espécies poderem atravessar a

matriz, aumentando a conectividade funcional entre os fragmentos (BOSCOLO et al., 2008; MARTENSEN; PIMENTEL; METZGER, 2008).

Pequenos fragmentos recebem alta influencia da matriz em seus processos ecológicos, pois possuem grande efeito de borda, por esta se localizar próximo ao interior do remanescente (UMETSU; PARDINI, 2007; UEZU; BEYER; METZGER, 2008; UMETSU; METZGER; PARDINI, 2008; FONSECA et al., 2009; PARDINI et al., 2009; RIBEIRO et al., 2009; VIEIRA et al., 2009). Segundo Antongiovanni; Metzger (2004), o tipo de matriz é muito importante para determinar a ocorrência de espécies em pequenos fragmentos (≤ 10 ha), e duas hipóteses podem ser consideradas para explicar este modelo: (1) quando a matriz é estruturalmente similar ao habitat original pode funcionar como proteção atenuando o efeito de borda e (2) pode facilitar a passagem de indivíduos pela paisagem, aumentando a permeabilidade e dessa forma o movimento entre os fragmentos.

Quando há grande quantidade de floresta madura e as matrizes são menos contrastantes, ou seja, similares estruturalmente à vegetação nativa, podem abrigar um número considerável de espécies florestais especialistas, as quais, em grande parte, não são afetadas pelo tamanho dos fragmentos ou pelo efeito de borda (PARDINI et al., 2009). Para mamíferos, quando há esta similaridade, ou se a matriz possui conservação de valor aparente, como a plantação de café contínua à mata, a maioria das espécies pode utilizar este elemento (GASCON et al., 1999; DAILY et al., 2003). Matrizes de alta qualidade podem influenciar na ocorrência de espécies de mamíferos de pequeno porte (UMETSU; METZGER; PARDINI, 2008). Por sua vez, as espécies de médio e grande porte possuem maior habilidade para atravessarem a matriz por não serem facilmente predadas, o que não acontece com espécies menores (GEHRING; SWIHART, 2003).

Mamíferos de médio e grande porte é um grupo de espécies muito influenciado pelo processo de fragmentação e conseqüentemente pelas matrizes agrícolas (OEHLER; LITVAITS, 1996; CHIARELLO, 1999; GASCON et al., 1999; CHIARELLO, 2000a, CHIARELLO, 2000b; CROOKS, 2002; CUARÓN, 2000; DAILY et al., 2003; GEHRING; SWIHART, 2003; PASSAMANI; DALMASCHIO; LOPES 2005; DOTTA; VERDADE, 2007; GORMAN, RAFFAELLI, 2008; LYRA-JORGE; CIOCHETI; PIVELLO, 2008; MORTELLITI, BOITANI, 2008; UMETSU; METZGER; PARDINI, 2008; GALETTI et al., 2009; FERRAZ et al., 2010; JORDÃO; RAMOS; SILVA, 2010; LYRA-JORGE et al., 2010; DOTTA; VERDADE, 2011), sendo algumas

espécies bons indicadores de impactos na biodiversidade, como *Panthera onca* (onça-pintada) (MORRISON et al., 2007) e *Tapirus terrestris* (anta) (MEDICI, 2008), pelo alto requerimento de habitat de ambas.

Esta comunidade possui importante papel na manutenção e regeneração de florestas tropicais (CUARÓN, 2000), como dispersores de sementes (BODMER, 1991; SILVA; TABARELLI, 2000; TERBORGH et al., 2001; TÓFOLI, 2006) e também na regulação das populações de suas presas, como predadores de topo, mantendo o equilíbrio da cadeia trófica (MILLER et al., 2001, TERBORGH et al., 2001). Logo, a perda de grandes mamíferos provoca um efeito em cadeia sobre as populações de níveis tróficos abaixo destes (TERBORGH et al., 2001).

Para estas, a redução da área total e consequente perda de habitat é uma das causas de suas extinções locais (SILVA; TABARELLI, 2000; OLIFIERS; CERQUEIRA, 2006), sendo mais preocupante para animais raros e distribuídos em pequenas populações (PIRES; FERNANDEZ; BARROS, 2006). Também há uma possível relação positiva entre o grau de ameaça e o tamanho corporal do animal, ou seja, quanto maior é sua biomassa, mais exposto estará às ameaças (GRELLE; PAGLIA; SILVA, 2006). Por isso, espécies de mamíferos de médio e grande porte podem estar potencialmente mais ameaçadas, sendo algumas sensíveis ao processo de fragmentação, por conta da diminuição e isolamento de áreas florestais (CROOKS, 2002). Grandes mamíferos são, assim, mais sensíveis no início do processo de fragmentação com a perda de habitat (HENLE et al., 2004).

Dois fatores podem descrever a distribuição e abundância de predadores carnívoros em uma paisagem fragmentada, sendo estes área e isolamento dos fragmentos (CROOKS, 2002). Áreas maiores e mais preservadas podem abrigar comunidades mais complexas, contendo, por exemplo, predadores de topo, enquanto áreas menores possuem comunidade menos complexa, com predomínio de herbívoros (CHIARELLO, 1999). Com o isolamento e subdivisão de uma população, esta tende a diminuir demograficamente, reduzindo sua variabilidade genética, diminuindo as chances de sua conservação (CAUGHLEY, 1994).

Além disso, fragmentos pequenos e isolados possuem menor diversidade e abundância de espécies, quando comparados a fragmentos maiores e conectados (PARDINI et al., 2005), que possuem a capacidade de manter maior densidade de espécies (CHIARELLO, 2000b). Este autor conclui que apenas uma pequena parte

dos mamíferos de médio e grande porte pode ser capaz de sustentar populações viáveis em paisagens muito fragmentadas.

A permanência e uso de paisagens fragmentadas, por mamíferos, são determinados não somente pela estrutura, como também pela oferta de recursos alimentares (MORTELLITI; BOITANI, 2008). Nestas áreas, as matrizes agrícolas podem auxiliar na manutenção das espécies, dependendo do seu tipo e, conseqüentemente, dos recursos que oferece. Plantações de eucalipto, por exemplo, são mais permeáveis a alguns mamíferos, pela sua similaridade com a vegetação nativa, sendo utilizada por estes tanto quanto fragmentos florestais (LYRA-JORGE; CIOCHETI; PIVELLO, 2008). A cana-de-açúcar, por sua vez, também pode ser utilizada por alguns animais (DOTTA; VERDADE, 2007), como o cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*) (FERRAZ et al., 2010; DOTTA; VERDADE, 2011). Assim, animais que possuem maior tolerância ou que exploram a matriz têm mais chances de permanecerem estáveis ou aumentarem sua abundância nestas áreas, do que as espécies que a evitam (GASCON et al., 1999).

Entender as relações entre estas espécies e a estrutura e dinâmica da paisagem pode auxiliar na compreensão de como conservar áreas alteradas por ações antrópicas, visando a manutenção de populações viáveis para conservação das espécies resilientes.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

a. Caracterização

A área de estudo compreende a bacia do rio Corumbataí, que possui 592 km de extensão e aproximadamente 170 mil hectares, localizada na Depressão Periférica Paulista, região centro-oeste do Estado de São Paulo (22°04'46" e 22°41'28"S; 47°26'23" e 47°56'15"W), abrangendo oito municípios (Figura 1).

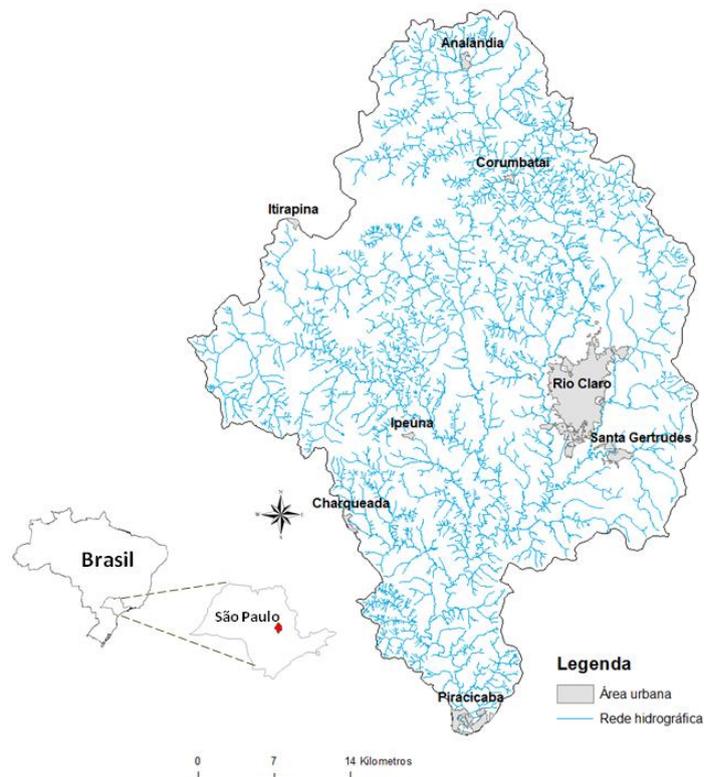


Figura 1 - Localização da bacia do rio Corumbataí, seus municípios e sua rede hidrográfica.

Essa bacia é dividida em cinco sub-bacias: Alto Corumbataí (31801,68 ha), Passa-Cinco (52757,60 ha), Médio Corumbataí (29316,60 ha), Ribeirão Claro (28174,90 ha) e Baixo Corumbataí (28724,84 ha) (Figura 2).

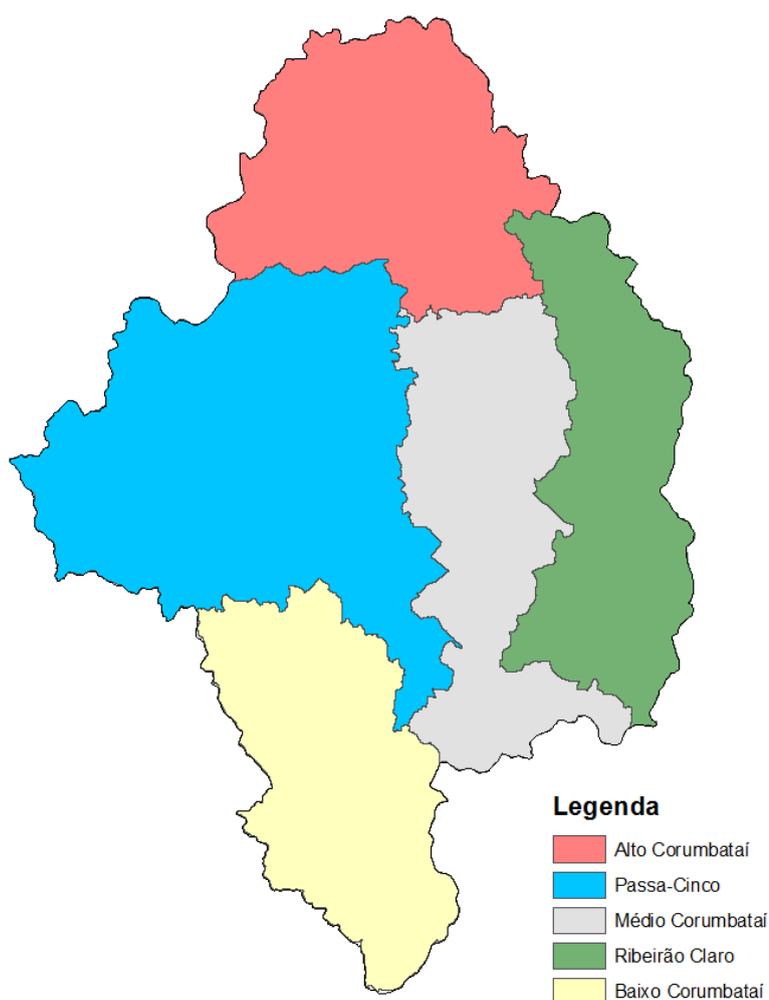


Figura 2 - Sub-bacias da bacia do rio Corumbataí

Em sua maior parte, a bacia apresenta usos agrícolas, sendo pastagem e cana-de-açúcar os mais expressivos (Figura 3) (VALENTE; VETTORAZZI, 2002; VALENTE; VETTORAZZI, 2003). A cana-de-açúcar corresponde à aproximadamente 26% da área total da bacia, concentrando-se nas sub-bacias do Baixo Corumbataí e do Ribeirão Claro (VALENTE; VETTORAZZI, 2005), havendo maior risco de incêndios florestais por conta do manejo desta monocultura, aumentando o risco de fragmentação e efeito de borda (SILVEIRA; VETTORAZZI; VALENTE, 2008).

A matriz de pasto é o uso mais comum na área, com quase 45% de sua área, estando mais concentrada próximo às sub-bacias do Alto Corumbataí e do Rio Passa-Cinco. Associada a este uso, observa-se a presença de outras coberturas, como a fruticultura e os plantios comerciais de eucalipto, que representam,

respectivamente, 2,82% e 7,33% da área total da bacia, praticamente inexistentes na porção inferior desta (VALENTE; VETTORAZZI, 2005).

Na sub-bacia do Médio Corumbataí, na qual a cana-de-açúcar ocupa 25% da área total, a maior ameaça aos remanescentes florestais é a expansão urbana, pois esta é a que apresenta maior percentual deste uso (VALENTE; VETTORAZZI, 2005).

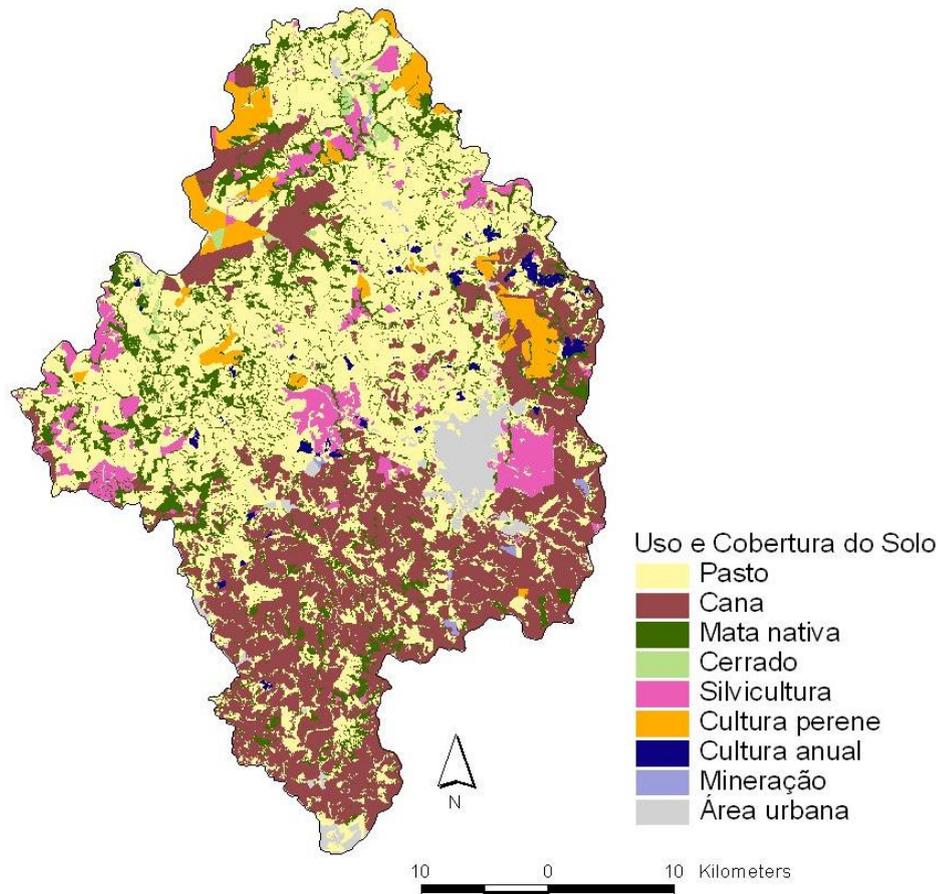


Figura 3 - Mapa de uso e cobertura do solo da bacia do rio Corumbataí (VALENTE; VETTORAZZI, 2003)

A cobertura vegetal original da bacia era constituída por florestas e cerrados, que ocupavam, em 1991, cerca de 6% da área (KOFFLER, 1993). De acordo com dados mais recentes, a bacia apresenta, aproximadamente, 11% de mata nativa e 1,25% por cerrado *lato sensu*, com remanescentes de floresta nativa pertencentes às formações florestais: Floresta Estacional Semi-Decidual, Floresta Ripária, Floresta Paludosa e Floresta Estacional Decidual (VALENTE; VETTORAZZI, 2003). A maior parte destes remanescentes possui menos de 5 ha, com exceção da sub-bacia do rio Passa-Cinco, na qual os fragmentos possuem, em sua maioria, área

maior que 40 ha (INSTITUTO DE PESQUISAS E ESTUDOS FLORESTAIS - IPEF, 2001).

As sub-bacias do rio Passa-Cinco e do Alto Corumbataí apresentam maior número de fragmentos florestais acima de 85 ha, os maiores na bacia, representando 40% e 55%, respectivamente, das áreas de floresta nativa destas sub-bacias, as quais possuem maior proximidade entre seus fragmentos, ou seja, com estrutura florestal apresentando maior conectividade que as demais (VALENTE; VETTORAZZI, 2005). Segundo estes autores, as outras sub-bacias, Baixo Corumbataí, Ribeirão Claro e Médio Corumbataí, representam 34%, 24% e 18%, respectivamente. Estes ainda citam que todas as sub-bacias apresentam pequenos fragmentos distribuídos por suas paisagens, principalmente menores que 5 ha, que constituem aproximadamente 90% dos remanescentes de floresta nativa de toda a bacia, sendo que a do Passa-Cinco apresenta maior densidade de fragmentos por conter o maior número de remanescentes em sua área.

b. Histórico de uso e ocupação

A ocupação da bacia do rio Corumbataí ocorreu no início do século XIX, quando houve o avanço da monocultura canavieira, cultivada em engenhos distribuídos na região, durante as três primeiras décadas do século (DEAN, 1996; GARCIA, 2000; GARCIA et al., 2006). Viajantes que passaram pelo local nesta época relataram que as primeiras populações eram pequenas, casais de índios e poucos brancos, vivendo na pobreza, com a floresta crescendo em meio aos povoados (GARCIA, 2000). De acordo com este autor, com o início do processo de doação de sesmarias houve o impulso definitivo ao desenvolvimento da região, denominada como “Sertão do Morro Azul”, que até então era apenas um caminho para aqueles que procuravam por paragens.

Através deste processo, sete municípios situados na bacia se formaram: Rio Claro, Santa Gertrudes, Itirapina, Ipeuna, Analândia, Piracicaba e Corumbataí, sendo que este último foi povoada por italianos, espanhóis e russos, que trouxeram técnicas de plantio e construção civil, desenvolvendo assim o vilarejo (GARCIA, 2000). Assim, a região aos poucos vai se tornando “frente pioneira”, se integrando à economia capitalista, promovendo o efetivo povoamento local (GARCIA, 2000; GARCIA et al., 2006).

Em meados do século XIX, a cultura cafeeira substituiu aos poucos a cana-de-açúcar, por conta da demanda mundial de café, e provocou grandes mudanças nas relações de trabalho, como substituição do trabalho escravo, e dinamizou o povoamento da área (DEAN, 1996; GARCIA, 2000; GARCIA et al., 2006). Esta cultura permaneceu como principal por cerca de 80 anos, de 1850 a 1930, e junto a ela surgiu a Companhia Paulista de Estrada de Ferro, que propiciou a instalação de cerâmicas, serrarias, armazéns, diversificando as atividades locais para atender à demanda de imigrantes, culminando na expansão do comércio local.

As condições favoráveis de solo e relevo para estas culturas agrícolas, mais expressivamente na porção inferior da bacia, condicionaram a predominância da cana-de-açúcar (VALENTE; VETTORAZZI, 2003). Esta monocultura chegaria primeiro à região de Campinas para depois desflorestar a bacia (DEAN, 1996). A queimada das florestas, tanto para a economia canavieira, bem como, posteriormente, para o cultivo do café, foi uma das maiores causas da destruição da Mata Atlântica no século XIX (DEAN, 1996). Segundo este autor, o comércio cafeeiro proporcionou o crescimento demográfico, a urbanização, a industrialização e a implantação de ferrovias, exercendo assim grande pressão antrópica sobre uma área mais ampla da floresta.

No início do século XX a cultura cafeeira foi perdendo sua força, por conta da superprodução interna e crise externa do capitalismo, fornecendo mais espaço à industrialização na região (DEAN, 1996, GARCIA, 2000, GARCIA et al., 2006). Este processo teve início com atividades industriais de bens de consumo e manufaturas artesanais, em número reduzido de unidades industriais até a década de 1940, a partir da qual a agricultura volta lentamente a ser organizada em pequenas produções (GARCIA, 2000) ao mesmo tempo que a pecuária leiteira vai ganhando força (GARCIA et al., 2006). Este autor comenta que a região passou por um período de estagnação econômica até a década de 1970, quando houve uma reversão por conta da internacionalização industrial, que alavancou a industrialização na cidade de Rio Claro, mas foi insignificante nos demais municípios da bacia, nos quais a agricultura ocupou seu espaço.

Os municípios menores da região, como Corumbataí, Itirapina, Ipeúna, Santa Gertrudes e Analândia, mantiveram as atividades voltadas para produção de culturas agrícolas, com destaque para a cana-de-açúcar, que voltou a ser expressiva, na década de 70, com os incentivos do PROALCOOL, avançando do sul ao norte da

bacia, em áreas de pastagem (GARCIA et al., 2006), diferentemente do café, hoje quase inexistente.

Em função deste processo desordenado de uso e ocupação da região, a bacia do rio Corumbataí apresenta hoje elevado nível de fragmentação de sua cobertura florestal original, com remanescentes com elevado grau de perturbação antrópica, imersos em matrizes agrícolas de pasto e cana-de-açúcar (VALENTE; VETTORAZZI, 2003, VALENTE; VETTORAZZI, 2008).

3.2 Delineamento amostral

Os sítios definidos para este estudo estavam inseridos em unidades amostrais selecionadas através do método de Amostragem Adaptativa¹ (THOMPSON; SEBER, 1996), o qual permite direcionar o processo de seleção de amostras de acordo com critérios previamente estabelecidos. Neste estudo definiu-se como critérios a existência de, pelo menos, 70% de matriz e 10% de vegetação original em cada unidade amostral. Os dados necessários para a análise foram provenientes de imagens geradas através do programa Fragstats, versão 3.3 (McGARIGAL; CUSHMAN; STAFFORD, 2000), cuja função fora estabelecer as porcentagens de usos do solo compreendidas dentro do espaço das unidades para todos os tamanhos considerados. Através do comando *moving window* atribuiu-se ao pixel central à quadrícula selecionada a proporção dos usos inseridos em seu interior. O tamanho ideal da unidade amostral para que esta seja tipicamente representativa da paisagem onde se insere foi analisado através de uma análise de variância multinomial, a qual permite correlacionar à variância das proporções de uso da terra em função do tamanho da unidade amostral. A partir dos resultados definiu-se unidades amostrais de tamanho igual a 16 km².

Os mapas contendo as informações de predomínio de matriz ($\geq 70\%$ de pasto e de cana) e mata ($\geq 10\%$) foram processadas em ambiente SIG obtendo-se um único arquivo para cada conjunto (matriz cana-de-açúcar e mata; matriz pasto e mata). Em torno de cada pixel da imagem contendo as informações de uso contidas na sua área de entorno foi traçado uma zona tampão quadrada de 16 km², representando assim as possíveis unidades amostrais de estudo. Destas, foram selecionadas as seis possíveis unidades amostrais do estudo, três em matriz de

¹ Esta metodologia é parte do Projeto Regular de Auxílio à Pesquisa "Avaliação multi-escala de impactos ambientais em paisagem fragmentada agrícola" (Processo FAPESP 2011/06782-5), do qual este estudo faz parte.

cana-de-açúcar e três em matriz de pasto (Figura 4).

A partir da definição das seis unidades amostrais, foram identificados os possíveis locais com presença de riachos, os quais foram todos checados em campo previamente a escolha dos sítios definitivos de estudo. Após as checagens, nove transectos foram alocados na matriz de cana-de-açúcar e seis na de pasto, totalizando 15 sítios de estudo, distribuídos em cinco unidades amostrais (três em matriz de cana-de-açúcar e duas em matriz de pasto (Figura 4). O aspecto geral dos sítios de coleta em áreas de cana-de-açúcar e pasto pode ser observadas na Figura 5.

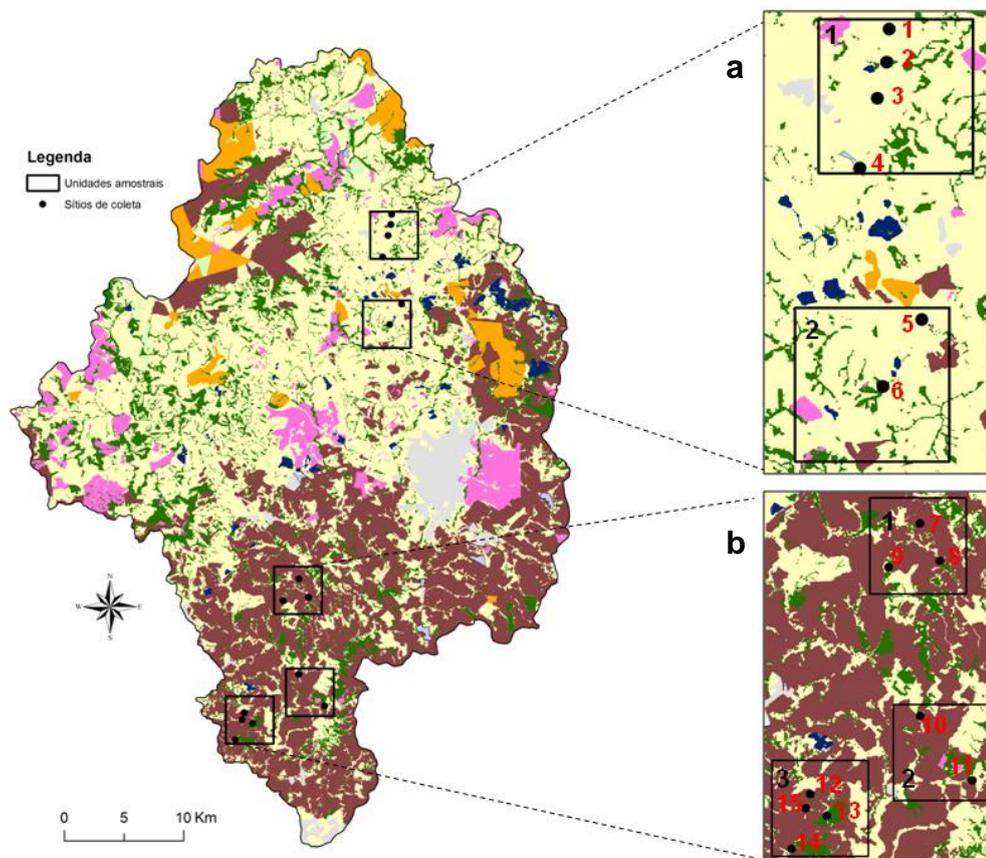


Figura 4 - Unidades amostrais (16 km²) previamente selecionadas para a matriz de pasto (a) e cana-de-açúcar (b), na bacia do rio Corumbataí, e seus sítios de coleta (1- P1_1; 2- P1_2; 3- P1_3; 4- P1_4; 5- P2_1; 6- P2_2; 7- C1_1; 8- C1_2; 9- C1_4; 10- C2_3; 11- C2_4; 12- C3_1; 13- C3_2; 14- C3_3; 15- C3_4)



Figura 5 - Sítio de coleta em área de pasto (A) e em área de cana-de-açúcar (B)

3.3 Levantamento de mamíferos

O método de coleta utilizado foi o de busca ativa por pegadas de mamíferos de médio e grande porte, tendo sido consideradas espécies de médio porte as que apresentam peso acima de 1 kg. As buscas foram realizadas em transectos alocados em margens de riachos, com trechos de distância percorrida padronizados em 200 m (Figura 6). A opção pela alocação dos transectos nas margens de riachos foi por conta da baixa eficiência de registros de dados de mamíferos de médio e grande porte em carregadores de cana de açúcar e de pasto na região (Martin², comunicação pessoal). Assim, visando garantir a suficiência amostral necessária para as análises optou-se por concentrar as amostragens em locais com maior frequência de registros, metodologia esta que já vem sendo testada por outros colegas de trabalho (Esteves³, comunicação pessoal).

² MARTIN, P.S. ITAITI, Consultoria Ambiental

³ ESTEVES, C.F.



Figura 6 - Transecto de 200 metros, em amarelo, alocado em um dos sítios de coleta na matriz de cana-de-açúcar

A coleta foi realizada durante um período de seis meses, maio a outubro de 2010, visto que o volume de água dos riachos era menor, facilitando a visualização e registro de pegadas em suas margens, tendo sido realizadas 10 visitas a cada sítio de coleta. Assim, os 15 pontos de coleta somaram 3 km de extensão de transectos, totalizando 30 km coletados ao final do estudo. Deste total, 12 km foram coletados em unidades amostrais com matriz de pasto e 18 km em unidades amostrais em matriz de cana-de-açúcar.

Todas as pegadas encontradas foram fotografadas e medidas (Figura 7) e a confirmação das espécies foi realizada através de manuais de identificação (BECKER; DALPONTE, 1999; BORGES, TOMÁS, 2004; AURICCHIO; AURICCHIO; SALOMÃO, 2006; MAMEDE; ALHO, 2008), como também com especialistas.

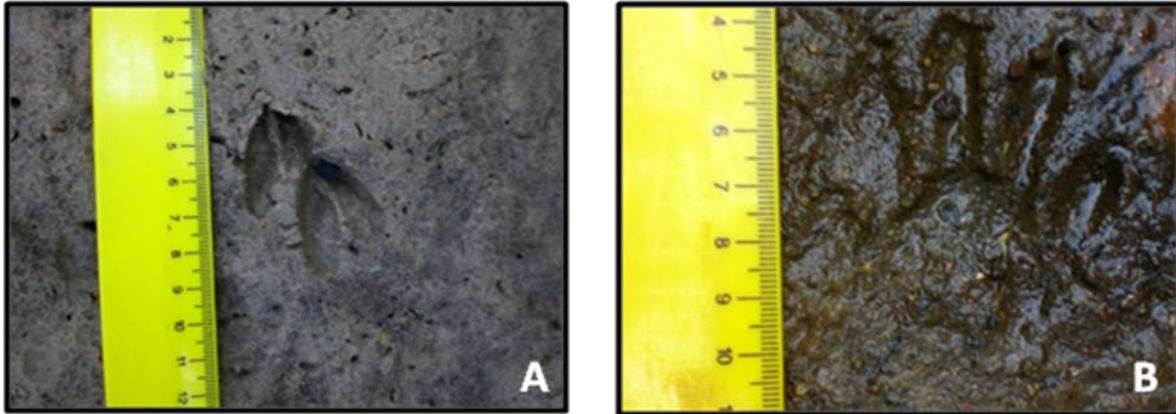


Figura 7 - Registros de (A) *Mazama gouazoubira* e (B) *Procyon cancrivorus*

3.4 Estrutura e dinâmica da paisagem

A análise da paisagem foi realizada em *buffers* de 250, 500, 1000 e 2000 metros de raio (Figura 8), no entorno de cada um dos 15 sítios de coleta, sendo feita a interpretação das classes de uso do solo, através de fotografias aéreas (1962, 1978 e 1995) e imagens de satélite (2000 e 2008) (escala 1:5.000) (Figura 9), a partir das quais polígonos foram digitalizados através do software ArcGIS 9.3 (ESRI, 2008), para cada tipo de classe. A interpretação foi realizada baseando-se em nove classes de uso do solo: cana-de-açúcar, pastagem, citricultura, silvicultura, corpos d'água, mata nativa, mineração, solo exposto e áreas urbanas.

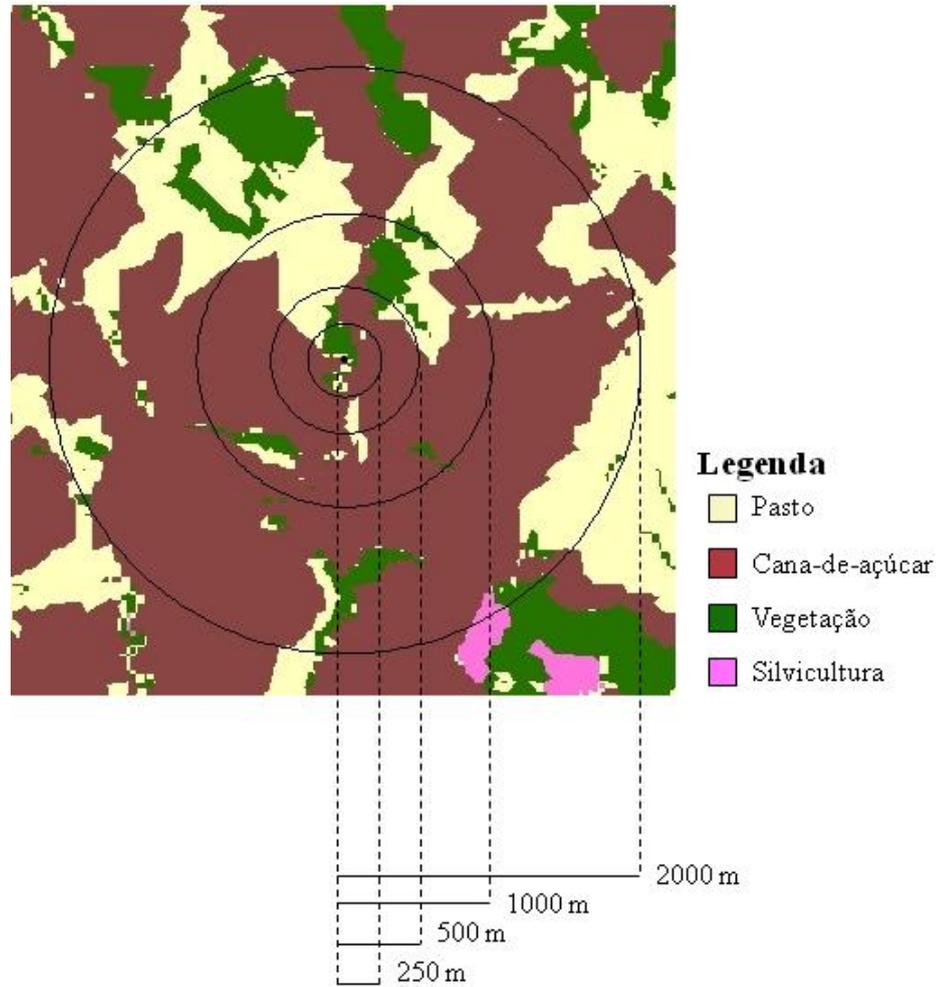


Figura 8 - *Buffers* pré-definidos no entorno de cada sítio de coleta para análise da estrutura e dinâmica da paisagem

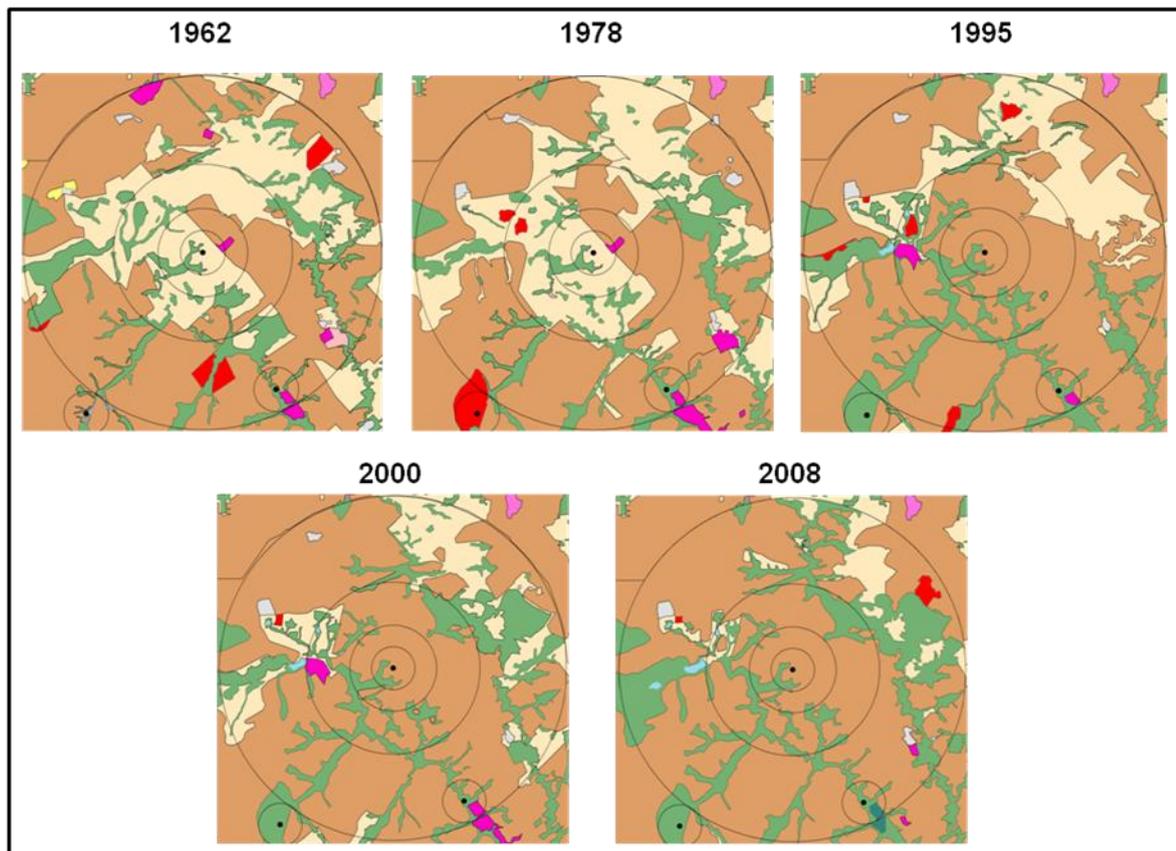


Figura 9 - Uso e cobertura do solo ao longo de cinco anos em um dos sítios de coleta da matriz cana-de-açúcar

Posteriormente, dentro destes *buffers*, a estrutura da paisagem foi analisada baseando-se em índices de composição e configuração, tais como: proporção ocupada por cada classe de uso da terra (FLO, CANA e PASTO), densidade de drenagem (DREN), densidade de estradas (EST) e proximidade entre fragmentos florestais (PROX) (Tabela 1) (McGARIGAL; CUSHMAN, 2002). Igualmente dentro dos *buffers*, a análise da dinâmica foi realizada a partir da interpretação descrita, permitindo delinear o histórico de uso e ocupação do solo, baseando-se em dois índices: taxa anual de mudança (Q) e perfil da curva de mudança florestal (FCCP) (Tabela 1) (FERRAZ; VETTORAZZI; THEOBALD, 2009).

Tabela 1 - Índices de estrutura e dinâmica da paisagem

Índice	Código	Mapa base	Ano	Descrição	Fonte
Porcentagem de floresta	FLO	Mapa de uso e cobertura do solo da bacia do rio Corumbataí	2008	Porcentagem de área da classe floresta em relação a área do <i>buffer</i>	Silvio Ferraz ⁴
Porcentagem de cana	CANA	Mapa de uso e cobertura do solo da bacia do rio Corumbataí	2008	Porcentagem de área da classe cana em relação a área do <i>buffer</i>	Silvio Ferraz
Porcentagem de pasto	PASTO	Mapa de uso e cobertura do solo da bacia do rio Corumbataí	2008	Porcentagem de área da classe pasto em relação a área do <i>buffer</i>	Silvio Ferraz
Densidade de drenagem	DREN	Mapa de uso e cobertura do solo da bacia do rio Corumbataí	2003	Extensão da hidrografia em quilômetros dividido pela área total do <i>buffer</i>	Valente e Vettorazzi 2003
Densidade de estradas	EST	Mapa de uso e cobertura do solo da bacia do rio Corumbataí	2003	Extensão da malha rodoviária em quilômetros dividido pela área total do <i>buffer</i>	Valente e Vettorazzi 2003
Proximidade entre os fragmentos	PROX	Mapa de uso e cobertura do solo da bacia do rio Corumbataí	2008	Proximidade entre os fragmentos florestais dentro do <i>buffer</i>	Silvio Ferraz
Taxa anual de mudança	Q	Mapa de uso e cobertura do solo da bacia do rio Corumbataí	1962, 1978, 1995, 2000, 2008	Taxa anual de variação de tamanho da classe floresta representando desmatamento, manutenção ou regeneração da área de floresta	Silvio Ferraz
Perfil da curva de mudança florestal	FCCP	Mapa de uso e cobertura do solo da bacia do rio Corumbataí	1962, 1978, 1995, 2000, 2008	Varição de tamanho da classe floresta, calculado pela distância máxima observada entre a reta média de variação de tamanho da classe e o tamanho observado em cada ano	Silvio Ferraz

⁴ Prof. Dr. Silvio Frosini de Barros Ferraz, Laboratório de Hidrologia Florestal, ESALQ/USP.

Esta análise de estrutura e dinâmica da paisagem, dentro de *buffers* no entorno dos sítios amostrais, já foi utilizado em outros estudos (BOSCOLO; METZGER, 2009; LYRA-JORGE et al., 2010) para análise de elementos da paisagem na resposta de variáveis dependentes. O *software* ArcGis 9.3, através da extensão LUCAT (FERRAZ; VETTORAZZI; THEOBALD, 2009; FERRAZ, 2011), foi utilizado para análise dos índices supracitados.

3.5 Análise estatística

A riqueza de espécies foi analisada através da curva de acúmulo para cada uma das matrizes e uma curva geral (nível de confiança $\alpha=0,05$). Estas curvas foram ajustadas com o uso do estimador Mao-tau (COLWELL; MAO; CHANG, 2004) utilizando o estimador Jackknife para obter os valores de riqueza esperados diante do esforço amostral realizado. A riqueza de espécies e frequência de registros foi comparada entre as matrizes e entre suas unidades (três em cana-de-açúcar e duas em pasto) através do teste de Mann-Whitney e Análise de Variância (ANOVA) para dados entre os sítios de coleta (nível de confiança $\alpha=0,05$). O coeficiente de Jaccard (KREBS, 1999) foi utilizado para analisar a similaridade das comunidades de mamíferos entre as matrizes.

A variável riqueza de espécies foi relacionada aos índices de estrutura e dinâmica da paisagem (Tabela 1) em um gráfico Biplot de análise de componentes principais (Gabriel 1971). A relação entre as variáveis independentes (i.e. proporção ocupada por cada classe de uso da terra (FLO, CANA e PASTO), densidade de drenagem (DREN), densidade de estradas (EST), proximidade entre fragmentos florestais (PROX), taxa anual de mudança (Q) e perfil da curva de mudança florestal (FCCP); Tabela 1) e as variáveis dependentes (riqueza de espécies e frequência de registros) foi analisada através da Análise de Regressão Linear Múltipla.

A curva de acúmulo foi feita através do *software* PAST (HAMMER, 1999). O teste de Mann-Whitney, a Análise de Variância e a Regressão Múltipla foram realizadas em ambiente R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2008). O gráfico Biplot foi realizado com apoio de uma macro desenvolvida para o Excel (LIPKOVICH; SMITH, 2002).

4 RESULTADOS

Foram registradas 19 espécies de mamíferos de médio e grande porte, pertencentes a nove famílias, das quais 17 ocorreram em matriz de cana-de-açúcar e 13 ocorreram em matriz de pasto (Tabela 2). Para a matriz cana-de-açúcar, as três espécies com maior frequência de registros foram *Procyon cancrivorus* (N = 31), *Dasybus novemcinctus* (N = 11) e *Mazama gouazoubira* (N = 9) (Figura 10), enquanto para a matriz pasto, as três espécies com maior frequência foram *P. cancrivorus* (N = 12), *Hydrochoerus hydrochaeris* (N = 9) e *Cerdocyon thous* (N = 7) (Figura 11). A espécie com maior frequência de registros total, somando as duas matrizes, foi *P. cancrivorus*, (N = 43), seguido pelas espécies *H. hydrochaeris* (N = 16), e *C. thous* (N = 15).

A similaridade da comunidade de espécies é de 57% entre as matrizes. As espécies *C. thous*, *Chrysocyon brachyurus*, *Conepatus semistriatus*, *Dasyprocta azarae*, *D. novemcinctus*, *H. hydrochaeris*, *Leopardus tigrinus*, *Lontra longicaudis*, *M. gouazoubira*, *Pecari tajacu* e *P. cancrivorus* foram detectadas em ambas as matrizes. Já as espécies *Eira barbara*, *Galictis cuja*, *Lycalopex vetulus*, *Mazama americana*, *Nasua nasua* e *Ozotocerus bezoarticus* foram registradas apenas na matriz de cana-de-açúcar, enquanto *Leopardus wiedii* e *Sylvilagus brasiliensis* apenas em pasto.

Tabela 2 - Lista de espécies registradas nos sítios de coleta e as frequências de registro para cada tipo de matriz

Ordem	Família	Espécies	Nome popular	Frequência de registros		Total de registros
				CANA	PASTO	
Artiodactyla	Cervidae	<i>Mazama americana</i>	Veado-mateiro	3	0	3
		<i>Mazama gouazoubira</i>	Veado-catingueiro	9	3	12
		<i>Ozotoceros bezoarticus</i>	Veado-campeiro	2	0	2
Carnívora	Tayassuidae	<i>Pecari tajacu</i>	Cateto	2	1	3
	Canidae	<i>Cerdocyon thous</i>	Cachorro-do-mato	5	3	8
		<i>Chrysocyon brachyurus</i>	Lobo-guará	8	7	15
		<i>Lycalopex vetulus</i>	Raposa	2	0	2
	Felidae	<i>Leopardus tigrinus</i>	Gato-do-mato-pequeno	1	2	3
		<i>Leopardus wiedii</i>	Gato-maracajá	0	1	1
	Mustelidae	<i>Conepatus semistriatus</i>	Jaritataca	3	3	6
		<i>Eira barbara</i>	Irara	4	0	4
		<i>Galictis cuja</i>	Furão	2	0	2
		<i>Lontra longicaudis</i>	Lontra	8	2	10
Cingulata	Procyonidae	<i>Nasua nasua</i>	Quati	2	0	2
		<i>Procyon cancrivorus</i>	Mão-pelada	31	12	43
Cingulata	Dasypodidae	<i>Dasypus novemcinctus</i>	Tatu-galinha	11	3	14
Lagomorpha	Leporidae	<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	Tapiti	0	1	1
Rodentia	Dasyproctidae	<i>Dasyprocta azarae</i>	Cutia	2	1	3
	Caviidae	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	Capivara	7	9	16

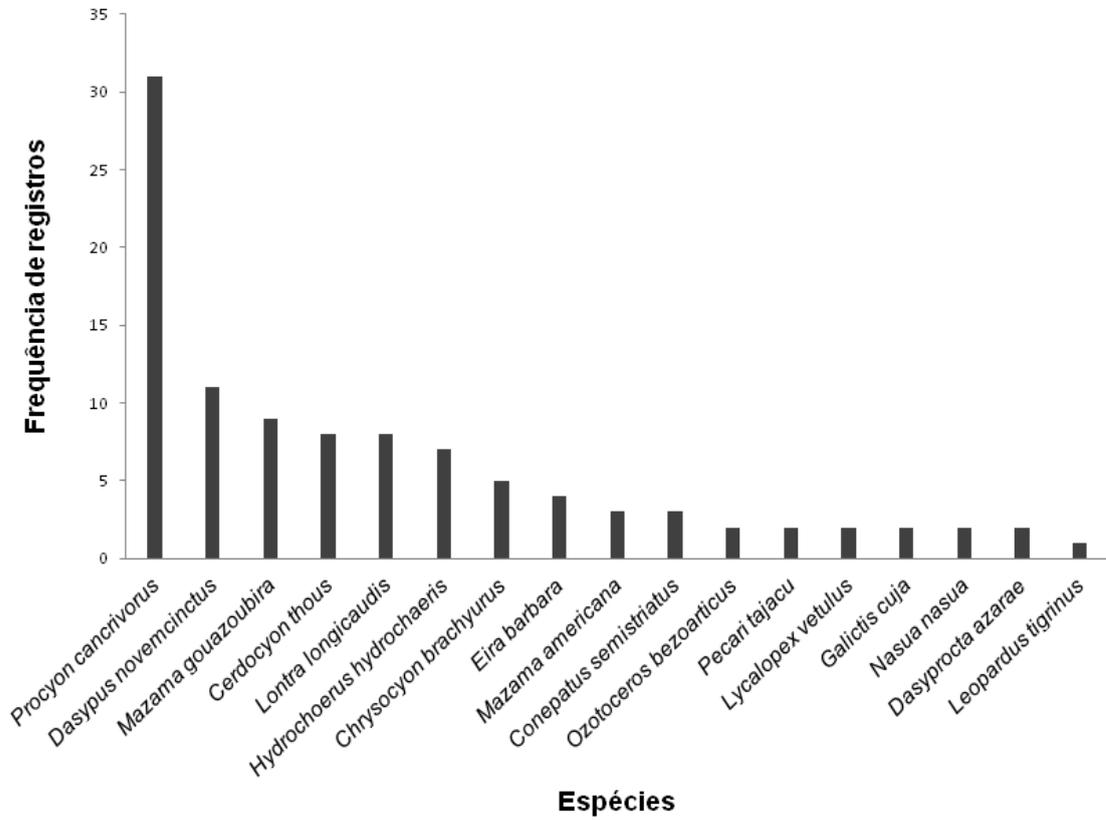


Figura 10 - Frequência de registros das espécies de mamíferos de médio e grande porte na matriz cana-de-açúcar

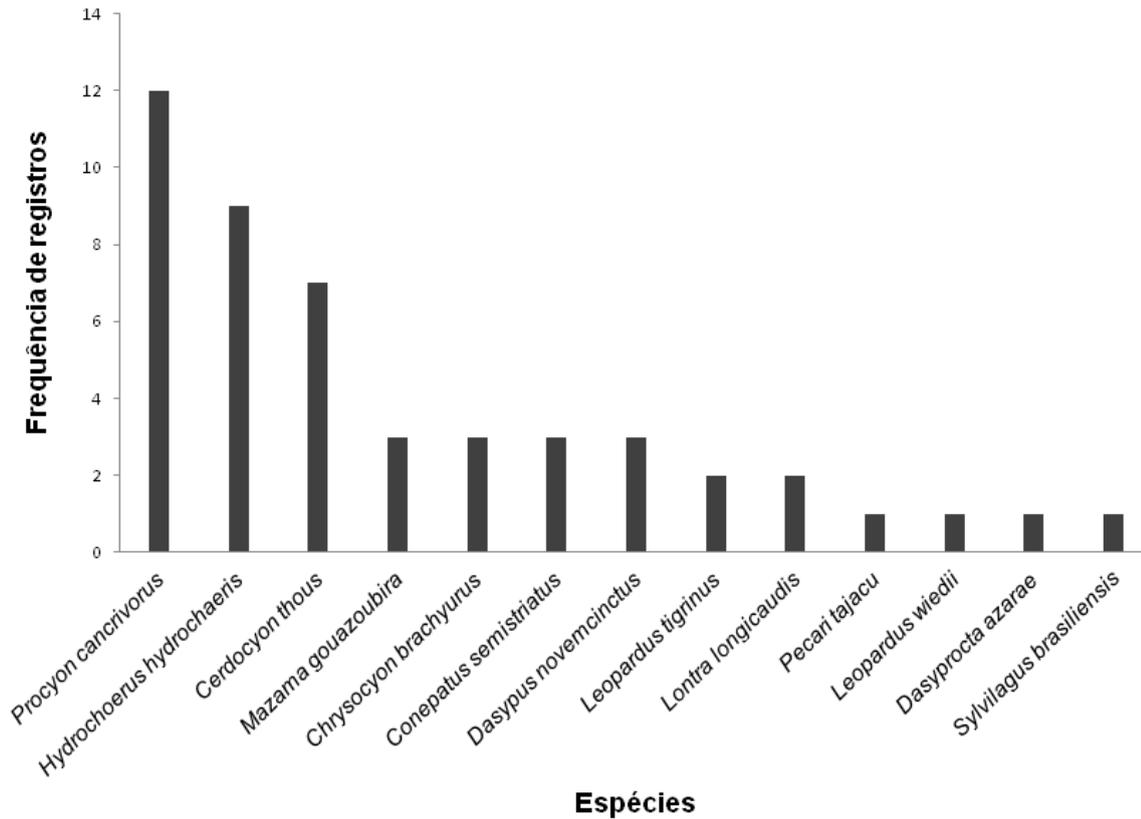


Figura 11 - Frequência de registros das espécies de mamíferos de médio e grande porte na matriz pasto

A riqueza entre as duas matrizes não diferiu estatisticamente ($U=18,50$; $p=0,34$) (Figura 12). Também não houve diferença significativa entre a riqueza das unidades de cada matriz ($U=4$; $p=0,8$) (Figura 13) e entre os sítios de coleta ($F=0,5425$; $p=0,4626$) (Tabela 3). A frequência de registros das espécies entre as matrizes não diferiu estatisticamente ($U=35$; $p=0,37$) (Figura 14). A mesma variável não apresentou diferença significativa entre as unidades das matrizes ($U=4$; $p=0,8$) (Figura 15).

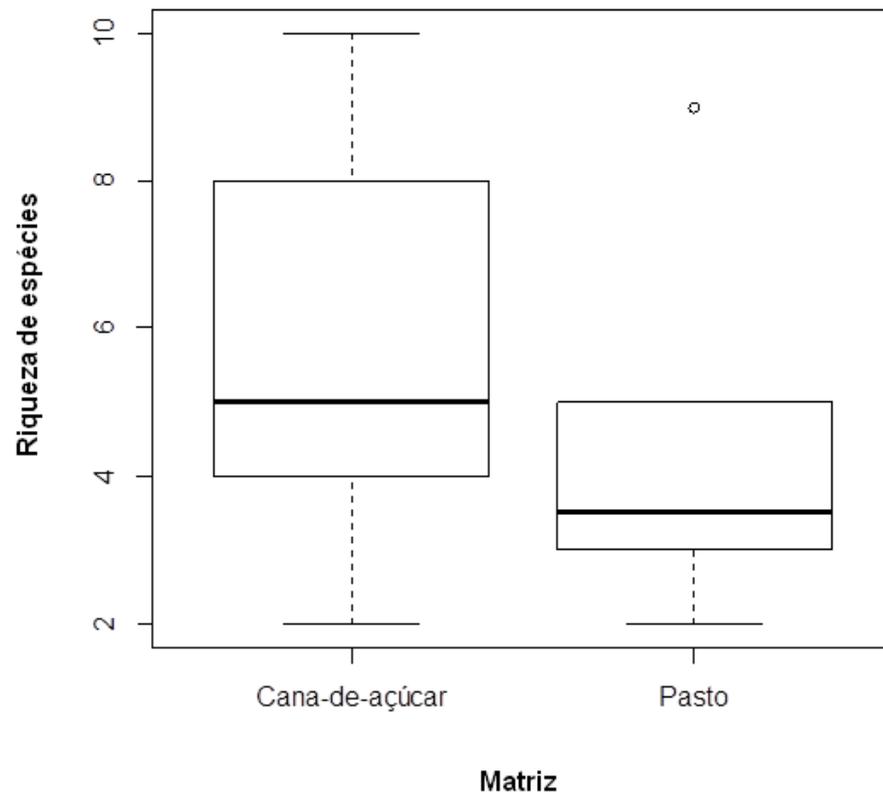


Figura 12 - Boxplot da riqueza de espécies nas matrizes de cana-de-açúcar e pasto

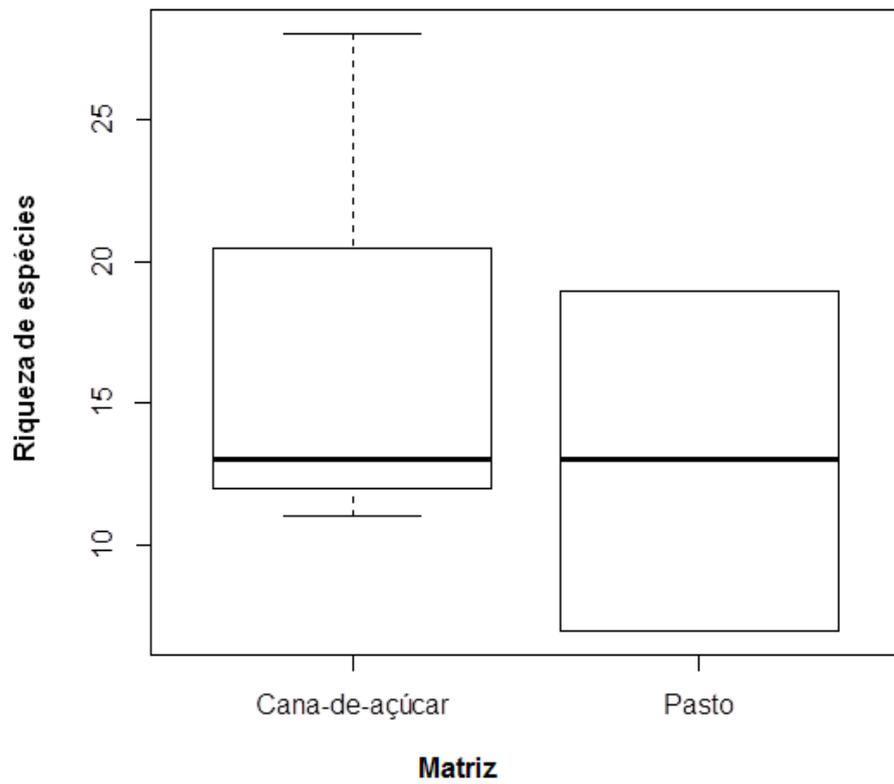


Figura 13 - Boxplot da riqueza de espécies nas unidades das matrizes de cana-de-açúcar e pasto

Tabela 3 - Resultado ANOVA para os sítios de coleta

	Df	Soma de quadrados	Quadrado médio	valor de F	p
Sítios	1	0,756	0,75571	0,5425	0,4626
Residual	148	206,184	1,39314		

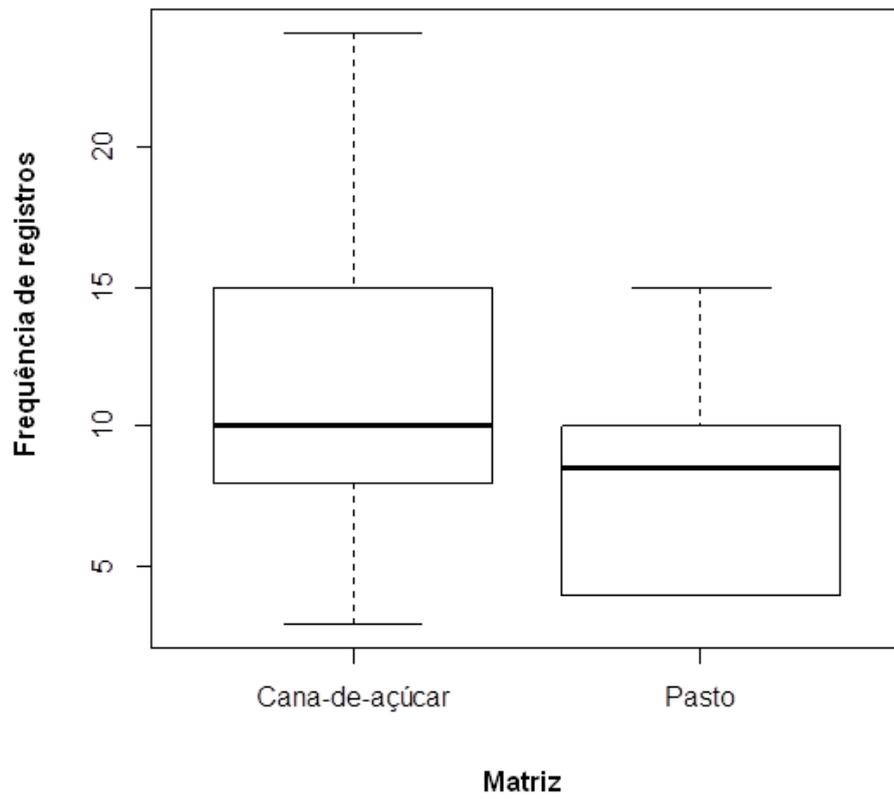


Figura 14 - Boxplot da frequência de registros das espécies nas matrizes de cana-de-açúcar e pasto

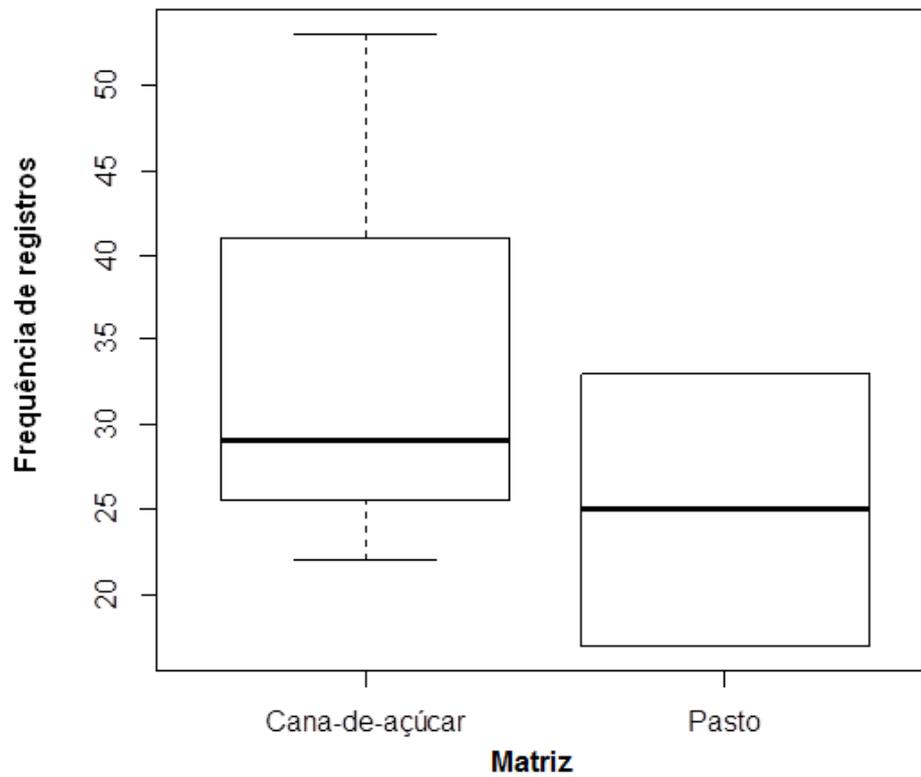


Figura 15 - Boxplot da frequência de registros das espécies nas unidades das matrizes de cana-de-açúcar e pasto

A curva de acúmulo de espécies indicou que o esforço amostral não foi suficiente para amostrar toda a comunidade de mamíferos possivelmente existente (Figura 16).

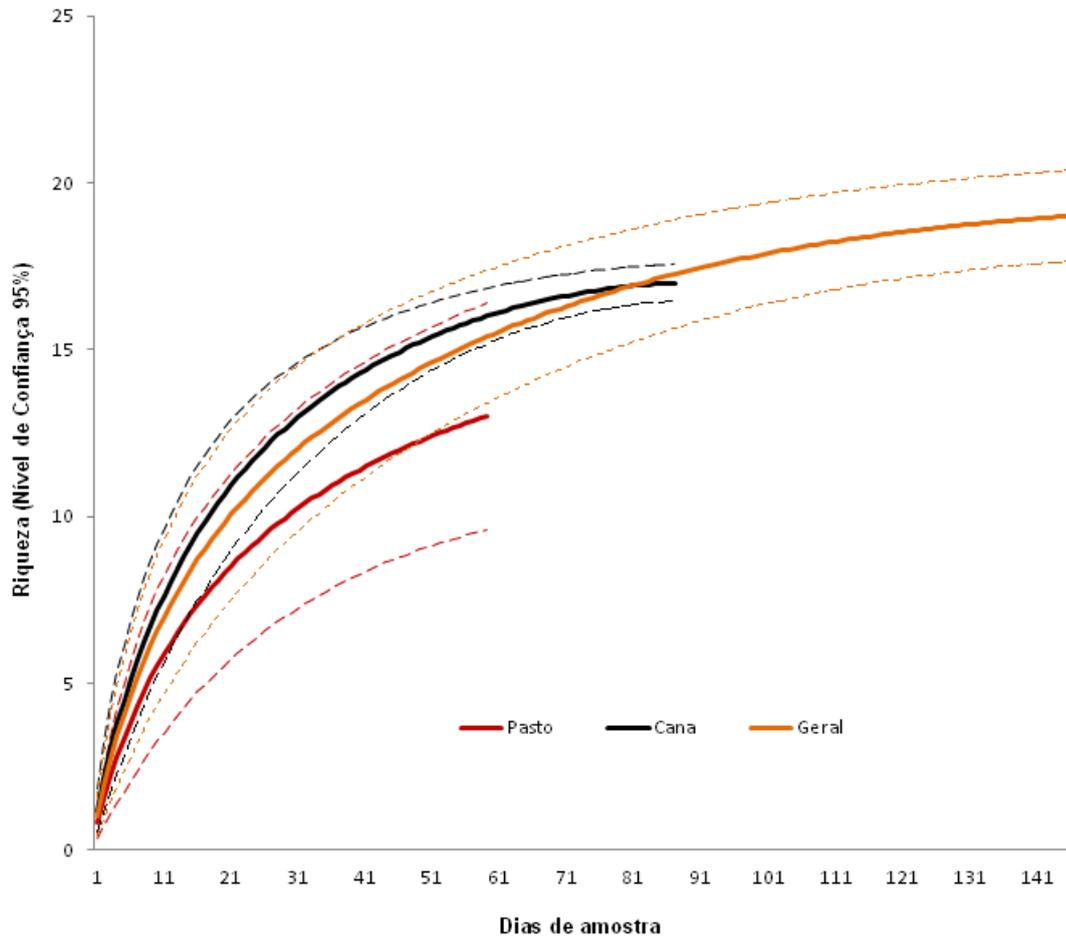


Figura 16 - Curva de acúmulo de espécies nas duas matrizes e geral

As relações entre riqueza de espécies e os índices de estrutura e dinâmica da paisagem, em quatro escalas de análise diferentes, podem ser visualizadas nas Figuras 17, 18, 19 e 20. Foi possível identificar que o *buffer* de 1000 metros foi o que melhor discriminou os sítios amostrais em relação às matrizes de pasto e cana-de-açúcar (Figura 19). Nota-se pela figura a relação positiva entre o aumento da variável riqueza e aumento das variáveis porcentagem de áreas florestais (FLO) e densidade de drenagem (DREN). Estas duas variáveis independentes também apresentam relação positiva entre si. A variável riqueza também possui relação positiva com as variáveis perfil da curva de mudança florestal (FCCP) e porcentagem de cana-de-açúcar (CANA). Em contrapartida, a riqueza não apresenta relação com a taxa anual de mudança (Q) e proximidade entre as áreas florestais

(PROX), variáveis que apresentam relação positiva entre si. Já as variáveis densidade de estradas (EST) e porcentagem de pasto (PASTO) mostram relação negativa com a riqueza, quando há aumento destas variáveis a riqueza diminui. Estas variáveis também apresentam relação positiva entre si. Entre a taxa anual de mudança (Q) e a proximidade das áreas florestais (PROX) também há relação positiva.

É possível verificar que há um padrão semelhante entre os pontos C1_1, C1_2, C3_4, C3_1 e C2_4 em relação à porcentagem de cana-de-açúcar (CANA) e perfil da curva de mudança florestal (FCCP), como também uma relação inversa com proximidade de áreas florestais (PROX) e taxa anual de mudança (Q). Os pontos C2_3, C3_2, C3_3 e C1_4 também são semelhantes, por conta da relação destes com as variáveis densidade de drenagem (DREN), porcentagem de áreas florestais (FLO) e riqueza. Já os pontos P1_3, P1_2, P2_2, P1_1 e P2_1 são semelhantes entre si pela relação inversa com a riqueza, porcentagem de áreas florestais (FLO) e densidade de drenagem (DREN). O ponto P1_4 é o único ponto que apresenta relação com a densidade de estradas (EST), proximidade de áreas florestais (PROX) e taxa anual de mudança (Q).

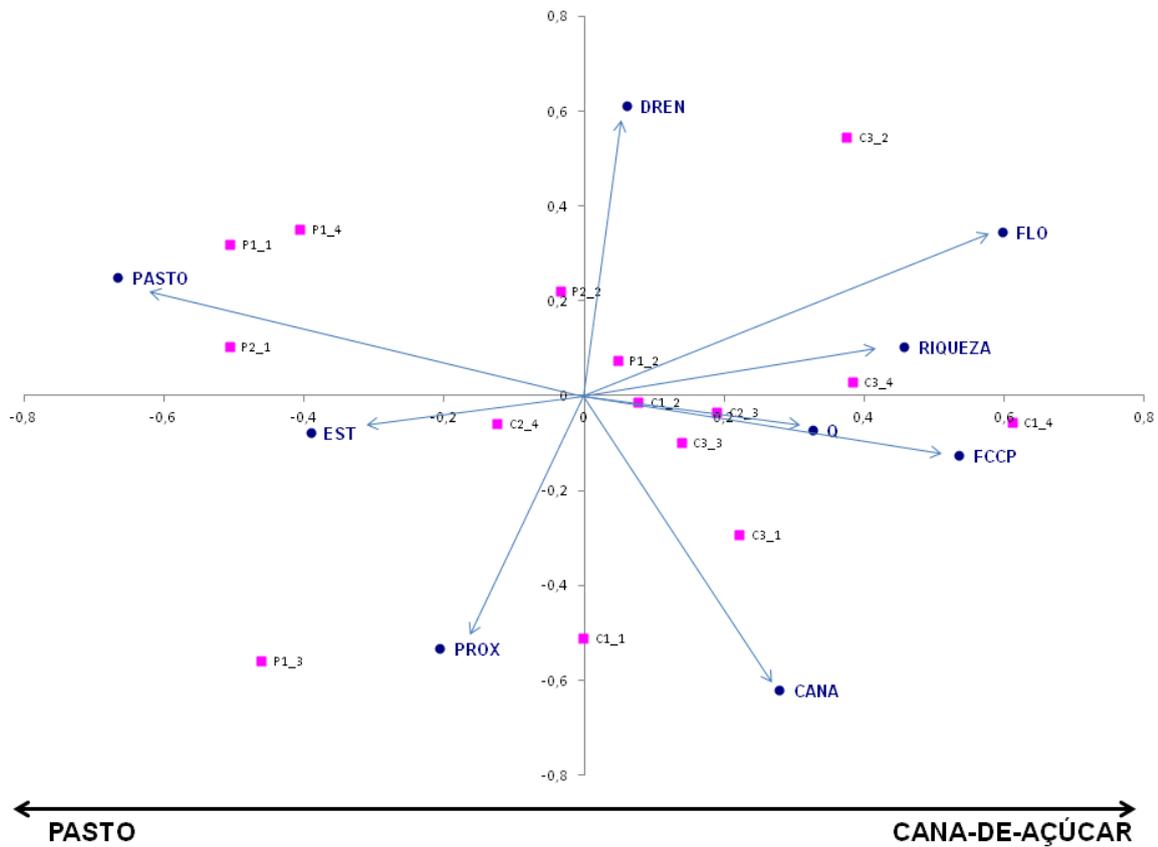


Figura 17 - Gráfico biplot de análise de componentes principais explicando a relação entre a variável riqueza em relação aos índices de estrutura e dinâmica da paisagem, em uma escala de 250 metros (proporção ocupada por cada classe de uso da terra (FLO, CANA e PASTO), densidade de drenagem (DREN), densidade de estradas (EST), proximidade entre fragmentos florestais (PROX), taxa anual de mudança (Q) e perfil da curva de mudança florestal (FCCP)). As siglas Cn_n e Pn_n referem-se aos sítios de coleta

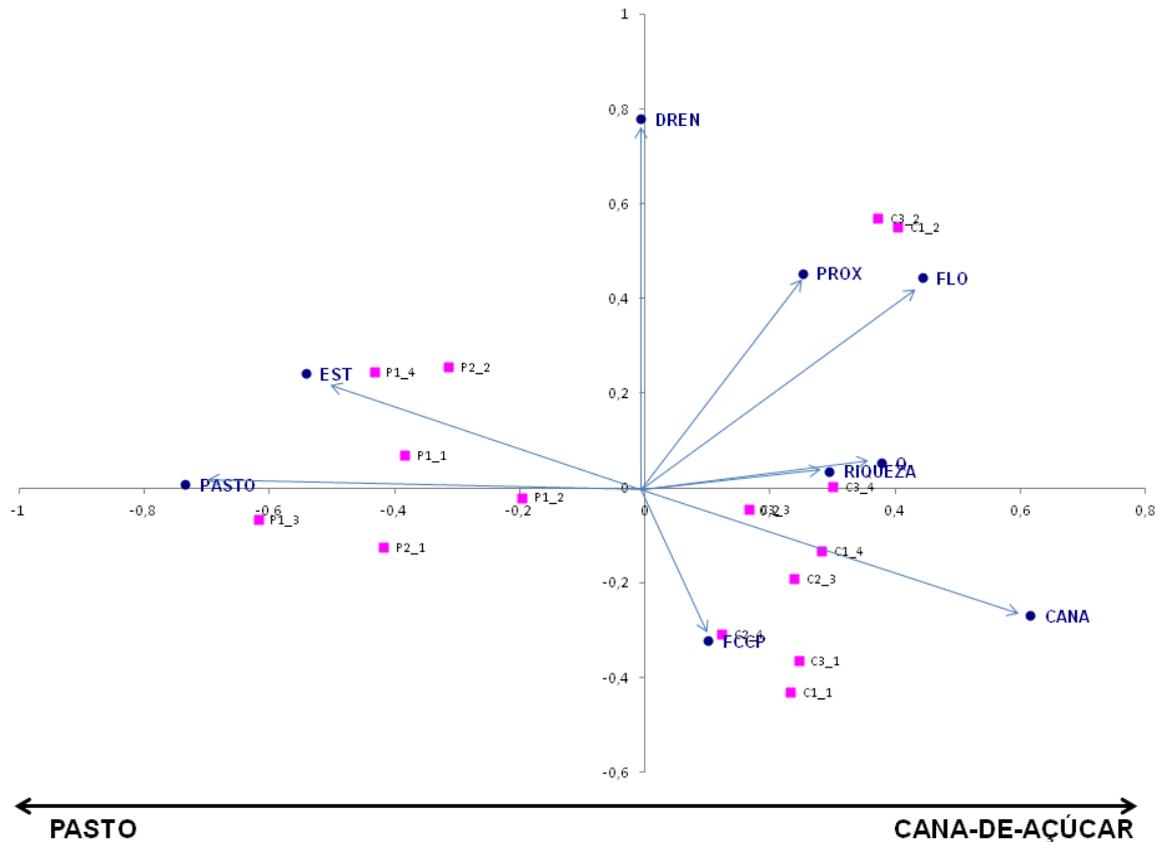


Figura 18 - Gráfico biplot de análise de componentes principais explicando a relação entre a variável riqueza em relação aos índices de estrutura e dinâmica da paisagem, em uma escala de 500 metros (proporção ocupada por cada classe de uso da terra (FLO, CANA e PASTO), densidade de drenagem (DREN), densidade de estradas (EST), proximidade entre fragmentos florestais (PROX), taxa anual de mudança (Q) e perfil da curva de mudança florestal (FCCP)). As siglas Cn_n e Pn_n referem-se aos sítios de coleta

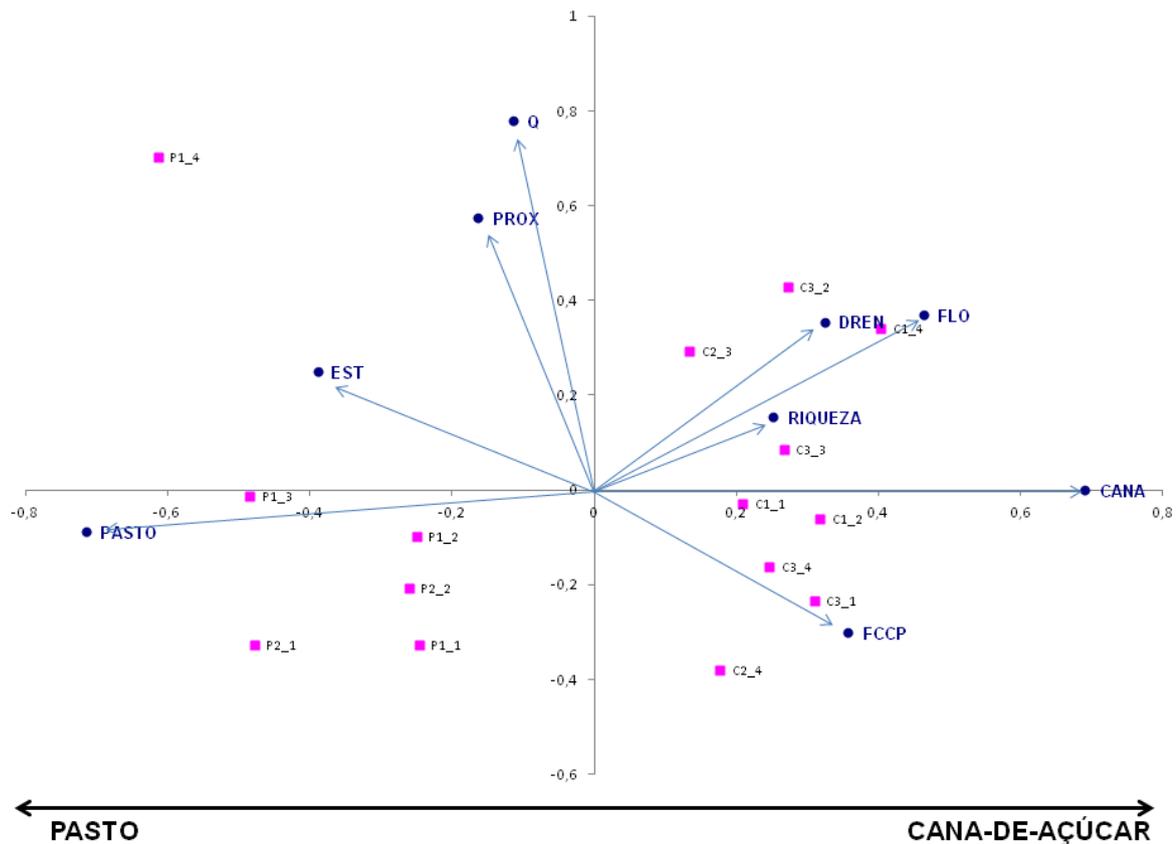


Figura 19 - Gráfico biplot de análise de componentes principais explicando a relação entre a variável riqueza em relação os índices de estrutura e dinâmica da paisagem, em uma escala de 1000 metros (proporção ocupada por cada classe de uso da terra (FLO, CANA e PASTO), densidade de drenagem (DREN), densidade de estradas (EST), proximidade entre fragmentos florestais (PROX), taxa anual de mudança (Q) e perfil da curva de mudança florestal (FCCP)). As siglas Cn_n e Pn_n referem-se aos sítios de coleta

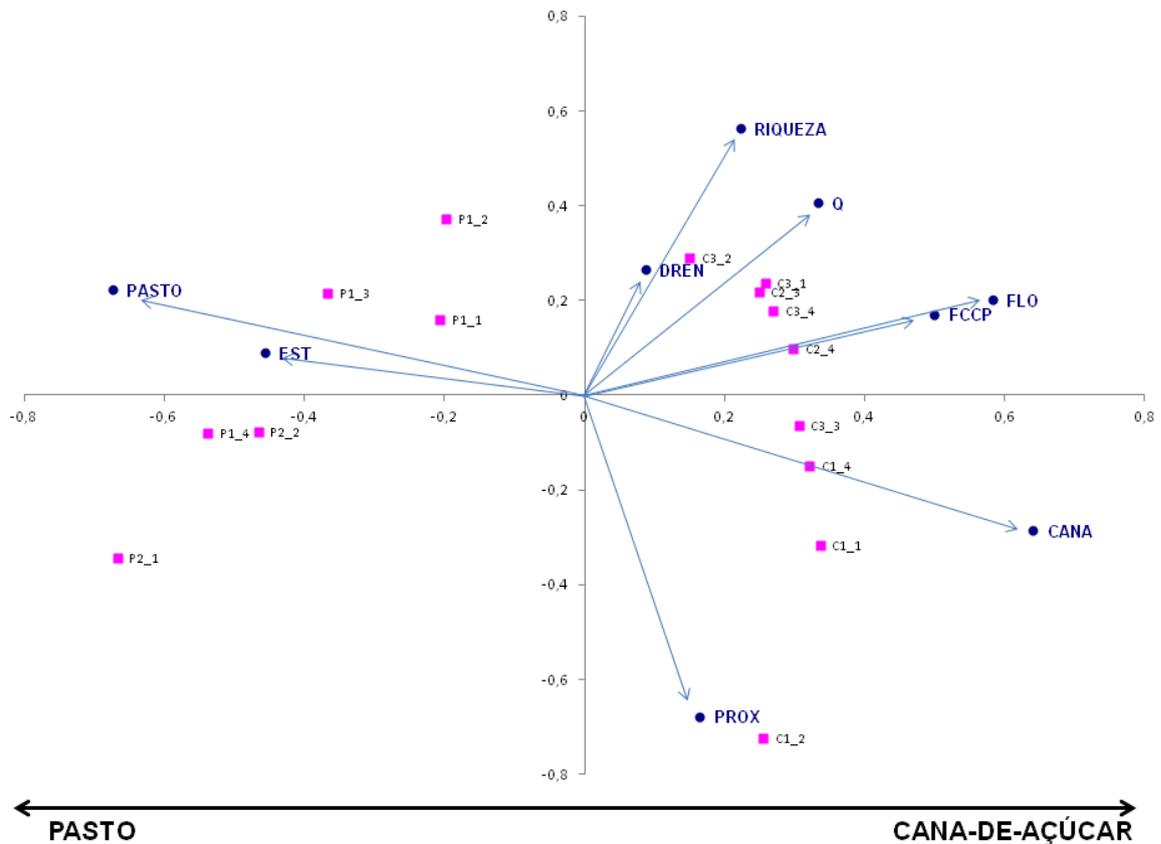


Figura 20 - Gráfico biplot de análise de componentes principais explicando a relação entre a variável riqueza em relação os índices de estrutura e dinâmica da paisagem, em uma escala de 2000 metros (proporção ocupada por cada classe de uso da terra (FLO, CANA e PASTO), densidade de drenagem (DREN), densidade de estradas (EST), proximidade entre fragmentos florestais (PROX), taxa anual de mudança (Q) e perfil da curva de mudança florestal (FCCP)). As siglas Cn_n e Pn_n referem-se aos sítios de coleta

Não houve relação significativa entre as variáveis independentes e a riqueza de espécies em ambas as matrizes ($F=0,25$; $p=0,96$) (Tabela 4).

Tabela 4 - Resultado da análise de regressão múltipla para riqueza de espécies (proporção ocupada por cada classe de uso da terra (FLO, CANA e PASTO), densidade de drenagem (DREN), densidade de estradas (EST), proximidade entre fragmentos florestais (PROX), taxa anual de mudança (Q) e perfil da curva de mudança florestal (FCCP))

Variáveis	Coeficiente	Erro padrão	valor de t	p
(Intercept)	-8,3663	12,1957	-0,686	0,518
Q	-98,5778	229,7726	-0,429	0,683
FCCP	-25,2175	28,8222	-0,875	0,415
FLO	16,8692	17,6460	0,956	0,376
CANA	10,8119	8,2094	1,317	0,236
PASTO	13,4407	9,0122	1,491	0,186
DREN	-9,6485	10,4059	-0,927	0,390
EST	2,6009	6,4684	0,402	0,702
PROX	0,8097	1,3382	0,605	0,567

Também não houve relação significativa entre as variáveis independentes e a frequência de registro das espécies em ambas as matrizes ($F= 0,379$, $p= 0,8975$) Tabela 5).

Tabela 5 - Resultado da análise de regressão múltipla para frequência de registros (proporção ocupada por cada classe de uso da terra (FLO, CANA e PASTO), densidade de drenagem (DREN), densidade de estradas (EST), proximidade entre fragmentos florestais (PROX), taxa anual de mudança (Q) e perfil da curva de mudança florestal (FCCP))

Variáveis	Coeficiente	Erro padrão	valor de t	p
(Intercept)	-2,02312	119,08198	-0,017	0,987
Q	-124,17207	343,27615	-0,362	0,730
FCCP	-54,82600	61,88893	-0,886	0,410
FLO	21,94347	115,18596	0,191	0,855
CANA	13,71647	127,19234	0,108	0,918
PASTO	10,32839	133,81655	0,077	0,941
DREN	0,05771	1,75863	0,033	0,975
EST	-0,32691	0,63307	-0,516	0,624
PROX	0,02457	0,02143	1,147	0,295

5 DISCUSSÃO

5.1 Esforço amostral

O esforço amostral realizado em ambas as matrizes não foi suficiente para a estabilização das curvas de acumulo de espécies, sugerindo que com o aumento do esforço tanto a riqueza, como frequência de registros das espécies poderia aumentar. Apesar disso, o estimador Jackknife retornou um número de espécies pouco superior ao que foi encontrado nas matrizes, tendo uma diferença de apenas uma espécie a mais para a cana-de-açúcar e seis para o pasto. Por conta disso, a curva de acumulo de espécies da matriz cana-de-açúcar se apresenta mais suavizada em relação à da matriz de pasto.

A diferença entre as curvas de acumulo de cada matriz pode ser pelo fato de não haver o mesmo número de sítios de coleta nas mesmas. Na matriz de pasto houve menor número de sítios, pois não foram encontrados mais riachos durante a checagem de campo, previamente à coleta de dados.

Outros pesquisadores, na mesma região deste estudo e em áreas semelhantes, encontraram maior número de espécies, utilizando a mesma metodologia, de busca ativa por vestígios, mas apresentando maior esforço amostral. Distribuídas em 10 fragmentos florestais, Martin (2007) amostrou 24 espécies, percorrendo 400 metros em trilhas, durante sete meses, totalizando 40 km amostrados. Por outro lado, Dotta e Verdade (2011) detectaram 25 espécies, na sub-bacia do rio Passa-Cinco, em áreas de pasto, cana-de-açúcar, eucalipto e floresta, durante 10 meses, percorrendo-se em média 3,3 km cada uma das 16 trilhas de coleta.

5.2 Riqueza de espécies e frequência de registros entre as matrizes

5.2.1 Aspectos biológicos

As características intrínsecas de cada espécie podem explicar a presença destas nos ambientes amostrados, por isso os aspectos biológicos das mesmas serão discutidos a seguir.

Ordem Artiodactyla

A espécie *M. americana* ocorre desde o sul do México até o norte da Argentina, sendo um cervídeo de ampla distribuição pelo Brasil (EMMONS; FEER,

1997), vivendo solitário ou em casais (BORGES; TOMÁS, 2004; MAMEDE; ALHO, 2008). Sua dieta é à base de vegetais, como gramíneas, frutos e flores (BRANAN; WERKHOVEN; MARCHINTON, 1985), sendo um herbívoro ruminante, encontrado preferencialmente em matas densas e cerradões, evitando áreas abertas (BORGES; TOMÁS, 2004; MAMEDE; ALHO, 2008). Este comportamento pode ser um indício da espécie não ter sido amostrada em áreas de pastagem, embora já tenha sido detectada na região nesta matriz (DOTTA; VERDADE, 2011). As duas maiores ameaças a este cervídeo são a caça e a perda de hábitat (MAMEDE; ALHO, 2008), podendo ser a última um dos motivos de seu baixo registro na área, pois esta é muito degradada. A ecologia deste animal é pouco conhecida e seu status de conservação é considerado como vulnerável no Estado de São Paulo (BRESSAN; KIERULFF; SUGIEDA, 2009).

M. gouazoubira é um cervídeo que possui distribuição um pouco menos ampla, ocorrendo na América Central e do Sul (EMMONS; FEER, 1997). Vive solitário ou aos pares (BORGES; TOMÁS, 2004), podendo ser avistado em qualquer período do dia (MAMEDE; ALHO, 2008). Alimenta-se de vegetais, como plantas de sub-bosque (STALLINGS, 1984), e é encontrada tanto em áreas florestais, como abertas (BORGES; TOMÁS, 2004; MAMEDE; ALHO, 2008), o que provavelmente explica sua presença em ambas as matrizes estudadas neste estudo e, anteriormente, por Dotta; Verdade (2011). Na mesma área, esta espécie não foi amostrada em fragmentos florestais (MARTIN, 2007). Sua ecologia também é pouco conhecida e sua ameaça à extinção é considerada de baixo risco no Estado de São Paulo (BRESSAN; KIERULFF; SUGIEDA, 2009) e no mundo (IUCN, 2011). Entretanto, sofre ameaça pela caça e perda de hábitat (MAMEDE; ALHO, 2008).

Outro cervídeo amostrado foi *O. bezoarticus*, que pode ser encontrado na América do Sul (GONZÁLEZ; ÁLVAREZ-VALIN; MALDONADO, 2002), tendo preferência por áreas abertas, evitando áreas florestais, ocupando até mesmo locais antropizados, como monoculturas (BORGES; TOMÁS, 2004; MAMEDE; ALHO, 2008). Este fato pode estar atrelado ao registro deste animal em áreas de cana-de-açúcar pelo presente estudo, tendo sido o primeiro registro até hoje na região. Esta espécie vive em casais ou grupos, de 3 a 16 indivíduos, consumidores de gramíneas e arbustos (BORGES; TOMÁS, 2004; MAMEDE; ALHO, 2008), e é considerada como criticamente em perigo de extinção no Estado de São Paulo (BRESSAN; KIERULFF; SUGIEDA, 2009) e quase ameaçada mundialmente (IUCN, 2011).

Ainda na ordem Artiodactyla, a única espécie registrada da família Tayassuidae foi *P. tajacu*, com ampla distribuição desde o sul dos Estados Unidos até o norte da Argentina, ocorrendo em praticamente todo o Brasil (EMMONS; FEER, 1997; IUCN, 2011), em simpatria com a espécie *Tayassu pecari* (TIEPOLO; TOMÁS, 2006), que já foi detectada na região (MARTIN, 2007). Vive em grupos de até 50 indivíduos, ativos tanto durante o dia, como à noite (MAMEDE; ALHO, 2008). São onívoros, consumidores de vegetais, como frutos, raízes e tubérculos, e animais, como invertebrados, e possuem hábito de revolver o solo em busca de alimento (TIEPOLO; TOMÁS, 2006; MAMEDE; ALHO, 2008). Podem ser encontrados em áreas florestais e abertas, sofrendo forte pressão de caça e perda de hábitat (TIEPOLO; TOMÁS, 2006; MAMEDE; ALHO, 2008). Neste estudo, foi detectado em ambas as matrizes, não tendo sido amostrada anteriormente na região. No Estado de São Paulo tem seus status de conservação considerado como quase ameaçado de extinção (BRESSAN; KIERULFF; SUGIEDA, 2009), classificado como fora de perigo mundialmente (IUCN, 2011).

Ordem Carnívora

O *C. thous* é um canídeo que ocorre somente na América do Sul (EMMONS; FEER, 1997), muito comum em vários biomas brasileiros, como a Mata Atlântica (LYRA-JORGE; CIOCHETI; PIVELLO, 2008; ESPARTOSA, 2009; FERRAZ et al., 2010; DOTTA; VERDADE, 2011; LACÔRTE, 2011). É uma espécie onívora, com vasta dieta alimentar, incluindo itens vegetais, como frutos, e animais, como pequenos roedores (ROCHA; REIS; SEKIAMA, 2004), com atividade maior em período crepuscular e noturno (BORGES; TOMÁS, 2004). Pode ser encontrado em áreas abertas e também florestais, até mesmo utilizando matrizes agrícolas (FERRAZ et al., 2010; DOTTA; VERDADE, 2011), e por conta disso, foi possível detectá-lo tanto em matriz de cana-de-açúcar, como de pasto. Possui hábito solitário, mas também pode ser visto em casais ou pequenos grupos familiares, de 2 a 3 indivíduos (BORGES; TOMÁS, 2004; MAMEDE; ALHO, 2008). Apesar de ser uma espécie considerada como não ameaçada (BRESSAN; KIERULFF; SUGIEDA, 2009; IUCN, 2011), sofre forte impacto pela perda de indivíduos por atropelamentos (MELO; SANTOS-FILHO, 2007; COELHO; KINDEL; COELHO, 2008).

Com distribuição limitada a alguns locais da América do Sul, ocorrendo em grande parte do Brasil (EMMONS; FEER, 1997; CHEIDA et al., 2006), *C. brachyurus*

é encontrado em ambientes florestais e abertos (BORGES; TOMÁS, 2004; MAMEDE; ALHO, 2008), fato corroborado por este estudo, que detectou este animal tanto em áreas de cana-de-açúcar, como de pasto, em riachos com e sem mata ciliar. Já tinha sido registrado na região por Dotta; Verdade (2011), nas mesmas matrizes, bem como em silviculturas e florestas nativas. Martin (2007) constatou que esta espécie utiliza fragmentos de menor qualidade, o que pode mostrar sua adaptação a ambientes alterados. Apresenta hábito solitário e arredo (MAMEDE; ALHO, 2008), classificado como onívoro, tendo dieta diversificada, composta por frutos, preferencialmente de lobeira (*Solanum lycocarpum*), tido como importante dispersor de sementes (MOTTA-JUNIOR; MARTINS, 2002), alimentando-se ainda de vertebrados de pequeno e médio porte e insetos (JUAREZ; MARINHO-FILHO, 2002; JACOMO; SILVEIRA; DINIZ-FILHO, 2004; CHEIDA et al., 2006). Tem sua maior atividade no período crepuscular e noturno (MAMEDE; ALHO, 2008), sendo as maiores ameaças para a espécie, a qual está considerada como vulnerável para a região (BRESSAN; KIERULFF; SUGIEDA, 2009) e quase ameaçada mundialmente (IUCN, 2011), os atropelamentos e perda de habitat (SILVEIRA, 1999; CHEIDA et al., 2006; MAMEDE; ALHO, 2008).

Outro canídeo amostrado foi *L. vetulus*, espécie endêmica do Brasil, presente nos Estados de Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Maranhão, Piauí, Tocantins, Goiás, Bahia, Minas Gerais, São Paulo e Paraná (CHEIDA et al., 2006; ROCHA; DALPONTE, 2006; MIRANDA; RIOS; PASSOS, 2008; OLIVEIRA; CÂMARA; OLIVEIRA, 2009), em áreas abertas ou florestais (MAMEDE; ALHO, 2008). Foi detectada por este estudo apenas em matriz de cana-de-açúcar e por Martin (2007) em fragmentos florestais, de maior e menor qualidade, na região. Possui hábito alimentar onívoro, consumindo pequenos mamíferos e répteis, bem como frutos e cupins (DALPONTE; LIMA, 1999; BORGES; TOMÁS, 2004), com maior atividade à noite, sendo de difícil detecção (MAMEDE; ALHO, 2008), o que pode explicar a baixa frequência de registros neste estudo. Sofre ameaça pela perda de habitat e de indivíduos por atropelamentos (CUNHA; MOREIRA; SILVA, 2010), estando vulnerável à extinção no Estado de São Paulo (BRESSAN; KIERULFF; SUGIEDA, 2009).

Um dos felinos amostrados foi *L. tigrinus*, de ocorrência restrita tanto na América Central, como na América do Sul, presente na Mata Atlântica (EMMONS; FEER, 1997), considerada a menor espécie da família no Brasil (CHEIDA et al.,

2006). Tem maior atividade no período noturno (Mamede e Alho 2008), apresentando hábito solitário (CHEIDA et al., 2006), e se alimenta apenas de animais, como aves, lagartos e mamíferos de médio porte, como o tapiti (*S. brasiliensis*), e pequeno porte (WANG, 2002). Pode ser encontrado tanto em ambientes florestais, como abertos (MAMEDE; ALHO, 2008), informação confirmada pelo presente estudo, tendo amostrado a espécie em cana-de-açúcar e pasto. As maiores ameaças a este animal são caça e perda de hábitat (MAMEDE; ALHO, 2008), sendo considerado como vulnerável, tanto na região do estudo (BRESSAN; KIERULFF; SUGIEDA, 2009), como no mundo (IUCN, 2011).

L. wiedii é um felino com distribuição desde o sul do México até o Uruguai e Argentina, ocupando praticamente todos os biomas brasileiros (EMMONS; FEER, 1997), sendo mais restrito a ambientes florestais (CHEIDA et al., 2006). Apesar disso, não foi registrada por Martin (2007), em fragmentos de mata da região, tendo sido amostrada apenas uma vez em matriz de pasto pelo presente estudo. Ameaçado pela perda de habitats e pela caça, está em perigo de extinção em São Paulo (BRESSAN; KIERULFF; SUGIEDA, 2009) e mundialmente (IUCN, 2011). Alimenta-se basicamente de animais, como pequenos mamíferos, aves e répteis (WANG, 2002), sendo um predador oportunista (ROCHA-MENDES; BIANCONI, 2009), apresentando maior atividade no período noturno e de hábito solitário (VANDERHOFF et al., 2011) e arborícola (MAMEDE; ALHO, 2008).

Outra família de carnívoros amostrada foi Mustelidae, e um de seus representantes detectados foi *C. semistriatus*, que apresenta distribuição tanto na América Central, como na América do Sul, ocorrendo no Brasil, em biomas como Caatinga, Cerrado e Mata Atlântica (EMMONS; FEER, 1997; BORGES; TOMÁS, 2004). No presente estudo foi amostrado em ambas as matrizes e por Martin (2007) em fragmentos de menor qualidade da região, o que pode mostrar sua tolerância a alterações do habitat. De alimentação diversificada, é um animal onívoro, consumidor de frutos e invertebrados, bem como aves e ovos, de hábito solitário, ativo em período crepuscular e noturno (MAMEDE; ALHO, 2008). É ameaçado por perda de indivíduos em atropelamentos (CHEREM et al., 2007; COELHO; KINDEL; COELHO, 2008), apesar de ser classificado como fora de perigo tanto na região, como mundialmente (BRESSAN; KIERULFF; SUGIEDA, 2009; IUCN, 2011).

E. barbara foi outro mustelídeo detectado, que possui ocorrência na América Central e Sul, desde o sul do México até o norte da Argentina, sendo amplamente

distribuída pelo Brasil (EMMONS; FEER, 1997). Espécie onívora, com itens alimentares como frutos e pequenos vertebrados (TIRELLI, 2010), apresenta hábito solitário, mas pode ser encontrada aos pares (BORGES; TOMÁS, 2004). Com atividade tanto diurna, como noturna, ocorre preferencialmente em ambientes florestais, podendo ser vista em áreas abertas (BORGES; TOMÁS, 2004; MAMEDE; ALHO, 2008). Neste estudo foi detectada somente em áreas com mata no entorno. Está ameaçada pela perda de hábitat, caça (MAMEDE; ALHO, 2008) e atropelamentos (CHEREM et al., 2007; GUMIER-COSTA; SPERBER, 2009), embora seja classificada como sem perigo de extinção (BRESSAN; KIERULFF; SUGIEDA, 2009; IUCN, 2011).

Com distribuição restrita à América do Sul, ocorrendo no Peru, Bolívia, Paraguai, Brasil e Argentina, *G. cuja* está presente em vários biomas brasileiros (EMMONS; FEER, 1997), tanto em florestas, como em áreas abertas (MAMEDE; ALHO, 2008). Apesar disso, não foi registrada em matriz de pasto, apenas nas áreas de cana-de-açúcar, como detectado também por Dotta; Verdade (2011). Possui hábito solitário, mas pode ser encontrado em casais ou em grupo, e alimenta-se de pequenos vertebrados, como roedores, sendo seu período de maior atividade o noturno (MAMEDE; ALHO, 2008). A maior ameaça à espécie é a alteração de habitats e, conseqüentemente, perda deste (MAMEDE; ALHO, 2008), ainda que não seja considerada como em perigo de extinção regional (BRESSAN; KIERULFF; SUGIEDA, 2009) e mundialmente (IUCN, 2011).

A espécie *L. longicaudis*, é um mustelídeo que ocorre desde o norte do México até o sul do Uruguai, presente em quase todo o Brasil (EMMONS; FEER, 1997). Possui hábito semi-aquático, é solitário e territorialista (MAMEDE; ALHO, 2008). No presente estudo, esta espécie foi amostrada em ambas as matrizes, tendo sido frequente, provavelmente, por conta das coletas terem sido realizadas em riachos, ao contrário de Dotta; Verdade (2011), que só a registraram em áreas de pasto. Por Martin (2007) foi detectada em fragmentos de menor qualidade, fato que pode revelar certa tolerância da espécie à ambientes alterados. São animais que consomem vertebrados e invertebrados, tendo peixes como sua base alimentar (KASPER et al., 2004). Sofre ameaças pela perda de indivíduos por atropelamentos (COELHO; KINDEL; COELHO, 2008), caça predatória (MAMEDE; ALHO, 2008), além de perda de habitat, como destruição de matas ciliares e contaminação de

cursos d'água (CHEIDA et al., 2006). É considerada como quase ameaçada de extinção no Estado de São Paulo (BRESSAN; KIERULFF; SUGIEDA, 2009).

Uma das famílias de carnívoros amostrada foi Procyonidae, da qual uma das espécies registrada foi *N. nasua*, que apresenta distribuição restrita à América do Sul, presente em vários biomas brasileiros (EMMONS; FEER, 1997). São animais terrestres e arborícolas (BEISIEGEL, 2001), de maior atividade durante o dia, vivendo em grupos de até 30 indivíduos (CHEIDA et al., 2006). Possuem dieta generalista, consumindo vegetais, vertebrados e invertebrados (ALVES-COSTA; FONSECA; CHRISTÓFARO, 2004), tendo papel importante de dispersores de sementes (ALVES-COSTA; ETEROVICK, 2007). Estes ocupam áreas florestais, como matas ciliares, e raramente são vistos em ambientes abertos (MAMEDE; ALHO, 2008). O último aspecto citado pode explicar o registro da espécie na área de estudo somente em matriz de cana-de-açúcar, como também visto por Dotta; Verdade (2011), tendo sido detectada em fragmentos florestais com maior e menor qualidade na região (MARTIN, 2007). São abundantes, apesar do baixo registro por este estudo na área, e estão fora de perigo no Estado de São Paulo (BRESSAN; KIERULFF; SUGIEDA, 2009). Entretanto, sofrem ameaças por conta da caça, perda de habitat (MAMEDE; ALHO, 2008), bem como por atropelamentos (MELO; SANTOS-FILHO, 2007; GUMIER-COSTA; SPERBER, 2009).

A segunda espécie desta família, amostrada neste estudo, foi *P. cancrivorus*, que ocorre tanto na América Central, como na América do Sul, com ampla distribuição por todo Brasil (EMMONS; FEER, 1997). Pode ser encontrada em diversos ambientes, florestais e abertos, utilizando frequentemente áreas próximas a corpos d'água (CHEIDA et al., 2006). Estas características comprovam a maior frequência de registros, entre todas as espécies detectadas neste estudo, tanto em matrizes de cana-de-açúcar, como de pasto. Dotta; Verdade (2011) também a detectaram em ambas as matrizes e Martin (2007) em fragmentos florestais de todas as qualidades, na região. Este animal tem dieta muito generalista, consumindo vertebrados, como peixes e répteis, invertebrados, como moluscos, e vegetais (GATTI et al., 2006). Uma das maiores ameaças a espécie é a morte por atropelamento (VIEIRA, 1996; CHEREM et al., 2007; MELO; SANTOS-FILHO, 2007; COELHO; KINDEL; COELHO, 2008), apesar de estar classificada como fora de perigo para a região amostrada (BRESSAN; KIERULFF; SUGIEDA, 2009).

Ordem Cingulata

O único animal registrado desta ordem, sendo seu representante de maior distribuição (MEDRI; MOURÃO; RODRIGUES, 2006), pertencente à família Dasypodidae, foi *D. novemcinctus*, que ocorre desde o sul dos Estados Unidos até a Argentina, presente em todo o Brasil (EMMONS; FEER, 1997; IUCN, 2011). Pode ser encontrado em todos os tipos de formações vegetais, tanto florestais, como áreas abertas (BORGES; TOMÁS, 2004). Possui dieta diversificada, classificado como onívoro, tendo em sua alimentação itens como invertebrados, pequenos vertebrados e raízes (ANACLETO, 2006; MAMEDE; ALHO, 2008). Esta espécie sofre muita ameaça pela pressão de caça (CULLEN Jr; BODMER; VALLADARES-PÁDUA, 2000; MAMEDE; ALHO, 2008), embora seja classificada regional e mundialmente como fora de perigo à extinção (BRESSAN; KIERULFF; SUGIEDA, 2009, IUCN, 2011). Assim como Dotta; Verdade (2011), esta espécie foi registrada tanto em matriz de cana-de-açúcar, como em pasto, sendo mais frequente na primeira. Também foi possível detectá-la em fragmentos florestais da região (MARTIN, 2007).

Ordem Lagomorpha

S. brasiliensis ocorre na América Central e América do Sul, presente em vários biomas nacionais (EMMONS; FEER, 1997). É uma espécie herbívora, consumidora de folhas, raízes, frutos e sementes, sendo animais típicos de áreas de transição entre florestas e áreas abertas, ou mesmo bordas de cursos d'água (BORGES; TOMÁS, 2004; REIS et al., 2006), fator este que pode explicar o registro desta espécie na área, por conta da metodologia utilizada, apesar de ter apresentado baixa frequência. Este animal já tinha sido amostrado na região, em matrizes de cana-de-açúcar, pasto, silvicultura e fragmentos florestais (MARTIN, 2007; DOTTA; VERDADE, 2011). Tem atividade maior no período noturno (REIS et al., 2006; MAMEDE; ALHO, 2008), mas pode ser vista também nas primeiras horas da manhã. Não está em perigo de extinção, nem para a região do estudo (BRESSAN; KIERULFF; SUGIEDA, 2009), nem mundialmente (IUCN, 2011), mas sofre ameaçadas pela perda de habitat e caça, muitas vezes pelo fato de se alimentar de lavouras (FREITAS; SILVA, 2005).

Ordem Rodentia

Uma das espécies amostradas, desta ordem, foi *D. azarae*, pertencente à família Caviidae, com distribuição limitada à América do Sul, ocorrendo apenas no Brasil, Argentina e Paraguai (IUCN, 2011). Presente tanto em habitats florestais, como áreas abertas, associada a corpos d'água (OLIVEIRA; BONVICINO, 2006), característica que pode explicar seu registro em ambas as matrizes, através da metodologia deste estudo. Ao contrário, Dotta; Verdade (2011) não a amostraram em áreas de pastagem, apenas cana-de-açúcar, bem como Martin (2007), que não obteve nenhum registro desta em seu estudo. Este animal tem alimentação à base de raízes, frutos, sementes e flores, podendo viver em casais ou solitário (BORGES; TOMÁS, 2004; MAMEDE; ALHO, 2008). Devido ao fato de armazenar sementes no solo é considerada como boa dispersora de sementes (ALMEIDA; GALETTI, 2007). Apesar de sofrer ameaça pela perda de habitat (MAMEDE; ALHO, 2008) e pressão de caça, esta espécie é considerada sem risco de extinção para São Paulo (BRESSAN; KIERULFF; SUGIEDA, 2009).

Outra espécie registrada é *H. hydrochaeris*, maior roedor vivente (OLIVEIRA; BONVICINO, 2006), com ocorrência nas Américas Central e Sul (EMMONS; FEER, 1997). É um herbívoro não ruminante, que vive em grupos de variados tamanhos (BORGES; TOMÁS, 2004; MAMEDE; ALHO, 2008). No Brasil está presente em todos os biomas, sendo detectada tanto em ambientes florestais, como áreas abertas, vista normalmente próxima a rios e lagoas (OLIVEIRA; BONVICINO, 2006). Já foi registrada na bacia do rio Piracicaba, próxima à área do presente estudo, em corpos d'água rodeados por matrizes de pasto e cana-de-açúcar (FERRAZ et al., 2009). Estas informações dão suporte ao registro desta espécie em ambas as matrizes da área de estudo. Embora seja muito abundante em alguns locais de ocorrência (ALHO; RONDON, 1987; VERDADE; FERRAZ, 2006), o que, por enquanto, a protege de estar ameaçada de extinção na região (BRESSAN; KIERULFF; SUGIEDA, 2009), sofre forte pressão de caça (VARGAS et al., 2007), principalmente quando habita áreas antropizadas.

5.2.2 Comunidade das matrizes e categorias tróficas

Tanto a riqueza de espécies, como a frequência de registros de mamíferos de médio e grande porte da bacia do rio Corumbataí não diferiram estatisticamente entre as matrizes de cana-de-açúcar e pasto. Resultado semelhante pôde ser visto

em áreas de cultivo de café e pastagens (DAILY et al., 2003). A riqueza amostrada foi similar a estudos realizados na mesma área (DOTTA; VERDADE, 2011; MARTIN, 2007) e em outras regiões de Mata Atlântica de interior (CHIARELLO, 2000a; TALAMONI; MOTTA-JUNIOR; DIAS, 2000; SILVEIRA, 2005; NEGRÃO; VALLADARES-PÁDUA, 2006; PRADO; ROCHA; GIUDICE, 2008; LYRA-JORGE; CIOCHETI; PIVELLO, 2008; CAMPOS, 2009; LACÔRTE, 2011). A Tabela 6 apresenta a comparação, em relação à riqueza, entre os resultados obtidos no presente estudo e nos estudos supracitados.

Tabela 6 - Comparação entre a riqueza do presente estudo e outros trabalhos realizados em áreas alteradas (Eu= Silvicultura de Eucalipto; Fr= Fragmento de Floresta Atlântica; FCe= Fragmento de Cerrado; FFe= Fragmento de Floresta Estacional Semidecídua; FFo= Fragmento de Floresta Ombrófila Densa; Cp= Capoeira; Pa= Pastagem; Ca= Cana; Tr= Transecto; Af= Armadilhas fotográficas; Pa= Parcela de areia; R= Relato)

Ambiente(s) Amostrado(s)	Riqueza	Método(s)	Autor
FFe	20	Tr	CHIARELLO 2000a
FFe e FCe	25	Tr	TALAMONI; MOTTA-JUNIOR; DIAS 2000
Fr e Eu	25	Tr, Pa, R	SILVA 2001
Fr e Eu	27	Tr	SILVEIRA 2005
Fr	18	Tr	NEGRÃO; VALLADARES-PÁDUA 2006
Fr	23	Tr, Af	PRADO; ROCHA; GIUDICE 2006
Fr	24	Tr	MARTIN 2007
FFe, Fce e Eu	22	Tr, Pa, Af	LYRA-JORGE; CIOCHETI; PIVELLO 2008
Eu, Fo, Cp, Fce	19	Tr	CAMPOS 2009
FFe, Eu, Ca, Pa	27	Tr	DOTTA; VERDADE 2011
FFe	20	Tr	LACÔRTE 2011
Ca, Pa	19	Tr	Presente estudo

A espécie de maior frequência de registros, em ambas as matrizes, foi *P. cancrivorus*. Dotta; Verdade 2011 encontraram diferença na frequência de registro entre os ambientes amostrados, sendo que a espécie de maior frequência foi *C. thous*. Em estudos semelhantes, as espécies mais registradas em riachos foram *D. novemcinctus* (LACÔRTE, 2011) e *Didelphis aurita* (NEGRÃO; VALLADARES-PÁDUA, 2006).

Apesar das variáveis dependentes não terem mostrado diferença, a análise da composição da comunidade de mamíferos entre as matrizes apresentou apenas 57% de similaridade. Na matriz cana-de-açúcar seis espécies foram exclusivas, das

quais três são onívoras (*E. barbara*, *P. vetulus* e *N. nasua*), duas herbívoras (*M. americana* e *O. bezoarticus*) e apenas uma carnívora (*G. cuja*). Apenas duas espécies foram registradas somente na matriz de pasto, sendo um carnívoro (*L. wiedii*) e um herbívoro (*S. brasiliensis*).

Em ambas as matrizes, a maior parte das espécies amostradas apresenta hábito alimentar generalista, grupo dominante na área (DOTTA; VERDADE, 2007), tendo dieta onívora. Negrão; Valladares-Pádua (2006) também tiveram alta amostragem de onívoros, constituindo mais de 50% do total de espécies registradas.

A maior presença destes animais, no presente estudo, pode ser um indicador de degradação ambiental da área, altamente fragmentada, pois estas espécies possuem baixo requerimento de habitat, tendo alta capacidade de adaptação a ambientes alterados, se beneficiando do processo de fragmentação em áreas agrícolas (CROOKS; SOULÉ, 1999; CROOKS, 2002; GEHRING; SWIHART, 2003), diferentemente de espécies especialistas (CROOKS, 2002). Além disso, áreas maiores e mais preservadas podem abrigar comunidades mais complexas, contendo, por exemplo, predadores de topo, como *Puma concolor* e *Leopardus pardalis*, animais não amostrados, enquanto áreas menores possuem comunidade menos complexa, com maior presença de espécies de hábitos generalistas (CHIARELLO, 1999).

Um dos possíveis motivos para a maior ocorrência de generalistas é que, em paisagens alteradas, há um aumento do número de presas, como pequenos roedores, o que atrai seus predadores, elevando suas populações (OEHLER; LITVAITS, 1996). Outra provável causa é a ausência de grandes predadores, que possibilita o aumento de espécies generalistas em regiões degradadas (CROOKS; SOULÉ, 1999). Como demonstrado por Dotta; Verdade (2007), uma das espécies generalistas que ocorre na área é o *C. thous*, sendo capaz de utilizá-la como um todo, especialmente em matriz de cana-de-açúcar, fato também encontrado por Ferraz et al. (2010). Este evento pode estar relacionado à disponibilidade de presas, como pequenos roedores, que ocorrem nesta monocultura (GHELER-COSTA, 2006). Outro fator que pode evidenciar o grau de degradação da área é o pequeno número de carnívoros e de espécies especialistas, sensíveis à fragmentação, como *Panthera onca*, podendo indicar baixa capacidade suporte da área em manter animais de maior porte e com hábitos alimentares restritos (CROOKS; SOULÉ, 1999).

Algumas espécies que ocorrem nas matrizes, cana-de-açúcar e pasto (DOTTA; VERDADE, 2011), e fragmentos da região (MARTIN, 2007), não foram registradas, sendo estas *Callicebus nigrifrons* (sauá), *Cavia aperea* (preá), *Cuniculus paca* (paca), *Dasyus septencinctus* (tatuí), *Euphractus sexcinctus* (tatu peba), *L. pardalis* (jaguatirica), *Nectomys squamipes* (rato d'água), *P. concolor* (onça parda), *Puma yagouaroundi* (gato mourisco) e *T. pecari* (queixada). Outras espécies, de ocorrência esperada para áreas de Mata Atlântica de interior (LYRA-JORGE, 1999; CHIARELLO, 2000a; TALAMONI; MOTTA-JUNIOR; DIAS, 2000; PASSAMANI; DALMASCHIO; LOPES, 2005; SILVEIRA, 2005; PRADO; ROCHA; GIUDICE, 2006; NEGRÃO; VALLADARES-PÁDUA, 2006; MARTIN, 2007; DOTTA; VERDADE, 2011) também não foram detectadas, como *Alouatta fusca* (bugio), *Cabassous unicinctus* (tatu-de-rabo-mole), *Callithrix aurita* (sagui escuro da serra), *Callithrix penicillata* (sagui de tufo preto), *Callithrix jacchus* (sagui de tufo branco), *Cebus apella* (macaco prego), *Lutreolina crassicaudata* (cuíca-de-calda-grossa), *Myrmecophaga tridactyla* (tamanduá bandeira), *Sphiggurus insidiosus* (ouriço cacheiro) e *Tamandua tetradactyla* (tamanduá mirim). A não detecção destas espécies, provavelmente, se deve às limitações do método utilizado, principalmente no que diz respeito às espécies de hábito arborícola, pouco detectadas por pegadas (CULLEN Jr; RUDRAN; VALLADARES-PÁDUA, 2003; PARDINI et al., 2003; DOTTA; VERDADE, 2007; KASPER et al., 2007), bem como por serem dependentes de ambientes florestais fechados (CHIARELLO, 1999), pouco encontrados na região.

Unindo as listas de espécies de mamíferos de médio e grande porte de Dotta e Verdade (2011), Martin (2007) e do presente estudo foram registradas 33 espécies na bacia do rio Corumbataí. O cervídeo *O. bezoarticus* foi registrado somente neste estudo, provavelmente, por ter preferência por áreas abertas, como as áreas amostradas, e evitar áreas florestais, ambientes analisados pelos dois outros estudos. Outro animal também detectado somente através deste estudo foi *P. tajacu*. Dotta e Verdade (2011) registraram duas espécies que não foram amostradas tanto por Martin (2007), como neste estudo, sendo estas *C. apella* e *C. unicinctus*. Este tatu esteve mais associado a ambientes de silvicultura, áreas não amostradas por este estudo, bem como áreas florestais, onde o primata também foi encontrado. Duas espécies foram detectadas exclusivamente por Martin (2007), *L. crassicaudata* e *T. pecari*. A primeira não foi amostrada pelo presente estudo, pois este coletou dados apenas de animais maiores. A não amostragem da segunda espécie,

possivelmente, se deve ao fato de ser um animal muito sensível à fragmentação de habitats, evitando áreas muito antropizadas (TIEPOLO; TOMÁS, 2006), como a área estudada.

Além de fatores biológicos das espécies e características dos ambientes amostrados, que podem explicar as diferenças entre os animais registrados por cada estudo, deve-se atentar para o fato de que cada observador possui experiência diferente na metodologia utilizada, ou seja, não há igualdade na detectabilidade das espécies, fato que também pode explicar a diferença das riquezas amostradas. Em relação ao total de espécies amostradas na bacia, Dotta; Verdade (2011) registraram 75,7%, enquanto que Martin (2007) detectou 72,7% e o presente estudo 57,5%.

Apesar de possuir falhas, o método de busca ativa por pegadas em transectos, tem aspectos positivos, como baixo custo e fácil aplicação, por isso é amplamente utilizado (CHIARELLO, 1999; CHIARELLO, 2000a; TALAMONI; MOTTA-JUNIOR; DIAS, 2000; NEGRÃO; VALLADARES-PÁDUA, 2006; KASPER et al., 2007; LYRA-JORGE; CIOCHETI; PIVELLO, 2008; PRADO; ROCHA; GIUDICE, 2008; OLIVEIRA; CÂMARA; OLIVEIRA, 2009; DOTTA; VERDADE, 2011; LACÔRTE, 2011).

Uma maneira de otimizar e viabilizar a obtenção de registros, além da alocação dos transectos de pegadas nas margens de riachos, é a combinação de métodos, como uso de armadilhas fotográficas (KASPER et al., 2007; LYRA-JORGE; CIOCHETI; PIVELLO, 2008; ESPARTOSA, 2009), ferramentas isotópicas (KELLY, 2000; CRAWFORD; McDONALD; BEARHOP, 2008), ferramentas genéticas (MIOTTO et al., 2007; MICHALSKI et al., 2011), entre outras. Dessa forma, há maior chance de detecção das espécies, independente do seu comportamento, aumentando a confiabilidade dos dados.

5.3 Influência da estrutura e dinâmica da paisagem sobre as espécies

A estrutura e a dinâmica da paisagem não apresentaram relação significativa sobre a riqueza de espécies e frequência de registros. Ao contrário, Lyra-Jorge, Ciocheti e Pivello (2010), através de uma análise em múltipla escala, encontraram relação entre a densidade de borda dos fragmentos e o número de registros de duas espécies, *P. concolor* e *C. brachyurus*, bem como entre a frequência de *L. pardalis* e a quantidade de *cerradão*, vegetação nativa da área estudada. Este resultado pode indicar que as variáveis independentes abordadas podem não ter mostrado relação

com a riqueza de espécies e frequência de registros detectadas na bacia do rio Corumbataí, embora outros índices possam apresentar esta relação.

Outra questão é a variável riqueza de espécies, apesar de ser muito abordada (CHIARELLO, 1999; PENTEADO, 2006; MARTIN, 2007; UMETSU; PARDINI, 2007; DOTTA; VERDADE, 2011), normalmente apresenta fraca relação com as variáveis independentes. Além disso, o entendimento estrutural da paisagem depende da escala espacial e temporal. Caso escalas diferentes às utilizadas tivessem sido usadas e as coletas de dados durassem mais tempo, talvez fossem encontradas relações entre as variáveis dependentes e independentes. Outro ponto importante é que a dinâmica analisada foi muito sutil, não havendo grandes mudanças ao longo dos anos, o que pode explicar a não influência desta sobre as variáveis dependentes.

Apesar da ausência de relação significativa algumas relações entre riqueza e os índices de paisagem podem ser destacadas. O aumento da riqueza de espécies apresentou relação com o aumento da densidade de drenagem e de porcentagem de áreas florestais, que são recursos alimentares para as espécies, como, por exemplo, para *H. hydrochaeris* (ALHO; CAMPOS; GONÇALVES, 1987; REIS et al., 2006; MAMEDE; ALHO, 2008) e *L. longicaudis*, espécies abundantes em áreas próximas a corpos d'água e matas ciliares (REIS et al., 2006; MAMEDE; ALHO, 2008). Estas duas variáveis independentes se relacionam também entre si, provavelmente, porque os sítios amostrais foram riachos, muitas vezes, com mata ciliar no entorno.

A riqueza também se mostrou relacionada, em menor intensidade, com o aumento da porcentagem de cana-de-açúcar, talvez pelo maior número de espécies registradas nesta matriz, embora sem diferença estatística significativa em relação ao pasto. Este fator pode estar relacionado à maior parte de sítios de coleta nesta monocultura apresentar áreas florestais no entorno, o que é raro nos sítios da matriz de pasto. A presença de matas nestes locais pode estar atrelada às exigências feitas para certificação de exportação dos produtos derivados da cana-de-açúcar, açúcar e álcool, que as usinas devem seguir, atendendo à Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, que determina que as propriedades rurais deve manter parte da área da propriedade como Reserva Legal, sendo esta composta por vegetação nativa, necessária ao uso sustentável dos recursos naturais, à conservação e reabilitação dos processos ecológicos, à conservação da biodiversidade e ao abrigo

e proteção de fauna e flora nativas. Com maior presença de mata nativa, e conseqüentemente oferta de recursos, a cana-de-açúcar acaba atraindo as espécies, que são mais restritas a ambientes florestais, como *M. americana* e *D. azarae*, que evitam áreas abertas (BORGES; TOMÁS, 2004; MAMEDE; ALHO, 2008).

O aumento da porcentagem de pasto mostrou relação inversa com o aumento da riqueza de espécies, possivelmente por conta do menor número amostrado nesta matriz. Esta pode estar sendo evitada pelos animais por ser muito contrastante à mata nativa, ou seja, menos similar estruturalmente. Nos fragmentos amostrados por Daily et al. (2003) houve menor riqueza quando estes eram contíguos com pastos. Gheler-Costa (2006) também encontrou poucas espécies de pequenos mamíferos, bem como Dotta e Verdade (2011), de mamíferos de médio e grande porte, em pastagens de uma das sub-bacias do presente estudo.

Um dos sítios da matriz de pasto aparece isolado dos demais na Figura 19, pois possui a maior proximidade entre as áreas florestais, segunda maior densidade de estradas e alto valor de taxa anual de mudança, em relação aos demais sítios amostrais.

O sítio amostral com maior riqueza de espécies e frequência de registros está localizado na matriz cana-de-açúcar. Este ponto possui em seu entorno grande porcentagem de áreas florestais com alta proximidade entre si, como pode ser visto no Apêndice A, ponto C2_3, no ano de 2008. Os animais detectados neste local possuem hábitos alimentares e requerimento por habitat tanto generalistas, como especialistas, tendo sido as espécies mais amostradas *H. hydrochaeris* e *D. novemcinctus*.

Os dois sítios com menor riqueza estão localizados cada um em uma matriz diferente, ambos com apenas duas espécies amostradas. O ponto inserido em matriz de cana-de-açúcar apresenta porcentagem mediana de fragmentos florestais e de proximidade entre os mesmos. Já o que está na matriz de pasto exhibe baixíssima porcentagem de florestas e proximidade entre seus fragmentos. Em ambos, as espécies detectadas foram *C. thous* e *P. cancrivorus*, características de ambientes alterados, por serem tolerantes à fragmentação.

Nas matrizes amostradas a espécie mais registrada foi *P. cancrivorus*, provavelmente por conta de sua plasticidade em ocupar diversos ambientes, detectada em 13 dos 15 pontos de coleta. Em áreas de cana-de-açúcar a espécie de

menor frequência de registro foi *L. tigrinus*, detectada uma única vez. Na matriz de pasto quatro espécies foram amostradas apenas uma vez, sendo estas *D. azarae*, *L. wiedii*, *P. tajacu* e *S. brasiliensis*. Este pequeno felino foi detectado somente esta vez em todos os pontos amostrais, bem como *S. brasiliensis*.

6 CONCLUSÕES

- 1) A riqueza apresentou relação positiva com o aumento da porcentagem de áreas florestais e de cana-de-açúcar. Ao contrário, esta variável se mostrou inversamente relacionada ao aumento da porcentagem de pasto.
- 2) A riqueza apresentou relação positiva com o aumento da densidade de drenagem e negativa com o aumento da densidade de estradas.
- 3) Os índices de estrutura e dinâmica da paisagem analisados não foram suficientes para explicar a riqueza, bem como, a frequência de registros, das espécies amostradas.
- 4) A composição da comunidade entre as matrizes apresentou baixa similaridade, sendo que 11 espécies foram comuns às duas matrizes, 6 ocorreram apenas na matriz cana-de-açúcar e 2 somente na matriz pasto.
- 5) Em ambas as matrizes há maior ocorrência de espécies onívoras e generalistas. Entretanto, alguns animais com maior requerimento de habitat foram amostrados, como *L. wiedii*, em matriz de pasto, e *O. bezoarticus*, em cana-de-açúcar, apesar da baixa frequência de registros.

REFERÊNCIAS

- AHUMADA, J.A.; SILVA, C.E.F.; GAJAPERSAD, K.; HALLAM, C.; HURTADO, J.; MARTIN, E.; McWILLIAM, A.; MUGERWA, B.; O'BRIEN, T.; ROVERO, F.; SHEIL, D.; SPIRONELLO, W.R.; WINARMI, N.; ANDELMAN, S.J. Community structure and diversity of tropical forest mammals: data from a global camera trap network. **The Royal Society**, London, v. 366, p. 2703-2711, Nov. 2011.
- ALHO, C.J.R.; RONDON, N.L. Habitats, population densities, and social structure of capybaras (*Hydrochaeris hydrochaeris*, Rodentia) in the Pantanal, Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 4, n. 2, p. 139-149, 1987.
- ALHO, C.J.A.; CAMPOS, Z.M.S.; GONCALVES, H.C. Ecologia de capivara (*Hydrochaeris hydrochaeris*, rodentia) do Pantanal: I.habitats, densidades e tamanho de grupo. **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v. 47, n. 1/2, p. 87-97, 1987.
- ALMEIDA, L.B.; GALETTI, M. Seed dispersal and spatial distribution of *Attalea geraensis* (Arecaceae) in two remnants of Cerrado in Southeastern Brazil. **Acta Oecologica**, Paris, v. 32, n. 2, p. 180–187, 2007.
- ALVES-COSTA, C.P.; ETEROVICK, P.C. Seed dispersal services by coatis (*Nasua nasua*, Procyonidae) and their redundancy with other frugivores in southeastern Brazil. **Acta Oecologica**, Paris, v. 32, p. 77-92, May 2007.
- ALVES-COSTA, C.P.; FONSECA, G.A.B.; CHRISTÓFARO, C. Variation in the diet of brown-nosed coati (*Nasua nasua*) in the southeastern Brazil. **Journal of Mammalogy**, Lawrence, v. 85, n. 3, p. 478-482, June 2004.
- ANTONGIOVANNI, M.; METZGER, J.P. Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. **Biological Conservation**, Essex, v. 122, p. 441-451, 2005.
- ANACLETO, T.C.S. **Distribuição, dieta e efeitos das alterações antrópicas do cerrado sobre os tatus**. 2006. 139 p. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais - Estrutura e Dinâmica Ambiental) - Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2006.
- AURICCHIO, A.L.; AURICCHIO, P. SALOMÃO, M.G. **Guia para mamíferos da grande São Paulo**. São Paulo: Instituto Pau Brasil de História Natural, 2006. 163 p.
- BAUM, K.A.; HAYNES, K.J.; DILLEMUTH, F.P.; CRONIN, J.T. The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. **Ecology**, Durham, v. 85, n. 10, p. 2671-2676, 2004.
- BECKER, M.; DALPONTE, J.C. **Rastros de mamíferos silvestres brasileiros: um guia de campo**. 2. ed. Brasília: Universidade de Brasília, 1999. 180 p.
- BEISIEGEL, B.M. Notes on the coati, *Nasua nasua* (Carnivora: Procyonidae) in na Atlantic Forest área. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 61, n. 4, p. 689-692, Nov. 2001.

BÉLISLE, M. Measuring landscape connectivity: the challenge of behavioral landscape ecology. **Ecology**, Durhan, v. 86, n. 8, p. 1988-1995, Jan. 2005.

BENNETT, A.F.; RADFORD, J.Q.; HASLEM, A. Properties of land mosaics: Implications of nature conservation in agricultural environments. **Biological Conservation**, Essex, v. 33, p. 250-264, Sept. 2006.

BODMER, R.E. Strategies of seed dispersal and seed predation in Amazonian ungulates. **Biotropica**, Washington, v. 23, n. 3, p. 255-261, Sept. 1991.

BORGES, P.A.; TOMÁS, W.M. **Guia de rastros e outros vestígios de mamíferos do Pantanal**. Embrapa Pantanal, Corumbá, 2004. 148 p.

BOSCOLO, D.; CANDIA-GALLARDO, C.; AWADE, M.; METZGER, J.P. Importance of interhabitat gaps and stepping-stones for lesser woodcreepers (*Xiphorhynchus fuscus*) in the Atlantic forest, Brazil. **Biotropica**, Washington, v. 40, n. 3, p. 273-276, 2008.

BOSCOLO, D.; METZGER, J.P. Is bird incidence in Atlantic forest fragments influenced by landscape patterns at multiple scales? **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 24, p. 907-918, June 2009.

BRANAN, W.V.; WERKHOVEN, M.C.M.; MARCHINTON, R.L. Food habits of brocket and white-tailed deer in Suriname. **Journal of Wildlife Management**, Bethesda, v. 49, n. 4, p. 972-976, Oct. 1985.

BRESSAN, P.M.; KIERULFF, M.C.M.; SUGIEDA, A.M. **Fauna ameaçada de extinção no Estado de São Paulo: vertebrados**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, Fundação Parque Zoológico de São Paulo, 2009. 648 p.

CAMPANILI, M.; SCHÄFFER, W.B. **Mata Atlântica: manual de adequabilidade ambiental**. Brasília: MMA, SBF, 2010. 96 p.

CAMPOS, C. **Dieta de carnívoros e uso do espaço por mamíferos de médio e grande porte em áreas de silvicultura do Estado de São Paulo, Brasil**. 2009. 137 p. Tese (Doutorado em Ecologia Aplicada) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, São Paulo, 2009.

CAMPOS, J.B. A fragmentação de ecossistemas, efeitos decorrentes e corredores de biodiversidade. In: INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ. **Unidades de conservação: ações para valorização da biodiversidade**. Curitiba, 2006. p. 165-173.

CASTELLÓN, T.D.; SIEVING, K.E. An experimental test of matrix permeability and corridor use by an endemic understory bird. **Conservation Biology**, Boston, v. 20, n. 1, p. 135-145, 2006.

CAUGHLEY, G. Directions in conservation biology. **Journal of Animal Ecology**, London, v. 63, n. 2, p. 215-244, Apr. 1994.

CHEIDA, C.C.; NAKANO-OLIVEIRA, E.; FUSCO-COSTA, R.; ROCHA-MENDES, F.; QUADROS, J. Ordem Carnívora. In: REIS, N.R.; PERACCHI, A.L.; PEDRO, W.A.; LIMA, I.P. **Mamíferos do Brasil**. Londrina: Edifurb, 2006. p. 231-275.

CHEREM, J.J.; KAMMERS, M.; GHIZONI-Jr, I.R.; MARTINS, A. Mamíferos de médio e grande porte atropelados em rodovias do Estado de Santa Catarina, sul do Brasil. **Biotemas**, Florianópolis, v. 30, n. 2, p. 81-96, set. 2007.

CHIARELLO, A.G. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. **Biological Conservation**, Essex, v. 89, p. 71-82, 1999.

_____. Conservation value of a native forest fragment in a region of extensive agriculture. **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v. 60, n. 2, p. 237-247, maio 2000a.

_____. Density and population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic forest. **Conservation Biology**, Boston, v. 14, n. 6, p. 1649-1657, Dec. 2000b.

COELHO, I.P.; KINDEL, A.; COELHO, A.V.P. Roadkills of vertebrate species on two highways through the Atlantic Forest Biosphere Reserve, southern Brazil. **European Journal of Wildlife Research**, Heidelberg, v. 54, p. 689-699, July 2008.

COLWELL, R.K., MAO, C.X., CHANG, J. Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. **Ecology**, Durhan, 85, 2717–2727, abr. 2004.

CONSERVATION INTERNATIONAL. **The biodiversity hotspots**. 2005. Disponível em: <http://www.conservation.org/where/priority_areas/hotspots/Pages/hotspots_main.aspx> Acesso em: 10 fev. 2012.

CONSERVATION INTERNATIONAL DO BRASIL. FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. FUNDAÇÃO BIODIVERSITAS. INSTITUTO DE PESQUISAS ECOLÓGICAS. SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DO ESTADO DE SÃO PAULO. SEMAD. INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS-MG. **Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos**. Brasília: MMA, SBF, 2000. 40 p.

COOK, W.M.; LANE, K.T.; FOSTER, B.L.; HOLT, R.D. Island theory, matrix effects and species richness patterns in habitat fragments. **Ecology Letters**, Oxford, v. 5, p. 619-623, 2002.

CRAWFORD, K.; McDONALD, R.A.; BEARHOP, S. Applications of stable isotope techniques to the ecology of mammals. **Mammalian Review**, Singapore, v. 38, n. 1, p. 87-107, 2008.

CROOKS, K.R. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. **Conservation Biology**, Boston, v. 16, n. 2, p. 488–502, Apr. 2002.

CROOKS, K.R.; SOULÉ, E.M. Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. **Nature**, London, v. 400, p. 563-566, Aug. 1999.

CUARÓN, A.D. A global perspective on habitat disturbance and tropical rainforest mammals. **Conservation Biology**, Boston, v. 14, n. 6, p. 1576-1579, Dec. 2000.

CULLEN Jr., L.; BODMER, R. E.; VALLADARES-PÁDUA, C. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic Forests, Brazil. **Biological Conservation**, Essex, v. 95, p. 49-56, Aug. 2000.

CULLEN Jr, L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: UFPR, 2003. 665 p.

CUNHA, H.F.; MOREIRA, F.G.A.; SILVA, S.S. Roadkill of wild vertebrates along the GO-060 road between Goiânia and Iporá, Goiás State, Brazil. **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 32, n. 3, p. 257-263, 2010.

DAILY, G.C.; CEBALLOS, G.; PACHECO, J.; SUZÁN, G.; SÁNCHEZ-AZOFEIFA. Countryside biogeography of neotropical mammals: Conservation opportunities in agricultural landscape of Costa Rica. **Conservation Biology**, Boston, v. 17, n. 6, p. 1814-1826, Dec. 2003.

DALPONTE, J.C.; LIMA, E.S. Disponibilidade de frutos e a dieta de *Lycalopex vetulus* (Carnivora – Canidae) em um cerrado de Mato Grosso, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 22, n. 2, p. 325-332, out. 1999.

DEAN, W. **A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira**. 8. ed. São Paulo: Companhia das Letras, 1996. 484 p.

DOTTA, G.; VERDADE, L.M. Trophic categories in a mammal assemblage: diversity in the agricultural landscape. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 7, n. 2, p. 287-292, maio 2007.

_____. Medium to large-sized mammals in agricultural landscapes of south-eastern Brazil. **Mammalia**, Paris, v. 75, p. 345-352, 2011.

DUNNING, J.B.; DANIELSON, B.J.; PULLIAM, R. Ecological process that affect populations in complex landscapes. **Oikos**, Copenhagen, v. 65, n. 1, p. 169-175, 1992.

EMMONS, L.H.; FEER, F. **Neotropical rainforest mammals: a field guide**. 2nd ed. Chicago: The University of Chicago Press, 1997. 307 p.

ESPARTOSA, K.D. **Mamíferos terrestres de maior porte e a invasão de cães domésticos em remanescentes de uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica: avaliação de eficiência de métodos de amostragem e da importância de múltiplos fatores sobre a distribuição das espécies**. 2009. 127 p. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.

ESRI. **ArcGis 9.3**. New York, 2008.

FAHRIG, L. How much habitat is enough? **Biological Conservation**, Essex, v. 100, p. 65-74, 2001.

_____. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, Palo Alto, v. 34, p. 487-515, 2003.

FERRAZ, K.M.P.M.B.; PETERSON, A.T.; SCACHETTI-PEREIRA, R.; VETTORAZZI, C.A.; VERDADE, L.M. Distribution of capybaras in an agroecosystem, southeastern Brazil, based on ecological niche modeling. **Journal of Mammalogy**, Lawrence, v. 90, n. 1, p. 189-194, 2009.

FERRAZ, K.M.P.M.B.; SIQUEIRA, M.F.; MARTIN, P.S.; ESTEVES, C.F.; COUTO, H.T.Z. Assessment of *Cerdocyon thous* distribution in an agricultural mosaic, southeastern Brazil. **Mammalia**, Paris, v. 74, p. 275-280, 2010.

FERRAZ, S.F.B. **LUCAT**: land-use change analysis tools. Piracicaba: ESALQ, Forest Science Department, Forest Hydrology Lab., 2011. 15 p.

FERRAZ, S.F.B.; VETTORAZZI, C.A.; THEOBALD, D.M. Using indicators of deforestation and land-use dynamics to support conservation strategies: a case study of central Rondônia, Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 257, p. 1586-1595, Mar. 2009.

FONSECA, C.R.; GANADE, G.; BALDISSERA, R.; BECKER, C.G.; BOELTER, C.R.; BRESCOVIT, A.D.; CAMPOS, L.M.; FLECK, T.; FONSECA, V.S.; HARTZ, S.M.; JONER, F.; KÄFFER, M.I.; LEAL-ZANCHET, A.M.; MARCELLI, M.P.; MESQUITA, A.S.; MONDIN, C.A.; PAZ, C.P.; PETRY, M.P.; PIOVENSAN, F.N.; PUTZKE, J.; STRANZ, A.; VERGARA, M.; VIEIRA, E.M. Towards an ecologically-sustainable forestry in the Atlantic Forest. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, p. 1209-1219, Mar. 2009.

FORMAN, R.T.T. Some general principles of landscape and regional ecology. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 10, n. 3, p. 133-142, 1995.

FORMAN, R.T.T.; GODRON, M. **Landscape ecology**. New York: Wiley, 1986. 619 p.

FRANKLIN, J.F. Preserving biodiversity: species, ecosystems, or landscapes? **Ecological Applications**, Tempe, v. 3, n. 2, p. 202-205, May 1993.

FREITAS, M.A.; SILVA, T.F.S. **Guia ilustrado: mamíferos da Bahia**: espécies continentais. Pelotas: Useb, 2005. 108 p.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica período 2005-2008**. São Paulo, 2009. 156 p.

GABRIEL, K.R. The Biplot graphic display of matrices with applications to principal component analysis. **Biometrika**, London, v. 58, p. 453-467, 1971.

GALETTI, M.; GICOMINI, H.C.; BUENO, R.S.; BERNARDO, C.S.S.; MARQUES, R.M.; BONVENDORP, R.S.; STEFFLER, C.E.; RUBIM, P.; GOBBO, S.K.; DONATTI, C.I.; BEGOTTI, R.A.; MEIRELLES, F.; NOBRE, R.A.; CHIARELLO, A.G.; PERES, C.A. Priority areas for the conservation of Atlantic Forest large mammals. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, p. 1229-1241, Mar. 2009.

GARCIA, L.B.R. **Ocupação de desenvolvimento econômico da bacia do Corumbataí – séculos XVIII a XX**. 2000. Disponível em: <http://ceapla2.rc.unesp.br/atlas/des_economico.php>. Acesso em: 28 set. 2011.

GARCIA, G.J.; GAMERO, H.G.; GARCIA, L.B.R.; VETTORAZZI, C.A.; KRÖENERT, R.; VOLK, M.; LAUCH, A.; MEYER, B. Impacto do uso da terra na erosão do solo e no balanço e qualidade de água na bacia do rio Corumbataí. **HOLOS Environment**, Rio Claro, v. 6, n. 2, p. 118-136, 2006.

GASCON, C.; LOVEJOY, T.E.; BIERREGAARD JR., R.O.; MALCOLM, J.R.; STOUFFER, P.C.; VASCONCELOS, H.L.; LAURANCE, W.F.; ZIMMERMAN, B.; TOCHER, M.; BORGES, S. Matrix habitat and species richness in tropical Forest remnants. **Biological Conservation**, Essex, v. 91, p. 223-229, 1999.

GATTI, A.; BIANCHI, R.; ROSA, C.R.X.; MENDES, S.L. Diet of two sympatric carnivores, *Cerdocyon thous* and *Procyon cancrivorus*, in a resting area of Espírito Santo state, Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 22, p. 227-230, 2006.

GEHRING, T.M.; SWIHART, R.K. Body size, niche breadth, and ecologically scaled responses to habitat fragmentation: mammalian predators in an agricultural landscape. **Biological Conservation**, Essex, v. 109, n. 2, p. 283-295, 2003.

GENTILE, R.; FERNANDEZ, F.A.S. Influence of habitat structure on a streamside small mammal community in a Brazilian rural area. **Mammalia**, Paris, v. 63, n. 1, p. 29-40, 1999.

GHELIER-COSTA, C. **Distribuição e abundância de pequenos mamíferos em relação à paisagem da bacia do rio Passa-Cinco, São Paulo, Brasil**. 2006. 90 p. Tese (Doutorado em Ecologia de Agroecossistemas) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

GIBBS, J.P. Distribution of woodland amphibians along a forest fragmentation gradient. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 13, p. 263-268, 1998.

GONZÁLEZ, S.; ÁLVAREZ-VALIN, F.; MALDONADO, J.E. Morphometric differentiation of endangered pampas deer (*Ozotoceros bezoarticus*), with description of new subspecies from Uruguay. **Journal of Mammalogy**, Lawrence, v. 83, n. 4, p. 1127-1140, 2002.

GORMAN, M.L.; RAFFAELLI, D. The functional role of wild mammals in agricultural ecosystems. **Mammalian Review**, Singapore, v. 38, n. 2/3, p. 220-230, 2008.

GRELLE, C.E.V.; PAGLIA, A.P.; SILVA, H.S. Análise dos fatores de ameaça de extinção: Estudo de caso com os mamíferos brasileiros. In: ROCHA, C.F.D.; BERGALLO, H.G.; SLUYS, M.V.; ALVES, M.A.S. **Biologia da conservação: essências**. São Carlos: Editora RiMa, 2006. p. 385-398.

GUMIER-COSTA, F.; SPERBER, C.F. Atropelamentos de vertebrados na Floresta Nacional de Carajás, Pará, Brasil. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 39, n. 2, p. 459-466, 2009.

HAMMER, O. **PAST**: paleontological statistics, version 1.94b. Oslo: University of Oslo, Natural History Museum, 2009. 175 p.

HENLE, K.; LINDENMAYER, D.B.; MARGULES, C.R.; SAUNDERS, D.A.; WISSEL, C. Species survival in fragmented landscape: where are we now? **Biodiversity and Conservation**, London, v. 13, p. 1-8, 2004.

INSTITUTO DE PESQUISAS E ESTUDOS FLORESTAIS. **Conservação dos recursos hídricos e da cobertura florestal da Bacia do rio Corumbataí**. Piracicaba, 2001. 301 p.

IUCN - International Union for Conservation of Nature. **Red list of threatened species**: version 2011.2. Disponível em: <www.iucnredlist.org>. Acesso em: 15 mar. 2012.

JACOMO, A.T.A.; SILVEIRA, L.; DINIZ-FILHO, J.A.F. Niche separation between the maned Wolf (*Chrysocyon brachyurus*), the crab-eating fox (*Dusicyon thous*) and the hoary fox (*Dusicyon vetulus*) in central Brazil. **Journal of Zoology**, London, v. 262, p. 99-106, 2004.

JORDÃO, J.C.; RAMOS, F.N.; SILVA, V.X. Demographic parameters of *Akodon montensis* (Mammalia: Rodentia) in an Atlantic Forest remnant of Southeastern Brazil. **Mammalia**, Paris, v. 74, p. 395-400, 2010.

JUAREZ, K.M.; MARINHO-FILHO, J. Diet, habitat use, and home ranges of sympatric canids in central Brazil. **Journal of Mammalogy**, Lawrence, v. 83, n. 4, p. 925-933, 2002.

KASPER, C.B.; FELDENS, M.J.; SALVI, J.; GRILLO, H.C.Z. Estudo preliminar sobre a ecologia de *Lontra longicaudis* (Olfers) (Carnivora, Mustelidae) no Vale do Taquari, Sul do Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, São Paulo, v. 21, n. 1, p. 65-72, mar. 2004.

KELLY, J.F. Stable isotopes of carbon and nitrogen in the study of avian and mammalian trophic ecology. **Canadian Journal of Zoology**, Ottawa, v. 78, p. 1-27, 2000.

KOFFLER, N.F. Uso das terras da bacia do rio Corumbataí em 1990. **Geografia**, Cidade do México, v. 1, p. 135-150, 1993.

KREBS, C. J. **Ecological methodology**. Menlo Park: Addison Wesley Educational, 1999. 620 p.

LACÔRTE, M.C. **Mamíferos de médio e grande porte em paisagens silvicultural da região do Alto Paranapanema, Estado de São Paulo, Brasil**. 2011. 80 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2011.

LAURANCE, W.F.; LOVEJOY, T.E.; VASCONCELOS, H.L.; BRUNA, E.M.; DIDHAM, R.K.; STOUFFER, P.C.; GASCON, C.; BIERREGAARD, R.O.; LAURANCE, S.G.; SAMPAIO, E. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. **Conservation Biology**, Boston, v. 16, n. 3, p. 605-618, June 2002.

LEES, A.C.; PERES, C.A. Conservation value of remnant riparian forest corridors of varying quality for Amazonian birds and mammals. **Conservation Biology**, Boston, v. 22, n. 2, p. 439-449, 2008.

LINDBORG, R.; ERIKSSON, O. Historical landscapes connectivity affects present plant species diversity. **Ecology**, Durhan, v. 85, n. 7, p. 1840-1845, 2004.

LINDENMAYER, D.B. Factors at multiple scales affecting distribution patterns and their implications for animal conservation – Leadbeater's Possum as a case study. **Biodiversity and Conservation**, Dordrecht, v. 9, p. 15-35, 2000.

LIPKOVICH, I; SMITH, E.P. Biplot and singular value decomposition macros for Excel. **Journal of Statistical Software**, Los Angeles, v. 7, n. 5, p. 1-15, 2001.

LYRA-JORGE, M.C. **Avaliação do potencial faunístico da A.R.I.E. Cerrado Pé-de-Gigante, Parque Estadual de Vassununga, Santa Rita do Passa-Quatro, SP, com base na análise de habitats**. 1999. 83 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia Geral) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1999.

LYRA-JORGE, M.C.; CIOCHETI, G.; PIVELLO, V.R. Carnivore mammals in a fragmented landscape in northeast of São Paulo State, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 17, p. 1573-1580, Mar. 2008.

LYRA-JORGE, M.C.; RIBEIRO, M.C.; CIOCHETI, G.; TAMBOSI, L.R.; PIVELLO, V.R. Influence of multi-scale landscape structure on the occurrence of carnivorous mammals in a human-modified savana, Brazil. **European Journal Wildlife Research**, Heidelberg, v. 56, p. 359-368, Oct. 2010.

MAMEDE, S.B.; ALHO, C.J.R. **Impressões do Cerrado & Pantanal: subsídios para a observação de mamíferos silvestres não voadores**. Corumbá: UFMS, 2008. 206 p.

MARTENSEN, A.C.; PIMENTEL, R.G.; METZGER, J.P. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: implications for conservation. **Biological Conservation**, Essex, v.141, p. 2184-2192, Aug. 2008.

MARTIN, P.S. **Mamíferos de médio e grande porte em fragmentos de Mata na Bacia do Rio Corumbataí, estado de São Paulo**. 2007. 44 p. Monografia (Trabalho de Conclusão de Curso de Ciências Biológicas) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2007.

McGARIGAL, K.; CUSHMAN, S.A. Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. **Ecological Applications**, Tempe, v. 12, n. 2, p. 335-345, Apr. 2002.

McGARIGAL, K.; CUSHMAN, S.A.; STAFFORD, S. **Multivariate statistics for wildlife and ecology research**. New York: Springer-Verlag, 2000. 283 p.

McGARIGAL, K.; MARKS, B.J. **FRAGSTATS**: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure; versão 2.0. Dolores: U.S. Forest Service General, 1995. 141 p. (Technical Report PNW 351).

MEDICI, P.; MANGINI, P.R.; SILVA, A.G.; PEREA, J.A.S.; MAY JR., J.A.; VANSTREELS, R.E.T.; SALAS, L.A. **Guidelines for tapir re-introductions and translocations**. Campo Grande: IUCN/SSC Tapir Specialist Group, 2008. 61 p.

MEDRI, I.M.; MOURÃO, G.M.; RODRIGUES, F.H.G. Ordem Xenarthra. In: REIS, N.R.; PERACCHI, A.L.; PEDRO, W.A.; LIMA, I.P. **Mamíferos do Brasil**. Londrina: Edifurb, 2006. p. 231-275.

MELO, E.S.; SANTOS-FILHO, M. Efeitos da BR-070 na província serrana de Cáceres, Mato Grosso, sobre a comunidade de vertebrados silvestres. **Revista Brasileira de Zoociências**, Juiz de Fora, v. 9, n. 2, p. 185-192, dez. 2007.

METZGER, J.P. O que é ecologia de paisagem? **Biota Neotropica**, Campinas, v. 1, n. 1/2, p. 1-9, nov. 2001.

_____. Como lidar com regras pouco óbvias para conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas. **Natureza e Conservação**, Rio de Janeiro, v. 4, n. 2, p. 11-23, out. 2006.

_____. Conservation issues in the Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, p. 1138-1140, 2009.

METZGER, J.P.; DÉCAMPS, H. The structural connectivity threshold; an hypothesis in conservation biology at the landscape scale. **Acta Oecologica**, Paris, v. 18, p. 1-12, 1997.

METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; DIXO, M.; BERNACCI, L.C.; RIBEIRO, M.C.; TEIXEIRA, A.M.G.; PARDINI, R. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, p. 1166-1177, Mar. 2009.

MICHALSKI, F.; PERES, C.A. Anthropogenic determinants of primate and carnivore local extinctions in a fragmented forest landscape of southern Amazonia. **Biological Conservation**, Essex, v. 124, p. 383-396, 2005.

MICHALSKI, F.; VALDEZ, F.P.; NORRIS, D.; ZIEMINSKI, C.; KASHIVAKURA, C.K.; TRINCA, C.S.; SMITH, H.B.; VYNNE, C.; WASSER, S.K.; METZGER, J.P.; EIZIRIK, E. Successful carnivore identification with faecal DNA across a fragmented Amazonian landscape. **Molecular Ecology Resources**, Oxford, v. 11, n. 5, p. 862-871, 2011.

MILLER, B.; DUGELBY, B.; FOREMAN, D.; del RÍO, C.M.; NOSS, R.; PHILLIPS, M.; READING, R.; SOULÉ, M.E.; TERBORGH, J.; WILCOX, L. The importance of large carnivores to healthy ecosystems. **Endangered Species UPDATE**, Ann Arbor, v. 18, n. 5, p. 202-210, 2001.

MIOTTO, R.A.; RODRIGUES, F.P.; CIOCHETI, G.; GALETTI Jr., P.M. Determination of the minimum population size of pumas (*Puma concolor*) through fecal DNA analysis in two protected cerrado areas in the Brazilian southeast. **Biotropica**, Washington, v. 39, n. 5, p. 647-654, 2007.

MIRANDA, J.M.D.; RIOS, R.F.M.; PASSOS, F.C. Contribuição ao conhecimento dos mamíferos dos Campos de Palmas, Paraná, Brasil. **Biotemas**, Florianópolis, v. 21, n. 2, p. 97-103, jun. 2008.

MORELLATO, L.P.C.; HADDAD, C.F.B. Introduction: the Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica**, Washington, v. 32, p. 786-792, 2000.

MORRISON, J.; SECHREST, W.; DINERSTEIN, E.; WILCOVE, D.S.; LAMOREUX, J.F. Persistence of large mammal faunas as Indicators of global human impacts. **Journal of Mammalogy**, Lawrence, v. 88, n. 6, p. 1363-1380, 2007.

MORTELLITI, A.; BOITANI, L. Interaction of food resources and landscape structure in determining the probability of patch use by carnivores in fragmented landscapes. **Landscape Ecology**, Dordecht, v. 23, p. 285-298, 2008.

MOTTA-JUNIOR, J.C.; MARTINS, K. The frugivorous diet of maned wolf, *Chrysocyon brachyurus*, in Brazil: ecology and conservation. In: LEVEY, D.J.; SILVA, W.R.; GALETTI, M. **Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation**. New York: CABI Publ., 2002. p. 291-303.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, London, v. 403, p. 853-858, Feb. 2000.

NEGRÃO, M.F.F.; VALLADARES-PÁDUA, C. Registros de mamíferos de maior porte na Reserva Florestal Morro Grande, São Paulo. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 6, n. 2, p. 1-13, maio 2006.

- OEHLER, J.D.; LITVAITIS, J.A. The role of spatial scale in understanding responses of medium-sized carnivores to forest fragmentation. **Canadian Journal of Zoology**, Ottawa, v. 74, p. 2070-2069, 1996.
- OLIFIERS, N.N.; CERQUEIRA, R. Fragmentação de Hábitat: Efeitos históricos e ecológicos. In: ROCHA, C.F.D; BERGALLO, H.G.; SLUYS, M.V.; ALVES, M.A.S. **Biologia da conservação: essências**. São Carlos: Editora Rima, 2006. p. 261-280.
- OLIVEIRA, J.A.; BONVICINO, C.R. Ordem Rodentia. In: REIS, N.R.; PERACCHI, A.L.; PEDRO, W.A.; LIMA, I.P. **Mamíferos do Brasil**. Londrina: Edifurb, 2006. p. 347-406.
- OLIVEIRA, V.B.; CÂMARA, E.M.V.C.; OLIVEIRA, L.C. Composição e caracterização da mastofauna de médio e grande porte do Parque Nacional da Serra do Cipó, Minas Gerais, Brasil. **Mastozoologia Neotropical**, Mendoza, v. 16, n. 2, p. 355-364, 2009.
- PAGLIA, A.P; FERNANDEZ, F.A.S.; MARCO Jr., P. Efeitos da fragmentação de habitats: quantas espécies, quantas populações, quantos indivíduos, e serão eles suficientes? In: ROCHA, C.F.D; BERGALLO, H.G.; SLUYS, M.V.; ALVES, M.A.S. **Biologia da conservação: essências**. São Carlos: Editora RiMa, 2006. p. 282-316.
- PARDINI, R.; SOUZA, S.M. de; BRAGA-NETO, R.; METZGER, J.P. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. **Biological Conservation**, Essex, v. 124, p. 253-266, 2005.
- PARDINI, R.; BUENO, A.A.; GARDNER, T.A.; PRADO, P.I.; METZGER, J.P. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. **PLoS ONE**, Ontario, v. 5, n. 10, p. 1-10, Oct. 2010.
- PARDINI, R.; DITT, E.H.; CULLEN Jr., L.; BASSI, C.; RUDRAN, R. Levantamento rápido de mamíferos terrestres de médio e grande porte. In: CULLEN Jr., L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PÁDUA, C. **Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo de vida silvestre**. Curitiba: UFPR, 2003. p. 181-202.
- PARDINI, R.; FARIA, D.; ACCACIO, G.M.; LAPS, R.R.; MARIANO-NET, E.; PACIENCIA, M.L.B.; DIXO, M.; BAUMGARTEN, J. The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: a multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. **Biological Conservation**, Essex, v.142, p.1178-1190, Mar. 2009.
- PASSAMANI, M.; DALMASCHIO, J.; LOPES, S.A. Mamíferos não-voadores em áreas com predomínio de Mata Atlântica da Samarco Mineração S.A., município de Anchieta, Espírito Santo. **Biotemas**, Florianópolis, v. 18, n. 1, p. 135-149, 2005.
- PENTEADO, M. **Distribuição e abundância de aves em relação ao uso da terra na bacia do rio Passa-Cinco, Estado de São Paulo, Brasil**. 2006. 131 p. Tese (Doutorado em Ecologia de Agroecossistemas) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

- PIRES, A.S.; FERNANDEZ, A.S.; BARROS, C.S. Vivendo em um mundo em pedaços: efeitos da fragmentação florestal sobre comunidades e populações animais. In: ROCHA, C.F.D; BERGALLO, H.G.; SLUYS, M.V.; ALVES, M.A.S. **Biologia da conservação**: essências. São Carlos: RIMA, 2006. p. 231-260.
- PRADO, M.R.; ROCHA, E.C.; GIUDICE, G.M.L. Mamíferos de médio e grande porte em um fragmento de mata atlântica, Minas Gerais, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 32, n. 4, p. 741-749, 2008.
- PÜTTKER, T.; PARDINI, R.; MEYER-LUCHT, Y.; SOMMER, S. Responses of five small mammal species to micro-scale variations in vegetation structure in secondary Atlantic Forest remnants, Brazil. **BMC Ecology**, London, v. 8, n. 9, p. 1-10, May 2008.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R**: a language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. Disponível em: <<http://www.r-project.org>>. Acesso em: 10 jan. 2012.
- REIS, N.R.; PERACCHI, A.L.; PEDRO, W.A.; LIMA, I.P. **Mamíferos do Brasil**. Londrina: Edifurb, 2006. 437 p.
- RICKETTS, T.H. The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. **The American Naturalist**, Chicago, v. 158, n. 1, p. 87-99, July 2001.
- RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J.; HIROTA, M.M. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, p. 1141-1153, Mar. 2009.
- ROCHA, E.C.; DALPONTE, J.C. Composição e caracterização da fauna de mamíferos de médio e grande porte em uma pequena reserva de cerrado em Mato Grosso, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 30, n. 4, p. 669-678, 2006.
- ROCHA, V.J.; REIS, N.R.; SEKIAMA, M.L. Dieta e dispersão de sementes por *Cerdocyon thous* (Linnaeus) (Carnivora, Canidae), em um fragmento florestal no Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 21, n. 4, p. 871-876, dez. 2004.
- ROCHA-MENDES, F.; BIANCONI, G.V. Opportunistic predatory behavior of margay, *Leopardus wiedii* (Schinz, 1821), in Brazil. **Mammalia**, Paris, v. 73, p. 151-152, 2009.
- SAUNDERS, D.A.; HOBBS, R.J.; MARGULES, C.R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation Biology**, Boston, v. 5, n. 1, p. 18-32, 1991.
- SIH, A.; JONSSON, B.G.; LUIKART, G. Habitat loss: ecological, evolutionary and genetic consequences. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v. 15, n. 4, p. 132-134, Sept. 2000.

SILVA, C.R. **Riqueza e diversidade de mamíferos não-voadores em um mosaico formado por plantios de *Eucalyptus saligna* e remanescentes de Floresta Atlântica no município de Pilar do Sul, SP.** 2001. 81 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestas) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2001.

SILVA, J.M.C., CASTELETTI, C.H.M. Status of the biodiversity of the Atlantic Forest of Brazil. In: GALINDO-LEAL, C., CÂMARA, I.G. **The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook.** Washington: CABS and Island Press, 2003. p. 43–59.

SILVA, J.M.C.; TABARELLI, M. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. **Nature**, London, v. 404, p.72-74, Mar. 2000.

SILVEIRA, L. **Ecologia e conservação dos mamíferos carnívoros do Parque Nacional das Emas, Goiás.** 1999. 125 p. Dissertação (Mestrado em Biologia - Ecologia) - Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 1999.

SILVEIRA, P.B. **Mamíferos de médio e grande porte em florestas de *Eucalyptus* spp com diferentes densidade de sub-bosque no município de Itatinga, SP.** 2005. 75 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

SILVEIRA, H.L.F.; VETTORAZZI, C.A.; VALENTE, R.O.A. Avaliação multicriterial no mapeamento de risco de incêndios florestais, em ambiente sig, na bacia do rio Corumbataí, SP. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 32, n. 2, p. 259-268, 2008.

SHÄFFER, C.L. **Nature reserves - island theory and conservation practice.** Washington: Smithsonian Institution Press, 1990. 189 p.

SMITH, A.C.; FAHRIG, L.; FRANCIS, C.M. Landscape size affects the relative importance of habitat amount, habitat fragmentation, and matrix quality on forest birds. **Ecography**, Copenhagen, v. 34, p. 103-113, 2011.

STALLINGS, J.R. Notes on feeding habits of *Mazama gouazoubira* in the chaco boreal of Paraguay. **Biotropica**, Washington, v. 16, n. 2, p. 155-157, June 1984.

TALAMONI, S.A.; MOTTA-JUNIOR, J.C.; DIAS, M.M. Fauna de mamíferos da Estação Ecológica de Jataí e da Estação Experimental de Luiz Antônio. In: SANTOS, J.E.; PIRES, J.S.R. **Estação Ecológica Jataí.** São Carlos: RIMA, 2000. p. 317-329.

TERBORGH, J. Maintenance of diversity in tropical forest. **Biotropica**, Washington, v. 24, n. 2b, p. 283-292, June 1992.

TERBORGH, J.; LOPEZ, L.; NUÑEZ, P.; RAO, M.; SHAHABUDDIN, G.; ORIHUELA, G.; RIVEROS, M.; ASCANIO, R.; ADLER, G.H.; LAMBERT, T.D.; BALBAS, L. Ecological meltdown in predator-free forest fragments. **Science**, Washington, v. 24, p. 1923-1926, Nov. 2001.

THOMPSON, S.K.; SEBER, G.A.F. **Adaptive sampling**. New York: John Wiley, 1996. 265 p.

TIEPOLO, L.M.; TOMAS, W.M. Ordem Artiodactyla. In: REIS, N.R.; PERACCHI, A.L.; PEDRO, W.A.; LIMA, I.P. **Mamíferos do Brasil**. Londrina: Edifurb, p. 283-303, 2006.

TIRELLI, F.P. **Análise comparativa de nichos tróficos de carnívoros (Mammalia, Carnivora) da região de Alta Floresta, Estado do Mato Grosso, Brasil**. 2010. 74 p. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal) - Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2010.

TÓFOLI, C.F. **Frugivoria e dispersão de sementes por *Tapirus terrestris* (Linnaeus, 1758) na paisagem fragmentada do Pontal do Paranapanema**. 2006. 89 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

TURNER, I.M.; CORLETT, R.T. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v. 11, p.330-333, Aug. 1996.

TURNER, M.G. Landscape ecology: the effect of pattern on process. **Annual Review of Ecology and Systematic**, Palo Alto, v. 20, p. 171-197, 1989.

TURNER, M.G.; GARDNER, R.H. **Quantitative methods in landscape ecology: the analysis and interpretation of landscape heterogeneity**. New York: Springer Verlag, 1990. 536 p.

UEZU, A. **Composição e estrutura da comunidade de aves na paisagem fragmentada do Pontal do Paranapanema**. 2006. 193 p. Tese (Doutorado em Ciências) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006

UEZU, A.; BEYER, D.D.; METZGER, J.P. Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic forest region? **Biodiversity and Conservation**, London, v. 17, p. 1907-1922, Jan. 2008.

UMETSU, F.; PARDINI, R. Small mammals in a mosaic of forest remnants and anthropogenic habitats-evaluating matrix quality in an Atlantic forest landscape. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v.22, p.517-530, Oct. 2007.

UMETSU, F.; METZGER, J.P.; PARDINI, R. Importance of estimating matrix quality for modeling species distribution in complex tropical landscapes: a test with Atlantic forest small mammals. **Ecography**, Copenhagen, v. 31, p. 359-370, 2008.

URBAN, D.; O'NEIL, R.V; SHUGART, H.JR. Landscape ecology: a hierarchical perspective can help scientists understand spatial patterns. **BioScience**, Washington, v. 37, n. 2, p. 119-127, Feb. 1987.

VALENTE, R.O.A.; VETTORAZZI, C.A. Análise da estrutura da paisagem na bacia do rio Corumbataí, SP. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 62, p. 114-129, dez. 2002.

_____. Mapeamento do uso e cobertura do solo na bacia do Rio Corumbataí, SP. **Circular Técnica IPEF**, Piracicaba, n. 196, p. 1-13, maio 2003.

_____. Avaliação da estrutura florestal na bacia hidrográfica do rio Corumbataí, SP. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 68, p. 45-57, ago. 2005.

_____. Definition of priority areas for forest conservation through the ordered weighted averaging method. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 256, p. 1408-1417, 2008.

VANDERHOFF, E.N.; HODGE, A.M.; ARBOGAST, B.S.; NILSSON, J.; KNOWLES, T.W. Abundance and activity patterns of the margay (*Leopardus wiedii*) at a mid-elevation site in the eastern andes of Ecuador. **Mastozoologia Neotropical**, Mendoza, v. 18, n. 2, p. 271-279, 2011.

VANDERMEER, J.; CARVAJAL, R. Metapopulation dynamics and the quality of the matrix. **The American Naturalist**, Chicago, v. 158, n. 3, p. 211-220, Sept. 2001.

VARGAS, F.C.; VARGAS, S.C.; MORO, M.E.G.; SILVA, V.; CARRER, C.R.O. Monitoramento populacional de capivaras (*Hydrochaeris hydrochaeris* Linnaeus, 1766) em Pirassununga, SP, Brasil. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 37, n. 4, p. 1104-1108, jul. 2007.

VERDADE, L.M.; FERRAZ, K.M.P.M.B. Capybaras in na anthropogenic habitat in southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 66, n. 1B, p. 371-378, 2006.

VIANA, V.M.; PINHEIRO, L.A.F.V. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. **Série Técnica IPEF**, Piracicaba, v.12, n.32, p. 25-42, dez. 1998.

VIEIRA, E.M. Highway mortality of mammals in central Brazil. **Ciência e Cultura**, São Paulo, v. 48, n. 4, p. 2070-272, ago. 1996.

VIEIRA, M.V.; OLIFIERS, N.; DELCIELLOS, A.C.; ANTUNES, Z.V.; BERNARDO, L.R.; GRELE, C.E.V.; CERQUEIRA, R. Land use vs. fragment size and isolation as determinants of small mammal composition and richness in Atlantic Forest remnants. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, p.1191-1200, Mar. 2009.

VIVEIROS DE CASTRO, E.B.; FERNANDEZ, F.A.S. Determinants of differential extinction vulnerabilities of small mammals in Atlantic forest fragments in Brazil. **Biological Conservation**, Essex, v. 119, p. 73-80, 2004.

WANG, E. Diets of ocelots (*Leopardus pardalis*), margays (*L. wiedii*) and ocellas (*L. tigrinus*) in the Atlantic Rainforest in southeast Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, Lisse, v. 37, n. 3, p. 207-212, 2002.

WATLING, J.I.; NOWAKOWSKI, A.J.; DONNELLY, M.A.; ORROCK, J.L. Meta-analysis reveals the importance of matrix composition for animals in fragmented habitat. **Global Ecology and Biogeography**, Malden, v. 20, p. 209-217, 2011.

WIENS, J.A.; SCHOOLEY, R.L.; WEEKS Jr, R.D. Patchy landscape and animal movements: do beetles percolate? **Oikos**, Copenhagen, v. 78, p. 257-264, Mar. 1997.

WILCOVE, D.S.; MAY, R.S. National park boundaries and ecological realities. **Nature**, London, v. 324, p. 206-20, Nov. 1986

WILCOVE, D.S.; McLELLAN, C.H.; DOBSON, A.P. Habitat fragmentation in the temperate zone. In: SOULÉ, M.E. **Conservation biology: the science of scarcity and diversity**. Sunderland: Sinauer, 1986. p. 237-256.

WILCOX, B.A.; MURPHY, D.D. Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. **The American Naturalist**, Chicago, v.125, p.879-887, June 1985.

APÊNDICES

APÊNDICE A – Uso e cobertura do solo, ao longo de cinco anos, em cada sítio amostral, na matriz de cana-de-açúcar (Cn_n) e na matriz de pasto (Pn_n)

