

**Universidade de São Paulo  
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”**

**O papel dos remanescentes florestais na retenção da  
biodiversidade e conservação da água em uma paisagem  
fragmentada na região central de RONDÔNIA**

**Rodrigo Anzolin Begotti**

Tese apresentada para obtenção do título de Doutor  
em Ciências, Programa: Recursos Florestais.  
Opção em: Conservação de Ecossistemas  
Florestais

**Piracicaba  
2014**

Rodrigo Anzolin Begotti  
Ecólogo

**O papel dos remanescentes florestais na retenção da biodiversidade e  
conservação da água em uma paisagem fragmentada na região central de  
Rondônia**

versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientador:  
Prof. Dr. **SILVIO FROSINI DE BARROS FERRAZ**

Tese apresentada para obtenção do título de  
Doutor em Ciências. Programa: Recursos  
Florestais. Opção em: Conservação de  
Ecossistemas Florestais

**Piracicaba  
2014**

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

Begotti, Rodrigo Anzolin

O papel dos remanescentes florestais na retenção da biodiversidade e conservação da água em uma paisagem fragmentada na região central de RONDÔNIA / Rodrigo Anzolin Begotti.- - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2014.

117 p: il.

Tese (Doutorado) - - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 2014.

1. Amazônia 2. Conservação da biodiversidade 3. Água 4. Desmatamento  
5. Dinâmica do uso da terra I. Título

CDD 333.91  
B417p

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

*Aos meus pais Redirval e Martha pelo apoio incondicional.*

*Ao meu querido filho Bernardo pela alegria de sua chegada em nossas vidas.*

*À Renata pelo amor, apoio e companheirismo.*

*E em memória da minha querida avó Joana pelo exemplo, pela coragem e por ser simplesmente ela, a minha vizinha querida e que deixou muitas saudades.*



## AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus pais Redirval e Martha por estarem ao meu lado desde sempre, muito antes do projeto de pesquisa que deu origem a essa tese ficar pronto e pelo apoio durante os longos meses sem bolsa. À Renata que esteve ao meu lado durante esses quase cinco anos de muito trabalho e sacrifício, minha imprescindível parceira dos melhores aos piores momentos, sobretudo aqueles que vivemos, sofremos e superamos juntos. Rê, te amo! Ao Bernardo, o meu Tetê, pela alegria de sua chegada, pelo novo sentido em nossas vidas e pela risada mais linda do mundo. Aos meus irmãos Carlos Eduardo e Renato pela amizade, assim como para as minhas cunhadas Dekalaf e Patrícia. Aos meus sogros Edna Alonso e Renato Miotto pela pronta ajuda sempre quando necessária. À minha companheirinha Foca, que sempre esteve em todos os momentos ao meu lado, seja como “secretária”, como sombra mesmo, seja pedindo comida ou um passeio, simplesmente cuidando de mim e que deixou muitas saudades e lembranças inesquecíveis.

Aos meus amigos Ricardo “Saldanha” Bovendorp, Anaiá da Paixão Sevá e Michel Metran que me apoiaram quando de minha chegada a Piracicaba. A Maureen Voigtlaender, Carolina Bozetti, Ricardo Taniwaki e Felipe “B-nito” Rossetti pela amizade e disposição para ajudar sempre. A todos do Laboratório de Hidrologia Florestal em especial Carla Cassiano, Paulo Molin, Cassio Maia, Lara Garcia, Vanessa Sontag, Frederico Miranda, Jessica Sampaio e Yuri Forte.

Ao meu orientador Prof. Dr. Silvio Ferraz pela confiança e ajuda. À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pelo auxílio pesquisa (Processo nº 2009/12318-0) e pela bolsa de doutorado (Processo nº

2010/18046-9). A Idea Wild pela doação de equipamentos. Ao Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), pelo fornecimento das imagens de satélite utilizadas nesse trabalho. Ao Prof. Dr. Alex V. Krusche e Alexandra Montebelo pela ajuda na preparação do material de coleta e pelas análises das amostras de água em laboratório. Aos amigos de Rondônia: Leandro Soares M. Dill pela ajuda imprescindível na chegada em Porto Velho durante todas as campanhas em campo. A Sra. Uta Schmitz e Giovani Bongioiolo pelo apoio e por toda a ajuda durante o trabalho de campo, assim como Antonio “Ceará” Marcos, Amarildo e Eliane Brandelero, Jair “Biba” e todos os seringueiros e suas famílias das RESEX Castanheira e Aquariquara. A todos os proprietários, funcionários e famílias dos lotes e fazendas visitadas que me receberam e autorizaram o meu trabalho.

Ao Prof. Dr. Carlos A. Peres pela ajuda principalmente quando tudo parecia sem solução, pela confiança e amizade. A Prof. Dra. Renata Alcarde por dizer “está tudo certo” e tirar um peso enorme das minhas costas em relação às análises estatísticas. Aos meus amigos do estrangeiro em especial Joseph Hawes e Jennifer Anne pela recepção e acolhida durante o período sanduíche. Ao Davi Teles, Rafael Homem e Paula Bellodi pelos passeios e boas risadas. A Ricardo Correia, Vanessa Richardson, Helena Nery pelo bom humor e pelas conversas sem a tecla SAP. A secretária do PPG em Recursos Florestais, Giovana Oliveira, pela ajuda e prestatividade nos tensos momentos finais de cumprimento de prazos.

Aos amigos de sempre Luís Fernando “Cabelo de Urso” Ribeiro, Liara Macedo, Leonardo Trevellin, Leonardo Cancian, Gabi Camargo e Marcia Sayuri. Se eu me esqueci de mencionar alguém, por favor, me perdoe, o esgotamento mental desse final de doutorado não me impediu de lhe ser grato, não tenha dúvida.

## SUMÁRIO

RESUMO.....	9
ABSTRACT.....	11
1 INTRODUÇÃO.....	13
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	17
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	27
3.1 Área de estudo.....	27
3.2 Obtenção e processamento das imagens de satélite.....	29
3.3 Mapeamento da cobertura do solo.....	30
3.4 Base cartográfica.....	31
3.5 Delineamento amostral.....	34
3.6 Análise da estrutura e dinâmica da paisagem.....	35
3.7 Coleta de dados de fauna e pressão de caça.....	42
3.8 Composição físico-química da água de riachos.....	47
3.9 Análises estatísticas.....	52
3.9.1 Estrutura e dinâmica da paisagem.....	52
3.9.2 Dados de fauna e pressão de caça.....	56
3.9.3 Características físico-químicas da água de riachos.....	57
4 RESULTADOS.....	59
4.1 Estrutura e dinâmica da paisagem.....	59
4.2 Dados de fauna e pressão de caça.....	70
4.3 Características físico-químicas da água de riachos.....	77
5 DISCUSSÃO.....	87
5.1 Estrutura e dinâmica da paisagem.....	87
5.2 Dados de fauna e pressão de caça.....	90
5.3 Características físico-químicas da água de riachos.....	92
6 CONCLUSÕES/CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	95
REFERÊNCIAS.....	97
ANEXOS.....	113



## RESUMO

### **O papel dos remanescentes florestais na retenção da biodiversidade e conservação da água na região central de Rondônia**

Em toda a superfície terrestre o uso humano está transformando grande parte das florestas, especialmente na região tropical. O desmatamento de florestas tropicais é uma das principais fontes de emissão de gases do efeito estufa e a principal ameaça à conservação de espécies e dos serviços ambientais prestados pela floresta. Dentro desse contexto que também envolve a fragmentação do habitat, o objetivo desse trabalho foi analisar como as relações entre a dinâmica do uso e cobertura da terra afetaram a estrutura e composição da comunidade de vertebrados, e também a qualidade da água em riachos no Sudoeste da Amazônia brasileira. Nós analisamos esse processo em uma área de aproximadamente 50000 km<sup>2</sup> por meio de mapas classificados a partir de imagens de satélite ao longo de 36 anos de monitoramento. Nós observamos uma perda de floresta da ordem de 24826 km<sup>2</sup> relacionada, dentre outros fatores, à expansão da malha viária de 3158 km para 12863 km de extensão, tornando a área de estudo como uma das mais desmatadas de toda a Amazônia brasileira. A dinâmica do uso e cobertura da terra ao longo da série temporal mostra que as paisagens com desmatamento mais recente apresentaram fragmentação mais intensa do que aquelas com desmatamento mais antigo e onde ocorreu pequena ou nenhuma derrubada de floresta. Os resultados da inferência com modelos generalizados de mínimos quadrados mostram que a proximidade das estradas é um dos fatores que contribuem para o aumento no desmatamento, principalmente em áreas com menor declividade e distantes dos rios. Os modelos lineares generalizados com os maiores valores de importância relativa para explicar a riqueza de espécies, biomassa agregada e o índice de vulnerabilidade à caça foram compostos pela área, número e distância entre os fragmentos como variáveis independentes. A área de floresta é importante também para a conservação da água, principalmente quanto à sua proporção na faixa de 100 m ao longo dos riachos amostrados. Levando-se em conta as características dos solos predominantes na microbacias e a sazonalidade, principalmente nos meses chuvosos, a redução de floresta próxima aos rios é responsável pelo aumento nas concentrações de alumínio, fosfato, sedimentos em suspensão, amônio e nitrato, de acordo com nossos modelos lineares generalizados. Ao final, considerações foram feitas a respeito do aumento da fiscalização e da regularização fundiária para impedir que a fronteira do desmatamento continue a avançar sobre áreas de floresta primária, e que o manejo das áreas fragmentadas inclua a restauração da floresta, principalmente ao longo dos rios para diminuir o isolamento dos fragmentos remanescentes. Nós ressaltamos também, a necessidade de se estudar como as perturbações recorrentes nos fragmentos como corte seletivo e incêndios continuam afetando a comunidade de vertebrados que ocorrem fora das áreas contínuas de floresta.

Palavras-chave: Amazônia; Conservação da biodiversidade; Água; Desmatamento; Dinâmica do uso da terra



## ABSTRACT

### **The role of forest remnants on biodiversity retention and water conservation in a fragmented landscape of central region of Rondônia state, Brazil**

Extensive areas across the Earth surface have been modified by human land uses, particularly in the tropical region. Deforestation is one of main sources of emissions of greenhouse gases and the main threat to the conservation of biodiversity and ecosystem services provided by tropical forests. In the context of human-modified landscapes, including forest fragmentation, the main goal of this work is to understand the relationships between land use and land cover dynamics and the changes in the structure and composition of forest vertebrate community and also, the alterations in the quality of surface water in catchments. We assess land use dynamics about 50,000 km<sup>2</sup> of study area located in Southwestern Brazilian Amazon. By mean of maps of land cover classified from satellite images based in a 36-year monitoring, we observed a forest loss of 24,826 km<sup>2</sup> related to the expansion of road network from 3158 km to 12863 km in the same period. This result makes the study area as the most deforested of entire Brazilian Amazon. The land use dynamics show that fragmentation is higher in recent deforestation frontier than in both older deforestation and landscapes with few or no deforestation detected. Our results from inference with generalized least square models show that distance to the roads affects negatively the deforestation rates, mainly in flat areas and near to small and large rivers. The generalized linear models with higher relative importance to explain the species richness, aggregate biomass and the index of hunting vulnerability had as predictors the fragment area, number of patches and distance between fragments as major attributes of the landscape that affects the vertebrate community. The forest is important for maintenance of stream water quality, particularly if there is forest cover in the 100 m strips alongside the streams, considering the soil characteristics such as proportion of bases and seasonality. In our GLM multi-model analysis, the higher proportion of forest in surroundings the streams contributes to the increasing of concentrations in the rainy season of aluminum, phosphate, suspension sediments, ammonium and nitrate. At the end, we made consideration about law enforcement and landownership, to preclude the deforestation toward extensive areas of pristine forest. Moreover, we suggest that in fragmented landscapes the conservation efforts to be concentrated in forest restoration, mainly near to rivers, to reduce the isolation of the fragments. We highlighted the importance in monitoring the biodiversity responses to recurrent disturbing sources such as selective logging and accidental forest fires in fragmented landscapes.

Keywords: Amazon; Biodiversity conservation; Water; Tropical deforestation; Land use dynamics



## 1 INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, a conversão de áreas de floresta para uso humano está transformando grande parte da superfície terrestre, especialmente na região tropical (HANSEN et al., 2010). O desmatamento de florestas tropicais é um dos grandes responsáveis pelo aumento das concentrações de gases do efeito estufa na atmosfera (ZHANG et al., 2001; PIELKE et al., 2002; FEARNSIDE; LAURANCE, 2004). Além disso, o desmatamento é a principal ameaça direta à conservação de espécies tropicais (FOLEY et al., 2005; GIBSON et al., 2011) e à perda de serviços ambientais providos pela floresta (FOLEY et al., 2007).

A crescente demanda global por *commodities* agrícolas e madeira está delineando uma mudança nos agentes econômicos que influenciam o desmatamento (LAMBIN et al., 2001). No lugar dos grandes projetos de assentamento em pequenas propriedades e empreendimentos agropecuários financiados pelos governos centrais, que entre as décadas de 1960 e 1970 foram os responsáveis pela derrubada de extensas áreas de floresta na região tropical, a força motriz do desmatamento nas décadas de 1980 e 1990 foi influenciada pela atuação de grandes conglomerados internacionais com foco na produção para exportação de produtos como soja, carne, óleo de palma, etc. (NEPSTAD et al., 2006; RUDEL et al., 2009; GIBBS et al., 2010). Por outro lado, o aumento da produtividade, a intensificação da pecuária juntamente com o boicote aos produtos oriundos de áreas recentemente desmatadas (a moratória da soja, por exemplo), tem diminuído a pressão dessas atividades sobre áreas de floresta, ao menos na Amazônia brasileira (MACEDO et al., 2012; LAPOLA et al., 2014).

Considerando tais mudanças do contexto sócio econômico, o desmatamento na região tropical em todo o mundo entre os anos de 2000 e 2005 foi de aproximadamente 470000 km<sup>2</sup>, representando uma perda superior àquela ocorrida em florestas das regiões temperada e boreal para o mesmo período (HANSEN et al., 2010). Particularmente na Amazônia, a maior extensão de floresta tropical do planeta, taxas anuais de desmatamento em níveis alarmantes tem sido observadas nas últimas décadas. Apesar da progressiva redução observada entre os anos de 2004 a 2012, a taxa de desmatamento voltou a elevar-se no ano de 2013 (INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS - INPE, 2014). Desde 1988, a

área de floresta desmatada somente em território brasileiro atingiu 402615 km<sup>2</sup> (INPE, 2014).

Na Amazônia, as mudanças do uso e cobertura da terra causadas pelo desmatamento tem recebido grande atenção em decorrência de seus impactos negativos (SOARES-FILHO et al., 2006; LAURANCE et al., 2014). Isto se deve à importância da Floresta Amazônica como reguladora do clima regional e global (MALHI et al., 2008; NEPSTAD et al., 2008) por meio da retenção grandes quantidades de carbono em sua biomassa (PAN et al., 2011) e pela emissão por parte da vegetação de aerossóis que facilitam a formação de nuvens e por consequência a precipitação (PÖSCHL et al., 2010; PÖHLKER et al., 2012). Além disso, a Amazônia abriga parcela considerável da biodiversidade terrestre (PERES et al., 2010). As causas do desmatamento são frequentemente associadas a múltiplos fatores que interagem entre si em diferentes escalas temporais e espaciais, desde a propriedade onde ocorre a mudança do uso ou da cobertura da terra, a aspectos sócio-econômicos globais (LAMBIN et al., 2003; BRONDIZIO; MORAN, 2012). Por esse motivo, surgiu nas últimas décadas um ramo interdisciplinar do conhecimento que busca entender a complexidade das interações entre esses fatores e as consequências associadas às mudanças no uso e cobertura da terra. A chamada 'Ciência das Mudanças da Terra' incorpora conhecimentos de Sensoriamento Remoto, Ciência Política, Processos Ecológicos, Economia, Governança Institucional, Ecologia da Paisagem, Biogeografia, dentre outros (TURNER II et al., 2008).

Nesse contexto, o principal objetivo desse trabalho foi o de avaliar como a dinâmica do uso e cobertura da terra afetaram a estrutura e a composição da comunidade de vertebrados e a qualidade da água em uma área cuja paisagem florestal original foi altamente fragmentada no estado de Rondônia, Sudoeste da Amazônia brasileira. Especificamente, os objetivos foram descrever e analisar a dinâmica do uso e cobertura da terra entre os anos de 1975 e 2011 e a paisagem resultante, de forma a entender como ela interferiu na estrutura e composição da comunidade de médios e grandes mamíferos, e também de aves e répteis potencialmente cinegéticos. Além disso, outro objetivo foi o de analisar a influência da estrutura da paisagem e do processo de desmatamento nas características físico-químicas da água de riachos.

Seguindo esses objetivos, quatro perguntas foram elaboradas: i) A expansão da malha viária e as mudanças recentes no contexto sócio econômico modificaram a dinâmica do uso e cobertura da terra? ii) Quais fatores ambientais e sócio econômicos melhor explicam a estrutura e configuração da paisagem atual? iii) Quais são os atributos da paisagem e as fontes de perturbação que mais interferem na estrutura e composição de espécies de vertebrados presentes nos fragmentos florestais remanescentes? iv) Qual a relação entre a dinâmica do desmatamento, estrutura e distribuição dos fragmentos florestais, características físicas das microbacias e os parâmetros físico-químicos da água de riachos? A modificação da paisagem florestal e o histórico de perturbações são determinantes nos processos de extinção local e degradação dos ecossistemas terrestres (BOWEN et al., 2007) e aquáticos (JOHNSON et al., 1997; ALLAN et al., 2002), que resultam em perda de biodiversidade e de serviços ambientais providos por esses ecossistemas (SILVER et al., 1996; FOLEY et al., 2005). Dessa forma, foram propostas duas hipóteses a serem testadas para avaliar o papel dos fragmentos florestais remanescentes. A primeira é de que há padrões distintos de dinâmica do uso e cobertura da terra em resposta às mudanças no contexto sócio-econômico acima descritas que, influenciadas pelo meio biofísico, tornaram paisagens antigas e recentemente desmatadas estruturalmente diferentes. Na segunda hipótese, a retenção de biodiversidade e a manutenção da qualidade da água de riachos são alteradas pelo histórico de perturbações medido pela dinâmica do uso e cobertura da terra, agindo de forma conjunta com a estrutura atual da paisagem florestal e características físicas das áreas drenadas por esses corpos d'água.



## 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Para entender como a dinâmica do uso e cobertura da terra e a fragmentação da paisagem florestal afetam a comunidade de vertebrados e a qualidade da água é necessária a revisão de alguns conceitos básicos. O termo *uso da terra* refere-se à superfície da terra como um recurso utilizado com finalidade social, econômica, cultural, política ou outro valor ou função (ASPINALL; HILL, 2008). O tipo de manejo aplicado a uma área de floresta, por exemplo, pode ser considerado como um uso da terra, de modo que áreas utilizadas para a extração de produtos florestais, sejam eles madeireiros ou não, diferenciam-se quanto ao uso de áreas de floresta destinadas à conservação. A *cobertura da terra* diz respeito às características biofísicas da superfície terrestre (COMBER et al., 2005). As áreas de floresta, manejadas economicamente ou para conservação, na essência, são áreas nas quais a cobertura da terra caracteriza-se por floresta.

Define-se *paisagem*, como uma unidade distinta, mensurável e com algumas características de interesse, sendo que, em ao menos uma delas há heterogeneidade (FORMAN; GODRON, 1986; FORMAN, 1995). Essas características formam um mosaico de elementos da paisagem que podem ser de ecossistemas naturais a usos da terra modificados pelo homem, que se repetem dentro dessa unidade (FORMAN; GODRON, 1986; URBAN et al., 1987; FORMAN, 1995). O termo *região*, por sua vez, refere-se a uma extensão de terra formando um mosaico no qual se agrupam duas ou mais paisagens (FORMAN; GODRON, 1981; 1986).

Existem três características que são estudadas nas paisagens e são responsáveis por determinar padrões e modular processos que ocorrem nessa unidade espacial de estudo: a estrutura, a funcionalidade e as mudanças da paisagem (FORMAN; GODRON, 1986). A estrutura refere-se às relações espaciais entre cada um dos elementos dentro da paisagem (TURNER, 1989). A estrutura da paisagem pode ser subdividida em composição (quantidade e tipos de cada elemento presente na paisagem) e configuração (distribuição espacial desses elementos dentro da paisagem) (MCGARIGAL et al., 2002). A funcionalidade da paisagem diz respeito às interações entre os elementos da paisagem, como fluxos de energia, matéria e organismos (TURNER, 1989). As mudanças da paisagem

referem-se às alterações em escala espacial e temporal que ocorrem na estrutura e na funcionalidade dos elementos da paisagem ao longo do tempo (TURNER, 1989).

Esses conceitos combinados com técnicas de sensoriamento remoto permitem relacionar padrões espaciais a processos de mudança do uso e cobertura da terra (NAGENDRA et al., 2004). De acordo com Turner II et al. (2008), a 'Ciência da Mudança da Terra' tem como objetivo elucidar quatro aspectos a ela relacionados: i) melhorar a observação e o monitoramento da dinâmica do uso e cobertura da terra; ii) melhorar o entendimento da dinâmica considerando as interações entre humanos e ambiente; iii) modelar de forma espacialmente explícita a dinâmica do uso e cobertura da terra e; por fim, iv) avaliar as consequências das mudanças nas interações homem/ambiente como vulnerabilidade, resiliência e sustentabilidade. Seguindo esses princípios, o primeiro passo é identificar os fatores que influenciam a dinâmica do uso e cobertura da terra. Esses fatores são caracterizados como causas imediatas (*proximate causes*) e forças motrizes implícitas (*undelying driving forces*) (GEIST; LAMBIN, 2002). Causas imediatas podem ser entendidas como ações imediatas ou atividades humanas em escala local, como a expansão de áreas de cultivo, extração de madeira, expansão de infraestrutura, com claras variações de uma região para outra (GEIST; LAMBIN, 2002). Forças motrizes implícitas são processos que interagem entre si operando em escala local, mas tem impacto indireto em escala nacional e global (GEIST; LAMBIN, 2002). Exemplos de forças motrizes implícitas são variáveis econômicas, institucionais, tecnológicas, culturais e demográficas.

As mudanças no uso e cobertura da terra podem ser separadas de acordo com sua natureza, destacando-se o papel fundamental das técnicas de sensoriamento remoto e o uso de séries temporais de dados e imagens de satélite para identificar e diferenciar o que são *conversão* e *modificação*. A conversão da cobertura da terra é a completa substituição de uma dada cobertura por outra, enquanto que modificação é uma mudança súbita no caráter da cobertura sem alterar sua classificação, como a degradação de uma área de floresta por meio do corte seletivo (LAMBIN et al., 2003). De acordo com a dinâmica do uso e cobertura da terra, tanto a conversão, quanto a modificação podem ocorrer de modo *progressivo* ou *gradual*, como também podem ocorrer de forma súbita caracterizando-se por mudanças *episódicas* (LAMBIN et al., 2003).

Considerando esses conceitos, a conversão da floresta na Amazônia ocorre por meio da derrubada das maiores árvores, das quais são retiradas aquelas de grande valor econômico, seguida da queima da vegetação remanescente (MORAES et al., 1996). Todavia, esse processo como regra, não ocorre de forma imediata. Grandes áreas de floresta são modificadas anualmente por meio da degradação causadas pelo corte seletivo, muitas vezes precedendo a derrubada da floresta por aproximadamente quatro anos (ASNER et al., 2006). Danos ao dossel e o aumento na mortalidade das árvores provocada pelo corte seletivo, tornam a floresta mais susceptível a incêndios, principalmente em períodos de menor precipitação (ASNER et al., 2004; SCHULZE; ZWEEDE, 2006). Os incêndios florestais recorrentes ou não em grandes trechos de floresta na Amazônia provocam profundas alterações na composição da fauna e na regeneração da própria floresta (PERES et al., 2003; BALCH et al., 2013), além de aumentar a emissão de carbono para a atmosfera (ARAGÃO; SHIMABUKURO, 2010).

Nos últimos 20 anos diversos pesquisadores têm investigado as mudanças do uso e cobertura da terra relacionadas ao desmatamento ao redor do mundo, nas mais diferentes escalas temporais e espaciais. Em escala global, e utilizando uma compilação de imagens de múltiplos sensores, Achard et al. (2002) estimou a perda e a degradação de floresta tropical úmida em todo o mundo, entre os anos de 1990 e 1997. Por meio de uma amostragem sistemática com estratificação, a taxa média de conversão e a modificação (degradação) das florestas no período foram de 58000 km<sup>2</sup> e 23000 km<sup>2</sup>, respectivamente, sendo o Arco do Desmatamento na Amazônia brasileira uma das regiões com os maiores valores para ambas as taxas.

Em escala regional, mapas anuais de cobertura da terra foram gerados por Aide et al. (2013) utilizando imagens do sensor *MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer)* para toda a América Latina e Caribe. De todo o desmatamento ocorrido entre os anos de 2001 e 2010, 92% se concentrou na América do Sul, em particular na Argentina, Brasil, Bolívia e Paraguai onde a maior parte da vegetação foi convertida em plantações e pastagens. Alves (2002) utilizou imagens dos sensores MSS e TM da plataforma Landsat obtidas na década de 1970 e entre o período de 1991 a 1997 para analisar a distribuição espacial do desmatamento, localizando áreas de grandes derrubadas no período. Em quase 30 anos de análise, as derrubadas de floresta menores do que 50 hectares e maiores

do que 1000 hectares representaram a maior parte do desmatamento, localizados principalmente a até 100 km de distância das principais estradas federais construídas para integrar a região ao resto do país. Utilizando modelo espectral de mistura e classificadores de árvore de decisão, Roberts et al. (2002) mapearam a variação temporal da cobertura florestal em uma superfície de cerca de 80000 km<sup>2</sup> na região Central de Rondônia entre os anos de 1975 e 1999 com imagens da plataforma Landsat. Segundo esses autores, áreas de floresta não inseridas em Unidades de Conservação e Terras Indígenas apresentam-se em pequenos fragmentos, em grande número e com formas irregulares. Entre os anos de 1999 e 2002, Asner et al. (2005) quantificaram a extensão da degradação do dossel da floresta resultado do corte seletivo e também da área desmatada para os cinco estados com as maiores taxas de desmatamento da Amazônia brasileira (Acre, Rondônia, Mato Grosso, Pará e Roraima). Ao final do período, 46150 km<sup>2</sup> e 52253 km<sup>2</sup> foram degradados e desmatados, sendo que o estado do Mato Grosso apresentou os maiores valores.

Ainda em escala regional, Colson et al. (2011) testaram a hipótese de que as políticas agrícolas adotadas na Amazônia Legal resultaram em diferentes padrões espaciais e maior heterogeneidade entre as paisagens. Os dados analisados foram obtidos de um banco de dados vetorial do IBGE e os autores não encontraram diferenças que expressem diferenças nas políticas agrícolas ou algum padrão de ocupação em relação ao uso da terra. Utilizando a normalização radiométrica das imagens Landsat por meio de imagens MODIS, Broich et al. (2011) calculou a taxa anual de conversão da floresta entre 2000 e 2008 em Sumatra e Kalimantan, na Indonésia, e identificou também áreas que eram legalmente protegidas mas foram desmatadas. A área de floresta primária e de floresta que passou por corte seletivo na ilha de Sumatra foi mapeada por Margono et al. (2012) por meio de imagens da plataforma Landsat obtidas entre os anos de 1990 e 2010. Houve no período uma redução da vegetação florestal de 5600 km<sup>2</sup> e 46300 km<sup>2</sup> das classes floresta primária intacta e floresta primária degradada, respectivamente, atribuídas à atividade da indústria madeireira. A recuperação da cobertura florestal de aproximadamente 16963 km<sup>2</sup> entre os anos de 2001 e 2010 foi observada por Sánchez-Cuervo et al. (2012) na Colômbia por meio de imagens do sensor MODIS. As causas desse aumento da cobertura florestal estão ligadas a conflitos sociais e políticos. Os autores ressaltam a necessidade de criar áreas

protegidas dentro de cada ecoregião do país e abordam a questão da conectividade estrutural da paisagem em relação ao aumento observado na área de floresta. Durante 31 anos (1977-2008), a perda de florestas estacionais decíduais na bacia do Rio Paranã, nos estados de Goiás e Tocantins, mapeadas por meio de imagens da plataforma Landsat resultou na diminuição da contribuição relativa dos fragmentos maiores do que 1000 hectares na cobertura florestal total (BIANCHI; HAIG, 2013). A extração de madeira e os danos provocados por incêndios foram avaliados por Matricardi et al. (2013), utilizando imagens da plataforma Landsat para os anos de 1992, 1996 e 1999 obtidas para a Amazônia Legal. A área degradada pela atividade madeireira e por incêndios aumentou de 11800 km<sup>2</sup> em 1992 para 35600 km<sup>2</sup> em 1999.

A dinâmica do desmatamento tem sido estudada também em escala espacial mais fina abordando uma ou diversas paisagens ao mesmo tempo. Alves et al. 1999 caracterizou a paisagem na região Central de Rondônia utilizando a mesma área imageada pelo satélite Landsat 5 na órbita/ponto 231/067 para os anos de 1975, 1985 e 1995. O desmatamento se concentrou no período próximo às estradas e aos assentamentos agrários recém implantados. Batistella et al. (2003) estudaram a dinâmica da paisagem em dois assentamento agrários na região Central de Rondônia com imagens da plataforma Landsat dos anos 1988, 1994 e 1998 analisando o comportamento de seis métricas de estrutura da paisagem. Essas métricas foram calculadas para ambos os assentamentos, e também para um deles que foi implantado juntamente com o estabelecimento de áreas comunais para seringueiros ou Reservas Extrativistas adjacentes aos lotes. Os autores observaram que o assentamento integrado às áreas comunais apresentou cobertura florestal menos fragmentada que o assentamento agrário vizinho.

Ainda em escala de paisagem, na região Norte do Equador, a distribuição espacial do desmatamento, a expansão das áreas agrícolas e a regeneração da vegetação natural foram analisadas com dados obtidos em escala de propriedade por Pan et al. (2004). As variáveis da paisagem foram obtidas nos anos de 1990 e 1999 por meio de imagens da plataforma Landsat. Modelos lineares generalizados de efeito misto indicaram que o crescimento da população resultou em subdivisão das propriedades, que por sua vez, conduziu a uma intensificação do processo de fragmentação. Ferraz et al. (2005) estudaram a dinâmica da paisagem entre os anos de 1984 e 2002 na região Centro-Norte de Rondônia utilizando uma

série bianual de imagens da plataforma Landsat. Taxas de transição das classes de cobertura da terra e métricas de estrutura da paisagem foram calculadas e cenários do desmatamento foram criados para até 10 adiante, indicando que o padrão de desmatamento observado não se sustentaria mais do que 15 anos.

Utilizando imagens da plataforma Landsat para os anos de 1973, 1989 e 2000 e classificadas pelo método híbrido (classificação supervisionada/não supervisionada), Kamusoko e Aniya (2009) analisaram a dinâmica do uso/cobertura da terra em uma área de aproximadamente 2245 km<sup>2</sup> no Zimbábue e encontraram grandes diferenças nas taxas de modificação da cobertura da terra em dois períodos notadamente distintos, um antes e outro depois da independência do país. Os danos ao dossel provocados pelo corte seletivo e incêndios florestais foram analisados no estado do Mato Grosso por Matricardi et al. (2010) em uma área de 30000 km<sup>2</sup>, entre os anos de 1992 e 2004. Utilizando diversas técnicas de sensoriamento remoto para quantificar a extensão de floresta degradada e a interação com outros tipos de uso e cobertura da terra, os autores observaram um aumento de 31% na área de floresta que foi degradada e uma diminuição de 29% na cobertura florestal no período. Na mesma área. Morton et al. (2011) mapearam os danos ao dossel por meio de uma série temporal composta de imagens da plataforma Landsat para os intervalos entre os anos 1997 e 2004 e os valores médios durante a estação seca referentes ao Índice Vegetacional de Diferença Normalizada (NDVI) obtido por meio de imagens MODIS. Cerca de 10% de toda a área de estudo foi degradada por incêndios florestais até 2002 e mais de 30% de todos os danos provocados ao dossel da floresta ocorreram em 1999, e no ano de 2002, foram observadas grandes manchas de danos superiores a 500 hectares. Os autores refutaram qualquer relação dos incêndios observados por meio dos danos ao dossel com eventos climáticos do El Niño.

Mello e Alves (2011) analisaram a dinâmica da floresta secundária na Amazônia baseados em uma série temporal de imagens da plataforma Landsat entre os anos de 1997 e 2006. Por meio de unidades amostrais com 10 quilômetros de lado, separadas de acordo com a idade do desmatamento (recente ou antigo) e com o padrão das propriedades agrícolas (pequenas e grandes) os autores concluíram que a área desmatada nas últimas quatro décadas foi maior do que as necessidades econômicas, resultando em abandono e regeneração da floresta. A dinâmica do uso e cobertura da terra em três paisagens com características biofísicas distintas da

Amazônia brasileira foram analisadas por Lu et al. (2013) para os anos de 1991, 2000 e 2008, juntamente com dados de campo de setores censitários. Essa abordagem multiescala permitiu a análise dos padrões espaciais, das condições sócio econômicas e demográficas de cada área. Em todas as paisagens houve redução da cobertura florestal e da área média dos fragmentos remanescentes, enquanto que em Lucas do Rio Verde, a contribuição absoluta do tamanho médio das áreas de pastagem aumentou consideravelmente para manchas maiores que 500 hectares.

O processo de desmatamento, a degradação e a fragmentação da floresta também estão fortemente relacionados à rápida expansão da malha viária, constituída por estradas oficiais e não oficiais (PERZ et al., 2008). A expansão da fronteira do desmatamento em escala regional ocorre quando estradas secundárias avançam em áreas anteriormente remotas de floresta a partir dos eixos rodoviários principais (LAURANCE et al., 2002; AGUIAR et al., 2007). Desse processo de ocupação humana restam fragmentos florestais de tamanho variado que ficam ainda sujeitos a uma gama de perturbações, principalmente o efeito de borda que é altamente variável no tempo e no espaço (LAURANCE et al., 2007). De toda essa gama de perturbações, boa parte delas não é detectada por técnicas de sensoriamento remoto (PERES et al., 2006).

Em estudos de conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas, a área do fragmento e o seu isolamento são os mais comuns preditores da riqueza de espécies (FAHRIG, 2013). Os efeitos da perda do habitat e da fragmentação foram observados por Estrada et al. (1994) e Chiarello (1999) como responsáveis por diminuir a riqueza e a abundância de espécies em fragmentos florestais de tamanho reduzido. Entretanto, mesmo fragmentos florestais pequenos e isolados podem reter uma significativa proporção da comunidade original (CHIARELLO, 2000; BENCHIMOL; PERES, 2013). Nesses casos, a presença de uma dada espécie pode não estar relacionada somente ao tamanho e grau de isolamento de um fragmento, mas também à estrutura da paisagem no entorno (ANDRÉN, 1994). Por exemplo, Thornton et al. (2011b) observaram que espécies de grandes mamíferos são geralmente afetadas negativamente pela fragmentação do habitat.

Mesmo em algumas paisagens nas quais a composição é basicamente de habitats florestais com múltiplos estágios de sucessão florestal, a estrutura da

comunidade biológica é influenciada com a substituição da dominância em ambientes alterados com o aumento da abundância de espécies generalistas, da mesma forma que a abundância de outras espécies continua a ser equivalente (PARRY et al., 2007; URQUIZA-HAAS et al., 2009). Com a redução do habitat, outros componentes estruturais da paisagem, como o número de fragmentos e a conectividade estrutural passam a modular a ocupação de um fragmento por uma ou mais espécies (PRIST et al., 2012). A riqueza de espécies pode ser determinada primeiramente pela área de habitat disponível, associada ao histórico de perturbações após o isolamento do fragmento (MICHALSKI; PERES, 2007). Em outros casos, como na Península de Yucatán no México, o mais importante preditor da riqueza de espécies foi a densidade populacional humana no entorno dos fragmentos florestais amostrados (URQUIZA-HAAS et al., 2009). Em áreas cuja ocupação humana foi estabelecida há várias décadas, o histórico de perturbações como efeito de borda, caça e incêndios enfraquecem a relação espécies-área como modelo simplificador de processos de extinção local (CANALE et al., 2012).

As taxas de encontro de espécies de grandes vertebrados são relacionadas ao tamanho do fragmento florestal, principalmente para aquelas espécies florestais especialistas e à pressão de caça para as espécies mais comumente caçadas (THORNTON et al., 2011a; URQUIZA-HAAS et al., 2011). Sendo uma pressão específica para algumas espécies, a caça pode ter, em alguns casos, efeito mais severo do que o da fragmentação do habitat ou ao menos tende a agravá-lo (PERES, 2001; SAMPAIO et al., 2010). A pressão de caça sobre algumas espécies tende a modificar a estrutura da comunidade e estabelecer diferentes padrões de dominância seja de abundância como de biomassa (CULLEN Jr., 2001).

. A riqueza de espécies também sofre modificações relacionadas a atributos estruturais da paisagem como a largura de fragmentos lineares (corredores de vegetação ripária) e a distância destes para grandes machas de floresta (LEES; PERES, 2008). Essa conjuntura de habitat reduzido e fragmentado, sujeito à uma gama de perturbações pelas quais cada espécie responde de modo particular, eleva a importância de estudos em paisagens fragmentadas que possam identificar os processos mais determinantes para a retenção da biodiversidade.

Embora sejam focos de estudo distintos, a retenção da biodiversidade e a conservação da água em paisagens fragmentadas, estão sujeitas às mesmas pressões e fontes de perturbação, que podem resultar em perda de diversidade

funcional gerando o colapso dos serviços ambientais prestados pelos ecossistemas florestais em suas interfaces (SILVER *et al.*, 1996). A conversão de florestas em áreas agrícolas altera os ciclos de nutrientes no solo e exerce influência sobre a concentração de particulados e nutrientes nas águas de pequenos riachos (ALLAN *et al.*, 1997; BRUIJNZEEL, 2004; THOMAS *et al.*, 2004). A conversão da floresta em áreas de pastagem liberam grandes quantidades de Carbono e Nitrogênio para a atmosfera, principalmente, e redistribuem elementos como Potássio, Cálcio e Magnésio para o solo (MARKEWITZ *et al.*, 2004). Essas alterações afetam a regeneração das florestas devido à redução na disponibilidade de Nitrogênio nos estágios iniciais da sucessão, ao contrário do que ocorre em uma floresta em clímax ou próximo dele na qual, um fator limitante é a disponibilidade de Fósforo (HEBERT *et al.*, 2003).

Por serem a interface entre o ecossistema aquático e terrestre e deste para grandes rios, é esperado que essas mudanças sejam mais evidentes nos riachos de primeira e segunda ordem (KRUSCHE *et al.*, 2005; FIGUEIREDO *et al.*, 2010). Da mesma forma, as alterações provocadas nos rios de primeira ordem se refletirão em grande parte nos rios de maior porte (RICHEY *et al.*, 2011). Fatores ambientais como topografia, solos, vegetação e clima vão interagir com as mudanças na cobertura do solo causadas pelo desmatamento (NEILL *et al.*, 2006a; CLAPCOTT *et al.*, 2012).

Os riachos que drenam áreas de pastagem apresentaram menores concentrações de Oxigênio dissolvido e Nitrato, ao mesmo tempo em que, a concentração de Ferro e as taxas de absorção de Fosfato são maiores quando comparadas com riachos drenando áreas de floresta (NEILL *et al.*, 2006b, DEEGAN *et al.*, 2011). Além disso, riachos drenando áreas de pastagem apresentam maior concentração de sólidos em suspensão, partículas orgânicas em períodos nos quais a precipitação foi menor (NEILL *et al.*, 2001), devido a maior contribuição do escoamento superficial no fluxo base dos riachos (NEILL *et al.*, 2011). A variação sazonal de atributos químicos como condutividade, alcalinidade e turbidez é maior em riachos drenando áreas desmatadas (FIGUEIREDO *et al.* 2010). Além de fatores estruturais e funcionais que alteram a qualidade da água nas escalas de paisagem e microbacia, o histórico de mudança no uso e cobertura do solo pode provocar diferentes efeitos nas características físico-químicas dos riachos (MALONEY; WELLER, 2011).



### 3 MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 Área de estudo

A área de estudo possui 55477 km<sup>2</sup> localizados principalmente na região Centro-Norte do estado de Rondônia (94,51% da área) e uma porção da região Noroeste do estado de Mato Grosso (5,49%), no Sudoeste da Amazônia brasileira (61°11' - 64°36'O e 9°14' - 10°57'S; Fig. 1). O clima da região é do tipo tropical úmido com temperaturas médias mínimas de 18°C e máximas de 33°C, ocorrendo uma nítida redução nas chuvas entre os meses de abril e setembro (BASTOS; DINIZ, 1982). A precipitação média anual é de 2033 mm, com média do mês mais seco (julho) de 9,52 mm e do mês mais chuvoso (fevereiro) de 314,5 mm (Figura 2). Esses dados foram gentilmente cedidos pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) para a estação meteorológica de Ariquemes (Código 00963000). No mesmo gráfico, nós exibimos a precipitação total para o período entre julho de 2010 e junho de 2011, referente ao período de coleta de amostras de água, descrito na subseção 3.9.

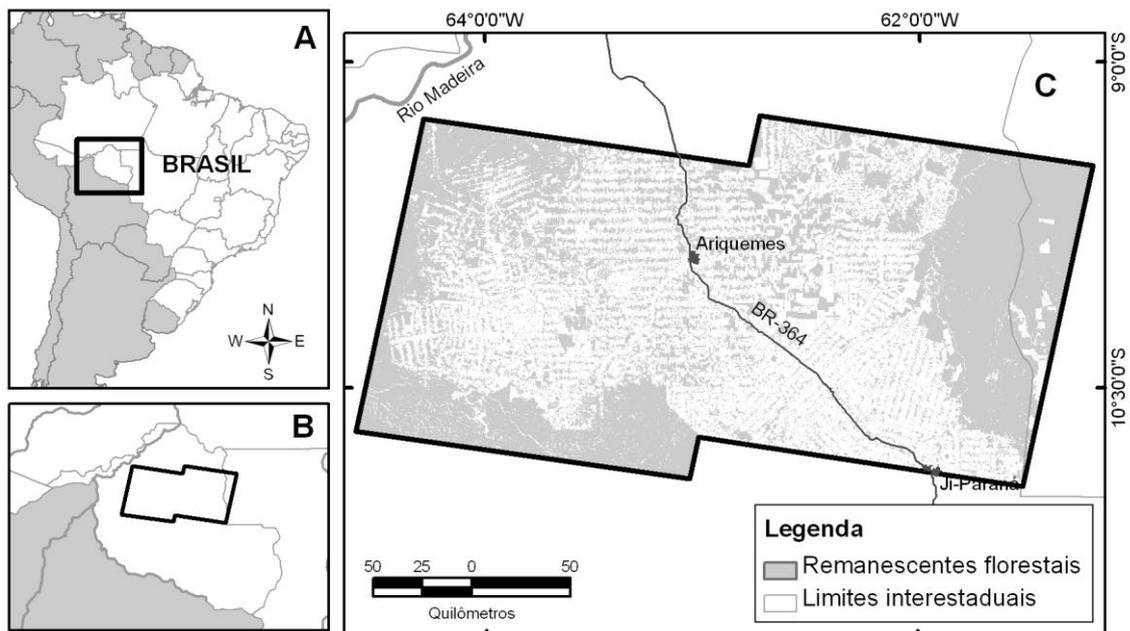


Figura 1 – Localização da área de estudo no estado de Rondônia e Mato Grosso

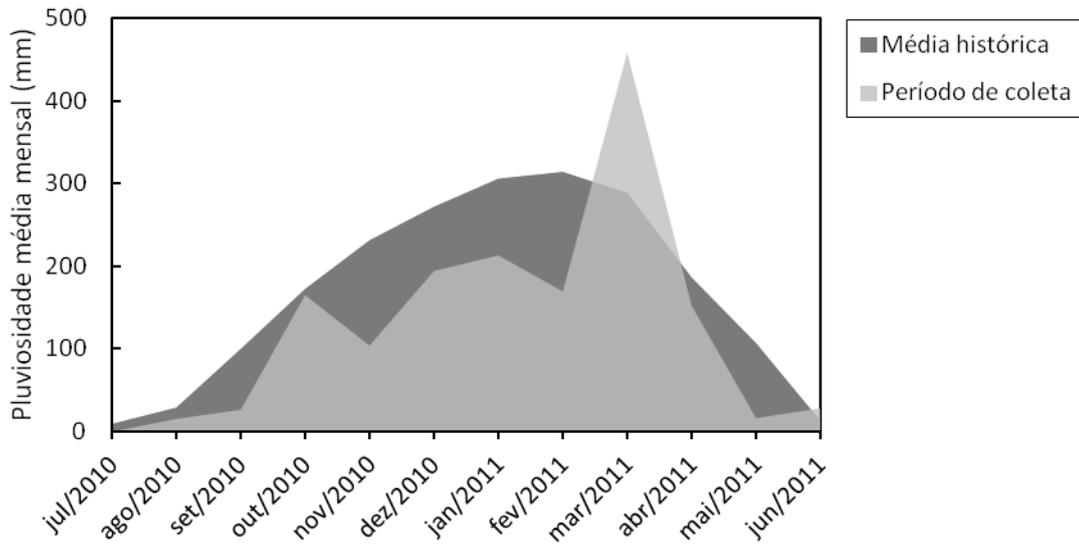


Figura 2 – Precipitação média mensal durante o período de coleta e a média histórica para os últimos 37 anos registrado na estação pluviométrica de Ariquemes (dados fornecidos pelo Instituto Nacional de Meteorologia - INMET)

A vegetação é classificada como tropical úmida aberta (PIRES; PRANCE, 1986), na qual ocorrem manchas com alta abundância de palmeiras (NELSON, 1992). A área apresenta relevo plano ondulado com altitudes variando entre 80 e 1100 m. Os solos mais comuns encontrados na área de estudo são os argissolos, organossolos e alissolos (QUESADA et al., 2011). Desde o final do século XIX ocorreram fluxos migratórios de não-índios para a região, estimulados pelos ciclos da borracha e da cassiterita (PEDLOWSKI et al., 1997). Entretanto, nos últimos 40 anos a construção de estradas interligando a região com os grandes centros urbanos do Brasil e a implantação de projetos de colonização, assentamentos agrários e a construção de estradas secundárias por meio do projeto POLONOROESTE, financiado com recursos do Banco Mundial (FEARNSIDE, 1986), provocaram o crescimento vertiginoso das taxas de desmatamento e o aumento populacional da ordem de 20 vezes somente no estado de Rondônia (PERDIGÃO; BASSEGIO, 1992). Quase todos os fragmentos florestais remanescentes e mesmo áreas de floresta localizadas nas bordas das Unidades de Conservação e também em Terras Indígenas passaram por algum tipo de extração madeireira, principalmente daquelas de alto valor comercial como mogno (*Swietenia macrophylla*, Meliaceae), cerejeira (*Torresia acreana*, Fabaceae) e ipê (*Tabebuia* sp., Bignoniaceae).

### 3.2 Obtenção e processamento das imagens de satélite

Para analisar o histórico do processo de desmatamento e a dinâmica de sua conversão em áreas agrícolas e pastagens, nós construímos uma série temporal de mapas de cobertura do solo classificados a partir de imagens de satélite da plataforma Landsat. Um diagrama com os procedimentos realizados durante o processamento é apresentado na Figura 3. Para os anos 1975 e 1981, nós utilizamos imagens do sensor MSS (*Multispectral Scanner*, órbitas/ponto: 248/67 e 249/67), com resolução de 80 metros embarcado no satélite Landsat 2. Para o período entre 1984 e 2011, nós utilizamos imagens do sensor TM (*Thematic Mapper*, órbitas/ponto: 231/67 e 231/67), com resolução de 30 metros embarcado no satélite Landsat 5, com intervalo de dois anos entre os subconjuntos de cenas a partir de 1987 (ver Anexo A com a relação de todas as imagens utilizadas). As bandas não-termais (bandas 1, 2, 3, 4, 5 e 7) das cenas de ambos os sensores foram obtidas no portal de imagens do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE – <http://www.dgi.inpe.br/CDSR/>). Porções das imagens que apresentavam nuvens foram removidas antes da correção atmosférica e substituídas pela área equivalente de cenas do ano anterior ao qual esse problema ocorreu. Nesses casos, mesmo não utilizando totalmente as imagens, como as do ano de 1996, por exemplo, o processamento descrito abaixo foi idêntico ao realizado com as demais imagens.

Para cada órbita-ponto, nós utilizamos duas cenas de anos diferentes que foram previamente ortorretificadas, geometricamente corrigidas e disponibilizadas para aquisição no portal do programa *Global Land Cover Facility* (<http://glcf.umiacs.umd.edu/>) da Nasa e da Universidade de Maryland. Essas imagens foram utilizadas como referência, e por meio delas nós geramos pontos de controle que foram aplicados na correção geométrica das cenas que compõem a série temporal. Nós utilizamos o *software* Erdas Imagine versão 9.1 (LEICA GEOSYSTEMS, 2006) para realizarmos esse procedimento, seguindo um protocolo pré-estabelecido de correção geométrica no qual ao menos 50 pontos de controle foram gerados para cada cena utilizando o método de reamostragem do vizinho mais próximo. O modelo de correção geométrica utilizado foi o polinomial de terceira ordem e o valor máximo aceito para o Erro Médio Quadrático (*RMS error*) foi de 0,5 pixel. A projeção utilizada foi a UTM e o Datum WGS-1984 zona 20 Sul. A média

geral do Erro Médio Quadrático obtida para todas as correções realizadas foi de  $0,316819 \pm 0,074332$  pixel, permitindo um alinhamento adequado dos pixels nos pares de imagens respectivos a cada ano analisado.

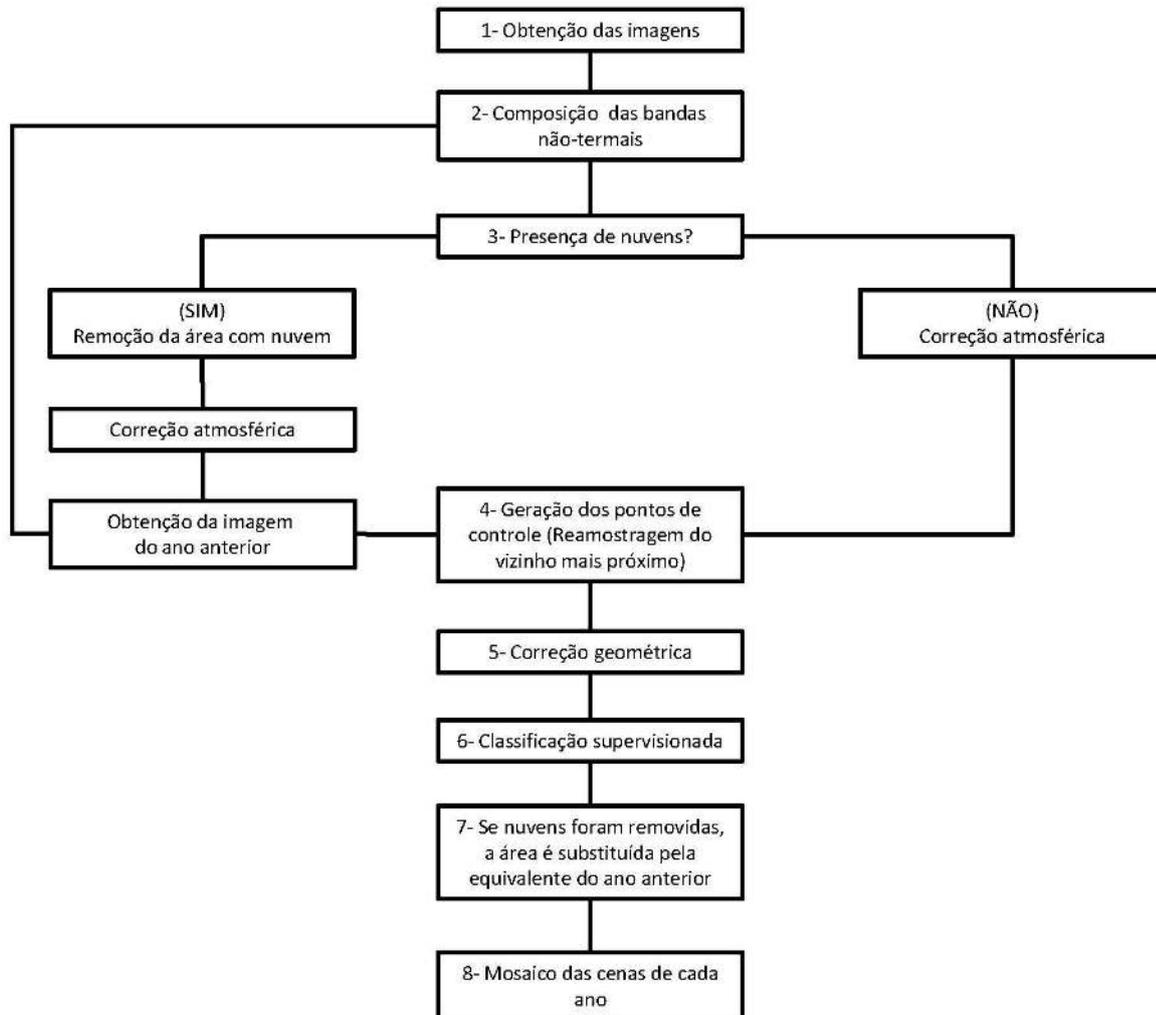


Figura 3 – Procedimentos realizados durante o processamento das imagens de satélite utilizadas na série temporal

### 3.3 Mapeamento da cobertura do solo

Para mapear a cobertura do solo, nós classificamos as imagens utilizando o *software* Erdas Imagine 9.1, por meio do método supervisionado, utilizando o algoritmo de máxima verossimilhança. As classes utilizadas na classificação foram: água (*WB*), floresta (*FO*), floresta degradada ou em regeneração (*SF*) e não-floresta (*NF*). Devido à dificuldade de separar pixels de

floresta degradada de vegetação em regeneração por meio do algoritmo de máxima verossimilhança, nós as agrupamos em uma única classe no que diz respeito à resposta espectral desses tipos de vegetação (LU et al., 2004). A classificação foi realizada inicialmente para as cenas de 2011, uma vez que estas são as únicas imagens das quais possuímos dados de campo a respeito da cobertura do solo e o conhecimento *in situ* da região no mesmo período em que as cenas foram geradas pelo satélite. Dessa forma, até que um nível de exatidão aceitável fosse atingido, nós realizamos a classificação das imagens desse ano. Para a validação da classificação, nós utilizamos dados de cobertura do solo obtidos em 257 pontos distribuídos ao longo de toda a área de estudo. Nós calculamos o índice Kappa de concordância (CONGALTON; GREEN, 2008). O índice Kappa geral para o ano de 2011 foi de 0,8083, enquanto que para os valores específicos para as classes de cobertura do solo *FO*, *SF*, *NF* foram de 0,8754, 0,8980 e 0,7363, respectivamente. De acordo com o critério proposto por Landis e Koch (1977) para avaliar a qualidade da classificação, os valores para *FO* e *SF* estão muito próximos da perfeição, enquanto que o valor geral do índice e para a classe *NF* possuem força substancial de concordância, aproximando-se do intervalo considerado “próximo da perfeição” que vai de 0,81 a 1,0. Em seguida, nós classificamos as cenas dos anos anteriores. Após a classificação, os pares de imagens classificadas de cada ano foram unidos em mapas anuais de cobertura do solo.

### **3.4 Base cartográfica**

A base cartográfica foi constituída de mapas de características sócio-econômicas e ambientais armazenadas em arquivos vetoriais e de grade (tipo *raster*). Para mapear e quantificar a extensão e distribuição das estradas, nós geramos um mapa em plano de informação de todas as estradas visualmente detectáveis nas imagens, classificadas em pavimentadas e não-pavimentadas. Além disso, nós atribuímos a cada trecho o ano de construção de acordo com a detecção visual da abertura de novas estradas nas respectivas imagens ao longo da série temporal. Com base nas cenas do ano de 2011, nós realizamos o mapeamento de todas as cidades e vilarejos gerando um mapa em plano de informação das áreas urbanas ou parcialmente urbanizadas. Essas informações podem ser visualizadas na Figura 4.

A partir do modelo digital de elevação da plataforma SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*; obtido em <http://srtm.csi.cgiar.org/>), com resolução de 90 metros, nós geramos um mapa do tipo *raster* de declividade (em graus) para toda a área de estudo. Além disso, nós utilizamos a extensão do *software* Arc GIS chamada *Soil and Water Assessment Tools* (SWATT 2000; DI LUZIO et al., 2002), para gerar dois mapas em plano de informação a partir do modelo digital de elevação, sendo um com o perímetro das microbacias e outro com a rede de drenagem, incluindo rios de primeira e segunda ordem. Ao todo, nós delimitamos 1519 microbacias com tamanho médio de 3558 ha, sendo a maior com 17978 ha e a menor com 0,846 ha (Figura 5).

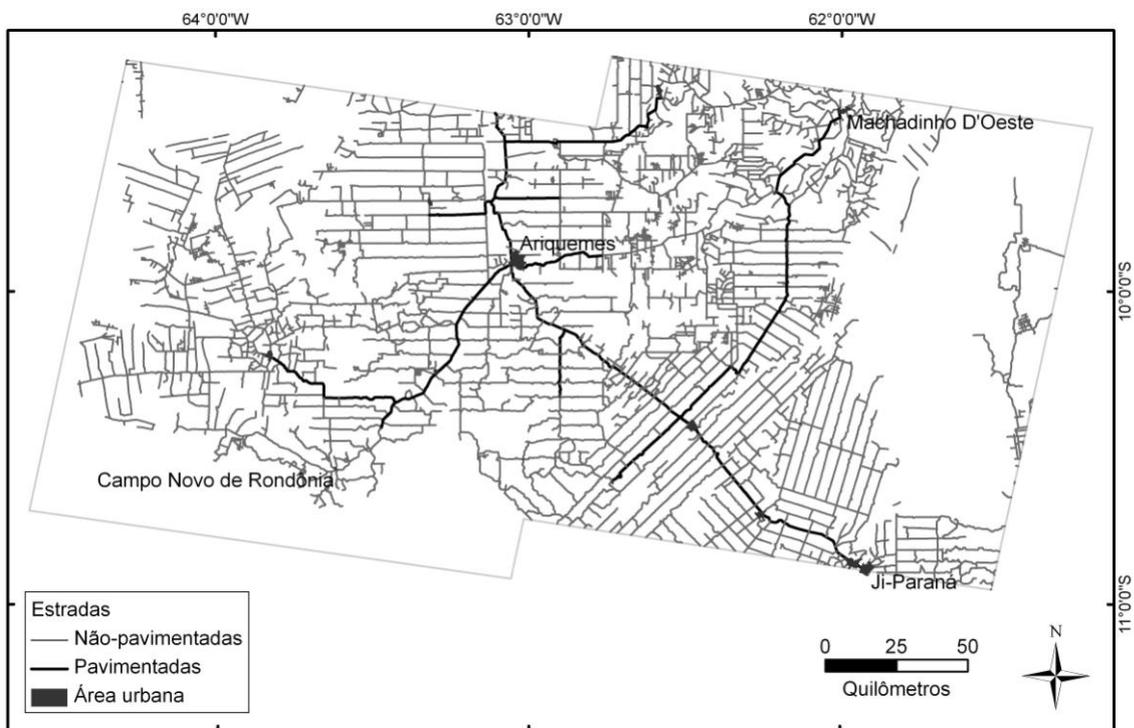


Figura 4 – Áreas urbanas, estradas pavimentadas e não-pavimentadas mapeadas com base em imagens Landsat de 2011

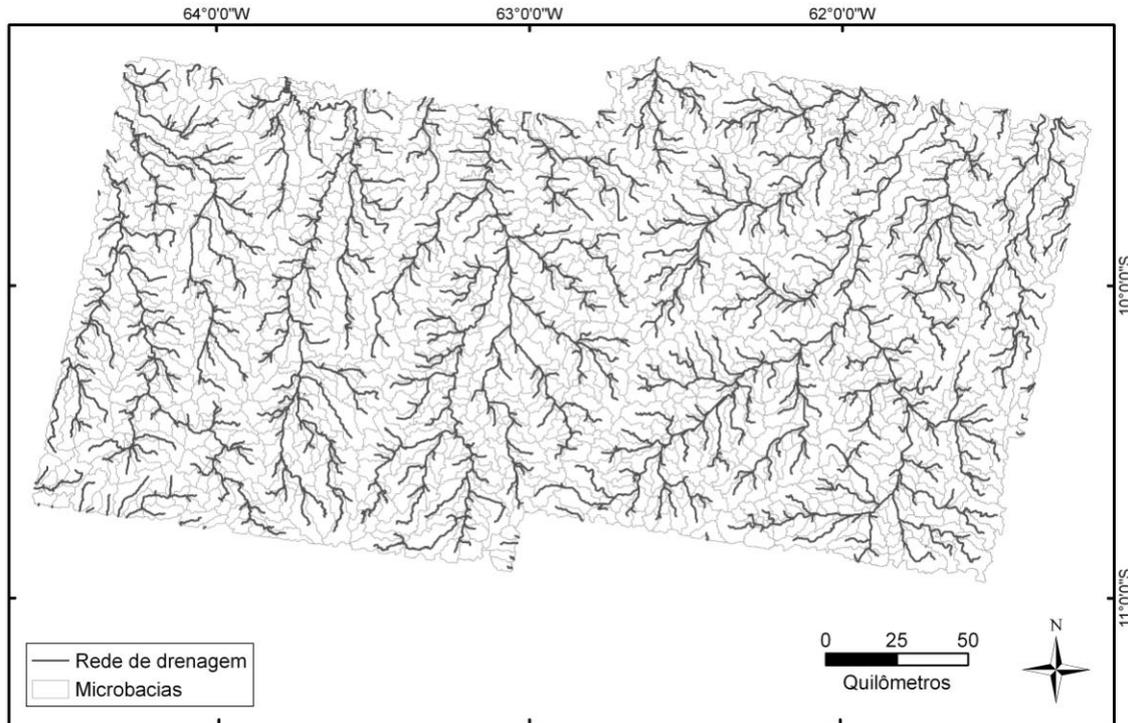


Figura 5 – Rede de drenagem e perímetro das respectivas microbacias

Por meio de dados de fertilidade do solo, nós geramos um mapa do tipo *raster* baseado em mapeamento realizado pela divisão de solos da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA, 2002), em escala 1:3.000.000 de aptidão para agricultura baseado em indicadores físicos e químicos de fertilidade. Os valores para o Índice de Fertilidade do Solo variam de 1 (solos mais pobres) a 5 (solos mais férteis). Nós incorporamos a um plano de informação um mapa com os tipos de solos, textura e proporção de bases, agrupados em duas categorias, nas quais solos eutróficos são aqueles com grande concentração de bases e distróficos aqueles com baixa concentração. Essas informações estão disponíveis nos mapas exploratórios de solos dos estados de Rondônia e Mato Grosso, disponibilizados em formato digital no portal do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística ([http://www.ibge.gov.br/home/geociencias/default\\_prod.shtm#GEOG](http://www.ibge.gov.br/home/geociencias/default_prod.shtm#GEOG); acessado em 13 de abril de 2013) em escala 1:1.000.000.

Utilizando dados do Projeto Radar da Amazônia (RADAM), nós geramos um mapa de caracterização da vegetação por meio de uma interpolação dos valores de biomassa acima do solo (Mg/ha), utilizando o método do inverso da distância ponderada. Os dados de biomassa foram estimados para 215 parcelas implantadas nos estados de Rondônia, Norte do Mato Grosso, Sul do Amazonas e

Leste do Acre na década de 1970. Esses dados foram obtidos previamente à consolidação do processo de ocupação da área de estudo (IBGE, 2010).

A partir dos dados do Censo Demográfico 2010 obtidos no portal do IBGE (<http://censo2010.ibge.gov.br/>; acessado em 5 de outubro de 2012) distribuídos para cada distrito censitário, nós geramos um mapa com a densidade populacional humana (indivíduos/km<sup>2</sup>). Nós utilizamos também dados sócio-econômicos complementares do IBGE distribuídos espacialmente e que foram incorporados a dois planos de informação distintos, por meio dos quais nós geramos mapas correspondentes com o número de domicílios e do número de estabelecimentos rurais (IBGE, 2010).

### 3.5 Delineamento amostral

Muitos dos fatores que influenciam o desmatamento, como o valor de produtos agrícolas no mercado internacional (*commodities*) e políticas governamentais de incentivo à expansão das áreas de cultivo em detrimento da floresta, ocorrem em escalas que extrapolam os limites de nossa área de estudo. Entretanto, tais fatores se refletem nas condições sócio-econômicas, institucionais e ambientais que podem ser melhor compreendidas em escala sub-regional ou de paisagem (BRONDIZIO; MORAN, 2012). Para isso, nós dividimos a área de estudo por meio de uma grade com 3315 polígonos, cada um com quatro quilômetros de lado (área=1600 ha). Por meio dessa divisão, nós descrevemos a dinâmica do desmatamento em termos da evolução temporal da estrutura dos fragmentos, e também analisamos a influência da expansão da malha viária, de fatores biofísicos e sócio-econômicos que influenciaram o processo de perda da floresta. Para analisar a relação entre o processo de fragmentação e o histórico de perturbações com os dados de fauna coletados em campo, nós criamos polígonos de igual tamanho e áreas circulares com 10 km de raio (área ~ 314 km<sup>2</sup>). Nós estabelecemos tais unidades espaciais alinhadas de forma concêntrica aos fragmentos florestais estudados (ver subseção 3.7). Para analisar o efeito da conversão da floresta e da distribuição espacial dos remanescentes florestais nas características físico-químicas da água, nós delimitamos a área de contribuição de cada rio ou riacho, além de uma faixa de 100 metros de ambos os lados dos riachos amostrados (ver descrição na subseção 3.8).

### 3.6 Análise da estrutura e dinâmica da paisagem

Para o cálculo das métricas de estrutura da paisagem, nós utilizamos o *software* Fragstats versão 3.4 (MCGARIGAL et al., 2002). Várias métricas foram calculadas para cada uma das unidades amostrais (descritas na subseção anterior) e serão apresentadas ao longo do texto. Da mesma forma, nós calculamos alguns índices de dinâmica da paisagem a fim de representar de modo quantitativo o histórico de mudanças na cobertura do solo. Para isso, nós utilizamos a extensão do *software* Arc GIS chamada LUCAT (*Land Use Change Analysis Tools*; FERRAZ et al., 2011) com base em nossas unidades amostrais.

Três índices de dinâmica da paisagem propostos por Ferraz et al. (2009) e revisados em artigo posterior (FERRAZ et al., no prelo) foram calculados: Taxa anual de desmatamento ( $Q$ ), Mudança no perfil da curva de cobertura florestal ( $FCCP$ ) e Intensidade do uso do solo ( $LUI$ ). O índice  $Q$  é adaptado de FAO (1995) e descreve de forma quantitativa a intensidade da mudança na cobertura do solo, sendo representado pela proporção de perda de floresta ao ano (Figura 6) e calculado a partir da seguinte equação:

$$Q = \left( \frac{FOn}{FO1} \right)^{1/(An-A1)} - 1$$

eq. (1)

, na qual  $FOn$  é a área de floresta no ano  $n$ ,  $FO1$  é a área de floresta no primeiro ano da série,  $An$  é o ano final e  $A1$  é o ano inicial da série temporal analisada.

O  $FCCP$  representa o máximo desvio na trajetória do desmatamento em relação à reta que conecta diretamente as proporções inicial e final da cobertura florestal (FERRAZ et al., 2009). Esse índice varia adimensionalmente entre -1 a 1, sendo que os valores negativos representam áreas nas quais o desmatamento se concentrou nos últimos anos de uma dada série temporal analisada, enquanto que valores próximos a zero indicam que não houve desmatamento ou este se distribuiu de maneira uniforme ao longo do tempo (Figura 7). Os valores positivos indicam que

o desmatamento se concentrou nos primeiros anos analisados. O *FCCP* é calculado por meio da seguinte equação:

$$FCCP = \pm MAX \left[ |aFOPi + bYi + c| / \sqrt{a^2 + b^2} \right]_1^n \quad \text{eq. (2)}$$

, na qual  $n$  é o número de anos analisados na série temporal,  $FOPi$  é a proporção de floresta no ano  $n$ ,  $Yi$  é o ano  $i$  compreendido entre o ano  $1$  e o ano  $n$  e  $a$ ,  $b$  e  $c$  são os coeficientes da equação da reta que conecta as proporções final e inicial da cobertura florestal.

O índice *LUI* representa o intervalo de tempo desde o desmatamento até o último ano da série, dado em porcentagem ano, de modo a mensurar o quão intenso é o uso da terra após a conversão da floresta e área agrícola ou pastoril (FERRAZ et al., 2009). O índice assume valor igual a zero quando não houve desmatamento e 100% ano quando toda a área foi desmatada no primeiro ano de uma dada série temporal (Figura 8). O *LUI* é calculado a partir da seguinte equação:

$$LUI = 100 \sum_{i=1}^{n-1} \frac{[(NFi + 1 - NFi)(An - Ai)]}{[(n - 1)TA]} \quad \text{eq. (3)}$$

, na qual  $NFi$  é a área desmatada no ano  $i$ ,  $n$  é o número de anos analisados na série temporal,  $An$  é o ano final,  $Ai$  o ano inicial e  $TA$  é a área total da unidade espacial analisada.

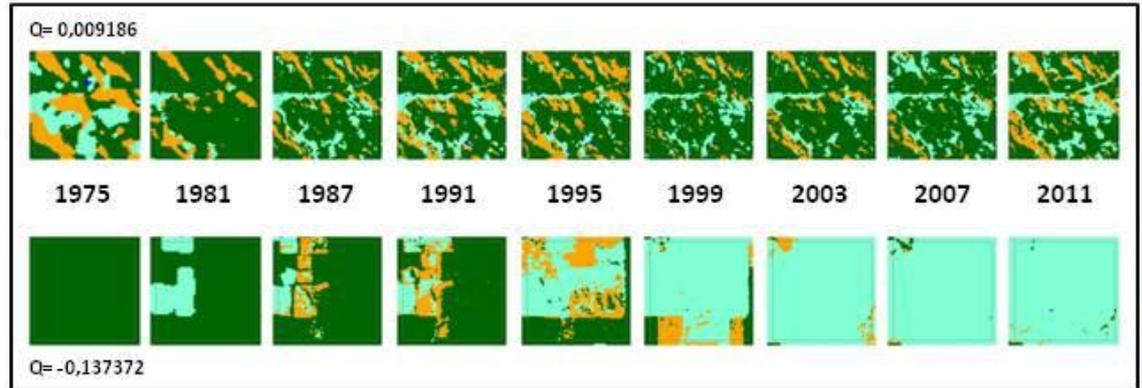


Figura 6 – Taxa anual de desmatamento ( $Q$ ) para duas áreas no período entre 1975 e 2011



Figura 7 – Mudança no perfil da curva da cobertura florestal ( $FCCP$ ) para duas áreas no período entre 1975 e 2011

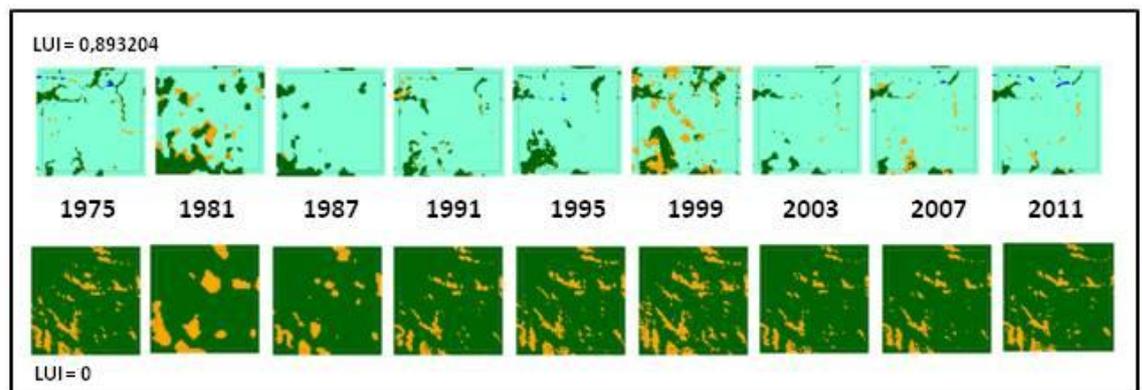


Figura 8 – Índice de intensidade do uso do solo ( $LUI$ ) para duas áreas no período entre 1975 e 2011

Para demonstrar a aplicação desses índices, considere três paisagens hipotéticas  $A$ ,  $B$  e  $C$  cada uma com área de 1000 ha, sendo floresta e não-floresta as duas classes de cobertura do solo existentes. Considere também que a dinâmica de mudança na cobertura do solo foi analisada por um período de 10 anos, e que, ao final desse período, as três paisagens apresentaram a mesma proporção de

cobertura para ambas as classes. Enquanto na paisagem *C* a área de floresta permaneceu constante ao longo do tempo e por consequência o mesmo ocorreu com a área de não-floresta, nas paisagens *A* e *B*, as florestas cobriam a totalidade dessas paisagens no primeiro ano da série. A redução da cobertura florestal na paisagem *A* ocorreu nos cinco primeiros anos, enquanto que na paisagem *B* o mesmo processo ocorreu nos últimos cinco. Dessa forma, a taxa anual de desmatamento ( $Q$ ) foi de  $-0,066\%.\text{ano}^{-1}$  para as paisagens *A* e *B*, e zero para a paisagem *C*. O valor do índice de mudança no perfil da cobertura florestal ( $FCCP$ ) para a paisagem *A*, na qual ocorreu desmatamento “antigo” foi de 0,249 e -0,249 para a paisagem *B* que apresentou desmatamento mais recente. A paisagem *C* apresentou valor zero para o índice  $FCCP$ , na qual a cobertura florestal se manteve constante ao longo do tempo. O índice de intensidade do uso do solo ( $LUI$ ) foi  $8\%.\text{ano}$  para a paisagem *C* refletindo a manutenção da proporção de não-floresta ao longo dos anos. Para as paisagens *A* e *B*, o valor de  $LUI$  foi de 5,6 e  $3,04\%.\text{ano}$ , respectivamente, mostrando que o desmatamento mais antigo na paisagem *A* refletiria dentre outros aspectos na maior intensidade do uso do solo comparando-se com a paisagem *B*.

As estradas são consideradas como o fator mais proeminente para a ocorrência de desmatamentos na Amazônia (LAURANCE et al., 2002; PERZ et al., 2008). Além de algumas medidas comumente utilizadas para avaliar o efeito das estradas (distância e densidade de estradas, por exemplo), nós apresentamos uma métrica de acessibilidade que leva em conta não somente a distância de uma área focal para um determinado trecho de estrada, como também o intervalo de tempo pelo qual essa estrada possibilita o acesso às áreas de floresta de seu entorno. Nós utilizamos uma função exponencial negativa ajustada a um conjunto hipotético de distâncias em linha reta, assumindo que 100 km é a distância máxima na qual um trecho de estrada exerce efeito sobre o desmatamento. Somando-se o efeito das distâncias das estradas mais antigas até que atingida uma distância mínima, o efeito das estradas criadas posteriormente e, sobretudo, à uma distância maior são desconsiderados. A exceção à essa regra ocorre quando uma estrada implantada mais recentemente é construída a uma distância menor. A esta métrica nós chamamos de Índice de Acessibilidade de Estradas ao Longo do Tempo ( $RATT$ , sigla em inglês), calculada por meio da seguinte equação:

$$RATT = \sum_{i=1}^n (j - i) e^{-0,000051 * EDRI}, \text{ se } EDRI+1 < EDRI (1, \dots, i-1)$$

eq. (4)

, na qual  $j$  é o ano final da série temporal,  $i$  é o ano de construção da estrada analisada e  $EDRI$  é o a distância em linha reta da área focal para o trecho de estrada analisado. O índice varia de zero a infinito dependendo da amplitude temporal analisada e da configuração espacial das estradas.

Nós descrevemos a evolução do desmatamento entre os anos de 1975 e 2011 calculando algumas métricas da paisagem para as áreas de floresta remanescente presentes em cada unidade amostral, representadas pelos polígonos com quatro quilômetros de lado (Tabela 1). Além disso, nós calculamos a extensão das estradas em cada ano para cada unidade amostral. Nós calculamos outras métricas da paisagem somente para o ano de 2011, com o objetivo de relacionar a estrutura da paisagem atual, resultante do processo de conversão da floresta, com fatores ambientais e sócio-econômicos (Tabela 2). Esses fatores são ilustrados na Figura 9.

Tabela 1 – Variáveis da paisagem utilizadas para descrever a dinâmica do desmatamento

Sigla	Nome	Unidade
CA	Área de floresta	hectares
AREA_MN	Área média dos fragmentos	hectares
ENN_MN	Distância média entre os fragmentos	metros
NP	Número de fragmentos	--

Tabela 2 – Variáveis da paisagem utilizadas para analisar o processo de desmatamento. As métricas de estrutura da paisagem foram calculadas somente para o ano de 2011

Sigla	Nome	Unidade
FO_Q	Taxa anual de desmatamento	%ano <sup>-1</sup>
FO_TE	Total de borda de floresta	metros
SF_PLAND	Proporção de floresta degradada/regeneração	porcentagem
ENN_MN	Distância média entre os fragmentos	metros
FRAC_MN	Índice de dimensão fractal	--
FO_FCCP	Mudança no perfil da curva de cobertura florestal	--
SLOPE	Declividade média	graus
DIST_RIV	Distância de rios	metros
FERTINDEX	Índice de fertilidade do solo	--
PHYTOMASS	Biomassa acima do solo	Mg.ha <sup>-1</sup>
DIST_PVR	Distância das estradas pavimentadas	metros
DIST_UNR	Distância das estradas não-pavimentadas	metros
RATT	Índice de Acessibilidade de Estradas ao Longo do Tempo	--
TOT_RDENS	Densidade de estradas	km.km <sup>-2</sup>
NO_HOUSE	Número de domicílios	--
NO_FARM	Número de estabelecimentos agrícolas	--
POP_DENS	Densidade populacional	ind.km <sup>-2</sup>
DIST_URBAN	Distância de centros urbanos	metros

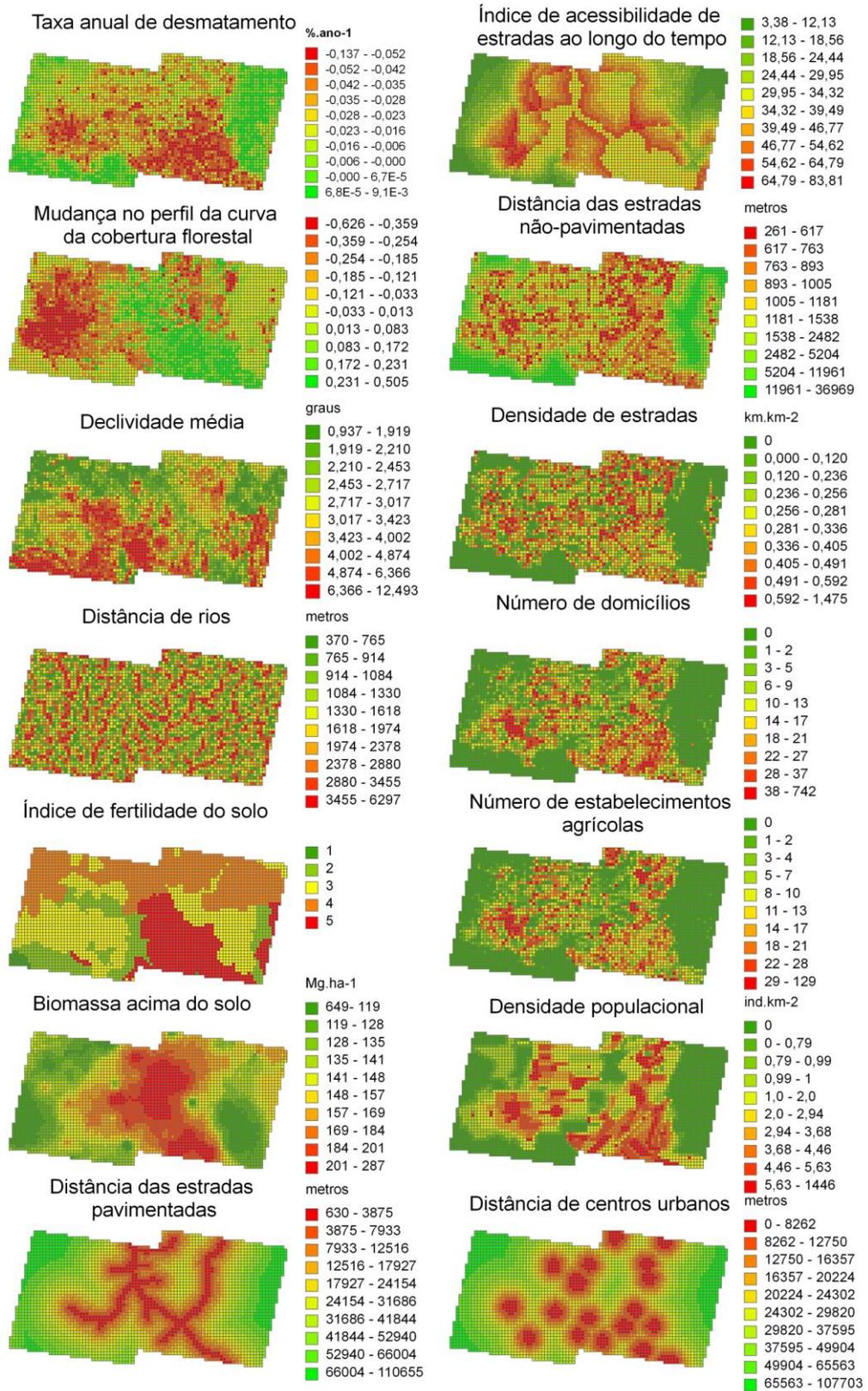


Figura 9 – Fatores ambientais e sócio-econômicos que afetam a dinâmica e a estrutura da paisagem

### 3.7 Coleta de dados de fauna e pressão de caça

Entre os meses de julho de 2010 e junho de 2011 nós percorremos cerca 16000 km em estradas pavimentadas e não-pavimentadas para realizarmos entrevistas e dessa forma obter dados sobre ocupação de fragmentos florestais por espécies de médios e grandes mamíferos (tamanho corporal >1kg), aves e répteis potencialmente cinegéticos. Nós incluímos também duas espécies de primatas de pequeno porte (*Saimiri sciureus* e *Saguinus fuscicollis*) por serem bastante conhecidas pelos entrevistados. Nós assumimos que ocupação não significa obrigatoriamente que a espécie em questão esteja permanentemente estabelecida no fragmento. No total, nós realizamos 110 entrevistas, sendo uma para cada fragmento cujo tamanho variou entre 1 e 21324 hectares (média=1445 ha) (Figura 10). Para evitar ou diminuir qualquer efeito de dependência entre os dados obtidos nas entrevistas, nós selecionamos fragmentos que se localizavam ao menos 5 km de outros fragmentos já amostrados. Nós utilizamos um questionário semi-estruturado (ver Anexo B) contendo fotos coloridas e com boa resolução das espécies estudadas e, para algumas espécies, nós utilizamos também gravações de vocalizações.

Os entrevistados moravam nas adjacências dos fragmentos, e foram selecionados seguindo os critérios propostos por Michalski e Peres (2005): i) o entrevistado estava disposto a responder o questionário, ii) o entrevistado por qualquer motivo visitava regularmente o fragmento florestal estudado, iii) o entrevistado possuía grande familiaridade com as espécies apresentadas no questionário e era conhecedor do histórico de perturbações que tem ocorrido no fragmento estudado (caça, incêndios florestais, corte seletivo, etc.). Considerando que as informações fornecidas pelos entrevistados poderiam incidir em erros por omissão (erro tipo I) ou por comissão (erro tipo II), nós conduzimos cada entrevista apresentando as fotografias das espécies sem informações adicionais (com exceção das vocalizações) em intervalos aproximados de 30 segundos. Nosso objetivo com esse procedimento foi de assegurar que o entrevistado tivesse a habilidade de identificar prontamente a espécie em questão, e assim evitar que ele fosse induzido a fornecer informações adicionais sem a plena certeza de sua veracidade. Nesses casos, nós assumimos que, a partir da dificuldade na identificação da espécie,

informações adicionais sobre a ocupação ou não daquele fragmento tenderiam a ser duvidosas.

Para aumentar a confiabilidade dos dados fornecidos pelos entrevistados, nós inserimos também fotografias de duas espécies de primatas (*Cercopithecus diana* e *Brachyteles arachnoides*) e uma de ungulado (*Philantomba monticola*) que possuem tamanho corporal semelhante ao das espécies estudadas, mas sabidamente não ocorrem na região com o objetivo de detectar a incidência de erro tipo II, ou seja, a informação de que a espécie está presente no fragmento mesmo que temporariamente, quando na verdade não está (ver URQUIZA-HAAS et al., 2009; CANALE et al., 2012). Por conta da incidência de erro tipo II, nós removemos das análises três entrevistas nas quais os respectivos entrevistados citaram a ocorrência de ao menos uma das três espécies que conhecidamente não ocorrem na área de estudo.

Além disso, nós coletamos dados a respeito da atividade de caçadores no fragmento florestal estudado no que diz respeito à ocorrência de caça, frequência mensal, uso de cães e as cinco espécies cinegéticas preferidas. Nós utilizamos esses dados juntamente com de densidade populacional do IBGE e do número de famílias assentadas nos projetos de reforma agrária implantados pelo Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (INCRA, 2012) para compor um índice de pressão de caça para cada fragmento florestal estudado (ver subseção 3.9.2).

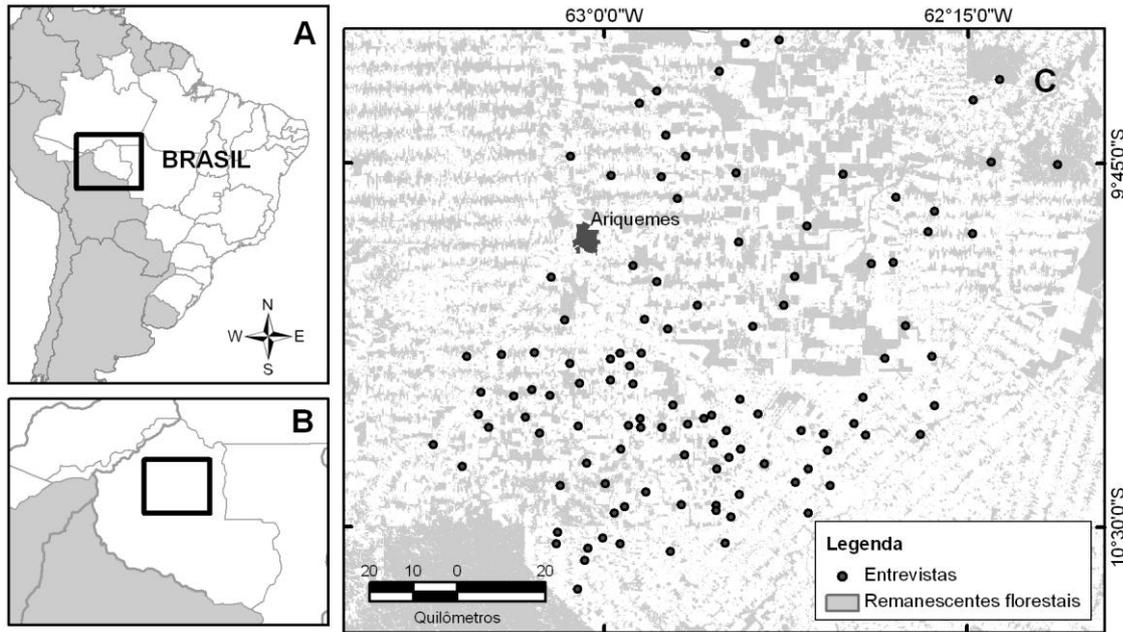


Figura 10 – Mapa com a localização dos fragmentos florestais amostrados por meio de entrevistas

Algumas espécies congêneres, como mutuns, inhambus, jabortis e tracajás, foram constantemente confundidas entre si no momento da identificação por parte dos entrevistados. Dessa forma, nós as agrupamos ao nível de gênero para as análises. Nós não utilizamos nas análises dados das espécies *Cyclopes ditactylus*, *Leopardus tigrinus*, *Leopardos wiedii*, *Puma yagouaroundi*, *Atelocynus microtis*, *Speothos venaticus*, *Potos flavus* e *Aburria kujubi*, devido ao número reduzido de entrevistados que as reconheceram, provavelmente por serem de hábito noturno, elusivo e/ou porque naturalmente ocorrem em baixas densidades. Dessa forma, nós analisamos os dados de ocupação dos fragmentos de 34 espécies e dois gêneros (Tabela 3).

Para entender como a estrutura da paisagem e o histórico de perturbações influencia a ocorrência das espécies nos fragmentos florestais estudados, nós utilizamos a riqueza de espécies, a biomassa agregada de vertebrados e o índice de vulnerabilidade à caça. A riqueza de espécies é calculada por meio do somatório de todas as espécies que foram registradas no mesmo fragmento. A biomassa agregada é o somatório do peso corporal médio (kg) de cada espécie registrada no mesmo fragmento. Para calcular o índice de vulnerabilidade à caça nós utilizamos os dados das espécies que são caçadas, ordenadas de acordo com a preferência dada pelos entrevistados. Nós calculamos a frequência total de registros de uma determinada espécie como a presa preferida em todas as

entrevistas, a segunda mais preferida, e assim por diante, e multiplicando essa frequência por um fator ponderador que consiste em atribuir a ordem inversa ao número de presas relatadas pelo entrevistado. Em seguida, nós multiplicamos esse número pelo inverso da taxa intrínseca de crescimento populacional de cada espécie, adaptado de Robinson e Redford (1986), Pereira et al. (2004) e Pereira e Daily (2006).

Para relacionar os dados de fauna com a estrutura e dinâmica da paisagem, nós calculamos algumas métricas em duas escalas distintas. Na primeira, nós utilizamos os polígonos com quatro quilômetros de lado (ver subseção 3.5) por meio do qual foi calculada a maior parte das métricas, incluindo aquelas de dinâmica, descritas na Tabela 4, à exceção do índice de proximidade médio (*PROX\_MN*) que foi calculado para todos os fragmentos presentes em uma área circular de 10 km raio. Nós utilizamos um raio de busca de 10 km para essa métrica. Por meio do índice de proximidade, nós obtivemos informação a respeito da distribuição das áreas dos fragmentos na paisagem, informação que não pode ser obtida pela área média dos fragmentos e pela distância do fragmento vizinho mais próximo (GUSTAFSON; PARKER, 1992). Quando a distância entre os fragmentos aumenta, *PROX\_MN* diminui na forma de uma função exponencial negativa e aumenta linearmente quão maior é o raio de busca (GUSTAFSON; PARKER, 1994).

Tabela 3 - Espécies estudadas por meio de entrevistas com as respectivas Ordens, nomes científicos e nomes populares (continua)

Ordem	Espécie	Nome popular
Pilosa	<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	Tamanduá-bandeira
	<i>Tamandua tetradactyla</i>	Tamanduá-mirim
	<i>Bradypus variegatus</i>	Preguiça-de-bentinho
Cingulata	<i>Priodontes maximus</i>	Tatu-canastra
	<i>Cabassous unicinctus</i>	Tatu-rabo-de-sola
	<i>Dasypus novemcinctus</i>	Tatu-galinha
	<i>Dasypus kappleri</i>	Tatu-quinze-quilos
Primates	<i>Cebus apella</i>	Macaco-prego
	<i>Saimiri sciureus</i>	Macaco-de-cheiro
	<i>Saguinus fuscicollis</i>	Sauim

Tabela 3 - Espécies estudadas por meio de entrevistas com as respectivas Ordens, nomes científicos e nomes populares (conclusão)

	<i>Pithecia monachus</i>	Macaco-boliviano
	<i>Callicebus brunneus</i>	Zogue-zogue
	<i>Ateles chamek</i>	Macaco-aranha
	<i>Alouatta seniculus</i>	Bugio
Carnivora	<i>Leopardus pardalis</i>	Jaguatirica
	<i>Puma concolor</i>	Onça-parda
	<i>Panthera onça</i>	Onça-pintada
	<i>Cerdocyon thous</i>	Cachorro-do-mato
	<i>Eira Barbara</i>	Irara
	<i>Lontra longicaudis</i>	Lontra
	<i>Nasua nasua</i>	Coati
	<i>Procyon cancrivorus</i>	Mão-pelada
Perissodactyla	<i>Tapirus terrestris</i>	Anta
Cetartiodactyla	<i>Pecari tajacu</i>	Catetu
	<i>Tayassu pecari</i>	Queixada
	<i>Mazama americana</i>	Veado-mateiro
	<i>Mazama nemorivaga</i>	Veado-roxinho
Lagomorpha	<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	Tapiti
Rodentia	<i>Hydrochoerus</i>	Capivara
	<i>hydrochaeris</i>	
	<i>Cuniculus paca</i>	Paca
	<i>Dasyprocta fuliginosa</i>	Cutia
Gruiformes	<i>Psophia viridis</i>	Jacamin-de-costas-verdes
Galliformes	<i>Penelope jacquacu</i>	Jacu-de-spix
	<i>Pauxi tuberosa</i>	Mutum-cavalo
Tinamiformes	<i>Tinamus spp.</i>	Macuco, azulona e inhambu
Testudines	<i>Geochelone spp.</i>	Jabuti

Tabela 4 – Variáveis utilizadas nas análises dos dados de fauna

Sigla	Nome	Unidade
SP_RICH	Riqueza de espécies	--
AGR_BIOMASS	Biomassa agregada	kg
AGRHUNT_RANK	Índice de vulnerabilidade à caça	--
NUM_PREY	Número de espécies caçadas	--
MONTH_FREQ	Frequência mensal de caçadas	--
DOGS	Caça com cães	--
POP_DENS	Densidade populacional	ind.km <sup>-2</sup>
FO_Q	Taxa anual de desmatamento	%.ano <sup>-1</sup>
FO_FCCP	Mudança no perfil da curva de cobertura florestal	--
AREA	Área do fragmento	hectares
PROP_SIZE	Tamanho da propriedade	hectares
PROX_MN	Índice de proximidade	--
FO_PLAND	Porcentagem de floresta	porcentagem
NP	Número de fragmentos	--
ENN_MN	Distância média entre os fragmentos	metros
AREA_MN	Área média dos fragmentos	hectares

### 3.8 Composição físico-química da água de riachos

Para analisar a composição físico-química da água, nós coletamos amostras de 30 riachos de primeira e segunda ordem (Figura 11). Esses riachos foram escolhidos por meio do índice *FCCP*, calculado para as respectivas microbacias desses corpos d'água. Nós estratificamos os valores do índice de acordo com o vigésimo, quadragésimo, sexagésimo e octogésimo percentil e selecionamos seis

microbacias em cada intervalo, levando-se em conta também a acessibilidade aos pontos de coleta. Além disso, todos os riachos amostrados não tinham em sua área de contribuição nenhuma área urbana, caracterizando-se basicamente por paisagens fragmentadas com uma matriz de áreas agrícolas e pastagens. Nós realizamos duas coletas de amostras de água em cada riacho, sendo a primeira nos meses de novembro e dezembro de 2010, no início do período chuvoso, e a segunda nos meses de maio e junho de 2011, no início do período seco.

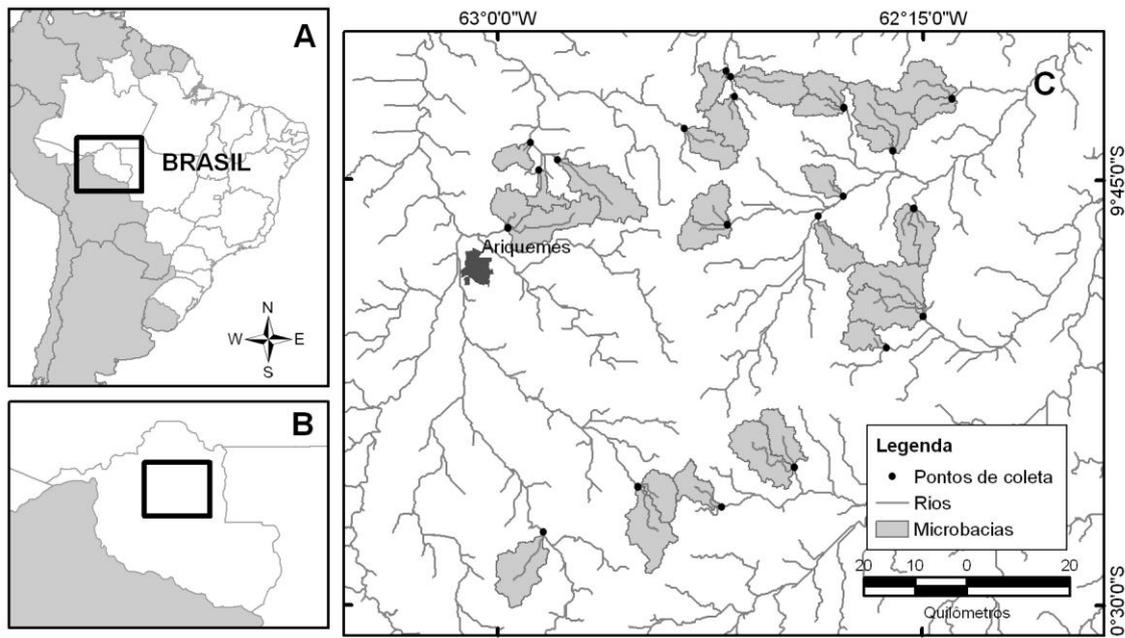


Figura 11 – Localização dos riachos e microbacias estudados

Nós coletamos as amostras a cerca de 50 metros a montante da confluência dos riachos estudados com os rios dos quais eles são tributários. As coordenadas dos pontos de coleta foram registradas por meio de um aparelho conectado ao Sistema de Posicionamento Global (Garmin, modelo GPSmap 60CS) para facilitar o retorno ao mesmo ponto na segunda coleta. Em cada ponto, nós medimos pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e temperatura. Além disso, nós coletamos duas amostras de água na superfície do riacho, no meio do canal, utilizando duas garrafas de 500 ml de polietileno de alta densidade. Nós filtramos o conteúdo de um dos recipientes em película de fibra de vidro pré-calcinada preservando três subamostras em  $\text{HgCl}_2$  para posterior análise de carbono orgânico dissolvido (*DOC*). Além disso, nós realizamos um segundo procedimento de filtração para analisar a concentração de carbono inorgânico dissolvido (*DIC*), utilizando filtros de acetato de

celulose (0,45  $\mu\text{m}$ ). As amostras foram fixadas com thymol e armazenadas em frascos de polietileno de alta densidade. Após os procedimentos de filtração, nós armazenamos as amostras em refrigeração até a execução das análises em laboratório.

Em laboratório, nós analisamos as amostras por meio de cromatografia líquida (cromatógrafo Dionex modelo DX-500) para medir as concentrações de alumínio ( $\text{Al}^+$ ), cálcio ( $\text{Ca}^{2+}$ ), ferro ( $\text{Fe}^+$ ), potássio ( $\text{K}^+$ ), magnésio ( $\text{Mg}^{2+}$ ), sódio ( $\text{Na}^+$ ), silício ( $\text{Si}$ ), amônio ( $\text{NH}_4^+$ ), sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), fosfato solúvel ( $\text{PO}_4^{3-}$ ), nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), nitrito ( $\text{NO}_2$ ), cloro ( $\text{Cl}$ ) e carbono inorgânico dissolvido ( $\text{DIC}_C$ ). Para obter as concentrações de carbono inorgânico, nós utilizamos o analisador de carbono Shimadzu modelo TOC VCPH, que detecta a concentração desse elemento nos gases resultantes da combustão dos compostos presentes nas amostras. Com as concentrações obtidas das subamostras de água coletadas e filtradas para a medição de carbono orgânico dissolvido, nós calculamos a concentração média de carbono dessa origem (ver Tabela 5).

Por último, nós medimos a quantidade de sólidos em suspensão filtrando um volume conhecido de água de cada amostra. Nesse procedimento, nós utilizamos filtros de papel, cuja massa foi medida previamente. Após o processo de filtração, nós colocamos os filtros em estufa de secagem por 12 horas e medimos a massa novamente. Nós calculamos a quantidade de sólidos em suspensão subtraindo as medidas de massa do filtro antes e depois do procedimento de filtração. A Tabela 4 relaciona todos os parâmetros físico-químicos medidos.

Tabela 5 – Parâmetros físico químicos medidos nas amostras de água de riachos coletados na área de estudo

Sigla	Parâmetro	Unidade
pH	Potencial hidrogeniônico	--
Cond	Condutividade elétrica	$\mu\text{S.cm}^{-2}$
O <sub>2</sub>	Oxigênio dissolvido	$\text{mg.l}^{-1}$
Temp	Temperatura	°C
DOC_MN	Carbono orgânico dissolvido (média)	$\text{mg.l}^{-1}$
DIC_C	Carbono inorgânico dissolvido	$\text{mg.l}^{-1}$
Al <sup>+</sup>	Alumínio	$\text{mg.l}^{-1}$
Ca <sup>2+</sup>	Cálcio	$\text{mg.l}^{-1}$
Fe <sup>+</sup>	Ferro	$\text{mg.l}^{-1}$
K <sup>+</sup>	Potássio	$\text{mg.l}^{-1}$
Mg <sup>2+</sup>	Magnésio	$\text{mg.l}^{-1}$
Na <sup>+</sup>	Sódio	$\text{mg.l}^{-1}$
Si	Silício	$\text{mg.l}^{-1}$
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Amônio	$\text{mg.l}^{-1}$
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Sulfato	$\text{mg.l}^{-1}$
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	Fosfato solúvel	$\text{mg.l}^{-1}$
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Nitrato	$\text{mg.l}^{-1}$
NO <sub>2</sub>	Nitrito	$\text{mg.l}^{-1}$
Cl <sup>-</sup>	Cloro	$\text{mg.l}^{-1}$
TN	Nitrogênio total	$\text{mg.l}^{-1}$
Sedim	Sólidos em suspensão	gramas

Considerando os dados de precipitação registrados na estação pluviométrica de Ariqueemes para o período compreendido entre os meses de julho de 2010 e junho de 2011, a precipitação média mensal foi superior à média histórica somente para o mês de março (Figura 2). Nesse período, o total acumulado de chuvas foi de 1542,5 mm, abaixo da média histórica de 2033,5 mm.

Para analisar a influência da estrutura dos fragmentos florestais nas características físico-químicas da água, nós utilizamos métricas calculadas para toda a área das microbacias e também das faixas de 100 m ao longo dos riachos

amostrados. Nós calculamos somente para as microbacias os índices de dinâmica FO\_Q, FO\_FCCP e NF\_LUI (Tabela 6). Além disso, nós verificamos o tipo de solo predominante e incorporamos uma variável categórica baseada na proporção de bases como um indicador de fertilidade, classificando as microbacias em *Eutróficas* ou *Distróficas*. Para toda a área das microbacias e para as faixas de 100 m ao longo dos riachos, nós calculamos a declividade média em graus, a partir do modelo digital de elevação.

Tabela 6 – Variáveis da paisagem utilizadas nas análises da composição físico-química da água

Sigla	Nome	Unidade
SOIL_BASE	Proporção de bases	--
WTS_AVGSLOPE	Declividade média na microbacia	graus
BUF_AVGSLOPE	Declividade média na faixa de 100 m do riacho	Graus
FO_Q	Taxa anual de desmatamento	%ano <sup>-1</sup>
FO_FCCP	Mudança no perfil da curva de cobertura florestal	--
NF_LUI	Índice de Intensidade do Uso do Solo	%ano
WTS_FO_PROP	Proporção de floresta na microbacia	porcentagem
BUF_FO_PROP	Proporção de floresta na faixa de 100 m do riacho	porcentagem
DIST_NF	Distância do ponto de coleta à pastagem mais próxima	metros

### 3.9 Análises estatísticas

#### 3.9.1 Estrutura e dinâmica da paisagem

Para descrever a dinâmica do desmatamento no período 1975-2011 nós calculamos a proporção total de cobertura do solo de floresta, floresta degradada/em regeneração e não-floresta para cada ano da série. Além disso, nós descrevemos o processo de desmatamento no período utilizando a grade de polígonos com quatro quilômetros de lado subdivididas em três grupos de acordo com os valores do *FCCP* (Tabela 7). Cada grupo é constituído de 1105 unidades amostrais (área de cada grupo = 17680 km<sup>2</sup>) englobando paisagens cujo desmatamento ocorreu nos primeiros anos da série temporal, áreas sem desmatamento ou que perderam floresta de maneira constante ao longo do tempo, e também, áreas com desmatamento recente (Figura 12). Para cada paisagem, nós calculamos a extensão total de estradas pavimentadas e não-pavimentadas. Além disso, nós utilizamos o *software* Fragstats para calcular a área de floresta (*CA*), a área média dos fragmentos florestais (*AREA\_MN*), o número de fragmentos (*NP*) e a distância média entre os fragmentos (*ENN\_MN*). Nós analisamos se houve diferenças significativas entre os grupos em relação às métricas calculadas e à extensão da malha viária por meio de uma Análise de Variância de um fator, assumindo um intervalo de confiança de 95%. Em seguida, nós realizamos um teste múltiplo de Tukey para detectar quais grupos se diferenciam entre si.

Tabela 7 – Divisão das 3315 unidades amostrais de acordo com os valores do *FCCP*

Grupo	Intervalo <i>FCCP</i>
Desmatamento recente	-0,626817 – -0,16675
Sem desmatamento/ desmatamento constante	-0,166749 – 0,04379
Desmatamento antigo	0,043791 – 0,505447

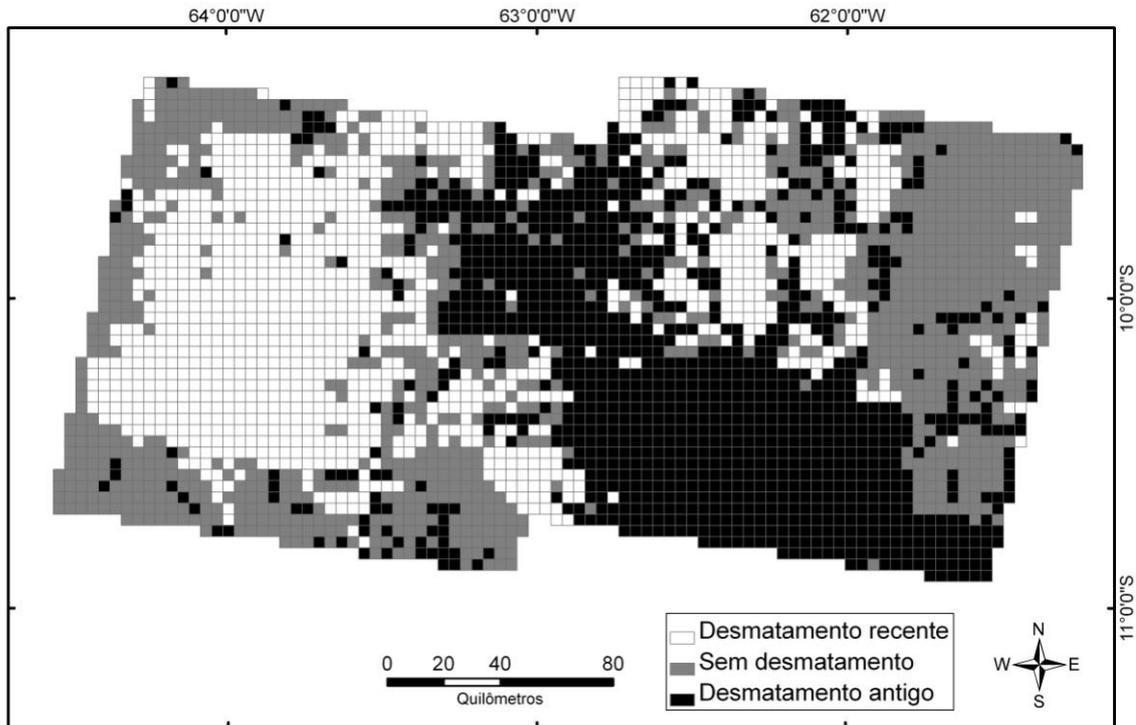


Figura 12 – Idade do desmatamento baseada nos valores do *FCCP* para cada paisagem na área de estudo

O processo de desmatamento ocorre de forma a se propagar a partir de uma determinada área para sua vizinhança, tornando as derrubadas subsequentes de floresta espacialmente dependentes entre si (AGUIAR et al., 2007). Dessa forma, para identificar quais variáveis sócio-econômicas e ambientais melhor explicam a dinâmica da paisagem e a estrutura dos fragmentos florestais, levando-se em conta a autocorrelação espacial, nós utilizamos modelos de regressão de mínimos quadrados generalizados (PINHEIRO; BATES, 2000). Esse método estatístico ajusta modelos com heterocedasticidade e autocorrelação espacial dos resíduos (Pinheiro e Bates, 2000). A autocorrelação espacial é ajustada por meio de uma função paramétrica, no nosso caso, utilizamos um semi-variograma no qual as coordenadas  $X$  e  $Y$  do ponto central dos quadrados de quatro quilômetros de lado foram incorporadas (DORMANN et al., 2007; BEGUERÍA; PUEYO, 2009). Nós construímos cinco modelos gerais abordando questões referentes ao processo de desmatamento na área de estudo e variáveis de estrutura dos fragmentos florestais remanescentes (Tabela 8). Além disso, nós analisamos o efeito das estradas incorporando variáveis que medem a distância de estradas pavimentadas e não-pavimentadas (km), a densidade ( $\text{km.km}^{-2}$ ) e o índice de acessibilidade ao longo do tempo - RATT (ver subseção 2.2.6 para mais detalhes). Para melhorar o ajuste

dos modelos, nós transformamos as variáveis *DIST\_RIV*, *DIST\_PVR*, *DIST\_UNR*, *DIST\_URBAN*, *POP\_DENS* em escala logarítmica mais 1 ( $\log X + 1$ ). Nós transformamos as variáveis *NO\_HOUSE*, *NO\_FARM* aplicando a raiz quadrada aos dados originais.

Inicialmente, nós assumimos que todas as 13 variáveis independentes teriam a mesma influência sobre nossas variáveis dependentes. Dessa forma, nós estabelecemos um protocolo para selecionar aquelas variáveis com maior contribuição ao melhor ajuste dos modelos candidatos. Para isso, nós utilizamos o pacote *glmulti* (CALGANO; MAZANCOURT, 2010) para testar todas as combinações possíveis de variáveis em um modelo linear, considerando apenas os termos de primeira ordem, e selecionando os dez modelos que apresentaram os menores valores para o Critério de Informação de Akaike (*AIC*) (BURNHAM; ANDERSON, 2002). Dessa forma, nós selecionamos um subconjunto de 50 modelos, dez para uma das cinco variáveis dependentes. Após a seleção desse subconjunto, nós verificamos por meio de gráficos as premissas desse tipo de modelo, como distribuição normal dos resíduos (PINHEIRO; BATES, 2000). Nos casos em que essas premissas não foram atendidas, nós incorporamos aos modelos uma função de heterogeneidade da variância para cada modelo candidato, e verificamos se houve melhora no ajuste por meio do *AIC*, procedimento sugerido por Zuur et al. (2009). Em seguida, nós ajustamos um semivariograma para verificar qual a função de autocorrelação espacial mais adequada a ser incorporada nos modelos (ver CRESSIE, 1993). Para comparar os modelos, nós utilizamos o pacote *MuMIn* (BARTON, 2009) para calcular o  $\Delta AIC$ , que consiste na diferença entre os valores do *AIC* de cada modelo com o menor valor encontrado. Nós selecionamos apenas os modelos com  $\Delta AIC < 2$  (BURNHAM; ANDERSON, 2002) e calculamos o critério de informação de peso de Akaike (*w<sub>i</sub>*), que expressa a contribuição relativa de cada modelo para explicar a variável dependente, e também, a importância relativa de cada variável independente (BURNHAM; ANDERSON, 2002). Dos modelos escolhidos, nós calculamos os coeficientes ponderados das regressões e a importância relativa de cada variável independente.

Tabela 8 – Modelos gerais construídos com as respectivas variáveis para abordar as questões de pesquisa. As variáveis independentes dos modelos são as seguintes: Mudança no perfil da curva de cobertura florestal (*FO\_FCCP*), declividade média (*SLOPE*), distância de rios (*DIST\_RIV*), índice de fertilidade do solo (*FERTINDEX*), biomassa acima do solo (*PHYTOMASS*), distância de estradas pavimentadas (*DIST\_PVR*), distância de estradas não-pavimentadas (*DIST\_UNR*), índice de acessibilidade de estradas ao longo do tempo (*RATT*), densidade de estradas (*TOT\_RDENS*), número de domicílios (*NO\_HOUSE*), número de estabelecimentos agrícolas (*NO\_FARM*), densidade populacional (*POP\_DENS*) e distância de centros urbanos (*DIST\_URBAN*)

Modelos		Questão
Variáveis dependentes	Variáveis independentes	Quais variáveis melhor explicam...
Taxa anual de desmatamento ( <i>FO_Q</i> )	<i>FO_FCCP</i>	...a dinâmica do desmatamento?
Total de borda de floresta ( <i>FO_TE</i> )	+ <i>SLOPE</i>	...a intensidade da fragmentação?
Proporção de floresta degradada/regeneração ( <i>SF_PLAND</i> )	+ log( <i>DIST_RIV</i> +1) + <i>FERTINDEX</i> + <i>PHYTOMASS</i>	...o desmatamento ocorrendo?
Distância media entre os fragmentos ( <i>ENN_MN</i> )	+ log( <i>DIST_PVR</i> +1) +log( <i>DIST_UNR</i> +1) + <i>RATT</i> + <i>TOT_RDENS</i>	...a conectividade estrutural da paisagem atual?
Índice de dimensão fractal ( <i>FRAC_MN</i> )	+sqrt( <i>NO_HOUSE</i> ) +sqrt( <i>NO_FARM</i> ) +log( <i>POP_DENS</i> +1) +log( <i>DIST_URBAN</i> +1)	...a forma dos remanescentes florestais?

### 3.9.2 Dados de fauna e pressão de caça

Para os dados de fauna, nós avaliamos a resposta ao desmatamento e à fragmentação calculando a taxa de ocupação de cada espécie, como sendo a proporção de registros de presença em relação ao total de registros válidos (presença ou ausência/não detectada). Nós incorporamos às análises as variáveis número de espécies caçadas (*NUM\_PREY*), frequência mensal de caçadas (*MONTH\_FREQ*), caça com cães (*DOGS*) e densidade populacional (*POP\_DENS*) (ver Tabela 4) para compor um índice de pressão de caça por meio de uma Análise de Componentes Principais (*PCA*) com o propósito de reduzir a dimensionalidade desse subconjunto de dados (LEGENDRE; LEGENDRE, 1998). Nós selecionamos os eixos da *PCA* que explicam a maior parte da variância acumulada dos dados por meio do método *Broken-Stick*. Com a definição do número de eixos selecionados, nós utilizamos os valores de ordenação das variáveis para cada fragmento como uma medida de pressão de caça incorporada ao conjunto de variáveis independentes utilizadas em nossos modelos.

Para avaliar o grau de autocorrelação espacial, nós construímos uma matriz de dissimilaridade de distâncias de Bray-Curtis em relação à riqueza de espécies de cada um dos fragmentos amostrados. Nós testamos o grau de significância das distâncias quanto à similaridade de espécies entre os fragmentos estudados em relação à localização (coordenadas X e Y dos centros dos fragmentos), realizando um Teste de Mantel com 999 permutações. Por meio desse teste, nós não detectamos autocorrelação espacial quanto à riqueza de espécies de vertebrados presentes nos fragmentos amostrados ( $r = -0,0074$ ,  $p = 0,574$ ). Dessa forma, nós assumimos independência entre nossas amostras.

Para avaliar as relações entre riqueza de espécies, biomassa agregada, índice de vulnerabilidade à caça e as variáveis da paisagem e de pressão de caça, nós utilizamos modelos lineares generalizados (*GLM*). Nós transformamos a variável independente *AREA* em escala logarítmica na base 10 ( $\log_{10} x+1$ ) para um melhor ajuste dos modelos. Além disso, nós encontramos forte correlação entre algumas variáveis independentes e por essa razão estas não foram utilizadas nos modelos (correlação de Pearson com  $r > 0,75$ ). Esse é o caso das variáveis taxa anual de desmatamento (*FO\_Q*), tamanho da propriedade (*PROP\_SIZE*), porcentagem de floresta (*FO\_PLAND*) e área média dos fragmentos (*AREA\_MN*),

que foram altamente correlacionadas com as áreas dos fragmentos amostrados ( $\log_{10}(\text{AREA}+1)$ ) (ver Tabela 4 para as definições).

Para analisar a relação entre a riqueza de espécies e as variáveis independentes, nós assumimos distribuição de Poisson para os resíduos após a verificação de sobredispersão (EVERITT; HOTHORN, 2010). Para biomassa agregada e o índice de vulnerabilidade à caça, nós assumimos uma função de distribuição Gaussiana. Nós selecionamos os modelos automaticamente utilizando o pacote *glmulti* (CALGANO; MAZANCOURT, 2010), e calculamos o logaritmo da verossimilhança, número de parâmetros ou graus de liberdade, os valores do critério de informação de Akaike corrigido para pequenas amostras ( $AICc$ ),  $\Delta AICc$  e o peso de Akaike ( $W_i$ ) para cada modelo, seguindo Burnham e Anderson (2002). A utilização de modelos lineares generalizados foi adotada para analisar a influência de cada variável independente e, dessa forma, nós não consideramos interações entre variáveis, utilizando somente termos de primeira ordem e no máximo três variáveis independentes por modelo. Nós assumimos que todas essas variáveis possuíam, inicialmente, igual chance de explicar a variação observada nas variáveis dependentes. Dessa forma, nós utilizamos o somatório de  $W_i$  para ordenar a importância relativa de cada variável independente e calcular os parâmetros ponderados dos modelos (coeficiente de determinação e respectivos erros-padrão) utilizando o pacote MuMIn (BARTON, 2009). O somatório de  $W_i$  é calculado para uma determinada variável independente considerando somente os pesos de Akaike dos modelos nos quais essa variável está presente (BURNHAM, ANDERSON, 2002).

### **3.9.3 Características físico-químicas da água de riachos**

Devido a observações faltantes causadas por problemas no momento da medição e em decorrência de avaria nos equipamentos de leitura em campo, nós optamos por remover das análises as variáveis potencial hidrogeniônico ( $pH$ ), condutividade elétrica ( $Cond$ ), oxigênio dissolvido ( $O_2$ ) e temperatura ( $Temp$ ). Além disso, nós também removemos as observações das estações chuvosa e seca, referentes a uma microbacia que possuía informações incompletas devido ao extravio de parte das amostras de água durante o transporte do campo até o

laboratório. Inicialmente, nós comparamos as concentrações dos parâmetros físico-químicos quanto à variação sazonal e também entre os pontos de coleta em ambas as estações. Posteriormente, nós realizamos duas Análises de Componentes Principais (*PCA*), uma para os dados da estação chuvosa e outra para os dados da estação seca, com o objetivo de reduzir a dimensionalidade do conjunto de dados, conforme procedimento sugerido por Quinn e Keough (2002) para análises de parâmetros físico-químicos de água. Por meio da análise preliminar dos gráficos gerados pelas análises de componentes principais, nós removemos as variáveis  $K^+$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $Na^+$ ,  $Si$ ,  $Cl^-$  e  $TN$  por conta de forte correlação com outras variáveis e, por essa razão, as análises foram realizadas novamente com o conjunto reduzido de dados. Para selecionar os eixos que explicam a maior parte da variância acumulada, nós utilizamos o método *Broken-Stick*. Nós utilizamos os valores de ordenação de cada eixo relativos às microbacias analisadas como as variáveis resposta em nossos modelos.

Para avaliar a relação entre a composição físico-química das amostras dos riachos e variáveis ambientais e da paisagem nas microbacias, nós utilizamos modelos lineares generalizados (*GLM*). Nós ajustamos os modelos por meio da função gaussiana, assumindo distribuição normal dos valores de ordenação calculados para os eixos selecionados nas *PCAs*.

Para selecionar os modelos, nós utilizamos o pacote *glmulti* (CALGANO; MAZANCOURT, 2010), e calculamos o logaritmo da verossimilhança, número de parâmetros ou graus de liberdade, os valores do critério de informação de Akaike corrigido para pequenas amostras (*AICc*),  $\Delta AICc$  e o peso de Akaike ( $W_i$ ), seguindo Burnham e Anderson (2002). Nessa análise, nós consideramos somente os termos de primeira ordem e no máximo três variáveis independentes por modelo, assumindo que todas as variáveis independentes possuíam igual chance de explicar a variação observada nas variáveis resposta. Dessa forma, nós utilizamos o somatório dos pesos de Akaike ( $\Sigma W_i$ ) para ordenar a importância relativa de cada variável independente e calcular os parâmetros ponderados dos modelos (coeficientes de determinação e respectivos erros-padrão) utilizando o pacote MuMIn (BARTON, 2009).

## 4 RESULTADOS

### 4.1 Estrutura e dinâmica da paisagem

A área de estudo possuía em 1975, 53636 km<sup>2</sup> de floresta que ao longo de 36 anos foi reduzida para 28810 km<sup>2</sup>, em 2011. Em termos percentuais, as florestas ocupavam 96,7% da área no primeiro ano da série, sendo reduzida para 51,9% em 2011, o que representou uma taxa média anual de desmatamento de 689,6 km<sup>2</sup> ao ano, ou uma perda média anual de cobertura florestal da ordem de 1,24%. Ao mesmo tempo, a superfície desmatada e convertida em pastagens e áreas agrícolas representava em 1975 apenas 1,76% ou 980 km<sup>2</sup> e saltou para 24164 km<sup>2</sup> ou 43% da área de estudo em 2011. A perda relativa de floresta na região central de Rondônia é superior à ocorrida em todo o estado (0,97%/ano) e para toda a Amazônia Legal (0,32%/ano) durante o mesmo período (INPE, 2014). O processo de ocupação humana dos últimos 40 anos e a transformação de uma paisagem florestal para outra extremamente fragmentada e dominada por extensas pastagens faz da região central de Rondônia uma das áreas mais severamente desmatadas de toda a Amazônia brasileira.

A malha viária de estradas pavimentadas e não pavimentadas apresentou crescimento da ordem de quatro vezes, passando de aproximadamente 3158 km em 1975 para 12863 km em 2007. Entretanto, o ritmo de expansão das estradas foi diferente do encontrado para a perda de floresta. Enquanto as áreas desmatadas continuaram a crescer de forma relativamente constante ao longo do período, a expansão da malha viária começou a se estabilizar nos últimos dez anos da série, de modo que o último incremento representativo da malha viária foi observado em 2007 (Figura 13).

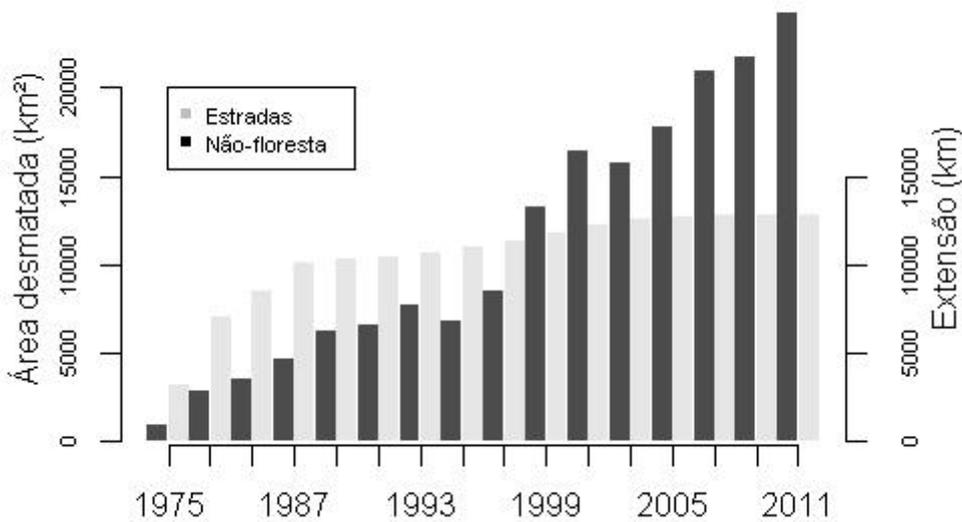


Figura 13 - Variação ao longo da série temporal da área desmatada e da malha viária para toda área de estudo

De acordo com a idade do desmatamento, as unidades amostrais (polígonos com quatro quilômetros de lado; ver subseção 3.5) que tiveram desmatamento antigo são aquelas localizadas principalmente nos primeiros assentamentos do INCRA implantados nas décadas de 1970 e 1980 ao longo da área de influência da rodovia BR-364 (Figura 12). As unidades amostrais com desmatamento recente localizam-se em áreas de assentamentos do INCRA estabelecidos a partir do final da década de 1980 em conjunto com algumas Reservas Extrativistas (ver SOLER et al., 2009) e assentamentos estabelecidos mais recentemente na parte Oeste da área de estudo, juntamente com terras públicas invadidas próximas à áreas protegidas. As unidades amostrais que apresentaram desmatamento constante ao longo do tempo ou onde não houve desmatamento estão localizadas nas bordas e dentro dos limites de Unidades de Conservação, Terras Indígenas e sobrepostas a grandes fragmentos de floresta com área superior a 5000 ha localizados principalmente em grandes propriedades agrícolas.

As unidades amostrais com desmatamento antigo possuíam, em 1975, 2437 km de estradas, enquanto que em 2011 as estradas somavam 5404,61 km de extensão. Embora ocupadas ao menos dez anos depois, a extensão total de estradas em 2011 nas áreas de desmatamento recente é ligeiramente maior ao

encontrado nas áreas antigas. O total de estradas passou de 325,07 km em 1975 para 5572,6 km em 2011. No caso das áreas onde o desmatamento foi constante ao longo do tempo ou mesmo pouco desmatamento ocorreu, também houve crescimento, de 288,4 km em 1975 para 1514,59 em 2011. Houve diferenças significativas na extensão da malha viária nas unidades amostrais entre os grupos de idade do desmatamento (ANOVA;  $F= 438$ , g.l.= 2,  $p<0,001$ ), sobretudo entre as áreas desmatadas de forma constante ou sem desmatamento e aquelas com desmatamento antigo e recente. Estas duas por sua vez, não apresentaram diferenças consideráveis entre si (Teste de Tukey;  $p$  ajustado=0,56).

A cobertura florestal total em cada unidade amostral seguiu a mesma tendência das estradas com diferenças significativas entre os grupos (ANOVA,  $F =1448$ ; g.l.=2;  $p<0,001$ ), com exceção entre as áreas de desmatamento recente e antigo (Teste de Tukey;  $p$  ajustado=0,89). Em 1975, dois blocos de floresta contínua eram separados pela rodovia BR-364. A partir dela, a expansão de estradas secundárias desencadeou o processo de desmatamento, de modo que áreas antigas ou recentemente desmatadas apresentaram ao final da série temporal proporções de floresta semelhantes. A cobertura florestal média em 2011 nas unidades amostrais desses dois grupos foi reduzida para aproximadamente 560 ha. Por outro lado, nas áreas não desmatadas e naquelas onde o desmatamento foi constante ao longo do tempo, a cobertura florestal média observada no mesmo ano foi de 1300 ha (Figura 14). A perda de cobertura florestal resultou em intensificação do processo de fragmentação e isolamento dos remanescentes florestais. O tamanho médio dos fragmentos entre os três grupos apresentou diferenças significativas (ANOVA;  $F =985,8$ ; g.l.=2;  $p<0,001$ ). Nas unidades amostrais nas quais o processo de desmatamento é mais recente, a área média dos fragmentos florestais foi de 37 ha, enquanto que nas áreas de desmatamento antigo a média foi de 139 ha, e de 812 ha para aquelas onde o desmatamento foi constante ao longo do tempo ou não ocorreu (Figura 15).

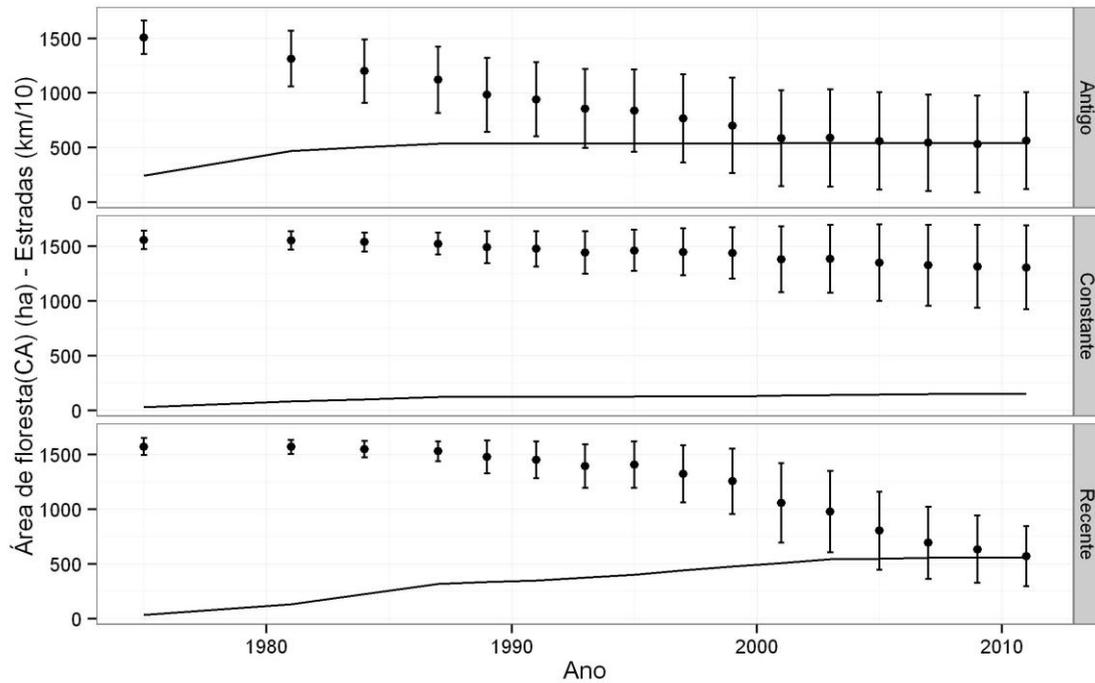


Figura 14 – Dinâmica da cobertura florestal em relação à expansão da malha viária para cada idade do desmatamento. Os pontos representam a área média de floresta nas unidades amostrais (polígonos com quatro quilômetros de lado), as barras verticais o respectivo desvio padrão e as linhas a extensão acumulada das estradas

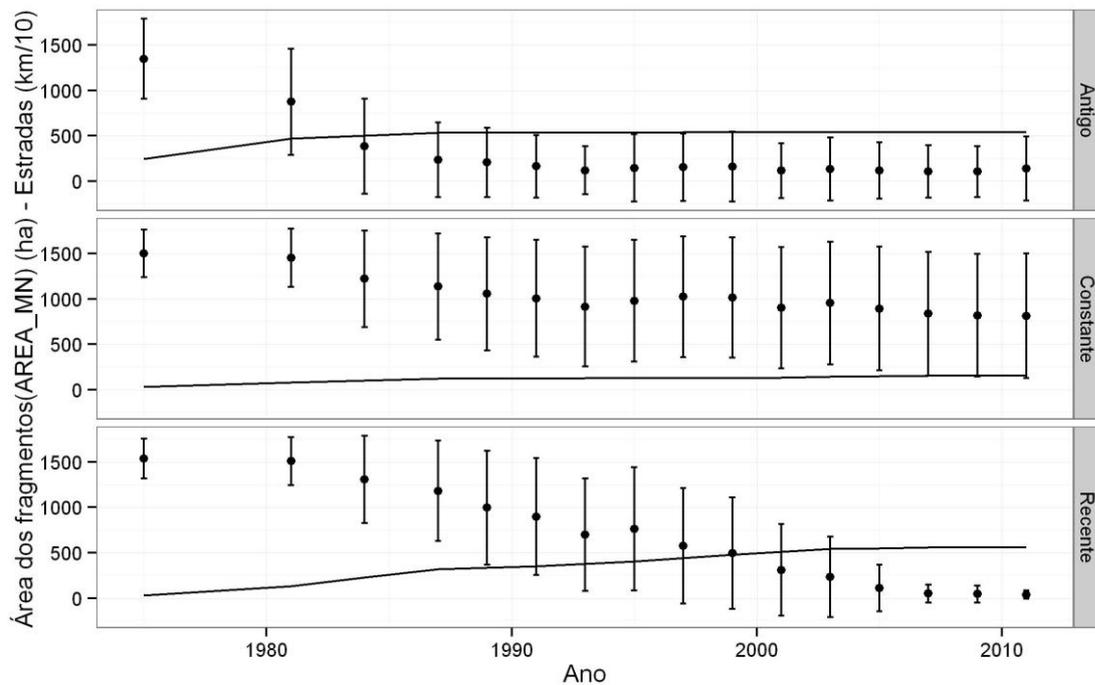


Figura 15 – Dinâmica do tamanho dos fragmentos florestais em relação à expansão da malha viária para cada idade do desmatamento. Os pontos representam a área média dos fragmentos nas unidades amostrais (polígonos com quatro quilômetros de lado), as barras verticais o respectivo desvio padrão e as linhas a extensão acumulada das estradas

A conectividade estrutural medida pela distância média entre os fragmentos também diferiu de maneira significativa entre os grupos (ANOVA;  $F = 444,5$ ; g.l. = 2;  $p < 0,001$ ). Entretanto, essas diferenças foram observadas entre as unidades amostrais nas quais o desmatamento foi constante ou não ocorreu e os dois grupos de áreas mais alteradas (Teste de Tukey;  $p$  ajustado = 0,09). O grau de isolamento dos fragmentos é semelhante em áreas antigas ou recentemente desmatadas, de modo que distância média entre os fragmentos foi de 176,72 e 168,38 m, respectivamente, enquanto que nas unidades amostrais mais florestadas foi de 69,8 m (Figura 16). O mesmo padrão é observado para o número de fragmentos (ANOVA;  $F = 686,1$ ; g.l. = 2;  $p < 0,01$ ), que não apresentou diferenças significativas entre as áreas com desmatamento antigo e recente (Teste de Tukey;  $p$  ajustado = 0,42). De uma forma geral, o processo de desmatamento ocorreu independentemente de sua variação no tempo, resultando em unidades amostrais altamente fragmentadas com número médio de fragmentos de 23 (desmatamento antigo) e 24 (desmatamento recente) (Figura 17). Nas áreas onde o desmatamento foi constante ou não ocorreu, o número médio de fragmentos encontrado foi igual a sete.

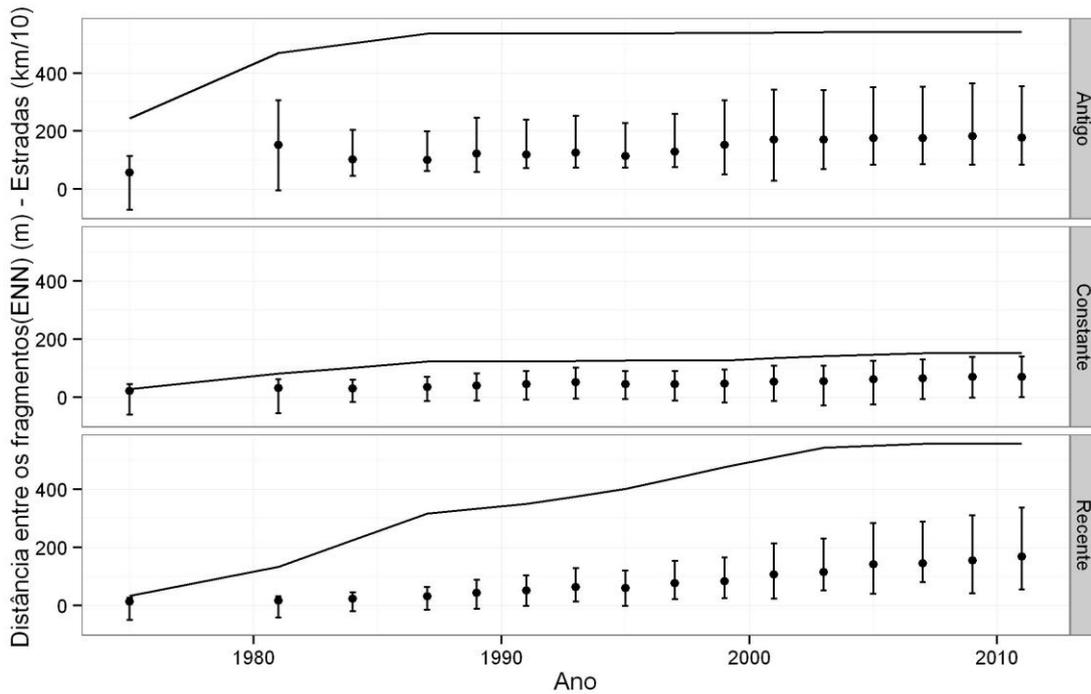


Figura 16 – Dinâmica da conectividade estrutural entre os fragmentos florestais em relação à expansão da malha viária para cada grupo de idade do desmatamento. Os pontos representam a distância média entre os fragmentos nas unidades amostrais (polígonos com quatro quilômetros de lado), as barras verticais o respectivo desvio padrão e as linhas a extensão acumulada das estradas

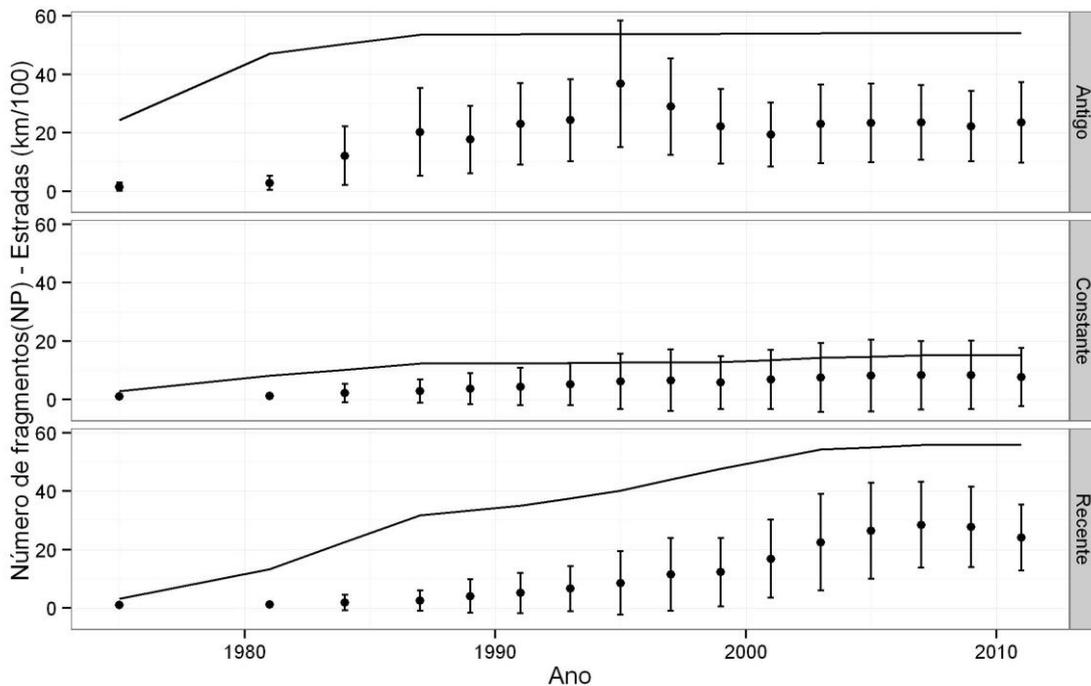


Figura 17 – Dinâmica da fragmentação em relação à expansão da malha viária para cada grupo de idade do desmatamento. Os pontos representam o número médio de fragmentos nas unidades amostrais (polígonos com quatro quilômetros de lado), as barras verticais o respectivo desvio padrão e as linhas a extensão acumulada das estradas

Dos 50 modelos de regressão de mínimos quadrados generalizados ajustados com a estrutura de variância e as respectivas funções de autocorrelação espacial, dez apresentaram  $\Delta AIC$  menor do que dois para as cinco variáveis (Tabela 9). Somente um modelo foi selecionado por esse critério para as variáveis resposta taxa anual de desmatamento, distância entre os fragmentos e proporção de floresta degradada/regeneração. Os quatro melhores modelos para a extensão total de borda apresentaram  $\Delta AIC < 2$ , enquanto que o mesmo ocorreu para os três melhores modelos tendo como variável resposta o índice de dimensão fractal.

A taxa anual de desmatamento é maior nas áreas onde o processo de desmatamento é mais recente (Tabela 10). Além disso, as áreas mais desmatadas, ou seja, mais dinâmicas do ponto de vista da mudança do uso da terra se localizam em terrenos planos, mais distantes dos rios, em solos de baixa fertilidade, próximas de estradas (pavimentadas e não pavimentadas), com maior acessibilidade ao longo do tempo (*RATT*) e do espaço (*TOT\_RDENS*) e densamente povoadas. O processo de fragmentação é mais intenso, ou seja, induz a um aumento na quantidade de borda na floresta nas áreas onde o desmatamento tem ocorrido recentemente, em terrenos com maior declividade, áreas com solos de baixa fertilidade, onde a floresta original tinha menor biomassa, próximas de estradas (pavimentadas e não pavimentadas), com maior acessibilidade ao longo do tempo (*RATT*) e do espaço (*TOT\_RDENS*) e densamente povoadas.

A conectividade estrutural da paisagem, medida pela distância entre os fragmentos é menor em áreas planas, com maior acessibilidade ao longo do tempo (*RATT*) e do espaço (*TOT\_RDENS*), maior próximas aos rios, em áreas onde a floresta original tinha maior biomassa, mais distantes das estradas (pavimentadas e não pavimentadas) e dos centros urbanos. De acordo com os resultados dos modelos generalizados de mínimos quadrados, a distância média entre os fragmentos não é influenciada pela densidade de estradas, fertilidade do solo e pela dinâmica da paisagem medida pela variável independente *FO\_FCCP*, corroborando nossos resultados apresentados na Figura 16.

A proporção de floresta degradada/em regeneração indica as áreas onde o desmatamento está ocorrendo, ou seja, áreas nas quais o valor do índice perfil da mudança da cobertura florestal (*FO\_FCCP*) é negativo. A degradação/regeneração da floresta ocorre em terrenos com maior declividade, com

solos mais férteis, em áreas de floresta original de menor biomassa, próximas às estradas (pavimentadas e não pavimentadas), com maior acessibilidade em escala espacial (*TOT\_RDENS*), em áreas povoadas e também distantes das cidades. Florestas degradadas não são afetadas pela distância dos rios, pela acessibilidade de estradas ao longo do tempo e pela densidade populacional.

Os fragmentos florestais remanescentes apresentam formas mais complexas em terrenos com maior declividade, próximos aos rios acompanhando o seu curso, em solos de baixa fertilidade e áreas cobertas originalmente por floresta de menor biomassa. Além disso, o índice de dimensão fractal apresenta valores maiores nas unidades amostrais mais próximas de estradas (pavimentadas e não pavimentadas). Entretanto, fragmentos com formas mais complexas são encontrados em unidades amostrais que apresentaram menor densidade de estradas e menor número de domicílios. A densidade populacional, o número de estabelecimentos agrícolas, a acessibilidade ao longo do tempo provida pelas estradas e a dinâmica da paisagem apresentaram valores de importância relativa reduzidos, sugerindo que estas variáveis não interferem na forma dos fragmentos (Tabela 10).

Tabela 9 – Seleção de modelos generalizados de mínimos quadrados baseada no Critério de Informação de Akaike (*AIC*) para relacionar a estrutura e dinâmica da paisagem a variáveis ambientais e sócio-econômicas. Para cada modelo, são mostrados o logaritmo da verossimilhança (*LL*), número de parâmetros (*K*), *AIC*,  $\Delta AIC$  e peso de Akaike (*Wi*). As variáveis independentes dos modelos são as seguintes: Mudança no perfil da curva de cobertura florestal (*FO\_FCCP*), declividade média (*SLOPE*), distância de rios (*DIST\_RIV*), índice de fertilidade do solo (*FERTINDEX*), biomassa acima do solo (*PHYTOMASS*), distância de estradas pavimentadas (*DIST\_PVR*), distância de estradas não-pavimentadas (*DIST\_UNR*), índice de acessibilidade de estradas ao longo do tempo (*RATT*), densidade de estradas (*TOT\_RDENS*), número de domicílios (*NO\_HOUSE*), número de estabelecimentos agrícolas (*NO\_FARM*), densidade populacional (*POP\_DENS*) e distância de centros urbanos (*DIST\_URBAN*) (continua)

Variável Resposta	Modelo n°	Modelo	LL	K	AIC	$\Delta AIC$	<i>Wi</i>
Taxa anual de desmatamento ( <i>FO_Q</i> )	9	DIST_PVR + DIST_RIV + DIST_UNR + FERTINDEX + FO_FCCP + NO_HOUSE + POP_DENS + RATT + SLOPE_MN + TOT_RDENS + DIST_URBAN	11042,03	21	-22041,79	0,00	1,00
Total de borda de floresta ( <i>FO_TE</i> )	3	FO_FCCP + SLOPE_MN + DIST_RIV + FERTINDEX + PHYTOMASS + DIST_PVR + DIST_UNR + RATT + TOT_RDENS + NO_HOUSE + POP_DENS + DIST_URBAN	-43160.86	16	86353.89	0,00	0,35
	4	FO_FCCP + SLOPE_MN + DIST_RIV + FERTINDEX + PHYTOMASS + DIST_PVR + DIST_UNR + TOT_RDENS + NO_HOUSE + DIST_URBAN	-43162.48	15	86355.11	1,22	0,19
	1	FO_FCCP + SLOPE_MN + DIST_RIV + FERTINDEX + PHYTOMASS + DIST_PVR + DIST_UNR + TOT_RDENS + NO_HOUSE + POP_DENS + DIST_URBAN	-43163.71	14	86355.55	1,67	0,15
	8	FO_FCCP + SLOPE_MN + DIST_RIV + FERTINDEX + PHYTOMASS + DIST_PVR + DIST_UNR + RATT + TOT_RDENS + NO_HOUSE + NO_FARM + POP_DENS + DIST_URBAN	-43160.77	17	86355.73	1,84	0,14

Tabela 9 – Seleção de modelos generalizados de mínimos quadrados baseada no Critério de Informação de Akaike (*AIC*) para relacionar a estrutura e dinâmica da paisagem a variáveis ambientais e sócio-econômicas. Para cada modelo, são mostrados o logaritmo da verossimilhança (*LL*), número de parâmetros (*K*), *AIC*,  $\Delta AIC$  e peso de Akaike (*Wi*) (conclusão)

Variável Resposta	Modelo n°	Modelo	LL	K	AIC	$\Delta AIC$	<i>Wi</i>
Distância entre os fragmentos (ENN_MN)	3	SLOPE_MN + DIST_RIV + PHYTOMASS + DIST_PVR + DIST_UNR + RATT + NO_FARM + POP_DENS + DIST_URBAN	-19139,65	14	38307,43	0,00	1,00
Proporção de floresta degradada/regeneração (SF_PLAND)	8	FO_FCCP + SLOPE_MN + FERTINDEX + PHYTOMASS + DIST_PVR + DIST_UNR + TOT_RDENS + NO_HOUSE + DIST_URBAN	-8121,48	19	16281,19	0,00	0,92
Índice de dimensão fractal (FRAC_MN)	1	SLOPE_MN + DIST_RIV + FERTINDEX + PHYTOMASS + DIST_PVR + DIST_UNR + TOT_RDENS + NO_HOUSE	9220,32	18	-18404,42	0,00	0,41
	6	SLOPE_MN + DIST_RIV + FERTINDEX + PHYTOMASS + DIST_PVR + DIST_UNR + TOT_RDENS + NO_HOUSE + POP_DENS	9221,08	19	-18403,92	0,50	0,32
	3	SLOPE_MN + DIST_RIV + FERTINDEX + PHYTOMASS + DIST_PVR + DIST_UNR + TOT_RDENS + NO_HOUSE + NO_FARM	9220,55	19	-18402,86	1,56	0,19

Tabela 10 – Estimativa ponderada dos coeficientes, erros-padrão e importância relativa das variáveis presentes nos modelos de análise da estrutura e da dinâmica do desmatamento em 3315 paisagens na região central de Rondônia (continua)

Variável Independente	$\beta$	SE	$\Sigma Wi$
Taxa anual de desmatamento (FO_Q)			
FO_FCCP	0,01798	0,001082	1
SLOPE_MN	3,74E-04	8,32E-05	1
DIST_RIV	-2,25E-04	1,95E-04	1
FERTINDEX	1,48E-04	2,42E-04	1
DIST_PVR	2,76E-03	4,37E-04	0,99
DIST_UNR	1,06E-03	3,16E-04	1
RATT	-1,46E-04	3,27E-05	1
TOT_RDENS	-0,01577	0,001114	1
NO_HOUSE	-0,00179	1,26E-04	1
POP_DENS	-0,00328	4,36E-04	1
DIST_URBAN	0,001405	4,25E-04	0,99
NO_FARM	-3,81E-04	1,54E-04	0
PHYTOMASS	-6,1E-08	1,47E-08	0
Total de borda de floresta (FO_TE)			
FO_FCCP	-71770	15770	1
SLOPE_MN	45570	1789	1
DIST_RIV	-34630	3778	1
FERTINDEX	-890,7	4153	1
PHYTOMASS	-0,7559	0,2517	1
DIST_PVR	-33180	6112	1
DIST_UNR	-60870	6377	1
RATT	599,5	333,1	0,49
TOT_RDENS	-163500	16940	1
NO_HOUSE	3978	1417	0,96
POP_DENS	-8738	5606	0,76
DIST_URBAN	15890	5671	1
Distância entre os fragmentos (ENN_MN)			
SLOPE_MN	0,3713	0,9523	1
DIST_RIV	-1,411	1,928	1
PHYTOMASS	6,55E-04	1,03E-04	1
DIST_PVR	-2,034	2,403	1
DIST_UNR	-11,1	2,122	1
RATT	1,031	0,1039	1
NO_FARM	-0,4105	0,04396	1
POP_DENS	8,201	1,17	1
DIST_URBAN	-12,04	1,824	1

Tabela 10 – Estimativa ponderada dos coeficientes, erros-padrão e importância relativa das variáveis presentes nos modelos de análise da estrutura e da dinâmica do desmatamento em 3315 paisagens na região central de Rondônia (conclusão)

Variável Independente	$\beta$	SE	$\Sigma Wi$
TOT_RDENS	7,301	11,98	0
FO_FCCP	-46,73	11,41	0
FERTINDEX	-3,628	2,665	0
Proporção de floresta degradada/regeneração (SF_PLAND)			
FO_FCCP	-2,629	0,3788	1
SLOPE_MN	0,729	0,045	1
FERTINDEX	0,3044	0,1302	1
PHYTOMASS	-9,8E-06	6,94E-06	1
DIST_PVR	-0,3084	0,161	1
DIST_UNR	-0,6948	0,1595	1
TOT_RDENS	-1,505	0,4006	1
NO_HOUSE	0,1487	0,03147	1
DIST_URBAN	0,2366	0,1221	1
DIST_RIV	-0,01277	0,09371	0,08
RATT	-0,0012	0,00857	0,08
POP_DENS	-0,1482	0,1416	0,08
Índice de dimensão fractal (FRAC_MN)			
SLOPE_MN	2,28E-03	2,27E-04	1
DIST_RIV	-3,19E-03	4,67E-04	1
FERTINDEX	-1,02E-03	5,40E-04	1
PHYTOMASS	-9,91E-09	2,51E-08	1
DIST_PVR	-1,49E-03	5,90E-04	1
DIST_UNR	-5,24E-03	8,53E-04	1
TOT_RDENS	-4,79E-03	2,03E-03	0,92
NO_HOUSE	-2,32E-04	1,58E-04	1
POP_DENS	-6,28E-04	5,07E-04	0,32
NO_FARM	-4,4E-05	6,7E-05	0,18
RATT	1,69E-05	3,93E-05	0
FO_FCCP	0,001789	0,002313	0

#### 4.2 Dados de fauna e pressão de caça

Os dados de fauna obtidos por meio de entrevistas sintetizam informações de 1792 entrevistados/ano de conhecimento do estado de conservação da fauna local. Dos 107 fragmentos florestais amostrados, em apenas três os 36 táxons foram detectados. Além disso, o número médio de detecções foi de 27 com o

mínimo de 12 encontrado para um fragmento de aproximadamente 250 ha. Ao mesmo tempo, o menor fragmento amostrado possuía 24 espécies/gêneros relatadas pelo entrevistado. Dos 36 táxons estudados, *Penelope jacquacu*, *Cebus apella*, *Cabassous unicinctus* e *Tamandua tetradactyla* ocorriam em todos os fragmentos florestais (Figura 18). As espécies menos detectadas nas entrevistas foram *Myrmecophaga tridactyla*, *Priodontes maximus*, *Panthera onca*, *Psophia viridis*, *Tapirus terrestris* e *Mazama americana*, apresentando taxa de ocupação menor do que 0,6, ou seja, essas espécies ocorriam em menos de 60% dos fragmentos amostrados.

A respeito dos dados de caça, 85 entrevistados relataram atividade de caçadores nos respectivos fragmentos florestais amostrados, sendo as caçadas realizadas pelo próprio entrevistado ou outra pessoa conhecida sob o seu consentimento. No total, 14 espécies foram relatadas como potenciais presas. A espécie preferida foi *Cuniculus paca* mencionada em primeiro lugar em 49 entrevistas. Além da paca, as seis espécies mais mencionadas como presas de caçadores são *Dasybus novemcinctus*, *Pecari tajacu*, *Tayassu pecari*, *Mazama americana* e *M. nemorivaga*. Outras espécies mencionadas incluem *Priodontes maximus*, *C. unicinctus*, *D. Kappleri*, *T. terrestris*, *Hydrochoerus hydrochaeris*, *Dasyprocta fuliginosa*, *Pauxi tuberosa* e *Tinamus* spp. À exceção de *P. maximus*, *T. terrestris* e *M. americana*, as 14 espécies relatadas como presas de caçadores apresentaram taxa de ocupação superior a 60% dos fragmentos florestais amostrados (Figura 18). Nenhuma espécie de primata foi relatada como potencial presa de caçadores.

O uso de cães para auxiliar nas caçadas foi mencionado por 42 entrevistados, sendo que nos demais fragmentos a atividade de caça é realizada, segundo os entrevistados, somente com o uso de espera ou jirau. A atividade de caçadores ocorreu independentemente da área do fragmento, considerando a frequência mensal de caça (correlação de Pearson,  $r=0,177$ ,  $p=0,068$ ).

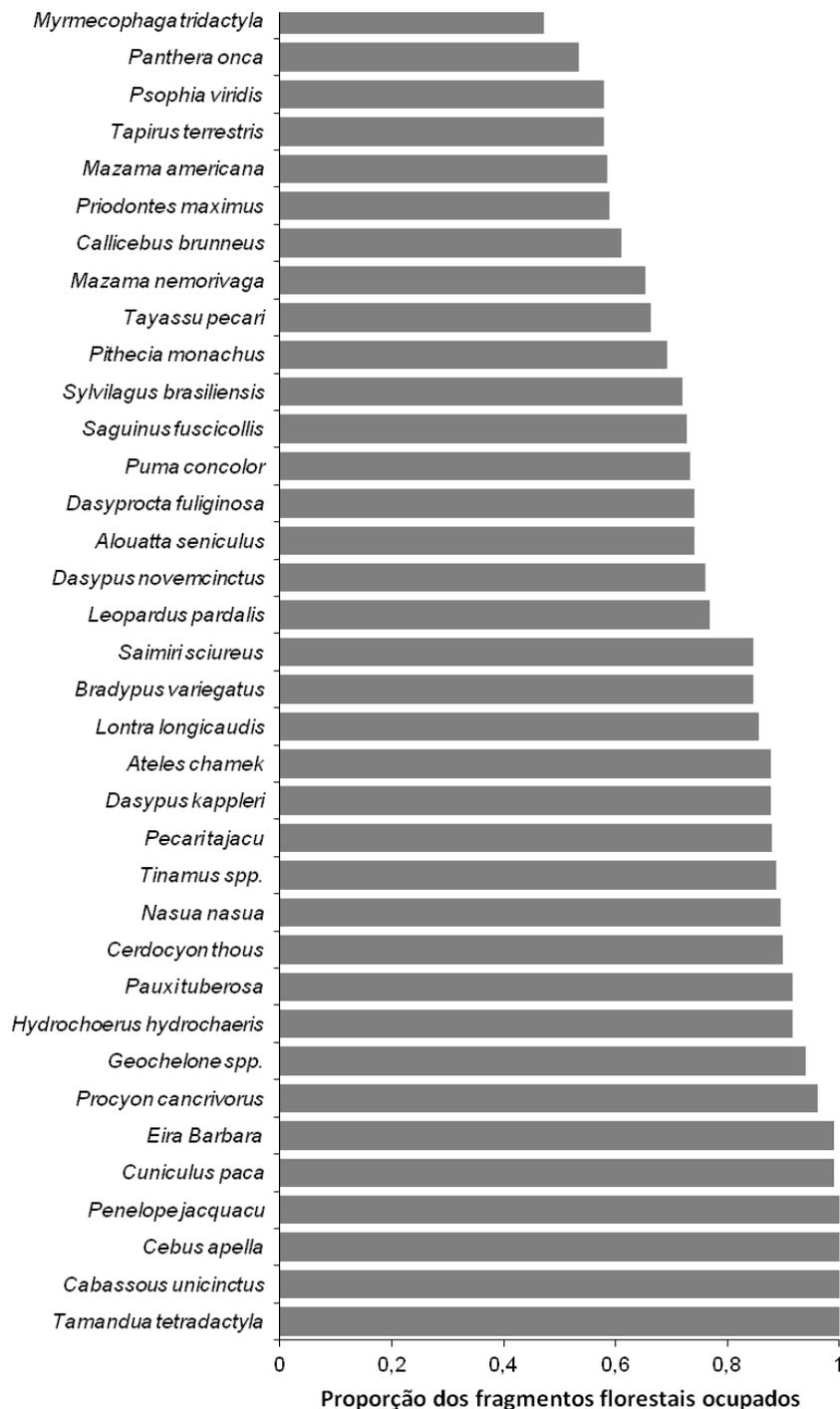


Figura 18 – Taxa de ocupação dos fragmentos florestais por espécies de vertebrados, em ordem crescente

A Análise de Componentes Principais dos dados de caça resultou em dois eixos selecionados pelo método *Broken-Stick* explicando 72% da variância acumulada dos dados, com os valores de ordenação das variáveis *DOGS*, *MONTH\_FREQ* e *NUM\_PREY* fortemente correlacionadas com o eixo 1 (1,764,

1,791 e 1,774, respectivamente). A variável *POP\_DENS* foi fortemente correlacionada com o eixo 2 (-2,13). Dessa forma, *PC1* representa a intensidade de caça e a seletividade dos caçadores com relação às espécies caçadas, enquanto que *PC2* representa a densidade populacional no entorno dos fragmentos florestais remanescentes. A Figura 19 mostra as correlações entre as variáveis, a posição dos fragmentos amostrados no espaço de ordenação e os eixos da PCA. Caçadores que atuam com maior frequência mensal tendem a serem menos seletivos quanto à preferência de presas, caçando um número maior de espécies.

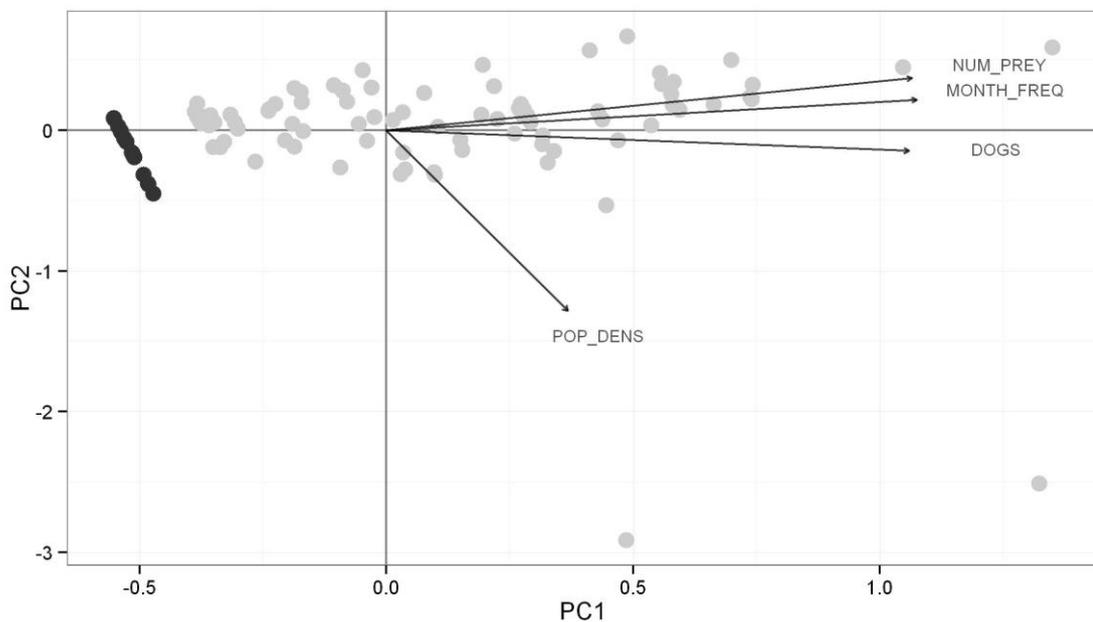


Figura 19 – *Biplot* de correlação dos dados de caça. Os pontos em cinza e preto representam, respectivamente, fragmentos com e sem atividade de caçadores.

Dos modelos lineares generalizados que relacionaram as variáveis de estrutura e dinâmica da paisagem e também pressão de caça com a riqueza de espécies (*SP\_RICH*), biomassa agregada (*AGR\_BIOMASS*) e o índice de vulnerabilidade à caça (*AGR\_HUNTRANK*), 21 modelos apresentaram  $\Delta AICc < 2$  (sete para cada variável resposta), de acordo com a inferência de múltiplos modelos (Tabela 11). O melhor modelo de riqueza de espécies tem a área do fragmento ( $\log_{10}(AREA)$ ) como única variável independente. A variável  $\log_{10}(AREA)$  compõe todos os sete modelos que melhor explicam a riqueza de espécies. Para *AGR\_BIOMASS*, além da área do fragmento, o melhor modelo incorporou as

variáveis distância entre os fragmentos e o eixo dois da medida de pressão de caça, relacionado à densidade populacional. Em todos os sete modelos lineares generalizados que melhor explicam a biomassa agregada tem a área do fragmento transformada como uma de suas variáveis. O modelo com o menor valor do  $AICc$  para  $AGR\_HUNT\_RANK$  tem como variáveis independentes a área do fragmento amostrado, o número de fragmentos na paisagem e a distância entre os fragmentos. Os sete melhores modelos lineares generalizados que melhor explicam a vulnerabilidade à caça das espécies presentes nos fragmentos estudados possuem a variável  $\log_{10}(AREA)$  como uma das variáveis independentes.

Esses resultados demonstram que o principal atributo da paisagem é a área do fragmento amostrado, que por sua vez contribui para a manutenção de todos os aspectos da comunidade de vertebrados analisados (Tabela 12 e Figura 20). A área do fragmento possui a maior importância para explicar a riqueza de espécies ( $\sum W_i=1$ ). Além do tamanho do fragmento, a riqueza de espécies é maior em fragmentos localizados em áreas que apresentaram desmatamento antigo, ou seja, áreas que apresentaram  $FO\_FCCP$  positivo ( $\sum W_i=0,34$ ) e com menor distância em relação aos fragmentos vizinhos ( $ENN\_MN$ ;  $\sum W_i=0,27$ ).

A área do fragmento transformada é a variável com a maior importância relativa para explicar a biomassa agregada ( $\sum W_i=1$ ). Fragmentos de maior tamanho tendem a reter maior biomassa, provavelmente com a presença de espécies de maior tamanho corporal (Tabela 12). Maior biomassa é retida nos fragmentos localizados em áreas menos povoadas ( $PC2$ ;  $\sum W_i=0,57$ ) e mais próximos de fragmentos vizinhos ( $ENN\_MN$ ;  $\sum W_i=0,35$ ). As variáveis com maior importância relativa para explicar o índice de vulnerabilidade à caça foram a área do fragmento ( $\sum W_i=1$ ), distância média entre os fragmentos ( $\sum W_i=0,40$ ) e número de fragmentos ( $\sum W_i=0,40$ ) (Tabela 12). Alguns dos atributos dos fragmentos estudados e da paisagem do entorno como maior área, menor isolamento e paisagens menos fragmentadas abrigam maior número de espécies sujeitas à pressão de caça.

Tabela 11 - Seleção de modelos lineares generalizados baseada no Critério de Informação de Akaike corrigido para pequenas amostras ( $AICc$ ) para relacionar a estrutura da comunidade de vertebrados, variáveis da paisagem e de pressão de caça. Para cada modelo, são mostrados o logaritmo da verossimilhança ( $LL$ ), número de parâmetros ( $K$ ),  $AIC$ ,  $\Delta AIC$  e peso de Akaike ( $Wi$ )

Variável Resposta	Modelo n°	Modelo	LL	K	AICc	$\Delta AICc$	$Wi$
Riqueza de espécies (SP_RICH)	1	log10(AREA)	-313,01	2	630,13	0,00	0,13
	2	FO_FCCP + log10(AREA)	-312,13	3	630,49	0,36	0,11
	3	log10(AREA) + ENN_MN	-312,42	3	631,07	0,93	0,08
	4	log10(AREA) + HUNTPC2	-312,69	3	631,62	1,49	0,06
	5	FO_FCCP + log10(AREA) + ENN_MN	-311,64	4	631,67	1,54	0,06
	6	FO_FCCP + log10(AREA) + HUNTPC2	-311,80	4	631,99	1,86	0,05
	7	log10(AREA) + PROX_MN	-312,92	3	632,07	1,94	0,05
Biomassa agregada (AGR_BIOMASS)	1	log10(AREA) + ENN_MN + HUNTPC2	-692,22	5	1395,04	0,00	0,14
	2	log10(AREA) + NP + HUNTPC2	-692,23	5	1395,05	0,01	0,14
	3	log10(AREA) + HUNTPC2	-693,41	4	1395,22	0,18	0,13
	4	log10(AREA) + NP + ENN_MN	-692,54	5	1395,68	0,64	0,10
	5	FO_FCCP + log10(AREA) + HUNTPC2	-692,95	5	1396,49	1,45	0,07
	6	log10(AREA) + PROX_MN + HUNTPC2	-693,20	5	1397,00	1,96	0,05
	7	log10(AREA) + ENN_MN	-694,31	5	1397,01	1,97	0,05
Índice de vulnerabilidade à caça (AGRHUNT_RANK)	1	log10(AREA) + NP + ENN_MN	-380,62	5	771,83	0,00	0,16
	2	log10(AREA) + ENN_MN	-382,28	4	772,95	1,12	0,09
	3	log10(AREA)	-383,38	3	773,00	1,17	0,09
	4	log10(AREA) + NP	-382,33	4	773,06	1,23	0,09
	5	log10(AREA) HUNTPC2	-382,64	4	773,67	1,84	0,06
	6	log10(AREA) + NP + HUNTPC2	-381,54	5	773,68	1,85	0,06
	7	log10(AREA) + ENN_MN + HUNTPC2	-381,60	5	773,80	1,97	0,06

Tabela 12 – Estimativa ponderada dos coeficientes, erros-padrão e importância relativa das variáveis presentes nos modelos de análise da estrutura da comunidade de vertebrados nos 107 fragmentos florestais amostrados

Variável Independente	$\beta$	SE	wi
Riqueza de espécies (SP_RICH)			
FO_FCCP	-0,124	0,09489	0,34
AREA	0,1614	0,02426	1,00
PROX_MN	5,869E-06	1,73E-05	0,17
NP	-7,25E-04	2,11E-03	0,18
ENN_MN	-3,13E-04	2,96E-04	0,27
PC1	-9,47E-03	0,06166	0,17
PC2	-0,07035	0,09067	0,22
Biomassa agregada (AGR_BIOMASS)			
FO_FCCP	-70,8145	79,4008	0,15
AREA	163,6300	24,0368	1,00
PROX_MN	0,0098	0,0161	0,12
NP	-2,8136	1,7861	0,34
ENN_MN	-0,4182	0,2570	0,35
PC1	3,3542	53,7084	0,10
PC2	151,5875	73,0761	0,57
Índice de Vulnerabilidade à Caça (AGRHUNT_RANK)			
FO_FCCP	1,3362	2,9084	0,15
AREA	8,4664	1,3592	1,00
PROX_MN	0,0002	0,0008	0,14
NP	-0,1512	0,0975	0,40
ENN_MN	-0,0219	0,0139	0,40
PC1	-1,9468	4,3336	0,15
PC2	4,8076	4,0070	0,26

Dentre os fragmentos amostrados, aqueles que apresentaram a maior riqueza de espécies possuíam área superior a 4000 ha, enquanto que uma redução a patamares abaixo de 20 espécies foi observada em fragmentos menores do que 50 ha (Figura 20). Ao mesmo tempo, os maiores valores de biomassa agregada foram observados somente em fragmentos com área superior a 600 ha, indicando a ocorrência de espécies de maior tamanho corporal. Além disso, todo o conjunto de espécies com maior vulnerabilidade à caça só foi encontrado nesses fragmentos maiores, indicando um efeito combinado entre pressão de caça e fragmentação.

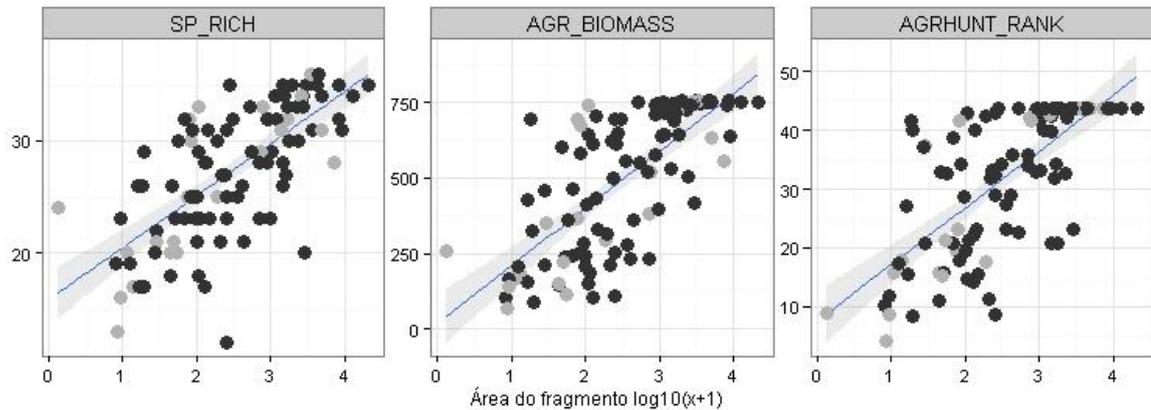


Figura 20 – Relação entre a área dos fragmentos amostrados e a riqueza de espécies, biomassa agregada e o índice de vulnerabilidade à caça. Os pontos em preto e cinza representam, respectivamente, os fragmentos onde ocorre e não ocorre atividade de caçadores. À exceção de *AGR\_BIOMASS* dada em kg, as variáveis em y são adimensionais

### 4.3 Características físico-químicas da água de riachos

Das 17 variáveis físico-químicas analisadas, 11 apresentaram grande variação nas concentrações das amostras entre as estações de coleta realizadas no período das chuvas e na seca (Figura 21). Enquanto que a maior parte das concentrações de  $Na^+$  e  $NH_4^+$  dos riachos foi superior na estação seca, as concentrações de  $Al^+$ ,  $Fe^+$ ,  $SO_4$ ,  $PO_4$ ,  $NO_3$ ,  $NO_2$ ,  $DOC_{MN}$ ,  $TN$  e  $Sedim$  foram maiores nas amostras coletadas na estação chuvosa. De uma maneira geral, as concentrações de  $DIC_C$ ,  $Ca^{2+}$  e  $Mg^{2+}$  não apresentaram grande variação sazonal. Além da variação detectada entre os períodos de coleta, nós observamos a influência de fatores edáficos nas características físico-químicas das águas dos riachos amostrados. Nas microbacias 1010, 1029, 1078, 1165, 946 e 949 as concentrações desses parâmetros, tanto na estação seca como na chuvosa tendem a serem superiores às demais microbacias para boa parte dos parâmetros analisados. Deve-se a isso à ocorrência nessas microbacias de solos eutróficos, com maior concentração de bases, ao contrário das demais microbacias analisadas onde predominam solos distróficos.

A Análise de Componentes Principais realizada com as variáveis físico-químicas de água dos riachos coletadas durante a estação chuvosa selecionou os três primeiros eixos por meio do método *Broken-Stick*. Juntos, esses eixos explicaram 75% da variância dos dados (39, 23 e 11%, respectivamente) (Figura

22). As variáveis relacionadas ao primeiro eixo, todas de forma negativa, foram *DIC\_C*,  $Ca^{2+}$ ,  $Fe^+$ ,  $SO_4^{2-}$ ,  $NO_2$  e *DOC\_MN*, enquanto que para o segundo eixo as variáveis  $Al^+$ ,  $PO_4$  e *Sedim* foram negativamente relacionadas (Tabela 13). Com sinal positivo, as variáveis  $NH_4$  e  $NO_3$  foram relacionadas ao terceiro eixo da *PCA*.

Para os dados de água da estação seca, os dois primeiros eixos selecionados explicaram 67% da variância acumulada dos dados (51 e 15%, respectivamente) (Figura 23). Com o primeiro eixo da *PCA*, as variáveis relacionadas negativamente foram *DIC\_C*,  $Ca^{2+}$ ,  $Fe^+$ ,  $PO_4$ ,  $NO_2$  e somente  $NH_4^+$  positivamente (Tabela 13). Para o segundo eixo, as variáveis foram negativamente relacionadas são  $Al^+$ ,  $SO_4^{2-}$ ,  $NO_3^-$  e *Sedim*.

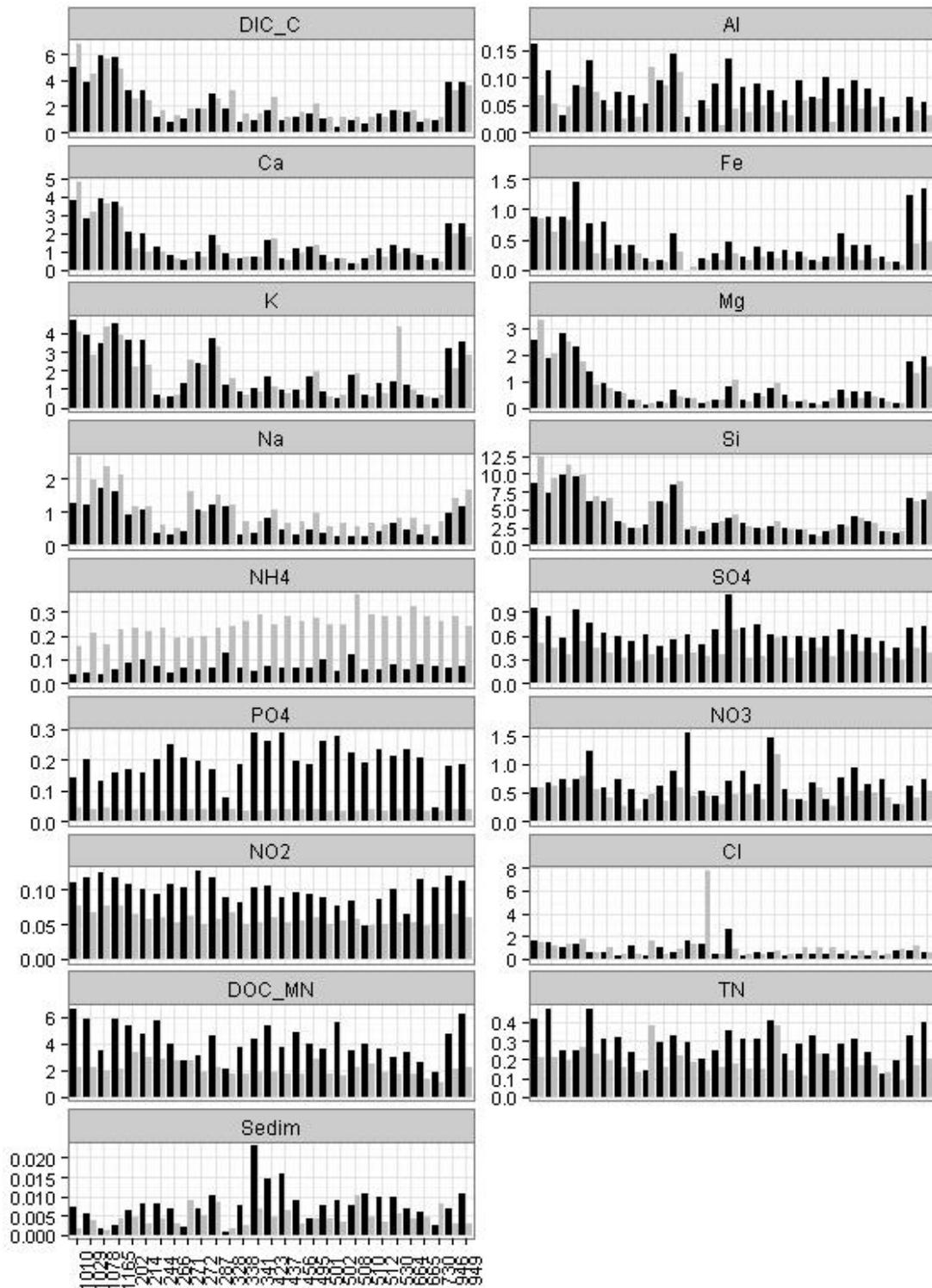


Figura 21 – Concentrações dos parâmetros físico-químicos dos riachos amostrados na estação chuvosa (preta) e seca (cinza). Os riachos estão ordenados em ordem decrescente pelo valor do *FCCP* das respectivas microbacias a partir do desmatamento mais antigo (à esq.) ao mais recente (à dir.). As concentrações são dadas em  $\text{mg.l}^{-1}$ , à exceção de Sedim, dada em gramas.

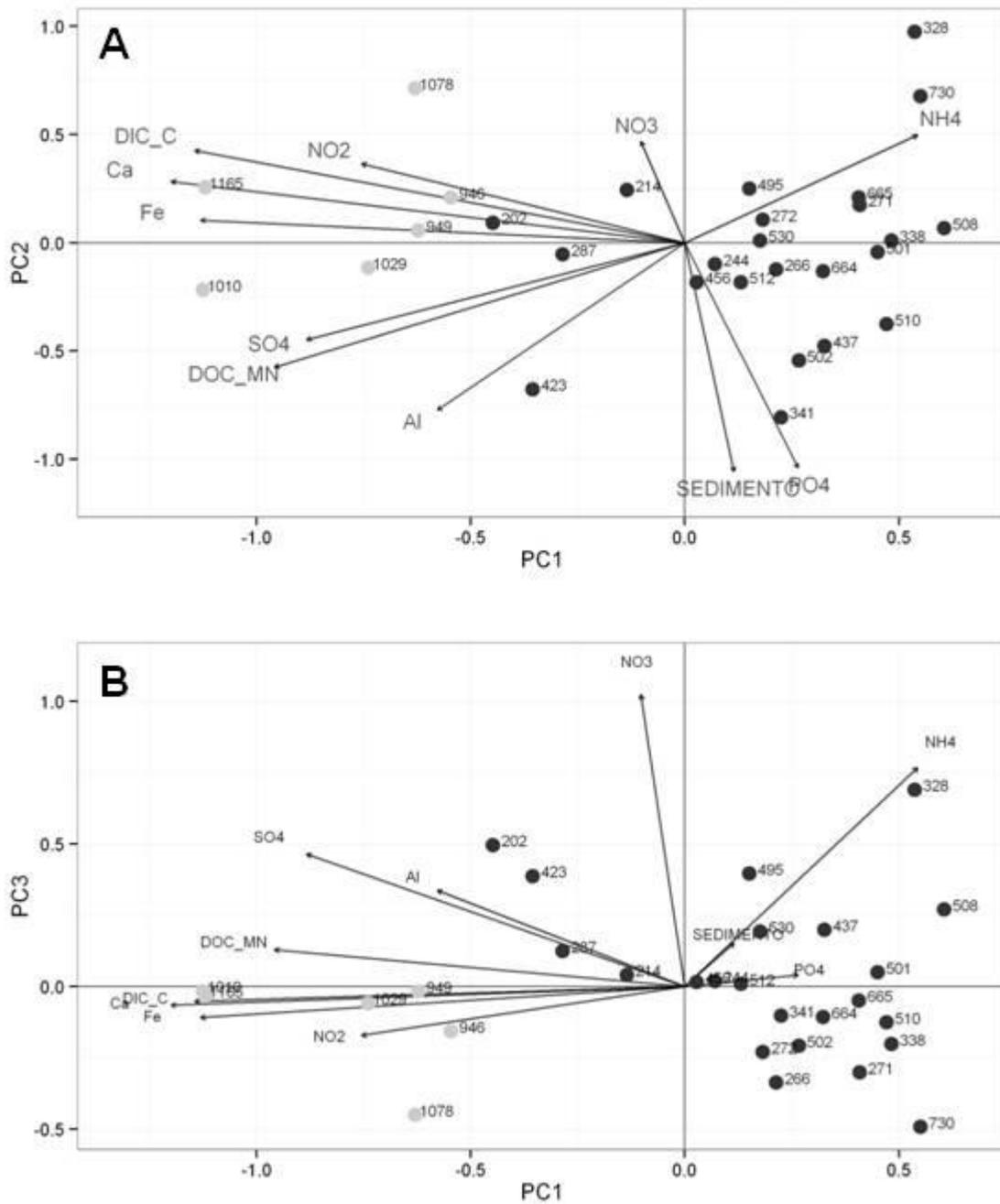


Figura 22 - *Biplots* de correlação das variáveis físico-químicas da água nas amostras da estação chuvosa. A) Primeiro e segundo eixo da *PCA*; e B) Primeiro e terceiro eixo. Os pontos representam as microbacias identificadas com a numeração adjacente. As cores cinza e preta representam tipos de solo classificados como eutróficos e distróficos, respectivamente

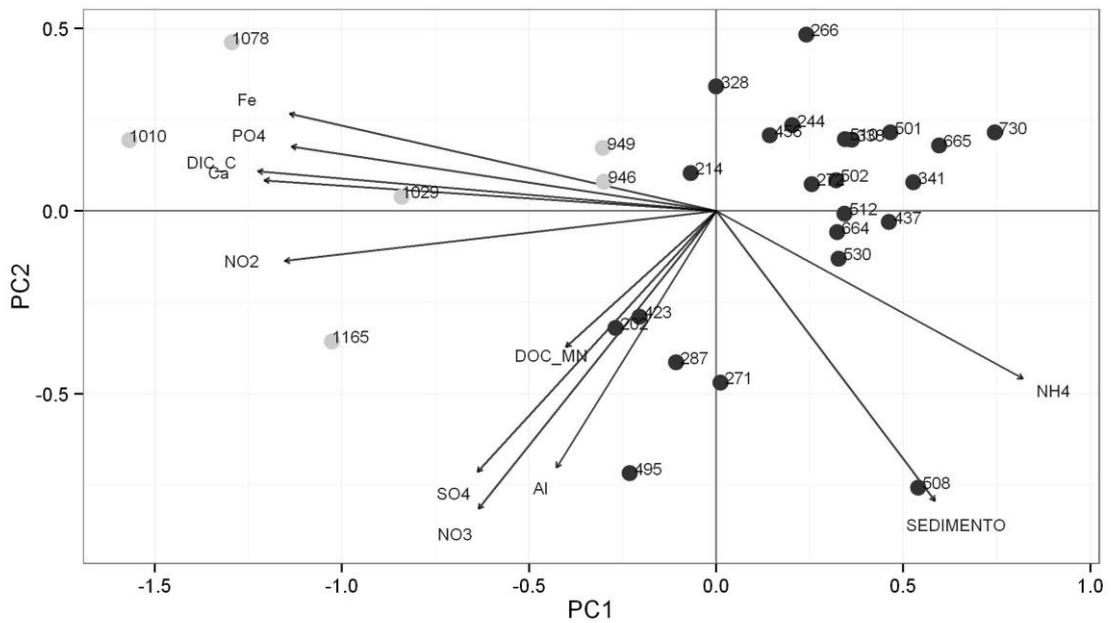


Figura 23 - *Biplot* de correlação com os dois primeiros eixos das variáveis físico-químicas da água nas amostras da estação seca. Os pontos representam as microbacias identificadas com a numeração adjacente. As cores cinza e preta representam tipos de solo classificados como eutróficos e distróficos, respectivamente

Tabela 13 – Valores de ordenação das estações seca e chuvosa relacionados aos eixos das Análises de Componentes Principais

	PC1	PC2	PC3
<b>Estação chuvosa</b>			
DIC_C	-1,1436	0,4248	-0,05051
Al <sup>+</sup>	-0,5774	-0,7727	0,33738
Ca <sup>2+</sup>	-1,1992	0,2828	-0,06554
Fe <sup>+</sup>	-1,13	0,104	-0,10815
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0,5431	0,4975	0,76719
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	-0,8826	-0,4477	0,46426
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	0,2642	-1,039	0,04017
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	-0,1022	0,4671	1,022
NO <sub>2</sub>	-0,754	0,3647	-0,17091
DOC_MN	-0,9575	-0,5739	0,12874
Sedim	0,1149	-1,0555	0,15285
<b>Estação seca</b>			
DIC_C	-1,2246	0,10919	--
Al <sup>+</sup>	-0,4269	-0,70138	--
Ca <sup>2+</sup>	-1,208	0,08425	--
Fe <sup>+</sup>	-1,14	0,26609	--
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0,8192	-0,45856	--
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	-0,6382	-0,71379	--
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	-1,1346	0,17709	--
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	-0,6348	-0,81488	--
NO <sub>2</sub>	-1,1529	-0,1359	--
DOC_MN	-0,4012	-0,37162	--
Sedim	0,5838	-0,79251	--

A inferência de múltiplos modelos realizada para a estação chuvosa selecionou três modelos com  $\Delta AIC_c < 2$  tendo como variável resposta o primeiro eixo da *PCA*, enquanto que um modelo foi selecionado para o eixo 2 e dez modelos para o eixo 3 (Tabela 14). O melhor modelo para o primeiro eixo tem como variáveis independentes a proporção de bases e a proporção de floresta na faixa de 100 m ao longo dos riachos amostrados. Para o segundo eixo o melhor modelo selecionado tem a declividade média da faixa ao longo do riacho, o índice de mudança na curva de cobertura florestal e a proporção de floresta na faixa de 100 m ao longo dos riachos como variáveis independentes. A taxa anual de desmatamento é a variável independente presente no melhor modelo selecionado para terceiro da *PCA* da estação chuvosa.

Durante o período de chuvas, as concentrações de  $DIC\_C$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Fe^+$ ,  $SO_4^{2-}$ ,  $NO_2$  e  $DOC\_MN$  aumentam em microbacias com solos predominantemente eutróficos ( $\Sigma Wi=1$ ) e com maior proporção de florestas na faixa de 100 m ao longo dos riachos ( $\Sigma Wi=0,69$ ) (Tabela 15). Além disso, as concentrações de  $Al^+$ ,  $PO_4$  e  $Sedim$  aumentam em microbacias com desmatamento antigo ( $\Sigma Wi=0,78$ ), maior proporção de florestas ( $\Sigma Wi=0,76$ ) e maior declividade ( $\Sigma Wi=0,65$ ) na faixa de 100 m ao longo do riacho. Da mesma forma, as microbacias com as menores taxas de desmatamento ( $\Sigma Wi=0,47$ ) apresentam concentrações de  $NH_4$  e  $NO_3$  superiores.

O modelos da estação seca selecionados com o menor valor do  $AICc$  para o primeiro eixo da  $PCA$  incorporam as variáveis proporção de bases e a declividade média na faixa de 100 m ao longo do riacho e em toda a microbacia (Tabela 14). Para o eixo 2 nenhum modelo com as variáveis independentes apresentou valores de  $AICc$  menores que o modelo nulo, ou seja, aquele formado apenas pelo intercepto sem nenhuma das variáveis independentes utilizadas nas análises.

Na estação seca, há um aumento nas concentrações de  $DIC\_C$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Fe^+$ ,  $PO_4$  e  $NO_2$  e diminuição na concentração de  $NH_4$  em microbacias com tipos de solo predominantemente eutróficos ( $\Sigma Wi=1$ ) e terrenos com maior declividade média em toda a sua área de contribuição ( $\Sigma Wi=0,43$ ) (Tabela 15). As concentrações desses componentes diminuí, enquanto que a concentração de  $NH_4$  aumenta com o aumento da declividade na faixa de 100 m ao longo do riacho ( $\Sigma Wi=0,36$ ). As variáveis independentes utilizadas nos modelos apresentaram pequena importância relativa para explicar a variação nas concentrações de  $Al$ ,  $SO_4$ ,  $NO_3$  e  $Sedim$ , incorporadas ao eixo 2 da  $PCA$ . Entretanto, os resultados da estimativa ponderada dos coeficientes sugerem que as concentrações de  $Al^+$ ,  $SO_4$ ,  $NO_3$  e  $Sedim$  diminuem de acordo com o aumento da taxa anual de desmatamento ( $\Sigma Wi=0,26$ ) e aumentam de acordo com a área de contribuição ( $\Sigma Wi=0,27$ ) e a declividade média na faixa de 100 m ao longo do riacho ( $\Sigma Wi=0,21$ ).

Tabela 14 - Seleção de modelos lineares generalizados baseada no Critério de Informação de Akaike corrigido para pequenas amostras ( $AICc$ ) para relacionar os eixos da  $PCA$  das variáveis físico-químicas da água com as variáveis ambientais das microbacias. Para cada modelo, são mostrados o logaritmo da verossimilhança ( $LL$ ), número de parâmetros ( $K$ ),  $AIC$ ,  $\Delta AIC$  e peso de Akaike ( $Wi$ )

Variável Resposta	Modelo n°	Modelo	LL	K	AICc	$\Delta AICc$	$Wi$
Estação chuvosa							
PC1	12	SOIL_BASES + B_FOPLAND	0,84	4	7,99	0,00	0,22
	123	SOIL_BASES + B_FOPLAND + DIST_NF	1,49	5	9,62	1,63	0,10
	23	SOIL_BASES + DIST_NF	-0,15	4	9,96	1,97	0,08
PC2	1	B_SLOPE + FO_FCCP + B_FOPLAND	-4,79	5	22,00	0,00	0,46
PC3	1	FO_Q	0,34	3	6,28	0,00	0,06
	2	B_SLOPE + NF_LUI	1,69	4	6,29	0,01	0,06
	3	FO_Q + B_FOPLAND + DIST_NF	2,51	5	7,59	1,30	0,03
	4	B_SLOPE + FO_Q	1,01	4	7,65	1,37	0,03
	5	C_SLOPE + FO_Q	0,99	4	7,70	1,41	0,03
	6	FO_Q + DIST_NF	0,9	4	7,87	1,58	0,03
	7	AREA + B_SLOPE + NF_LUI	2,31	5	7,99	1,71	0,03
	8	C_SLOPE + B_SLOPE + NF_LUI	2,28	5	8,05	1,77	0,02
	9	B_SLOPE + NF_LUI + B_FOPLAND	2,27	5	8,08	1,79	0,02
Estação seca							
PC1	1	SOIL_BASES + C_SLOPE + B_SLOPE	-4,58	5	21,76	0,00	0,21
PC2	1	1	-7,16	2	18,78	0,00	0,07
	2	FO_Q	-6,41	3	19,78	1,00	0,04
	3	AREA	-6,46	3	19,88	1,11	0,04
	4	DIST_NF	-6,76	3	20,48	1,71	0,03
	5	SOIL_BASES	-6,77	3	20,50	1,73	0,03

Tabela 15 – Estimativa ponderada dos coeficientes, erros-padrão e importância relativa das variáveis presentes nos modelos de análise da estrutura da comunidade de vertebrados nos 107 fragmentos florestais amostrados (continua)

Variável Independente	$\beta$	SE	wi
<b>Estação chuvosa</b>			
<b>PC1</b>			
SOIL_BASE	-1,119	0,1528	1
BUF_FO_PROP	-0,6668	0,2519	0,69
DIST_NF	-4,07E-04	2,22	0,34
WTS_AVG_SLOPE	-0,0443	0,04475	0,14
BUF_AVG_SLOPE	0,05669	0,06757	0,12
NF_LUI	0,7703	0,9646	0,12
FO_Q	0,5471	5,131	0,09
<b>PC2</b>			
BUF_AVG_SLOPE	-0,2502	0,1034	0,65
FO_FCCP	-1,149	0,4531	0,78
BUF_FO_PROP	-0,8281	0,3303	0,76
SOIL_BASE	0,328	0,2234	0,16
DIST_NF	3,87E-04	3,77E-04	0,11
NF_LUI	-0,885	1,696	0,12
WTS_AVG_SLOPE	0,04799	0,0607	0,07
FO_Q	2,033	8,185	0,06
<b>PC3</b>			
FO_Q	8,765	4,609	0,47
BUF_AVG_SLOPE	-0,1133	0,07228	0,37
NF_LUI	-1,237	0,8032	0,4
BUF_FO_PROP	-0,229	0,316	0,18
DIST_NF	2,47E-04	2,09E-04	0,24
WTS_AVG_SLOPE	-0,04708	0,04093	0,22
AREA	-1,354E-05	2,11E-05	0,14
FO_FCCP	0,2637	0,3903	0,18
SOIL_BASE	-0,07427	0,1856	0,16
<b>Estação seca</b>			
<b>PC1</b>			
SOIL_BASIS	-1,049	0,2372	1
WTS_AVG_SLOPE	-0,1135	0,0649	0,43
BUF_AVG_SLOPE	0,1624	0,09792	0,36
DIST_NF	-3,39E-04	2,38E-04	0,22
BUF_FO_PROP	-0,3368	0,326	0,15
NF_LUI	0,6738	1,274	0,12
FO_Q	-3,802	6,018	0,1

Tabela 15 – Estimativa ponderada dos coeficientes, erros-padrão e importância relativa das variáveis presentes nos modelos de análise da estrutura da comunidade de vertebrados nos 107 fragmentos florestais amostrados (conclusão)

PC2	FO_FCCP	-0,1591	0,4357	0,1
	FO_Q	-5,556	5,477	0,26
	ÁREA	2,76E-05	2,57E-05	0,27
	DIST_NF	-1,62E-04	2,38E-04	0,2
	SOIL_BASES	0,1084	0,1732	0,2
	WTS_AVG_SLOPE	0,02088	0,05007	0,18
	NF_LUI	0,1833	0,9139	0,18
	BUF_AVG_SLOPE	0,06015	0,08665	0,21
	FO_FCCP	0,1678	0,3644	0,18

## 5 DISCUSSÃO

### 5.1 Estrutura e dinâmica da paisagem

Nossos resultados mostram que o desmatamento na região Centro-Norte de Rondônia não segue a tendência de redução observada para o estado e também para toda a Amazônia brasileira nos últimos anos (INPE, 2014). A velocidade de conversão da floresta é mais alta principalmente nas áreas onde o desmatamento iniciou-se mais recentemente. O estabelecimento de estradas, sejam elas pavimentadas ou não, é o principal fator desencadeador do processo de desmatamento, mas ele por si só não explica toda a variação encontrada na estrutura e configuração espacial dos remanescentes florestais. O arranjo espacial das estradas em grande parte das paisagens que apresentaram desmatamento, seja ele antigo ou recente, favoreceu o padrão “espinha-de-peixe” de desmatamento (OLIVEIRA FILHO; METZGER, 2006). Em algumas paisagens ocorreu também o arranjo espacial do tipo “dendrítico” que por sua vez, comparado ao padrão “espinha-de-peixe”, apresentou desmatamento menos intenso (BATISTELLA et al., 2003). Entretanto, após 36 anos de desmatamento, o padrão dendrítico, agrupado em nossas análises como desmatamento recente, parece ter resultado em uma paisagem tão desmatada e fragmentada quanto outras paisagens com idade de desmatamento semelhante.

Uma vez que a extensão da malha viária nas paisagens com desmatamento antigo e recente é equivalente, fatores econômicos, institucionais, políticos e demográficos atuam em sinergismo (PERZ et al., 2008). A pecuária tem se tornado a principal atividade econômica no estado de Rondônia. No ano de 1975 o tamanho do rebanho era de 51507 cabeças de gado e alcançou 12182259 no ano de 2011, representando 5,7% de todo o rebanho brasileiro (IBGE, 2011). A implantação de Unidades de Conservação e Terras Indígenas exerce, de uma forma geral, uma barreira ao avanço da fronteira do desmatamento. Entretanto, das 22 áreas protegidas da Amazônia brasileira que após a sua criação perderam mais de 10% de sua área de floresta entre os anos de 2000 e 2006, dentre elas algumas Terras Indígenas, oito se localizam na área de estudo (BARBER et al., 2012). Esse é o caso da Floresta Nacional Bom Futuro que teve mais de 21000 ha desmatados por madeireiros e posseiros (PEDLOWSKI et al, 2005). As políticas governamentais de

colonização e reforma agrária que eram apontadas como as principais indutoras do desmatamento nas décadas de 1970 e 1980, ainda exercem pressão sobre áreas de floresta por meio de novos assentamentos (PERES; SCHNEIDER, 2012). De 1991 a 2011, por meio dos planos de assentamento do Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária, 18623 famílias foram assentadas na área de estudo (INCRA, 2012).

Nós observamos que o desmatamento recente tem conduzido a uma redução significativa no tamanho médio dos fragmentos florestais remanescentes, quando comparado com a área média dos fragmentos das áreas antigas. Esse resultado é corroborado pela relação negativa entre os valores de *FO\_FCCP* e maiores taxas anuais de desmatamento. Cerca de 43% de todo o desmatamento ocorrido na Amazônia entre os anos de 2002 a 2009 ocorreu em pequenos fragmentos com até 50 ha (ROSA et al., 2012). Outro ponto importante é que a cobertura de floresta, o número de fragmentos e a distância entre eles são, em média, muito semelhantes. Se em uma dada paisagem o tamanho médio dos fragmentos é reduzido mantendo-se constante seu número e a quantidade de floresta, a extensão de borda aumentará em decorrência dessa diminuição. Considerando os nossos resultados com os modelos de mínimos quadrados generalizados, a extensão total de borda está mais relacionada às áreas de desmatamento recente (Tabela 10).

A proporção da paisagem coberta por floresta degradada/em regeneração é maior nas paisagens desmatadas recentemente, indicando que o processo de conversão da floresta continua a ocorrer nessas áreas. De fato, a maior proporção desse tipo de cobertura ocorre próximo aos limites do desmatamento em áreas ocupadas recentemente, de modo que esse mesmo padrão tem sido encontrado em outras regiões da Amazônia brasileira (ALVES et al., 2003; MELLO; ALVES, 2011). Além disso, os fragmentos de floresta e as manchas de floresta degradada/em regeneração estão mais associados aos terrenos de maior declividade onde há maior quantidade de borda e menor distância entre os fragmentos florestais. Floresta degradada/em regeneração foi observada na borda de fragmentos florestais em alguns assentamentos agrários localizados nas paisagens com desmatamento recente (SOLER et al., 2009). Tipicamente, esse tipo de cobertura permanece por não mais que oito anos, sendo frequentemente

substituída por pastagens, ou menos provável, ocorre a regeneração do dossel (ROBERTS et al., 2002).

De uma forma geral, os fragmentos florestais tendem a estar mais isolados em terrenos planos, nos quais, o uso da terra para agricultura ou pecuária é mais intensivo e, por isso, essas áreas estão relacionadas a maiores taxas anuais de desmatamento (AIDE et al., 2013). Próximos aos rios os fragmentos possuem formas mais complexas, acompanhando o canal fluvial. O mesmo padrão é observado para os fragmentos distantes das estradas. As estradas tem influência negativa na intensidade do processo de desmatamento, de forma a aumentar a área desmatada, a degradação da floresta remanescente, o efeito de borda e o isolamento dos fragmentos.

Das métricas utilizadas para medir a influência das estradas, a que obteve os maiores valores de importância relativa foi distância de estradas não pavimentadas. Estradas secundárias normalmente não são pavimentadas e têm sido implantadas principalmente por madeireiros em toda a Amazônia (ARIMA et al., 2005). A distância das estradas é relacionada à diminuição da taxa anual de desmatamento e conseqüentemente, maior quantidade de floresta é encontrada quanto mais distante das estradas (FERRAZ et al., 2005). Isto foi observado nas análises comparando a extensão de estradas e a estrutura das paisagens com diferentes idades e características de desmatamento. As paisagens que apresentaram desmatamento constante ao longo do tempo ou não tiveram desmatamento, possuíam uma rede de estradas bem inferior ao encontrado nas áreas mais alteradas.

A proximidade das estradas, a densidade populacional e a declividade do terreno são os principais fatores ambientais e sócio-econômicos que delinearão a paisagem florestal atual. Muitas das áreas cujo desmatamento se concentrou recentemente englobam terras consideradas devolutas e invadidas por posseiros ou inseridas em Unidades de Conservação. Nesses casos é necessária a atuação do Poder Público no sentido de coibir novas derrubadas modificando os procedimentos para a titularização das terras invadidas e desmatadas. Embora ainda seja incipiente em toda a Amazônia brasileira (ROSA et al., 2012), ações de repressão ao desmatamento tem resultado em diminuição da derrubada da floresta (BOUCHER et al., 2013). A falta de um mecanismo jurídico eficiente para a comprovação de

propriedade de terras em grande parte do território brasileiro tem resultado em intensificação do desmatamento na Amazônia (ARAUJO et al., 2009).

## 5.2 Dados de fana e pressão de caça

Os resultados sugerem que a área do fragmento é o atributo mais importante da paisagem no que diz respeito à conservação das espécies de vertebrados. A área do fragmento é fortemente correlacionada com o tamanho da propriedade, de modo que os fragmentos florestais que apresentaram maior riqueza de espécies estavam localizados em grandes propriedades rurais. Somente os grandes fragmentos foram capazes de reter um número maior de espécies, principalmente aquelas de maior tamanho corporal e espécies mais vulneráveis à pressão de caça (Figura 20). Esses resultados são semelhantes aos encontrados em outras áreas da Amazônia e da região neotropical (ESTRADA et al., 1994; CHIARELLO, 1999; MICHALSKI; PERES, 2007; URQUIZA-HAAS et al., 2009; SAMPAIO et al., 2010; CANALE et al., 2012). De fato, fragmentos de maior área são mais resilientes às perturbações externas (LAURANCE et al., 2002). Dentre as seis espécies que apresentaram taxa de ocupação dos fragmentos florestais menor que 60%, *Myrmecophaga tridactyla*, *Priodontes maximus*, *Panthera onca*, *Mazama americana* e *Psophia viridis*, foram relatadas por Prist et al. (2012) como extintas localmente de fragmentos florestais pequenos e isolados do Norte do estado de Mato Grosso.

Nossos resultados sugerem que, a atividade de caçadores não está afetando a estrutura e composição da comunidade de vertebrados que ocupa os fragmentos amostrados. Entretanto, algumas das espécies preferidas pelos caçadores apresentam declínio na taxa de ocupação. Esse é o caso de *Dasybus novemcinctus*, espécie muito comum em áreas altamente fragmentadas e ambientes de borda (PERES, 2001) e que apresentou taxa de ocupação alta, porém inesperadamente abaixo de 80%. Em áreas altamente fragmentadas de Mata Atlântica *D. novemcinctus* está se tornando raro devido à intensa pressão de caça (CULLEN JR. et al., 2000).

Embora a frequência mensal de caça nos fragmentos amostrados não seja relacionada à área dos fragmentos, caçadores mais assíduos tendem a abater maior número de espécies. Uma explicação pode ser que as espécies antes

preferidas estão se tornando menos comuns forçando os caçadores a serem menos seletivos quanto à escolha de espécies. Caçadores se tornam menos seletivos quando as populações de espécies cinegéticas entram em declínio, principalmente aquelas de maior preferência normalmente de maior tamanho corporal (PERES, 2001). Com o rápido declínio dessas espécies, os caçadores passam a abater outras de tamanho corporal menor, como roedores e tatus (JEROZOLIMSKI; PERES, 2003). Segundo relatos de alguns entrevistados, ao longo dos primeiros anos de derrubada da floresta as espécies mais caçadas eram anta, queixadas, catetus e veados. Essas espécies são mencionadas dentre as 14 caçadas, mas espécies com menor tamanho corporal como *C. paca* possuem maior número de registros como presa preferida e em muitos casos é a única espécie caçada atualmente. Além disso, *D. novemcinctus* é relatada com maior regularidade dentre as cinco espécies preferidas de cada caçador.

Primatas não foram mencionados como presa de caçadores. Todos os entrevistados eram migrantes ou descendentes diretos de colonos que chegaram a Rondônia de outras regiões do Brasil, principalmente das regiões Sudeste e Sul (PEDLOWSKI et al., 1997). Esses colonos não tem o hábito de caçar primatas como fonte de proteína (REDFORD; ROBINSON, 1987). A densidade populacional, representada pelo segundo eixo da Análise de Componentes Principais com os dados de caça, interfere na biomassa agregada das espécies que ocupam os fragmentos estudados. A densidade populacional não retrata de modo consistente a dinâmica dos assentamentos humanos, pois envolve outros aspectos como migração e renda (JEROZOLIMSKI; PERES, 2003). Entretanto, uma vez que espécies com maior tamanho corporal exercem maior influência na biomassa agregada do que espécies menores, os resultados sugerem que fragmentos cujo entorno é densamente povoados não são capazes de reter espécies maiores.

Além da área do fragmento, a conectividade estrutural da paisagem e a intensidade do processo de fragmentação são cruciais para a retenção das espécies estudadas na justificando a importância relativa das variáveis *ENN\_MN* e *NP* para as três variáveis resposta. O aumento do isolamento entre fragmentos provoca a redução no sucesso da imigração e colonização de indivíduos na paisagem (TSCHARNTKE et al., 2012). O aumento no número de fragmentos reduz a área de habitat disponível e aumenta a exposição desses fragmentos aos efeitos da matriz (EWERS; DIDHAM, 2006). Esse é o caso da região Centro-Norte de Rondônia. As

áreas com desmatamento recente retêm riqueza de espécies inferior ao encontrado em áreas desmatadas há mais tempo. Esse pode ser um efeito indireto da diminuição do tamanho médio dos fragmentos em áreas desmatadas recentemente quando comparado com as áreas com desmatamento antigo. Espécies mais sensíveis à fragmentação e ao isolamento conseguem persistir quando a área do fragmento é suficientemente grande ou quando há conexão com um fragmento de maior área (PRIST et al., 2012). A conectividade da paisagem pode ser mantida não apenas de forma direta, mas por um número considerável de fragmentos no entorno, principalmente em paisagens altamente fragmentadas (ANDRÉN, 1994).

De uma forma geral, a conservação biodiversidade em florestas tropicais vai depender em grande parte do manejo adequado de áreas dominadas por atividades humanas (GARDNER et al., 2009). Esse é o caso da região Centro-Norte de Rondônia, onde espécies de médios, grandes mamíferos e aves potencialmente cinegéticas estão sob a influência da flutuação da pressão de caça e de outras perturbações que ainda ocorrem nesses ambientes. Muitos dos fragmentos estudados ainda passam por ciclos de corte seletivo de árvores para o aproveitamento madeireiro de modo que não se sabe ao certo qual o efeito dessa atividade com respeito aos ciclos de corte e à intensidade em cada um deles. Além disso, o fogo em pastagens vizinhas ainda é preocupante, principalmente nos meses de menor precipitação acentuando a os efeitos negativos do contato com a matriz formada por pastagens.

### **5.3 Características físico-químicas da água de riachos**

As características físico-químicas das águas dos riachos amostrados são determinadas por três componentes que atuam em múltiplas escalas: variáveis ambientais das microbacias, sazonalidade e a proporção de floresta. A proporção de bases, um indicador de fertilidade do solo, apresentou a maior importância relativa, relacionada principalmente às concentrações de carbono inorgânico dissolvido e os íons cálcio, ferro e nitrito em ambas as estações de coleta. A fertilidade do solo exerce maior influência nas características físico-químicas das águas dos riachos independente da sazonalidade e da intensidade do uso e cobertura da terra (BIGGS et al., 2002). Tanto nas amostras da estação chuvosa, quanto na seca, as concentrações de carbono inorgânico dissolvido, cálcio, ferro e nitrito são superiores

nos riachos que drenam microbacias com solos eutróficos quando comparadas com as concentrações das amostras coletadas nos riachos que drenam áreas com solos predominantemente distróficos. Ao mesmo tempo, a fertilidade do solo modula a intensidade de seu uso e áreas acessíveis de floresta, de modo que áreas mais férteis tendem a ser mais desmatadas. Na região central de Rondônia áreas de pastagem são espacialmente associadas aos solos com maior saturação de bases (BALLESTER et al., 2003).

A declividade do terreno controla as características físico-químicas das águas dos riachos de dois modos diferentes, a depender da sazonalidade e da escala espacial. Durante a estação seca, microbacias com maior declividade em toda a área de contribuição apresentaram aumento nas concentrações de carbono inorgânico dissolvido, cálcio, ferro, fosfato e nitrito, diminuindo quando, na faixa de 100 m ao longo dos riachos, a declividade aumentou. Ao mesmo tempo, as concentrações de amônio aumentaram com a declividade na faixa de 100 m ao longo dos riachos e diminuíram com o aumento da declividade em toda a extensão das microbacias. Durante a estação chuvosa, o aumento da declividade na faixa de 100 m ao longo dos riachos favoreceu o aumento nas concentrações de alumínio, fosfato e sedimentos em suspensão indicando a ocorrência de saturação do solo e fluxo em enxurrada. A declividade é um atributo que exerce forte influência na ocorrência de escoamento superficial e subsuperficial (WOLOCK et al., 1990).

As características físico-químicas dos riachos também são influenciadas pela proporção de floresta. O fluxo total em riachos que drenam florestas é menos afetado por fluxos originados de escoamento superficial, se comparados com áreas de pastagem (NEILL et al., 2011). Durante a estação chuvosa, as concentrações de carbono orgânico e inorgânico dissolvido, cálcio, ferro, sulfato, nitrito, alumínio, fosfato e sedimentos em suspensão aumentam de acordo com a proporção de floresta na faixa de 100 m ao longo dos riachos. Ao mesmo tempo, as concentrações de amônio e nitrato aumentam quanto menor é a área de floresta ao longo do riacho e em toda a microbacia. Durante a estação seca, as concentrações de nitrato diminuem, assim como alumínio, sulfato e sedimentos em suspensão nas microbacias que apresentaram maior taxa de desmatamento. A diminuição nas concentrações de nitrato durante a estação seca em riachos que drenam pastagens são atribuídas ao processo de denitrificação sob condições de baixa concentração de oxigênio dissolvido (THOMAS et al., 2004). Se comparados

aos riachos que drenam áreas de floresta, nas pastagens os riachos apresentam redução na quantidade de oxigênio dissolvido, corroborando os resultados obtidos por Neill et al. (2006).

Nossos resultados demonstram a importância de relacionar as características físico-químicas das águas dos riachos com variáveis da paisagem, aspectos edáficos e geomorfológicos das microbacias em múltiplas escalas, principalmente a respeito do papel da floresta na conservação da água (ZHOU et al., 2012). As áreas de floresta próximas aos rios têm amparo na legislação que garante a sua conservação, embora para o senso comum seja desvantajoso do ponto de vista econômico conservá-las (STICKLER et al, 2013). Basicamente, a floresta ripária, ou a vegetação sob influência do regime hidrológico dos riachos exerce o papel de promover a estabilização do canal fluvial impedindo grandes movimentos de massa (NAIMAN; DÉCAMPS, 1997). Ao mesmo tempo, a presença de floresta altera o fluxo da água dentro dos canais, diminuindo o tempo de retenção em poços e remansos quando comparado ao fluxo em riachos imersos em pastagens (NEILL et al., 2006).

A água é um recurso essencial, principalmente em atividades agrícolas, e espera-se que a manutenção de sua qualidade ganhe importância econômica, uma vez que na região Centro-Norte de Rondônia assim como em outras regiões do Brasil, a manutenção de áreas de floresta dentro das propriedades não aumenta o valor da propriedade no sentido de motivar seus donos a mantê-las (SILLS; CAVIGLIA-HARRIS, 2008).

## 6 CONCLUSÕES/CONSIDERAÇÕES FINAIS

A região central de Rondônia é uma das áreas mais desmatadas da Amazônia brasileira e a maior parte dos remanescentes florestais concentra-se em Unidades de Conservação e Áreas Indígenas, que tem, à exceção de alguns casos, funcionado como barreira à expansão da fronteira do desmatamento. Diferentemente das áreas com desmatamento antigo, o desmatamento recente tem intensificado o processo de fragmentação por conta provavelmente da ausência de legalização da posse de terras, já que as condições ambientais e de acessibilidade por estradas são semelhantes entre essas áreas.

A área de floresta e o grau de fragmentação são os principais atributos que permitirão ou não que essa paisagem altamente alterada retenha ao menos uma parte da biodiversidade encontrada em áreas de floresta primária e contínua. Além disso, é necessário que os impactos de perturbações ainda recorrentes nos fragmentos, como corte seletivo e incêndios sejam avaliados com maior atenção. É necessário o desenvolvimento de técnicas de manejo economicamente viáveis e seleção de espécies nativas de árvores para a produção de madeira, para diminuir a pressão em um futuro próximo sobre áreas de floresta ainda conservadas.

A quantidade de floresta inserida na área de contribuição de riachos é de fundamental importância para a manutenção da qualidade da água, isolando os efeitos da influência dos solos e da sazonalidade. Levando-se em conta o propósito de conservar tanto a biodiversidade dos ecossistemas terrestres, como também a água e os ecossistemas aquáticos a ela associados, nós sugerimos que atenção seja dada à restauração da floresta próxima aos rios, aumentando a área de cobertura florestal e diminuindo o isolamento dos fragmentos florestais remanescentes. Isso pode ser feito reforçando a aplicação da legislação já existente e implementando incentivos econômicos para os proprietários rurais.



## REFERÊNCIAS

- AIDE, T.M.; CLARK, M.L.; GRAU, H.R.; LÓPEZ-CARR, D.; LEVY, M.A.; REDO, D.; BONILLA-MOHENO, M.; RINER, G.; ANDRADE-NÚÑEZ, M.J.; MUÑIZ, M. Deforestation and reforestation of Latin America and the Caribbean (2001-2010). **Biotropica**, Washington, v. 45, n. 2, p. 262-271, 2013.
- ACHARD, F.; EVA, H.D.; STIBIG, H.J.; MAYAUX, P; GALLEGO, J.; RICHARDS, T.; MALINGREAU, J.P. Determination of deforestation rates of the world's humid tropical forests. **Science**, Washington, v. 297, n.5583, p. 999-1002, 2002.
- ANDRÉN, H. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. **Oikos**, Copenhagen, v. 71, n. 3, p. 355-366, 1994.
- AGUIAR, A.P.D.; CÂMARA, G.; ESCADA, M.I.S. Spatial statistical analysis of land-use determinants in the Brazilian Amazonia: Exploring intra-regional heterogeneity. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 209, n. 2-4, p. 169-188, 2007.
- ALLAN, J.D.; ERICKSON, D.L.; FAY, J. The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 37, p. 149-161, 1997.
- ALLAN, J.D.; BRENNER, A.J.; ERAZO, J.; FERNANDEZ, L.; FLECKER, A.S.; KARWAN, D.L.; SEGNINI, S.; TAPHORN, D.C. Land use in watersheds of the Venezuela Andes: A comparative analysis. **Conservation Biology**, Boston, v.16, n. 2, p. 527-538, 2002.
- ALVES, D.S.; PEREIRA, J.L.G.; DE SOUSA, C.L.; SOARES, J.V.; YAMAGUCHI, F. Characterizing landscape changes in central Rondônia using Landsat TM imagery. **International Journal of Remote Sensing**, Basingstoke, v. 20, n. 14, p. 2877-2882, 1999.
- ALVES, D.S. Space-time dynamics of deforestation in Brazilian Amazônia. **International Journal of Remote Sensing**, Basingstoke, v. 23, n. 14, p. 2903-2908, 2002.
- ALVES, D.S.; ESCADA, M.I.S.; PEREIRA, J.L.G.; LINHARES, C.A. Land use intensification and abandonment in Rondônia, Brazilian Amazônia. **International Journal of Remote Sensing**, Basingstoke, v. 24, p. 899-903, 2003.
- ARAGÃO, L.E.C.; SHIMABUKURU, Y.E. The incidence off fire in Amazonian Forests with implications for REDD. **Science**, Washington, v. 328, n. 5983, p. 1275-1278, 2010.
- ARAUJO, C.; BONJEAN, C.A.; COMBES, J.L.; MOTEL, P.C.; REIS, E.J. Property rights and deforestation in the Brazilian Amazon. **Ecological Economics**, Amsterdam, v. 68, n. 8-9, p. 2461-2468, 2009.

ARIMA, E.Y.; WALKER, R.T.; PERZ, S.G.; CALDAS, M. Loggers and forest fragmentation: behavioral models of road building in the Amazon Basin. **Annals of the Association of American Geographers**, Washington, v. 95, n.3, p. 525-541, 2005.

ASNER, G.P.; KNAPP, D.E.; BROADBENT, E.N.; OLIVEIRA, P.J.C.; KELLER, M.; SILVA, J.N. Selective logging in the Brazilian Amazon. **Science**, Washington, v. 310, n. 5747, p. 480-482, 2005.

ASNER, G.P.; BROADBENT, E.N.; OLIVEIRA, P.J.C.; KELLER, M.; KNAPP, D.E.; SILVA, J.N.M. Condition and fate of logged forests in the Brazilian Amazon. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, Washington, v. 103, n. 34, p. 12947-12950, 2006.

ASNER, G.P.; KELLER, M.; SILVA, J.N.M. Spatial and temporal dynamics of forest canopy gaps following selective logging in the eastern Amazon. **Global Change Biology**, Oxford, v. 10, p. 765-783, 2004.

ASPINALL, R.J.; HILL, M.J. (Ed.). **Land use change: science, policy and management**. Taylor & Francis Group, Boca Raton, 2008, 216 p.

BALCH, J.K.; MASSAD, T.J.; BRANDO, P.M.; NEPSTAD, D.C.; CURRAN, L.M. Effects of high-frequency understorey fires on woody plant regeneration in southeastern Amazonian forests. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London**. Series B. Biological sciences, Londres, v. 368, n. 1619, p. 20120157, 2013.

BALLESTER, M.R.V.; VICTORIA, D.C.; KRUSCHE, A.V.; COBURN, R.; VICTORIA, R.L.; RICHEY, J.E.; LOGSDON, M.G.; MAYORGA, E.; MATRICARDI, E. A remote sensing/GIS-based physical template to understand the biogeochemistry of the Ji-Paraná river basin (Western Amazônia). **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 87, p. 429-455, 2003.

BARBER, C.P.; COCHRANE, M.A.; SOUZA JR.; C., VERÍSSIMO, A. Dynamic performance assessment of protected areas. **Biological Conservation**, Essex, v. 149, n.1, p. 6-14, 2012.

BASTOS, T.X.; DINIZ, T.D.A. **Avaliação do clima do estado de Rondônia para desenvolvimento agrícola**. EMBRAPA-CPATU, Belém, Boletim de Pesquisa nº 44, 28p. 1982.

BATISTELLA, M.; ROBESON, S.; MORAN, E.F. Settlement design, forest fragmentation, and landscape change in Rondônia, Amazônia. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**, Fall Church, v. 69, n.7, p. 805-812, 2003.

BEGUERÍA, S.; PUEYO, Y. A comparison of simultaneous autoregressive and generalized least square models for dealing with spatial autocorrelation. **Global Ecology and Biogeography**, Oxford, v. 18, n. 3, p. 273-279, 2009.

BENCHIMOL, M.; PERES, C.A. Anthropogenic modulators of species-area relationships in Neotropical primates: a continental-scale analysis of fragmented forest landscapes. **Diversity and Distributions**, Oxford, v., p. 1-14, 2013.

BIANCHI, C.A.; HAIG, S.M. Deforestation trends of tropical dry forests in Central Brazil. **Biotropica**, Washington, v. 45, n.3, 395-400, 2013.

BIGGS, T.W.; DUNNE, T.; DOMINGUES, T.F.; MARTINELLI, L.A. Relative influence of natural watershed properties and human disturbance on stream solute concentrations in the southwestern Brazilian Amazon basin. **Water Resources Research**, Washington, v. 38, n. 8, p. 1-15, 2002.

BOUCHER, D.; ROQUEMORE, S.; FITZHUGH, E. Brazil's success in reducing deforestation. **Tropical Conservation Science**, San Francisco, v. 6, n.3, p. 426-445, 2013.

BOWEN, M.E.; MCALPINE, C.A.; HOUSE, A.P.N.; SMITH, G.C. Regrowth forests on abandoned agricultural land: A review of their habitat values for recovering forest fauna. **Biological Conservation**, Essex, v.140, p. 273-296, 2007.

BROICH, M.; HANSEN, M.; STOLLE, F.; POTAPOV, P.; MARGONO, B.A.; ADUSEI, B. Remotely sensed forest cover loss shows high spatial and temporal variation across Sumatera e Kalimantan, Indonesia 2000-2008. **Environmental Research Letters**, Bristol, v. 6, n. 1, p.014010, 2011.

BRONDIZIO, E.S.; MORAN, E.F. Level-dependent deforestation trajectories in the Brazilian Amazon from 1970-2001. **Population and Environment**, New York, v. 34, n. 1, p. 69-85, 2012.

BRUIJNZEEL, L.A. Hydrological functions of tropical forests: not seeing the soil for the trees? **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 104, p. 185-228, 2004.

BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D.R. **Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach**. 2ª edição, Springer-Verlag, New York, 488 p. 2002.

CALGANO, V.; MAZANCOURT, C. glmulti: An R package for easy automated model selection with (generalized) linear models. **Journal of Statistical Software**, Los Angeles, v. 34, n. 12, p. 1-29, 2010.

CANALE, G.R.; PERES, C.A.; GUIDORIZZI, C.E.; GATTO, C.A.F.; KIERULFF, M.C.M. Pervasive defaunation of forest remnants in a tropical biodiversity hotspot. **PLoS ONE**, San Francisco, v. 7, n. 8, p. e41671, 2012.

CHIARELLO, A.G. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. **Biological Conservation**, Essex, v. 89, n. 1, p. 71-82, 1999.

CHIARELLO, A.G. Conservation value of a native forest fragment in a region of extensive agriculture. **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, v. 60, n. 2, p. 237-247, 2000.

CLAPCOTT, J.E.; COLLIER, K.J.; DEATH, R.G.; GOODWIN, E.O.; HARDING, J.S.; KELLY, D.; LEATHWICK, J.R.; YOUNG, R.G. Quantifying relationships between land-use gradients and structural and functional indicators of stream ecological integrity. **Freshwater Biology**, Oxford, v.57, p.74-90, 2012.

COLSON, F.; BOGAERT, J.; CEULEMANS, R. Fragmentation in the Legal Amazon, Brazil: Can landscape metrics indicate agricultural policy differences? **Ecological Indicators**, Amsterdam, v. 11, p. 1467-1471, 2011.

COMBER, A.; FISCHER, P.; WADSWORTH, R. What is land cover? **Environment and planning B: Planning and Design**, London, v. 32, p. 199-209, 2005.

CONGALTON, R.G.; GREEN, K. **Assessing the accuracy of remotely sensed data: principles and practices**, 2<sup>o</sup> Edição. Taylor & Francis Group. Boca Raton, 2008 p. 2008.

CRESSIE, N.A.C. **Statistics for spatial data**. Wiley-Interscience publication, New York, 928 p. 1993.

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, n. 1, p. 49-56, 2000.

DEEGAN, L.A.; NEILL, C.; HAUPERT, C.L.; BALLESTER, M.V.R.; KRUSCHE, A.V.; VICTORIA, R.L.; THOMAS, S.M.; MOOR, E. Amazon deforestation alter small stream structure, nitrogen biogeochemistry and connectivity to large rivers. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v.105, p. 53-74, 2011.

DORMANN, C.F.; MCPHERSON, J.M.; ARAÚJO, M.B.; BIVAND, R.; BOLLINGER, J.; CARL, G.; DAVIES, R.G.; HIRZEL, A.; JETZ, W.; KISSLING, D.; KÜHN, I.; OHLEMÜLLER, R.; PERES-NETO, P.R.; REINEKING, B.; SCHRÖDER, B.; SCHURR, F.M.; WILSON, R. Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: a review. **Ecography**, Hoboken, v. 30, n. 5, p. 609-628, 2007.

DI LUZIO, M.; SRINIVASAN, R.; ARNOLD, J.G.; NEITSCH, S.L. **Soil and water assessment tool**, ArcView GIS Interface Manual: version 2000. GSWRL Report 02-03, BRC Report 02-07, Texas Water Resources Institute TR-193, College Station, 346 p. 2002.

ESTRADA, A.; COATES-ESTRADA, R.; MERRIT JUNIOR, D. Non flying mammals and landscape changes in the tropical rain forest region of Los Tuxtlas, Mexico. **Ecography**, Hoboken, v. 17, n. 3, p. 229-241, 1994.

EMBRAPA. **Mapa de solos do Brasil**, escala 1:3.000.000. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos. Rio de Janeiro, 2002.

EVERITT, B.; HOTHORN, T. **A handbook of statistical analyses using R**, 2ª Edição. Chapman & Hall, Boca Raton, 304 p. 2010.

EWERS, R.M.; DIDHAM, R.K. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. **Biological Reviews**, Hoboken, v. 81, n. 1, p. 117-142, 2006.

FAHRIG, L. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 40, p. 1649-1666, 2013.

FAO. **Forest resources assessment 1990**. Global Synthesis, FAO, Rome, 113p. 1995.

FEARNSIDE, P.M. Spatial concentration of deforestation in the Brazilian Amazon. **AMBIO**, Stockholm, v. 15, n. 2, p. 74-81, 1986.

FEARNSIDE, P.M.; LAURANCE, W.F. Tropical deforestation and greenhouse-gas emissions. **Ecological Applications**, Tempe v. 14, n. 4, p. 982-986, 2004.

FERRAZ, S.F.B.; VETTORAZZI, C.A.; THEOBALD, D.M.; BALLESTER, M.V.R. Landscape dynamics of Amazonian deforestation between 1984 and 2002 in central Rondônia, Brazil: assessment and future scenarios. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 204, p.67-83, 2005.

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, n. 7, p.1586-1595, 2009.

FERRAZ, S.F.B.; CASSIANO, C.C.; BEGOTTI, R.A.; MOLIN, P.G.; TRANQUILIN, A.R. **Land use change analysis tools (LUCAT)**. Disponível *online*: <http://resources.argis.com/gallery/gallery/file/details?entryID=0C61934D-1422-2418-7F7A-54DE2A0799E5>, Redlands, 2011.

FERRAZ, S.F.B.; FERRAZ, K.M.P.M.B., CASSIANO, C.C.; BRANCALION, P.H.S.; DA LUZ, D.T.A.; AZEVEDO, T.N.; TAMBOSI, L.R.; METZGER, J.P. How good are tropical forest patches for ecosystem services provisioning? **Landscape Ecology**, Dordrecht, no prelo.

FIGUEIREDO, R.O.; MARKEWITZ, D.; DAVIDSON, E.A.; SCHULER, A.E.; WATRIN, O.S.; SILVA, P.S. Land-use effects on the chemical attributes of low-order streams in the eastern Amazon. **Journal of Geophysical Research**, Washington, v. 115, n. G4, p. G04004, 2010.

FOLEY, J.A.; DEFRIES, R.; ASNER, G.P.; BARFORD, C.; BONAN, G.; CARPENTER, S.R.; CHAPIN, F.S.; COE, M.T.; DAILY, G.C.; GIBBS, H.K.; HELKOWSKI, J.H.; HOLLOWAY, T.; HOWARD, E.A.; KUCHARIK, C.J.; MONFREDA, C.; PATZ, J.A.; PRENTICE, I.C.; RAMANKUTTY, N.; SNYDER, P.K. Global consequences of land use. **Science**, Washington, v. 309, n. 5734, p. 570-574, 2005.

FOLEY, J.A.; ASNER, G.P.; COSTA, M.H.; COE, M.T.; DEFRIES, R.; GIBBS, H.K.; HOWARD, E.A.; OLSON, S.; PATZ, J.; RAMANKUTTY, N.; SNYDER, P. Amazonia revealed: forest degradation and loss of ecosystem goods and services in the Amazon basin. **Frontiers in Ecology and the Environment**, Washington, v. 5, n. 1, p. 25-32, 2007.

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. Patches and structural components for a landscape ecology. **Bioscience**, Washington, v. 31, n. 10, p. 733,740, 1981.

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

GARDNER, T.A.; BARLOW, J.; CHAZDON, R.; EWERS, R.M.; HARVEY, C.A.; PERES, C.A.; SODHI, N.S. Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. **Ecology Letters**, Oxford, v. 12, n. 6, p. 561-582, 2009.

GEIST, H.J.; LAMBIN, E.F. Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation. **Bioscience**, Washington, v. 52, n. 2, p. 143-150, 2002.

GIBBS, H.K.; RUESCH, A.S.; ACHARD, F.; CLAYTON, M.K., HOLMGREN, P., RAMANKUTTY, N., FOLEY, J.A. Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, Washington, v. 107, n. 38, p. 16732-16737, 2010.

GIBSON, L.; LEE, T.M.; KOH, L.P.; BROOK, B.W.; GARDNER, T.A.; BARLOW, J.; PERES, C.A.; BRADSHAW, C.J.A.; LAURANCE, W.F.; LOVEJOY, T.E.; SODHI, N.S. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. **Nature**, London, v. 478, n. 7369, p. 378-383, 2011.

GUSTAFSON, E.J.; PARKER, G.R. Relationships between landcover proportion and indices of landscape spatial pattern. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 7, n. 2, p. 101-110, 1992.

GUSTAFSON, E.J.; PARKER, G.R. Using an index of habitat patch proximity for landscape design. **Landscape and Urban Planning**, Amsterdam, v. 29, p. 117-130, 1994.

HEBERT, D.A.; WILLIAMS, M.; RASTETTER, E.B. A model analysis of N and P limitation on carbon accumulation in Amazonian secondary forest after alternate land-use abandonment. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v.65, p. 121-150, 2003.

HANSEN, M.C.; STEHMAN, S.V.; POTAPOV, P.V. Quantification of global gross forest cover loss. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, Washington, v. 107, n. 19, p. 8650-8655, 2010.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Produção Pecuária Municipal**.

<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/ppm/2011/default.shtm>; acessado em 18/06/2013. 2011.

\_\_\_\_\_. **Censo demográfico, dados distritais e pontuais: XII Recenseamento Geral do Brasil**. Brasília. 2010.

INSTITUTO NACIONAL DE COLONIZAÇÃO E REFORMA AGRÁRIA. **Projetos de reforma agrária conforme fases de implementação**. Brasília-DF.

<http://www.incra.gov.br/index.php/reforma-agraria-2/questao-agraria/numeros-da-reforma-agraria>; acessado em 29/04/2013. 2012.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **Taxas anuais do desmatamento – 1988 até 2013**. São José dos Campos.

<http://www.obt.inpe.br/prodes/index.php>; acessado em 19 de janeiro de 2014. 2014.

JEROZOLIMSKI, A.; PERES, C.A. Bringing home the biggets bacon: a cross-site analysis of the structure of hunter-kill profiles in Neotropical forests. **Biological Conservation**, Essex, v. 111, p. 415-425, 2003.

JOHNSON, L.B.; RICHARDS, C.; HOST, G.E.; ARTHUR, J.W. Landscape influences on water chemistry in Midwestern stream ecosystems. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 37, p. 193-208, 1997.

KAMUSOKO, C.; ANIYA, M. Hybrid classification of Landsat data and GIS for land use/cover change analysis of the Bindura district, Zimbabwe. **International Journal of Remote Sensing**, Basingstoke, v. 30, n. 1, p. 97-115, 2009.

KRUSCHE, A.V.; BALLESTER, M.V.R.; VICTORIA, R.L.; BARNARDES, M.C.; LEITE, N.K.; HANADA, L.; VICTORIA, D.C.; TOLEDO, A.M.; OMETTO, J.P.; MOREIRA, M.Z.; GOMES, B.M.; BOLSON, M.A.; NETO, S.G.; BONELLI, N.; DEEGAN, L.; NEILL, C.; THOMAS, S.; AUFDENKAMPE, A.K.; RICHEY, J.E. Efeitos das mudanças do uso da terra na biogeoquímica dos corpos d'água da bacia do Rio Ji-Paraná, Rondônia. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 35, n. 2, p. 197-205, 2005.

LAMBIN, E.F.; TURNER, B.L.; GEIST, H.J.; AGBOLA, S.B.; ANGELSEN, A.; BRUCE, J.W.; COOMES, O.T.; DIRZO, R.; FISCHER, G.; FOLKE, C.; GEORGE, P.S.; HOMEWOOD, K.; IMBERNON, J.; LEEMANS, R.; LI, X.; MORAN, E.F.; MORTIMORE, M.; RAMAKRISHNAN, P.S.; RICHARDS, J.F.; SKANES, H.; STEFFEN, W.; STONE, G.D.; SVEDIN, U.; VELDKAMP, T.A.; VOGEL, C.; XU, J. The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. **Global Environmental Change**, Guildford, v. 11, p. 261-269, 2001.

- LAMBIN, E.F.; GEIST, H.J.; LEPEERS, E. Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. **Annual Review of Environment and Resources**, Palo Alto, v.28, p. 205-241, 2003.
- LANDIS, J.R.; KOCH, G.G. The measurement of observer agreement for categorical data. **Biometrics**, Washington, v. 33, p. 159-174, 1977.
- LAPOLA, D.M.; MARTINELLI, L.A.; PERES, C.A.; OMETTO, J.P.H.B.; FERREIRA, M.E.; NOBRE, C.A.; AGUIAR, A.P.D.; BUSTAMANTE, M.M.C.; CARDOSO, M.F.; COSTA, M.H.; JOLY, C.A.; LEITE, C.C.; MOUTINHO, P.; SAMPAIO, G.; STRASSBURG, B.B.N.; VIEIRA, I.C.G. Pervasive transition of the Brazilian land-use system. **Nature Climate Change**, London, v. 4, p. 27-35. 2014.
- LAURANCE, W. F.; ALBERNAZ, A.K.M.; SCHROT, G.; FEARNESIDE, P.M.; BERGEN, S.; VENTICINQUE, E.M.; DA COSTA, C. Predictors of deforestation in the Brazilian Amazon. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 29, p. 737-748, 2002.
- 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 fragment: a 22-year investigation. **Conservation Biology**, Boston, v. 16, p. 605-618, 2002.
- LAURANCE, W.F.; NASCIMENTO, H.E.M.; LAURANCE, S.G.; ANDRADE, A.; EWERS, R.M.; HARMS, K.E.; LUIZÃO, R.C.C.; RIBEIRO, J.E. Habitat fragmentation, variable edge effects, and the landscape-divergence hypothesis. **Plos ONE**, San Francisco, v. 2, n. 10, e. 1017, 2007.
- LAURANCE, W.F.; SAYER, J.; CASSMAN, K.G. Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. **Trends in Ecology & Evolution**, Amsterdam, v. 29, n. 2, p. 107-116, 2014.
- LEES, A.; 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.
- LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical Ecology**, 2ª Edição. Elsevier Science. Amsterdam, 853 p. 1998.
- LEITE, C.C.; COSTA, M.H.; LIMA, C.A.; RIBEIRO, C.A.A.S.; SEDIYAMA, G. Historical reconstruction of land use in the Brazilian Amazon. **Journal of Land Use Science**, Boca Raton, v.16, n. 1, p. 33-52, 2011.
- LU, D.; MAUSEL, P.; BATISTELLA, M.; MORAN, E. Comparison of land-cover classification methods in the Brazilian Amazon basin. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**, Falls Church, v. 70, p. 723-731, 2004.
- LU, D.; LI, G.; MORAN, E.; HETRICK, S. Spatiotemporal analysis of land-use and land-cover change in the Brazilian Amazon. **International Journal of Remote Sensing**, Basingstoke, v. 34, n. 16, p. 5953-5978, 2013.

- MACEDO, M.N.; DEFRIES, R.S.; MORTON, D.C.; STICKLER, C.M.; GALFORD, G.L.; SHYMABUKURO, Y.E. Decoupling of deforestation and soy production in the southern Amazon during the late 2000s. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, Washington, v. 109, n. 4, p. 1341-1346, 2012.
- MALHI, Y.; ROBERTS, J.T.; BETTS, R.A.; KILLEEN, T.J.; LI, W.; NOBRE, C.A. Climate change, deforestation, and fate of the Amazon. **Science**, Washington, v. 319, n. 5860, p. 169-172, 2008.
- MALONEY, K.O., WELLER, D.O. Anthropogenic disturbance and streams: land use and land-use change affect stream ecosystems via multiple pathways. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 56, p. 611-626, 2011.
- MARGONO, B.A.; TURUBANOVA, S.; ZHURAVLEVA, I.; POTAPOV, P.; TYUKAVINA, A.; BACCINI, A.; GOETZ, S.; HANSEN, M.C. Mapping and monitoring deforestation and forest degradation in Sumatra (Indonesia) using Landsat time series data sets from 1990 to 2010. **Environmental Research Letters**, Bristol, v. 7, n. 3, p.034010, 2012.
- McGARIGAL, K.; CUSHMAN, S.A.; NEEL, M.C.; ENE, E. **Fragstats**: Spatial pattern analysis program for categorical maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts. Disponível no sítio da internet: <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>, Amherst, 2002.
- MARKEWITZ, D.; DAVIDSON, E.; MOUTINHO, P.; NEPSTAD, D. Nutrient loss and redistribution after forest clearing on a highly weathered soil in Amazonia. **Ecological Applications**, Tempe, v. 14, n. 4, p. 117-199, 2004.
- MATRICARDI, E.A.T.; SKOLE, D.L.; PEDLOWSKI, M.A.; CHOMENTOWSKI, W.; FERNANDES, L.C. Assessment of tropical forest degradation by selective logging and fire using Landsat imagery. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 114, p. 1117-1129, 2010.
- MATRICARDI, E.A.T.; SKOLE, D.L.; PEDLOWSKI, M.A.; CHOMENTOWSKI, W. Assessment of forest disturbances by selective logging and forest fires in the Brazilian Amazon using Landsat data. **International Journal of Remote Sensing**, Basingstoke, v. 34, n. 4, p. 1057-1086, 2013.
- MELLO, A.Y.I.; ALVES, D.S. Secondary vegetation dynamics in the Brazilian Amazon based on thematic mapper imagery. **Remote Sensing Letters**, Abingdon, v. 2, n. 3, p. 189-194, 2011.
- 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, n. 3, p. 383-396, 2005.
- MICHALSKI, F.; PERES, C.A. Disturbance-mediated mammal persistence and abundance-area relationships in Amazonian forest fragments. **Conservation Biology**, Boston, v. 21, n. 6, p. 1626-1640, 2007.

MORTON, D.C.; DEFRIES, R.S.; NAGOL, J.; SOUZA JR.; C.M.; KASISCHKE, E.S.; HURTT, G.C.; DUBAYAH, R. Mapping canopy damage from understory fires in Amazon forests using annual time series of Landsat and MODIS data. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 115, p. 1706-1720, 2011.

MORAES, J.F.L.; VOLKOFF, B.; CERRI, C.C.; BERNOUX, M. Soil properties under Amazon forest and changes due to pasture installation in Rondônia, Brazil. **Geoderma**, Amsterdam, v. 70, n. 1, p. 63-81, 1996.

NAIMAN, R.J.; DÉCAMPS, H. The ecology of interfaces: riparian zones. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, Palo Alto, v. 28, p. 621-58, 1997.

NAGENDRA, H.; MUNROE, D.K.; SOUTHWORTH, J. From pattern to process: landscape fragmentation and the analysis of land use/land cover change. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 101, p. 111-115, 2004.

NEILL, C.; DEEGAN, L.A.; THOMAS, S.M.; CERRI, C.C. Deforestation for pasture alters Nitrogen and Phosphorus in small Amazonian streams. **Ecological Applications**, Tempe v.11, n. 6, p. 1817-1828, 2001.

NEILL, C.; ELSENBEER, H.; KRUSCHE, A.V.; LEHMANN, J.; MARKEWITZ, D.; FIGUEIREDO, R.O. Hydrological and biogeochemical processes in a changing Amazon: results from small watershed studies and the large-scale biosphere-atmosphere experiment. **Hydrological Processes**, Chichester, v.20, n. 12, p. 2467-2476, 2006a.

NEILL, C.; DEEGAN, L.A.; THOMAS, S.M.; HAUPERT, C.L.; KRUSCHE, A.V.; BALLESTER, M.V.R.; VICTORIA, R.L. Deforestation alters the hydraulic and biogeochemical characteristics of small lowland Amazonian streams. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 20, n. 12, p. 2563-2580, 2006b.

NEILL, C.; CHAVES, J.E.; BIGGS, T.; DEEGAN, L.A.; ELSENBEER, H.; FIGUEIREDO, R.O.; GERMER, S.; JOHNSON, M.S.; LEHMANN, J.; MARKEWITZ, D.; PICCOLO, M.C. Runoff sources and landcover change in the Amazon: an end-member mixing analysis from small watersheds. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 105, n. 1, p. 7-18, 2011.

NELSON, B.W. Diversidade florística de ecossistemas amazônicos. **Revista do Instituto Floresta**, São Paulo, v. 4, p. 111-118, 1992.

NEPSTAD, D.C.; STICKLER, C.M.; ALMEIDA, O.T. Globalization of the Amazon soy and beef industries: Opportunities for conservation. **Conservation Biology**, Boston, v. 20, n. 6, p. 1595-1603, 2006.

NEPSTAD, D.C.; STICKLER, C.M.; SOARES-FILHO, B.; MERRY, F. Interactions among Amazon land use, forest and climate: prospects for a near-term forest tipping point. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B. Biological sciences**, Londres, v.363, p. 1737-1746, 2008.

- OLIVEIRA FILHO, F.J.B.; METZGER, J.P. Thresholds in landscape structure for three common deforestation patterns in the Brazilian Amazon. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 21, p. 1061-1073, 2006.
- PAN, W.K.Y.; WALSH, S.J.; BILSBORROW, R.E.; FRIZZELLE, B.G.; ERLIEN, C.M.; BAQUERO, F. Farm-level models of spatial patterns of land use and land cover dynamics in the Ecuadorian Amazon. **Agriculture Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 101, p. 117-134, 2004.
- PAN, Y.; BIRDSEY, R.A.; FANG, J.; HOUGHTON, R.; KAUPPI, P.E.; KURZ, W.A.; PHILLIPS, O.L.; SHVIDENKO, A.; LEWIS, S.L.; CANADELL, J.G.; CIAIS, P.; JACKSON, R.B.; PACALA, S.W.; MCGUIRE, A.D.; PIAO, S.; RAUTIAINEN, A.; SITCH, S.; HAYES, D. A large and persistent carbon sink in the world's forest. **Science**, Washington, v. 333, n. 988, p. 988-993, 2011.
- PARRY, L.; BARLOW, J.; PERES, C.A. Large-vertebrate assemblage of primary and secondary forests in the Brazilian Amazon. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 23, n. 6, p. 653-662, 2007.
- PEDLOWSKI, M.A.; DALE, V.H.; MATRICARDI, E.T.; SILVA FILHO, E.P. Patterns and impacts of deforestation in Rondônia, Brazil. **Landscape and Urban Planning**, Amsterdam, v. 38, n. 3-4, p. 149-157, 1997.
- PEDLOWSKI, M.A.; MATRICARDI, E.A.T.; SKOLE, D.; CAMERON, S.R.; CHOMENTOWSKI, W.; FERNANDES, C.; LISBOA, A. Conservation Units: a new deforestation frontier in the Amazonian state of Rondônia, Brazil. **Environmental Conservation**, Lausanne, v. 32, n. 2, p. 149-155, 2005.
- PERDIGÃO, L.; BASSEGIO, L. **Migrantes amazônicos. Rondônia: a trajetória da ilusão**. Edições Loyola, São Paulo, 221 p. 1992.
- PEREIRA, H.M.; DAILY, G.C.; ROUGHGARDEN, J. A framework for assessing the relative vulnerability of species to land-use change. **Ecological Applications**, Tempe v. 14, n. 3, p. 730-742, 2004.
- PEREIRA, H.M.; DAILY, G.C. Modeling biodiversity dynamics in countryside landscapes. **Ecology**, Washington, v. 87, n. 8, p. 1877-1885, 2006.
- PERES, C.A. Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on Amazonian forest vertebrates. **Conservation Biology**, Boston, v. 15, n. 6, p. 1490-1505, 2001.
- PERES, C.A.; BARLOW, J.; HAUGAASEN, T. Vertebrate responses to surface wildfires in a central Amazonian forest. **Oryx**, Oxford, v. 37, n. 1, p. 97-109, 2003.
- PERES, C.A.; BARLOW, J.; LAURANCE, W.F. Detecting anthropogenic disturbance in tropical forests. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v. 21, n. 5, p. 227-229, 2006.

PERES, C.A.; GARDNER, T.A.; BARLOW, J.; ZUANON, J.; MICHALSKI, F.; LEES, A.C.; VIEIRA, I.C.G.; MOREIRA, F.M.S.; FEELEY, K.J. Biodiversity conservation in human-modified Amazonian forest landscapes. **Biological Conservation**, Essex, v. 143, p. 2314-2327, 2010.

PERES, C.A.; SCHNEIDER, M. Subsidized agricultural resettlements as drivers of tropical deforestation. **Biological Conservation**, Essex, v. 151, n. 1, p. 65-68, 2012.

PERZ, S.; BRILHANTE, S.; BROWN, F.; CALDAS, M.; IKEDA, S.; MENDOZA, E.; OVERDEVEST, C.; REIS, V.; REYES, J.F.; ROJAS, D.; SCHMINK, M.; SOUZA JR., C.; WALKER, R. Road building, land use and climate change: prospects for environmental governance in the Amazon. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London**. Series B. Biological sciences, London, v. 363, n. 1498, p. 1889-1895, 2008.

PIELKE, R.A.; MARLAND, G.; BETTS, R.A.; CHASE, T.N.; EASTMAN, J.L.; NILES, J.O.; NIYOGI, D.D.S.; RUNNING, S.W. The influence of land-use change and landscape dynamics on the climate system: relevance to climate-change policy beyond the radiative effect of greenhouse gases. **Philosophical transactions of the Royal Society of London**. Series A. Physical sciences and engineering, London, 360, n. 1797, p. 1705-1719, 2002.

PINHEIRO, J.C.; BATES, D.M. **Mixed-effects and models in S and S-PLUS**. Springer-Verlag, New York, 528 p. 2000.

PIRES, J.M.; PRANCE, G.T. The vegetation types of the Brazilian Amazon. p. 109-145. In: PRANCE, G.T.; LOVEJOY, T.E. (Editores), **Key environments: Amazonia**. Pergamon Press, Oxford, 350 p. 1985.

PÖHLKER, C.; WIEDEMANN, K.T.; SINHA, B.; SHIRAIWA, M.; GUNTHER, S.S.; SMITH, M.; SU, H.; ARTAXO, P.; CHEN, Q.; CHENG, Y.; ELBERT, W.; GILLES, M.K.; KILCOYNE, A.L.D.; MOFFET, R.C.; WEIGAND, M.; MARTIN, S.T.; PÖSCHL, U.; ANDREAE, M.O. Biogenic potassium salt particles as seeds for secondary organic aerosol in the Amazon. **Science**, Washington, v. 337, n. 6098, p. 1075-1078, 2012.

PÖSCHL, U.; MARTIN, S.T.; SINHA, B.; CHEN, Q.; GUNTHER, S.S.; HUFFMAN, J.A.; BORRMANN, S.; FARMER, D.K.; GARLAND, R.M.; HELAS, G.; JIMENEZ, J.L.; KING, S.M.; MANZI, A.; MIKHAILOV, E.; PAULIQUEVIS, T.; PETTERS, M.D.; PRENNI, A.J.; ROLDIN, P.; ROSE, D.; SCHNEIDER, J.; SU, H.; ZORN, S.R.; ARTAXO, P.; ANDREAE, M.O. Rainforest aerosols as biogenic nuclei of clouds and precipitation in the Amazon. **Science**, Washington, v.329, n. 5998, p. 1513-1516, 2010.

PRIST. P.R.; MICHALSKI, F.; METZGER, J.P. How deforestation pattern in the Amazon influences vertebrate richness and community composition. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 27, p. 799-812, 2012.

QUESADA, C.A.; LLOYD, J.; ANDERSON, L.O.; FYLLAS, N.M.; SCHWARZ, M.; CZIMCZIK, C.I. Soils of Amazonia with particular reference to the RAINFOR sites. **Biogeosciences**, Gottingen, v. 8, p. 1415-1440, 2011.

QUINN, G.; KEOUGH, M. **Experimental design and data analysis for biologists**. Cambridge University Press, Cambridge, 556 p., 2002.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing. Viena, Disponível em: <http://www.r-project.org/>. 2013.

REDFORD, K.H.; ROBINSON, J.G. The game of choice: patterns of Indian and Colonist hunting in the Neotropics. **American Anthropologist**, Lancaster, v. 89, n. 3, p. 650-667, 1987.

RICHEY, J.E.; BALLESTER, M.V.; DAVIDSON, E.A.; JOHNSON, M.S.; KRUSCHE, A.V. Land-water interaction in the Amazon. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v.105, p. 1-5, 2011.

ROBERTS, D.A.; NUMATA, I.; HOLMES, K.; BATISTA, G.; KRUG, T.; MONTEIRO, A.; POWELL, B.; CHADWICK, O.A. Large area mapping of land-cover change in Rondônia using multitemporal spectral mixture analysis and decision tree classifiers. **Journal of Geophysical Research**, Washington, v. 107, n. D20, p. 8073, 2002.

ROBINSON, J.G.; REDFORD, K.H. Intrinsic rate of natural increase in Neotropical forest mammals: relationship to phylogeny and diet. **Oecologia**, Berlin, v. 68, p. 516-520, 1986.

ROSA, I.M.D.; SOUZA JR. C.; EWERS, R.M. Changes in size of deforested patches in the Brazilian Amazon. **Conservation Biology**, Boston, v. 26, n. 5, p. 932-937, 2012.

RUDEL, T.K.; DEFRIES, R.; ASNER, G.P.; LAURANCE, W.F. Changing drivers of deforestation and new opportunities for conservation. **Conservation Biology**, Boston, v. 23, n. 6, p. 1396-1405, 2009.

SAMPAIO, R.; LIMA, A.P.; MAGNUSSON, W.E.; PERES, C.A. Long-term persistence of midsized to large-bodied mammals in Amazonian landscapes under varying contexts of forest cover. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 19, p. 2421-2439, 2010.

SÁNCHEZ-CUERVO, A.M.; AIDE, T.M.; CLARK, M.L.; ETTER, A. Land cover change in Colombia: Surprising forest recovery trends between 2001 and 2010. **PLoS ONE**, San Francisco, v. 7, n. 8, e43943, 2010.

SCHULZE, M.; ZWEEDE, J. Canopy dynamics in unlogged and logged forest stands in the eastern Amazon. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 236, n. 1, p. 56-64, 2006.

SILLS, E.O., CAVIGLIA-HARRIS, J.,L. Evolution of the Amazonian frontier: Land values in Rondônia, Brazil. **Land Use Policy**, Guildford, n. 26, p. 55-67, 2008.

SILVER, W.L.; BROWN, S.; LUGO, A.E. Effects of changes in biodiversity on ecosystem function in tropical forests. **Conservation Biology**, Boston, v. 10, n. 1, p. 17-24, 1996.

SOARES-FILHO, B.S.; NEPSTAD, D.C.; CURRAN, L.M.; CERQUEIRA, G.C.; GARCIA, R.A.; RAMOS, C.A.; VOLL, E.; MCDONALD, A.; LEFEBVRE, P.; SCHLESINGER, P. Modelling conservation in the Amazon basin. *Nature*, London, v. 440, p. 520-523, 2006.

SOLER, L.S.; ESCADA, M.I.S.; VERBURG, P.H. Quantifying deforestation and secondary forest determinants for different spatial extents in an Amazonian colonization frontier (Rondonia). **Applied Geography**, Oxford, v. 29, n. 2, p. 182-193, 2009.

STICKLER, C.M.; NEPSTAD, D.C.; AZEVEDO, A.A.; MCGRATH, D.G. Defending public interests in private lands: compliance, costs and potential environmental consequences of the Brazilian Forest Code in Mato Grosso. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London**. Series B. Biological sciences, Londres, v. 368, n. 1619, p. 20120160, 2013.

THOMAS, S.M.; NEILL, C.; DEEGAN, L.A.; KRUSCHE, A.V.; BALLESTER, V.M.; VICTORIA, R.L. Influences of land use and stream size on particulate and dissolved materials in a small Amazonian stream network. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 68, n. 2, p. 135-151, 2004.

THORNTON, D.; BRANCH, L.; SUNQUIST, M. Passive sampling effects and landscape location alter associations between species traits and response to fragmentation. **Ecological Applications**, Tempe, v. 21, n. 3, p. 817-829, 2011.

THORNTON, D.; BRANCH, L.; SUNQUIST, M. The relative influence of habitat loss and fragmentation: Do tropical mammals meet the temperate paradigm? **Ecological Applications**, Tempe, v. 21, n. 6, p. 2324-2333, 2011.

TSCHARNTKE, T.; TYLIANAKIS, J.M.; RAND, T.A.; DIDHAM, R.K.; FAHRIG, L.; BATÁRY, P.; BENGTSSON, J.; CLOUGH, Y.; CRIST, T.O.; DORMANN, C.F.; EWERS, R.M.; FRÜND, J.; HOLT, R.D.; HOLZSCHUH, A.; KLEIN, A.M.; KLEIJN, D.; KREMEN, C.; LANDIS, D.A.; LAURANCE, W.; LINDENMAYER, D.; SCHERBER, C.; SODHI, N.; STEFFAN-DEWENTER, I.; THIES, C.; van der PUTTEN, W.H.; WESTPHAL, C. Landscape moderation of biodiversity patterns and processes – eighty hypothesis. **Biological Reviews**, Hoboken, v. 87, n. 3, p. 661-685, 2012.

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

TURNER II, B.L.; LAMBIN, E.F.; REENBERG, A. The emergence of land change science for global environmental change and sustainability. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, Washington, v.104, n. 52, p. 20666-20671, 2008.

URBAN, D.L.; O'NEILL, R.V.; SHUGART JR., H.H. Landscape Ecology. **Bioscience**, Washington, v. 37, n. 2, p. 119-127, 1987.

URQUIZA-HAAS, T.; PERES, C.A.; DOLMAN, P.M. Regional scale effects of human density and forest disturbance on large-bodied vertebrates throughout the Yucatán Peninsula, Mexico. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, n. 1, p. 134-148, 2009.

\_\_\_\_\_. Large vertebrate responses to forest cover and hunting pressure in communal landholdings and protected areas of the Yucatan Peninsula, Mexico. **Animal Conservation**, Cambridge, v.14, p. 271-282, 2011.

WOLOCK, D.M.; HORNBERGER, G.M.; MUSGROVE, T.J. Topographic effects on flow path and surface water chemistry of the Llyn Brianne catchments in Wales. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 115, n. 1-4, p. 243-259, 1990.

ZHANG., H.; HENDERSON-SELLERS A.; MCGUFFIE, K. The compounding effects of tropical deforestation and greenhouse warming on climate. **Climatic Change**, Dordrecht, v. 49, n. 3, p. 309-338, 2001.

ZHOU, T.; WU, J.; PENG, S. Assessing the effects of landscape pattern on river water quality at multiple scales: A case study of the Dongjiang River watershed, China. **Ecological Indicators**, Amsterdam, v. 23, p. 166-175, 2012.

ZUUR, A.F.; IENO, E.N.; WALKER, N.J.; SVELIEV, A.A.; SMITH, G.M. **Mixed effects models and extensions in Ecology with R**. Springer Science+Business Media, New York, 574 p. 2009.



**ANEXOS**



**ANEXO A –** Imagens da plataforma Landsat utilizadas para o mapeamento do uso do solo com as respectivas datas de obtenção

231/67		232/67	
Sensor	Data	Sensor	Data
MSS	24/07/1975	MSS	28/06/1975
MSS	10/07/1981	MSS	24/06/1981
TM	19/07/1984	TM	24/06/1984
TM	12/07/1987	TM	04/08/1987
TM	07/07/1989	TM	08/07/1989
TM	07/07/1991	TM	28/06/1991
TM	28/07/1993	TM	17/06/1993
TM	31/05/1995	TM	25/07/1995
TM	07/07/1997	TM	14/07/1997
TM	29/07/1999	TM	05/08/1999
TM	11/08/2001	TM	10/08/2001
TM	24/07/2003	TM	29/06/2003
TM	13/07/2005	TM	02/06/2005
TM	03/07/2007	TM	24/06/2007
TM	09/08/2009	TM	15/07/2009
TM	16/09/2011	TM	05/07/2011

**ANEXO B – Modelo de questionário semiestruturado utilizado nas entrevistas**

(continua)

Questionário n°:						Data:		
1) Localização			X=			Y=		
2) Nome entrevistado:								
3.1) Origem:			3.2) Origem:			3.3) Tam. família:		
4.1) Área propriedade:			4.2) Principal atividade econômica:					
5) Caça	5.1) Arma de fogo?				Sim		Não	
	5.2) Cães?				Sim		Não	
	5.3) Período				Dia		Noite	
	5.4) Frequência mensal:							
6) Espécies presentes e preferência de caça								
#	Espécie	Sim	Não	Preferência	Remoção			
1	<i>Myrmecophaga tridactyla</i>							
2	<i>Tamandua tetradactyla</i>							
3	<i>Priodontes maximus</i>							
4	<i>Philantomba monticola*</i>							
5	<i>Dasybus novemcinctus</i>							
6	<i>Dasybus Kappleri</i>							
7	<i>Cebus apella</i>							
8	<i>Cercopithecus diana*</i>							
9	<i>Saimiri sciureus</i>							
10	<i>Saguinus fuscicollis</i>							
11	<i>Pithecia monachus</i>							
12	<i>Callicebus brunneus</i>							
13	<i>Ateles chamek</i>							
14	<i>Alouatta seniculus</i>							
15	<i>Brachyteles arachnoides*</i>							
16	<i>Leopardus pardalis</i>							
17	<i>Puma concolor</i>							
18	<i>Panthera onca</i>							
19	<i>Cerdocyon thous</i>							
20	<i>Eira barbara</i>							

**ANEXO B – Modelo de questionário semiestruturado utilizado nas entrevistas**  
(conclusão)

21	<i>Lontra longicaudis</i>				
22	<i>Nasua nasua</i>				
23	<i>Procyon cancrivorus</i>				
24	<i>Tapirus terrestris</i>				
25	<i>Pecari tajacu</i>				
26	<i>Tayassu pecari</i>				
27	<i>Mazama americana</i>				
28	<i>Mazama nemorivaga</i>				
29	<i>Sylvilagus brasiliensis</i>				
30	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>				
31	<i>Dasyprocta fuliginosa</i>				
32	<i>Psophia viridis</i>				
33	<i>Penelope jacquacu</i>				
34	<i>Pauxi tuberosa</i>				
35	<i>Tinamus spp.</i>				
36	<i>Geochelone spp.</i>				