

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

CENTRO DE CIÊNCIAS NATURAIS

Alexandre Bomfim Gurgel do Carmo

**Análise Qualitativa, Quantitativa e Temporal da Cobertura de Vegetação Nativa das
Zonas de Amortecimento das Unidades de Conservação do Estado de São Paulo.**

Buri

2022

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS NATURAIS

Alexandre Bomfim Gurgel do Carmo

**Análise Qualitativa, Quantitativa e Temporal da Cobertura de Vegetação Nativa das
Zonas de Amortecimento das Unidades de Conservação do Estado de São Paulo.**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado como exigência parcial para a obtenção do grau
de Bacharel em ciências biológicas na Universidade Federal de São Carlos.

Orientação: Prof. Dr. Paulo Guilherme Molin

Co-orientação: Felipe Rosafa Gavioli

Buri

2022

Este trabalho foi Iniciação Científica financiada pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), processo número 2020/04603-5, e utilizado como Trabalho de Conclusão de Curso apresentado como exigência parcial para a obtenção do grau de Bacharel em ciências biológicas na Universidade Federal de São Carlos.

RESUMO

A continuidade e perpetuidade de diversas espécies do mundo sofrem ameaças antrópicas em seu meio natural, como a substituição da vegetação nativa por pastagens, agricultura e áreas urbanas. As dinâmicas de paisagem, resultantes de processos antrópicos, direcionaram a criação da primeira unidade de conservação (UC). O planejamento e estruturação de zonas de amortecimento (ZA) é uma estratégia importante para atingir os objetivos de conservação das UCs, e também mitigar os problemas de isolamento. Uma ZA é dita como um local, ao redor da UC, em que o uso e ocupação do solo podem sofrer influências e restrições específicas para a proteção e aumentar a conservação. Dito isso, especula-se que uma vez definida as ZAs de determinadas UCs, haja um incremento de cobertura de vegetação nativa ao longo do tempo. O presente trabalho se insere neste contexto, e objetiva efetuar, pela primeira vez, uma avaliação quantitativa e qualitativa do estado de conservação das ZAs das UCs no estado de São Paulo, considerando a grande quantidade de UCs existentes no estado, sua dispersão geográfica e a ausência de informações quanto às dinâmicas nas ZAs. Neste sentido avaliamos, de forma temporal, como as ZAs de UCs estão evoluindo em relação a sua cobertura de vegetação nativa, para tanto, criou-se uma matriz de transição para a cobertura de vegetação nativa de 1988 a 2018, em janelas de 10 anos, de todas as ZAs das UCs do estado de São Paulo. Junto à dinâmica da paisagem foi aplicado o uso de métricas de paisagem (área total de vegetação nativa, área nuclear, número de fragmentos e índice PROX). Com os processamentos da dinâmica da paisagem e métricas da paisagem gerou-se uma classificação, de acordo com seu grau de conservação; classificou-se as UCs de acordo com a sua porcentagem de vegetação nativa em sua ZA, sendo Alta Conservação UCs com cobertura de vegetação nativa > 40%, Média Conservação com cobertura de vegetação nativa entre 20% e 40% e Baixa Conservação UCs com cobertura de vegetação nativa < 20%. De acordo com a dinâmica da paisagem, as ZAs das UCs do estado de São Paulo tiveram uma diminuição de mais de 38 mil hectares de vegetação nativa. A partir da metodologia proposta, o estado de São Paulo teve em 2018, 33 ZAs de UCs classificadas como Alta Conservação, 18 classificadas como Média Conservação e 34 classificadas como Baixa Conservação, sendo que a totalidade das ZAs categorizadas como em Alta Conservação estão no bioma Mata Atlântica. Os resultados deste trabalho podem auxiliar nas tomadas de decisões e em políticas públicas que envolvam o plano de manejo das ZAs das UCs do Estado de São Paulo. É importante que o manejo das ZAs seja feito de forma a buscar o equilíbrio entre o avanço socioeconômico, presando pela conectividade dos fragmentos de vegetação nativa, promovendo a dispersão de biodiversidade entre fragmentos e garantindo a efetiva conservação e proteção das UCs.

Palavras-chave: Métricas da Paisagem. Dinâmica da Paisagem. Ecologia da Paisagem. Geoprocessamento.

1. INTRODUÇÃO

As ameaças antrópicas à conservação da biodiversidade se colocam como uma questão fundamental no mundo contemporâneo. Os impactos da ação humana sobre os ecossistemas naturais no antropoceno são comparáveis com as grandes extinções em massa ocorridas no passado geológico (DIRZO et al., 2014). Um exemplo deste processo é a substituição da vegetação nativa por pastagens, agricultura e áreas urbanas (SCHIPPER et al., 2008). No Brasil, um dos países com maior biodiversidade do mundo (BROCK et al., 2021), observa-se um processo de transição de vegetação nativa para usos antrópicos ocorrendo nos domínios do cerrado e da mata atlântica, áreas consideradas como hotspots globais para conservação da biodiversidade (MYERS et al., 2000), que já perderam cerca de 50% e 78%, respectivamente, da sua área natural, principalmente para agricultura e pecuária (KLINK & MACHADO, 2005; IBGE, 2010; RIBEIRO et al., 2009).

As dinâmicas de paisagem, resultantes de processos antrópicos históricos, direcionaram a criação da primeira unidade de conservação (UC), o Parque Nacional de Yellowstone, estabelecido nos Estados Unidos. Criado em 1872, Yellowstone é um marco para a conservação da biodiversidade e referência mundial, influenciando outros países para a criação de áreas de proteção (CRUZ et al., 2017). No contexto nacional, em 1876 deu-se início para a implantação da primeira UC, chamada de Parque Nacional da Ilha do Bananal, sendo concretizada apenas em 1959. Porém, a primeira unidade a ser inaugurada de fato foi o Parque Nacional de Itatiaia, em 1937 (CRUZ et al., 2017).

As UCs são áreas ambientais que tem importância significativa, características naturais e legalmente instituídas por poderes públicos, com objetivo de conservação (RYLANDS & BRANDON, 2005). A ecologia desses ambientes compreende as diferentes populações, habitats e ecossistemas de território nacional e de águas territoriais, sendo a maioria das unidades de conservação criadas com finalidade de proteção de espécies de flora e fauna, tendo suma importância para a conservação de ecossistemas aquáticos e terrestres (AGOSTINHO et al., 2005).

As UCs são o método mais eficaz de conservação *in situ* (CHAPE et al. 2005; XAVIER et al. 2008), ressaltando a importância do seu entorno para sua proteção, dado que as espécies não se restringem apenas ao interior das unidades (HJERT 2006; VYNNE et al. 2014). O planejamento e estruturação de zonas de amortecimento é portanto, uma estratégia importante

para atingir os objetivos de conservação das UCs, e também mitigar os problemas de isolamento de fragmentos de vegetação nativa (MORSELLO, 2001).

No Brasil, as diretrizes para a implementação e gestão das UCs são estabelecidas pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), consolidado na Lei Federal 9.985 de 18 de julho de 2000. O SNUC define as diversas tipologias de UCs, agrupadas em UCs de Proteção Integral e de Uso Sustentável, bem como institui o instrumento do plano de manejo e das Zonas de Amortecimento (BRASIL, 2000). O plano de manejo é um documento técnico que estabelece o zoneamento da unidade, quais as normas que devem ser adotadas no uso da área e qual o manejo dos recursos naturais, incluindo quais as estruturas físicas que a unidade de conservação necessita para a sua gestão (BRASIL, 2011).

O zoneamento é a definição de setores em uma UC, com objetivos específicos de manejo, proporcionando assim meios e uma situação adequada para que todas as metas da unidade possam ser atingidas. É através do plano de manejo e do zoneamento que são definidos os critérios para delimitação da zona de amortecimento (BRASIL, 2011).

Uma zona de amortecimento (ZA) é definida como um local, ao redor da UC, em que o uso e ocupação do solo podem sofrer influências e restrições específicas para o desenvolvimento de atividades econômicas, objetivando aumentar a conservação (LYNAGH & URICH, 2002), provendo de condições e recursos para populações em seu ambiente natural (MORSELLO, 2001). Esta zona estabelece a mitigação e/ou o impedimento de impactos antrópicos causados fora da unidade, tais como, fogo, invasão de espécies exóticas, erosão, poluição sonora, construção de empreendimentos e efeito de borda (VITALLI et al., 2009; VYNNE et al., 2014). Conforme o SNUC, as ZAs são definidas no entorno de todas as tipologias de UCs, com exceção das Áreas de Proteção Ambiental e Reservas Particulares do Patrimônio Natural (BRASIL, 2000).

Deste modo, as Zonas de Amortecimento são territórios de entorno das UCs, definidos de forma espacialmente explícita. O uso dos Sistemas de Informação Geográfica (SIGs) podem ser úteis para a sua definição e também na avaliação das dinâmicas espaço-temporais destes territórios. O SIG tem sido utilizado por diversos setores que estudam a questão ambiental, sendo assim uma ótima ferramenta para análise e planejamento do mesmo, possibilitando uma avaliação integrada de um elevado número de dados, resultando, de forma rápida, na geração de informações finais (DONHA et al., 2006).

O uso de SIG para a avaliação do meio ambiente se torna uma alternativa de grande potencial, já que permite a representação e modelagem de mudanças no meio ambiente, o que possibilita o planejamento ambiental das paisagens, para o atingimento de objetivos de conservação. (FILHO et al., 2014). Como exemplo desta aplicação, pode-se pensar na elaboração de propostas e cenários de zoneamentos e definição de zonas de amortecimento de UCs, onde o uso desta tecnologia torna-se fundamental, reforçando a importância do SIG como ferramenta para a gestão dos recursos naturais (NAUGHTON, 2007).

Concomitante ao SIG, outro modo de estudar os atributos ambientais dos territórios é através do sensoriamento remoto, tecnologia que se difundiu nas últimas décadas com diversos fornecedores de imagens em diferentes resoluções. Trata-se de uma metodologia ágil de observação e estudo do solo, que entre outras múltiplas aplicações permite visualizar, quantificar e qualificar mudanças na cobertura vegetal e no uso e ocupação do solo (MENESES, 2012).

Como exemplo de grandes projetos de mapeamento das dinâmicas de mudanças de uso e ocupação do solo a partir do sensoriamento remoto, existe o Projeto de Mapeamento Anual do Uso e Cobertura do Solo no Brasil, o MapBiomias, que tem desenvolvido mapas anuais do uso e cobertura do solo no Brasil desde 1985 até os dias atuais (COSTA et al., 2018). O projeto MapBiomias é uma iniciativa na qual envolve uma rede colaborativa, que utilizando imagens Landsat com 30 metros de resolução espacial e com processamento em nuvem, vêm produzindo uma série histórica anual de mapas de uso e ocupação do solo do Brasil (MAPBIOMAS, 2019).

Estudos de mudanças de uso e cobertura do solo podem ser acrescidos de análises de dinâmica da paisagem, observando-se a matriz de transição de determinado local (MOLIN 2017). A matriz de transição descreve um modelo, em um intervalo temporal definido, que determina a mudança da paisagem (FILHO et al., 2009). Segundo Soares-Filho et al. (2002), é evidenciado que a constante evolução da dinâmica a paisagem, com substituição de cobertura de vegetação nativa por outros usos, resulta em impactos ecológicos que podem ser relevantes. Neste contexto, o uso de geotecnologias como SIG e produtos de sensoriamento remoto, possibilitam uma análise espaço-temporal e individual de cada UC e respectiva ZA, possibilitando assim uma classificação qualitativa e comparativa do estado de conservação das distintas UCs.

A análise da situação de conservação das UCs a partir da aplicação de geotecnologias não é recente. Pessoa et al. (2020) estudaram as dinâmicas de mudança da paisagem no Parque Estadual da Pedra Selada, ao passo que Tambosi (2008) avaliou a ecologia da paisagem com objetivo de diminuir as pressões antrópicas sobre o Parque Estadual de Vassununga e para a Estação Ecológica de Jataí. No entanto, são poucos os estudos que focam nas dinâmicas da paisagem nas zonas de amortecimento.

O presente trabalho se insere neste cenário, ao utilizar SIG e dados do projeto Mapbiomas para analisar, pela primeira vez, as dinâmicas de mudanças na cobertura de vegetação nativa em zonas de amortecimento das UCs do estado de São Paulo.

São Paulo foi escolhido como área de estudo por conta de grandes mudanças na paisagem e devido ao avanço da agropecuária e a sua urbanização. Junto a isso, ainda não havia nenhum estudo realizado considerando todas as zonas de amortecimento do estado de São Paulo.

2. OBJETIVOS

O objetivo geral do trabalho consistiu em avaliar quantitativamente e qualitativamente, em uma escala temporal, como as zonas de amortecimento de unidades de conservação evoluíram em relação a sua cobertura de vegetação nativa.

Os objetivos específicos do projeto consistiram em:

- Criar uma matriz de transição para a cobertura de vegetação nativa de 1988 a 2018, em janelas de 10 anos, de todas as zonas de amortecimento das unidades de conservação do estado de São Paulo;
- Calcular métricas da paisagem para todas as zonas de amortecimento para os anos de 1988, 1998, 2008, 2018;
- Classificar as unidades de conservação de acordo com seu atual estado de conservação das zonas de amortecimento;

- Ranquear as unidades de conservação, ano a ano, e de acordo com as métricas propostas.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Área de Estudo

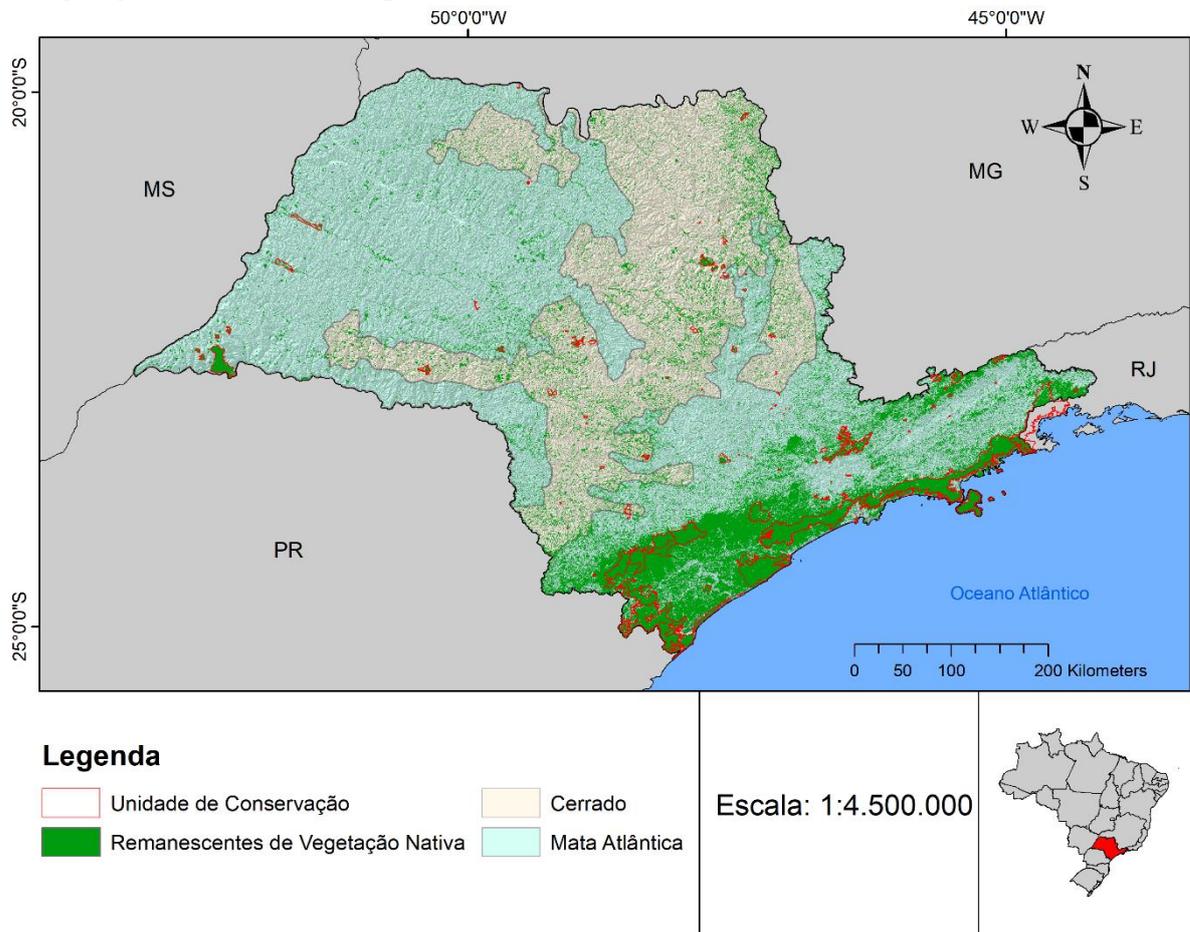
O estado de São Paulo se encontra na região Sudeste do Brasil, possuindo uma área de 248 mil km², o decimo segundo maior estado do país, com 41 milhões habitantes, sendo o estado mais populoso do país, tendo densidade demográfica de 166 hab/km² (IBGE, 2010).

O estado possui dois biomas, a Mata Atlântica e o Cerrado, ambos considerados como hotspots globais de biodiversidade (**Figura 1**). A Mata Atlântica, que ocupa 67% da área do estado, se apresenta hoje com 32,6% de vegetação nativa, ou 5,4 milhões de hectares. O Cerrado, que ocupa 33% do território paulista, está com somente 3,0% de sua área recoberta por vegetação nativa, ou 239 mil hectares (INSTITUTO FLORESTAL, 2020; MIRANDA & FONSECA, 2013). Segundo dados da iniciativa Mapbiomas (2020), a cobertura de vegetação nativa do estado variou de 21,87% em 1988 para 22,48% em 2020.

A região da Mata Atlântica está associada a diversos fatores importantes para o Brasil, sendo que este bioma abriga 60% da população, possuindo apenas 28% de vegetação nativa (REZENDE et al., 2018). Estas áreas remanescentes ainda abrigam grande diversidade de espécies, além de ofertarem fonte de água potável para a população local e de seus recursos hídricos servirem como fonte energética para o estado (CALMON et al., 2011; RIBEIRO et al. 2009; BANKS-LEITE et al. 2014; JOLY, METZGER & TABARELLI, 2014).

O Cerrado, segundo maior bioma do Brasil, é constituído por uma elevada biodiversidade de flora e fauna, tendo grande importância ecológica. Tal diversidade é devida a grande heterogeneidade das fitofisionomias que compõe o bioma, tais como campos, florestas ripárias, veredas, savanas arborizadas e formações florestais, criando diversas condições específicas para as espécies que vivem sobre esse habitat. Em que pese a relevância ecológica do Cerrado, o bioma sofreu grande impacto antrópico, oriundo do desmatamento associado ao avanço da agropecuária e da silvicultura (JORGE et al. 2001; DURIGAN, FILHO & RODRIGUES, 1993). No Cerrado paulista, cerca de 48,2% dos fragmentos apresentam área inferior a 10 hectares e somente 0,51% da vegetação de Cerrado é protegida em Unidades de Conservação no estado (MENDONÇA & GHELIER-COSTA, 2018).

Figura 1: Mapa do estado de São Paulo, contendo as 86 unidades de conservação passíveis de terem zonas de amortecimento terrestres, os biomas mata atlântica e cerrado e o remanescente de vegetação nativa do estado para o ano de 2018 (MAPBIOMAS, 2020).



3.2 Materiais

Foram utilizados os arquivos de mapa de uso e ocupação do solo do estado de São Paulo, elaborados pela iniciativa Mapbiomas – coleção 4.0, para os anos de 1988, 1998, 2008, 2018; Dados vetoriais das Unidades de Conservação e respectivas Zonas de Amortecimento disponibilizados pelo Ministério do Meio Ambiente, Fundação Florestal e Instituto Florestal de São Paulo. Para as UCs.

Para processar os dados acima foram utilizados os softwares de geoprocessamento ArcGIS Desktop 10.7.1. O processamento das métricas de paisagem e da dinâmica da paisagem nas zonas de amortecimento foi feito utilizando os softwares Fragstats e Dinamica EGO 4.22.11, respectivamente.

3.3 Pré-Processamento

Realizou-se o download do uso e ocupação do solo pelo MapBiomias, dos anos 1988, 1998, 2008 e 2018, e também dos shapefiles das unidades de conservação do estado de São Paulo com suas respectivas zonas de amortecimento correspondentes. Para as unidades de conservação que não possuem ZA, definido em plano de manejo, foi gerado um buffer de 10 km a partir de seu limite territorial, como previsto na Lei nº 9.985 de 18 de julho de 2000. Todos os arquivos foram padronizados para o sistema de coordenadas projetadas Albers South América. Vale ressaltar que mesmo para as UCs criadas após 1988, foram processados os dados e feitos os cálculos de foram equivalente as UCs criadas antes de 1988

A partir dos arquivos com coordenadas padronizadas, foi feita uma reclassificação das classes do Mapbiomas, sendo ela apresentada na **Tabela 1** a seguir:

Tabela 1: Classificação do Mapbiomas e suas respectivas reclassificações utilizadas no trabalho.

Classificação Mapbiomas	Reclassificação
Formação Florestal	Vegetação Nativa
Formação Savânica	
Mangue	
Área Úmida Natural não Florestal	
Formação Campestre	
Apicum	
Outra Formação Natural não Florestal	
Floresta Plantada	Silvicultura
Pastagem	Pasto
Cultura Anual e Perene	Agricultura
Cultura Semi-perene	
Praia e Duna	Área não vegetada
Infraestrutura Urbana	
Afloramento Rochoso	
Mineração	
Outra Área não vegetada	
Rio, Lago e Oceano	Curso Hídrico
Aquicultura	

3.4 Análise da Dinâmica da Paisagem nas Zonas de Amortecimento

Utilizou-se o software Dinamica EGO 4.22.11, para analisar a dinâmica da paisagem nas zonas de amortecimento das unidades de conservação do estado de São Paulo entre os anos de 1988, 1998, 2008 e 2018. O uso do software permitiu observar como as classes de uso e ocupação do solo variaram temporalmente nas zonas de amortecimento, definindo assim qual é a matriz de transição para cada uma das áreas estudadas.

3.5 Processamento das Métricas da Paisagem

Utilizando o software Fragtats, foram analisadas métricas da paisagem referentes aos remanescentes de vegetação nativa, com a finalidade de analisar de modo quali-quantitativo o estado de conservação das zonas de amortecimento das UCs do estado de São Paulo. Foram utilizadas as métricas (**Tabela 2**): Área de cobertura, Área Nuclear, Número de fragmentos e Prox. Após calculadas as métricas da paisagem, os dados foram correlacionados entre si.

Tabela 2: Descritivo das métricas da paisagem utilizadas para o cálculo quali-quantitativo do presente estudo.

Métrica	Descrição
Área de Cobertura	Soma de todas as áreas (m ²) de todos os fragmentos de vegetação nativa das áreas correspondentes, dividido por 10.000 (conversão para hectare).
Número de Fragmentos	Número de fragmentos de vegetação nativa presentes na área de estudo
Prox	Soma das áreas dos fragmentos dividido pela distância ao quadrado dos fragmentos vizinhos.
Área nuclear	Área central do fragmento, desconsiderando as bordas, em um buffer de 50 metros

3.5 Classificação das Zonas de Amortecimento das Unidade de Conservação

Com os resultados das métricas da paisagem, produziu-se uma classificação das ZAs das UCs do estado de São Paulo, sendo classificadas como Alta Conservação (>40% de vegetação nativa em sua ZA), Média Conservação (<40% e >20% de vegetação nativa em sua ZA) e Baixa Conservação (<20% de vegetação nativa em sua ZA). O limiar de 40% de cobertura de vegetação nativa como indicador para alta conservação da paisagem foi adotado considerando o trabalho de Arroyo-Rodriguez et al (2020). Pressupõe-se que tal levantamento permite identificar quais zonas de amortecimento evoluíram melhor ao longo das décadas, tanto no quesito quantitativo e qualitativo, permitindo ainda comparativos e futuras aplicações de esforços pontuais de melhorias.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

O universo da pesquisa envolveu 86 zonas de amortecimento de UCs, que juntas perfazem 5.479.916,14 hectares, o que corresponde a 22,09% do território paulista. Tais zonas de amortecimento são vinculadas a diversas tipologias de UCs e se localizam tanto nos domínios

do Cerrado como da Mata Atlântica. O quantitativo das tipologias das UCs é demonstrado na Tabela 3.

Tabela 3: Quantitativo das Tipologias das UCs do Estudo.

Categoria	Tipo	Quantidade
Proteção Integral	Estação Ecológica	27
	Parque Estadual	28
	Parque Natural Municipal	7
Uso Sustentável	Área de Relevante Interesse Ecológico	9
	Floresta Estadual	3
	Floresta Nacional	2
	Reserva de Desenvolvimento Sustentável	5
	Reserva Extrativista	4

4.1 Dinâmica da Paisagem

Os processos de ocupação humana produzem grandes mudanças no território, tendo um grande desafio no crescimento populacional e no desenvolvimento econômico, gerando grande impacto nos recursos naturais (TUNDISI, 2010; MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005). Pensando no objetivo das Zonas de Amortecimento, a evolução do uso do solo é uma questão mais delicada ainda, impactando na preservação da biodiversidade do estado de São Paulo.

Na **Tabela 4** é possível ver a quantia em hectares por classes do uso do solo e a diferença entre o ano de 1988 e 2018, evidenciando o acréscimo e decréscimo por classe total. O maior aumento em área foi a classe de agricultura e silvicultura, e o maior decréscimo é a classe de pasto. A classe de vegetação nativa teve uma diminuição de mais de 38 mil hectares, consequentemente uma diminuição na preservação nesses locais.

Tabela 4: Área em hectares e diferença de 1988 e 2018 do uso e ocupação do solo das Zonas de Amortecimento das Unidades de Conservação do estado de São Paulo.

	Área (ha)				Diferença Final
	1988	1998	2008	2018	
Vegetação Nativa	1.773.799,76	1.751.223,88	1.758.931,63	1.734.929,20	-38.870,56
Silvicultura	98.955,08	121.044,72	158.045,09	201.944,96	102.989,88
Agricultura	524.289,37	581.905,98	727.976,24	823.415,05	299.125,68
Pasto	1.132.011,52	1.055.036,31	845.548,19	708.269,11	-423.742,41

Área não vegetada	195.361,36	212.148,22	230.897,33	255.643,47	60.282,11
Curso Hídricos	59.543,53	62.585,69	62.535,71	59.653,20	109,67

Importante indicar que este processo de perda de cobertura florestal nas ZAs das UCs paulistas vai na contramão do processo de transição florestal observado no estado nos últimos anos, onde o incremento líquido da vegetação nativa vêm ocorrendo em propriedades privadas, impulsionado em grande medida pela intensificação da agricultura, com o conseqüente abandono de áreas impróprias ou de maior dificuldade para a exploração agrícola (CALABONI et al., 2018). Estas áreas incluem locais de elevada declividade e próximo a zonas ripárias, onde existe inclusive maior probabilidade de ocorrer regeneração natural de florestas e vegetação nativa (MOLIN et al., 2018).

Nota-se que a classe de vegetação nativa é a mais representativa em área em todos os anos. Em 1988 a segunda maior classe representativa é o pasto, entretanto o pasto foi a classe que sofreu maior redução, sendo que em 2018 é a terceira maior classe. A classe agricultura em 1988 era a terceira maior, e com incremento de quase 200 mil hectares, se tornou a segunda maior representação na paisagem no ano de 2018.

A classe Área não Vegetada mostra-se com grande influência, sendo observado um aumento de aproximadamente 60 mil hectares de área. Este acréscimo evidencia o avanço de áreas de mineração, urbanização e outras áreas não vegetadas nas ZAs.

Segundo Missio (2003) e Valente (2001), essas interferências fragmentam a paisagem, convertendo extensas áreas de vegetação nativa em áreas cercadas de silvicultura, pastagens, cultivos agrícolas e infraestrutura urbana, e assim afetando a disponibilidade de recursos naturais que são primordiais às populações de uma determinada região.

Nos Anexos 1, 2 e 3 mostra-se as matrizes de transição entre as classes de uso e ocupação do solo, considerando a totalidade das ZAs estudadas. Os maiores impactos à Vegetação Nativa foram o avanço do pasto e da agricultura, sendo que em 1988 para 1998 o pasto se mostrou com maior influência e de 1998 para 2008 e de 2008 para 2018 a agricultura se mostrou com maior influência. Esta constatação corrobora o indicado em diversos estudos que apontam a expansão da agropecuária como o principal indutor de desmatamento das florestas tropicais no planeta (HOSONUMA et al., 2012, KIM et al., 2015; PENDRILL et al., 2019). Esses valores mostram grande impactos pela diferença exibida na tabela 3.

4.2 Classificação quanto a conservação

As métricas da paisagem foram calculadas para os remanescentes de vegetação nativa nas zonas de amortecimento das 86 unidades de conservação no estado de São Paulo. A partir da métrica cobertura de vegetação nativa, foi calculado o percentual da ZA com vegetação nativa, sendo que as áreas foram classificadas conforme este percentual. Para tal classificação, utilizou-se como parâmetro uma cobertura de vegetação nativa de 40%, entendido por Arroyo-Rodríguez et al. (2020), como percentual mínimo para garantir paisagens com uma boa qualidade de conservação dos recursos naturais. Sendo assim, as zonas de amortecimento foram classificadas como áreas com alta conservação (cobertura de vegetação nativa $\geq 40\%$), com uma conservação mediana (cobertura de vegetação nativa entre 20% e 40%) e uma baixa conservação (cobertura de vegetação nativa $\leq 20\%$) (**Tabela 4; Figura 2**).

O ranqueamento das 10 melhores e 10 piores ZAs das UCs se encontram nos Anexo 4, Anexo 5, Anexo 6 e Anexo 7, para os anos de 1988, 1998, 2008 e 2018, respectivamente. A planilha com o ranqueamento completo está disponível para visualização no [link](#).

Tabela 4: Quantidades de Zonas de Amortecimento em suas respectivas classificações de conservação.

Ano	Alta Conservação		Média Conservação		Baixa Conservação	
	Proteção integral	Uso Sustentável	Proteção integral	Uso Sustentável	Proteção integral	Uso Sustentável
1988	22	12	11	3	29	8
1998	22	10	11	5	29	8
2008	22	12	13	3	27	8
2018	21	12	14	4	27	7

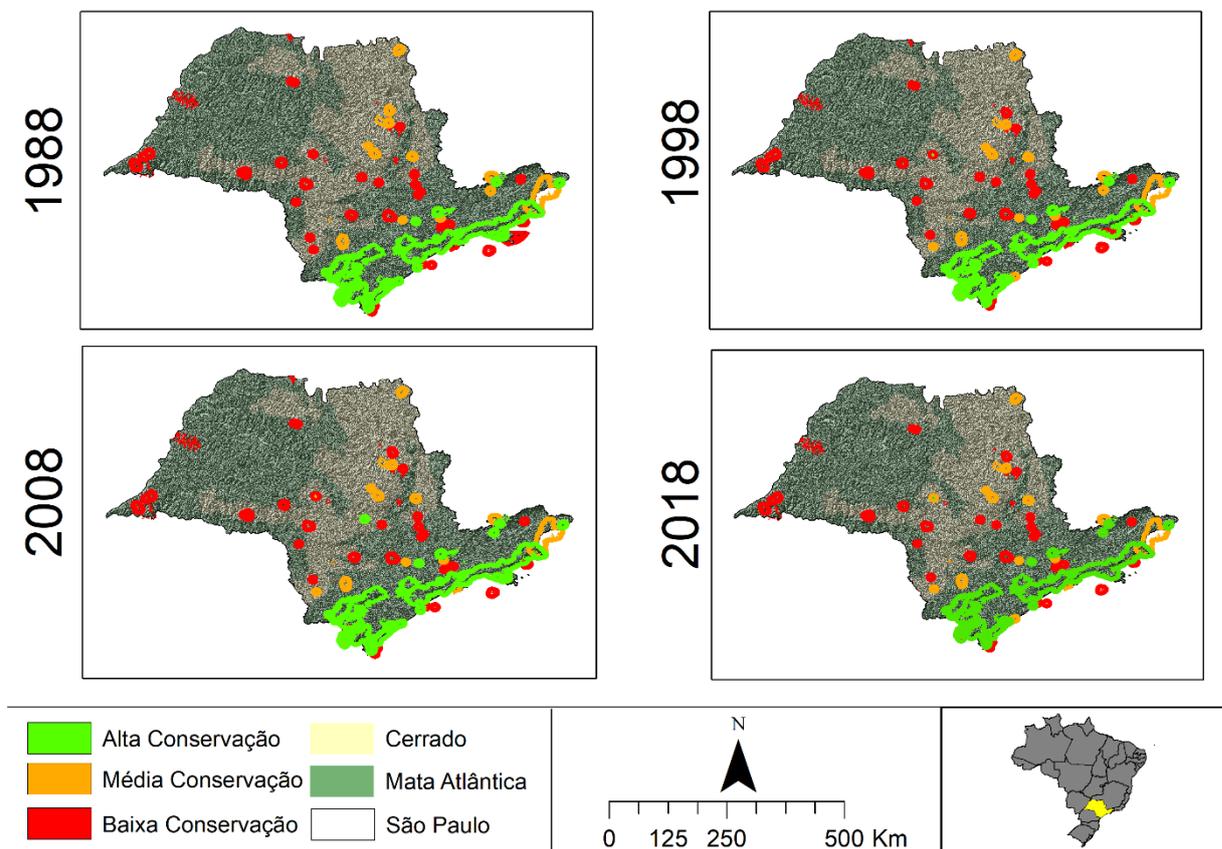
É possível observar que o número de UCs com Alta conservação de ZAs variou em apenas uma, saindo de 34 UCs em 1988 para 33 UCs em 2018. Entretanto, houve uma mudança maior nas unidades com média conservação e com baixa conservação, evidenciando um aumento de 4 unidades em média conservação entre 1988 e 2018, e o decréscimo de 3 unidades com baixa conservação entre 1988 e 2018, respectivamente.

Observa-se que das 62 ZAs de UCs de proteção integral, 21 apresentam situação de alta conservação em 2018, o que representa 33,87% das ZAs. Das 23 ZAs de UCs de uso sustentável, 12 (52,17%) se apresentam em alta conservação em 2018. No que se refere a baixa conservação, 43,54% das ZAs de UCs de proteção integral estão nesta categoria, ao

passo que 30,43% das ZAs de UCs de uso sustentável se enquadraram em baixa conservação em 2018.

Estes resultados apontam para uma situação de mais da metade das ZAs de UCs de uso sustentável em situação de melhor conservação ambiental, entendida aqui como cobertura florestal superior a 40%, ao passo que a maior parte das ZAs de UCs de proteção integral se apresentam com média ou baixa conservação, isto é, percentuais de cobertura de vegetação nativa inferiores a 40%. Esta constatação sugere um melhor desempenho das ZAs de UCs de uso sustentável na manutenção de vegetação nativa, quando comparadas com as ZAs de UCs de proteção integral.

Figura 2: Distribuição e classificação das unidades de conservação do estado de São Paulo de acordo com sua porcentagem de vegetação nativa.



É possível identificar que independente do ano, as unidades com Alta Conservação se encontram ao leste do estado de São Paulo. Isso se deve por conta do relevo acidentado da região da Serra do Mar. Segundo Castanho (2008), o relevo é um aspecto fundamental para a potencialidade do setor agropecuário. Tal evidência explica o porquê da região da Serra do Mar possuir maior densidade de UCs com ZAs categorizadas como em Alta Conservação.

Um fato importante é que todas as unidades classificadas com Alta Conservação, se encontram no bioma Mata Atlântica. Assim, é evidenciado um déficit na conservação do bioma Cerrado. O Cerrado possui uma complexidade paisagística e em sua biodiversidade, contendo inúmeras espécies endêmicas, sendo considerado um hotspot brasileiro (BITTENCOUT & MENDONÇA, 2004; KLINK & MACHADO, 2005; MYERS *et al.* 2000). A numerosa fragmentação do cerrado transformou-o em manchas rodeadas por pasto e agricultura, ameaçando a existência deste bioma (PIVELLO *et al.* 1999; SIQUEIRA & DURIGAN 2007).

As unidades com média conservação se encontram na porção centro leste do estado, não possuindo nenhuma unidade na região oeste. De fato, a região do oeste paulista é apontada por diversos estudos como a área com menor cobertura de vegetação nativa no estado (INSTITUTO FLORESTAL, 2020; LEITE *et al.*, 2020; GAVIOLI, 2017), sendo que as ZAs das UCs desta região também se apresentam em situação de baixa conservação, ou seja, com cobertura de vegetação nativa inferior a 20%. As unidades com baixa conservação se encontram por todo o estado, assim não possuindo uma região específica. Ambos status de conservação possuem ZAs nos biomas de Mata Atlântica e Cerrado.

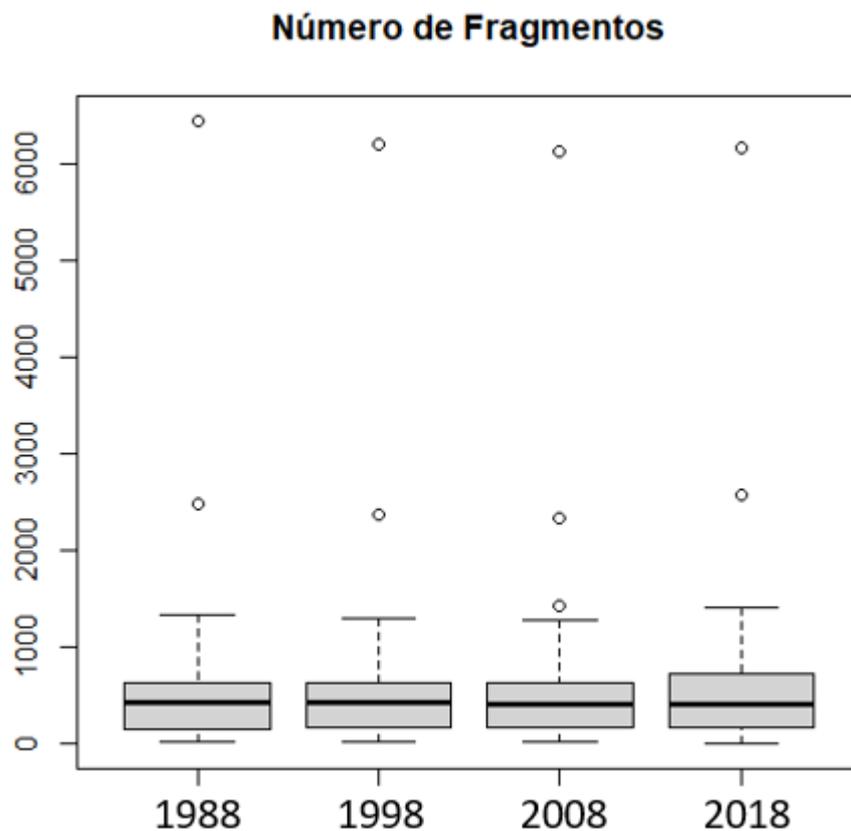
4.3 Métricas da Paisagem

Com base nos cálculos das métricas para as 86 UCs, foi possível correlacionar as métricas entre si. O estudo contou com o cálculo de métricas para mais de 44.000 fragmentos de vegetação nativa por ano (**Tabela 6; Figura 3**).

Tabela 6: Número de Fragmentos de Vegetação Nativa das Zonas de Amortecimento das Unidades de Conservação do Estado de São Paulo para os anos de 1988, 1998, 2008 e 2018.

Ano	Número de Fragmentos Florestais
1988	46.770
1998	44.966
2008	44.351
2018	47.895

Figura 3: Boxplot com os Número de Fragmentos de Vegetação Nativa das Zonas de Amortecimento das Unidades de Conservação do Estado de São Paulo para os anos de 1988, 1998, 2008 e 2018.



A fragmentação da paisagem já é constatada por toda a Mata Atlântica, onde a redução de vegetação nativa gerou uma paisagem composta por fragmentos separados (TABARELLI, 2005). Mesmo com a grande fragmentação do habitat, essas áreas constituem uma importante conexão entre grandes manchas, sendo que sem a existência destas teríamos uma maior taxa de isolamento de paisagens (SCUSSEL et al., 2020). O reconhecimento de fragmentos numa paisagem é de extrema importância e uma estratégia fundamental para a conservação, visto que todos os fragmentos, sendo pequenos ou grandes, tem capacidade de desempenhar importantes funções ecológicas (NETO & LOYOLA, 2016; RESASCO, 2017).

Em um ambiente fragmentado, os pequenos fragmentos atuam como *stepping stones* (trampolins ecológicos) constituindo uma conexão entre áreas da paisagem com áreas-fonte

(UEZO, BEYER & METZGER, 2008). Os *stepping stones* são utilizados principalmente por pássaros e quirópteros, e junto a isso, por aumentar a conectividade da paisagem, favorecem a dispersão de propágulos das áreas-fonte (LANG & BLASCHKE, 2009; BARROS, BISAGGIO & BORGES, 2006).

O índice PROX foi criado por Gustafson e Parker (1992), e é uma representação binária da paisagem que reflete ilhas na perspectiva biogeográfica da paisagem. Essa métrica pode ser utilizada para considerar todos os tipos de fragmentos, exibindo o mosaico da paisagem como índice de similaridade (MCGARIGAL et al., 2002). Quanto maior o valor de PROX de um determinado fragmento florestal, maior a incidência de vizinhos próximos da mesma classe (fragmento florestal), o que aponta para uma maior contiguidade na distribuição da vegetação, e conseqüentemente uma menor fragmentação.

Ao correlacionar as métricas de área de vegetação nativa e índice PROX, é evidenciado que quanto maior a porcentagem de área nativa na paisagem, maior a conectividade do local, com maiores valores de PROX (Figura 4). Este padrão é mantido quando correlacionado o índice PROX com a área nuclear dos fragmentos (Figura 5).

Figura 4: Correlação entre porcentagem de vegetação nativa e índice PROX da área de vegetação nativa das zonas de amortecimento das unidades de conservação do estado de São Paulo para os anos de 1988, 1998, 2008 e 2018.

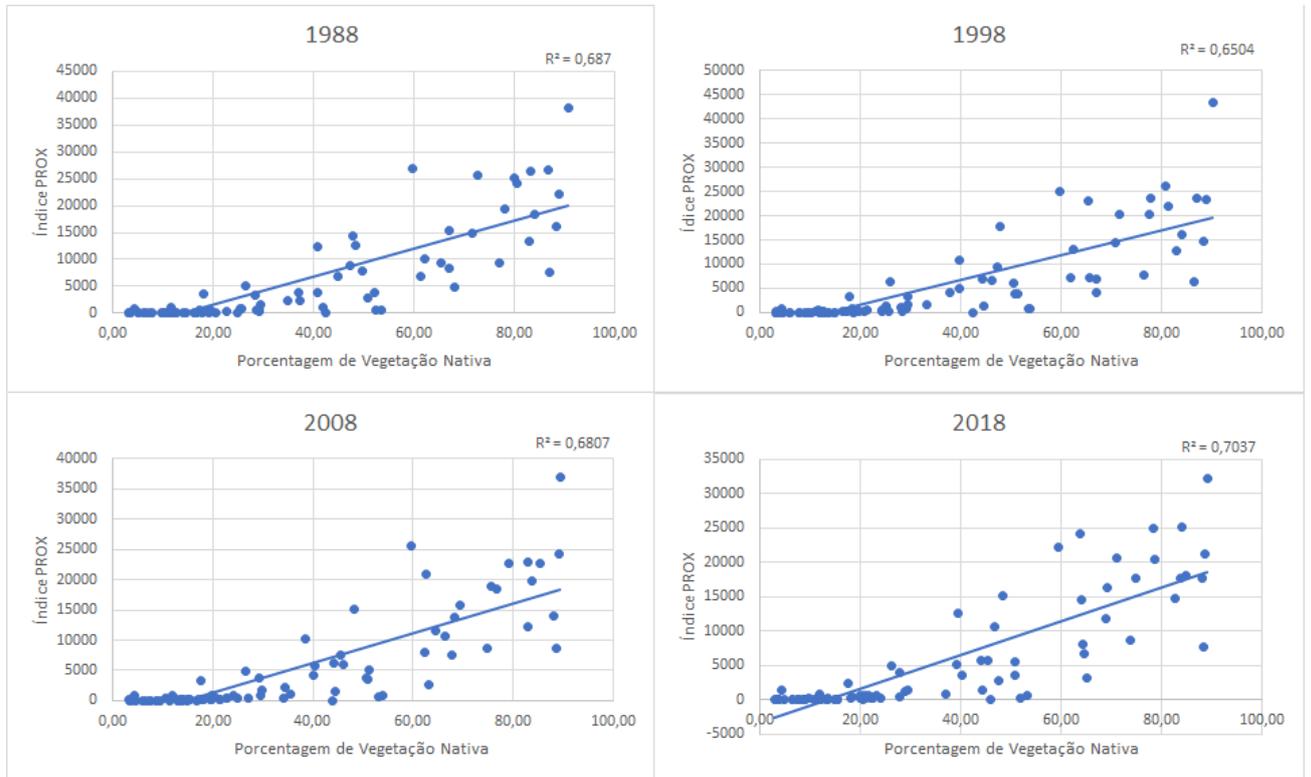
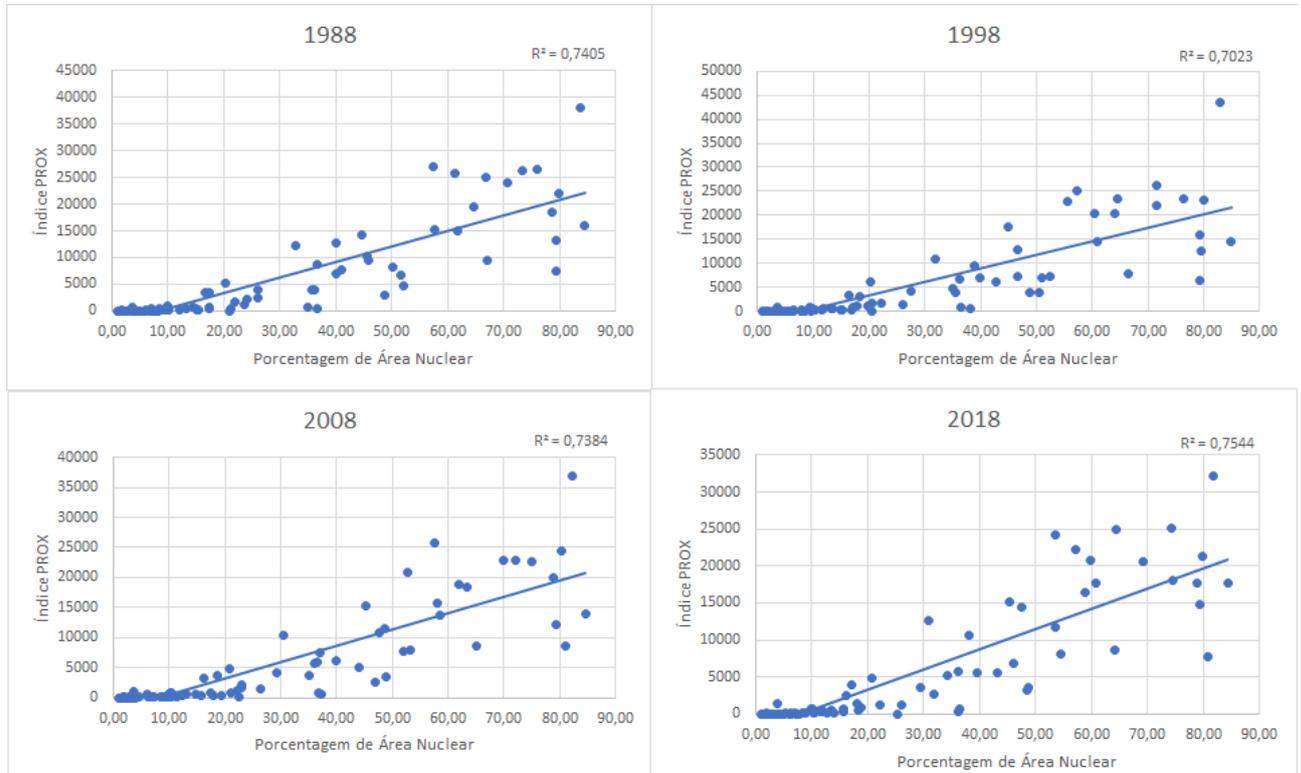


Figura 5: Correlação entre porcentagem de área nuclear e índice PROX da área de vegetação nativa das zonas de amortecimento das unidades de conservação do estado de São Paulo para os anos de 1988, 1998, 2008 e 2018.



Observa-se das Figuras 4 e 5 uma correlação entre conectividade dos fragmentos de vegetação nativa (evidenciado pelo índice PROX) e porcentagem de vegetação nativa na paisagem e de área nuclear dos fragmentos. Verifica-se que o valor médio de R^2 da correlação PROX e percentual de vegetação nativa foi de 0,6804, enquanto que o valor médio de R^2 da correlação PROX e percentual de área nuclear foi um pouco superior, de 0,7339. Isto indica que o percentual de área nuclear dos fragmentos se correlaciona de forma mais evidente com PROX do que o percentual total de vegetação nativa na paisagem, o que sugere que fragmentos maiores e de formato mais arredondado, portanto menos expostos a efeitos de borda e com maior percentual de área nuclear influenciam mais a conectividade nas paisagens.

5. CONCLUSÃO

A instituição de UCs é uma estratégia fundamental para a conservação da biodiversidade, e o estabelecimento de ZAs constitui uma das ações de manejo das UCs, já que objetiva amortecer os impactos do território de entorno da área protegida. O presente estudo buscou analisar as dinâmicas da paisagem nas ZAs das UCs do estado de São Paulo, no período de 1988 e 2018. Constatamos que de modo geral houve redução de 38 mil hectares de cobertura de vegetação nativa nas ZAs no período estudado, processo que está na contramão da transição florestal observada por estudos realizados no estado de São Paulo. As ZAs consideradas em alta conservação, isto é, com cobertura de vegetação nativa superior a 40%, representavam 52,17% das ZAs de UCs de uso sustentável em 2018; e 33,87% das ZAs de UCs de proteção integral, sugerindo que as UCs da primeira categoria possibilitam melhores condições de manutenção da cobertura de vegetação nativa em suas ZAs ao longo do período estudado. Os motivos deste processo podem compor objeto de estudos futuros sobre o assunto.

A região da Serra do Mar concentrou as ZAs com elevada cobertura de vegetação nativa ao passo que o leste paulista concentrou as ZAs com cobertura mediana de vegetação nativa, sendo que a situação das ZAs reflete as condições desiguais de cobertura de vegetação nativa verificadas nas distintas regiões do estado de São Paulo. Todas as ZAs classificadas como em alta conservação se localizam na Mata Atlântica paulista, o que aponta para o déficit de áreas protegidas nos domínios do Cerrado. Observamos ainda que o percentual de área nuclear dos fragmentos de vegetação nativa remanescente se correlacionam de uma forma mais robusta com o índice PROX, que expressa a conectividade da paisagem, do que o percentual total de cobertura de vegetação nativa na paisagem, o que indica que fragmentos maiores e menos sujeitos à efeito de borda foram mais relevantes na conectividade da paisagem do que simplesmente o montante total de vegetação nativa existente nas ZAs.

Avalia-se que os objetivos do projeto foram alcançados e a metodologia foi adequada, sendo que os resultados obtidos podem auxiliar nas tomadas de decisão e implementação de políticas públicas que envolvam o plano de manejo das Zonas de Amortecimento das Unidades de Conservação do Estado de São Paulo. Espera-se que as instituições responsáveis pela gestão das Unidades de Conservação estudadas levem em consideração este estudo, o qual pode auxiliar seu planejamento, com finalidade de melhoria na conservação dessas áreas.

É de suma importância que o manejo das zonas de amortecimento seja feito de forma a buscar o equilíbrio entre o avanço socio econômico, presando pela conectividade dos fragmentos de vegetação nativa de forma a promover a dispersão de biodiversidade entre fragmentos e garantindo a efetiva conservação e proteção das unidades de conservação.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGOSTINHO, A.A. et al. **Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil**. Megadiversidade, Belo Horizonte, v. 1, n. 1, p. 70-78, 2005.

ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; FAHRIG, L.; TABARELLI, M; WATLING, J. I.; TISCHENDORF, L; BENCHIMOL, M; CAZETTA, E; FARIA, D; LEAL, I. R.; MELO, F. P. L.. Designing optimal human-modified landscapes for forest biodiversity conservation. **Ecology Letters**, [S.L.], v. 23, n. 9, p. 1404-1420, 15 jun. 2020. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/ele.13535>.

BANKS-LEITE, C. et al. Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. **Science**, [s.l.], v. 345, n. 6200, p.1041-1045, 28 ago. 2014. American Association for the Advancement of Science (AAAS). <http://dx.doi.org/10.1126/science.1255768>.

BARROS, R. S. M.; BISAGGIO; E. L.; BORGES, R. C. Morcegos (Mammalia, Chiroptera) em fragmentos florestais urbanos no município de Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 6, n. 1, 2006.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Sistema Nacional de Unidades de Conservação Plano Estratégico Nacional de Áreas Protegidas**. Brasília, 2011. 80 p.

BROCK. R. C, et al. Implementing Brazil's Forest Code: a vital contribution to securing forests and conserving biodiversity. **Biodiversity and Conservation**. [S.L.], v. 20, p. 1621-1635, apr. 2021. Springer Science and Business Media LLC. <https://doi.org/10.1007/s10531-021-02159-x>

CALABONI, A., TAMBOSI, L.R., IGARI, A.T., FARINACI, J.S., METZGER, J.P., URIARTE, M. The forest transition in São Paulo, Brazil: historical patterns and potential drivers. **Ecology and Society**, Atlanta, v.24, n.4, np, 2018.

CALMON, Miguel et al. Emerging Threats and Opportunities for Large-Scale Ecological Restoration in the Atlantic Forest of Brazil. **Restoration Ecology**, [s.l.], v. 19, n. 2, p.154-158, mar. 2011. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1526-100x.2011.00772.x>.

CASTANHO, L. R. A. **Análise dos índices de produtividade pecuária exigidos pelo INCRA para as microrregiões de Avaré e Bragança Paulista, e sua relação com relevo**. set. 2008. Universidade de Sao Paulo, Agencia USP de Gestao da Informacao Academica (AGUIA). <http://dx.doi.org/10.11606/d.8.2008.tde-10112009-143737>.

CHAPE, S., HARRISON, J., SPALDING, M. & LYSENKO, I. 2005. **Measuring the extent and effectiveness of protected areas as naindicator for meeting global biodiversity targets**. Philos. Trans. R.Soc. Lond. 360 p. 443–455, <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2004.1592>

COSTA, Diego Pereira et al. Novas tecnologias e sensoriamento remoto: aplicação de uma oficina didática para a disseminação das potencialidades dos produtos e ferramentas do mabpiomas. **Sustainability, Agri, Food And Environmental Research**, [s.l.], 29 jul. 2018. UniversidadCatolica de Temuco. <http://dx.doi.org/10.7770/safer-v0n0-art1402>.

CRUZ, C.B.M., SOUZA, E.M.F.R., RICHTER, M., ROSÁRIO, L.S., ABREU, M.B., SPERLE, D. 2017. **Unidades de conservação no entorno da Bacia de Campos: análise da representatividade e distribuição espacial**. In: Lima, S.O.F., editora. Atlas de sensibilidade ambiental ao óleo: caracterização ambiental regional da Bacia de Campos, atlântico Sudoeste. Rio de Janeiro: Elsevier. Habitats, v. 9. p. 31-47.

DIRZO, R., YOUNG, H.S., GALETTI, M., CEBALLOS, G., ISAAC, N.J.B. & COLLEN, B. **Defaunation in the anthropocene**. *Science*, 345 (2014), pp. 401–406, <http://dx.doi.org/10.1126/science.1251817>

DONHA, A. G. et al. Determinação de Fragilidade Ambiental Utilizando Técnicas de Suporte à Decisão e SIG. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Campina Grande, v. 10, n. 1, p. 175-181, 2006.

DURIGAN, G; LEITÃO FILHO, H. F.; RODRIGUES, R. R. Phytosociology and structure of a frequently burnt cerrado vegetation in SE-Brazil. **Flora**, [s.i], p.153-160, 1994.
FILHO, B. S. S.; RODRIGUES, H. O.; COSTA, W. L. **Modelagem de Dinâmica Ambiental com Dinâmica EGO**. Belo Horizonte: 2009. 116 p.

FILHO, F. J. C. M. et al. Integrando SIG e USLE para Mapeamento da Perda de Solo em Área de Proteção Ambiental. **Revista Agrarian**, Dourados, v.7, n. 26, p. 552-559, 2014.

HJERT, C-J. 2006. **People vs. Wildlife: Buffer zones to integrate wildlife conservation and development?** Student Thesis, Huddinge: Institutionen for livsvetenskaper, 40 p., 2006.

HOSONUMA, N.; HEROLD, M.; DE SY, V.; DE FRIES, R.S.; BROCKHAUS, M.; VERCHOT, L.; ANGELSEN, A.; ROMIJN, E. An assessment of deforestation and forest degradation drivers in developing countries. *Environmental Research Letters*, vol. 7, no. 4, 2012. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/7/4/044009>.

IBGE (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA). 2010. **Indicadores de Desenvolvimento Sustentável**. Estudos e Pesquisas. Informações geográficas número sete. Disponível em:<[http://www. ibge.gov.br](http://www.ibge.gov.br)>. Acessado em 10 de junho de 2019.

GAVIOLI. F. R. O Impacto da Lei Florestal Brasileira na Instituição de Reservas Legais no Território Paulista: Um Estudo a partir dos Dados Públicos do Sistema de Cadastro Ambiental Rural. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**. [s.1], vol. 42, p. 160 – 179, dez. 2017.

INSTITUTO FLORESTAL. Inventário Florestal do Estado de São Paulo 2020: mapeamento da cobertura vegetal nativa. São Paulo: Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente do Estado de São Paulo, 2020. 40p. Disponível em: www.iflorestal.sp.gov.br

JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; TABARELLI, M.. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. **New Phytologist**, [s.1.], v. 204, n. 3, p.459-473, 10 set. 2014. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/nph.12989>.

JORGE, M. C. L. et al. Riqueza e Abundância de Pequenos Mamíferos em Ambientes de Carrado e Floresta, na Reserva Cerrado Pé-de-Gigante, Parque Estadual de Vassununga (Santa Rita do Passa Quatro, SP). **Naturalista**, São Paulo, p.287-302, 2001.

KIM, D.; SEXTON, J.O.; TOWNSHEND, J.R.; Tropics from the 1990S to the 2000's. *Geophysical Research Letters*, vol. 42, p. 3495–3501, 2015. Doi: <https://doi.org/10.1002/2014GL062777>.Received.

KLINK, C.A. & MACHADO, R.B. 2005. **Conservation of the Brazilian Cerrado**. *Conservation Biology*, v. 19, No 3, p. 707–713, <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00702.x>

LANG, S.; BLASCHKE, T. **Análise da paisagem com SIG**. São Paulo: Oficina de Textos, 2009.

LEITE, M.S., SILVA JUNIOR, J.A., CALABONI, A., IGARI, A.T. Socioeconomic factors and native vegetation cover in rural lands in São Paulo State. *Ambiente & Sociedade* [online]. 2020, v. 23 [Acessado 12 Janeiro 2022] , e03093. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/1809-4422asoc20170309r3vu2020L1AO>>.

LYNAGH, Fiona M.; URICH, Peter B.. A Critical Review of Buffer Zone Theory and Practice: A Philippine Case Study. **Society & Natural Resources**, [s.l.], v. 15, n. 2, p.129-145, fev. 2002. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/089419202753403319>.

MAPBIOMAS (Brasil) (Org.). **MapBiomass 4.0**. 2019. Disponível em: <<http://mapbiomas.org/o-que-e-o-mapbiomas>>. Acesso em: 04 dez. 2019.

MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S. A.; ENE, E. 2012. **FRAGSTATS v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps**. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Disponível em: <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>. Acesso em: 17 ago. 2021.

MENESES, P. R., & ALMEIDA, T. 2012. **Introdução ao processamento de imagens de sensoriamento remoto**. Brasília.

MENDONÇA, R.A.A., GHELIER-COSTA, C. O negligenciado Cerrado Paulista. *Revista Brasileira de Geografia*, Vol. 63, Nº. 1, 2018, págs. 129-155.

Millennium Ecosystem Assessment. 2005. **Ecosystems and human well-being: Synthesis**. Island Press, Washington, DC, World Resources Institute, 155 pp.

MIRANDA, E. E.; FONSECA, M. F. **Considerações Fitogeográficas e históricas Sobre o Bioma Cerrado no Estado de São Paulo**. Campinas: 2013. 30 p.

MISSIO, E. **Proposta Conceitual de Zoneamento Ecológico-Econômico para o município de Frederico Westphalen**. Dissertação (Doutorado) - Universidade Federal de São Carlos, Brasil, 2003.

MOLIN, P. G.; GERGEL, S. E.; SOARES-FILHO, B. S.; FERRAZ, S. F. B.. Spatial determinants of Atlantic Forest loss and recovery in Brazil. **Landscape Ecology**, [s.l.], v. 32,

n. 4, p.857-870, 2 fev. 2017. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10980-017-0490-2>.

MOLIN, P.G; CHAZDON, R.; FERRAZ, S.F.B.; BRANCALION, P. H. S. **A landscape approach for cost-effective large-scale forest restoration**. *Journal of Applied Ecology*, v..55 p. 2767-2778, 2018. Doi: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13263>

MORSELLO, C. 2001. **Áreas protegidas públicas e privadas: seleção e manejo**. São Paulo: Annablume, FAPESP, 1 ed. 343 p.

MYERS, N; MITTERMEIER, R. A.; M, C. G.; FONSECA, G. A. B. da; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, [S.L.], v. 403, n. 6772, p. 853-858, fev. 2000. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/35002501>.

NAUGHTON, L. **Collaborative land use planning: zoning for conservation and development in protected áreas**. *Tenure Brief, Estados Unidos*, n. 4, p. 1-16, 2007.

NETO, P. L.; LOYOLA, R. Biogeografia da conservação. In: ALMEIDA, E. A. B.; CARVALHO, C. J. B. (Org.). **Biogeografia da América do Sul: análise de tempo, espaço e forma**. 2. ed. Rio de Janeiro: Roca, 2016, p. 169-178.

PENDRILL, F.; PERSSON, U. M.; GODAR, J.; KASTNER, T.; MORAN, D.; SCHMIDT, S.; WOOD, R. Agricultural and forestry trade drives large share of tropical deforestation emissions. **Global Environmental Change**, vol. 56, no. p. 1–10, 2019. DOI 10.1016/j.gloenvcha.2019.03.002.

PESSOA, M.M.L.; CARVALHO, D.C.; SANTOS, J.M.; MAGALHÃES, L.M.s.. Landscape dynamics and its impacts in the Atlantic Forest area of Southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias - Brazilian Journal Of Agricultural Sciences**, [S.L.], v. 15, n. 1, p. 1-8, 30 mar. 2020. *Revista Brasileira de Ciencias Agrarias*. <http://dx.doi.org/10.5039/agraria.v15i1a6971>

PIVELLO, V. R.; CARVALHO, V. M. C.; LOPES, P. F.; PECCININI, A. A.; ROSSO, S.. Abundance and Distribution of Native and Alien Grasses in a. **Biotropica**, [S.L.], v. 31, n. 1, p. 71-82, mar. 1999. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7429.1999.tb00117.x>.

PROJETO MAPBIOMAS ALERTA – Versão 4.1 - **Sistema de Validação e Refinamento de Alertas de Desmatamento com Imagens de Alta Resolução**: <<https://mapbiomas.org/>>. Acessado em 18/03/2020.

REZENDE, C. L. et al. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 4, p. 208–214, 2018.

RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, [s.l.], v. 142, n. 6, p.1141-1153, jun. 2009. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>.

RYLANDS, A.B.; BRANDON, K. **Unidades de conservação brasileiras**. Megadiversidade, Belo Horizonte, v. 1, n. 1, p. 27-35, 2005.

SCHIPPER, J. et al. **The Status of the World's Land and Marine Mammals: Diversity, Threat, and Knowledge**. Science, [s.l.], v. 322, n. 5899, p.225-230, 10 out. 2008. American Association for the Advancement of Science (AAAS). <http://dx.doi.org/10.1126/science.1165115>.

SCUSSEL, C; ZOCHE, J. J.; LADWIG, N. I.; CONTO, D. . **Fragmentação florestal em área de Mata Atlântica no Sul do Brasil: uma análise baseada em métricas da paisagem**. Geografia Ensino & Pesquisa, [S.L.], v. 24, p. 45-46, 31 dez. 2020. Universidad Federal de Santa Maria. <http://dx.doi.org/10.5902/223649944383>.

SIQUEIRA, M. F.; DURIGAN, G. Modelagem da distribuição geográfica de espécies lenhosas de cerrado no Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Botânica**, [S.L.], v. 30, n. 2, p. 1-2, jun. 2007. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-84042007000200008>.

SOARES-FILHO, B. S.; CERQUEIRA, G. C.; PENNACHIN, C. L. Dinamica—a stochastic cellular automata model designed to simulate the landscape dynamics in an Amazonian colonization frontier. **Ecological Modelling**, [s.l.], v. 154, n. 3, p.217-235, set. 2002. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0304-3800\(02\)00059-5](http://dx.doi.org/10.1016/s0304-3800(02)00059-5).

TABARELLI, M. Challenges and opportunities for biodiversity conservation in the Brazilian Atlantic Forest. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 695-700, 2005.

TAMBOSI, L. R. **Análise da paisagem no entorno de três unidades de conservação: subsídios para a criação da zona de amortecimento**. 2008. Universidade de São Paulo, Agência USP de Gestão da Informação Acadêmica (AGUIA). <http://dx.doi.org/10.11606/d.41.2008.tde-18072008-163630>.

TUNDISI, J.G. Prefácio. In Santos JE, Moschini LE, Zannin EM 2010. **Faces da Polissemia da Paisagem: Ecologia, planejamento e percepção**.v.3. Rima, São Carlos.

UEZO, A.; BEYER, D. D.; METZGER, J. P. Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic Forest region. **Biodiversity and Conservation**, v. 17, n. 8, p. 1907-1922, 2008.

VALENTE, R. O. A. **Análise da Estrutura da Paisagem na Bacia do Rio Corumbataí, SP**. Dissertação (Doutorado) - Universidade de São Paulo, Brasil, 2001.

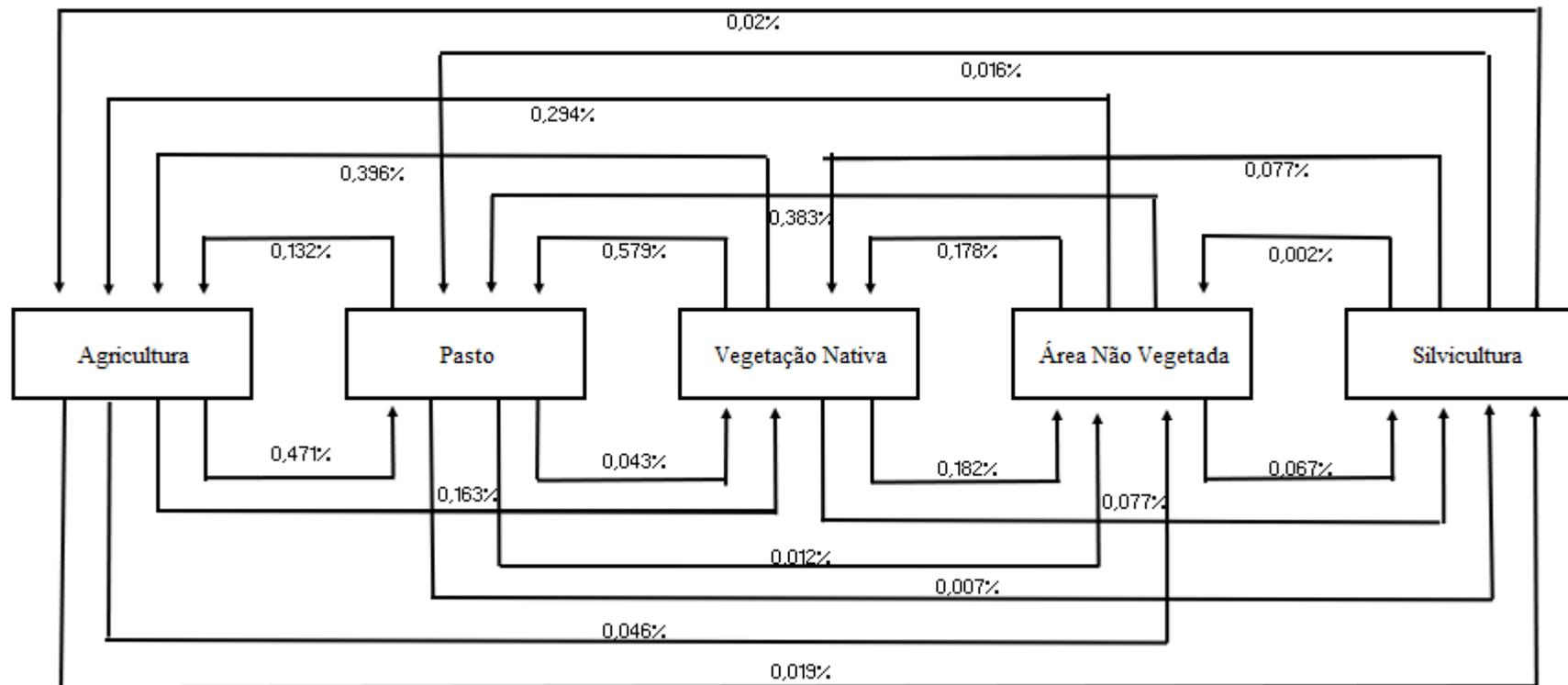
VITALLI, P.L.D.; ZAKIA, M. J. B.; DURIGAN, G. **Considerações sobre a Legislação Correlata à Zona-Tampão de Unidades de Conservação no Brasil**. In revista Ambiente & Sociedade, Campinas v XII, n. 1, p. 67-82, jan-jun. 2009.

VYNNE, C; BOOTH, R. K.; WASSER, S. K..**Physiological implications of landscape use by free-ranging maned wolves (Chrysocyonbrachyurus) in Brazil**. Journal OfMammalogy, [s.l.], v. 95, n. 4, p.696-706, 22 ago. 2014. Oxford University Press (OUP). <http://dx.doi.org/10.1644/12-mamm-a-247>

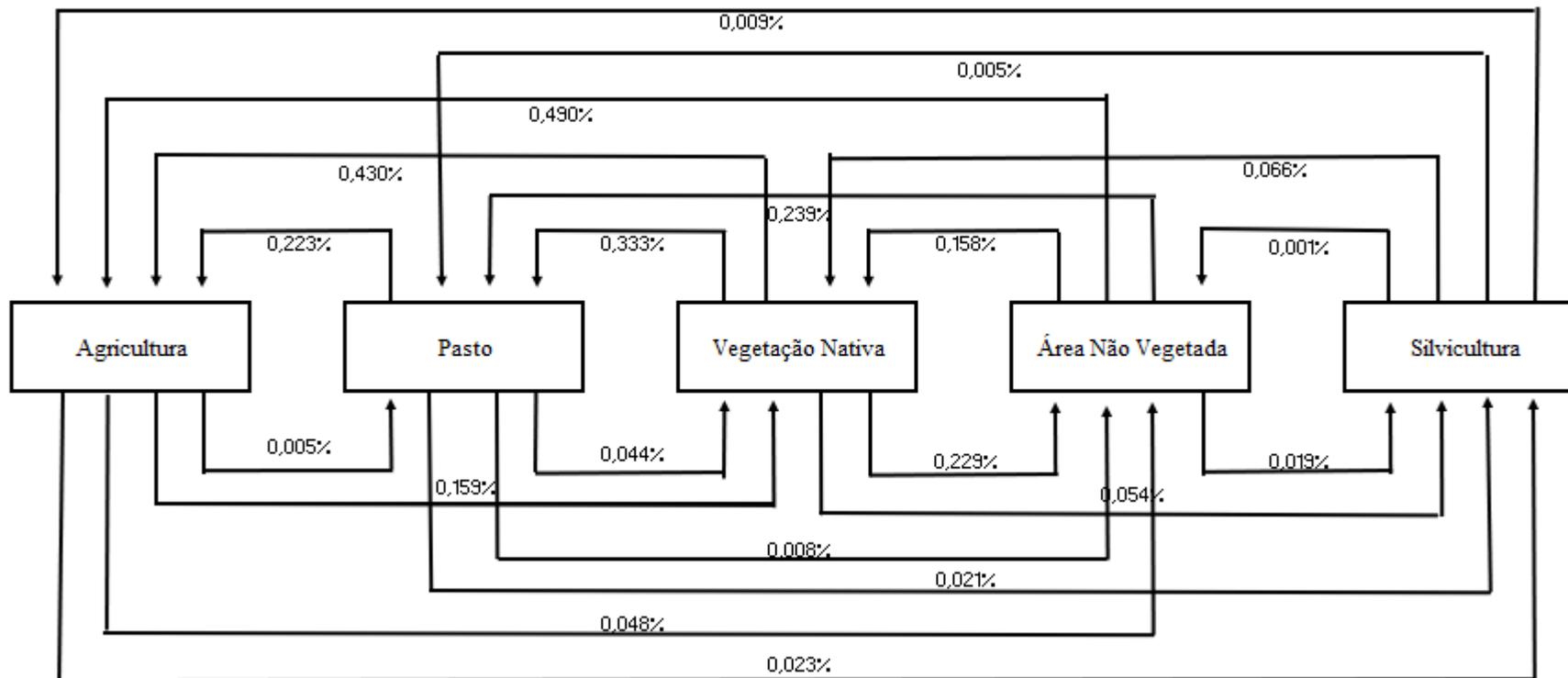
XAVIER, A.F., BOLZANI, B.M. & JORDÃO, S. 2008. **Unidades de Conservação da Natureza no estado de São Paulo in: Diretrizes para a Conservação e Restauração da Biodiversidade no estado de São Paulo**. Secretaria do Meio ambiente, São Paulo, Brasil.

7. ANEXOS

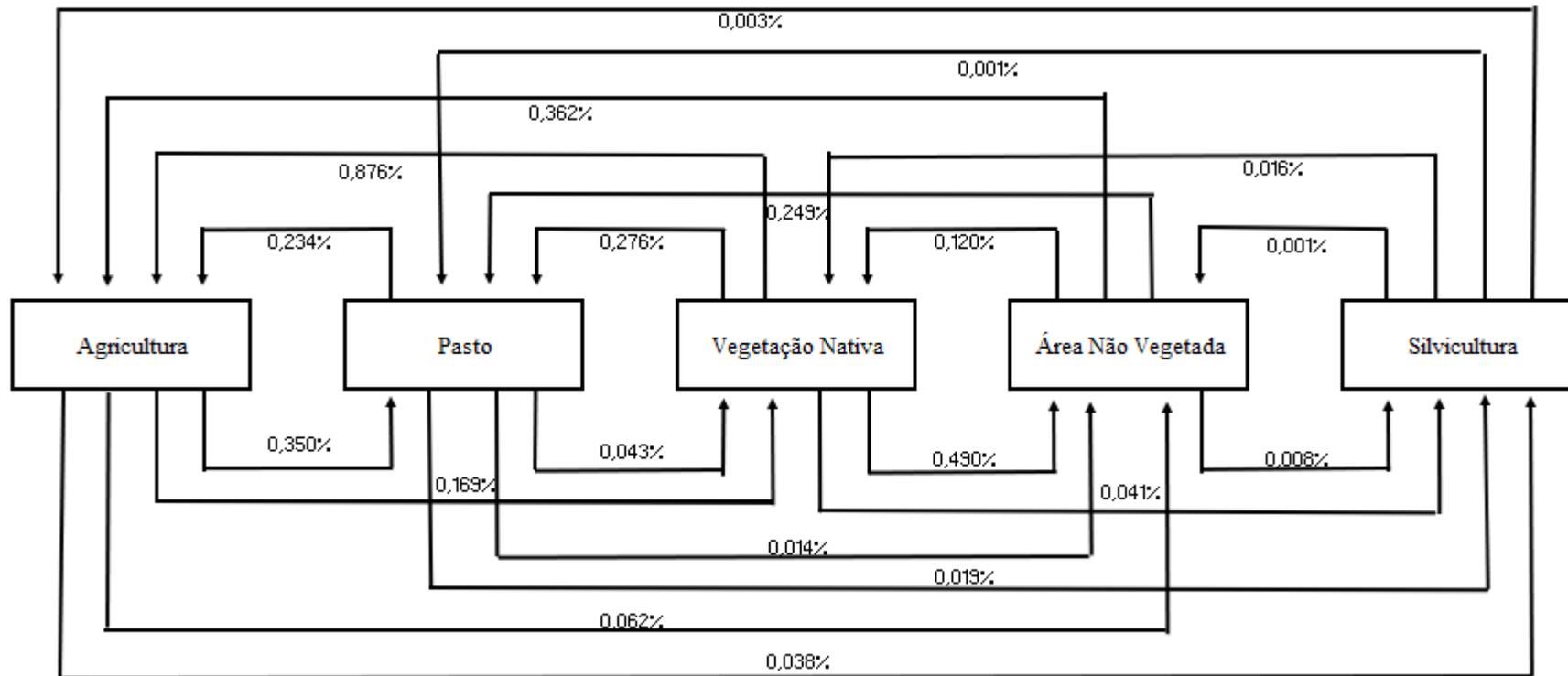
Anexo 1: Porcentagem da matriz de transição entre os usos e ocupações do solo entre os anos de 1988 e 1998.



Anexo 2: Porcentagem da matriz de transição entre os usos e ocupações do solo entre os anos de 1998 e 2008.



Anexo 3: Porcentagem da matriz de transição entre os usos e ocupações do solo entre os anos de 2008 e 2018.



Anexo 4: Classificação das 10 Melhores e 10 Piores Zonas de Amortecimento das Unidades de Conservação do Estado de São Paulo para o ano de 1988, ranqueadas de acordo com a porcentagem de área coberta por vegetação nativa. Sendo, **CA:** Área total de vegetação nativa na Zona de Amortecimento (m²); **PLAND:** Área total de vegetação nativa na Zona de Amortecimento (%); **NP:** Número de Fragmentos; **PD:** Densidade; **TCA:** Área nuclear total (m²); **CPLAND:** Área nuclear total (%); **PROX_MN:** Índice PROX médio da Zona de Amortecimento.

Conservação	Zona de Amortecimento	CA	PLAND	NP	PD	TCA	CPLAND	PROX_MN
Alta	PE Intervalas	175921	90,78	607	0,3132	162018	83,60	38140,87
Alta	PE Jurupara	105217	88,75	335	0,2826	94596	79,79	22067,76
Alta	RE Taquari	47038	88,32	47	0,0882	44992	84,48	16037,28
Alta	EE Xitue	7923	86,92	69	0,7570	7234	79,37	7577,98
Alta	PE Petar	130470	86,64	613	0,4071	114289	75,90	26645,82
Alta	RE Mandira	39800	83,92	56	0,1181	37325	78,70	18457,42
Alta	PNM Nascentes de Paranapiacaba	34283	83,13	150	0,3637	30257	73,37	26374,61
Alta	RDS Itapanhapima	40479	82,85	54	0,1105	38756	79,33	13288,59
Alta	PE Turístico Alto do Ribeira	118382	80,39	641	0,4353	104197	70,75	24094,36
Alta	RDS Lavras	33570	79,99	258	0,6148	28066	66,88	25125,38
Baixa	EE Mico Leão Preto	9478	6,50	572	0,3923	7131	4,89	45,44
Baixa	PNM Grota de Mirassol	1967	6,27	548	1,7475	597	1,90	9,59
Baixa	RE Lorena	1946	5,26	395	1,0670	837	2,26	11,44
Baixa	EE Noroeste Paulista	1855	5,11	572	1,5769	546	1,50	6,31
Baixa	EE Tupinambas	4409	4,34	73	0,0719	3734	3,68	775,83
Baixa	PE Fontes do Ipiranga	1214	3,52	165	0,4787	585	1,70	35,00
Baixa	ARIE Santa Genebra	1341	3,44	446	1,1441	364	0,93	6,19
Baixa	EE Paulo Faria	419	3,30	91	0,7157	188	1,48	3,51
Baixa	PE Morro do Diabo	868	3,24	149	0,5552	499	1,86	9,81

Conservação	Zona de Amortecimento	CA	PLAND	NP	PD	TCA	CPLAND	PROX_MN
Baixa	PE Ilha Bela	3208	3,13	191	0,1864	1790	1,75	109,62

Anexo 5: Classificação das 10 Melhores e 10 Piores Zonas de Amortecimento das Unidades de Conservação do Estado de São Paulo para o ano de 1998, ranqueadas de acordo com a porcentagem de área coberta por vegetação nativa. Sendo, **CA:** Área total de vegetação nativa na Zona de Amortecimento (m²); **PLAND:** Área total de vegetação nativa na Zona de Amortecimento (%); **NP:** Número de Fragmentos; **PD:** Densidade; **TCA:** Área nuclear total (m²); **CPLAND:** Área nuclear total (%); **PROX_MN:** Índice PROX médio da Zona de Amortecimento.

Conservação	Zona de Amortecimento	CA	PLAND	NP	PD	TCA	CPLAND	PROX_MN
Alta	PE Intervalas	174851	90,22	575	0,2967	160881	83,01	43550,20
Alta	PE Jurupara	105374	88,88	309	0,2606	94822	79,98	23258,60
Alta	RE Taquari	47095	88,42	45	0,0845	45195	84,86	14583,50
Alta	PE Petar	130811	86,87	536	0,3559	115158	76,47	23559,10
Alta	EE Xitue	7872	86,36	45	0,4937	7223	79,24	6459,43
Alta	RE Mandira	39896	84,12	60	0,1265	37617	79,31	15986,90
Alta	RDS Itapanhapima	40472	82,84	58	0,1187	38790	79,40	12646,80
Alta	PNM Nascentes de Paranapiacaba	33556	81,37	157	0,3807	29487	71,50	21902,20
Alta	PE Turístico Alto do Ribeira	119047	80,84	630	0,4278	105271	71,48	26161,80
Alta	RDS Lavras	32696	77,91	275	0,6553	27127	64,64	23554,90
Baixa	PNM Grota Mirassol	1899	6,06	513	1,6359	594	1,89	9,58
Baixa	EE Mico Leão Preto	8510	5,84	500	0,3430	6527	4,48	38,22
Baixa	FLONA Lorena	1720	4,65	375	1,0130	721	1,95	10,98
Baixa	EE Noroeste Paulista	1569	4,33	497	1,3702	451	1,24	5,59
Baixa	EE Tupinambas	4378	4,31	60	0,0591	3717	3,66	757,21
Baixa	EE Paulo Faria	418	3,29	90	0,7078	188	1,48	3,77
Baixa	PE Fontes do Ipiranga	1123	3,26	171	0,4961	534	1,55	37,61
Baixa	ARIE Santa Genebra	1265	3,24	444	1,1390	302	0,77	7,10
Baixa	PE Ilha Bela	3231	3,15	177	0,1728	1844	1,80	115,96

Conservação	Zona de Amortecimento	CA	PLAND	NP	PD	TCA	CPLAND	PROX_MN
Baixa	PE Morro do Diabo	845	3,15	168	0,6260	489	1,82	12,16

Anexo 6: Classificação das 10 Melhores e 10 Piores Zonas de Amortecimento das Unidades de Conservação do Estado de São Paulo para o ano de 2008, ranqueadas de acordo com a porcentagem de área coberta por vegetação nativa. Sendo, **CA:** Área total de vegetação nativa na Zona de Amortecimento (m²); **PLAND:** Área total de vegetação nativa na Zona de Amortecimento (%); **NP:** Número de Fragmentos; **PD:** Densidade; **TCA:** Área nuclear total (m²); **CPLAND:** Área nuclear total (%); **PROX_MN:** Índice PROX médio da Zona de Amortecimento.

Conservação	Zona de Amortecimento	CA	PLAND	NP	PD	TCA	CPLAND	PROX_MN
Alta	PE Intervales	173162	89,35	630	0,3251	159157	82,13	36945,10
Alta	PE Jurupara	105573	89,05	285	0,2404	95218	80,32	24376,40
Alta	EE Xitue	8083	88,68	34	0,3730	7385	81,02	8584,39
Alta	RE Taquari	46885	88,12	42	0,0789	44979	84,54	14062,10
Alta	PE Petar	128457	85,31	643	0,4270	112803	74,91	22594,60
Alta	RE Mandira	39663	83,63	49	0,1033	37369	78,79	19869,20
Alta	RDS Itapanhapima	40473	82,84	47	0,0962	38789	79,39	12261,20
Alta	PNM Nascentes de Paranapiacaba	34141	82,79	203	0,4923	29723	72,08	22974,80
Alta	PE Turistico Alto do Ribeira	116511	79,12	734	0,4984	102925	69,89	22792,20
Alta	PNM Morro do Ouro	29973	76,64	271	0,6930	24772	63,34	18519,40
Baixa	PE Ara	2710	7,38	613	1,6704	971	2,65	12,18
Baixa	PNM Grotta Mirassol	2020	6,44	480	1,5307	647	2,06	10,84
Baixa	EE Mico Leão Preto	8882	6,09	518	0,3553	6737	4,62	45,73
Baixa	EE Noroeste Paulista	1643	4,53	483	1,3316	477	1,32	6,75
Baixa	EE Tupinambas	4458	4,39	55	0,0542	3778	3,72	927,40
Baixa	EE Paulo Faria	443	3,49	92	0,7236	190	1,49	4,00
Baixa	PE Morro do Diabo	926	3,45	176	0,6558	527	1,97	17,39
Baixa	ARIE Santa Genebra	1341	3,44	415	1,0646	355	0,91	13,53
Baixa	PE Fontes do Ipiranga	1173	3,40	158	0,4584	586	1,70	44,23

Conservação	Zona de Amortecimento	CA	PLAND	NP	PD	TCA	CPLAND	PROX_MN
Baixa	PE Ilha Bela	3334	3,25	170	0,1659	1954	1,91	126,92

Anexo 7: Classificação das 10 Melhores e 10 Piores Zonas de Amortecimento das Unidades de Conservação do Estado de São Paulo para o ano de 2018. Sendo, **CA:** Área total de vegetação nativa na Zona de Amortecimento (m²); **PLAND:** Área total de vegetação nativa na Zona de Amortecimento (%); **NP:** Número de Fragmentos; **PD:** Densidade; **TCA:** Área nuclear total (m²); **CPLAND:** Área nuclear total (%); **PROX_MN:** Índice PROX médio da Zona de Amortecimento.

Conservação	Zona de Amortecimento	CA	PLAND	NP	PD	TCA	CPLAND	PROX_MN
Alta	PE Intervales	172784	89,16	735	0,3793	158634	81,86	32238,51
Alta	PE Jurupara	105095	88,65	293	0,2472	94681	79,87	21283,41
Alta	EE Xitue	8044	88,25	34	0,3730	7370	80,85	7776,41
Alta	RE Taquari	46831	88,02	44	0,0827	44875	84,34	17693,77
Alta	PE Petar	127906	84,94	784	0,5206	112130	74,46	18143,22
Alta	PNM Nascentes de Paranapiacaba	34643	84,01	163	0,3953	30608	74,22	25099,84
Alta	RE Mandira	39669	83,64	54	0,1139	37362	78,78	17616,50
Alta	RDS Itapanhapima	40399	82,69	44	0,0901	38733	79,28	14770,79
Alta	PE Turistico Alto do Ribeira	115766	78,61	871	0,5914	101941	69,22	20514,04
Alta	RDS Lavras	32933	78,47	259	0,6171	27073	64,51	24976,93
Baixa	PE Ara	2731	7,44	667	1,8176	930	2,53	11,96
Baixa	PNM Grotta Mirassol	2075	6,62	511	1,6295	643	2,05	14,67
Baixa	EE Mico Leão Preto	9397	6,45	666	0,4568	6872	4,71	37,63
Baixa	EE Noroeste Paulista	1736	4,78	506	1,3950	497	1,37	10,23
Baixa	EE Tupinambas	4501	4,43	41	0,0404	3808	3,75	1347,97
Baixa	PE Morro do Diabo	1014	3,78	210	0,7825	561	2,09	16,25
Baixa	ARIE Santa Genebra	1433	3,68	470	1,2057	368	0,94	10,40
Baixa	PE Fontes do Ipiranga	1201	3,48	180	0,5222	574	1,67	28,17
Baixa	PE Ilha Bela	3344	3,26	148	0,1445	2009	1,96	103,34

Conservação	Zona de Amortecimento	CA	PLAND	NP	PD	TCA	CPLAND	PROX_MN
Baixa	EE Paulo Faria	375	2,95	84	0,6607	160	1,25	3,36