

**ANÁLISE DAS MÉTRICAS DOS FRAGMENTOS
FLORESTAIS E DOS PADRÕES ESPACIAIS
MORFOLÓGICOS NO MUNICÍPIO DE SÃO PEDRO – SP**

**ANALYSIS OF FOREST FRAGMENT METRICS AND SPATIAL
MORPHOLOGICAL PATTERNS IN THE MUNICIPALITY OF
SÃO PEDRO - SP**

**Wilma Tavares Braga¹, Potira Meirelles Hermuche¹,
Renato Fontes Guimarães¹, Osmar Abílio de Carvalho Júnior¹,
Sandro Nunes de Oliveira¹, Roberto Arnaldo Trancoso Gomes¹**

¹Universidade de Brasília, Departamento de Geografia
Laboratório de Sistemas de Informações Espaciais, Campus Universitário Darcy
Ribeiro, Asa Norte, 70.910-900, Brasília, DF, Brasil.
{wilmatavares, sandrogea}@gmail.com
{potira, renatofg, osmarjr, robertogomes}@unb.br

Recebido 31 de Março de 2016, aceito 13 de Março de 2018

RESUMO: A fragmentação florestal é o processo no qual um habitat original e contínuo é dividido em fragmentos com diferentes graus de isolamento proveniente de fatores naturais ou antrópicos, causando prejuízos ao meio ambiente como alterações no microclima, deterioração da qualidade de vida das populações, degradação dos recursos naturais, perda de habitats, biodiversidade e serviços ecossistêmicos. Esta pesquisa tem como objetivo analisar os fragmentos florestais remanescentes na Alta bacia hidrográfica do rio Jacaré-Pepira, localizado no município de São Pedro (SP), usando métricas da paisagem e *Morphological Space Pattern Analysis* (MSPA). A metodologia adotou os seguintes passos: (a) mapeamento dos fragmentos florestais, (b) delimitação das áreas de proteção de acordo com Lei 12.651/12, (c) obtenção das métricas de fragmentação da paisagem, (d) análise do padrão espacial morfológico. As métricas tradicionais

da paisagem foram obtidas a partir do processamento no software *Patch Analyst*. A verificação da funcionalidade ambiental das Áreas de Preservação Permanente (APP) considerou quatro cenários de MSPA a partir de diferentes larguras de borda, entre 1 e 40 metros. Os resultados mostraram uma intensa fragmentação das APPs com reduzida conectividade entre elas. A MSPA demonstrou a eficiência das APPs como conectores de acordo com a sua largura e o estado de conservação da vegetação nativa.

Palavras-chave: Fragmentação, Mata Atlântica, Métricas da Paisagem, Análise de Padrões Espaciais Morfológicos.

ABSTRACT: Forest fragmentation is the process that divides an original and continuous habitat into fragments with different degrees of isolation from natural or man-made causes, producing environmental losses such as: microclimate alterations, deterioration of the population's quality of life, degradation of natural resources, habitat loss, biodiversity and ecosystem services. This research aimed to analyze the remaining forest fragments in the Upper Jacaré-Pepira basin, located in the municipality of São Pedro (SP), using landscape metrics and the Morphological Space Pattern Analysis (MSPA). The methodology adopted the following steps: (a) mapping of forest fragments; (b) delimitation of protected areas according to Law 12.651/12; (c) obtaining landscape fragmentation metrics; and (d) application of the MSPA metrics. The verification of the environmental functionality of the Permanent Preservation Areas (APP) considered four MSPA scenarios from different buffer widths, between 1 and 40 meters. The results demonstrated very fragmented APPs and with little connectivity between them. MSPA demonstrated the efficiency of APPs as connectors according to their width and conservation status of native vegetation.

Keywords: Fragmentation, Atlantic Forest, Landscape Metrics, Morphological Spatial Pattern Analysis.

INTRODUÇÃO

A fragmentação florestal subdivide um habitat contínuo, provocando isolamento devido à fatores naturais (morros, lagos etc) ou antrópicos (extração florestal, queimadas, exploração agropecuária, urbanização)(HERNÁNDEZ *et al.*, 2014), causando prejuízos ao meio ambiente, tais como alterações no microclima, deterioração da qualidade de vida das populações, degradação dos recursos naturais, perda de habitats, biodiversidade e serviços ecossistêmicos, entre outros (FOLEY *et al.*, 2005; NETTESHEIM *et al.*, 2010; MYERS, 1987). A capacidade de dispersão das espécies depende da conectividade funcional da paisagem circundante (VANDERMEER e CARVAJAL, 2001; NOWAKOWSKI *et al.*, 2012), sendo determinada pela ligação estrutural e a capacidade comportamental e fisiológica dos organismos se moverem entre os fragmentos de vegetação. De maneira geral, o aumento ou a manutenção da conectividade da paisagem pode reduzir a extinção de espécies (VIANA e PINHEIRO, 1998).

A Mata Atlântica é a segunda maior área de floresta tropical úmida na América do Sul, sendo composta por diversas fitofisionomias e ecossistemas associados (OLIVEIRA-FILHO e FONTES, 2000). Esse bioma hospeda milhares de espécies endêmicas e tem sido reconhecido internacionalmente como um dos principais *hotspots* de biodiversidade mundiais para conservação (MYERS *et al.*, 2000, MITTERMEIER *et al.*, 2005; FISHER e CHRISTOPHER, 2007). No entanto, esse ecossistema foi o mais desmatado no território brasileiro, estando entre as florestas tropicais mais ameaçadas do mundo (REIS *et al.*, 2003, RIBEIRO *et al.*, 2009, COLOMBO e JOLY, 2010). O processo de exploração e extração da Mata Atlântica vem desde a colonização do Brasil, com a extração do pau-brasil e a sua substituição por plantações de cana-de-açúcar, de café, de cacau e a implantação da pecuária. Desta forma, este patrimônio natural brasileiro vem sendo perdido em função do crescimento das ações antrópicas (JOLY *et al.*, 2008).

Atualmente, muitos remanescentes de Mata Atlântica existem em forma de pequenos fragmentos isolados e dispersos em uma matriz de assentamentos humanos, pastagens, plantações e estradas (RANTA *et al.*, 1998, TABARELLI *et al.*, 2005; RIBEIRO *et al.*, 2009). Os maiores fragmentos estão localizados em áreas com terreno íngreme, onde a ocupação humana torna-se particularmente difícil (SILVA *et al.*, 2007). Nesse contexto, a elaboração de modelos de preservação e conservação que dependem de informações sobre a forma e a distribuição dos remanescentes florestais é necessária devido ao ritmo acelerado das alterações (PARDINI *et al.*, 2005), fazendo com que os estudos de quantificação, localização espacial e avaliação do grau de fragmentação florestal sejam condições básicas para a implantação de políticas preservacionistas (MARQUES, 2004; OLIVEIRA, 2017a, b).

A análise de fragmentação da paisagem adota diferentes métricas que descrevem e quantificamos padrões espaciais dos fragmentos, considerando os atributos de área, densidade, tamanho, variabilidade, borda e forma. Essas métricas, associadas à aplicação da legislação ambiental, contribuem e auxiliam na gestão da conservação, determinando, assim, áreas de relevância para a conservação (PIROVANI, 2014).

O presente trabalho tem como objetivo mapear e analisar a fragmentação florestal na porção da alta bacia hidrográfica Jacaré-Pepira localizada no município de São Pedro (SP). Neste propósito, busca-se avaliar a funcionalidade das áreas de proteção ambiental e a importância da manutenção de corredores ecológicos considerando as métricas de fragmentos florestais, Áreas de Preservação Permanente (APP) descritas na legislação brasileira, classificação morfológica e simulação de cenários.

ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo está localizada na alta bacia Jacaré-Pepira, inserida no município de São Pedro, porção centro-sul do Estado de São Paulo (**Figura 1**). Conforme a classificação de Köppen, o clima é Cwa, mesotérmico úmido, caracterizado pelo clima tropical chuvoso com inverno seco e mês mais frio com temperatura média superior a 18°C (FACINCANI, 1995). Esta região constitui em uma zona de remanescente de Mata Atlântica, na qual a vegetação é classificada como Floresta Estacional Semidecidual, onde a maioria das árvores perde boa parte das suas folhas no período seco (IBGE, 1993). Essa formação é caracterizada por apresentar um dossel não perfeitamente contínuo (irregular), entre 15 e 20 m de altura, com presença de árvores emergentes de até 25-30 m de altura, podendo ser observado nos extratos superiores a predominância de algumas famílias tais como: Anacardiaceae, Bombacaceae, Caesalpiniaceae, Mimosaceae, Apocynaceae, Fabaceae, Lecythidaceae e Lauraceae (RODRIGUES, 1999).

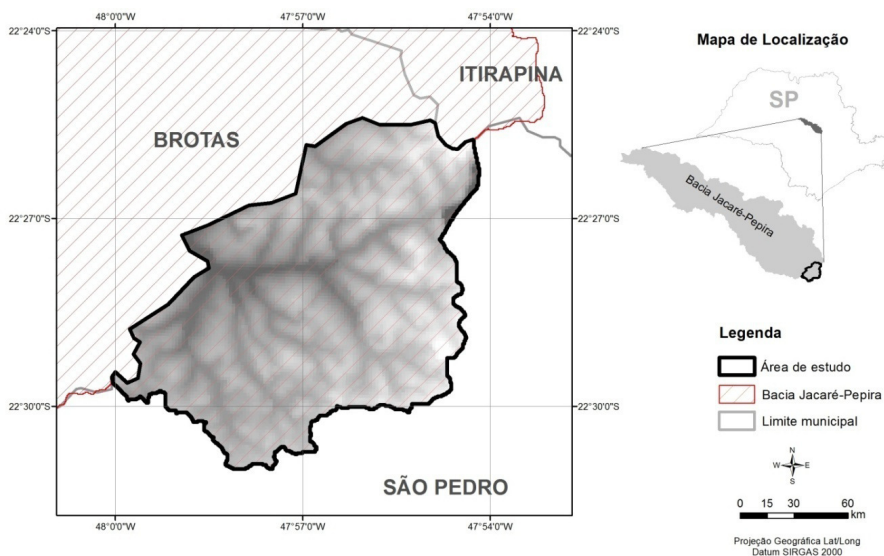


Figura 1 - Localização da área de estudo.

MATERIAL E MÉTODOS

Mapeamento dos fragmentos vegetais e das áreas de proteção ambiental

Para o mapeamento dos fragmentos florestais foram utilizadas fotografias aéreas e ortofotos de alta resolução espacial do ano de 2010/2011, cedidas pela Empresa Paulista de Planejamento Metropolitano (EMPLASA) através do Contrato de Licença e Uso - CLU nº 073/15 do Projeto de Atualização Cartográfica do Estado de São Paulo. As fotografias foram obtidas com as câmeras da Ultracam, modelo X e XP, com resolução espacial de 0,45 metros. A delimitação dos fragmentos florestais e áreas reflorestadas foi feita por interpretação visual na escala 1:1.500, considerando as características de textura e padrão de sombreamento. As áreas de reflorestamento caracterizavam-se por uma textura homogênea e um sombreamento definido em padrões lineares, enquanto as áreas naturais se distinguíam por possuir maiores variações de textura.

As drenagens e nascentes foram vetorizadas no programa ArcGis 10.1 e foi definida uma área tampão de 30 metros e 50 metros, respectivamente, delimitando as APPs conforme a Lei 12.651 (novo Código Florestal Brasileiro), de 2012. O cruzamento entre os mapas de fragmentos florestais de vegetação nativa e o mapa de APPs foi realizado para avaliação do grau de preservação atual das APPs na área de estudo.

Análise das métricas tradicionais

As métricas tradicionais da fragmentação florestal foram calculadas pela extensão *Patch Analyst 5.0* do programa Arcgis 10.1 (REMPEL *et al.* 2012). As métricas de área são básicas para a análise da paisagem, sendo composta por área de classe (CA) e área total (TLA). As métricas de densidade, tamanho e variabilidade descrevem a configuração da paisagem, são elas: número de fragmentos (Nump), tamanho

médio dos fragmentos (MSP), desvio padrão do tamanho dos fragmentos (PSSD) e coeficiente de variação do tamanho do fragmento (PSCoV).

As métricas de borda são parâmetros importantes por reduzir a área efetiva do fragmento, afetando a dinâmica populacional de determinadas espécies e alterando as condições internas do fragmento (intensidades de vento, iluminação solar e alterações do microclima) (SAMPAIO & SCARIOT, 2011). Os dois índices de borda utilizados são: borda total (TE), que expressa o tamanho da borda da classe em metros, e densidade de borda (ED), que mostra a relação entre a extensão da borda por hectare.

As métricas de forma permitem uma análise da vulnerabilidade dos fragmentos e das relações entre fragmentos. As métricas de forma utilizadas são: índice de forma média (MSI), índice de forma média ponderada pela área (AWMSI), dimensão fractal da mancha média (MPFD), somatório da razão perímetro/área dividido pelo número de fragmentos (MPAR), complexidade dos fragmentos (AWMPF), média da quantidade de borda por fragmento (MPE) e mediana do tamanho do fragmento (medPS) (VIANA e PINHEIRO, 1998).

Similarmente ao trabalho de Oliveira *et al.* (2017a), foram simulados 4 cenários em dois contextos diferentes (presença ou não de reflorestamento):

- (a) Cenário 1 - remanescentes de vegetação nativa preservada;
- (b) Cenário 2 - remanescentes de vegetação nativa preservada + APP recuperada (simulação);
- (c) Cenário 3 (cenário atual) - remanescentes de vegetação nativa preservada + área reflorestada (cenário atual) e;
- (d) Cenário 4 - remanescentes de vegetação nativa preservada + área reflorestada + APP recuperada (simulação).

O aumento percentual das métricas nos cenários foi calculada com base na equação $((\text{Valor Final} - \text{Valor Inicial}) * 100) / \text{Valor Inicial}$.

Análise do Padrão Espacial Morfológico

A Análise de Padrões Espaciais Morfológicos (*Morphological Spatial Pattern Analysis – MSPA*) foi realizada no programa GUIDOS (VOGT e RIITTERS, 2017). O método utiliza operadores matemáticos a partir de imagens binárias (florestais e não florestais) e a análise subdivide os remanescentes florestais em sete classes: núcleo, ilha, laço, ponte, borda, perfuração e ramificação.

Os núcleos (*core*) são o interior da área de interesse excluindo a área complementar. As ilhas (*islet*) são as áreas pertencentes à área de interesse disjunta e que são muito pequenas para possuírem um núcleo. Os laços (*loop*) e as pontes (*bridge*) são os chamados conectores, pois pertencem à área de interesse que se conectam com os núcleos. Os laços conectam dentro da mesma área de núcleo, enquanto as pontes conectam duas áreas de núcleo diferentes, formando os corredores.

As classes perfuração (*perforation*) e borda (*edge*) determinam os limites da área de núcleo e por isso são de fronteira. As perfurações são regiões que estão começando a ter um uso dentro de uma área núcleo, fator que demonstra o quanto intenso está sendo o uso na área. As bordas são os limites externos da área núcleo. Os pixels não pertencentes a nenhuma das categorias são chamados de ramo (*branch*).

As alterações bióticas e abióticas de um fragmento ocorrem principalmente nas bordas, influenciando a estrutura da vegetação e as comunidades de animais (OLIFIERS & CERQUEIRA, 2006). No cálculo dos atributos da MSPA

foram utilizadas 5 larguras de borda para cada cenário – 1m (real), 10m, 20m, 30m e 40m.

RESULTADOS

Resultados das métricas tradicionais de fragmentação

O mapa de fragmentos florestais de vegetação nativa evidenciou que a maior parte dos remanescentes de Mata Atlântica na área de estudo encontra-se dispersa e desconectada (**Figura 2**). Além disso, comprovou-se uma alta taxa de degradação das APPs.

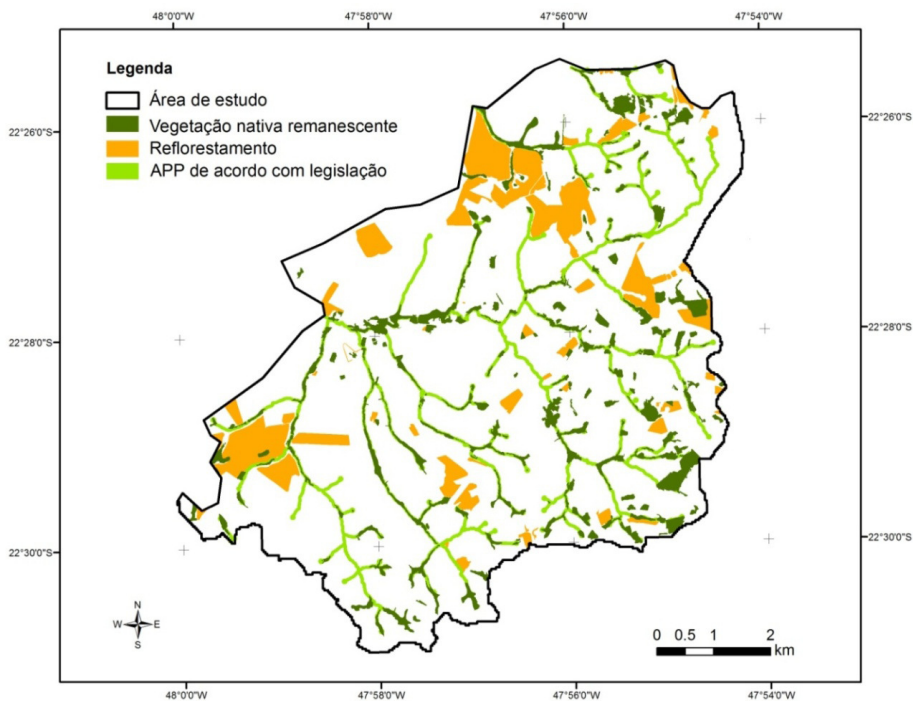


Figura 2 - Mapa de fragmentos de vegetação nativa e reflorestamento na área de estudo.

A **Tabela 1** apresenta os valores das métricas tradicionais dos fragmentos para os cenários 1 e 2. A comparação entre os dois cenários mostrou que a área de vegetação nativa teria um incremento de 74,3% se as APPs estivessem recuperadas de acordo com a legislação vigente. O número de fragmentos isolados seria menos da metade e seu tamanho médio aumentaria em mais de 300%. A borda total aumentaria em aproximadamente 30%, assim como a densidade de borda dos fragmentos.

Os cenários 3 (cenário atual) e 4 indicaram aumento de cobertura vegetal em aproximadamente 30% (Tabela 2). O número de fragmentos também diminuiria em 60%, com tamanho médio aumentando em mais de 230%. A borda total teria um incremento de 20%, com densidade de borda aumentando em 14%.

Resultados das simulações usando MSPA

A **Tabela 3** apresenta os resultados da MSPA nos cenários 1 e 2, ilustrados na **Figura 3**. No Cenário 1, as áreas núcleo representaram 95,56% da área total da classe no *buffer* de 1 metro, decaindo para 10,19% com *buffer* de 40m. As porcentagens de ilhas variaram de forma crescente com o aumento da dimensão da borda: 0% (1m), 0,21% (10 m); 2,65% (20 m), 8,43% (30m) e 24,55% (40m), assim como os laços e ramos. As pontes, que inexistiam para uma borda de 1 m, passaram a representar 5,85% da área da classe com borda de 40m (menor frequência, mas com tamanhos maiores). O aumento da dimensão da borda ocasionou no cenário 2 o mesmo comportamento anterior de diminuição dos núcleos além do aumento em porcentagem das ilhas, laços, pontes e ramos.

Tabela 1: Métricas tradicionais dos fragmentos referentes aos cenários 1 e 2.

MÉTRICAS	SIGLA	CENÁRIO 1	CENÁRIO 2	Aumento percentual (%)
MÉTRICAS DE ÁREA (COMPOSIÇÃO)				
Área da classe (ha)	CA	472,9	824,3	74,3
MÉTRICAS DE DENSIDADE, TAMANHO E VARIABILIDADE (CONFIGURAÇÃO)				
Número de fragmentos	NumP	206	78	-62,1
Tamanho médio dos fragmentos (ha)	MSP	2,3	10,53	360,3
Desvio padrão do tamanho do fragmento (ha)	PSSD	3,4	72,73	2041,1
Coefficiente de variação do tamanho do fragmento (%)	PSCoV	1484	688,5	365
MÉTRICAS DE BORDA (CONFIGURAÇÃO)				
Borda total (m)	TE	197.605,3	256.255,4	29,6
Densidade de borda (m/ha)	ED	29,6	36,5	23,1
MÉTRICAS DE FORMA (CONFIGURAÇÃO)				
Índice de forma média	MSI	2,0	2,4	17,3
Índice de forma média ponderado pela área	AWMSI	2,4	17,4	602,5
Dimensão fractal da mancha média	MPFD	1,3	1,3	-2,3
Somatório da razão perímetro/área dividido pelo número de fragmentos	MPAR	29.318,7	76.352,6	160,4
Complexidade dos fragmentos	AWMPFD	1,4	1,5	9
Média da quantidade de borda por fragmento (m/fragmento)	MPE	959,2	3.285,3	242,4
Mediana do tamanho do fragmento (ha)	MedPS	1,0	0,7	-32,9

Tabela 2: Métricas tradicionais dos fragmentos referentes aos cenários 3 e 4.

MÉTRICAS	SIGLA	CENÁRIO 3	CENÁRIO 4	Aumento percentual (%)
MÉTRICAS DE ÁREA (COMPOSIÇÃO)				
Área da classe (ha)	CA	1.035,9	1.382,3	33,4
MÉTRICAS DE DENSIDADE, TAMANHO E VARIABILIDADE (CONFIGURAÇÃO)				
Número de fragmentos	NumP	231	91	-60,6
Tamanho médio dos fragmentos (ha)	MSP	4,5	15,1	238,7
Desvio padrão do tamanho do fragmento (ha)	PSSD	11,5	115,8	907
Coefficiente de variação do tamanho do fragmento (%)	PSCoV	256,5	762,6	197,3
MÉTRICAS DE BORDA (CONFIGURAÇÃO)				
Borda total (m)	TE	264.198,7	317.795,9	20,2
Densidade de borda (m/ha)	ED	36,5	41,9	14,7
MÉTRICAS DE FORMA (CONFIGURAÇÃO)				
Índice de forma média	MSI	2	2,2	11,5
Índice de forma média ponderado pela área	AWMSI	2,3	17,2	647
Dimensão fractal da mancha média	MPFD	1,3	1,3	-2,4
Somatório da razão perímetro/área dividido pelo número de fragmentos	MPAR	26.165,3	65.479,7	150,2
Complexidade dos fragmentos	AWMPFD	1,3	1,5	10,8
Média da quantidade de borda por fragmento (m/fragmento)	MPE	1.143,7	3.492,2	205,3
Mediana do tamanho do fragmento (ha)	MedPS	1,4	1,1	-21,2

Quando comparados os cenários 1 e 2, em uma simulação com as APPs recuperadas (**Tabela 4**), os resultados mostram decréscimo de até 90% na quantidade de ilhas a partir de um *buffer* de 20 metros. Com 30 metros de dimensão de borda, o número de pontes aumentaria 350%, assim como a quantidade de ramos decresceria em aproximadamente 72%.

Tabela 2: Estatística dos atributos da análise dos padrões morfológicos nos cenários 1 e 2 (sem presença de reflorestamento)

Contexto	Cenário	Tamanho de borda (<i>buffer</i>)	Classe de fragmento (% em relação à área total do cenário/Frequência)						
			Núcleo	Ilha	Perfuração	Borda	Laço	Ponte	Ramo
SEM REFLORESTAMENTO	Cenário 1	1 metro	94,8/202	0/0	0/0	5,18/204	0/0	0/0	0,02/726
		10 metros	59,62/409	0,21/5	0/0	36,31/283	0/0	0,9/218	2,96/3817
		20 metros	34,09/310	2,65/34	0/0	46,59/234	0,08/9	4,2/266	12,39/3519
		30 metros	19,21/243	8,43/72	0/0	44,23/164	0,02/5	5,78/248	22,33/2281
		40 metros	11,25/138	24,55/122	0/0	34,16/98	0,32/8	5,85/147	23,88/1323
	Cenário 2	1 metro	96,1/74	0/0	0,05/8	3,84/81	0/0	0/0	0,01/470
		10 metros	68,09/128	0/0	0,39/4	30,57/98	0,01/13	0,12/53	0,83/2595
		20 metros	40,27/111	0,24/6	0,62/1	55,48/83	0,16/35	0,26/76	2,97/4553
		30 metros	15,31/723	1,59/26	0/0	51,01/299	0,02/8	26,03/904	6,04/8093
		40 metros	7,86/229	3,34/41	0/0	31,6/180	0,34/19	49,83/523	7,02/2457

Tabela 3: Diferença percentual das classes de fragmentos do cenário 2 em relação ao cenário 1

Classe de fragmento	Núcleo (%)	Ilha (%)	Perfuração (%)	Borda (%)	Laço (%)	Ponte (%)	Ramo (%)
1 metro	+1.4	0	-	-25.8	-	-	-50
10 metros	+14.2	-100	-	-15.8	-	-86.6	-71.9
20 metros	+18.1	-90.9	-	+19.0	+100	-93.8	-76.0
30 metros	-20.3	-81.1	-	+15.3	-	+350.3	-72.9
40 metros	-30.1	-86.4	-	-7.5	+6.25	+751.8	-70.6

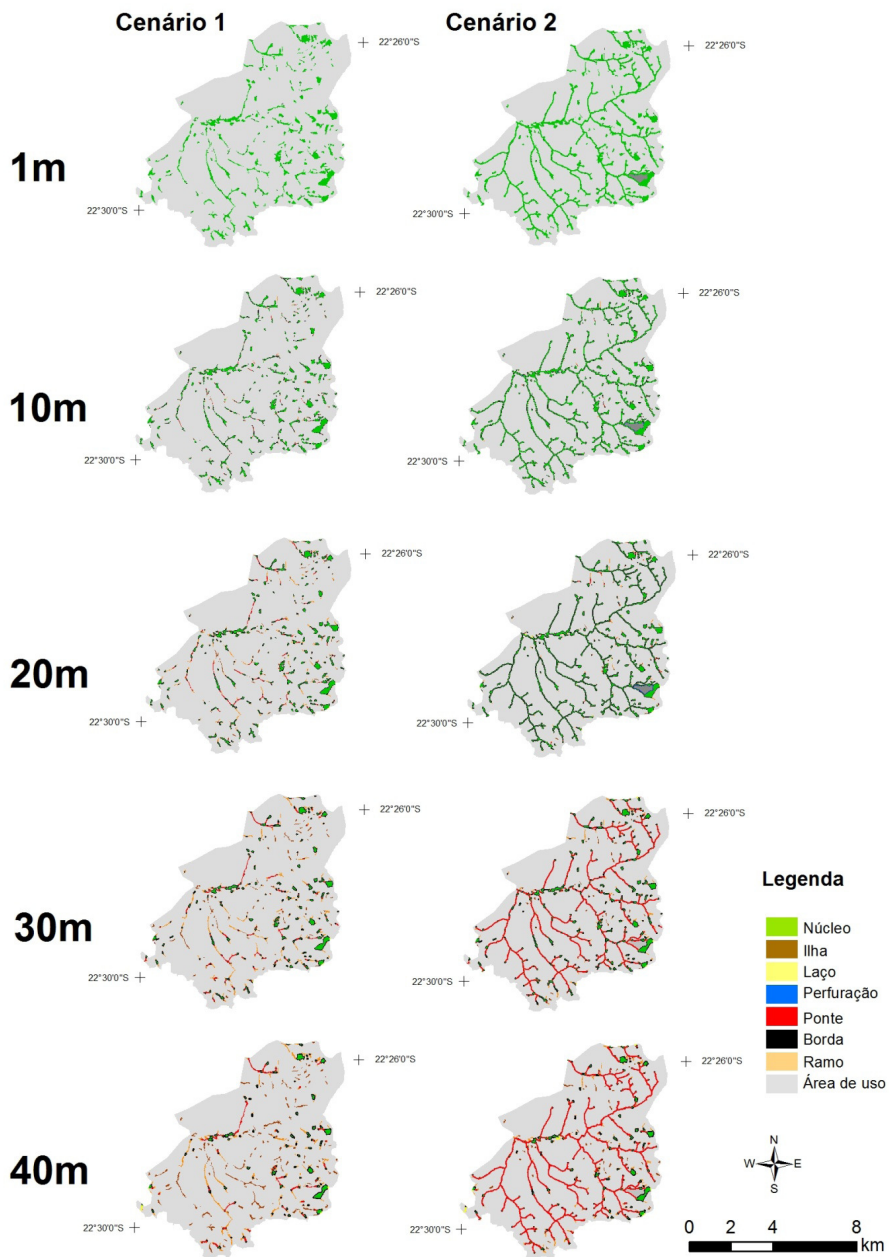


Figura 3 -Efeito da variação a partir da largura do buffer da MSPA nos cenários 1 e 2.

A **Tabela 4** apresentam os resultados da MSPA para os cenários 3 e 4. Pode-se observar que, assim como ocorreu nos cenários anteriores, nos cenários 3 e 4 o número de áreas-núcleo decresce à medida que aumenta o *buffer*. Quando consideradas as áreas de reflorestamento existentes, a presença de APP recuperada diminuiria em até 84% o número de ilhas e aproximadamente 60% o número de ramos (**Tabela 5**). A quantidade de borda, com um *buffer* de 20 metros, aumentaria em 25% e a quantidade de pontes chegaria a um acréscimo de mais de 800%. A Figura 4 ilustra esses resultados.

Tabela 4: Estatística dos atributos da análise dos padrões morfológicos nos cenários 3 e 4 (com presença de reflorestamento).

Contexto	Cenário	Tamanho de borda (<i>buffer</i>)	Classe de fragmento						
			(% em relação à área total do cenário/Frequência)						
			Núcleo	Ilha	Perfuração	Borda	Laço	Ponte	Ramo
COM REFLORESTAMENTO	Cenário 3	1 metro	96,85/228	0/0	0,02/3	3,12/236	0/0	0/0	0,01/854
		10 metros	75,31/440	0,18/6	0,14/1	22,55/311	0/0	0,41/225	1,40/4410
		20 metros	58,11/338	1,33/36	0/0	32,68/263	0,04/30	1,97/297	5,86/4334
		30 metros	46,09/274	3,95/73	0/0	36,33/195	0,11/35	2,85/285	10,67/3160
		40 metros	37,6/177	10,42/117	0/0	36,20/137	0,20/39	3,06/213	12,52/2248
	Remanescentes de vegetação nativa preservada + área reflorestada (cenário atual)	1 metro	97,14/87	0/0	0,08/32	2,77/107	0/0	0/0	0,01/587
		10 metros	76,6/144	0,06/1	0,63/20	22,09/118	0,01/25	0,07/60	0,54/3121
		20 metros	56,06/130	0,25/8	0,58/7	40,9/103	0,10/78	0,22/121	1,90/5194
		30 metros	37,39/755	0,98/26	0/0	42,62/310	0,08/36	14,96/997	3,96/8743
		40 metros	29,25/276	1,62/36	0/0	34,50/214	0,22/41	29,19/663	5,22/3261
	Cenário 4	1 metro	97,14/87	0/0	0,08/32	2,77/107	0/0	0/0	0,01/587
	Remanescentes de vegetação nativa preservada + área reflorestada + APP recuperada (simulação)	10 metros	76,6/144	0,06/1	0,63/20	22,09/118	0,01/25	0,07/60	0,54/3121
		20 metros	56,06/130	0,25/8	0,58/7	40,9/103	0,10/78	0,22/121	1,90/5194
		30 metros	37,39/755	0,98/26	0/0	42,62/310	0,08/36	14,96/997	3,96/8743
		40 metros	29,25/276	1,62/36	0/0	34,50/214	0,22/41	29,19/663	5,22/3261

Tabela 5: Diferença percentual das classes de fragmentos do cenário 4 em relação ao cenário 3

Classe de fragmento	Núcleo (%)	Ilha (%)	Perfuração (%)	Borda (%)	Laço (%)	Ponte (%)	Ramo (%)
1 metro	+0.30	0	+300.00	-11.22	0	0	0.00
10 metros	+1.71	-66.67	+350.00	-2.04	0	-82.93	-61.43
20 metros	-3.53	-81.20	0	+25.15	+150.00	-88.83	-67.58
30 metros	-18.88	-75.19	0	+17.30	-27.27	+424.91	-62.89
40 metros	-22.34	-84.45	0	-4.70	+10.00	+853.92	-58.31

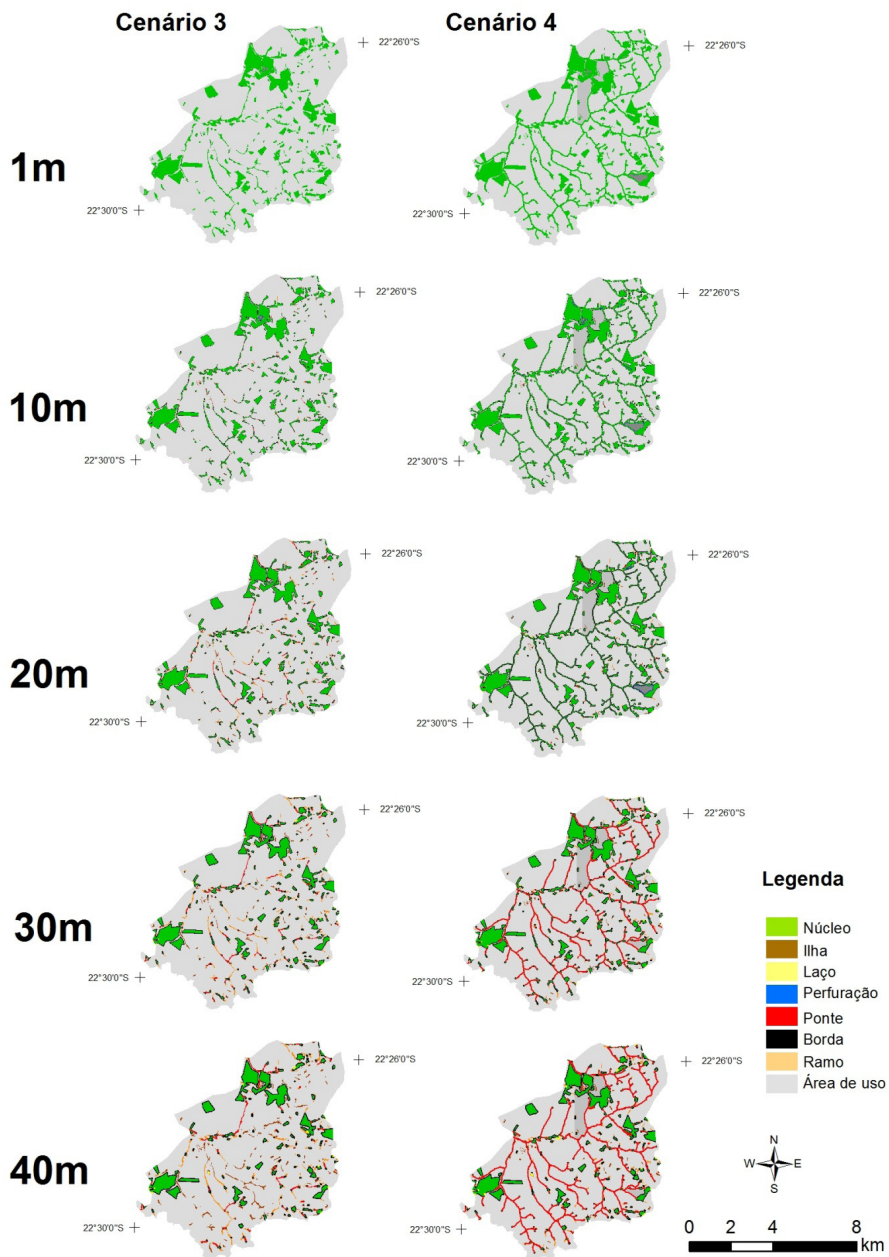


Figura 4 -Efeito da variação a partir da largura do buffer da MSPA nos cenários 3 e 4.

DISCUSSÃO

Padrão, conectividade e fragmentação são fatores chave para uma análise quantitativa da paisagem (VOGT e RIITTERS, 2017), onde as atividades humanas modificam a estrutura e ocasionam perda de espécies (EBELING *et al.*, 2012). O mapa de APPs na área de estudo demonstra o uso indevido e a alta fragmentação da vegetação remanescente, própria do processo histórico de uso e ocupação do solo, com violação da legislação ambiental. Subsídios do governo brasileiro aceleraram a expansão da agricultura e estimularam a superprodução agrícola (cana-de-açúcar, café e soja). Além disso, a extração de lenha, exploração madeireira ilegal, coleta de plantas e produtos vegetais e invasão por espécies exóticas também se apresentam como fatores para a degradação de matas remanescentes e perda de habitat (GALETTI e FERNANDEZ, 1998; GALINDO-LEAL *et al.*, 2003; YOUNG, 2003).

Outros estudos sobre a conservação de APPs no Brasil demonstram a presença de significativas áreas com uso irregular. No município de Céu Azul do Paraná foram constatados que 46,05% das APPs possuíam uso indevido sem a conservação determinada em lei (Chaves *et al.*, 2015). Similarmente, o município de Missal (PR) apresenta 48% de APPs com uso irregular, apesar de possuir ao longo das margens da represa de Itaipu uma preservação exemplar (Chaves *et al.* 2013). No entanto, alguns estudos apontam para regiões com mais alto percentual de conservação de APPs, principalmente nas regiões menos populosas. Pinheiro *et al.*, (2015) apresentaram que o município de Correntina (Oeste da Bahia) possuía 94% de APPs conservadas em 1988 e esse valor decaiu para 91,5% em 2008, sendo utilizada principalmente por pequenos agricultores que usam as áreas próximas às drenagens para o uso agrícola. Gurgel *et al.* (2013) constataram que o município de Riachão das Neves continha 10,6% das APPs não preservadas em 2008 e que a conservação das APPs apresentava diferenças

de acordo com as unidades geomorfológicas.

As APPs ajudam a manter a conectividade das paisagens fragmentadas, sendo de grande importância para árvores, insetos, anfíbios, grandes e pequenos mamíferos e aves (METZGER *et al.*, 1997; LIMA e GASCON, 1999; TUBELIS *et al.* 2004; UEZU *et al.*, 2005; LEES e PERES, 2008; MOURA e SCHLINDWEIN, 2009) e estudos comprovam que a largura de 30m é suficiente para as matas ripárias desempenharem suas múltiplas funções, como a proteção de recursos hídricos, conservação de fauna e flora, fixação do solo e como corredores estruturais (METZGER, 2010). Os corredores ecológicos constituem uma estratégia eficaz para limitar o declínio da biodiversidade em habitats florestais fragmentados (BAILEY, 2007; GILBERT-NORTON *et al.*, 2010), sendo um exemplo de manejo conservacionista que permite o fluxo gênico entre populações de espécies da fauna e da flora isoladas nos fragmentos florestais, mantendo a integridade ecológica das florestas. A fragmentação florestal pode ter consequências graves, incluindo a perda de habitat viável para espécies animais e vegetais (MENDOZA *et al.*, 2005), o aumento da concorrência de espécies generalistas (LAURANCE *et al.*, 2009), isolamento genético de subpopulações (GOOSEM *et al.*, 2007) e todos esses fatores podem resultar em extinções locais de espécies dependentes das florestas nativas (LAURANCE *et al.*, 2009).

As análises estabelecidas aqui consideraram dois contextos distintos: com presença ou não de áreas de reflorestamento. Esse fato é devido ao papel que as áreas de reflorestamento desempenham no que diz respeito ao fluxo gênico e diversidade ecológica, uma vez que são compostas, em geral, por extensas áreas de monoculturas (Zhao *et al.*, 2015; Chen *et al.*, 2016). Souza *et al.* (2013) mostramos efeitos de áreas de reflorestamento por eucalipto no sul do Brasil, indicando que as áreas de proteção permanente próximas às plantações

de eucalipto estão sofrendo degradação ecológica, aumento de biomassa e cobertura do solo, alteração da composição de espécies, redução da densidade de espécies e aumento da dominância de gramíneas. Apesar disso, é notável a importância ambiental de áreas florestadas em relação à áreas com solo exposto, especialmente em relação ao controle de erosão, papel hidrológico de recarga de aquíferos, entre outros (Tang e Li, 2013; Feng e Liu, 2014). Liu *et al.* (2015) indicaram que as áreas de reflorestamento em área semiárida na China efetivamente controlaram os processos de desertificação e deterioração ambiental, mas afetaram intensamente a comunidade e características do habitat.

Nesse trabalho, várias simulações de cenários de métricas da MSPA foram realizadas considerando um aumento nas bordas (*buffers*) das áreas de vegetação existentes. Constata-se que a fixação e preservação de áreas protegidas por lei somada à área de vegetação nativa existente e à área de reflorestamento garantem a conservação e melhoram a conectividade estrutural da paisagem. Além disso, os resultados demonstraram que o aumento da área preservada trouxe outros benefícios, como a diminuição de ilhas, aumento de borda e do número de pontes. A largura do *buffer* também influenciou, demonstrando que quanto mais espessa for a APP, menor será a quantidade de áreas sensíveis, diminuindo o número de fragmentos e aumentando sua área, constituindo trampolins e corredores ecológicos adequados.

Oliveira *et al.* (2017), trabalhando com o mesmo método em áreas de Cerrado do Oeste da Bahia, demonstraram a necessidade de expansão de áreas preservadas para aumentar o tamanho da área do fragmento e a conectividade entre elas. No presente trabalho também se verifica a necessidade de expansão das áreas de conservação de forma a aumentar a porcentagem de áreas preservadas e favorecer a interação entre os fragmentos.

CONCLUSÃO

A análise espacial juntamente com as políticas ambientais é decisiva para estabelecer estratégias para a conservação e interação dos agentes ecológicos e hidrológicos. No presente trabalho, observa-se o aumento da conexão entre os fragmentos com a conservação das APPs. A distribuição espacial dos remanescentes florestais evidenciou a necessidade de novas estratégias para aumento das áreas preservadas e o cumprimento legal das APPs, visando a real eficácia de sua funcionalidade. Corredores ecológicos promovem a conectividade estrutural entre os fragmentos, o que representa uma estratégia clara e tangível para o manejo de paisagens fragmentadas, possibilitando a redução da pressão sobre o entorno das áreas. A presença de corredores possibilita a manutenção da vida silvestre nos remanescentes florestais, pois a configuração dessas classes na paisagem determina a disponibilidade de recursos para manutenção populacional.

O trabalho mostrou que a APP recuperada diminuiria em mais de 60% o número de fragmentos dispersos na paisagem com o aumento da conectividade entre eles principalmente por meio de pontes, formando corredores ecológicos entre os remanescentes de vegetação. Além disso, o tamanho médio dos fragmentos aumentaria em até 360%, diminuindo a quantidade de ilhas em todos os cenários, chegando a menos de 86% com a simulação de APP de acordo com a legislação vigente.

Pequenos fragmentos desempenham o papel de trampolim ecológico, fazendo as ligações entre as áreas e promovendo o aumento da circulação da biodiversidade existente nos fragmentos. Por isso os fragmentos com pequenas áreas merecem vigilância, devido à ameaça de serem convertidos em áreas de uso agrícola e pastagem, caso não sejam adotadas políticas de manejo que promovam sua preservação e uma ligação com fragmentos maiores.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BAILEY, S. (2007). Increasing connectivity in fragmented landscapes: an investigation of evidence for biodiversity gain in woodlands. **Forest Ecology and Management**, v. 238, p. 7–23.
- CASTRO, A. S. ; GOMES, R. A. T. ; GUIMARÃES, R. F. ; CARVALHO JUNIOR, O. A. ; MARTINS, E. S.(2013) . Análise da dinâmica da paisagem no município de Formosa do Rio Preto (BA). **Espaço e Geografia (UnB)**, v. 16, p. 307-323.
- CHAVES, T. A., CARVALHO JÚNIOR, O. A. D., GOMES, R. A. T., & GUIMARÃES, R. F. (2013). Análise do uso e cobertura da terra e da fragmentação da paisagem no município de Missal-PR. **Boletim de Geografia**, v.31, p 69-83.
- CHAVES, T. A., DE CARVALHO JÚNIOR, O. A., GOMES, R. A. T., GUIMARÃES, R. F., & MARTINS, E. S. (2015) Padrões de fragmentação da paisagem no município de Céu Azul (Paraná). **Geografia Ensino & Pesquisa**, v.19, n.1, p. 79-92.
- CHEN, L.F.; HE, Z.B.; ZHU, X; DU, J; YANG, J.J.; LI, J. (2016) Impacts of afforestation on plant diversity, soil properties, and soil organic carbon storage in a semi-arid grassland of northwestern China. **Catena**, v.147, p.300-307
- COLOMBO, A. F.; JOLY, C.A. (2010) Brazilian Atlantic Forest lato sensu: the most ancient Brazilian forest, and a biodiversity hotspot, is highly threatened by climate change. **Brazilian Journal of Biology**, v.70, n.3, p.697-708.
- EBELING A, KLEIN AM, WEISSER WW, TSCHARNTKE T. Multitrophic effects of experimental changes in plant diversity on cavity-nesting bees, wasps, and their parasitoids. **Oecologia** v.169, p.453–465.
- FACINCANI, E.M. (1995) **Influência da estrutura e tectônica no desenvolvimento das boçorocas da região de São Pedro/SP: proposta de reabilitação e aspectos jurídico institucionais correlatos**. Dissertação (Mestrado em Geociências e Meio Ambiente) – Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual

Paulista, Rio Claro.

- FENG, H.; LIU, Y. (2014) Trajectory based detection of forest-change impacts on surface soil moisture at a basin scale [Poyang Lake Basin, China]. **Journal of Hydrology**, v. 514, p. 337–346
- FISHER, B.; CHRISTOPHER, T. (2007) Poverty and Biodiversity: Measuring the Overlap of Human Poverty and the Biodiversity Hotspots. **Ecological Economics**, v.62, n.1, p.93-101.
- 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.; UCHARIK, C. J.; MONFREDA, C.; PATZ, J. A.; PRENTICE, I. C.; RAMANKUTTY, N.; SNYDER, P. K. (2005) Global consequences of land use. **Science**, v.309, p. 570–574.
- GALETTI, M.; FERNANDEZ, J.C. (1998) Palm heart harvesting in the Brazilian Atlantic forest: changes in industry structure and the illegal trade. **Journal of Applied Ecology**, v. 35, p. 294-301.
- GALINDO-LEAL, C.; JACOBSEN, T. R.; LANGHAMMER P. F.; OLIVIERI, S. (2003) State of the hotspots: the dynamics of biodiversity loss. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA I. G (Org.). **The Atlantic Forest of South America: Biodiversity Status, Threats, and Outlook**. Washington: Island Press / Center for Applied Biodiversity Science, cap. 2. p. 12-23.
- GILBERT-NORTON, W. L. R.; STEVENS, J. R.; BEARD, K. H. (2010) A meta-analytic review of corridor effectiveness. **Conservation Biology**, v. 24, p. 660–668
- GOOSEM, M. (2007) Fragmentation impacts caused by roads through rainforests. **Current Science**, v. 93, p. 1587–1595.
- GURGEL, R. S., DE CARVALHO JÚNIOR, O. A., GOMES, R. A. T., GUIMARÃES, R. F., & DE SOUZA MARTINS, E. (2013). Relação entre a evolução do uso da

- terra com as unidades geomorfológicas no município de Riachão das Neves (BA). **Geo Textos**, v.9, n.1, p. 177-201.
- HERNÁNDEZ, A.;MIRANDA,M.; ARELLANO, E. C.; SAURA, S.; OVALLE, C. (2014) Landscape dynamics and their effect on the functional connectivity of a Mediterranean landscape in Chile. **Ecological Indicators**, v. 48, n. 9, p.198–206
- IBGE - FUNDAÇÃO INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. (1993) Mapa de vegetação do Brasil. Rio de Janeiro.
- JOLY, C.A; BRITO, M.C.W; PAESE, A; METZGER, J.P; CASATTI, L; NALON, M.A; MENEZES, N; IVANAUSKA, N.M; BOLZANI, V; BONONI, V. L. R. (2008) **Diretrizes para conservação e restauração da biodiversidade no Estado de São Paulo**. Governo do Estado de São Paulo, São Paulo. p. 45-56
- LAURANCE, W. F.; GOOSEM, M.; LAURANCE, S. G. W. (2009) Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. **Trends in Ecology & Evolution**, v.24, n.12, p. 659–669
- LEES, A. C.; PERES, C. A. (2008) Conservation value of remnant riparian forest corridors of varying quality for Amazonian birds and mammals. **Conservation Biology**, v.22, n.2, p.439-449.
- LIMA, M. G.; GASCON, C. (1999) The conservation value of linear forest remnants in central Amazonia. **Biological Conservation**, v.91, p.241-247.
- LIU, B.; ZHAO, W.; LIU, Z., YANG, Y., LUO, W., ZHOU, H., ZHANG, Y. (2015) Changes in species diversity, aboveground biomass, and vegetation cover along an afforestation successional gradient in a semiarid desert steppe of China. **Ecological Engineering**, v.81, p. 301–311
- MARQUES, A. J. (2004).**Mapeamento de Fragmentos de Mata no Município de Maringá, PR: Uma abordagem da ecologia da paisagem**. Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Cartográficas, Universidade Estadual

Paulista, Presidente Prudente, São Paulo

- MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S. A. (2002) Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. **Ecological Applications**, v.12, n.2, p. 335–345.
- MENDOZA, E.; FAY, J.; DIRZO, R.A.(2005) Quantitative analysis of forest fragmentation in Los Tuxtlas, southeast Mexico: patterns and implications for conservation. **Revista Chilena de História Natural**, v.78, n.3, p. 451–467.
- METZGER, J. P. (2010) O Código Florestal tem base científica? **Natureza & Conservação**, v. 8, n. 1, p. 92-99
- METZGER, J. P.; BERNACCI, L. C.; GOLDENBERG, R. (1997).Pattern of tree species diversity in riparian forest fragments with different widths (SE Brazil). **Plant Ecology**, v.133, p.135-152
- MITTERMEIER, R. A.; FONSECA, G. A. B.; RYLANDS, A. B. & BRANDON, K. (2005) A brief history of biodiversity conservation in Brazil. **Conservation Biology**,v.19, n.3, p. 601-611
- MOURA, D. C.; SCHLINDWEIN, C. (2009) The gallery forests of the São Francisco river as corridors for euglossine bees (Hymenoptera: Apidae) from tropical rainforests. **Neotropical Entomology**, v.38, p. 281-284.
- MYERS, N. (1987) The extinction spasm impending: synergisms at work. **Conservation Biology**, v.1, n.1, p.14-21.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v.403, p. 852–858.
- NETTESHEIM, F. C.; MENEZES, L. F. T. DE; CARVALHO, D. C. de; CONDE, M. M. S.; ARAUJO, D. S. D. (2010) Influence of environmental variation on Atlantic Forest tree-shrub-layer phytogeography in southeast Brazil. **Acta Botanica Brasilica**,

v. 24, n. 2, p. 369-377.

- NOWAKOWSKI, A. J.; JIMÉNEZ, M.; ALLEN, B. O.; DIAZ-ESCOBAR, M.; DONNELLY, M. A. (2012) Landscape resistance to movement of the poison frog, *Oophagapumilio* in the lowlands of northeastern Costa Rica. **Animal Conservation**, v. 16, n. 2, p.188-197.
- OLIFIERS, N.; CERQUEIRA, R. (2006) Fragmentação de habitat: efeitos históricos e ecológicos. In: ROCHA, C. F. D.; BERGALLO, H. G.;VAN SLUYS, M.;ALICE, M. A. S. **Biologia da Conservação: essências**. São Carlos.
- OLIVEIRA, S.N., DE CARVALHO JÚNIOR, O.A., GOMES, R.A.T., GUIMARÃES, R.F.; MCMANUS, C.M. (2017a) Deforestation analysis in protected areas and scenario simulation for structural corridors in the agricultural frontier of Western Bahia, Brazil. **Land Use Policy**, v.61, p. 40–52.
- OLIVEIRA, S.N., DE CARVALHO JÚNIOR, O.A., GOMES, R.A.T., GUIMARÃES, R.F.; MCMANUS, C.M. (2017b) Landscape-fragmentation change due to recent agricultural expansion in the Brazilian Savanna, Western Bahia, Brazil. **Regional Environmental Change**. v.17, 411-423.
- OLIVEIRA-FILHO, A. T.; FONTES, M. A. L. (2000) Patterns of Floristic Differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the Influence of Climate. **Biotropica**, v.32, n.4b, p.793-810.
- PARDINI, R.; SOUZA, S. M. de; BRAGA-NETO, R.; METZGER, J. P. (2005). The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. **Biological Conservation**, v. 124, p.253–266.
- PINHEIRO, L. C. D. S. J., GOMES, R. A. T., DE CARVALHO JÚNIOR, O. A., GUIMARÃES, R. F., & DE OLIVEIRA, S. N. (2016) Mudanças do uso da terra e fragmentação da paisagem no município de Correntina (BA) durante 1988-2008. **Raega-O Espaço Geográfico**

em Análise, v.35, p. 169-198.

- PIROVANI, D. B., SILVA, A. G. D., SANTOS, A. R. D., CECÍLIO, R. A., GLERIANI, J. M., e MARTINS, S. V. (2014) Análise espacial de fragmentos florestais na bacia do rio Itapemirim, ES. **Revista Árvore**, v.38, n.2, p.271- 281.
- RANTA, P.; BLOM, T.; NIEMELÄ, J.; JOENSUU, E.; SIITONEN, M. (1998) The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. **Biodiversity and Conservation**, 7: 385–403.
- REIS, A.; BECHARA, F. C.; ESPÍNDOLA, M. B.; VIEIRA, N. K.; SOUZA, L. L. (2003) Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. **Natureza & Conservação**, v.1, n.1, p. 28-36.
- REMPEL, R.S.; KAUKINEN, D.; CARR, A.P. (2012) **Patch Analyst and Patch Grid**. Ontario Ministry of Natural Resources. Centre for Northern Forest Ecosystem Research, Thunder Bay, Ontario.
- RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. (2009) The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v.142, n.6, p.1141–1153.
- RODRIGUES, R.R. (1999) **A vegetação de Piracicaba e municípios do entorno**. Nota Técnica do Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais, n. 189.
- SAMPAIO, A. B.; SCARIOT, A. (2011) Efeito de borda na diversidade, composição e estrutura da comunidade arbórea em uma floresta estacional decidual no Brasil Central. **Revista Árvore**, v.35, n.5, p.1121-1134

- SILVA, W. G. S.; METZGER, J. P.; SIMÕES, S.; SIMONETTI, C. (2007) Relief influence on the spatial distribution of the Atlantic Forest cover at the Ibiúna Plateau, SP. **Brazilian Journal of Biology**, v.67, p.403–411.
- SOUZA, A. F.; RAMOS, N. P.; PIZO1, M.A.; HÜBEL, I.; CROSSETTI, L. O. (2013) Afforestation effects on vegetation structure and diversity of grasslands in southern Brazil: The first years. **Journal for Nature Conservation**. v.21, p. 56– 62
- TABARELLI, M.; PINTO, L. P.; SILVA, J. M. C.; HIROTA, M.; BEDÊ, L. (2005) Challenges and opportunities for biodiversity conservation in the Brazilian Atlantic Forest. **Conservation Biology**, v.19, n.3, p. 695–700.
- TANG, G.; LI, K. (2013) Tree species controls on soil carbon sequestration and carbon stability following 20 years of afforestation in a valley-type savanna. **Forest Ecology and Management**. v.291, p. 13–19
- TUBELIS, D. P.; COWLING, A.; DONNELLY, C. (2004) Landscape supplementation in adjacent savannas and its implications for the design of corridors for forest birds in the central Cerrado, Brazil. **Biological Conservation**, v.118, p. 353-364.
- UEZU, A.; METZGER, J. P.; VIELLIARD, J. M. (2005) Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. **Biological Conservation**, v.123, p.507-519.
- VANDERMEER, J.; CARVAJAL, R. (2001) Metapopulation dynamics and the quality of the matrix. **The American Naturalist**, v.158, n.3, p. 211–220.
- VIANA, V. M.; PINHEIRO, L. A. F. V. (1998) Conservação da

biodiversidade em fragmentos florestais. **Série Técnica IPEF**, v. 12, n. 32, p. 25-42.

VOGTP, RIITTERS, K. (2017) Guidos Toolbox: universal digital image object analysis. **European Journal of Remote Sensing**, v.50, n.1, p. 352-361.

YOUNG, C.E.F. (2003) **Socioeconomic causes of deforestation in the Atlantic forest of Brazil**. In: C. Galindo-Leal & I.G. Câmara (eds.). *The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook*. pp. 103-117. Center for Applied Biodiversity Science and Island Press, Washington, D.C.

Zhao, F., Kang, D., Han, X., Yang, G., Yang, G., Feng, Y., Ren, G. (2015) Soil stoichiometry and carbon storage in long-term afforestation soil affected by understory vegetation diversity. **Ecological Engineering**, v.74, p. 415–422