

Análise da estrutura espacial da paisagem a partir da proposição de cenários de restauração florestal em uma microbacia hidrográfica na Amazônia Mato-Grossense

Analysis of the landscape fragmentation through the proposition of forest restoration scenarios in a microbasin in Amazonia, Mato Grosso

Analyse de la fragmentation du paysage à partir de la proposition de scénarios de restauration de forêts dans un bassin hydrographique de l'Amazonie, Mato Grosso



Diego Ruiz Soares

Universidade Federal de São Carlos – Araras – São Paulo – Brasil

diegorsrp@gmail.com



Adriana Cavalieri Sais

Cuniversidade Federal de São Carlos – Araras – São Paulo – Brasil

acsais@ufscar.br



Renata Evangelista de Oliveira

Universidade Federal de São Carlos – Araras – São Paulo – Brasil

reolivei@ufscar.br

Resumo: O objetivo deste trabalho foi avaliar alterações da estrutura espacial da paisagem de uma microbacia hidrográfica no município de Carlinda, Mato Grosso. Foram estabelecidos sete cenários associados à presença de sistemas agroflorestais e à restauração florestal das Áreas de Preservação Permanente e no entorno de reservatórios d'água, sendo empregadas métricas de paisagem para avaliação quantitativa dos cenários. A restauração das Áreas de Preservação Permanente e de reservatórios resultou na criação de corredores e aumento da conectância entre fragmentos ripários, enquanto os sistemas agroflorestais se comportam como trampolins ecológicos (stepping stones) na paisagem, contribuindo para redução do isolamento e aumento da proximidade entre fragmentos na matriz agropecuária. Avaliando as métricas empregadas de maneira conjunta, o cenário que

concilia os sistemas agroflorestais e restauração além do exigido pela atual legislação ambiental apresentou maior potencial de incremento da conectividade estrutural na paisagem.

Palavras-chave: Sistema agroflorestal. Ecologia de paisagem. Restauração ecológica. Portal da Amazônia.

Abstract: The objective of this work was to evaluate changes in the landscape spatial structure of a watershed in the municipality of Carlinda, Mato Grosso. We established seven scenarios associated with the presence of agroforestry systems and forest restoration of Permanent Preservation Areas and surrounding water reservoirs and employing landscape metrics for the quantitative assessment of the scenarios. The restoration of Permanent Preservation Areas and reservoirs resulted in the creation of corridors and increase of connectance between riparian fragments, while the agroforestry systems behaved as stepping stones in the landscape, contributing to the reduction of isolation and increase the proximity between fragments in the agricultural matrix. By jointly assessing the employed metrics, the scenario that reconciles agroforestry systems and restoration beyond that required by current environmental legislation showed the greatest potential for increasing structural connectivity in the landscape.

Keywords: Agroforestry system. Landscape ecology. Ecological restoration. Portal da Amazônia.

Résumé: L'objectif de ce travail est d'évaluer les modifications de la structure spatiale du paysage d'un bassin versant dans la municipalité de Carlinda, Mato Grosso. Sept scénarios associées ont été établis à la présence de systèmes agroforestiers et à la restauration des forêts des Zones de Préservation Permanente et de autour de réservoirs d'eau environnants. Des métriques de paysage ont été utilisées pour l'évaluation quantitative des scénarios. Dans tous les scénarios, la restauration des Zones de Préservation Permanente et des réservoirs ont abouti à la création des corridors et l'augmentation de la connexion entre les fragments ripicoles du bassin versant, tandis que les systèmes agroforestiers se comportent comme des trampolins écologiques dans le paysage, tout en contribuant à la réduction de l'isolement et l'augmentation de la proximité entre les fragments dans la matrice agricole. En évaluant les métriques utilisés conjointement, le scénario qui réconcilie les systèmes agroforestiers et la restauration des zones ripicoles au-delà de ce qui est requis par la législation environnementale en vigueur a montré le plus grand potentiel pour accroître la connectivité structurelle du paysage.

Mots-clés: Systèmes agroforestiers. Écologie du paysage. Restauration écologique. Portal da Amazônia.

Introdução

A Amazônia Legal Brasileira apresenta elevada perda da cobertura vegetal original, decorrente de políticas desenvolvimentistas adotadas a partir de 1960, com incentivos à expansão agrícola, colonização rural, abertura de estradas e projetos de infraestrutura (CABRAL *et al.*, 2018; CARVALHO; DOMINGUES, 2016; VEDOVATO *et al.*, 2016). O Mato Grosso apresenta as segundas maiores taxas de desmatamento na Amazônia Legal Brasileira (INPE, 2020). Em Carlinda (MT), onde a colonização foi realizada por projetos de assentamento do Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (INCRA), há um quadro de substituição da vegetação nativa por pastagens, desmatamento e fragmentação de habitats, conforme visto na microbacia hidrográfica apresentada na Figura 1.

Figura 1 - Processo de ocupação e desmatamento na microbacia hidrográfica alvo deste estudo (delimitada em vermelho) ao norte do município de Carlinda (MT).

Figura 1 - Processo de ocupação e desmatamento na microbacia hidrográfica alvo deste estudo (delimitada em vermelho) ao norte do município de Carlinda (MT).



Composição: Os autores (2019).

Fonte: Imagens Landsat/Copernicus. Disponível em:
< <https://www.google.com.br/earth/>>. Acesso em: 15 jan. 2019.

Introdução

Em cenários de desmatamento, onde a paisagem resultante é um agromosaico no qual remanescentes florestais inserem-se em matrizes antropizadas (RODRIGUES *et al.*, 2011), estratégias de restauração exigem esforços para restabelecer a conectividade entre os fragmentos existentes, permitindo intercâmbio e fluxos biológicos entre habitats isolados (METZGER, 2008).

Segundo Metzger (1999) e Uezu, Metzger e Vielliard (2005), a conectividade entre habitats pode ser funcional, em razão do comportamento das espécies frente à composição estrutural da paisagem, ou estrutural, associada ao arranjo espacial dos fragmentos, à permeabilidade da matriz e à presença, densidade e qualidade dos elementos conectantes entre fragmentos. Tais elementos podem ser lineares e promover a conexão entre fragmentos, como as Áreas de Preservação Permanente (APPs) – áreas ripárias legalmente instituídas que desempenham diversas funções ecoidrológicas (TAMBOSI *et al.*, 2015), ou pequenas áreas de habitat dispersas pela matriz, atuando como pontos de ligação (*stepping stones*) entre fragmentos maiores (METZGER, 2008).

Pensando em paisagens rurais, como a do presente estudo, os Sistemas Agroflorestais (SAFs) podem trazer oportunidades para incluir agricultores nos processos de restauração de áreas alteradas, gerar renda e, ao mesmo tempo, incorporar árvores nas paisagens agrícolas e promover serviços ambientais (JOSE, 2012; MICCOLIS *et al.*, 2016; VIEIRA; HOLL; PENEIREIRO, 2009), apresentando-se como possíveis trampolins ecológicos (*stepping stones*), ampliando a conectividade entre fragmentos existentes, favorecendo o aumento do fluxo biológico e a dispersão de espécies (BOESING; NICHOLS; METZGER, 2018; CULLEN *et al.*, 2004; JOSE, 2012; MARTINS; RANIERI, 2014).

Para entender os efeitos da estrutura e das interações espaciais da paisagem nos processos ecológicos e sua mudança ao longo do tempo utilizam-se preceitos da ecologia de paisagem (SARTORI; SILVA; ZIMBACK, 2012), com o emprego de índices ou métricas de composição e disposição dos elementos e quantificação dos padrões espaciais para sua melhor

compreensão (METZGER, 2008; LANG; BLASCHKE, 2009). Nesse processo, o uso de Sistemas de Informação Geográfica (SIG) possibilita a espacialização e manipulação de elementos da paisagem enquanto dados geoespaciais, conferindo facilidade, agilidade e confiabilidade aos diagnósticos e tomadas de decisão.

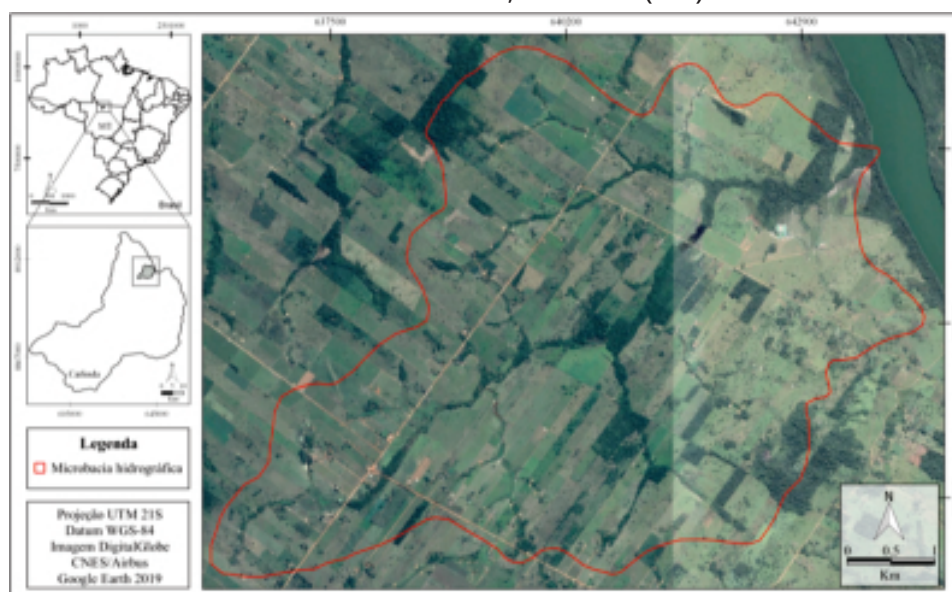
O objetivo deste trabalho foi avaliar alterações na estrutura espacial da paisagem em uma microbacia hidrográfica em Carlinda (MT), a partir do estabelecimento de sete cenários associados a demandas de restauração da cobertura florestal, frente às mudanças na legislação, e à presença de SAFs na paisagem.

Material e métodos

Localização e caracterização da área de estudo

A área de estudo (Figura 2) compreende uma microbacia hidrográfica tributária ao rio Teles Pires em Carlinda (MT), com área total de 2.955 ha. A microbacia está inserida no Projeto de Assentamento Conjunto Carlinda, criado em 1981 pelo INCRA.

Figura 2 - Localização da microbacia hidrográfica alvo deste estudo, Carlinda (MT)



Composição: Os autores (2019). Fonte: imagem CNES Airbus/DigitalGlobe, datada de 19 de maio de 2013 (porção leste) e 08 de junho de 2017 (porção oeste). Disponível em: < <https://www.google.com.br/earth/>>. Acesso em: 15 jan. 2019.

Segundo a classificação de Köppen, o clima na região é do tipo Awi, com precipitação média anual de 2.500mm, nítida estação seca de junho a agosto e temperaturas médias anuais entre 24°C e 26°C. A fitofisionomia predominante é a Floresta Ombrófila Aberta (IBGE, 2012), os solos na microbacia são Argissolos Vermelho-Amarelos (CAMARGO, 2011 – em escala de mapeamento de 1:3.000.000), com usos principais no município sendo a agricultura e pecuária (RADIS, 2017) e, especificamente, na microbacia em estudo, com as pastagens sendo o principal uso da terra.

Os SAFs presentes nas propriedades rurais inseridas na microbacia foram implantados pelos agricultores a partir de 2010, em parceria com o Instituto Ouro Verde pelo Projeto Rede de Sementes do Portal da Amazônia e com financiamento do Fundo Amazônia, a maioria com objetivo de restauração de áreas de preservação permanente.

Metodologia

Uso e cobertura do solo

A base cartográfica digital referente ao uso e cobertura do solo para o município de Carlinda foi fornecida pelo Núcleo de Geoprocessamento do Instituto Centro de Vida (ICV), na escala de 1:25000, e construída a partir de classificação supervisionada com base em imagens Landsat-8, datadas em 15 de julho de 2016. O geoprocessamento secundário da base cartográfica foi realizado no *software* QGIS® 3.0 (QGIS, 2018), no qual os dados geoespaciais do uso e cobertura do solo foram reclassificados em: i) Usos agropecuários: foram agrupados os usos antrópicos associados às pastagens e à agricultura em virtude da escala da base cartográfica; ii) Fragmentos florestais; iii) SAFs; iv) Reservatórios d'água artificiais; v) Sistema viário: estradas de terra principais; vi) Afloramento rochoso. Foram construídos os mapas de uso e cobertura do solo para o ano de 2016 e de fragmentos florestais, sendo estes reclassificados em grupos de acordo com sua área: <1 ha; 1-10 ha; 10-25 ha; 25-50 ha; e > 50 ha.

Cenários de avaliação

A elaboração dos cenários de comparação e evolução da estrutura florestal da microbacia Quadro 1 teve como critérios:

i) o atendimento à legislação ambiental no tocante à restauração de APPs associadas às nascentes, aos cursos d'água e reservatórios artificiais; ii) a presença dos SAFs como elementos que possam restabelecer funções ecológicas estruturais à paisagem. Foram construídos mapas de uso e cobertura do solo para cada cenário proposto e geradas imagens *raster* com resolução de 1,0 m para processamento das métricas de paisagem.

Quadro 1 - Cenários de cobertura florestal da microbacia em estudo

Cenário	Descrição
1	Fragmentos florestais atuais (2016), sem considerar os SAFs como fragmentos florestais (1A) e considerando-os como fragmentos (1B).
2	Fragmentos florestais atuais (2016) e restauração das APPs associadas às nascentes e cursos d'água (conforme Lei 12.651/2012), sem considerar SAFs como fragmentos florestais (2A) e considerando-os como fragmentos (2B).
3	Fragmentos florestais atuais (2016) e restauração das APPs associadas às nascentes, cursos d'água (conforme Lei 12.651/2012) e reservatórios artificiais (5,0 m), sem considerar os SAFs como fragmentos florestais (3A) e considerando-os como fragmentos (3B).
4	Fragmentos florestais atuais (2016) e restauração das APPs associadas às nascentes, cursos d'água (conforme Lei 4.771/1965, vigente até 2012) e reservatórios artificiais (15 m, conforme Resolução CONAMA 302/2002), sem considerar os SAFs como fragmentos florestais (4A) e considerando-os como fragmentos (4B).

Fonte: Os autores (2019).

Análise da paisagem

Para a quantificação e avaliação estrutural da paisagem, utilizou-se o *software* Fragstats[®] versão 4.2 (MCGARIGAL, 2013), sendo selecionadas métricas e índices (Quadro 2) aos níveis de mancha, classe e paisagem, segundo estabelecidos por Lang e Blaschke (2009) e McGarigal (2013), e utilizada a vizinhança de oito

células para quantificação das métricas. Na análise ao nível de mancha, foram construídos gráficos *boxplot* a partir do *software R*[®] de modo a avaliar a amplitude e o comportamento dos valores em cada cenário.

Foi adotado o raio de busca de 150 m para os índices de proximidade (PROX) e de conectância (CONNECT), considerando o trabalho original desenvolvido por Gustafson e Parker (1992) associado ao índice PROX e utilizado por Hargis, Bissonette, David (1998) e Hernandez-Stefanoni (2005), em que é empregado um raio de 10 pixels a partir da mancha focal, com a resolução do pixel variando conforme a escala de trabalho. Adotou-se uma dimensão de pixel 15 m, valor intermediário entre a resolução espacial das imagens originais Landsat-8 utilizadas pelo ICV e a resolução adotada neste trabalho para construção das imagens *raster* e quantificação das métricas de paisagem (1 m).

Quadro 2 - Métricas utilizadas para quantificação espacial da estrutura da paisagem na microbacia hidrográfica em estudo

Nível	Métrica	Intervalo	Descrição
Mancha	Área (AREA)	AREA > 0 (ha)	Área de cada mancha que compõe a paisagem.
	Índice de forma (SHAPE)	SHAPE ≥ 1 (adimensional)	Associado à complexidade da forma da mancha comparada a formas retangulares. Valores próximos a 1 indicam proximidade a formas simples (quadradas, para imagens raster) e valores elevados indica maior complexidade da forma.
	Distância euclidiana do vizinho mais próximo (ENN)	ENN > 0 (m)	Distância euclidiana da mancha ao vizinho mais próximo de mesma classe.
	Índice de proximidade (PROX)	PROX ≥ 0 (adimensional)	Relação entre a área e distância dos vizinhos mais próximos à mancha focal, situados em um raio de busca conhecido (150 m).
Classe	Área total (CA)	CA > 0 (ha)	Área total de cada classe que compõe a paisagem.
	% da classe na paisagem (PLAND)	0 < PLAND ≤ 100 (%)	Porcentagem de cada classe em relação à área total da paisagem.
	Número de manchas (NP)	NP ≥ 1 (adimensional)	Número de manchas que compõe cada classe na paisagem.
	Índice de conectância (CONNECT)	0 ≤ CONNECT ≤ 100 (%)	Número de junções funcionais entre manchas de mesma classe dentro de um raio de busca conhecido (150 m)
Paisagem	Área total da paisagem (TA)	TA > 0 (ha)	Área total da paisagem.

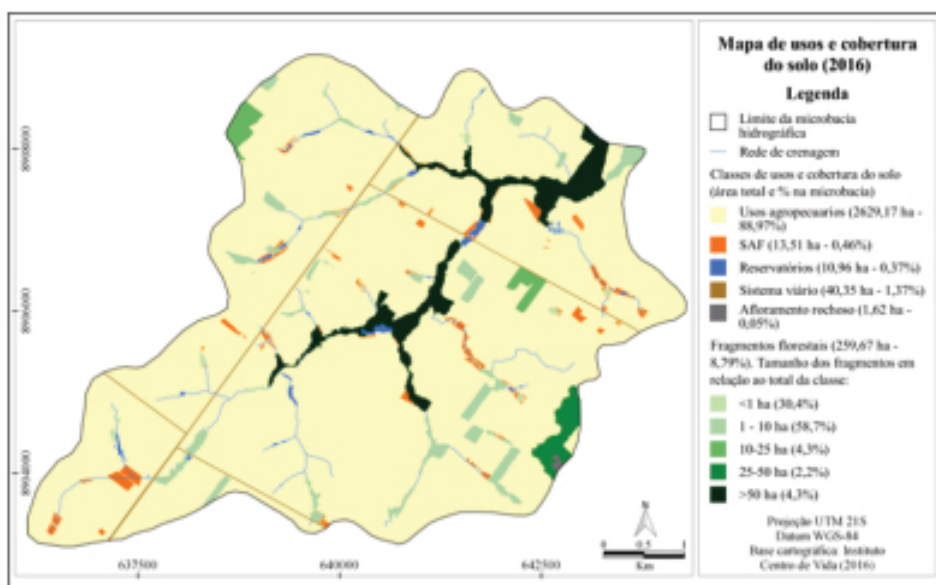
Fonte: Adaptado de Lang e Blaschke (2009) e McGarigal (2013)..

Resultados e discussões

Mapeamento de uso e cobertura do solo

O uso predominante na microbacia é o agropecuário (Figura 3), ocupando 88,9% da área, seguido pelos fragmentos de vegetação nativa (8,79%), associados, principalmente, aos cursos d'água. Fernandes *et al.* (2018) avaliaram a evolução do uso e cobertura do solo para Carlinda entre 2000 e 2014 e constataram que o avanço de atividades agropecuárias resultou em um quadro de desmatamento acumulado de 71% até 2014, com destaque para as maiores taxas de conversão na região norte do município, onde está inserida a microbacia em estudo.

Figura 3 - Mapa de usos e cobertura do solo na microbacia hidrográfica alvo deste estudo, no município de Carlinda (MT)



Fonte: Composição dos autores (2019) a partir de base de dados do ICV (2016).

Das 46 manchas que compõem a classe de fragmentos florestais (Figura 3), 41 delas (89,1%) possuem área inferior a 10 ha, e representam apenas 36% da área total desta classe na microbacia. A fragmentação e presença de muitos fragmentos com áreas reduzidas foi apontado também por Bleich e Silva (2013) e Ribeiro *et al.* (2009) em diferentes regiões e biomas do Brasil. A redução em área e o isolamento dos fragmentos traz

consequências às espécies nativas e suas, pois limita a conectividade e as taxas de (re)colonização nesses fragmentos (FAHRIG, 2003; UEZU; METZGER; VIELLIARD, 2005).

Com base na Lei 12.651 de Proteção da Vegetação Nativa (BRASIL, 2012), a microbacia possui 111,6 ha de APPs, sendo 92 ha (82,4%) com vegetação nativa. Esses dados refletem, de um lado, a inadequação ambiental de diversos imóveis rurais em termos legais, e, por outro, a ausência de cobertura vegetal que venha a desempenhar as funções de proteção e manutenção de recursos hídricos para processos ecológicos e uso antrópico (METZGER, 2010; TAMBOSI *et al.*, 2015).

Cenários e análise da paisagem

A restauração das APPs e a presença dos SAFs, conforme os cenários propostos (Figura 4), resultaram em aumento da área florestal total da microbacia em relação ao ano de 2016 (Tabela 1 e Figura 5). As áreas média e mediana apresentaram variabilidade em função da admissão dos SAFs (Figura 5), influenciadas pela quantidade de pequenos polígonos – como se apresentam as manchas de SAF – na mesma classe.

Tabela 1 - Valores obtidos para métricas de área e forma referentes à classe de fragmentos florestais da microbacia hidrográfica em estudo, considerando oito cenários de restauração florestal

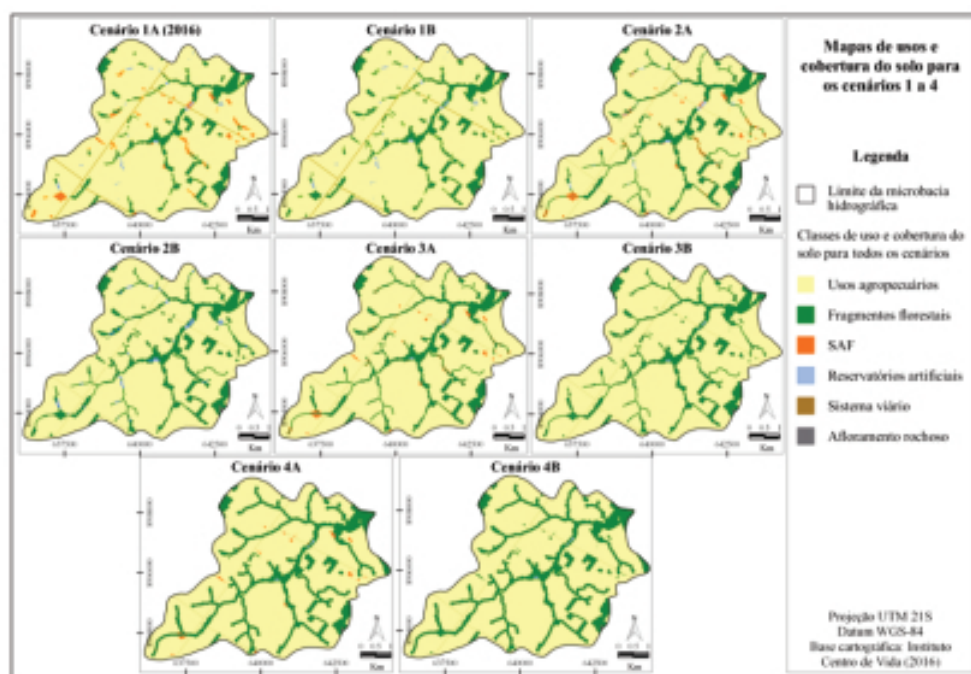
MÉTRICAS	CENÁRIOS							
	1A (2016)	1B	2A	2B	3A	3B	4A	4B
CA (ha) ¹	259,67	300,01	279,31	317,81	283,67	321,89	425,55	448,52
AREA_MN (ha) ₂	5,64	2,73	4,73	3,49	9,78	5,75	15,20	9,75
AREA_MD (ha) ₃	1,45	0,51	0,70	0,31	2,16	0,42	3,37	1,09
PLAND (%) ⁴	8,79	10,15	9,45	10,75	9,60	10,89	14,40	15,18
SHAPE_MN ⁵	1,96	2,06	2,73	2,52	3,62	2,81	2,75	2,36
SHAPE_MD ⁶	1,70	1,91	2,05	2,07	2,08	1,90	1,87	1,72
SHAPE_AM ⁷	3,17	3,26	6,26	6,61	9,18	9,66	7,50	7,53
NP ⁸	46	110	59	91	29	56	28	46

Fonte: Os autores (2019)

¹ CA - área total da classe (hectare). ² AREA_MN e ³ _MD - áreas média e mediana, respectivamente, do conjunto de manchas da classe (hectare). ⁴ PLAND - porcentagem da classe em relação à área total da paisagem (%). ⁵ SHAPE_MN, ⁶ _MD e ⁷ _AM - índices de forma médio, mediano e médio ponderado por área, respectivamente, do conjunto de manchas da classe. ⁸ NP - número de manchas da classe.

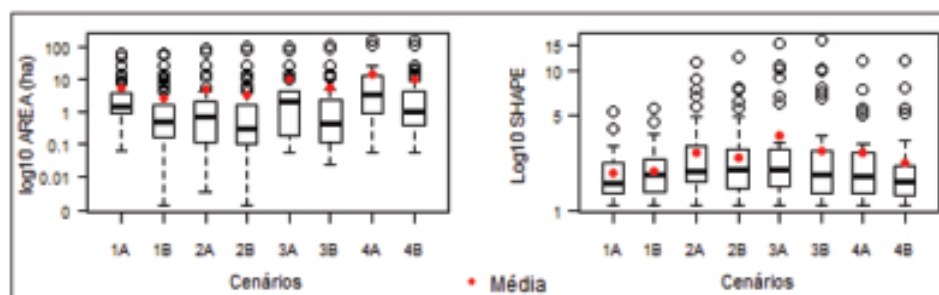
Com a recomposição florestal das APPs, a partir do cenário 2A, tem-se a criação de novos fragmentos, sejam pequenas manchas ao redor de nascentes, ou estreitas e extensas, dispostas ao longo dos cursos d'água, que são segmentadas devido à presença estradas e reservatórios artificiais que atuam como barreiras à continuidade e conectividade dos fragmentos ripários. Nesse sentido, a restauração no entorno dos reservatórios promove a junção física de manchas antes desconectadas e a redução do NP (Tabela 1).

Figura 4 - Mapas dos usos e cobertura do solo na microbacia hidrográfica alvo deste estudo, no município de Carlinda (MT) para os cenários 1 a 4



Fonte: Composição dos autores (2019) a partir de base de dados do ICV (2016).

Figura 5 - Distribuição de valores das métricas AREA (ha) e SHAPE para as manchas da classe de fragmentos florestais na microbacia hidrográfica no município de Carlinda (MT)



Fonte: Os autores (2019).

A restauração das áreas ripárias também resultou em maiores valores para o índice de forma (SHAPE), onde as faixas marginais de vegetação apresentam formas alongadas e complexas acompanhando os cursos d'água, atuando como potenciais corredores ecológicos (HADDAD *et al.*, 2015; LESS; PERES, 2008; ZIMBRES *et al.*, 2017).

Forman (1995) e Lang e Blaschke (2009) afirmam que a área é umas das principais medidas da estrutura da paisagem, pois reflete a disponibilidade de habitats e recursos. Os fragmentos de maiores dimensões são habitats preferenciais e de escape para inúmeras espécies e mantenedores da biota e suas relações intra e interespecíficas (FORMAN, 1995).

Já os fragmentos pequenos, apesar de possuírem menor variedade de habitats e serem mais afetados pelo efeito de borda e pela pressão da matriz na qual estão inseridos (LAURANCE; VASCONCELOS, 2009; RAMBALDI; OLIVEIRA, 2003), podem apresentar-se como habitats temporários, corredores e trampolins ecológicos (*stepping stones*) para espécies que encontram dificuldades em transpor grandes distâncias, conferindo maior permeabilidade à matriz (FORMAN, 1995; METZGER, 2006).

Nesse sentido, os SAFs existentes na microbacia, que apresentam área média de 0,36 ha (variando entre 0,001 ha a 3,6 ha), podem atuar justamente como manchas de ligação em uma matriz com baixa complexidade biológica e estrutural, com

predomínio de pastagens (JOSE, 2012). De fato, os SAFs promoveram a redução nas distâncias do vizinho mais próximo entre fragmentos (Tabela 2 e Figura 6), reduzindo seu isolamento.

Tabela 2 - Valores obtidos para métricas de isolamento, contágio e conectividade referentes à classe de fragmentos florestais da microbacia hidrográfica em estudo, considerando oito cenários de restauração florestal

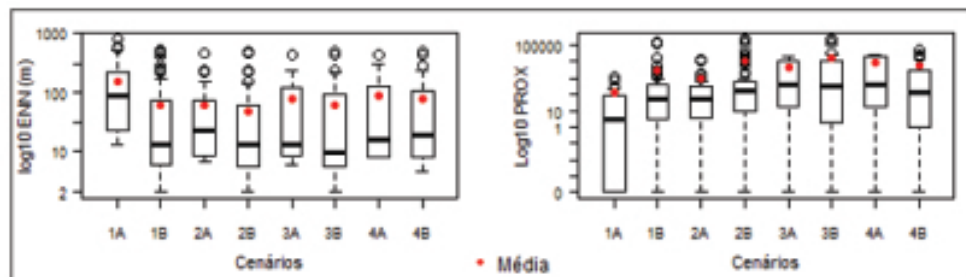
MÉTRICAS	CENÁRIOS							
	1A (2016)	1B	2A	2B	3A	3B	4A	4B
ENN_MN (m) 1	153,9 0	59,88	59,17	47,87	75,37	61,42	84,71	76,74
ENN_MD (m) 2	86,48	13,32	22,09	13,04	12,73	9,27	15,98	18,36
ENN_AM (m) 3	94,68	61,65	54,38	46,44	50,57	43,78	42,26	40,36
PROX_MN ⁴	118,1 6	3146,0 4	1020,2 8	10049,8 5	4358,3 7	18692,2 0	8132,41	6181,73
PROX_MD ⁵	3,26	58,07	55,82	173,52	363,37	287,53	418,87	120,10
PROX_AM ⁶	123,2 4	545,64	637,36	1548,68	2382,6 6	7040,69	16212,10	16409,89
CONNECT (%) 7	2,22	2,04	3,62	3,00	6,16	3,64	6,35	3,96

Fonte: Os autores (2019).

¹ ENN_MN, ² MD e ³ AM – distâncias euclidianas do vizinho mais próximo média, mediana e média ponderada por área, respectivamente, do conjunto de manchas da classe (metro). ⁴ PROX_MN, ⁵ MD e ⁶ AM – índices de proximidade médio, mediano e médio ponderado por área, respectivamente, do conjunto de manchas da classe para raios de busca de 150 metros. ⁷ CONNECT – índices de conectância para raios de busca de 150 metros (%).

Boscolo *et al.* (2008) constataram que a presença de árvores isoladas na paisagem facilitou o deslocamento de espécies de pássaros entre fragmentos florestais distantes em mais de 100 m, promovendo maior conectividade em áreas fragmentadas. Já Awade e Metzger (2008) verificaram redução no deslocamento de pequenos pássaros entre fragmentos de Mata Atlântica a partir de distâncias superiores a 40 metros entre manchas, valor próximo ao observado para a média ponderada por área em nossos cenários 3A, 4A e 4B, onde a presença de SAFs reduz a distância para manchas de maiores dimensões.

Figura 6 - Distribuição de valores das métricas ENN (m) e PROX para as manchas da classe de fragmentos florestais na microbacia hidrográfica no município de Carlinda (MT)



Fonte: Os autores (2019).

No caso dos cenários de 3A a 4B, valores maiores para as distâncias médias e medianas devem-se à conexão entre fragmentos a partir da restauração de áreas ripárias, resultando em fragmentos de maiores dimensões ao longo dos cursos d'água e um número menor de manchas dispersas pela paisagem, porém com maior distância entre elas, sobretudo no caso de fragmentos mais distantes da rede hidrográfica.

Apesar de auxiliar na compreensão da fragmentação florestal na paisagem, a análise isolada da distância entre manchas pode não evidenciar efetivamente a conectividade funcional dos fragmentos, sendo importante considerar parâmetros ecológicos de percepções da paisagem pelas espécies e seus padrões de deslocamento pelas manchas-habitat (AWADE; METZGER, 2008; MURIEL; KATTAN, 2009), bem como o tamanho e o arranjo espacial dos fragmentos na paisagem e da matriz a sua volta (METZGER, 1999), contemplados quando avaliado o índice de proximidade (LANG; BLASHKE, 2009).

Houve aumento da proximidade entre manchas tanto pela inclusão dos SAFs, em virtude do aumento da quantidade de manchas na paisagem e a reduzida distância entre os polígonos de SAFs, quanto pela restauração das APPs e entorno de reservatórios, a partir da criação de corredores e conexões estruturais entre fragmentos antes isolados pela matriz agropecuária e pelos reservatórios artificiais.

Para raios de busca de 100 metros, Cabacinha, Castro e Gonçalves (2010) encontraram uma variação do índice de

proximidade média de 37,45 em 1977 para 17,16 em 2006, para fragmentos de floresta, e de 12441,48 em 1977 para 605,44 em 2006, para fragmentos de savana. Silva *et al.* (2015) constataram valores médios próximos a 40 para quatro diferentes raios de busca (50, 75, 100 e 200 metros) entre fragmentos maiores que 3 ha na região de Ouro Preto (MG). Apesar de as proximidades média e média ponderada por área para o cenário 1A (2016) já serem superiores às dos estudos citados, a restauração de áreas ripárias e, sobretudo, a inserção de SAFs na paisagem proporcionam um aumento expressivo deste índice nos cenários seguintes.

Para o índice de conectância houve um aumento nos valores de maneira contínua a cada cenário de restauração ripária, porém respectivamente inferiores naqueles em que houve a inserção de SAFs. Por contabilizar a presença e quantidade de manchas próximas a um fragmento em relação à quantidade total de manchas (MCGARIGAL, 2013), o índice sofre interferência pelo número de polígonos de SAFs na paisagem com distâncias variadas em relação aos fragmentos florestais. Apesar de a presença dos SAFs promover melhorias em relação ao isolamento dos fragmentos na paisagem, o planejamento da sua distribuição espacial é fundamental, de modo a viabilizar uma maior conectância estrutural, refletida em nosso estudo pelo índice de conectância.

As métricas empregadas apresentaram sensibilidades diferenciadas frente aos cenários adotados, com os SAFs influenciando na distância do vizinho mais próximo e na proximidade entre manchas, e a restauração das APPs, na conectância. Sendo ambas as estratégias reconhecidas no restabelecimento da conectividade em paisagens fragmentadas (HADDAD *et al.*, 2003; LESS; PERES, 2008; METZGER, 2008; ROTHER *et al.*, 2018; SAURA, BODIN, FORTIN, 2014; TAMBOSI *et al.*, 2015), é fundamental a análise conjunta das métricas e sua associação às respectivas interpretações ecológicas, permitindo entender seus efeitos na paisagem.

O aumento em largura da vegetação ripária além do requisitado pela LPVN, aliado à conexão entre fragmentos pela restauração no entorno de reservatórios e à presença de SAFs

apontam o cenário 4B como o de maior capacidade de melhoria da conectividade estrutural da paisagem. Contudo, o cenário 3B (com restauração apenas nos limites da mesma LPVN, além dos reservatórios e SAFs) já proporciona importantes contribuições para a redução do isolamento entre fragmentos, sendo um ponto inicial de melhoria da estrutura florestal da microbacia.

Os SAFs, em particular, já vêm sendo considerados como importantes espaços para a conservação da agrobiodiversidade (parcela da biodiversidade utilizada na agricultura) a partir das muitas espécies e variedades utilizadas nas múltiplas combinações distribuídas em paisagens manejadas por agricultores (ALCUDIA-AGUILLAR *et al.*, 2018; EICHEMBERG; AMOROZO, 2013; JACKSON *et al.* 2005; KAZEMI *et al.* 2018). Havendo a priorização e inserção de espécies nativas, raras, endêmicas ou ameaçadas de extinção, seu potencial de contribuição para com a conservação da biodiversidade pode ser ainda maior.

A restauração da vegetação nativa em APPs e a inserção de SAFs, desde que espacialmente planejados, podem ser ações complementares e desempenhar diferentes funções ecológicas, sobretudo em paisagens com predomínio de áreas agrícolas e vegetação natural relegada a pequenos fragmentos ou estreitos trechos ripários (METGER, 2019). Pode-se supor, com base em Metzger (2019), que, por estarem localizados em diferentes condições ambientais e de regime de perturbação (APPs em encostas íngremes ou ao longo de rios e SAFs ao longo de um gradiente de condições ambientais), esses elementos poderiam, juntos, compor usos da terra mais permeáveis aos fluxos biológicos, aumentar as possibilidades de recolonização e diminuir os riscos de extinções locais. Contribuiriam, assim, para a manutenção de grupos distintos de espécies, aumentando suas chances de conservação, e a manutenção e resiliência dos ecossistemas florestais nativos.

proximidade média de 37,45 em 1977 para 17,16 em 2006, para fragmentos de floresta, e de 12441,48 em 1977 para 605,44 em 2006, para fragmentos de savana.

Considerações Finais

A microbacia apresenta predomínio de usos agropecuários e reduzido percentual de cobertura florestal, resultado do alto grau de antropização e fragmentação da paisagem associados aos padrões de ocupação da região.

As métricas e índices empregados possibilitaram o reconhecimento e a quantificação dos padrões estruturais da paisagem, porém, não devem ser analisados isoladamente, tendo sentido adequado somente quando utilizados de forma conjunta e comparativa.

As simulações apontaram que a restauração das áreas ripárias, baseadas apenas no exigido pela atual LPVN, e a presença dos SAFs não acarretam em efetiva expansão da cobertura florestal em termos de área total. Contudo, suas contribuições são significativas na conectividade estrutural da cobertura florestal da paisagem, conforme é observado nas métricas distância do vizinho mais próximo, proximidade e conectância.

O estabelecimento das faixas ripárias de vegetação possibilita a criação de corredores ecológicos entre fragmentos próximos aos cursos d'água, enquanto os SAFs podem atuar como potenciais trampolins ecológicos, contribuindo para o deslocamento de espécies em áreas não destinadas exclusivamente à preservação permanente.

Aliado à obrigatoriedade legal de restauração florestal e à necessidade de proteção de áreas hidrologicamente sensíveis, é necessário repensar a matriz produtiva na microbacia, de modo a melhorar a sua permeabilidade e facilitar fluxos da fauna e flora, promover maior heterogeneidade e multifuncionalidade da paisagem, garantir serviços ambientais e estabelecer atividades produtivas menos impactantes aos recursos naturais.

Considerações Finais

Agradecemos aos Institutos Centro de Vida (ICV) e Ouro Verde (IOV) pelas bases de dados disponibilizadas e pelo apoio concedido. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) – Código de Financiamento 001 – e está integrado ao Programa de Pesquisa em Resiliência da Agricultura Familiar no Norte e Noroeste do Mato Grosso.

Considerações Finais

AWADE, M.; METZGER, J. P. Using Gap-crossing Capacity to Evaluate Functional Connectivity of Two Atlantic Rainforest Birds and their Response to Fragmentation. **Austral Ecology**, v. 33, n. 7, p. 863-871, 2008.

ALCUDIA-AGUILAR, A. *et al.* Home Garden Agrobiodiversity in Cultural Landscapes in the Tropical Lowlands of Tabasco, México. **Agroforestry Systems**, v. 92, n. 5, p. 1329-1339, 2018.

BLEICH, M. E.; SILVA, C. J. Caracterização dos fragmentos florestais amazônicos remanescentes na microbacia hidrográfica do rio Taxidermista I em Alta Floresta, MT. **Biotemas**, v. 26, n. 4, p. 45-51, 2013.

BOESING, A. L.; NICHOLS, E.; METZGER, J. P. Land Use Type, Forest Cover and Forest Edges Modulate Avian Cross-habitat Spillover. **Journal of Applied Ecology**, v. 55, n. 3, p. 1252-1264, 2018.

BOSCOLO, D. *et al.* Importance of Interhabitat Gaps and Stepping-stones for Lesser Woodcreepers (*Xiphorhynchus fuscus*) in the Atlantic Forest, Brazil. **Biotropica**, v. 40, n. 3, p. 273-276, 2008.

BRASIL. **LEI Nº 12.651, DE 25 DE MAIO DE 2012.** Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Disponível em:

http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-

[2014/2012/Lei/L12651.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm). Acesso em: 16 de set. de 2019.

- CABACINHA, C. D.; CASTRO, S. S.; GONÇALVES, D. A. Análise da estrutura da paisagem da alta bacia do Rio Araguaia na savana brasileira. **Floresta**, v. 40, n. 4, 2010.
- CABRAL, A. I. *et al.* Deforestation Pattern Dynamics in Protected Areas of the Brazilian Legal Amazon Using Remote Sensing Data. **Applied Geography**, v. 100, p. 101-115, 2018.
- CAMARGO, L. (Org.). **Atlas de Mato Grosso: abordagem socioeconômico-ecológica**. Cuiabá, MT: Entrelinhas, 2011. 96 p.
- CARVALHO, T. S.; DOMINGUES, E. P. Projeção de um cenário econômico e de desmatamento para a Amazônia Legal brasileira entre 2006 e 2030. **Nova Economia**, v. 26, n. 2, p. 585-621, 2016.
- CULLEN, L. JR.; LIMA, J. F.; BELTRAME, T. P. Agroforestry Buffer Zones and Stepping Stones: Tools for the Conservation of Fragmented Landscapes in the Brazilian Atlantic Forest. *In*: SCHROTH, G. *et al.* (ed.). **Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes**. Island Press, Washington, 2004. p. 415-430.
- EICHEMBERG, M. T.; AMOROZO, M. C. M. Contributions of the Old Urban Homegardens for Food Production and Consumption in Rio Claro, Southeastern Brazil. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi: Ciências Humanas**, v. 8, n. 3, p. 745-755, 2013.
- FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, n. 1, p. 487-515, 2003.
- FERNANDES, E. M. S. *et al.* Evolução da paisagem do município de Carlinda/MT. **Cadernos de Agroecologia**, v. 13, n. 2, p. 1-10, 2018.
- FORMAN, R. T. T. Some General Principles of Landscape and Regional Ecology. **Landscape Ecology**, v. 10, n. 3, p. 133-142, 1995.
- GUSTAFSON, E. J.; PARKER, G. R. Relationships between Landcover Proportion and Indices of Landscape Spatial Pattern. **Landscape Ecology**, v. 7, n. 2, p. 101-110, 1992.
- HADDAD, N. M. *et al.* Corridor Use by Diverse Taxa. **Ecology**, v. 84, n. 3, p. 609-615, 2003.
- HADDAD, N. M. *et al.* Habitat Fragmentation and its Lasting Impact on Earth's Ecosystems. **Science Advances**, v. 1, n. 2, p. e1500052, 2015.

- HADDAD, N. M. *et al.* Habitat Fragmentation and its Lasting Impact on Earth's Ecosystems. **Science Advances**, v. 1, n. 2, p. e1500052, 2015.
- HARGIS, C. D.; BISSONETTE, J. A.; DAVID, J. L. The behavior of landscape metrics commonly used in the study of habitat fragmentation. **Landscape Ecology**, v. 13, n. 3, p. 167-186, 1998.
- HERNANDEZ-STEFANONI, J. L. Relationships between Landscape Patterns and Species Richness of trees, Shrubs and Vines in a Tropical Forest. **Plant Ecology**, v. 179, n. 1, p. 53-65, 2005.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual técnico da vegetação brasileira**. 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. (Série Manuais técnicos em geociências; n. 1).
- ICV. Instituto Centro de Vida. **Carlinda: Conhecendo Municípios do Portal da Amazônia**. Alta Floresta: ICV, 2016. 14 p. Disponível em: <https://www.icv.org.br/drop/wp-content/uploads/2016/10/Nova-Atlas-Carlinda.pdf>. Acesso em: 28 de ago. de 2018.
- INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Projeto Prodes: monitoramento da floresta amazônica brasileira por satélite**. 2020. Disponível em: http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/app/dashboard/deforestation/biomes/legal_amazon/rates. Acesso em: 04 ago. 2020.
- JACKSON, L. *et al.* Agrobiodiversity: a New Science Agenda for Biodiversity in Support of Sustainable Agroecosystems. **DIVERSITAS report**, v. 4, p. 40, 2005.
- JOSE, S. Agroforestry for conserving and enhancing biodiversity. **Agroforestry Systems**, v. 85, n. 1, p. 1-8, 2012.
- KAZEMI, H.; KLUG, H.; KAMKAR, B. New Services and Roles of Biodiversity in Modern Agroecosystems: A Review. **Ecological Indicators**, v. 93, p. 1126-1135, 2018.
- LANG, S.; BLASCHKE, T. **Análise da paisagem com SIG**. São Paulo: Oficina de Textos, 2009. 423 p.
- LAURANCE, W. F.; VASCONCELOS, H. L. Consequências ecológicas da fragmentação florestal na amazônia. **Oecologia Brasiliensis**, v. 13, n. 3, p. 434-451, 2009.
- LEES, A. C.; PERES, C. A. Conservation Value of Remnant Riparian Forest Corridors of Varying Quality for Amazonian Birds and Mammals. **Conservation Biology**, v. 22, n. 2, p. 439-449, 2008.
- MARTINS, T. P.; RANIERI, V. E. L. Agroforestry as an Alternative to Legal Reserves. **Ambiente & Sociedade**, v. 17, n. 3, p. 79-96, 2014.

MCGARIGAL, K. **Fragstats**: Fragstats Help - versão 4.2. Computer Software Program Produced by the Author at the University of Massachusetts. Massachusetts: Amherst, 2013. 182 p.

METZGER, J. P. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 71, n. 3, p. 445-463, 1999.

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

_____. Como restaurar a conectividade de paisagens fragmentadas? In: KAGEYAMA, P. Y. *et al.* (Eds.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. 1. ed. Botucatu: FEPAF, 2008. p. 49-76.

_____. O Código Florestal tem base científica. **Natureza & Conservação**, v. 8, n. 1, p. 92-99, 2010.

METZGER, J. P. *et al.* Por que o Brasil precisa de suas Reservas Legais. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 17, n. 3, p. 104-116, 2019.

MICCOLIS, A. *et al.* **Restauração ecológica com Sistemas Agroflorestais: como conciliar conservação com produção: opções para Cerrado e Caatinga**. Brasília: Instituto Sociedade, População e Natureza; Centro Internacional de Pesquisa Agroflorestal, 2016. 266 p.

MURIEL, S. B.; KATTAN, G. H. Effects of Patch Size and Type of Coffee Matrix on Ithomiine Butterfly Diversity and Dispersal in Cloud-forest Fragments. **Conservation Biology**, v. 23, n. 4, p. 948-956, 2009.

QGIS DEVELOPMENT TEAM. **QGIS Geographic Information System**. Open Source Geospatial Foundation, 2018.

R CORE TEAM. R: **A Language and Environment for Statistical Computing**. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2018.

RADIS. Regularização Ambiental e Diagnóstico dos Sistemas Agrários dos Assentamentos da Região Norte do Estado Do Mato Grosso-MT/FUP-UnB. **Relatório de sistemas agrários do Projeto de Assentamento Conjunto Carlinda, do município de Carlinda – Mato Grosso**. Brasília, v.2, n° 26, 2017. 10 p.

RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. (org.). **Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Brasília: MMA/SBF, 2003. 510 p.

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**, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009.

RODRIGUES, R. R. *et al.* Large-scale Ecological Restoration of High-diversity Tropical Forests in SE Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 10, p.1605-1613, 2011.

ROTHER, D. C. *et al.* How Legal-oriented Restoration Programs Enhance Landscape Connectivity? Insights from the Brazilian Atlantic Forest. **Tropical Conservation Science**, v. 11, p. 1-9, 2018.

SARTORI, A. A. C.; SILVA, R. F. B. da; ZIMBACK, C. R. L. Combinação linear ponderada na definição de áreas prioritárias à conectividade entre fragmentos florestais em ambiente SIG. **Revista Árvore**, p. 1079-1090, 2012.

SAURA, S.; BODIN, Ö.; FORTIN, MJ. (ed.) Stepping Stones are Crucial for Species' Long-Distance dispersal and Range Expansion through Habitat Networks. **Journal of Applied Ecology**, v. 51, n. 1, p. 171-182, 2014.

SILVA, R. A. *et al.* Avaliação da cobertura florestal na paisagem de Mata Atlântica no ano de 2010, na região de Ouro Preto-MG. **Cerne**, v. 21, n. 2, p. 301-309, 2015.

TAMBOSI, L. R. *et al.* Funções eco-hidrológicas das florestas nativas e o Código Florestal. **Estudos Avançados**, v. 29, n. 84, p. 151-162, 2015.

UEZU, A.; METZGER, J. P.; VIELLIARD, J. M. E. Effects of Structural and Functional Connectivity and Patch Size on the Abundance of Seven Atlantic Forest bird species. **Biological Conservation**, v. 123, n. 4, p. 507-519, 2005.

VEDOVATO, L. B. *et al.* The Extent of 2014 Forest Fragmentation in the Brazilian Amazon. **Regional Environmental Change**, v. 16, n. 8, p. 2485-2490, 2016.

VIEIRA, D. L. M; HOLL, K. D.; PENEIREIRO, F. M. Agro-successional Restoration as a Strategy to Facilitate Tropical Forest Recovery. **Restoration Ecology**, v. 17, n. 4, p. 451-459, 2009.

ZIMBRES, B.; PERES, C. A.; MACHADO, R. B. Terrestrial Mammal Responses to Habitat Structure and Quality of Remnant Riparian Forests in an Amazonian cattle-ranching Landscape. **Biological Conservation**, v. 206, p. 283-292, 2017.

Contribuição individual

Todos os autores ofereceram substanciais contribuições científicas e intelectuais ao estudo. As tarefas de concepção e design do estudo, preparação e redação do manuscrito, bem como, revisão crítica foram desenvolvidas em grupo. O autor Diego Ruiz Soares ficou especialmente responsável pelos procedimentos metodológicos, aquisição dos dados, primeira discussão dos resultados e construção do corpo do artigo. As autoras Adriana Cavalieri Sais e Renata Evangelista de Oliveira pelo enriquecimento e coerência teórico-conceitual durante o desenvolvimento metodológico, além de discussões aprofundadas dos resultados (juntamente ao autor Diego) e atribuição de contornos finais à redação do artigo.

Diego Ruiz Soares - Graduado em Engenharia Ambiental pela Universidade de São Paulo (USP), mestre em Agroecologia e Desenvolvimento Rural pela Universidade Federal de São Carlos (UFSCar). E-mail: diegorsrp@gmail.com.
Orcid: <https://orcid.org/0000-0002-0435-8785>

Adriana Cavalieri Sais - Graduada em Agronomia (Fundação Pinhalense de Ensino), mestre e doutora em Engenharia Agrícola (Universidade Estadual de Campinas - FEAGRI/UNICAMP). Professora Adjunta do Departamento de Desenvolvimento Rural e Docente credenciada no Programa de Pós Graduação em Agroecologia e Desenvolvimento Rural da Universidade Federal de São Carlos (UFSCar). E-mail: acsais@ufscar.br. Orcid: <https://orcid.org/0000-0002-5169-882X>

Renata Evangelista de Oliveira - Graduada em Engenharia Florestal (Universidade Estadual Paulista - UNESP), mestre em Ciências Florestais (Universidade de São Paulo - ESALQ/USP) e doutora em Ciência Florestal (UNESP). Professora Associada do Departamento de Desenvolvimento Rural e Docente credenciada no Programa de Pós Graduação em Agroecologia e Desenvolvimento Rural da Universidade Federal de São Carlos (UFSCar). E-mail: reolivei@ufscar.br. Orcid: <https://orcid.org/0000-0002-4410-7809>

Recebido para publicação em 20 de agosto de 2020

Aceito para publicação em 12 de outubro de 2020

Publicado dia 29 de dezembro de 2020