



Dinâmica da cobertura florestal nativa na bacia hidrográfica do Rio Guandu, Espírito Santo, Brasil

 [Jocimar Caiafa Milagre](#)¹  [Lucas José Mendes](#)²  [Vicente Toledo Machado de Moraes Júnior](#)³

Resumo

Objetivo: Avaliar a dinâmica temporal da cobertura florestal nativa da bacia hidrográfica do Rio Guandu (GRHB) entre os anos de 1985 e 2020 por meio do uso de métricas de ecologia da paisagem.

Metodologia: Foi utilizado o uso e ocupação do solo do projeto MapBiomas nos anos de 1985 e 2020. Os fragmentos de floresta nativa foram classificados de acordo com seu tamanho em C1 (< 5 ha), C2 (5-25 ha), C3 (25,1-50 ha) e C4 (> 50 ha). O cálculo das métricas de ecologia da paisagem foi realizado a partir da extensão V-Late 2.0 no ArcGIS®.

Originalidade/Relevância: O estudo da dinâmica temporal da cobertura florestal de bacias hidrográficas é primordial na definição de ações estratégicas de conservação e restauração florestal visando a proteção dos recursos hídricos.

Resultados: A cobertura florestal nativa da GRHB aumentou aproximadamente 12%, com acréscimo no número e área média dos fragmentos. No geral, os remanescentes florestais ficaram mais próximos entre si e com maior densidade de borda. Foi verificado elevado número de fragmentos pequenos (< 5 ha) e os maiores fragmentos (> 50 ha) foram os principais responsáveis pela ampliação da cobertura florestal nativa da bacia.

Contribuições sociais/para a gestão: As ações de restauração florestal na GRHB devem priorizar a conectividade de fragmentos menores. Além de apoiar projetos de restauração florestal, os resultados auxiliam na aplicação de metodologias para implementação dos instrumentos de gestão de recursos hídricos, contribuindo para definir práticas e políticas de uso sustentável da água.

Palavras-chave: Mata Atlântica, recursos hídricos, restauração florestal, recuperação, ecologia da paisagem.

Cite as - American Psychological Association (APA)

Milagre, J. C., Mendes, L. J., & Moraes Júnior, V. T. M. (2024). Dinâmica da cobertura florestal nativa na bacia hidrográfica do Rio Guandu, Espírito Santo, Brasil. *J. Environ. Manag. & Sust.*, 13(1), 1-26, e24448. <https://doi.org/10.5585/2024.24448>

¹ Mestre em Engenharia Florestal. Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Espírito Santo – IFE. Nova Venécia, ES – Brasil. jocimarcaiafa@gmail.com

² Mestre em Engenharia Florestal. Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Espírito Santo – IFES. Nova Venécia, ES – Brasil. luucas.mendes@outlook.com

³ Doutor em Engenharia Florestal. Universidade Federal de Viçosa – UFV. Viçosa, MG – Brasil. vicente.moraisjr@gmail.com





NATIVE FOREST COVER DYNAMICS IN THE GUANDU RIVER HYDROGRAPHIC BASIN, ESPÍRITO SANTO STATE, BRAZIL

Abstract

Objective: We aimed to evaluate the temporal dynamics of the native forest cover in the Guandu River hydrographic basin (GRHB) between the years 1985 and 2020, using landscape ecology metrics.

Methodology: The land cover and land use values from the MapBiomias project in the years 1985 and 2020 were used. The native forest fragments were classified according to their size, as C1 (< 5 ha), C2 (5-25 ha), C3 (25.1-50 ha), and C4 (> 50 ha). Landscape ecology metrics were calculated using the V-Late 2.0 extension in ArcGIS®.

Originality/Relevance: Study of the temporal dynamics of forest cover of hydrographic basins is essential to define strategic forest conservation and restoration actions aimed at protecting water resources.

Results: The native forest cover of the GRHB increased by approximately 12%, with an increase in the number and average area of fragments. In general, the forest remnants became closer to each other and demonstrated a higher edge density. A high number of small fragments (< 5 ha) was verified and the largest fragments (> 50 ha) were the main factor responsible for the expansion of the native forest cover in the basin.

Social/management contributions: Forest restoration actions in the GRHB should prioritize the connectivity of smaller fragments. In addition to supporting forest restoration projects, the results contribute to the application of methodologies to implement water resource management instruments, helping to define practices and policies for sustainable water use.

Keywords: Atlantic Forest, water resources, forest restoration, recovery, landscape ecology.

DINÁMICA DE LA COBERTURA DE BOSQUES NATIVOS EN LA CUENCA HIDROGRAFICA DEL RÍO GUANDU, ESPÍRITO SANTO, BRASIL

Resumen

Objetivo: Evaluar la dinámica temporal de la cobertura de bosque nativo de la cuenca del río Guandu (GRHB) entre los años 1985 y 2020 mediante métricas de ecología del paisaje.

Metodología: Fueron utilizados los datos de uso y ocupación de suelo de los años 1985 y 2020 del proyecto MapBiomias. Los fragmentos de bosque nativo se clasificaron según su tamaño en C1 (< 5 ha), C2 (5-25 ha), C3 (25,1-50 ha) y C4 (> 50 ha). El cálculo de las métricas de ecología del paisaje se realizó utilizando la extensión V-Late 2.0 en ArcGIS®.

Originalidad/Relevancia: El estudio de la dinámica temporal de la cobertura forestal de las cuencas hidrográficas es fundamental para la definición de acciones estratégicas de conservación y restauración forestal encaminadas a proteger sus recursos hídricos.

Resultados: La cobertura de bosque nativo de GRHB aumentó aproximadamente un 12%, incrementándose en el número y área promedio de fragmentos. En general, los remanentes de bosque se acercaron unos a otros y con mayor densidad de borde. Se verificó un alto número de fragmentos pequeños (< 5 ha) y los fragmentos más grandes (> 50 ha) fueron los principales responsables de la expansión de la cobertura de bosque nativo de la cuenca.

Contribuciones sociales /de gestión: Las acciones de restauración forestal en GRHB deben priorizar la conectividad de fragmentos más pequeños. Además de apoyar proyectos de restauración forestal, los resultados ayudan en la aplicación de metodologías para la implementación de instrumentos de gestión de recursos hídricos, contribuyendo a definir prácticas y políticas para el uso sostenible del agua.

Palabras-clave: Mata Atlántica, recursos hídricos, restauración forestal, recuperación, ecología del paisaje.





Introdução

O acesso à água em quantidade e qualidade adequadas é um dos grandes desafios da atualidade (Şenol et al., 2023). De acordo com a Organização Mundial da Saúde (OMS), mais de 30 milhões de pessoas ainda não têm acesso a serviços de água potável geridos de forma segura no Brasil (OMS, 2020). Além de fatores de ordem econômica e social, a questão climática tem forte influência no acesso à água potável (Pokhrel et al., 2021). A maioria das regiões brasileiras enfrentou as secas mais severas e intensas dos últimos 60 anos entre 2011 e 2019, o que afetou o abastecimento de água e as atividades econômicas em diversos locais (Cunha et al., 2019). Essa problemática torna essencial o estudo dos fatores antrópicos e naturais que afetam a disponibilidade e qualidade da água.

As florestas têm a capacidade de atuar na manutenção da qualidade da água das bacias hidrográficas e na regularização da vazão de nascentes e cursos d'água (Mello et al., 2018; Ramião et al., 2020). As florestas podem potencialmente aumentar a precipitação em nível local por fornecer umidade atmosférica através da evapotranspiração (Zhang & Wei, 2021). Além de proteger os recursos hídricos (Lopes et al., 2020), as florestas apresentam funções como a manutenção da biodiversidade, sequestro de carbono e mitigação das mudanças climáticas globais (Bonan, 2008).

Apesar da variedade de serviços ecossistêmicos proporcionados pelas florestas, as atividades humanas degradaram intensamente áreas florestais nas últimas décadas, principalmente pela sua conversão em áreas de cultivo agrícola e pastagem (Gibbs et al., 2010; Maracahipes-Santos et al., 2020). O atual cenário de degradação ambiental e a estreita relação dos recursos hídricos com a vegetação demonstram que é importante avaliar a cobertura florestal das bacias hidrográficas presentes em áreas naturalmente florestais e sua dinâmica ao longo do tempo. Nesse sentido, o uso de métricas de ecologia da paisagem pode ser empregado para a avaliação da cobertura florestal e identificação dos padrões espaciais (Ponte





et al., 2017; McGarigal & Marks, 1995; Mendes et al., 2022; Pirovani et al., 2014; Santos et al., 2018; Yu et al., 2019).

Para o estudo da ecologia da paisagem, o sensoriamento remoto e o Sistema de Informações Geográficas (SIG) são comumente utilizados (Yu et al., 2019). Nos últimos anos, foram desenvolvidas diversas ferramentas para a obtenção de métricas de ecologia da paisagem (Lang & Blaschke, 2009), que podem ser empregadas, por exemplo, na quantificação da cobertura e fragmentação florestal (Mendes et al., 2022; Yu et al., 2019). Além disso, a ecologia da paisagem é usada no estudo de delimitação de corredores ecológicos (Santos et al., 2020; Saito et al., 2016; Santos et al., 2018).

A Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) (Lei Federal nº 9.433/1997) abrange normas e princípios para a gestão dos recursos hídricos e coloca a bacia hidrográfica como unidade territorial básica de implementação da PNRH (Brasil, 1997). No espaço da bacia hidrográfica é possível entender com mais clareza as inter-relações de componentes ambientais, como vegetação, solo, clima e recursos hídricos (Almeida, 2012). A caracterização de uma bacia hidrográfica auxilia na compreensão de conflitos antrópicos e no entendimento da dinâmica dos ecossistemas a nível local e regional (Almeida, 2012; Teodoro et al., 2007).

Inserida no baixo trecho da bacia do Rio Doce, a BHRG apresenta considerável grau de degradação ambiental e uso não planejado da água, com alto índice de desmatamento (Consórcio EcoPLAN - Lume, 2010), vulnerabilidade às secas e acirramento de conflitos pelo uso da água (Batista Júnior, 2012). Segundo dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), estima-se que a BHRG seja ocupada por cerca de 85 mil pessoas, que desempenham principalmente atividades agrícolas (IBGE, 2021b).

Mediante o exposto, o estudo da dinâmica da cobertura florestal da BHRG nas últimas décadas é primordial para a definição de ações estratégicas de conservação e restauração florestal visando a proteção dos seus recursos hídricos. Assim, o objetivo deste estudo foi

avaliar a dinâmica temporal da cobertura florestal nativa da BHRG entre os anos de 1985 e 2020 por meio do uso de métricas de ecologia da paisagem.

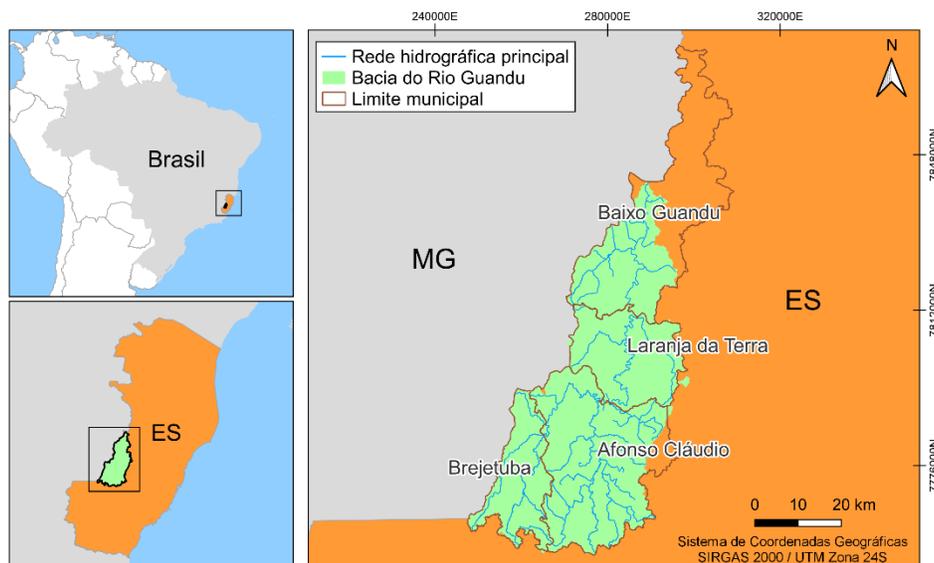
Metodologia

Área de estudo

O estudo foi desenvolvido na BHRG, localizada na região central serrana do Estado do Espírito Santo (ES), Brasil. A bacia abrange os municípios de Afonso Cláudio, Baixo Guandu, Brejetuba e Laranja da Terra (Figura 1). Integrante da rede hidrográfica da bacia do Rio Doce, o Rio Guandu se estende por cerca de 160 km desde sua nascente em Afonso Cláudio até a foz em Baixo Guandu (Batista Júnior, 2012), drenando uma área de aproximadamente 2.149 km² (IBGE, 2021a).

Figura 1

Localização da bacia hidrográfica do Rio Guandu no estado do Espírito Santo, Brasil. ES = Espírito Santo, MG = Minas Gerais



Fonte: Autores (2023).



A principal atividade de uso do solo na região da BHRG é a agropecuária (Consórcio Ecoplan - Lume, 2010), com destaque para os cultivos de café, tomate, inhame e banana e a criação de gado bovino. Os Índices de Desenvolvimento Humano Municipal são: 0,656 (Brejetuba e Laranja da Terra), 0,667 (Afonso Cláudio) e 0,702 (Baixo Guandu) (IBGE, 2010).

Segundo a classificação de Köppen, os climas da região são Aw - tropical com inverno seco (Baixo Guandu e Laranja da Terra), Cfa - subtropical úmido com verão quente (Afonso Cláudio) e Cfb - subtropical úmido com verão temperado (Brejetuba). Os valores de temperatura média anual nos quatro municípios da bacia variam entre 18,2 e 21,8°C e a precipitação média anual varia entre 1.231 e 1.269 mm (Alvares et al., 2013). A vegetação dominante na bacia é a Mata Atlântica, com predomínio das formações Floresta Ombrófila Densa e Floresta Estacional Semidecidual (IBGE, 2012).

A topografia da região da BHRG é caracterizada por relevo forte ondulado a montanhoso (Consórcio Ecoplan - Lume, 2010), com ocorrência principalmente de solos dos tipos Argissolo Vermelho, Cambissolo Háplico e Latossolo Vermelho-Amarelo (Santos et al., 2018). Com relação à hidrogeologia, cerca de 96% da bacia situa-se sobre os sistemas aquíferos fissurados das rochas cristalinas e 4% sobre aquíferos granulares ou porosos (Batista Júnior, 2012).

Métricas de ecologia da paisagem

O uso e ocupação do solo nos anos de 1985 e 2020 foi obtido a partir da base de dados de cobertura e uso do solo do Projeto de Mapeamento Anual do Uso e Cobertura da Terra no Brasil (MapBiomas), Coleção 6.0. A classificação do MapBiomas utiliza imagens do satélite Landsat, com resolução espacial de 30 metros, disponíveis na plataforma *Google Earth Engine* (MapBiomas, 2021). Para delimitação da bacia, foram utilizados arquivos vetoriais disponibilizados no sítio eletrônico do IBGE (IBGE, 2021a).

As classes de uso e ocupação do solo do MapBiomas ocorrentes na BHRG foram reclassificadas em Floresta (formação florestal e formação savânica), Agropecuária (pastagem,



silvicultura, mosaico de agricultura e pastagem, outras lavouras temporárias e café), Área não Vegetada (área urbanizada e outras áreas não vegetadas), Formação Natural não Florestal (campo alagado e área pantanosa e afloramento rochoso) e Corpo D'água (rio, lago e oceano) (Tabela 1).

Tabela 1

Descrição das classes de uso e ocupação do solo ocorrentes no bioma Mata Atlântica

Classe	Subclasse	Descrição
Floresta	Formação Florestal	Floresta Ombrófila Densa, Floresta Ombrófila Aberta, Floresta Ombrófila Mista, Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Estacional Decidual e Formação Pioneira Arbórea.
	Formação Savânica	Savanas, Savana-Estépica Florestada, Savana-Estépica Arborizada.
Agropecuária	Silvicultura	Espécies arbóreas plantadas para fins comerciais, como eucalipto e pinus.
	Pastagem	Área de pastagem, predominantemente plantadas, vinculadas à atividade agropecuária. As áreas de pastagem natural são predominantemente classificadas como formação campestre que podem ou não ser pastejadas.
	Mosaico de Agricultura e Pastagem	Áreas de uso agropecuário onde não foi possível distinguir entre pastagem e agricultura.
	Outras Lavouras Temporárias	Áreas ocupadas com cultivos agrícolas de curta ou média duração, geralmente com ciclo vegetativo inferior a um ano, que após a colheita necessitam de novo plantio para produzir.
	Café	Áreas cultivadas com a cultura do café.
Área não Vegetada	Área Urbanizada	Áreas urbanizadas com predomínio de superfícies não vegetadas, incluindo estradas, vias e edificações.
	Outras Áreas não Vegetadas	Áreas de superfícies não permeáveis (infraestrutura, expansão urbana ou mineração) não mapeadas em suas classes.
Formação Natural não Florestal	Campo Alagado e Área Pantanosa	Vegetação com influência fluvial e/ou lacustre.
	Afloramento Rochoso	Rochas naturalmente expostas na superfície terrestre sem cobertura de solo, muitas vezes com presença parcial de vegetação rupícola e alta declividade.
Corpo D'água	Rio, Lago e Oceano	Rios, lagos, represas, reservatórios e outros corpos d'água.

Fonte: MapBiomias (2021)

Para a quantificação e caracterização dos fragmentos florestais da classe Floresta foram utilizadas métricas de ecologia da paisagem. Os fragmentos foram classificados, de acordo com o seu tamanho, em C1 (< 5 ha), C2 (5-25 ha), C3 (25,1-50 ha) e C4 (> 50 ha). Os



cálculos das métricas de ecologia da paisagem foram realizados pela extensão *Vector-based Landscape Analysis Tools 2.0 (V-Late 2.0)* (Lang & Tiede, 2003) do ArcGIS® (versão 10.8).

As métricas de área da classe (CA), área média dos fragmentos (MPS), número de fragmentos (NP), desvio padrão da área dos fragmentos (PSSD), coeficiente de variação da área dos fragmentos (PSCoV), densidade de borda (ED) e distância média do fragmento mais próximo (MNN) foram calculadas conforme McGarigal & Marks (1995). As métricas foram agrupadas de acordo com sua natureza em área e densidade, borda e proximidade (Tabela 2).

Tabela 2

Métricas de ecologia da paisagem calculadas para os fragmentos de floresta nativa da bacia hidrográfica do Rio Guandu, Espírito Santo, Brasil

Grupo	Métrica	Descrição
Área e Densidade	Área da classe (CA)	A área da classe (em ha) é uma medida da composição da paisagem e representa quanto da paisagem é composta por um determinado tipo de fragmento. É a soma de todas as áreas pertencentes a uma determinada classe. Essa métrica é importante em várias aplicações ecológicas, como por exemplo, no estudo quantitativo da fragmentação de habitats.
	Área média dos fragmentos (MPS)	A área média dos fragmentos (em ha) indica o tamanho médio da área dentro de uma determinada classe. A MPS pode servir como um índice de fragmentação do habitat, embora com algumas limitações que possam reduzir sua utilidade a esse respeito.
	Número de fragmentos (NP)	O número de fragmentos refere-se à soma dos fragmentos pertencentes a uma determinada classe. O NP de um determinado tipo de habitat pode afetar uma variedade de processos ecológicos, dependendo do contexto da paisagem.
	Desvio padrão da área dos fragmentos (PSSD)	O desvio padrão da área dos fragmentos (em ha) é uma medida de variação absoluta. Refere-se à função da área média do fragmento e da diferença de área entre os fragmentos. Embora o PSSD transmita informações sobre a variabilidade do tamanho do fragmento, é um parâmetro difícil de interpretar sem considerar a área média do fragmento.
	Coefficiente de variação da área dos fragmentos (PSCoV)	O coeficiente de variação da área dos fragmentos (em %) mede a variabilidade relativa em torno da média e não a variabilidade absoluta. Portanto, não é necessário saber o tamanho médio dos fragmentos para interpretar o coeficiente de variação. O PSCoV é geralmente melhor que o desvio padrão para comparar a variabilidade entre paisagens. No entanto, o PSCoV pode ser enganoso em relação à estrutura da paisagem na ausência de informações sobre o número de fragmentos ou densidade de fragmentos e outras características estruturais.
Borda	Densidade de borda (ED)	A densidade de borda (em m ha ⁻¹) compreende a relação entre o comprimento total da borda e área total dos fragmentos de uma determinada classe. ED padroniza a borda para uma base por unidade de área, o que facilita comparações entre paisagens de vários tamanhos. Os valores calculados para ED não devem ser comparados entre imagens com resoluções diferentes, já que ED é afetada pela resolução.
Proximidade e	Distância média do fragmento mais próximo (MNN)	A distância média do fragmento mais próximo (em m) mede o padrão espacial da paisagem. Se o valor for maior, a distância entre fragmentos do mesmo tipo é maior e a distribuição é mais dispersa. No nível de classe, MNN pode ser calculada apenas se ocorrerem pelo menos dois fragmentos do tipo correspondente. No nível da paisagem, a distância média do vizinho mais próximo considera apenas fragmentos com vizinhos.

Fonte: McGarigal & Marks (1995).

Resultados e discussão

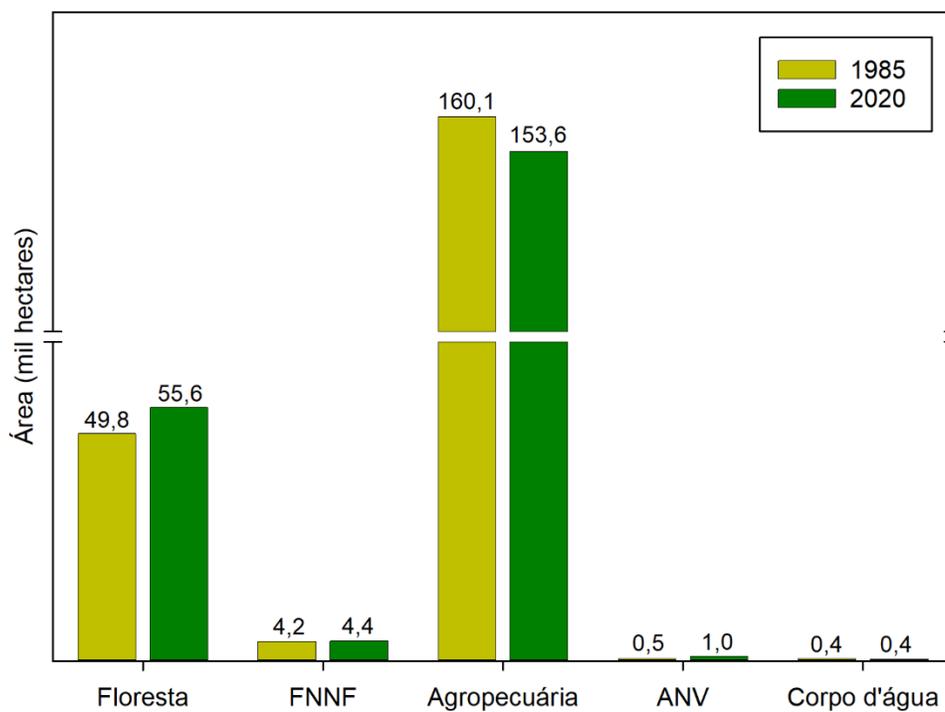


Na BHRG houve aumento das áreas de floresta nativa (5.764 ha), formações naturais não florestais (153 ha) e áreas não vegetadas (549 ha) (Figura 2). Por outro lado, ocorreu diminuição das áreas destinadas à agropecuária (6.422 ha) e não foi verificada mudanças nos corpos d'água. O aumento das áreas de floresta nativa e formações naturais não florestais se deu majoritariamente em locais anteriormente ocupados por atividades agropecuárias. A maior exigência de regularização ambiental das propriedades rurais com a implementação da Lei Federal nº 12.651/2012 (Código Florestal) (Brasil, 2012) pode ter contribuído para aumentar a cobertura de vegetação nativa na bacia (Klein et al., 2015; Parras et al., 2020). O aumento de áreas não vegetadas provavelmente está associado ao processo de urbanização e crescimento populacional nos últimos anos nos municípios da BHRG (IBGE, 1997, 2010).

Figura 2



Uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica do Rio Guandu nos anos de 1985 e 2020, Espírito Santo, Brasil. FNNF = Formação Natural não Florestal, ANV = Área não Vegetada



Fonte: Autores (2023).

As áreas com vegetação nativa (Floresta e Formações Naturais não Florestais) representaram em 2020 aproximadamente 28% da área total da bacia (Figura 2). De acordo com o Código Florestal, toda propriedade rural no bioma Mata Atlântica deve ter pelo menos 20% de vegetação nativa a título de Reserva Legal (Brasil, 2012). Entretanto, ainda teria que ser considerado as Áreas de Preservação Permanente (APP). Segundo o Consórcio Ecoplan - Lume (2010) em 2006, mais de 40% das nascentes da bacia não estavam protegidas por matas e mais de 80% das margens de rios, riachos, lagos e lagoas não apresentavam mata ciliar em bom estado de conservação. Nas áreas de encostas essa situação foi ainda pior, principalmente nos municípios de Afonso Cláudio e Baixo Guandu, onde a proteção foi menor que 2%.

O Código Florestal também prevê a instituição de programas de apoio técnico e incentivos financeiros, como o pagamento por serviços ambientais (PSA) (Brasil, 2012). No ES,



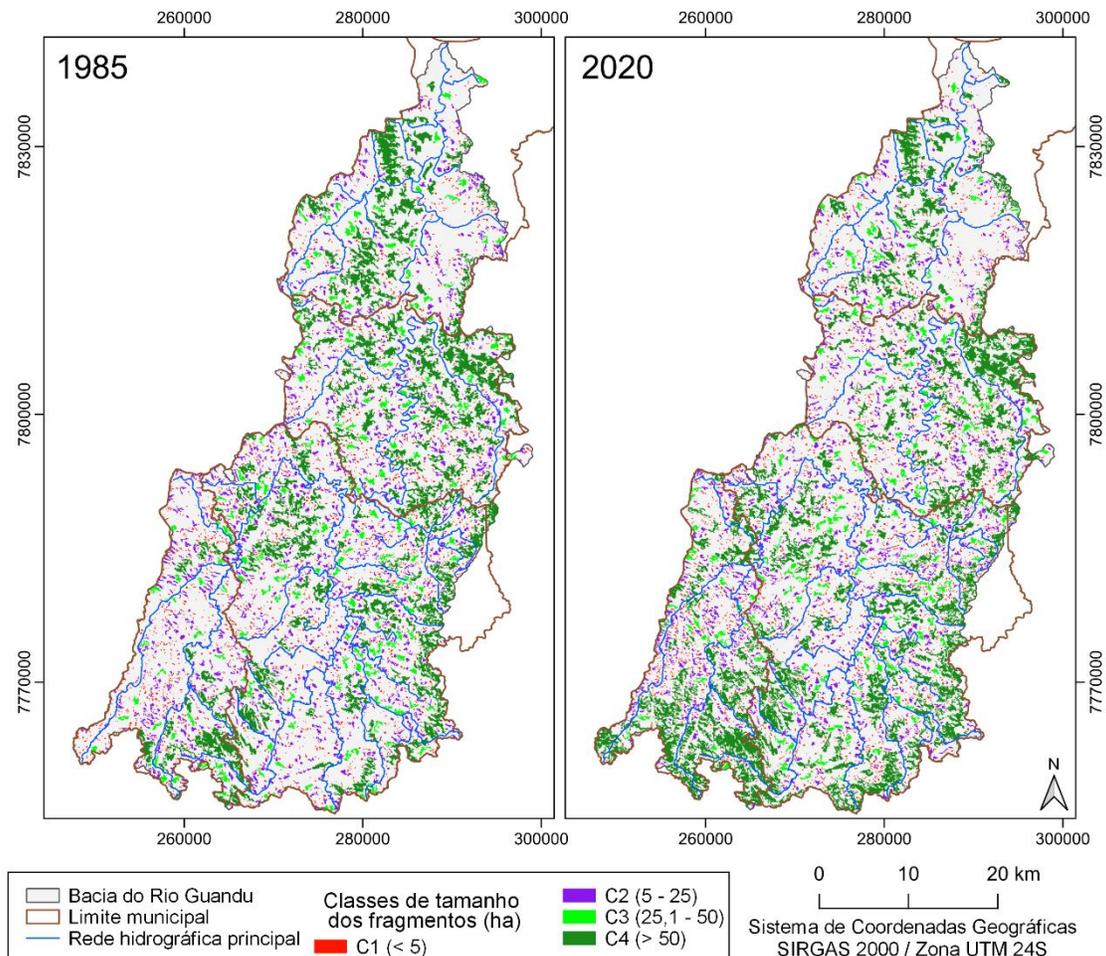
o Programa Reflorestar, iniciado em 2012, é uma iniciativa de PSA que visa a recuperação e conservação da vegetação florestal para garantir a disponibilidade de água e a conservação do solo e da biodiversidade (Benini et al., 2016). Nos municípios da BHRG, o Programa Reflorestar foi responsável por compensar produtores pela conservação e recuperação de mais de 2,1 mil hectares no período de 2015 a 2019 (SEAMA, 2021).

Em ambos os anos, a análise espacial da cobertura florestal nativa demonstrou o predomínio de fragmentos pequenos (< 5 ha), embora os fragmentos grandes (> 50 ha) sejam responsáveis por ocupar a maior parte da área com floresta da BHRG (Figura 3 e Tabela 3). Os aumentos de NP e CA ocorreram nas classes C1 e C4, enquanto em C2 e C3 houve diminuição dos valores nos anos analisados. Já para MPS foi verificada pequena diminuição dos valores em C1 e C3, estabilidade em C2 e aumento de mais de 30 ha em C4. Tanto em 1985 como 2020, os valores de PSCoV apresentaram maior variabilidade relativa da área dos fragmentos em C1 e C4.

Figura 3



Fragmentos de floresta nativa da bacia hidrográfica do Rio Guandu nos anos de 1985 e 2020, Espírito Santo, Brasil



Fonte: Autores (2023).

Os valores totais de NP, CA e MPS aumentaram entre os anos analisados em cerca de 7%, 12% e 4%, respectivamente (Tabela 3). Os aumentos totais de CA e MPS são reflexo principalmente do aumento dessas métricas na classe C4, que apresenta elevada representatividade na área total de florestas nativas. Os fragmentos de C4 representaram 55% e 62% da cobertura florestal nativa da bacia em 1985 e 2020, respectivamente. Em conjunto, os aumentos totais de NP, CA e MPS indicam diminuição do grau de fragmentação da paisagem florestal na BHRG entre os anos de 1985 e 2020.

Tabela 3

Métricas de ecologia da paisagem dos fragmentos de floresta nativa da bacia hidrográfica do Rio Guandu nos anos de 1985 e 2020, Espírito Santo, Brasil. CA = Área da classe, MPS = Área média dos fragmentos, NP = Número de fragmentos, PSSD = Desvio padrão da área dos fragmentos, PSCoV = Coeficiente de variação da área dos fragmentos, ED = Densidade de borda, MNN = Distância média do fragmento mais próximo

Ano	Grupo	Métrica	Classes de tamanho (ha)				Total
			C1 (< 5)	C2 (5-25)	C3 (25,1-50)	C4 (> 50)	
1985	Área e Densidade	CA (ha)	5.350,7	10.903,1	6.059,6	27.482,5	49.795,8
		MPS (ha)	1,7	10,9	35,6	151,0	11,1
		NP*	3.142	1.002	170	182	4.496
		PSSD (ha)	1,20	5,21	7,16	159,38	43,75
		PSCoV (%)	70,5	47,9	20,1	105,5	395,0
	Borda	ED (m ha ⁻¹)	437,0	240,8	177,4	143,4	200,4
	Proximidade	MNN (m)	227,8	312,6	1.108,3	364,6	285,5
2020	Área e Densidade	CA (ha)	5.709,5	9.932,3	5.446,5	34.471,0	55.559,3
		MPS (ha)	1,6	10,9	34,0	182,4	11,6
		NP*	3.553	908	160	189	4.810
		PSSD (ha)	1,2	5,2	6,9	256,7	61,9
		PSCoV (%)	73,9	47,7	20,1	140,7	536,0
	Borda	ED (m ha ⁻¹)	467,9	258,5	198,2	160,8	213,5
	Proximidade	MNN (m)	201,7	333,2	941,5	369,2	257,8

* adimensional

Fonte: Autores (2023).

ED diminuiu entre as classes de tamanho com o aumento da área dos fragmentos (Tabela 3). Entre 1985 e 2020, o valor total de ED aumentou cerca de 7%, com aumento nas quatro classes de tamanho. O maior aumento de ED ocorreu em C1, classe com fragmentos menores que 5 ha e que apresentou o maior número de fragmentos novos em 2020. Maiores valores de ED representam maior efeito de borda (McGarigal & Cushman, 2002). O aumento do efeito de borda de remanescentes florestais tem efeitos ecológicos negativos, já que



provoca modificações nas condições abióticas e facilita intervenções antrópicas nos fragmentos (Haddad et al., 2015).

Os menores valores de MNN em ambos os anos foram observados em C1, o que está diretamente relacionado ao maior NP nesta classe (Tabela 3). O maior aumento de proximidade entre os fragmentos no período analisado ocorreu em C3 (aproximadamente 167 m). Já em C2 e C4 houve diminuição na proximidade entre os fragmentos, porém em menor proporção. A maior proximidade entre os fragmentos menores demonstra sua importância na conexão de fragmentos maiores na paisagem (Moreira et al., 2018). No total, a distância média entre os fragmentos da paisagem diminuiu 27,8 m entre os anos de 1985 e 2020. Essa diminuição representa um aumento da proximidade dos remanescentes florestais da bacia, porém os mesmos ainda se encontram muito distanciados entre si (MNN > 200 m). A maior proximidade entre fragmentos de floresta nativa propicia a formação de mosaicos funcionalmente interligados (Diniz et al., 2021). Além disso, a resiliência desejável nos processos de restauração florestal é favorecida quando a área a ser restaurada encontra-se mais próxima de remanescentes de vegetação nativa que possam fornecer propágulos de diferentes espécies (Safar et al., 2020).

A cobertura de floresta nativa na BHRG (25,8%) mostra um cenário de conservação supostamente melhor do que em outras bacias hidrográficas do ES. Na bacia do Rio Itapemirim, na região sul do ES, a cobertura florestal foi de 17% (Pirovani et al., 2014) e na bacia do Rio São Mateus, no norte do estado, apenas 7,8% da bacia foi composta por floresta nativa (Mendes et al., 2022). O melhor nível de conservação florestal na BHRG pode estar associado a fatores antrópicos e naturais. A maior declividade na BHRG e na bacia do Rio Itapemirim, quando comparado com a Bacia do Rio São Mateus, por exemplo, ajuda a explicar seus melhores índices de cobertura florestal. O relevo acidentado e a dificuldade de acesso geralmente dificultam as mudanças de uso do solo. A topografia tem sido considerada para



explicar não só a cobertura florestal, mas também a diversidade de espécies na Mata Atlântica (Freitas et al., 2010).

Estima-se que apenas 15,3% do território do ES seja coberto por remanescentes de floresta nativa (Santos et al., 2020). Iniciativas públicas como o “Plano de Desenvolvimento Espírito Santo 2030” são essenciais para a conservação e ampliação da cobertura da Mata Atlântica no estado. Com o plano, o governo estadual prevê aumentar a cobertura florestal da Mata Atlântica no ES em 8% até 2030 por meio da viabilização da eficiência dos programas de reflorestamento e recuperação de nascentes, com destaque para o Programa Reflorestar (Espírito Santo, 2013).

O déficit de cobertura florestal nativa no ES está inserido num contexto mais amplo de degradação do bioma Mata Atlântica, considerado um *hotspot* de biodiversidade global (Rezende et al., 2018). Diante do elevado grau de desmatamento, a Mata Atlântica se tornou um dos ecossistemas brasileiros mais explorados e fragmentados (Araujo et al., 2015). Mesmo assim, remanescentes florestais presentes em paisagens degradadas possuem grande relevância ambiental (Garcia et al., 2021; Mesa-Sierra et al., 2022). Regiões tropicais altamente fragmentadas são importantes na manutenção da funcionalidade da paisagem e no fornecimento de serviços ecossistêmicos essenciais, como o sequestro de carbono (Mesa-Sierra et al., 2022).

Recentes estudos têm reforçado a necessidade de conservar e restaurar a vegetação nativa de bacias hidrográficas com grande percentual de áreas antrópicas, como é o caso da BHRG. O tipo de uso e ocupação do solo no entorno de nascentes e cursos d’água podem refletir em indicadores da qualidade da água (Fierro et al., 2017; Mello et al., 2018; Ramião et al., 2020; Tolkinen et al., 2020). A cobertura florestal é o tipo de uso e ocupação do solo mais importante para a manutenção da qualidade da água em cursos hídricos de menor ordem (Mello et al., 2018). Além do uso e ocupação do solo na faixa ripária influenciar na qualidade da



água, as matas ciliares são essenciais para reduzir a exportação de nutrientes para os ecossistemas a jusante (Ramião et al., 2020).

Por outro lado, há preocupação no meio científico de como a restauração florestal pode interferir na disponibilidade hídrica (Filoso et al., 2017; Jones et al., 2022; Zhang & Wei, 2021; Zhao et al., 2020). Modelos indicam que a disponibilidade de água também pode reduzir em áreas florestais restauradas (Hoek van Dijke et al., 2022). Um estudo realizado em parte de uma bacia hidrográfica com restauração florestal no sudeste do Brasil demonstrou que a vazão dos cursos hídricos não foi alterada nos primeiros anos (Ferraz et al., 2021). No entanto, é preciso avançar em pesquisas relacionando a restauração florestal com a disponibilidade hídrica no Brasil, especialmente estudos de longo prazo. Nesse sentido, também é preciso pontuar que além de proteger os recursos hídricos (Lopes et al., 2020), o estabelecimento de espécies florestais proporciona benefícios como manutenção da biodiversidade (Pillay et al., 2022) e remoção de carbono da atmosfera (Morais Junior et al., 2020; Milagre et al., 2023).

Para a proteção dos recursos hídricos da BHRG é essencial ampliar as estratégias de restauração florestal para acelerar o aumento da cobertura de vegetação nativa. A definição das técnicas de restauração da vegetação nativa deve levar em consideração o grau de degradação, o potencial de regeneração natural e a matriz em que a área a ser restaurada está inserida (Rodrigues et al., 2009), além de aspectos econômicos e sociais (Castro et al., 2021; Elias et al., 2022; Fleischman et al., 2022). A escolha de espécies nativas para os projetos de restauração florestal deve considerar características ecológicas das espécies (Morais Junior et al., 2020; Giannini et al., 2017; Rodrigues et al., 2009) e sua relação com outros componentes do ecossistema, como o solo (Mendes et al., 2021), a fauna (Giannini et al., 2017) e os recursos hídricos (Zhao et al., 2020).

Conclusões

O uso de métricas de ecologia da paisagem permitiu quantificar a cobertura de floresta nativa da BHRG e avaliar sua dinâmica temporal, além de possibilitar a caracterização da





fragmentação florestal. Entre os anos de 1985 e 2020, a cobertura florestal nativa aumentou aproximadamente 12%, principalmente em função do aumento do número e área de fragmentos maiores que 50 ha. Apesar da ampliação da área de floresta nativa, o elevado número de fragmentos pequenos (< 5 ha) demonstra que é preciso desenvolver ações de conservação e restauração florestal na BHRG.

Ações de restauração florestal com foco na proteção dos recursos hídricos da BHRG devem priorizar as APP hídricas degradadas, visando a conectividade de fragmentos de vegetação nativa para a formação de mosaicos interligados. Além de fornecer informações para projetos de recuperação e restauração florestal na BHRG, os resultados encontrados neste estudo auxiliam na aplicação de metodologias para implementação dos instrumentos de gestão de recursos hídricos, contribuindo para definir práticas e políticas de uso sustentável da água.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Projeto de Mapeamento Anual do Uso e Cobertura da Terra no Brasil (MapBiomas) pela disponibilização do mapeamento de uso e ocupação do solo e ao Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) pela disponibilização dos arquivos vetoriais utilizados neste estudo.

References

- Almeida, L. Q. (2012). *Riscos ambientais e vulnerabilidades nas cidades brasileiras: conceitos, metodologias e aplicações*. Cultura Acadêmica.
- Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., Gonçalves, J. L. M., & Sparovek, G. (2013). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22(6), 711–728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- Araujo, L. S., Komonen, A., & Lopes-Andrade, C. (2015). Influences of landscape structure on diversity of beetles associated with bracket fungi in Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation*, 191, 659–666. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.08.026>





- Batista Júnior, W. (2012). *Identificação e avaliação dos fatores de ocorrência de secas na bacia do Rio Guandu - Espírito Santo* [Tese de doutorado]. Universidade Federal de Viçosa.
- Benini, R. M., Sossai, M. F., Padovezi, A., & Matsumoto, M. H. (2016). Plano estratégico da cadeia da restauração florestal: o caso do Espírito Santo. Em A. P. M. Silva, H. R. Marques, & R. H. R. Sambuichi (Orgs.), *Mudanças no Código Florestal Brasileiro: desafios para a implementação da nova lei* (p. 209–234). Ipea.
- Bonan, G. B. (2008). Forests and Climate Change: Forcings, Feedbacks, and the Climate Benefits of Forests. *Science*, 320(5882), 1444–1449. <https://doi.org/10.1126/science.1155121>
- Brasil. (1997). *Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997*. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9433.htm
- Brasil. (2012). *Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012*. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm
- Castro, J., Morales-Rueda, F., Navarro, F. B., Löf, M., Vacchiano, G., & Alcaraz-Segura, D. (2021). Precision restoration: a necessary approach to foster forest recovery in the 21st century. *Restoration Ecology*, 29(7). <https://doi.org/10.1111/rec.13421>
- Consórcio Ecoplan - Lume. (2010). *Plano de Ação de Recursos Hídricos da Unidade de Análise Guandu - PARH GUANDU*. https://www.cbhdoce.org.br/wp-content/uploads/2015/01/PARH_Guandu.pdf
- Cunha, A. P. M. A., Zeri, M., Leal, K. D., Costa, L., Cuartas, L. A., Marengo, J. A., Tomasella, J., Vieira, R. M., Barbosa, A. A., Cunningham, C., Garcia, J. V. C., Broedel, E., Alvalá, R., & Ribeiro-Neto, G. (2019). Extreme Drought Events over Brazil from 2011 to 2019. *Atmosphere*, 10(11), 642. <https://doi.org/10.3390/atmos10110642>
- Diniz, M. F., Coelho, M. T. P., Sousa, F. G., Hasui, É., & Loyola, R. (2021). The underestimated role of small fragments for carnivore dispersal in the Atlantic Forest. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 19(1), 81–89. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2020.12.001>





- Elias, M., Kandel, M., Mansourian, S., Meinzen-Dick, R., Crossland, M., Joshi, D., Kariuki, J., Lee, L. C., McElwee, P., Sen, A., Sigman, E., Singh, R., Adamczyk, E. M., Addoah, T., Agaba, G., Alare, R. S., Anderson, W., Arulingam, I., Bellis, S. Kung V., ... Winowiecki, L. (2022). Ten people-centered rules for socially sustainable ecosystem restoration. *Restoration Ecology*, 30(4). <https://doi.org/10.1111/rec.13574>
- Espírito Santo. (2013). *Plano de Desenvolvimento Espírito Santo 2030*. Contemporânea Ltda. <https://planejamento.es.gov.br/plano-es-2030>
- Ferraz, S. F. B., Rodrigues, C. B., Garcia, L. G., Peña-Sierra, D., Fransozi, A., Ogasawara, M. E. K., Vasquez, K., Moreira, R. M., & Cassiano, C. C. (2021). How do management alternatives of fast-growing forests affect water quantity and quality in southeastern Brazil? Insights from a paired catchment experiment. *Hydrological Processes*, 35(9). <https://doi.org/10.1002/hyp.14317>
- Fierro, P., Bertrán, C., Tapia, J., Hauenstein, E., Peña-Cortés, F., Vergara, C., Cerna, C., & Vargas-Chacoff, L. (2017). Effects of local land-use on riparian vegetation, water quality, and the functional organization of macroinvertebrate assemblages. *Science of The Total Environment*, 609, 724–734. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.197>
- Filoso, S., Bezerra, M. O., Weiss, K. C. B., & Palmer, M. A. (2017). Impacts of forest restoration on water yield: A systematic review. *PLOS ONE*, 12(8), e0183210. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0183210>
- Fleischman, F., Coleman, E., Fischer, H., Kashwan, P., Pfeifer, M., Ramprasad, V., Solorzano, C. R., & Veldman, J. W. (2022). Restoration prioritization must be informed by marginalized people. *Nature*, 607(7918), E5–E6. <https://doi.org/10.1038/s41586-022-04733-x>
- Freitas, S. R., Hawbaker, T. J., & Metzger, J. P. (2010). Effects of roads, topography, and land use on forest cover dynamics in the Brazilian Atlantic Forest. *Forest Ecology and Management*, 259(3), 410–417. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.10.036>





- Garcia, J. M., Silva, J. C., & Longo, R. M. (2021). Relação entre uso e ocupação do solo e potenciais serviços ambientais em microbacia hidrográfica urbana. *Revista de Gestão Ambiental e Sustentabilidade*, 10(1). <https://doi.org/10.5585/geas.v10i1.17012>
- Giannini, T. C., Giulietti, A. M., Harley, R. M., Viana, P. L., Jaffe, R., Alves, R., Pinto, C. E., Mota, N. F. O., Caldeira, C. F., Imperatriz-Fonseca, V. L., Furtini, A. E., & Siqueira, J. O. (2017). Selecting plant species for practical restoration of degraded lands using a multiple-trait approach. *Austral Ecology*, 42(5), 510–521. <https://doi.org/10.1111/aec.12470>
- Gibbs, H. K., Ruesch, A. S., Achard, F., Clayton, M. K., Holmgren, P., Ramankutty, N., & Foley, J. A. (2010). Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(38), 16732–16737. <https://doi.org/10.1073/pnas.0910275107>
- Haddad, N. M., Brudvig, L. A., Clobert, J., Davies, K. F., Gonzalez, A., Holt, R. D., Lovejoy, T. E., Sexton, J. O., Austin, M. P., Collins, C. D., Cook, W. M., Damschen, E. I., Ewers, R. M., Foster, B. L., Jenkins, C. N., King, A. J., Laurance, W. F., Levey, D. J., Margules, C. R., ... Townshend, J. R. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, 1(2). <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>
- Hoek van Dijke, A. J., Herold, M., Mallick, K., Benedict, I., Machwitz, M., Schlerf, M., Pranindita, A., Theeuwen, J. J. E., Bastin, J. F., & Teuling, A. J. (2022). Shifts in regional water availability due to global tree restoration. *Nature Geoscience*, 15(5), 363–368. <https://doi.org/10.1038/s41561-022-00935-0>
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (1997). *Estimativas da População - 1997*. <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/sociais/populacao/9103-estimativas-de-populacao.html?edicao=17283&t=downloads>
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2010). *Censo 2010*. 2010. <https://censo2010.ibge.gov.br/>



- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2012). *Manual técnico da vegetação brasileira*. IBGE. <https://www.terrabrasil.org.br/ecotecadigital/pdf/manual-tecnico-da-vegetacao-brasileira.pdf>
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2021a). *Bacias e Divisões Hidrográficas do Brasil*. 2021. <https://www.ibge.gov.br/geociencias/informacoes-ambientais/estudos-ambientais.html>
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2021b). *Cidades e Estados do Brasil*. <https://cidades.ibge.gov.br/>
- Jones, J., Ellison, D., Ferraz, S., Lara, A., Wei, X., & Zhang, Z. (2022). Forest restoration and hydrology. *Forest Ecology and Management*, 520, 120342. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120342>
- Klein, L., Fragalli, A., Panhoca, L., & Garcias, P. (2015). Mudanças do Código Florestal: Uma Análise Institucional da Percepção de Produtores Agrícolas de um Município do Paraná. *Revista de Gestão Ambiental e Sustentabilidade*, 4(1), 124–138. <https://doi.org/10.5585/geas.v4i1.165>
- Lang, S., & Blaschke, T. (2009). *Análise da paisagem com SIG. Tradução: Hermann Kux*. Oficina de Textos.
- Lang, S., & Tiede, D. (2003). vLATE Extension für ArcGIS–vektorbasiertes Tool zur quantitativen Landschaftsstrukturanalyse. *ESRI Anwenderkonferenz*, 1–10.
- Lopes, T. R., Moura, L. B., Nascimento, J. G., Fraga Junior, L. S., Zolin, C. A., Duarte, S. N., Folegatti, M. V., & Santos, O. N. A. (2020). Priority areas for forest restoration aiming at the maintenance of water resources in a basin in the Cerrado/Amazon ecotone, Brazil. *Journal of South American Earth Sciences*, 101, 102630. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2020.102630>
- MapBiomas. (2021). *Coleção 6 da Série Anual de Mapas da Cobertura e Uso do Solo do Brasil*. <https://mapbiomas.org/>



- Maracahipes-Santos, L., Silvério, D. V., Macedo, M. N., Maracahipes, L., Jankowski, K. J., Paolucci, L. N., Neill, C., & Brando, P. M. (2020). Agricultural land-use change alters the structure and diversity of Amazon riparian forests. *Biological Conservation*, 252, 108862. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108862>
- McGarigal, K., & Cushman, S. A. (2002). Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. *Ecological applications*, 12(2), 335–345. [https://doi.org/https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2002\)012\[0335:CEOEAT\]2.0.CO;2](https://doi.org/https://doi.org/10.1890/1051-0761(2002)012[0335:CEOEAT]2.0.CO;2)
- McGarigal, K., & Marks, B. J. (1995). *FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure*. <https://doi.org/10.2737/PNW-GTR-351>
- Mello, K., Valente, R. A., Randhir, T. O., Santos, A. C. A., & Vettorazzi, C. A. (2018). Effects of land use and land cover on water quality of low-order streams in Southeastern Brazil: Watershed versus riparian zone. *CATENA*, 167, 130–138. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.04.027>
- Mendes, L. J., Milagre, J. C., Morais Júnior, V. T. M., & Coswosk, G. G. (2022). Forest cover analysis of a highly fragmented basin in northern Espírito Santo State, Brazil. *Scientia Forestalis*, 50. <https://doi.org/10.18671/scifor.v50.32>
- Mendes, L. J., Paula, R. R., Souza, P. H., Caldeira, M. V. W., Campanharo, Í. F., Trivelin, P. C. O., & Delarmelina, W. M. (2021). Nitrogen accumulated and biologically fixed by uninoculated *Anadenanthera peregrina* (L.) Speg trees under monospecific stands in the Atlantic Forest biome. *Brazilian Journal of Botany*, 44(2), 503–512. <https://doi.org/10.1007/s40415-021-00713-z>
- Mesa-Sierra, N., Laborde, J., Chaplin-Kramer, R., & Escobar, F. (2022). Carbon stocks in a highly fragmented landscape with seasonally dry tropical forest in the Neotropics. *Forest Ecosystems*, 9, 100016. <https://doi.org/10.1016/j.fecs.2022.100016>
- Milagre, J. C., Mendes, L. J., Torres, C. M. M. E., Pereira, M. C., Dick, G., Schumacher, M. V., & Morais, V. T. M. (2023). GHG emissions and removals of a federal institute campus from Brazil. *Scientia Forestalis*, 51. <https://doi.org/10.18671/scifor.v51.09>



- Morais Junior, V. T. M., Jacovine, L. A. G., Alves, E. B. B. M., Torres, C. M. M. E., Faustino, I. S., França, L. C. J., Rocha, S. J. S. S., Simiqueli, G. F., Silva, L. B., & Cruz, R. A. (2020). Growth and survival of potential tree species for carbon-offset in degraded areas from southeast Brazil. *Ecological Indicators*, 117. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106514>
- Moreira, G. L., Araujo, E. C. G., Celestino, P. C. G., Silva, T. C., Silva, V. S., & Feliciano, A. L. P. (2018). Landscape Ecology and Geotechnologies as Tools for the Management of Biological Conservation. *Journal of Experimental Agriculture International*, 27(1), 1–12. <https://doi.org/10.9734/JEAI/2018/43641>
- OMS - Organização Mundial da Saúde. (2020). *The Global Health Observatory. Water, sanitation and hygiene*. [https://www.who.int/data/gho/data/indicators/indicator-details/GHO/population-using-safely-managed-drinking-water-services-\(-\)](https://www.who.int/data/gho/data/indicators/indicator-details/GHO/population-using-safely-managed-drinking-water-services-(-))
- Parras, R., Mendonça, G. C., Araújo Costa, R. C., Pissarra, T. C. T., Valera, C. A., Fernandes, L. F. S., & Leal Pacheco, F. A. (2020). The Configuration of Forest Cover in Ribeirão Preto: A Diagnosis of Brazil's Forest Code Implementation. *Sustainability*, 12(14), 5686. <https://doi.org/10.3390/su12145686>
- Pillay, R., Venter, M., Aragon-Osejo, J., González-del-Pliego, P., Hansen, A. J., Watson, J. E. M., & Venter, O. (2022). Tropical forests are home to over half of the world's vertebrate species. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 20(1), 10–15. <https://doi.org/10.1002/fee.2420>
- Pirovani, D. B., Silva, A. G., Santos, A. R., Cecílio, R. A., Gleriani, J. M., & Martins, S. V. (2014). Análise espacial de fragmentos florestais na Bacia do Rio Itapemirim, ES. *Revista Árvore*, 38(2), 271–281. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622014000200007>
- Pokhrel, Y., Felfelani, F., Satoh, Y., Boulange, J., Burek, P., Gädeke, A., Gerten, D., Gosling, S. N., Grillakis, M., Gudmundsson, L., Hanasaki, N., Kim, H., Koutroulis, A., Liu, J., Papadimitriou, L., Schewe, J., Schmied, H. M., Stacke, T., Telteu, C.-E., ... Wada, Y. (2021). Global terrestrial water storage and drought severity under climate change. *Nature Climate Change*, 11(3), 226–233. <https://doi.org/10.1038/s41558-020-00972-w>





- Ponte, E., Roch, M., Leinenkugel, P., Dech, S., & Kuenzer, C. (2017). Paraguay's Atlantic Forest cover loss – Satellite-based change detection and fragmentation analysis between 2003 and 2013. *Applied Geography*, 79, 37–49. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2016.12.005>
- Ramião, J. P., Cássio, F., & Pascoal, C. (2020). Riparian land use and stream habitat regulate water quality. *Limnologica*, 82, 125762. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2020.125762>
- Rezende, C. L., Scarano, F. R., Assad, E. D., Joly, C. A., Metzger, J. P., Strassburg, B. B. N., Tabarelli, M., Fonseca, G. A., & Mittermeier, R. A. (2018). From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 16(4), 208–214. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.10.002>
- Rodrigues, R. R., Lima, R. A. F., Gandolfi, S., & Nave, A. G. (2009). On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation*, 142(6), 1242–1251. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.12.008>
- Safar, N. V. H., Magnago, L. F. S., & Schaefer, C. E. G. R. (2020). Resilience of lowland Atlantic forests in a highly fragmented landscape: Insights on the temporal scale of landscape restoration. *Forest Ecology and Management*, 470–471. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118183>
- Saito, N. S., Moreira, M. A., Santos, A. R., Eugenio, F. C., & Figueiredo, Á. C. (2016). Geotecnologia e Ecologia da Paisagem no Monitoramento da Fragmentação Florestal. *Floresta e Ambiente*, 23(2), 201–210. <https://doi.org/10.1590/2179-8087.119814>
- Santos, A. R., Araújo, E. F., Barros, Q. S., Fernandes, M. M., Fernandes, M. R. M., Moreira, T. R., Souza, K. B., Silva, E. F., Silva, J. P. M., Santos, J. S., Billo, D., Silva, R. F., Nascimento, G. S. P., Silva Gandine, S. M., Pinheiro, A. A., Ribeiro, W. R., Gonçalves, M. S., Silva, S. F., Senhorelo, A. P., ... Telles, L. A. A. (2020). Fuzzy concept applied in determining potential forest fragments for deployment of a network of ecological corridors in the Brazilian Atlantic Forest. *Ecological Indicators*, 115, 106423. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106423>



- Santos, H. G., Jacomine, P. K. T., Anjos, L. H. C., Oliveira, V. A., Lumbreras, J. F., Coelho, M. R., Almeida, J. A., Araújo Filho, J. C., Oliveira, J. B., & Cunha, T. J. F. (2018). *Sistema brasileiro de classificação de solos* (5^o ed). Embrapa.
- Santos, J. S., Leite, C. C. C., Viana, J. C. C., Santos, A. R., Fernandes, M. M., Abreu, V. S., Nascimento, T. P., Santos, L. S., Fernandes, M. R. M., Silva, G. F., & Mendonça, A. R. (2018). Delimitation of ecological corridors in the Brazilian Atlantic Forest. *Ecological Indicators*, 88, 414–424. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.01.011>
- SEAMA - Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos. (2021). *Resultados do Programa Reflorestar*. https://seama.es.gov.br/resultados_programa
- Şenol, R., Salman, O., & Kaya, Z. (2023). Potable water production from ambient moisture. *Applied Water Science*, 13(1), 10. <https://doi.org/10.1007/s13201-022-01814-0>
- Teodoro, V. L. I., Teixeira, D., Costa, D. J. L., & Fuller, B. B. (2007). O Conceito de Bacia Hidrográfica e a Importância da Caracterização Morfométrica para o Entendimento da Dinâmica Ambiental Local. *Revista Brasileira Multidisciplinar*, 11(1), 137. <https://doi.org/10.25061/2527-2675/ReBraM/2007.v11i1.236>
- Tolkinen, M. J., Heino, J., Ahonen, S. H. K., Lehosmaa, K., & Mykrä, H. (2020). Streams and riparian forests depend on each other: A review with a special focus on microbes. *Forest Ecology and Management*, 462, 117962. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.117962>
- Yu, H., Liu, X., Kong, B., Li, R., & Wang, G. (2019). Landscape ecology development supported by geospatial technologies: A review. *Ecological Informatics*, 51, 185–192. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2019.03.006>
- Zhang, M., & Wei, X. (2021). Deforestation, forestation, and water supply. *Science*, 371(6533), 990–991. <https://doi.org/10.1126/science.abe7821>
- Zhao, M., A, G., Zhang, J., Velicogna, I., Liang, C., & Li, Z. (2020). Ecological restoration impact on total terrestrial water storage. *Nature Sustainability*, 4(1), 56–62. <https://doi.org/10.1038/s41893-020-00600-7>

