



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
"JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
Campus de São José dos Campos
Instituto de Ciência e Tecnologia



Ministério da Ciência,
Tecnologia e Inovações



CHEILA FLÁVIA DE PRAGA BAIÃO

**ANÁLISE MULTIDIMENSIONAL DA INTERSEÇÃO ENTRE
QUEIMADAS E SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS NA MATA
ATLÂNTICA**

2024

CHEILA FLÁVIA DE PRAGA BAIÃO

**ANÁLISE MULTIDIMENSIONAL DA INTERSEÇÃO ENTRE
QUEIMADAS E SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS NA MATA
ATLÂNTICA**

Tese apresentada ao Instituto de Ciência e Tecnologia, Universidade Estadual Paulista (Unesp), Campus de São José dos Campos; Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais (Cemaden), como parte dos requisitos para obtenção do título de DOUTOR(A) pelo Programa de Pós-Graduação em DESASTRES NATURAIS.

Área: Desastres Naturais. Linha de pesquisa: Incêndios florestais.

Orientador: Dr. Wilson Cabral de Sousa Junior

Coorientador: Dra. Klécia Gili Massi

São José dos Campos

2024

Instituto de Ciência e Tecnologia [internet]. Normalização de tese e dissertação [acesso em 2024]. Disponível em <http://www.ict.unesp.br/biblioteca/normalizacao>

Apresentação gráfica e normalização de acordo com as normas estabelecidas pelo Serviço de Normalização de Documentos da Seção Técnica de Referência e Atendimento ao Usuário e Documentação (STRAUD).

De Praga Baião, Cheila Flávia
Análise Multidimensional da Interseção entre Queimadas e Serviços
Ecosistêmicos na Mata Atlântica / Cheila Flávia De Praga Baião. - São José
dos Campos : [s.n.], 2024.
188 f. : il.

Tese (Doutorado) - Pós-Graduação em Desastres Naturais - Universidade
Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Ciência e Tecnologia, São José dos
Campos, 2024.

Orientador: Wilson Cabral de Sousa Junior
Coorientadora: Klécia Gilli Massi

1. Desmatamento. 2. Carbono. 3. InVEST. 4. Normalized Burn Ratio. 5.
Retenção de Sedimentos. I. Sousa Junior, Wilson Cabral de, orient. II. Massi,
Klécia Gilli, coorient. III. Universidade Estadual Paulista (Unesp),
Instituto de Ciência e Tecnologia, São José dos Campos. IV. Universidade
Estadual Paulista 'Júlio de Mesquita Filho' - Unesp. V. Universidade
Estadual Paulista (Unesp). VI. Título.

IMPACTO POTENCIAL DESTA PESQUISA

Esta pesquisa estuda fogo no Bioma Mata Atlântica contribuindo para preencher uma lacuna de estudos dessa natureza num bioma já tão degradado e importante em provimento de serviços ecossistêmicos para a maior parte da população brasileira, lançando um olhar sobre o impacto do fogo em pequenas áreas queimadas e o seu potencial em perdas de serviços de retenção de sedimentos e estoque e sequestro de carbono. A pesquisa oferta subsídios de dados sobre a relação do fogo com o desmatamento no Estado de São Paulo e a perda de solo e carbono numa APA da Mata Atlântica. Tais dados podem auxiliar o fomento a políticas públicas de prevenção e combate a incêndios, projetos de restauração, programas de pagamentos por serviços ambientais, ações em planos de gerenciamento de bacias hidrográficas, bem como ações para atendimento aos acordos internacionais de redução de gases de efeito estufa.

POTENTIAL IMPACT OF THIS RESEARCH

This research studied fire in the Atlantic Forest Biome, contributing to filling a gap in studies of this nature in a biome that is already so degraded and important in providing ecosystem services for the majority of the Brazilian population, taking a look at the impact of fire on small burned areas and its potential for loss of sediment retention services and carbon storage and sequestration. The research provides data on the relationship between fire and deforestation in the State of São Paulo and the loss of soil and carbon in an APA in the Atlantic Forest. Such data can help promote public policies to prevent and combat fires, restoration projects, payment programs for environmental services, actions in river basin management plans, as well as actions to comply with international agreements to reduce greenhouse gases.

BANCA EXAMINADORA

Dr. Wilson Cabral de Sousa Junior (Orientador)

Instituto Tecnológico Aeronáutico
Departamento de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental
São José dos Campos

Dr. Jean Pierre Henry Balbaud Ometto

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
Centro de Ciências do Sistema Terrestre
São José dos Campos

Dra. Nathalia Nascimento

Universidade de São Paulo
Instituto de Estudos Avançados
São Paulo

Dr. Enner Herenio de Alcântara

Universidade Estadual Paulista
Instituto de Ciência e Tecnologia
São José dos Campos

Dra. Tatiana Sussel Gonçalves Mendes

Universidade Estadual Paulista
Instituto de Ciência e Tecnologia
São José dos Campos

São José dos Campos, 20 de dezembro de 2023.

DEDICATÓRIA

Aos meus pais, que sempre me estimularam a seguir.

Ao meu marido, que entre espinhos e flores, sempre esteve ao meu lado.

Ao meu filho e aos meus enteados que sempre foram apoio, torcida e motivação.

Aos meus alunos que compartilharam sua energia e o seu desejo de aprender.

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus orientadores, Wilson Cabral, pelos inestimáveis conhecimentos compartilhados e Klécia Massi, que movida por sororidade, generosidade e grandeza de alma, transcendeu seu papel de orientadora e se tornou uma amiga presente em todos os aspectos, desempenhando um papel crucial em minha jornada acadêmica.

Aos meus dedicados amigos do grupo de estudo, expresso minha profunda gratidão. Patrícia Trovarelli, uma amiga incondicional e parceira incansável, sempre auxiliando nas questões burocráticas e emocionais. Marcos Paulo Ferreira, cuja atenção meticulosa para a qualidade dos mapas e a identificação de lacunas nos artigos foi de grande valia. E a João Vitor Mariano Ribeiro, cujas contribuições abrangem desde discussões de ideias até consultas sobre softwares, dados, artigos e esclarecimento de dúvidas gerais.

Não posso deixar de reconhecer e agradecer às Escolas Estaduais onde lecionei ao longo desses quatro anos: Lourdes Maria de Camargo e Nelson do Nascimento Monteiro. O apoio e a organização dessas instituições foram fundamentais para a concretização deste doutorado, permitindo que eu desenvolvesse minha pesquisa.

“Entre as imagens que mais profundamente marcaram minha mente, nenhuma excede a grandeza das florestas primitivas, poupadas da mutilação pela mão do homem. Ninguém pode passar por essas solidões intocado, sem sentir que existe mais dentro do homem do que a mera respiração do seu corpo”.

Charles Darwin

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AGB	Aboveground biomass
AGCB	Aboveground carbon biomass
APA	Área de Proteção Ambiental
BD	Burned and deforested area
BND	Burned and not deforested area
C factor	Soil Cover Factor
CREED	Centro de Pesquisa de Epidemiologia de Desastres
DEM	Digital elevation model
dNBR	Difference between NBR pre fire and NBR post fire
EGF	Evergreen Forest
GEF	Global Environmental Facility
GLM	Generalized Linear Model
HAG	Hight-altitude Grasslands
IIS	Integrated drought index
INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
InVEST	Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs
K factor	Soil erodibility factor
LS factor	Ramp Length and ramp slope factor
LULC	Land use and land cover
NBR	Normalized Burn Ratio
NCP	Nature contributions to peoples
NDVI	Normalized difference vegetation index
NIR	Near infrared band
ODF	Ombrofilous Dense Forest
OMF	Ombrofilous Mixed Forest
P factor	Conservation practices factor
PSA/PES	Pagamento por serviços ambientais/Paymant Ecosystem Services
R	Red band
R factor	Rain erosivity factor

ROAM	Metodologia de avaliação de oportunidades de restauração
SD	Standard deviation
SDR	Sediment Delivery Ratio
SE	Serviços Ecosistêmicos
SPI	Standardized Precipitation Index
SSF	Semideciduous Seasonal Forest
SWAT	Soil and Water Assessment Tool
SWIR	Short wave infrared band
TNC	The Natural Conservancy
UBD	Unburned and deforested area
USLE	Universal soil loss equation
VHI	Vegetation Health Index
VPP	Vale do Paraíba Paulista

RESUMO

De PRAGA BAIÃO, Cheila Flávia. **Análise Multidimensional da Interseção entre Queimadas e Serviços Ecossistêmicos na Mata Atlântica**. 2024. Tese (Doutorado em Desastres Naturais) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Ciência e Tecnologia; Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais (Cemaden), São José dos Campos, 2024.

Ações antrópicas associadas às mudanças climáticas e ao aumento de secas propiciam maior ocorrência de fogo comprometendo os serviços ecossistêmicos ofertados pelos biomas. A Mata Atlântica é afetada pelo fogo desde a colonização e ainda ameaçada, mesmo frente a importância econômica e ambiental que possui e há pouca abordagem na literatura científica sobre o tema. Esta pesquisa se desenvolveu em três momentos: 1. Avaliou a relação do fogo com o desmatamento nas fitofisionomias de maior extensão da Mata Atlântica do Estado de São Paulo, Ombrófila Densa e Estacional Semidecídua, por intersecção de mapas de cicatrizes de fogo e de desmatamento do MapBiomass; 2. Estimou o impacto do fogo sobre o serviço ecossistêmico de retenção de sedimentos com o uso do modelo *Sediment Delivery Ratio* com software InVEST; e 3. Estimou e valorou a perda de carbono induzido pelo fogo com o modelo *Carbon* também do InVEST. Os momentos 2 e 3 foram realizados na APA Silveiras, com 542 áreas queimadas acima de 1ha, do período de 2000 a 2020, extraídas do MapBiomass Fogo, que ocorreram em Ombrófila Densa, Estacional Semidecídua, Campos de Altitude, Eucalipto e Pastagem. Os mapas de entrada no InVEST foram rodados ano a ano, uma vez com dados antes do fogo e outra com dados depois do fogo. O NBR (*Normalized Burn ratio*) foi utilizado para ponderar dados secundários de campo do fator cobertura de solo e da biomassa de carbono. Os resultados mostraram que apenas 3,2% do desmatamento ocorreu depois da ocorrência do fogo e que essas áreas estão localizadas mais ao leste do Estado com maior densidade de Ombrófila densa, e onde está localizada a APA Silveiras. Houve aumentos significativos na perda de solo e uma redução na retenção de sedimentos induzida pelo fogo, com perdas mais pronunciadas observadas em áreas com menor cobertura vegetal e a maior retenção de sedimentos em áreas de alta biomassa. Especificamente, o fogo resultou em um aumento de 56% na perda de solo em florestas, um aumento de 17% em campos de altitude elevada, um aumento de 43% em pastagens e um aumento de 45% em plantações de eucalipto. Fatores como severidade de queimada, erodibilidade e cobertura foram identificados como os que mais impactaram o saldo de sedimentos. Ao longo de 21 anos, houve perda de carbono após incêndios de 55,7GgC (43%), dos quais 79% ocorreram em florestas Ombrófila Densa primária. O fogo impacta negativamente o estoque de carbono das florestas nativas em uma média de 38% (variando de 19,9% a 69,1%, dependendo da fitofisionomia e sazonalidade), do Eucalipto em 87,1%, dos campos de altitude elevada em 79,5% e das pastagens em 90,4%. Nas análises de mudanças no uso e cobertura do solo, houve conversões de floresta para mosaico, desmatamento ou floresta secundária, gerando uma perda de carbono de 4,1GgC em três anos. A perda de créditos de carbono foi estimada em de US\$ 23,7 milhões considerando o Mercado Voluntário e de US\$ 369,3 milhões pelo Mercado Regulado. A pesquisa realizada contribuiu com uma lacuna trazendo dados que são importantes para apoiar políticas públicas de prevenção de incêndios no bioma, assim como programas de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA).

Palavras-chave: Desmatamento; Carbono; InVEST; *Normalized Burn Ratio*; Retenção de sedimentos.

ABSTRACT

DE PRAGA BAIÃO, Cheila Flávia. Multidimensional Analysis of intersection between fires and ecosystem services in the Atlantic Forest. 2024. Doctorate Thesis (Doctorate degree in Natural Disaster) - São Paulo State University (Unesp), Institute of Science and Technology, National Center for Monitoring and Early Warning of Natural Disasters (Cemaden), São José dos Campos, 2024.

Anthropic actions associated with climate change and increased droughts lead to a higher occurrence of fires, compromising the ecosystem services provided by biomes. The Atlantic Forest has been affected by fire since colonization and remains threatened, even considering its economic and environmental importance, with limited coverage in scientific literature on the subject. This research unfolded in three phases: 1. It assessed the relationship between fire and deforestation in the most extensive phytogeographies of the Atlantic Forest in the State of São Paulo, Dense Ombrophilous and Seasonal Semideciduous, by overlaying fire scar and deforestation maps from MapBiomass; 2. It estimated the impact of fire on the ecosystem service of sediment retention using the Sediment Delivery Ratio model with the InVEST software; and 3. It estimated and valued the carbon loss induced by fire using the Carbon model, also from InVEST. Phases 2 and 3 were carried out in the APA Silveiras, with 542 burned areas above 1 ha, from 2000 to 2020, extracted from MapBiomass Fire, occurring in Dense Ombrophilous, Seasonal Semideciduous, High-Altitude Grasslands, Eucalyptus, and Pasture. InVEST input maps were run year by year, once with pre-fire data and once with post-fire data. The Normalized Burn Ratio (NBR) was used to weigh field secondary data of soil cover and carbon biomass. Results showed that only 3.2% of deforestation occurred after fire, and these areas are located further east in the State, with higher density of Dense Ombrophilous is present, including the APA Silveiras. There were significant increases in soil loss and a reduction in sediment retention induced by fire, with more pronounced losses observed in areas with lower vegetation cover and higher sediment retention in areas with high biomass. Specifically, fire resulted in a 56% increase in soil loss in forests, a 17% increase in high-altitude grasslands, a 43% increase in pastures, and a 45% increase in eucalyptus plantations. Factors such as burn severity, erodibility, and cover were identified as those impacting sediment balance the most. Over 21 years, there was a carbon loss after fires of 55.7 GgC (43%), of which 79% occurred in Old-growth Ombrophilous Dense forests. Fire negatively impacts the carbon stock of native forests by an average of 38% (ranging from 19.9% to 69.1%, depending on phytogeography and seasonality), Eucalyptus by 87.1%, High-altitude grasslands by 79.5%, and pasture by 90.4%. In analyses of Land Use and Land Cover (LULC) changes, there were conversions from forest to mosaic, deforestation, or secondary forest, generating a carbon loss of 4.1 GgC in three years. Carbon credit loss was estimated in \$23,8 million considering Voluntary Market and \$236,3 million in Mandatory Market. The conducted research contributed to filling a gap by providing data crucial to supporting public policies for fire prevention in the biome, as well as Environmental Services Payment (ESP) programs.

Keywords: Deforestation; Carbon; InVEST; Normalized burn ratio; Sediment retention.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	13
2 REFERENCIAL TEÓRICO	17
2.1 O fogo como desastre	17
2.2 Fogo e Serviços Ecossistêmicos	20
2.3 Serviço Ecossistêmico de Retenção de Sedimentos	24
2.4 Serviço Ecossistêmico de Estoque e Sequestro de Carbono	28
2.5 O fogo na Mata Atlântica	30
2.6 O fogo no Vale do Paraíba.....	34
2.7 Restauração Ecossistêmica	35
3 ARTIGOS	38
3.1 Artigo – de Praga Baião CF, Santos FC, Ferreira MP, Bignotto RB, da Silva RFG, Massi KG. A relação entre incêndios florestais e desmatamento na Mata Atlântica da região Sudeste. <i>The relationship between forest fire and deforestation in the southeast Atlantic rainforest</i>	38
3.2 Artigo – de Praga Baião CF, Massi KG e Sousa Junior WC. Fogo e serviços ecossistêmicos na Mata Atlântica Sudeste: Impacto sobre a perda, exportação e retenção de solo/ <i>Fire and Ecosystem Service in Southeast Atlantic Forest: Impact on Soil Loss, Export and Retention</i>	59
3.3 Artigo – de Praga Baião CF, Massi KG e Sousa Junior WC. Impacto do Fogo sobre os serviços ecossistêmicos na Mata Atlântica: Uma análise da perda de carbono em diferentes classes / <i>Fire impact on ecosystem service in Atlantic Forest: An analysis of carbon loss in different classes</i>	108
4 CONSIDERAÇÕES FINAIS	164
REFERÊNCIAS	169
APÊNDICE A: Mapas da relação do fogo com o desmatamento na Mata Atlântica....	180
APÊNDICE B: Valoração da perda de carbono na APA Silveiras, São Paulo	184
ANEXO A: Comprovante de submissão do artigo 2.2.....	187
ANEXO B: Comprovante de submissão do artigo 2.3.....	188

1 INTRODUÇÃO

O aumento dos incêndios florestais e queimadas é uma tendência no planeta diante de um cenário de mudanças climáticas e consequentes secas extremas, ocasionando um aumento de desastres associados ao fogo (ANDERSON; CUNNINGHAM, 2019). Essa tendência é verificada pelo aumento, em nível global, na duração da estação seca (JOLLY et al., 2015), afetando não só o regime de fogo nos ecossistemas savânicos (LEHMANN et al., 2014) como também a inflamabilidade das florestas tropicais e por consequência o estoque de carbono, diretamente relacionado às mudanças climáticas (FARIA et al., 2017). A relação fogo e mudanças climáticas é intensificada pela fragmentação da paisagem provocada pelo desmatamento e os diferentes usos e ocupações do solo (ALENCAR et al., 2015) em que o fogo ainda é utilizado como prática de manejo agrícola e limpeza de terreno, apesar de suas consequências ambientais e econômicas (LARA, 2010; VERA DIAZ et al., 2002; VIEIRA et al., 2016). O fogo pode ser considerado como fator ecológico em ecossistemas savânicos pelas adaptações e dependências de espécies típicas desses ecossistemas (FIDELIS; PIVELLO, 2011; HUNTLEY; WALKER, 1982), ou como um desastre em florestas tropicais como a Amazônia havendo alta mortalidade de árvores, com consequente queda da cobertura de dossel, e perda da biomassa viva acima do solo, favorecendo a propagação de plantas invasoras (BRANDO et al., 2014), e a Mata Atlântica com significativa mudança da estrutura florestal (MENEZES; CAZETTA; DODONOV, 2019), com perda de biodiversidade e de serviços ecossistêmicos, principalmente os relacionados ao ciclo hidrológico, com o aumento da erosão e do escoamento superficial pela ausência de cobertura vegetal. E por consequência, em diferentes níveis de impacto afeta direta e indiretamente as pessoas, sendo, portanto, necessária a compreensão desse risco, de forma que possa ser reduzido por meio de prevenção, fortalecimento do gerenciamento, da capacidade de resposta e mitigação do risco de desastre (UNISDR, 2015).

Para Haines-Young (2009), os bens e serviços ecossistêmicos são o resultado da engrenagem entre biodiversidade e uso e cobertura do solo, assim o aumento da biodiversidade com processos de restauração ecológica apoia o aumento na provisão de serviços ecossistêmicos (BENAYAS et al., 2009) e, portanto sua diminuição pode afetar estes serviços (CANEDOLI et al., 2020) com consequências para o ciclo hidrológico e o ciclo de carbono. O solo está presente diretamente nos serviços ecossistêmicos de suporte, como

formação do solo, e indiretamente nos serviços de provisão, como produção de alimento e água potável e de regulação, como regulação climática e purificação da água, já o carbono está diretamente relacionado à regulação climática (IPBES, 2018; MEA, 2005). Diversos trabalhos na literatura estimam a perda de solo e carbono em função de mudanças no uso e ocupação do solo, calculando e valorando economicamente os serviços ecossistêmicos relacionados. Entretanto, trabalhos que realizam essas estimativas como resposta pós-fogo de paisagens em territórios de domínio de Mata Atlântica ainda são muito incipientes na literatura.

A Mata Atlântica é um hotspot mundial de biodiversidade (MYERS, 2006) pelo alto grau de endemismo e elevada biodiversidade. Abriga a maior parte da população brasileira e as maiores cidades, tendo sua área remanescente de apenas 12,5% do seu território original, com histórico de desmatamento seguido de fogo desde a colonização (DEAN, 1966). Embora tenha diminuído o desmatamento em relação à primeira década do século do XX, há uma oscilação ano a ano (SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2023) e o bioma ocupa o terceiro lugar em área e em número de focos de queimadas entre os demais biomas (ultrapassado apenas pelo Cerrado e Amazônia: (JESUS et al., 2020)) e possui marcada tendência de redução da cobertura florestal (SOUZA et al., 2018), com ameaça às florestas primárias (ROSA et al., 2021) e aumento da vulnerabilidade ao fogo devido à reduzida área dos fragmentos (GUEDES et al., 2020). Esses fragmentos são circundados em muitos trechos por áreas de pastagem (32% da área do bioma é ocupada por pastagens: MAPBIOMAS, 2020), que é uma tipologia de fácil ignição. Além disso, a prática do fogo tem ameaçado a estrutura florestal favorecendo um predomínio de espécies resilientes ao fogo, como as das savanas (SANSEVERO et al., 2020), tornando-a mais suscetível à incidência de incêndios florestais e à pressão sobre os remanescentes de vegetação nativa, comprometendo a entrega de serviços ecossistêmicos.

Dentre as diferentes regiões da Mata Atlântica, o Vale do Rio Paraíba do Sul exemplifica esse quadro. Passou por diversos ciclos econômicos com destaque para a pecuária (DEVIDE et al., 2014) e a indústria que gerou um grande crescimento populacional (SILVA; BATISTELLA; MORAN, 2017), gerando desmatamento e fragmentação da vegetação nativa da região. A Bacia do Paraíba do Sul é de fundamental importância para o suprimento de recursos hídricos para mais de 15,7 milhões de habitantes dos estados São Paulo, Rio de Janeiro e Minas Gerais, contendo a porção paulista da bacia 34 municípios com mais de 2,2

milhões de habitantes numa área de 14 mil km² (AGEVAP, 2018) e PIB de R\$87,1 bilhões (EMPLASA, 2020). Apesar de toda essa demanda, o Vale do Paraíba Paulista sofre com uma tendência crescente de queimadas (INPE, 2020) agravada pela ocupação de seu território com 46,7% de cobertura de pastagem, seguida por 32,6% de mata nativa, 8,1% de eucalipto (RONQUIM, C. C.; COCHARSKI, 2017).

A região é contemplada com importantes iniciativas de restauração como o Projeto Corredor Ecológico do Vale do Paraíba, o Projeto Conexão Mata Atlântica - GEF (*Global Environmental Facility*) e o ROAM (Metodologia de avaliação de oportunidades de restauração). Apesar dessas iniciativas, o histórico de degradação e a constante pressão pela demanda hídrica inter metropolitana, potencializada por uma crise hídrica de 2014-2015, a porção paulista da Bacia do Paraíba do Sul tem a necessidade de estudos que integrem o fogo, os usos e coberturas do solo, serviços ecossistêmicos relacionados ao sistema hídrico e à regulação climática. Este trabalho aborda essa temática com os serviços de retenção de sedimentos e o estoque e sequestro de carbono, de forma que estes estudos possam ser extrapolados para toda a Mata Atlântica, contribuindo para a fundamentação de políticas públicas mais atentas aos impactos do fogo no bioma e de maior incentivo à restauração florestal.

Com base no exposto anteriormente, o propósito geral deste estudo é avaliar o impacto do fogo nos serviços ecossistêmicos de regulação hídrica e climática na Mata Atlântica durante o período de 2000 a 2020. Os objetivos específicos incluem a estimativa do desmatamento provocado pelo fogo na Mata Atlântica do Estado de São Paulo, a avaliação da perda do serviço de retenção de sedimentos em áreas queimadas de floresta natural, floresta plantada (eucalipto) e pastagem em uma área de proteção ambiental do estado de São Paulo, além da estimativa da perda de estoque de carbono nessas mesmas condições. Especificamente, tenta-se responder qual é o percentual de desmatamento induzido pelo fogo e qual floresta é a mais afetada, quanto se perde de solo e retenção de sedimentos e quanto se perde de carbono após o fogo em diferentes classes de uso e cobertura do solo e quais variáveis associadas ao fogo contribuem para essa perda.

Sob a hipótese de que a extensão de áreas queimadas está correlacionada à extensão de áreas de desmatamento, sobretudo em Floresta Ombrófila Densa, por ter maior extensão no estado foi realizado um levantamento das interseções entre áreas queimadas e desmatadas no Estado de São Paulo, quantificando o desmatamento induzido pelo fogo, assim como as

conversões de uso e cobertura subsequentes ao processo, gerando o primeiro artigo exposto neste trabalho. Os resultados indicaram o Vale do Paraíba como uma das regiões de maior interseção entre queimadas e desmatamento. Como a APA Silveiras, presente no Vale, é uma unidade de conservação com altos valores de focos de queimadas no Estado, ela foi selecionada para testar a hipótese de que o fogo reduz a oferta de serviços ecossistêmicos, variando de acordo com a classe de cobertura do solo, promovendo maior impacto em estoque de carbono em áreas com maior biomassa e maior aporte de sedimentos nos rios proveniente de áreas com menor biodiversidade. Também testou-se a hipótese de que as variáveis declividade, severidade de seca e severidade de queimada são as mais correlacionadas às perdas de serviços ecossistêmicos. Assim foi desenvolvido o segundo artigo que estimou a perda, exportação e retenção de sedimentos em áreas pós-queimadas em diferentes fitofisionomias da APA e o terceiro artigo que estimou a perda de estoque de carbono nas mesmas áreas.

A seguir é apresentado um referencial teórico que embasa esta análise multidimensional da interseção entre queimadas e os serviços ecossistêmicos, trazendo a perspectiva do fogo como desastre, a relação do fogo com os serviços ecossistêmicos, especificamente o de retenção de sedimentos e o estoque e sequestro de carbono, assim como o fogo na Mata Atlântica e no Vale do Paraíba e o papel da restauração ecossistêmica na entrega de serviços ecossistêmicos. Depois são apresentados os artigos que tentam alcançar os objetivos desta pesquisa: a relação do fogo com desmatamento na Mata Atlântica Sudeste, a estimativa da perda, exportação e retenção de sedimentos em áreas pós-queimadas da Área de Proteção Ambiental Silveiras, no Estado de São Paulo e o terceiro estima a perda de estoque de carbono nas mesmas áreas. Ao final, as considerações finais sistematizando e avaliando o trabalho realizado. Como complemento, é disponibilizado os mapas que relacionam o fogo ao desmatamento na Mata Atlântica (Apêndice A) e uma tabela de valoração da perda de carbono da APA Silveiras (Apêndice B).

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 O fogo como desastre

De acordo com o Escritório das Nações Unidas para Redução do Risco de Desastre (UNSDR, 2017), define-se como desastre uma ruptura séria no funcionamento de uma comunidade ou sociedade em qualquer escala devido a eventos perigosos que interagem com condições de exposição, vulnerabilidade e capacidade, levando a perdas ou impactos de natureza humana, material, econômica ou ambiental. Sendo exposição a condição de pessoas, infraestrutura, moradia, capacidade de produção ou outros ativos humanos tangíveis localizados em áreas propícias ao perigo. Vulnerabilidade são as condições determinadas por fatores ou processos físicos, sociais, econômicos e ambientais em que aumentam a susceptibilidade de um indivíduo, uma comunidade, ativos ou sistemas para os impactos dos perigos. E capacidade é a combinação de todas as forças, atributos e recursos disponíveis dentro de uma organização, comunidade ou sociedade para gerenciar e reduzir o risco de desastre e fortalecer a resiliência. Desta forma, embora tenha sido fundamental para a evolução humana e início do antropoceno (GLIKSON, 2013), o fogo é um evento perigoso que, se combinado à exposição de bens, serviços básicos e capital natural com vulnerabilidade socioeconômica e ambiental, sob qualquer escala constitui um risco de desastre que pode afetar os sistemas humanos, ecológicos, econômicos, político e culturais (UNDRR, 2019).

Os eventos de fogo podem ser classificados em: Queimadas controladas, com controle e objetivos agropecuários específicos levando em conta o material combustível local e as condições meteorológicas (MYERS, 2006); Queima prescrita, fogo controlado, contido de forma definida e conduzida com base em objetivos claros de manejo, com um planejamento cuidadoso em uma perspectiva da paisagem e considerando a estação, as condições climáticas, o tipo de vegetação, a quantidade e as características do combustível, os ciclos de vida dos animais e os assentamentos humanos (PIVELLO et al., 2021); e Incêndio florestal, quando não planejado e não controlado, causado por ações naturais ou antrópicas, provocando destruição e danos aos recursos naturais, propriedades e vidas (PIVELLO et al., 2021). A magnitude do incêndio dependerá da combinação de condições climáticas extremas (quente, seco, ventoso) e grandes quantidades de combustível disponível (FIDELIS et al., 2018). Assim, incêndios florestais ou as queimadas que ultrapassam a área pretendida podem constituir um risco de desastre (UNDRR, 2019). Desta forma, incêndios florestais, queimadas

ou fogo serão usados como sinônimos a partir deste ponto.

Diversas partes do mundo sofrem com incêndios florestais que afetam a sociedade, provocando perdas ou danos às pessoas, à economia e aos ecossistemas. De acordo com o Centro para a Pesquisa de Epidemiologia de Desastres (CREED), os desastres relacionados ao fogo, ocorridos no período 2000 a 2020 em todo o globo, somaram 238 eventos (68% maior que no período de 1980-1999) afetando 109 milhões de pessoas e tendo 42.564 perdas de vida (em conjunto com seca, temperatura extrema, deslizamento de terra e atividade vulcânica), assim como provocaram perdas econômicas de 93 bilhões de dólares (CRED; UNDRR, 2020), conforme exemplificado no Quadro 1.

Quadro 1. Impactos de grandes incêndios florestais no mundo nos últimos 10 anos.

Local	Ano	Perdas	Referências
Oeste da Rússia	2010	300.000 hectares de floresta, vegetação e área de turfa queimados, 53 mortos e 806 pessoas que precisaram de atendimento médico	(GILBERT, 2010; KONOVALOV et al., 2011)
Incêndio Fort McMurray (Canadá)	2016	589. 995 hectares queimados, 2.400 casas e estruturas perdidas e 6 bilhões de dólares estimados como perda econômica	(MAMUJI; ROZDILSKY, 2019)
Portugal	2017	120 mortos e 500.000 hectares queimados	(TURCO et al., 2019)
Grécia	2018	102 mortos, 1.200 hectares queimados, 3.000 casas e 305 veículos incendiados	(LAGOUVARDOS et al., 2019)
Sul da Califórnia (USA)	2017/2018	114.000 hectares e 1.300 estruturas queimadas tendo 2,2 bilhões de perdas econômicas	(ADDISON; OOMMEN, 2020)
Norte da Califórnia (USA)	2018	95 mortos, 600.000 hectares e 22 estruturas queimadas, com perda econômica estimada em 13 bilhões de dólares	(HERRING et al., 2014)
Austrália	2015	2 mortes, 98.500 hectares queimados, 115 casas e centenas de outras dependências perdidas	(PRELGAUSKAS, 2016)
Austrália	2019/2020	33 mortes diretas, 19 milhões de hectares queimados, perdas de 3.113 casas, de 100 a 900 milhões em madeira; impacto econômico de 20 bilhões de dólares, emissão de 900 milhões de ton. de C, alta concentração de MP _{2,5} , estimativa de 417 mortes em decorrência da fumaça, 1.124 hospitalizações por problemas cardiovasculares, e 1305 entradas de emergência com asma, 1 bilhão de animais mortos e transporte de fumaça para outros países	(FILKOV et al., 2020)

Pantanal (Brasil)	2020	4,5 milhões de hectares queimados	(SOS PANTANAL, 2020)
		16.952 milhões de vertebrados mortos	(TOMAS et al., 2020)
		1 brigadista morto	(MARTINS, 2020)

Fonte: Elaborado pelo autor

No Brasil, milhões de hectares em áreas naturais foram perdidos em grandes incêndios na Amazônia em 2019 e 2020 (BRANDO et al., 2020) e Pantanal 2020 (SOS PANTANAL, 2020). Embora bem anterior aos dados do CREED, merece o destaque para um grande incêndio florestal ocorrido no Paraná em 1963, num contexto de área desmatada para plantio de café, período de seca e geada além da prática de uso de fogo para limpeza de terreno, queimando 2 milhões de hectares, sendo 20.000 ha de plantações, 500.000 ha de florestas primárias e 1.480.000 ha de campo, matas secundárias e capoeiras, provocando a morte de 110 pessoas e milhares de desabrigados (PAIXÃO; PRIORI, 2015). Também não se pode esquecer os incêndios de menores proporções, como os ocorridos na Serra da Bocaina em 2017 e o da Serra Fina, na Área de Proteção Ambiental da Serra da Mantiqueira em 2020, bioma Mata Atlântica.

Os desastres de fogo estão associados à ocorrência de eventos climatológicos extremos como ondas de calor, secas (FILKOV et al., 2020; HERRING et al., 2014; KONOVALOV et al., 2011; MARENGO et al., 2021; TURCO et al., 2019) e grande incidência de raios (FILKOV et al., 2020; RIBEIRO et al., 2020). Porém, são as ações antrópicas de prática do uso do fogo para limpeza de terreno na agricultura, o desmatamento, o aumento da frequência das queimadas (MYERS, 2006) e a fragmentação da paisagem (ALENCAR et al., 2015; GUEDES et al., 2020), que potencializadas pelas mudanças climáticas com aumento de temperaturas, de secas e de temporadas de fogo (IPCC, 2021; IPCC, 2012; JOLLY et al., 2015; MORENO et al., 2020), que verdadeiramente provocam as queimadas ou incêndios florestais.

O INPE monitora os focos ativos de fogo por meio do Programa Queimadas, através de imagens de sensores ópticos, acoplados a 10 satélites, que operam na faixa do infravermelho termal médio (4um) e conseguem identificar queimadas a partir de 30m x 1m. Um foco é um pixel de imagem onde foi detectada presença de fogo (varia de 375 m x 375 m até 5 km x 4 km, dependendo do satélite), podendo haver uma ou várias frentes de fogo ativo distintas (INPE, 2020). De 1998 até dezembro de 2020, considerando dados do satélite de

referência (AQUA_M-T), cerca de 5 milhões de focos de calor com 630 milhões de hectares foram queimadas (INPE, 2020), impactando direta e indiretamente diversos ecossistemas brasileiros. E as consequências provocam rupturas na sociedade humana de forma direta e indireta, sobretudo pelos impactos aos ecossistemas.

2.2 Fogo e serviços ecossistêmicos

A abordagem do impacto do fogo sobre os ecossistemas leva em conta a adaptação dos ecossistemas e a severidade de queimadas. De acordo com Hardesty et al. (2005) os ecossistemas terrestres se classificam em dependentes (46%), independentes (18%) e sensíveis (36%) em relação ao fogo. Os ecossistemas dependentes ou influenciados são os resistentes ao fogo, pois suas espécies evoluíram com a presença de queimadas naturais frequentes e de baixas intensidades, criando adaptações anatômicas e fisiológicas para essa convivência, sendo representados no Brasil pelo Cerrado, Pantanal e Pampas. Os ecossistemas independentes são os que o fogo é praticamente ausente devida a ausência de fontes de ignição e baixa cobertura vegetal para propagação, como é o caso da Caatinga. Já os ecossistemas sensíveis ao fogo não são propensos à ocorrência de fogo devido à sua alta umidade, são compostos por espécies que não possuem adaptações para responderem de forma rápida e positiva ao evento de fogo, sendo o caso das florestas tropicais como a Amazônia e a Mata Atlântica. Em ecossistemas dependentes, o fogo pode ser um fator ecológico (FIDELIS; PIVELLO, 2011; HUNTLEY; WALKER, 1982; MYERS, 2006), mas em ecossistemas sensíveis, o fogo promove ruptura do sistema natural, impactando o tamanho, a estrutura e a composição dos ecossistemas (BRANDO et al., 2014; HARDESTY; MYERS; FULKS, 2005).

A severidade de queimadas avalia os impactos ecológicos negativos causados pelo fogo aos ecossistemas (PIVELLO et al., 2021), estando positivamente correlacionada com a intensidade e a duração do fogo (KEELEY, 2008), em outras palavras, a magnitude da mudança ambiental ou o nível de custo resultante em termos socioeconômicos (KEY; BENSON, 2006). Altas severidades de queimadas comprometem até mesmo ecossistemas dependentes do fogo, sendo indicado o manejo integrado do fogo como prevenção de grandes incêndios (FIDELIS et al., 2018; FIDELIS; PIVELLO, 2011; SCHMIDT et al., 2018).

Os ecossistemas são complexos dinâmicos de seres bióticos e abióticos interagindo

entre si para uma funcionalidade comum (MEA, 2005) e todos os benefícios gerados por essa interação para o bem estar humano são considerados serviços ecossistêmicos (BOYD; BANZHAF, 2006; HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2018; IPBES, 2018; MEA, 2005). Dentro da ótica do Painel Internacional de Biodiversidade e Serviços ecossistêmicos (IPBES), o termo serviço ecossistêmico pode ser substituído por Contribuições da Natureza às Pessoas (NCP – Nature contributions to peoples), sendo um termo mais inclusivo pois abrange os conhecimentos contribuição das Ciências Sociais e de outros sistemas de conhecimento tradicionais e científicos (JOLY et al., 2019). Neste trabalho, manteve-se Serviços Ecossistêmicos (SE).

Os serviços ecossistêmicos são normalmente sustentados pela riqueza biológica das paisagens, com evidências crescentes de que uma maior biodiversidade é diretamente proporcional à quantidade (funções) e à resiliência ambiental dos serviços ecossistêmicos prestados às pessoas (BORMA et al., 2022; CARDINALE et al., 2012; HOOPER et al., 2005; LARSEN; TURNER; BROOKS, 2012; MACE; NORRIS; FITTER, 2012; OLIVER et al., 2015). Os inúmeros SE são organizados foram organizados por Costanza et al. (1997, 2017) nas categorias de Serviço de Suporte e Habitat, Serviços de regulação, Serviços de provisão e Serviços Culturais. O *Milenium Ecosystem Assessment* (MEA, 2005) manteve as 4 categorias, nomeando a primeira apenas como serviço de suporte, que engloba, por exemplo, formação do solo, fotossíntese e ciclo dos nutrientes; serviços de regulação, como clima, qualidade da água, controle de inundações e doenças; serviços de provisão, como água, alimento e madeira; e serviços culturais, como recreação, estética e benefícios espirituais; e serviços de suporte como formação do solo, fotossíntese e ciclo dos nutrientes. A Lei Brasileira de Serviços Ecossistêmicos (BRASIL, 2021) manteve a classificação do MEA, porém acrescentou ao serviços culturais o termo imaterial seguindo a classificação do Painel Intenacional de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos (IPBES, 2018) que classifica os SEs ou CNP em 3 catergorias: Serviços de suporte e regulação, bens materiais (serviços de provisão) e bens imateriais (Serviços culturais) (DÍAZ et al., 2018; HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2018; IPBES, 2018). O Quadro 2, elaborado por Borma et al. (2022) organiza os SEs dentro das classificações dessas referências bem como exemplifica alguns serviços.

Quadro 2. Sistema de Classificação usado para agrupamento dos Serviços Ecossistêmicos de acordo com a Avaliação Ecossistêmica do Milênio (MEA, 2005), Política Nacional para Programas de Pagamentos de Serviços Ambientais (Lei de Serviços Ecossistêmicos Brasileiros (BRASIL, 2021)), e IPBES (Painel Internacional de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos (DÍAZ et al., 2018; IPBES, 2018))

Costanza et al. (1997, 2017)	MEA (2005)	Brazilian ESs Law (2021)	Díaz et al. (2018) and IPBES
<i>Serviços de suporte e habitat</i>	<i>Serviços de suporte</i>		<i>Serviços de suporte e regulação</i>
Ciclagem de nutrientes; e refúgios (berçário, habitat de migração)	Biodiversidade; ciclagem de nutrientes e fotossíntese, produção primária; e formação do solo	Manutenção da biodiversidade e do patrimônio genético; ciclagem de nutrientes; formação do solo; manutenção ou renovação da fertilidade do solo; polinização e dispersão de sementes; e regulação de pragas e vetores de doenças humanas	Criação e manutenção de habitat; polinização e dispersão de sementes e outros propágulos; regulação da qualidade do ar; regulação do clima; regulação da acidificação dos oceanos; regulação da quantidade, localização e tempo de água doce; regulação da qualidade da água doce e costeira; formação, proteção e descontaminação de solos e sedimentos; regulação de perigos e eventos extremos; regulação de organismos prejudiciais e processos biológicos; e capacidade dos ecossistemas e habitats para manterem abertas opções para apoiar uma boa qualidade de vida
<i>Serviços de regulação</i>			
Regulação de gás; regulação climática; regulação de perturbações (proteção contra tempestades e controle de inundações); controle de erosão e retenção de sedimentos; regulação da água (por exemplo, irrigação natural e prevenção de secas); tratamento de esgoto; formação do solo; polinização; e controle biológico	Regulação da qualidade do ar; regulação climática; regulamentação de perigos naturais; regulação da erosão; regulação hídrica; purificação de água e tratamento de resíduos; polinização; e regulação de pragas e doenças humanas	Purificação do ar; absorção de carbono; regulação de riscos naturais (proteção contra tempestades, controle de enchentes, controle de erosão e estabilização de encostas); e regulação do ciclo da água	
<i>Serviços de Provisão</i>			<i>Bens Materiais</i>
Produção de alimentos; abastecimento de água; matérias-primas; e recursos genéticos	Comida; água fresca; recursos fibrosos e ornamentais; recursos genéticos; e bioquímicos, medicamentos naturais e produtos farmacêuticos	Comida; água fresca; e madeira, fibra, extratos etc.	Energia; alimentos e rações; materiais, companheirismo e mão de obra; e recursos medicinais, bioquímicos e genéticos
<i>Serviços culturais</i>		<i>Serviços culturais e bens imateriais</i>	<i>Bens imateriais</i>
Recreação e cultura	Diversão cultural, valores espirituais e religiosos, sistemas de conhecimento, valores educacionais, inspiração, valores estéticos, relações sociais, sentido do lugar, valores de patrimônio culturais, recreação e ecoturismo.	Recreação, turismo, identidade cultural, experiências estéticas e espirituais, e desenvolvimento intelectual.	Inspiração e aprendizagem, experiências psicológicas e físicas, e identidades de suporte.

O desastre de fogo compromete os serviços de regulação, provisão e suporte, pois afeta a saúde e o meio ambiente por meio dos impactos à atmosfera pelo aumento de carbono e material particulado (FILKOV et al., 2020; KONOVALOV et al., 2011), afeta o sistema hidrológico pela impermeabilização do solo pelas cinzas, escoamento superficial e perda de qualidade da água (ADDISON; OOMMEN, 2020; DIAZ, 2012; LOISELLE et al., 2020; ROBINNE et al., 2020; SHAKESBY; DOERR, 2006), além de provocar erosão e degradação do solo (FERNÁNDEZ-GARCÍA et al., 2019; SHAKESBY et al., 2015). Por outro lado, os ecossistemas saudáveis contribuem para reduzir o risco desses desastres, pois funcionam como barreiras naturais protetoras mitigando os impactos (MUNANG et al., 2013). As florestas tropicais, por exemplo, funcionam como aceiros naturais se suas características de alta umidade e alta cobertura de dossel estiverem preservadas (BRANDO et al., 2020).

Os impactos econômicos e ambientais de desastres associados ao fogo muitas vezes baseiam-se em perdas de infraestrutura, devendo ser potencialmente incluídas as perdas em serviços ecossistêmicos, exigindo técnicas de valoração (DIAZ, 2012). De acordo com De Groot (2006) os serviços ecossistêmicos de regulação podem ser valorados por técnicas de valoração monetária indireta, estimando o quanto é evitado de gasto (custo evitado) ou o quanto se gastaria com substituição (custo de substituição) em função do serviço ecossistêmico prestado. Os serviços de provisão através de valoração monetária direta (trade off) ou indireta, estimando o quanto se aumenta de renda (fator de renda). Desta forma, os custos relacionados à erosão, controle de inundação e escoamento, poluição do ar e restauração de bacia hidrográfica contribuem para valorar a perda de serviços ecossistêmicos decorrentes de incêndios florestais (DIAZ, 2012).

Num cálculo global, considerando os valores de todos os serviços ecossistêmicos providos pelos diferentes biomas mundiais, em comparação com os valores dos serviços com fins comerciais, são pelo menos duas vezes superior ao PIB global (COSTANZA et al., 2014; LI; FANG, 2014). Considerando os serviços ecossistêmicos prestados apenas por uma Floresta Tropical, os valores excedem em mais de 5 mil dólares por hectare por ano (COSTANZA et al., 2014; VAN DER PLOEG; DE GROOT; WANG, 2010), com serviços de provisão estimados em US\$ 1886,00, de regulação, em US\$ 2180,00 e os culturais, em USD\$ 373,00 por hectare por ano (VAN DER PLOEG; DE GROOT; WANG, 2010). Realizando uma estimativa com base nos cálculos de Costanza et al. (2014) e Van Der Ploeg; De Groot; Wang (2010), a região do Vale do Paraíba Paulista com seus 455,2 mil hectares de

remanescentes naturais de Mata Atlântica (RONQUIM, C. C.; COCHARSKI, 2017) gera cerca de 2,4 bilhões de dólares por ano em serviços ecossistêmicos, sendo 1,1 bilhões para regulação climática e controle de erosão, ou sua extensa área de pastagens de 652.600 hectares (RONQUIM;COCHARSKI, 2017) gera cerca de 1,9 bilhões de serviços ecossistêmicos, sendo 54,8 milhões em regulação climática e controle de erosão. Na ocorrência de fogo, tais valores poderiam ser adicionados aos prejuízos econômicos.

No contexto de mudanças climáticas com previsão do aumento de temperatura, secas, e chuvas torrenciais (IPCC, 2019; IPCC, 2012), dentre os diversos serviços ecossistêmicos listados pelo MEA (2005), TEEB (2010) e IPBES (2012) que seriam prejudicados por eventos de fogo seja pela sensibilidade de alguns ecossistemas ou pelo aumento da frequência e intensidade, destacam-se neste trabalho os serviços de regulação de retenção de sedimentos e estoque e sequestro de carbono.

2.3 Serviço ecossistêmico de retenção de sedimentos

Os eventos de fogo contribuem para a perda da retenção de sedimentos e o controle da erosão, uma vez que a perda da cobertura vegetal, aumenta a vulnerabilidade do solo às forças de precipitação, aumentando o potencial de erosão e transporte de sedimentos (ROBICHAUD et al., 2016; SHU-REN, 2003). O controle de erosão ou retenção de sedimentos é um SE inerente às florestas tropicais, pois a densa copa e liteira superficial que interceptam a precipitação, reduzem o impacto da chuva na camada superficial do solo, assim como o alto teor de matéria orgânica, alta porosidade e diversos micro e macroorganismos vivendo em um sistema radicular denso, que facilita a infiltração de água e diminui o escoamento (BORMA et al., 2022). Desta forma, áreas de floresta natural têm taxas de perda de solo significativamente mais baixas do que áreas de pastagens e terras agrícolas, conforme evidenciado em experiências brasileiras (ANACHE et al., 2017).

A erosão tem destaque como processo de degradação do solo por impactar não somente o local de ocorrência como a perda do solo, dos nutrientes e material orgânico, como também os locais de drenagem de uma bacia com danos relacionados à sedimentação, diminuição da capacidade de retenção de água, eutrofização, inundações, deslizamentos, provocando localmente ou regionalmente grandes perdas econômicas (TELLES; GUIMARÃES; DECHEN, 2011). Além de comprometer os níveis de oxigênio dissolvido e

penetração da luminosidade, ameaçando a qualidade da água (BORMA et al., 2022). A quantificação desses serviços deve levar em conta suas interrelações com outros serviços ecossistêmicos (PRADO et al., 2016) e atribuído valor econômico de forma a aumentar a consciência da sociedade, fomentar a comunicação sobre esses serviços e balancear decisões políticas relacionadas ao crescimento de economia (COSTANZA et al., 2014). Estimar perdas econômicas por erosão contribuem para os tomadores de decisão desenvolverem políticas públicas baseadas na conservação do solo para assegurar o desenvolvimento sustentável de atividades econômicas (TELLES; GUIMARÃES; DECHEN, 2011).

No processo de valoração do serviço ecossistêmico é necessário realizar estimativas de quantificação biofísica do serviço de forma a traduzir essas medições para um valor monetário (PRADO et al., 2016). O serviço de controle de erosão e retenção de sedimento é quantificado pela perda de solo. Esta quantificação pode ser realizada por métodos de campo, como os que utilizam simuladores de chuva (FALCÃO et al., 2020; SILVA et al., 2005; SILVA; SANTOS; DOS SANTOS, 2018), tanques de captação com precipitação natural (DOS SANTOS et al., 2017; LIMA FARIAS et al., 2019; NACINOVIC; MAHLER; AVELAR, 2014; ROCHA JUNIOR et al., 2017), dados de turbidez (TIECHER et al., 2018), quantificação por dendrocronologia (BOVI et al., 2019; DOMÍNGUEZ-CASTILLO et al., 2020) e ainda utilização de radioisótopos (ANDRELLO et al., 2001; ANDRELLO; APPOLONI; GUIMARÃES, 2004; GUIMARÃES; NASCIMENTO FILHO; RITCHIE, 2003; MINELLA; WALLING; MERTEN, 2014; VALENTE et al., 2020; WITTMANN et al., 2011) em diferentes usos e ocupações do solo. Ou pode ser estimada por modelagem matemática com equações empíricas com dados climatológicos da região de estudo, referências na literatura e sistema de informação geográfica (SIG), tendo destaque os modelos que utilizam a Equação Universal de Perda de Solo (USLE) desenvolvida por Wischmeier e Smith (1978) e revisada por Renard e Ferreira (1993) como os modelos SWAT (Soil and Water Assessment Tool - NEITSCH et al., 2009) e InVEST (Integrated Valuation Ecosystem Services and Trade offs – SHARP et al, 2020).

Os modelos que utilizam a USLE têm sido amplamente utilizados e modificados nas últimas décadas com alcance de melhorias em todo o mundo (ALEWELL et al., 2019). No Brasil, trabalhos com a USLE foram desenvolvidos para a estimativa de perda de solo para todas as tipologias de uso e cobertura de solo do Estado de São Paulo (MEDEIROS et al., 2016), em toda a área de proteção ambiental do Rio Paraíba do Sul, trecho paulista (PAVANI

et al., 2020), assim como para estimar especificamente a perda em uso e cobertura de solo de florestas, pastagens (BATISTA et al., 2017; LU et al., 2004; SILVA et al., 2010; ZOLIN et al., 2014), silvicultura de eucalipto (BATISTA et al., 2017; DA SILVA; SANTOS; SILVA, 2014; GOMES et al., 2017; SILVA et al., 2010), culturas agrícolas (BATISTA et al., 2017; GOMES et al., 2017; SILVA et al., 2010) e solo exposto (BATISTA et al., 2017).

Em se tratando de solo pós evento de fogo, Moody et al. (2013) indica algumas limitações para compreensão e previsão de erosão e escoamento: I – as respostas são transitórias, durando menos de 7 anos, e dependem de variáveis como velocidade de recuperação da vegetação, condições climáticas pós-fogo, disponibilidade de sedimentos e morfologia da bacia; II – respostas de alta magnitude tendem a ser isoladas e destrutivas em escala de curto prazo (minutos a horas) dificultando a coleta de dados; III – a resposta pode ter complicações na interpretação devido à sua dependência de sequência de precipitações que em geral são de média escala, curta duração e variáveis espaciais, cujas previsões são mais difíceis; IV – erosão e escoamento de encostas recentemente queimadas nem sempre levam a inundações ou erosões maiores devido às características de precipitação e geomorfologia; V – maior complexidade hidrológicas e geológicas devido à não linearidade desses processos que são controlados por limitações físicas como infiltração, excesso de fluxo superficial e fluxo de detritos; VI – multiplicidade de métodos e escalas de medição confundem investigações, dificultando a comparação entre estudos. O autor sugere que para organizar as respostas de erosão e escoamento pós-evento de fogo devam ser levadas em conta um range de características do fogo, da precipitação e do regime hidrogeomorfológico de forma a melhor compreensão das respostas pós-fogo.

Na literatura, os estudos sobre fogo e medidas de erosão e escoamento superficial com impactos ao sistema hidrológico aparecem nos ecossistemas mediterrâneos com destaque para Portugal com os trabalhos sobre os impactos da queima prescrita na perda e qualidade do solo (SHAKESBY et al., 2015), influências do fogo nas propriedades físicas do solo e nas características da superfície do solo sobre o escoamento e a erosão após um incêndio de severidade baixa a moderada (STOOF et al., 2015), efeito da frequência de incêndio no escoamento e sedimentos associados a perdas de matéria orgânica em micro parcelas de plantações de pinheiro (HOSSEINI et al., 2016), comparação de modelos empíricos de previsão de erosão em áreas pós-incêndio (VIEIRA et al., 2018a), fatores-chave que influenciam a resposta hidrológica e erosiva de uma floresta mediterrânea queimada, levando

em consideração o incêndio, práticas de manejo da terra pré-fogo e condições de umidade do solo (VIEIRA et al., 2018b) e tratamentos para redução de erosão pós-fogo em plantações de eucalipto (KEIZER et al., 2018). Na Espanha, com o estudo da erosão por respingos de chuva em floresta de pinheiros e em cerrado poucos meses após incêndios florestais (FERNÁNDEZ-RAGA et al., 2019). Nos Estados Unidos, estudo de comparação de taxas de infiltração, concentrações de sedimentos e rendimentos de sedimentos entre áreas não queimadas de diferentes características e áreas queimadas severamente (ROBICHAUD et al., 2016) e comparação de modelos empíricos de medida de erosão em escala de declive e bacia hidrográfica (KAMPF et al., 2020; LARSEN; MACDONALD, 2007). No Canadá, uma projeção dos impactos de incêndios florestais e mudanças climáticas no fluxo de rios, sedimentos e produção de carbono orgânico em uma bacia hidrográfica com florestas (LOISELLE et al., 2020). O Brasil, embora sem o foco hidrológico, apresenta estudos de perdas de solo em função do fogo como tratamento de pastagens em área de Mata Atlântica (ROCHA JUNIOR et al., 2017) e como manejo para a cultura de cana-de-açúcar (MENDONÇA et al., 2018). Estes trabalhos utilizam métodos de campo como estudo em micro parcelas (HOSSEINI et al., 2018; KEIZER et al., 2018), uso de simuladores de chuva (ROBICHAUD et al., 2016) e dispositivo de funil duplo (FERNÁNDEZ-GARCÍA et al., 2019) e métodos empíricos associados à coleta e/ou validação de dados em campo (KAMPF et al., 2020; LARSEN; MACDONALD, 2007; LOISELLE et al., 2020; VIEIRA et al., 2018a).

Em termos de valoração da perda do solo, o trabalho de Pavani et al. (2020) elucida uma alternativa valorando o serviço ecossistêmico de retenção do solo a partir dos custos de tratamento de água, deposição de lodo e desassoreamento com base em Sousa Júnior (2011). Para esta estimativa, foram necessários dados de turbidez obtidos pelo cálculo de conversão utilizando sólidos suspensos e produção de sedimentos obtidos a partir da taxa anual de perda de solo, utilizando a taxa de liberação de sedimentos (*Sediment Delivery Ratio*, SDR; SHARP et al., 2020). A taxa anual de perda de solo é obtida pela USLE dentro do InVEST, que é uma ferramenta com um conjunto de modelos usados para mapear e valorar os bens e serviços da natureza que sustentam a vida humana, funcionando com mapas como fonte de origem para produzir mapas de resultados em termos biofísicos e econômicos (NATURAL CAPITAL PROJECT, 2020).

E termos de legislação, em 2021 o Brasil instituiu a Política Nacional de Pagamento

por Serviços Ambientais (BRASIL, 2021) que define objetivos, ações e critérios para implantação desta política, dentre eles o estímulo à pesquisa científica relativa à valoração dos SE. De acordo com Borma et al. (2022), esta valoração precisa ser compreendida não como “atribuir um preço à natureza”, mas sim como modelo para comunicar aos tomadores de decisão, dentro da linguagem econômica, e como um conjunto de ferramentas para avaliar e integrar a boa administração nas suas decisões.

2.4 Serviço ecossistêmico de estoque e sequestro de carbono

As atividades antrópicas, do período pré-industrial até o momento, emitiram concentrações de carbono para a atmosfera que provocaram o aquecimento global de 1 °C, devendo ser limitado a 1,5 °C até 2030 (IPCC, 2019). O uso de combustíveis fósseis, o uso e cobertura do solo e o desmatamento levaram a um aumento de gases de efeito estufa na atmosfera numa escala incompatível com a dinâmica regenerativa do ciclo natural do carbono provocando distúrbios no funcionamento do sistema terrestre, com aumentos de desastres associados a secas, inundações e incêndios florestais, diminuindo ainda mais o estoque e o sequestro de carbono (UNDRR, 2019). Há, portanto, a necessidade de redução de atividades de emissão de carbono por desmatamento e degradação ambiental (MUNANG et al., 2013), de aumento da restauração ecológica e compensação por mudanças no uso do solo (IPCC, 2014) e de reconhecimento que a adaptação às mudanças climáticas e a redução de risco de desastres estão associados à manutenção dos serviços ecossistêmicos (O’BRIEN et al., 2008).

Iniciando com o Protocolo de Kyoto (UNITED NATIONS, 1998) e reforçado pelo Acordo de Paris (UNITED NATIONS, 2015), os países signatários se comprometeram a atender metas de redução de emissões de carbono. Neste sentido, o estoque e o sequestro de carbono é um dos serviços ecossistêmicos de maior interesse devido à sua função de regulação climática global (MEA, 2005), podendo ser valorado economicamente e comercializado por meio de créditos de carbono para compensação de emissões. A valoração é feita com base numa estimativa da quantidade de carbono presente nos diferentes reservatórios de carbono do sistema terrestre (SHARP et al. 2020).

O modelo para estimativa e valoração do sequestro de carbono do InVEST 3.8 (Capital Natural Project) é uma das ferramentas para realização das medições referentes ao carbono, sendo encontrado na literatura em trabalhos que avaliam as mudanças e usos do solo

e as predições para possíveis cenários. Pavani et al. (2018) quantificaram e avaliaram o valor do balanço de carbono gerado por 3 cenários preditivos (condição real, condição de marco legal, condição de novos empreendimentos) de mudança do uso da terra para o Litoral Norte do Estado de São Paulo, levando em conta a supressão da vegetação natural e a intervenção humana associada ao aquecimento global, considerando os períodos de 1990 a 1999 e 2000 a 2010 e a projeção futura para 2030. Garrastazú et al., (2015) modelaram o impacto da diminuição da largura da zona de amortecimento ciliar, imposta pelo Novo Código Florestal de 2012, sobre os serviços ecossistêmicos numa bacia hidrográfica no sul do Brasil, com o sequestro de carbono como um indicador para os serviços ecossistêmicos. Hu et al. (2020) analisaram o sequestro de carbono em área montanhosa de solo vermelho na China, avaliando o Programa Verde para Grãos, maior programa de restauração ecológica chinês. Babbar et al. (2021) estudaram o sequestro de carbono na Reserva Tigre Sariska na Índia, para quantificar o carbono estocado, avaliar como as mudanças na cobertura do solo interferem no potencial de sequestro e qual o balanço de carbono dos anos 2000, 2018 e 2035. Fernandes et al. (2020) avaliaram as mudanças no uso e cobertura da terra na região semiárida do Sergipe no período de 1992 e 2017 e simularam as mudanças de uso e cobertura do solo entre 2017 e 2030 em dois cenários (Condição atual e Floresta Protegida) para simular os estoques de carbono e estimar o balanço entre os cenários com valoração econômica correspondente.

No Brasil, o Sistema de Estimativas de Emissões e Remoções de Gases de Efeito Estufa – SEEG, realiza estimativas geradas segundo as diretrizes do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC), com base na metodologia dos Inventários Brasileiros de Emissões e Remoções Antrópicas de Gases do Efeito Estufa, elaborado pelo Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação (MCTI), e em dados obtidos junto a relatórios governamentais, institutos, centros de pesquisa, entidades setoriais e organizações não governamentais (DE AZEVEDO et al., 2018). Em 2022, o país emitiu 2,3 bilhões de toneladas brutas de carbono, sendo a mudança do uso da terra (48%) e o setor agropecuário (27%), os principais responsáveis e os estados de Mato Grosso, Pará, Minas Gerais, Rondônia e São Paulo os mais emissores, nesta ordem (SEEG, 2023). Entretanto, o relatório salienta que deveriam ser incluídas as emissões de fogo, para além da queima de resíduos da agricultura e de florestas, e fragmentação florestal.

A quantificação do serviço ecossistêmico de estoque e sequestro de carbono depende da quantidade de carbono presente na biomassa acima do solo, na biomassa abaixo do solo, na matéria orgânica do solo e na matéria morta do solo para cada classe de uso e ocupação do

solo (SHARP et al. 2020). Esses dados podem ser encontrados no Guia para inventário nacional de gases de efeito estufa (IPCC, 2006), no Relatório de Terceira Comunicação Nacional do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças Climáticas (BRASIL, 2016) ou em literaturas mais direcionadas, como em Vieira et al. (2011) que estimaram os estoques de carbono na biomassa abaixo e acima do solo na faixa de elevação da Mata Atlântica costeira brasileira e Ferez et al. (2015) que avaliaram os estoques de carbono em silviculturas na Mata Atlântica. Os valores de cada compartimento de carbono também podem ser calculados por proporcionalidade e correlação a partir de pelo menos um dado presente (GARRASTAZÚ et al., 2015).

Estimativas da perda do serviço ecossistêmico de estoque e sequestro de carbono em função de ocorrência de fogo, com correspondente valoração do serviço perdido, são incipientes na literatura. Vasconcelos et al. (2013) estimaram a perda de biomassa acima do solo e o estoque de carbono em regiões de cicatrizes de fogo na Amazônia, podendo contribuir com valores de classe de uso do solo para áreas queimadas. Na Mata Atlântica, Costa e Fonseca (2017) estimaram o coeficiente de consumo de biomassa de áreas queimadas em gramíneas temperadas a 800m de altitude pelo poder radioativo do fogo disponibilizado pelo INPE com os focos de calor.

2.5 O fogo na Mata Atlântica

A Mata Atlântica é uma floresta tropical, hotspot em biodiversidade (MYERS et al., 2000) que abriga uma flora de aproximadamente 16 mil espécies e uma fauna de 2,4 mil espécies, com alto grau de endemismo (JOLY et al., 2019). Com apenas 12,4% da cobertura original, engloba as fitofisionomias de Floresta Ombrófila Densa, Aberta e Mista, Estacional Semidecidual e Decidual, Formações Pioneiras e Campos de altitude (SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2021). De acordo com o Manual Técnico da Vegetação Brasileira (IBGE, 2012), as formações florestais, ombrófila e estacional, desenvolvem-se em diferentes estratos de relevo, podendo habitar regiões aluviais, submontana, montana e altomontana (ombrófilas mista). Conforme este manual, a floresta ombrófila densa possui uma vegetação de plantas lenhosas de médio e alto porte, lianas lenhosas e epífitas em abundância e caracteriza-se por altas temperaturas e alta precipitação bem distribuída durante o ano, com menos de 60 dias secos. Já a floresta ombrófila aberta possui faciações florísticas diferentes que imprimem clarões e possuem mais de 60 dias secos no ano. A ombrófila mista

caracteriza-se pelo predomínio de espécies de Araucária ocupando regiões de elevada altitude. As florestas estacionais têm inverno e verão bem-marcados, com adaptações caducifólicas (perda de folha) no inverno de 20% a 50% para as semidecíduas e de mais de 50% para as decíduas. Os campos de altitude situam-se normalmente acima de 1800 m de altitude e tem fisionomia campestre, muitas vezes com espécies endêmicas. Sua biodiversidade florestal fornece os serviços ecossistêmicos de provisão de alimentos e produtos medicinais, identidade cultural e conhecimentos tradicionais, assim como de regulação de pestes, de regulação térmica, de desastres naturais e da qualidade da água e controle de erosão (BORMA et al., 2022).

O Bioma Mata Atlântica é marcado pelo desmatamento seguido de fogo desde a época da colonização. Embora tenha registro de diminuição do desmatamento desde 1985, a cada ano os estados apresentam uma variação com diminuição ou aumento do desmatamento (SOS MATA ATLÂNTICA, 2023) com uma tendência de redução da cobertura florestal de 2001 a 2013 potencializados pelas ações antrópicas e climáticas (SOUZA, 2018). Neste sentido, os remanescentes florestais tornam-se cada vez menores e mais vulneráveis às queimadas ou incêndios florestais (GUEDES et al., 2019) em função do efeito de borda que aumenta a inflamabilidade (COCHRANE; LAURANCE, 2002). De acordo com Jolly et al. (2015) que avaliou a influência das variações climáticas em ameaças de incêndios florestais em nível global na série temporal de 1979 a 2013, o Brasil apresentou um aumento na duração da estação climatológica de fogo no período de estudo, assim como aumentou a frequência de longas temporadas de fogo incluindo o Bioma Mata Atlântica, com destaque para os anos de 2005, 2010 e 2012. Além disso, áreas que foram desmatadas no passado para os ciclos de culturas, sobretudo na região sudeste, e que foram abandonadas tem se regenerado, porém o manejo do fogo como técnica agrícola e de limpeza de terreno pode ter guiado essas áreas para um estado resiliente ao fogo com estrutura, composição de espécies e função semelhantes a uma savana (SANSEVERO et al., 2020). Tal fato além de afetar o bioma Mata Atlântica na sua biodiversidade e funções ecossistêmicas, pode tornar a área mais suscetível à incidência de incêndios florestais, pressionando mais intensamente os pequenos fragmentos de remanescentes e provocando alta mortalidade precoce de árvores (MENEZES; CAZETTA; DODONOV, 2019).

De acordo com Jesus et al. (2020) no período de 2003 a 2017, a Mata Atlântica está teve 312.341 focos de fogo com uma área queimada de 307.860 km², por outra forma, o

bioma já teve seu território queimado em 24%.

Embora conhecidas as causas antrópicas das queimadas e estabelecido como crime provocar fogo em mata e floresta pela Lei de crimes ambientais nº 9605 (BRASIL, 1998), o Novo Código Florestal, lei nº 12651, permite seu uso em práticas agropastoris ou florestais, mediante prévia aprovação do órgão estadual do SISNAMA e em práticas de agricultura de subsistência exercidas pelas populações tradicionais e indígenas (BRASIL, 2012). Esta mesma lei também estabelece a Política Nacional de Manejo e Controle de Queimadas, Prevenção e Combate aos Incêndios Florestais, que prevê instrumentos para a análise dos impactos das queimadas sobre mudanças climáticas e mudanças no uso da terra, conservação dos ecossistemas, saúde pública e fauna, para subsidiar planos estratégicos de prevenção de incêndios florestais, bem como observar cenários de mudanças climáticas e potenciais aumentos de risco de ocorrência de incêndios florestais (BRASIL, 2012), entretanto esta política ainda é um Projeto. A Lei da Mata Atlântica, nº 11428, estabelece o controle do fogo como prática preservacionista e como interesse social, além da manutenção da classificação das florestas primárias e secundárias mesmo após a ocorrência de incêndios (BRASIL, 2008). E o decreto nº 6.660 que regulamenta dispositivos da Lei da Mata Atlântica trata do fogo no que se refere à produção de aceiros para prevenção e combate de incêndios florestais. (BRASIL, 2006). Essas legislações citam o fogo sem assumirem uma abordagem enfática para o tema.

A Fundação SOS Mata Atlântica realiza em parceria com o INPE o Atlas dos remanescentes florestais acompanhando os dados de desmatamento desde 1985 (SOS MATA ATLÂNTICA, 2023), entretanto não são levantadas as causas e provavelmente por isso as palavras relacionadas ao fogo não são citadas. O Ministério do Meio Ambiente por meio da publicação Impactos da mudança do clima na Mata Atlântica, sumário para tomadores de decisão, não faz nenhuma referência ao fogo, mas cita eventos de inundação, erosão hídrica, deslizamento, disponibilidade de água no solo, os quais são relacionados ao uso e cobertura do solo que por sua vez tem relação com o fogo (MMA, 2018). A Mata Atlântica contempla importantes bacias hidrográficas brasileiras e seus planos de recursos hídricos, cujo objetivo é recuperar, preservar e conservar a bacia para o contínuo provimento de água, devem levar em conta o uso e cobertura do solo e os fatores perturbadores. Entretanto 7 importantes bacias do bioma, como a do São Francisco (CBHSF, 2016), Paraíba do Sul (CEIVAP, 2007), Doce (PIRH DOCE, 2010), Ribeira do Iguape (CBH-RB, 2018), Paraná (ÁGUAS PARANÁ,

2016), Tietê (CBH-AT, 2009) e Paranapanema (ANA, 2016) não fazem referência direta em seus respectivos planos à prevenção e ao controle do fogo. Apenas o plano do Rio Paraíba do Sul, Doce, Ribeira do Iguape e Paranapanema citam as queimadas como fatores perturbadores. O Plano do Rio Paraíba do Sul é o único que cita a prevenção dos impactos das secas, porém não faz relação com queimadas.

Os estudos relacionados ao fogo em Unidades de Conservação abordam a natureza e dimensão dos danos e resiliência da comunidade vegetal após incêndio (DE MELO; DURIGAN, 2010); a quantificação de micropartículas carbonizadas em solos superficiais para determinação da intensidade de incêndios recentes (DE OLIVEIRA; PASSACANTILI, 2010); a avaliação dos registros de fogo ocorridos em escala temporal de 70 anos levantando informações de ocorrências, áreas queimadas, sazonalidade e causas (AXIMOFF; RODRIGUES, 2011); a produção de mapa de risco (CIPRIANI et al., 2011); a influência do fogo em bancos de sementes de áreas de diferentes históricos de fogo (DA LUZ POTES et al., 2012); a avaliação de dados de focos de calor, dados meteorológicos e Relatórios de Ocorrência de Incêndios (ROI) (JÚNIOR et al., 2017); o perfil dos incêndios florestais e suas respostas frente às variações ambientais por meio de análise das informações dos Registros de Ocorrências de Incêndios e suas inter-relações com os sistemas ambientais (TORRES et al., 2018); o registro de incidência de incêndio por cicatrizes datáveis nos anéis de crescimento em espécie de árvore (BRANDES et al., 2019), a combinação de efeitos de múltiplos distúrbios na mudança da floresta para um estado resiliente qualitativamente distinto em estrutura, espécies, composição e função (SANSEVERO et al., 2020) e as implicações para restauração passiva em usos de solo para pastagem com e sem eventos de fogo (SANSEVERO et al., 2017). Em áreas fora das unidades de conservação, os estudos englobam temas como comportamento do fogo em um trecho de Floresta Estacional Semidecídua, usando as variáveis: intensidade do fogo, tempo de queima, material combustível, poder calorífico e calor liberado por área (DE CAMARGOS et al., 2015); coeficiente de consumo de biomassa (COSTA; FONSECA, 2017); regeneração pós fogo em áreas florestais afetadas (COSTA; MENEZES; NASCIMENTO, 2017; SILVA et al., 2017); ocorrência de focos de calor nos remanescentes da Mata Atlântica sob o aspecto climático (CLEMENTE; OLIVEIRA JÚNIOR; LOUZADA, 2017); avaliação da influência do fogo em um fragmento florestal através da biomassa da serrapilheira, regeneração de *Cecropia* sp e abertura de dossel (REIS et al., 2018); relações de fogo com as pastagens (PEREIRA;

FERREIRA; GUIMARÃES, 2018); avaliação dos efeitos de incêndios florestais e a influência da borda (DODONOV et al., 2019; MENEZES; CAZETTA; DODONOV, 2019); variabilidade temporal de focos de fogo em diferentes biomas (JESUS et al., 2020; OLIVEIRA-JÚNIOR et al., 2020) e a vulnerabilidade de áreas protegidas e pequenos fragmentos florestais (GUEDES et al., 2019). Os estudos realizados apresentam dados e informações importantes para o Bioma, mas abordagens relacionadas às consequências das secas e mudanças climáticas à integridade do Bioma ainda precisam ser exploradas, assim como as consequências do fogo sobre os serviços ecossistêmicos hidrológicos de controle de erosão e retenção de sedimentos e climatológicos de estoque e sequestro de carbono.

2.6 O fogo no Vale do Paraíba

O Vale do Paraíba Paulista, incluído no domínio de Mares de Morros da Mata Atlântica (AB'SÁBER, 2000) e predomínio das Florestas Ombrófila Densa e Estacional Semidecídua, assim como no Estado de São Paulo (SÃO PAULO, 2020). Com 39 cidades (AGEVAP, 2018), passa por mudanças de uso e cobertura do solo já no período da colonização. Os ciclos do ouro, da cana-de-açúcar e do café, entre os séculos XVII e XVIII, devastaram a paisagem da região, seja pela abertura de estradas para escoamento de ouro, comércio de alimentos e animais entre o sul e o sudeste, seja pela abertura de áreas nas montanhas para expansão do plantio do café (DEVIDE et al., 2014).

Após a migração da cultura do café pelas adversidades ambientais e pela erosão do solo como consequência das queimadas (DEVIDE, 2013), a paisagem começou a ser substituída por áreas de pastagens em 1880, consolidando o ciclo da pecuária no século XX (DEVIDE et al., 2014). A cultura do eucalipto também se estabeleceu tendo um crescimento de 2,5%, em 1985 (RONQUIM; COCHARSKI, 1985) para 8,1% em 2015, dividindo o território do VPP com 46,7% de pastagem, 3,3% de solo exposto, 4,6% de área construída, 32,6% de mata nativa e 2% de água (RONQUIM; COCHARSKI, 2015).

Com o decaimento da agricultura em meados do século XX, as políticas de desenvolvimento federal e a descentralização industrial da região metropolitana de São Paulo, apontaram o Vale do Paraíba como uma nova região industrial (SILVA et al., 2016). A construção da Rodovia Presidente Dutra dinamizou a industrialização e atraiu a população para os seus arredores estimulada pela facilidade de transportes (DEVIDE et al., 2014). O

rápido desenvolvimento econômico industrial proporcionou oferta de melhores condições de trabalho em áreas urbanas do que em áreas rurais (SILVA et al., 2017) gerando um fluxo migratório que acentuou o crescimento da população. Neste contexto, as principais barragens da bacia foram construídas entre as décadas de 50 e 70, com as funções principais de geração de energia elétrica e regularização de vazões (ANA, 2015). O complexo do Paraíba do Sul compreende na porção paulista os reservatórios de Paraibuna com capacidade de 61% do total de volume útil do complexo, o Jaguari com 18%, o Santa Branca com 7% e no Rio de Janeiro o reservatório do Funil com 14% (ANA, 2020) que abastecem os usos múltiplos da água. De acordo com Paiva et al. (2020) a água da porção paulista da bacia do Paraíba do Sul, destina 49% de sua vazão para abastecimento humano, 19% para o setor industrial, 18% para a agricultura, 8% para termelétricas, 4,6% para uso animal, 1,5% para abastecimento rural e 0,3% para mineração.

A literatura que contempla o Vale do Paraíba na abordagem deste trabalho relaciona-se a segurança hídrica em cenários futuros (FISCH; SANTOS; SILVA, 2017; MARENGO; ALVES, 2005; PAIVA et al., 2020), a vulnerabilidade de pequenos fragmentos florestais ao fogo (GUEDES et al., 2019) e, mais diretamente relacionado, ao serviço ecossistêmico de controle de erosão e retenção de solo, avaliado por Pavani et al (2020).

2.7 Restauração ecossistêmica

A restauração ecológica ou restauração ecossistêmica envolve esforços para recuperar o ecossistema degradado como resultado de atividades humanas de forma a restabelecer as características de biodiversidade e funções ecológicas desse ecossistema que existiam antes da degradação, retomando a entrega de serviços ecossistêmicos (BENAYAS et al., 2009; MEA, 2005). Em larga escala, a restauração dos ecossistemas é vista como o pivô para limitar as mudanças climáticas e a extinção de espécies (STRASSBURG et al., 2020), apesar dos custos da restauração serem extremamente maiores do que os custos de preservação do ecossistema e alguns serviços ecossistêmicos levam muito tempo ou não são possíveis para o restabelecimento (MEA, 2005).

No processo de restauração florestal, os serviços aumentam de acordo com a idade das florestas, indicando que os serviços ecossistêmicos, como o sequestro de carbono, realizado pela restauração florestal aumenta exponencialmente nos primeiros 60 anos da floresta

(SHIMAMOTO; BOTOSSO; MARQUES, 2014). Sendo as florestas o maior reservatório de carbono (PAVANI et al., 2018) e ofertarem maior proteção do solo, são os ecossistemas de maior entrega de serviço ecossistêmico de estoque e sequestro de carbono e retenção de sedimentos. Na Mata Atlântica e em especial no Vale do Paraíba, a manutenção da biodiversidade e a entrega desses serviços ecossistêmicos é ameaçada pela vulnerabilidade dos fragmentos florestais ao fogo seja pela maioria possuir área menor que 10 ha (GUEDES et al., 2020) ou pela modificação da estrutura florestal e da composição de espécies (MENEZES; CAZETTA; DODONOV, 2019; SANSEVERO et al., 2020). Mesmo em ecossistemas dependentes do fogo, em que as queimadas podem ser uma ferramenta de restauração, se mal elaboradas e sem conhecimento ecológico da vegetação queimada e o potencial de recuperação, podem modificar o ecossistema para além do estado desejável e demorar séculos para o restabelecimento (MYERS, 2006).

Strassburg et al. (2020) identificaram áreas prioritárias em todos os biomas terrestres para restauração ecossistêmica e estimaram benefícios em ganho de biodiversidade e mitigação de mudanças climáticas bem como o custo efetivo da restauração. O Vale do Paraíba, assim como a Mata Atlântica compõe estas áreas prioritárias. Os autores concluíram que se combinarem a retenção dos ecossistemas naturais remanescentes com a restauração de 30% das áreas convertidas em áreas prioritárias poderia mitigar 71% de débitos de extinção de espécies e sequestrar 49% de CO₂ liberado na atmosfera desde a revolução industrial.

O Novo Código Florestal, tendo como objetivo o desenvolvimento sustentável, entende como princípio a responsabilidade igualitária entre União, estados e municípios a preservação e a restauração da vegetação nativa. O Cadastro Ambiental Rural (CAR) é um instrumento desta lei que visa integrar as informações ambientais das propriedades e posses rurais referentes às Áreas de Preservação Permanente - APP, de uso restrito, de Reserva Legal, de remanescentes de florestas e demais formas de vegetação nativa, e das áreas consolidadas, compondo base de dados para controle, monitoramento, planejamento ambiental e econômico e combate ao desmatamento, sendo obrigatório para todos os imóveis rurais (BRASIL, 2012). O déficit de vegetação nativa da Mata Atlântica ocorreu em 56% dos imóveis cadastrados, somando 4,74 milhões de ha, sendo 2,76 milhões de ha de APP e 1,98 milhões de ha de RL, onde os grandes imóveis, maiores de 15 Módulos Fiscais, detêm 42% da área total de déficit estimado de RL ou APP e portanto, sua adequação já representaria um considerável diminuição no déficit (GUIDOTTI et al., 2021).

O VPP tem importantes iniciativas de restauração e melhor uso e ocupação do solo como Projeto Corredor Ecológico do Vale do Paraíba que visa interligar os remanescentes de Mata Atlântica do VPP e o Conexão Mata Atlântica - Projeto GEF (*Global Environmental Facility*), que visa recuperar e preservar serviços ecossistêmicos do clima e biodiversidade da Mata Atlântica brasileira, sendo um dos seus componentes o incremento de estoques de carbono na Bacia do Paraíba do Sul (MCTIC, 2016). Além dessas, a Secretaria do Meio Ambiente de São Paulo em parceria com a WRI e a IUCN desenvolveram um estudo das oportunidades de restauração da paisagem e floresta por meio do ROAM (Metodologia de Avaliação de Oportunidades de Restauração) que analisa oportunidades de restauração florestal sobre as áreas de pastagem, substituindo por tipologias de uso e ocupação de solo com finalidades monetárias ou não, mas que preservem os serviços ecossistêmicos de disponibilidade hídrica, conservação do solo e sequestro de carbono e ao mesmo tempo possam gerar renda (PADOVESI et al., 2018).

3 ARTIGOS

3.1 Artigo – de Praga Baião CF, Santos FC, Ferreira MP, Bignotto RB, da Silva RFG, Massi KG. A relação entre incêndios florestais e desmatamento na Mata Atlântica da região Sudeste. The relationship between forest fire and deforestation in the southeast Atlantic rainforest

PLoS ONE 18(6): e0286754. [https://doi.org/ 10.1371/journal.pone.0286754](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0286754)

Editor: Bijesh Kozhikkodan Veetil, Van Lang University: Truong Dai hoc Van Lang, VIET NAM

Received: November 20, 2022 Accepted: May 23, 2023 Published: June 2, 2023

The relationship between forest fire and deforestation in the Southeast Atlantic Rainforest.

Cheila Flávia de Praga Baião^{1¶*}, Fabrícia Cristina Santos^{1&}, Marcos Paulo Ferreira^{1&}, Rafael Beltrame Bignotto^{2&}, Rafael Felipe Guatura da Silva^{1&}, Klécia Gili Massi^{1,3¶}

1: Programa de Pós Graduação em Desastres Naturais, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (Unesp)/ Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais (Cemaden), São José dos Campos, SP, Brazil

2: Instituto de Pesquisas Ambientais (IPA)/ Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente (SIMA), Viveiro Florestal de Taubaté, Taubaté, SP, Brazil

3: Departamento de Engenharia Ambiental, Instituto de Ciência e Tecnologia, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (Unesp), São José dos Campos, SP, Brazil

*Corresponding author

Email: cheila.baiao@unesp.br

Abstract

Given the scarcity of studies relating fire to deforestation in the Atlantic Forest and great economic and ecological importances of this biome, this work aimed to investigate this relationship in the Atlantic Forest of the State of São Paulo, trying to answer whether deforestation is related to fire events in up to three years, if there are regions most affected by this relationship and what land use and land cover predominates after fire and deforestation in these areas. The study was carried out in Evergreen Forest and Semideciduous Seasonal, along the time series from 2000 to 2019 using the MapBiomas Project database to survey deforested and burned sites with moderate to high severity fires. Burning positively influenced deforestation in EGF in eight of 19 years studied (2001, 2004, 2005, 2007, 2008 and 2009, 2013 and 2015), while only for three years in the SSF. Burning followed by deforestation corresponded to only 3.2% of the total deforestation, located mainly in the eastern region of the state with the highest density in the EGF. Most of these areas have been converted to agriculture. This study provides the first indication that, generally, fire is not a driver of deforestation in the southeast Atlantic Forest.

Keywords: Evergreen forest; Fire-deforestation; MapBiomias; Semideciduous Forest.

Introduction

The Atlantic Forest biome is a biodiversity hotspot [1]. Due to intense deforestation and human disturbance that mostly occurred in the first half of the 19th century [2], only about 13% of Atlantic Forest biome native vegetation cover remains in Brazil [3,4]. Nature reserves protect only 9% of the remaining forest [5]. This percentage of native cover has been maintained, but there is a concern that the ongoing loss of older native forests, mostly on flatter terrains, have been hidden by the increasing gain of younger native forest cover, mostly on lands not suited for mechanized agriculture [6]. The MapBiomias Project showed that, from 1985 to 2021, 8.3 million hectares of forest cover were converted to large scale agriculture lands in the Atlantic Forest Biome [7] and this loss of older native forest might be associated with forest fires.

Every year, wildfires burn more than 400 million hectares worldwide [8] and shape the structure and diversity of all biomes [9]. Recently, some portions of the Atlantic Forest biome have also been experiencing an increase in area burned by wildfires [10]. Humans are a major force driving many fire regimes around the globe [11], and, in Brazil, fire is often a key process when considering the drivers of forest loss [12] like those that happened in the Amazon region during the summer of 2019, related to commodity-driven deforestation or agriculture [13]. In the Atlantic Forest, fire may also be human-driven, especially for agriculture practices.

Fires in tropical forests, which are not natural events, burn surface fuel as dry leaves and grasses, generally cause extensive top-kill in small trees [14] and leaf-fall in larger trees (due to heating), allowing increased light to the forest floor and a establishment of invasive grasses, changing likelihood of recurrent fires [15]. When subjected to such conditions, non-adapted species can be selectively excluded from the community, generating a drastic change in species composition, biomass and vegetation cover [16–18]. Depending on severity, surface fire can lead to small changes in cover and mortality of the structurally dominant vegetation (low severity) to large vegetation mortality (high severity)[19–21] .

Despite the importance of the Atlantic rainforest and fire threat, studies on impacts of disturbances such as burnings over this biome are scarce [17,18–22]. In Brazil, burning is forbidden as a management tool (unless under environmental permission or when done by

traditional communities: [25,26]). In rural sites, fires are used to renew pasture and agriculture sites and to clean trash and these fires may go uncontrolled to near forests. In addition, they can be intentionally used to degrade forests and regenerating sites and promote deforestation, especially for commodities agriculture and urbanization purposes. Fire-deforestation relations, well understood in Amazon, might happen differently in the Atlantic Forest, as this biome is fragmented and inserted in an anthropogenic landscape.

Therefore, the objective of our study is to contribute to filling this knowledge gap by investigating how deforestation dynamics in the Atlantic Forest Biome are related to moderate to high severity fire events, in patches of evergreen and seasonal forest in southeast Brazil, which are fire-sensitive ecosystems. Specifically, we aimed to answer (i) Did deforestation happen after burnings (one, two and three years later) in sites of the Atlantic rainforest biome? (ii) Are some regions most affected by deforestation related to fire than others? And (iii) What was the predominant land cover after fire and deforestation? We expected fire as a driver of deforestation in the Brazilian Atlantic Forest and commodities agriculture as a driver of both impacts.

Material and methods

Study Area

Sao Paulo state is located in southeast Brazil (25°21'29'S and 44°9'41'W) and contains the largest industrial park in the country (responsible for 32.2% of the Brazilian GDP: [27]) and one of the richest economies in the world, which began in the transition between the 18th and 19th centuries with coffee plantations, was substituted later for sugarcane and currently holds an industrial, urban and cultural protagonism [28]. The state is divided into 645 municipalities over an area of 248,219.94 km² (2.9% of the Brazilian territory) and a population of almost 45 million inhabitants (about 21% of its entire population), being the most populous in the country [29]. Native vegetation of Sao Paulo is distributed among Atlantic Forest and Cerrado Biomes, with original proportional area of 67.3% and 32.7%, respectively; currently only 22.9% of the state area is covered with both Biomes, where the largest portion of Atlantic Forest has 10.1% are Ombrophilous Dense or evergreen forest (EGF), and 7% are seasonal semideciduous forests (SSF) [28]. EGF is occupied predominantly by perennial trees, epiphytes, with a uniform canopy and not subjected to dry periods, while SSF occurs under a climate with a well-defined dry season,

leading to 20–50% loss of leaves in tree canopy [30]. EGF has 76368 patches averaging 31.57 ha ($\pm 1,902.67$), while SSF has 201,560 patches, with smaller sizes, averaging 9.16 ha (± 79.86), but more scattered along the state [28].

Dataset

Boundaries of Evergreen Forest (EGF) and Seasonal Semideciduous Forest (SSF) were obtained from vector files of São Paulo Forest Inventory [28] from DataGeo System, infrastructure of environmental spatial data of the State of São Paulo (<https://datageo.ambiente.sp.gov.br/>).

The Burned and deforested areas of the study area were obtained from two datasets of MapBiomias platform, a multidisciplinary network that uses cloud processing and methodologies of pattern recognition, to generate historical series of annual maps of land use and land cover and fire scars, from 1985 to 2020, from images from sensors on board Landsat satellites, with a resolution of 30 m (<https://mapbiomas.org/>). Although Sentinel satellite images offer images of 10 m of spatial resolution, which would increase the accuracy of this work, its data only started in 2014, not fitting the study design. In addition, Mapbiomas fire and deforestation data have been used in several scientific studies [6,7,31–33]. The first dataset was annual fire scars data, evaluated from 2000 to 2016, that can detect fires with a dNBR (Normalized Burn Ratio Difference) pre-post fire greater than 0.25, (moderate to high severity fire [20,21]) and has an accuracy of 97% [31]. And the second dataset was deforestation and regeneration data, with overall accuracy in Atlantic Forest of 87,3% [7] were evaluated from 2000 to 2019 (last year of this collection). The last year of fire scars was 2016 in order to overlap fire data with deforestation in the current and following three years. The set of deforestation and regeneration provides the annual land use and land cover classes plus classes that indicate regeneration or deforestation in primary and secondary forests when they occur. If a certain site was deforested and it has not regenerated or converted into another land use and cover, it would be classified as deforested in different years; however, we believe this represents a very small percentage of the total deforestation, if it occurs, as rural land in São Paulo state is quickly destined for other uses after deforestation. Despite the fire dataset is available monthly, the deforestation dataset has no available monthly data, so the relationship between fire and deforestation was carried out annually. Matrix files were processed in Quantum Gis 3.16.11 software (<https://www.qgis.org/en/site/>).

Data analysis

Using Quantum Gis, area (size) and number of patches were calculated for burned and deforested areas separately in each year of the study period. To identify intersection between burned and deforested areas and land use and land cover conversion following fire-caused deforestation, fire files were overlapped with deforestation files in the current years and following three years thereafter (Fig 1). Thus, sites were classified in burned and not deforested (BND), burned and deforested (BD), when there was intersection between burned and deforested areas in current and three years later, and unburned and deforested (UBD). Area and number of intersections were calculated as well as conversions in each land use and land cover identified in the overlay. Conversions after deforestation were counted from 2001 onwards, since datasets were annual, and the time series of the study started in 2000.

We also performed a preliminary analysis to evaluate effects of distance from anthropogenic land cover (urban and agriculture) and of distance from watercourses on fires, but we did not identify significant correlation, as expected due to the fragmented and anthropogenic landscape nature of the Atlantic Forest in São Paulo state (data not shown).

To identify regions with greater occurrence of burning followed by deforestation, central points of the polygons of intersection were created to perform a heat map through the Kernel density. The mean of averages (\bar{x}) added or subtracted from the mean of standard deviations (σ) were used to evaluate the best radius size. The kernel density function used was the quartic that weighs closer points more heavily than distant points, but decrease is gradual.

BD areas were then again overlapped with deforestation and regeneration maps to identify land use and land cover (LULC) in the three years following fire and deforestation (Fig 1).

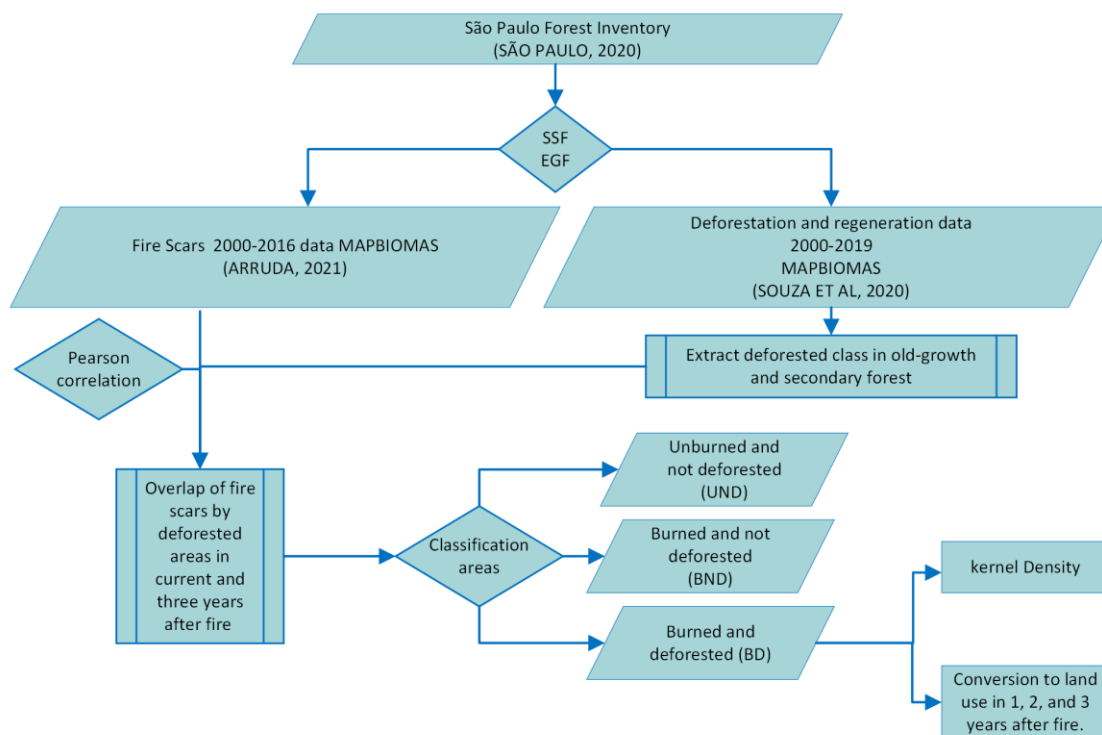


Fig 1: Methodological procedure for collecting and analyzing fire and deforested data.

Pearson correlation between extension of burned areas (explanatory variable) and deforested areas (response variable) of current year and until three years after fire was performed in order to assess whether the increase of burned areas also increased deforested areas, with Python programming language (version 3.6), which allows an interactive computing environment for editing and executing data analysis [34].

Results

In Evergreen Forest (EGF), deforestation represented 16,026 patches in a total area of 47,560.14 ha, being 55.2% of old-growth forest and 44.8% of secondary forest (Tab 1 and Fig 2A). Most deforested forest patches (96.3%) had between 2 and 5 ha (old-growth: 3.05 ± 1.74 ha and secondary: 2.86 ± 1.29 ha). Although the largest number of deforested areas were found in 2004, there was a decrease trend in deforested areas between 2000 and 2016, rising again between 2017 and 2019 (Fig 2A). Fire scars in EGF were verified in 32,846 patches in a total area of almost triple of deforestation. Most of burned forest patches (95.9%) were between 2 and 10 ha (4.25 ± 3.7 ha). Burned areas in EGF showed an increasing trend between 2000 and 2003 (with the highest number in 2003), with a decrease between 2004 and

2009, and increasing again in 2010 (Fig 2A).

Table 1: Deforestation (2000-2019), fire scar (2000-2016) and fire-related deforestation in Evergreen Forest (EGF) and Semideciduous Seasonal Forest (SSF) in São Paulo State in current year and three years following fire.

	Forest	N° patches	Area (ha)	Old-growth(%)	Secondary (%)	Average (ha)
Deforestation	EGF	16,026	47,560.14	55.2	44.8	2.96 (± 1.55)
	SSF	40,469	32,792.12	32.3	67.6	0.81 (± 0.85)
Fire scar	EGF	32,846	139,545.60	-	-	4.25 (± 3.7)
	SSF	19,454	77,699.39	-	-	3.99 (± 3.42)
Intersection	EGF	952	1,316.49	63.6	36.4	1.38 (± 1.5)
	SSF	399	179.9	64.6	35.4	0.45 (± 0.78)
Fire-deforestation (%)	EGF		2.8%			
	SSF		0.5%			

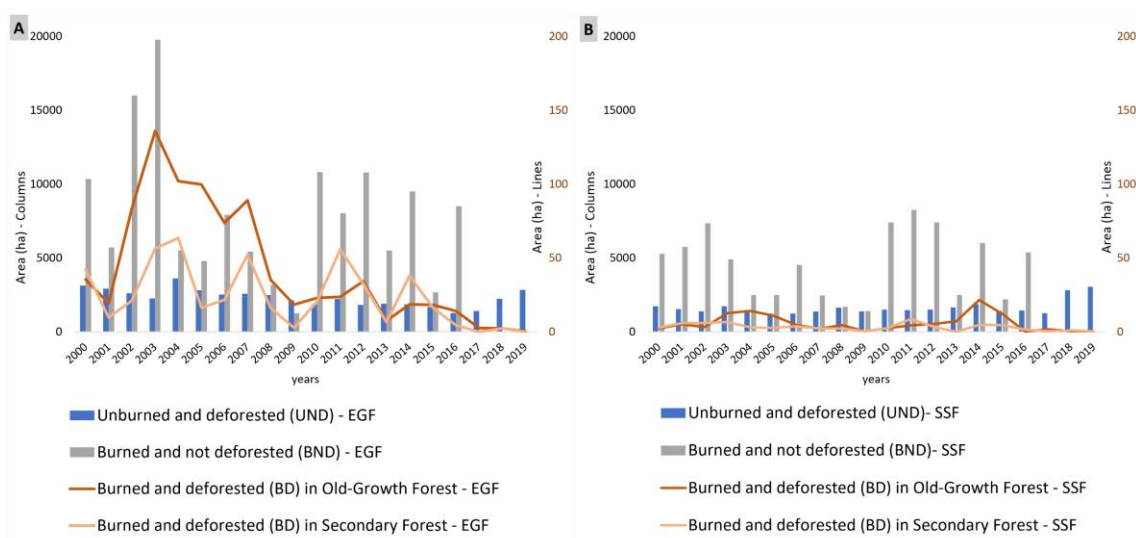


Fig 2: Area extension of unburned and deforested (UNB), burned and not deforested (BND) and burned and deforested (BD):frequency of these areas in São Paulo State in the period 2000 to 2019 for Evergreen Forest (A) and Semideciduous Forest (B).

Burning and deforestation in EGF occurred in 952 patches, with a total area of 1,316.49 ha, of which 63.6% was old-growth (1.46 ± 1.56 ha) and 36.3%, secondary (1.26 ± 1.36 ha). Most of BD patches had between 1 and 5 ha (51.68%), followed by (47.5%) patch size smaller than 1 ha. Deforestation and burning mainly occurred between 2002 and 2007 in old-growth forests, with a peak in 2003 (136 ha); in the secondary forest, 2004, 2007, 2011

and 2014 were peaks (Fig 2A).

For seasonal semideciduous forest (SSF), deforestation represented much more patches but with a minor area ($\cong 33,000$ ha), being 32.3% of old-growth and 67.6% of secondary forest (Tab 1 and Fig 2B). Most of deforested forest patches (80.1%) were smaller than 1 ha and 19,4% were between 1 and 5 ha (old-growth: 0.95 ± 1.27 ha and secondary: 0.75 ± 0.62 ha). These areas remained with small fluctuations between 2000 and 2017, increasing in 2018 and 2019. The number of patches and area in Fire scars in SSF decreased by approximately half of EGF (Fig 2B).

Deforestation and burning in SSF represents 0,5% of total deforestation in this phytophysiognomy, of which 64.6% was old-growth (0.52 ± 0.57 ha) and 35.4%, secondary (0.36 ± 0.31 ha). Most of BD patches had 6 ha (91%). Deforestation and burning mainly occurred between 2003 and 2005 and between 2014 and 2015 in old-growth forest, while it occurred between 2001 and 2003 and in 2011 in secondary forest (Fig 2B).

We found significant correlation between BD areas for EGF in about half of studied years (Fig 3A). In 2001, 2004, 2005, 2007, 2008 and 2009, 2013 and 2015, fire was positively associated with deforestation in EGF, while in 2001, 2014 and 2016 fire influenced deforestation in SSF (Fig 3). The R^2 varied from 16% to 44% with an average of 26% in these years. Most of SSF correlations between burned areas and deforestation were not significant (Fig 3B).

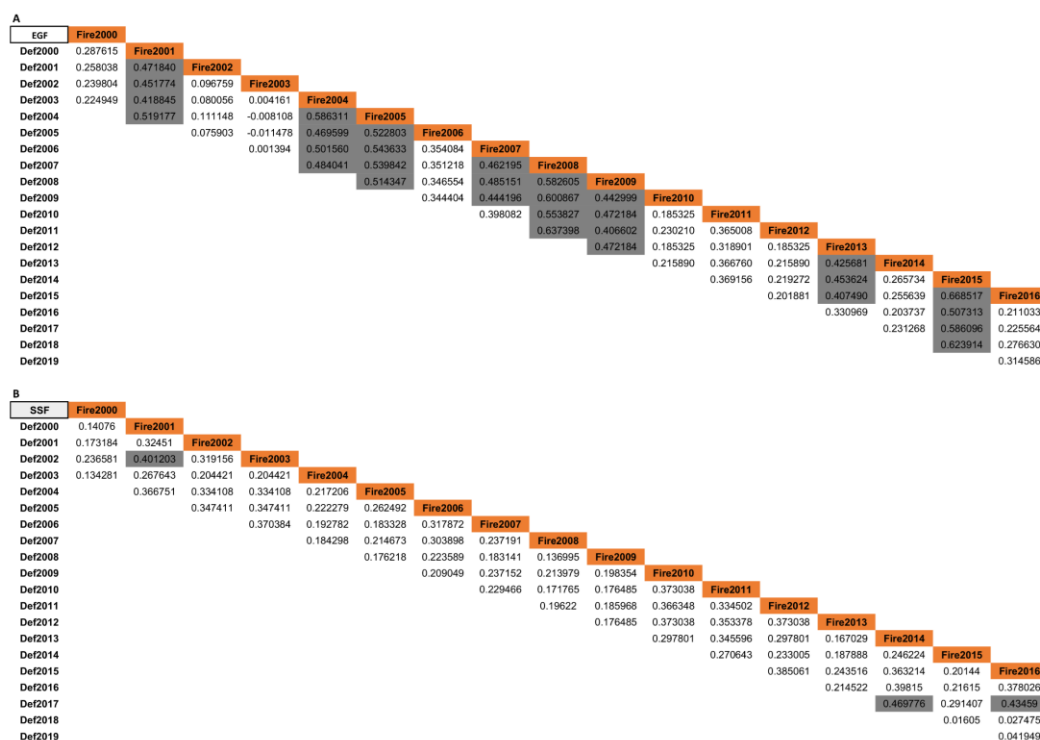


Fig 3: Pearson's correlation between fire scar and deforestation areas. In current year within three years period in Evergreen Forest (EGF - A) and Seasonal Semideciduous Forest (SSF - B) (gray values represent p -value < 0.0001).

Burnt and deforested areas were identified by Kernel density (radius of 74,284 m for EGF and 111,934 m for SSF ($\bar{x} - \sigma$)) and occurred more intensely in northeast São Paulo state; while in EGF were especially in east to south sides, in Paraíba do Sul, Tietê, Piracicaba and Ribeira Valley water basins, in SSF, located in central portion of the state mainly in Perdões and Mogi-Guaçu Region.

Conversion of deforested and burned forest patches were mainly to agriculture and pasture, both in EGF and SSF, for old-growth and secondary forest (Fig 4). Agriculture and pasture mosaic represented most of conversion for old-growth EGF forest (1,524.23 ha: 77.24%), followed by temporary crops, pasture and silviculture with 8.05%, 7.06% and 2.85%, respectively (Fig 4A). For EGF secondary forest (966.55 ha), agriculture and pasture mosaic represented 74.91% and pasture, 9.89%, other temporary crops, 4.44%, and silviculture, 3.14%. Only 5.24% of areas returned to secondary forest (Fig 4B). Agriculture and pasture mosaic represented most of conversion for old-growth SSF forest (348.80 ha: 60.84%), followed by pasture (1.74%), silviculture (1.08%) (Fig 4E). For SSF secondary

forest (190.89 ha), agriculture and pasture mosaic represented 60.78%, sugar cane, 2.01%, and 1.24% for pasture (Fig 4F). Only 15.03% of areas returned to secondary forest.

Likewise, agriculture and pasture mosaic were predominant in the years following fire, increasing area from the first to third year. This pattern was the same both in old-growth and secondary forests of EGF and SSF (Figs 4C, 4D, 4G, 4H).

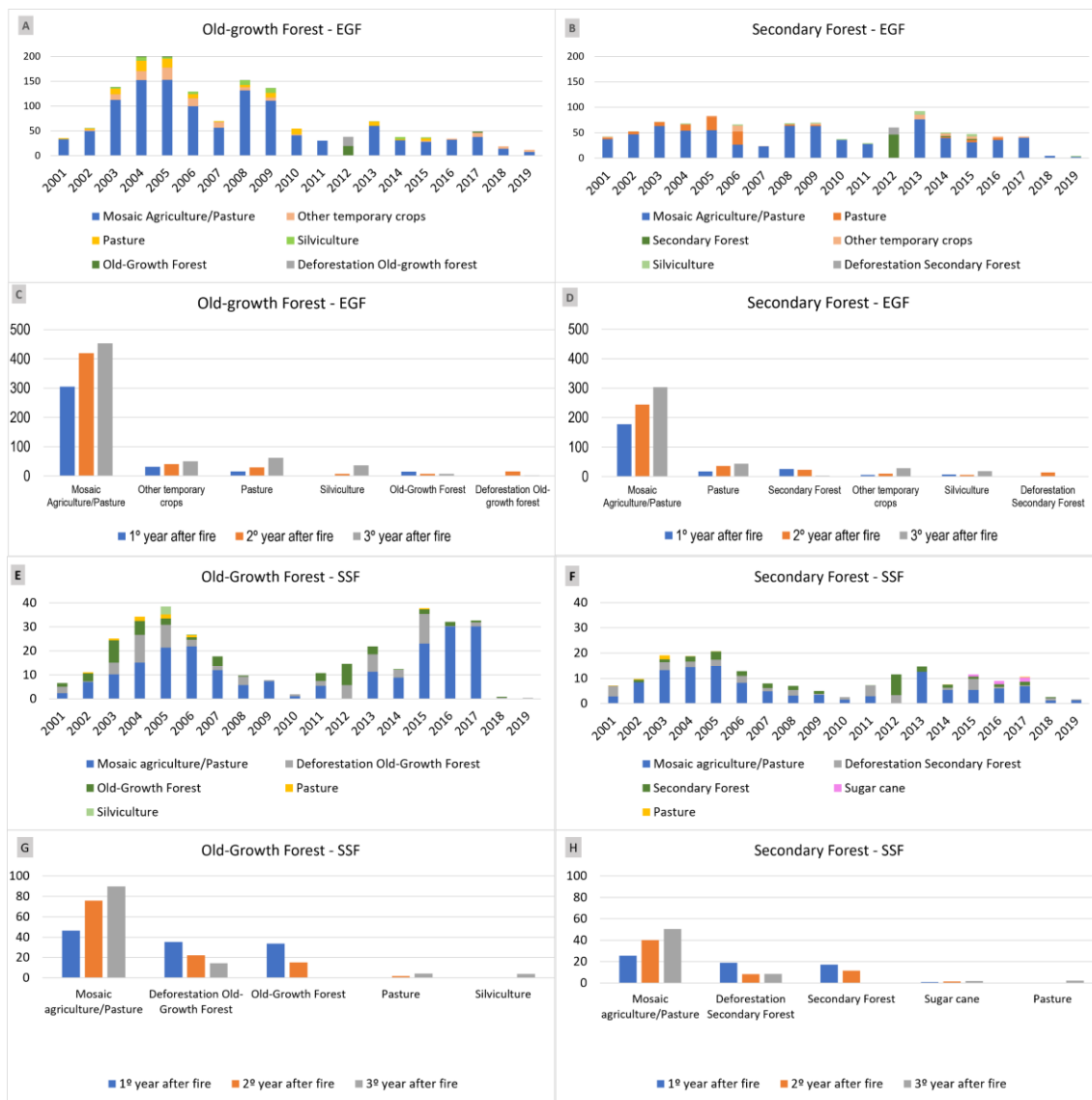


Fig 4: Conversion of LULC post-fire and deforestation. From 2001 and 2019 (Old-Growth Evergreen Forest – A; Secondary Evergreen Forest – B; Old-Growth Semideciduous Forest – E; and Secondary Semideciduous Forest – F) and first, second and third year after fire (Old-Growth Evergreen Forest – C; Secondary Evergreen Forest – D; Old-Growth Semideciduous Forest – G; and Secondary Semideciduous Forest – H). Only classes that exceed 1% of the total converted area are represented.

Discussion

Analyzing number of forest patches, we found most of evergreen forest patches having fire scars and most of seasonal forest patches losing vegetation, while when we evaluated total area affected by fire, both evergreen and seasonal forests were quite significantly affected by burnings. The use of fire in rural lands is forbidden in Brazil, but fires are commonly used to renew pasture and agriculture sites and to clean trash and these fires may go uncontrolled to near forests. In addition, burnings can be intentionally used to degrade forests and regenerating sites and promote deforestation, for agriculture and urbanization purposes.

Using fire in São Paulo state to manage agriculture, mainly related to sugarcane plantations [35], i.e., clean plantations, reducing aboveground biomass (especially leaves), and facilitate sugar cane harvest was a common practice in São Paulo state until 2002, when a state law regulated gradual elimination of fire for that purpose (Law n 11.241/2002:[36]). According to this regulation from 2011 to 2016, 50% to 80% of elimination of fire use in sugarcane mechanized sites should be pursued (in 2021 that would be 100%). Pastures also are cleaned and renewed through fire [37,38], under environmental permission or illegally. In São Paulo state, most of land use and land cover and commodities agriculture is attributed to annual crops (mainly sugarcane) and pasture [39]. These agriculture and pasture areas border small (as we observed, most patches do not exceed 10 ha) and fragmented forest patches of the Atlantic Forest [5,40], making them vegetation islands highly exposed to burnings [22], which explain our results.

Along the years there was a decreasing trend in deforested areas between 2003 and 2016 in EGF and a stationary deforestation pattern in SSF, both having raised again between 2017 and 2019. Our results indicate that command and control policies might have diminished deforestation rates in the Atlantic Forest in São Paulo state, especially after specific legislations regulating conservation and preservation of the biome (as the Atlantic Forest Law [from 2006: 41]. Lately, deforestation rates and human pressure on biodiversity and ecosystems have been increasing, inflated by the recent dismantling of legal environmental framework by the Bolsonaro administration [42]. When we looked to overlapped BD sites, we found that they represented a minor proportion of forest patches and area, contrary to our expectations and to the processes of forest loss linked to burnings in other Brazilian regions

[13,43]. Also, the significant correlations between burned and deforested areas for EGF were small (eight of eighteen studied years), and almost none for SSF (three).

Thus, we may discuss that forest patches in São Paulo state are being burned and degraded, as our previous results showed, but they are not being cut down, probably because these remnants constitute legal reserves or permanent preservation areas, which are mandatory native vegetation protected areas inside rural land (according to New Forest Code, Law n 12.651/2012,25]). Despite that is a positive result, degradation of forests by fire is a concerning issue that starts to be a conservation and restoration agenda of non-governmental organizations in Brazil and in São Paulo state, as TNC – The Natural Conservancy (personal communication). Historically, the Atlantic rainforest was deforested using fire [2], for large-scale agricultural purposes (sugarcane and coffee monocultures) leading to a rapid expansion of the human frontier.

Additionally, we found that regions most affected by deforestation related to fire in Atlantic Forest sites were evergreen forests and located in three important socioeconomic areas (Ribeira, Tietê/Piracicaba and Paraíba do Sul River basins). Firstly, the Ribeira Valley is a region of great scenic beauty and one of the best-preserved places in the Atlantic Forest, which, however, has been suffering from burnings [44]. It is a low human population density region with low-intensity agriculture as the main economic activity [45], but is target of a Strategic Development Plan in the next few years [46], which may alter native vegetation cover. In this region, fire might be used to degraded old-growth forests and facilitate environmental licensing, as in other regions. The Tietê and Piracicaba River basins are densely populated and urbanized regions, with land use dominated by large-scale and commodities agriculture [47]. Lastly, Paraíba Valley, with a growing trend of fires [10] aggravated by high pasture cover [32], which may be particularly threatening many important local restoration and conservation initiatives such as the Atlantic Forest Connection Project - GEF (Global Environmental Facility: <https://conexaomataatlantica.mctic.gov.br/cma/portal/>). Also, in these regions are located some fundamental protected areas, such as Serra do Mar state park, the largest conservation area of Atlantic Forest in Brazil (<https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/pesm/>), that fire occurrence may endanger. All these burned evergreen forests might be having biodiversity loss and changes in forest structure, functioning and ecosystem services [17,18,24].

Fire and deforestation of seasonal forests are happening in ecotonal regions with the Cerrado biome (a neotropical savanna), constituted of fire-influenced ecosystems [48], and

more resilient to burnings. Despite that, fire is considered a threat even to Cerrado remnants of São Paulo state [49], if they did not follow their natural regimes. Then fire policies and management should be well planned and implemented in the two biomes that happen in São Paulo state.

Brazil's Atlantic Forest is still losing native forests [6], mostly by the expansion of agricultural frontiers [13]. Our data corroborate this and show fire and forest deforestation followed by agriculture and pasture mosaic, as we expected, mainly in the third year after fire which differs from Amazon region, when conversion occurs immediately after fire and deforestation [50-51]. Despite recent data of the Forest Inventory indicating vegetation cover increases in the São Paulo state [28], deforestation is still happening, driven by large-scale and commodities agriculture, such as sugarcane, cattle (for meat), soybean, orange and chicken (for meat) (<http://www.iea.agricultura.sp.gov.br/out/index.php>). The Atlantic Forest Law (Lei da Mata Atlântica, Law no 11.428/2006 [41]) prohibits deforestation of late secondary and old-growth forest sites, but according to the "Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica" [4] most of deforestation in these sites is illegal.

Some issues must be considered in this work. Both fire data and deforestation data were extracted from annual accumulations of the MapBiomias Project database, with the possibility of overlapping data from one year to the next. That is because the deforestation recorded in one year may have been maintained in the following year if a fragment has not regenerated or converted into another land use and land cover; however, we believe this represents a very small percentage of the total deforestation, if it occurs, as rural land in São Paulo state is quickly destined for other uses after deforestation.

In addition, MapBiomias fire data maps all fire scars visible in satellite images, with moderate to high severity fire, based on differences between pre and post fire NBR index [31], so low intensity and under canopy fires that do not produce scars were not quantified. Thus, we stress that this study can only tell us whether deforestation occurred following moderate to high-intensity fire (sufficiently intense to be detected by MapBiomias). Furthermore, this work evaluated the relationship between deforestation following fire and not the opposite, because field observations and communications with other researchers and environmental technicians indicate that fire is being used to intentionally degrade tropical forests and then, deforest them. As already discussed, fire origins are unknown (probably humans), but some recent data point that they are deliberately ignited to cause degradation and increase tensions for land transformation (especially related to large agriculture farms and agri-companies: [52]).

Little attention has been given to fire threats to the Atlantic Forest Biome [17,22] and its relation with deforestation. Fire events in this Biome may become more common with climate change [53] and they would inhibit forest restoration and conservation [22,54], especially in São Paulo state that concentrates forest restoration efforts (observatoriodarestauracao.org) and several Atlantic rainforest protected areas. Besides ecological losses, health and socioeconomic issues should be considered as the biome concentrates the largest portion of the Brazilian population and the greatest GDP of the country. Likewise, a National Policy for Management and Control of Fires is urgently needed.

Conclusion

This study provides the first evaluation of a possible relation between fire and deforestation in the Atlantic Forest biome, southeast Brazil. We expected that deforestation would follow burnings, what we partially observed. Burning positively influenced deforestation in EGF in eight of 19 years studied (2001, 2004, 2005, 2007, 2008 and 2009, 2013 and 2015), while only for three years in the SSF. Burning followed by deforestation corresponded to only 3.2% of the total deforestation, located mainly in the eastern region of the state with the highest density in the EGF. Most of these areas have been converted to commodities and large-scale agriculture, as we expected. This study provides the first indication that, generally, fire is not a driver of deforestation in the southeast Atlantic Forest nowadays. The use of fire for land clearings is not well documented in the Atlantic Forest and makes it difficult to understand if sites would be opportunistically deforested after an accidental fire event or if burnings would be criminally intended to degrade forest sites to be later replaced by another land use.

References

1. Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Fonseca GAB da, Kent J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*. 2000;403(2):853–8.
2. Dean W. A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira. [Internet]. 2004. 484 p. Available from: <http://eprints.uanl.mx/5481/1/1020149995.PDF>
3. Fundação SOS Mata Atlântica, INPE. Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica, 2017-2018. Relatório Técnico. 2018;<http://mapas.sosma.org.br/>.

4. Fundação SOS Mata Atlântica, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica: período 2019/2020, relatório técnico [Internet]. 2021. Available from: https://www.sosma.org.br/wp-content/uploads/2021/05/SOSMA_Atlas-da-Mata-Atlantica_2019-2020.pdf
5. Ribeiro MC, Metzger JP, Martensen AC, Ponzoni FJ, Hirota MM. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biol Conserv* [Internet]. 2009;142(6):1141–53. Available from: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>
6. Rosa MR, Brancalion PHS, Crouzeilles R, Tambosi LR, Piffer PR, Lenti FEB, et al. Hidden destruction of older forests threatens Brazil’s Atlantic Forest and challenges restoration programs. *Sci Adv*. 2021;7(4):1–9.
7. Souza CMJ, Shimbo JZ, Rosa MR, Parente LL, Alencar AA, Rudor BFT, et al. Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. *Remote Sens*. 2020;12(July):2735.
8. Andela N, Morton D, Giglio L, Chen Y, Werf G, Kasibhatla P, et al. A human-driven decline in global burned area. *Science* (80-). 2017;356:1356.
9. Bond W, Keeley J. Fire as a Global ‘Herbivore’: The Ecology and Evolution of Flammable Ecosystems. *Trends Ecol Evol*. 2005;20:387–94.
10. INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - Portal do Monitoramento de Queimadas e Incêndios [Internet]. 2020. Available from: <http://www.inpe.br/queimadas/>
11. Archibald S, Lehmann CER, Gómez-Dans JL, Bradstock RA. Defining pyromes and global syndromes of fire regimes. *Proc Natl Acad Sci* [Internet]. 2013;110(16):6442–7. Available from: <https://www.pnas.org/content/110/16/6442>
12. Barlow J, Berenguer E, Carmenta R, França F. Clarifying Amazonia’s burning crisis. *Glob Chang Biol* [Internet]. 2020;26(2):319–21. Available from: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/gcb.14872>
13. Curtis P, Slay C, Harris N, Tyukavina A, Hansen M. Classifying drivers of global forest loss. *Science* (80-). 2018;361:1108–11.
14. Hoffmann W, Adasme R, MT H, Carvalho M, Geiger E, Pereira M, et al. Tree topkill, not mortality, governs the dynamics of savanna-forest boundaries under frequent fire in central Brazil. *Ecology*. 2009;90:1326–37.
15. Veldman J, Putz FE. Grass-dominated vegetation, not species-diverse natural savanna,

- replaces degraded tropical forests on the southern edge of the Amazon Basin. *Biol Conserv.* 2011;144:1419–29.
16. Brancalion PHS, Niamir A, Broadbent E, Crouzeilles R, Barros FSM, Almeyda Zambrano AM, et al. Global restoration opportunities in tropical rainforest landscapes. *Sci Adv.* 2019;5(7):1–12.
 17. Sansevero JBB, Garbin ML, Sánchez-Tapia A, Valladares F, Scarano FR. Fire drives abandoned pastures to a savanna-like state in the Brazilian Atlantic Forest. *Perspect Ecol Conserv* [Internet]. 2020;18(1):31–6. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2019.12.004>
 18. Prestes NCC dos S, Massi KG, Silva EA, Nogueira DS, de Oliveira EA, Freitag R, et al. Fire Effects on Understory Forest Regeneration in Southern Amazonia. *Front For Glob Chang.* 2020;3(February):1–15.
 19. Miller JD, Thode AE. Quantifying burn severity in a heterogeneous landscape with a relative version of the delta Normalized Burn Ratio (dNBR). *Remote Sens Environ.* 2007;109(1):66–80.
 20. Key CH, Benson N. Measureing and remote sensing of burn severity: the CBI and NBR. *Joint Fire Science Conference and Workshop.* 1999.
 21. Key C, Benson N. Landscape assessment: Ground measure of severity; The Composite Burn Index, and remote sensing of severity, the Normalized Burn Index. In *FIREMON: Fire Effects Monitoring and Inventory System*; Lutes, D., Keane, R., Caratti, J., Key, C., Benson, N., Suther. *FIREMON fire eff Monit Inven Syst.* 2006;(General t:LA1–LA55).
 22. Guedes BJ, Massi KG, Evers C, Nielsen-Pincus M. Vulnerability of small forest patches to fire in the Paraíba do Sul River Valley, southeast Brazil: Implications for restoration of the Atlantic Forest biome. *For Ecol Manage* [Internet]. 2020;465:118095. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118095>
 23. Freitas WK, Gois G, Pereira ER, Oliveira Junior JF, Magalhães LMS, Brasil FC, et al. Influence of fire foci on forest cover in the Atlantic Forest in Rio de Janeiro, Brazil. *Ecol Indic* [Internet]. 2020;115(April):106340. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106340>
 24. Mata S, Braga JMA, Moser P, Sartori RA, Sánchez-Tapia A, Sansevero JBB. Forever young: arrested succession in communities subjected to recurrent fires in a lowland tropical forest. *Plant Ecol* [Internet]. 2022;223(6):659–70. Available from:

- <https://doi.org/10.1007/s11258-022-01239-4>
25. BRASIL. LEI Nº 12.651, DE 25 DE MAIO DE 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa 2012 p. 1–25.
 26. Brasil. Decreto nº 10735, de 28 de junho de 2021. Determina a suspensão da permissão do emprego do fogo de que trata o Decreto nº 2661, de 8 de julho de 1998, no território nacional pelo prazo de cento e vinte dias. 2021.
 27. IBGE. Produto Interno Bruto dos Municípios 2017 [Internet]. Contas Nacionais n. 69. 2019. 16 p. Available from: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/contas-nacionais/9088-produto-interno-bruto-dos-municipios.html>
 28. São Paulo IF. Inventário Florestal do Estado de São Paulo. 2020. Mapeamento da Cobertura Vegetal Nativa. 2020.
 29. Waldvogel BC, Ferreira CEDC, Capassi R, Castiñeiras LL. Projeções e estimativas da população paulista para 2020 e 2021. SEADE SP Demográfico - Projeções Popul. 2021;Dezembro(4):1–10.
 30. IBGE. Manual Técnico da Vegetação Brasileira [Internet]. Vol. 55. 2012. 271 p. Available from: <http://www.bcb.gov.br/pec/GCI/PORT/readout/readout.asp>
 31. Arruda VLS, Piontekowski VJ, Alencar A, Pereira RS, Matricardi EAT. An alternative approach for mapping burn scars using Landsat imagery, Google Earth Engine, and Deep Learning in the Brazilian Savanna. *Remote Sens Appl Soc Environ* [Internet]. 2021;22:100472. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2021.100472>
 32. Sapucci GR, Negri RG, Casaca W, Massi KG. Analyzing Spatio-temporal Land Cover Dynamics in an Atlantic Forest Portion Using Unsupervised Change Detection Techniques. *Environ Model Assess* [Internet]. 2021;26(4):581–90. Available from: <https://doi.org/10.1007/s10666-021-09758-6>
 33. Marengo JA, Cunha AP, Cuartas LA, Leal KRD, Broedel E, Seluchi ME, et al. Extreme Drought in the Brazilian Pantanal in 2019 – 2020 : Characterization, Causes, and Impacts. *Front Water*. 2021;3(February).
 34. ANACONDA. Anaconda - Individual Edition [Internet]. 2021. Available from: <https://www.anaconda.com/products/individual/>
 35. Teodoro PE, da Silva Junior CA, Delgado RC, Lima M, Teodoro LPR, Baio FHR, et al. Twenty-year impact of fire foci and its relationship with climate variables in Brazilian regions. *Environ Monit Assess* [Internet]. 2022;194(90):17. Available from: <https://doi.org/10.1007/s10661-021-09702-x>

36. São Paulo (Estado). Lei N. 11.241, de 19 de setembro de 2002: Dispõe sobre a eliminação gradativa da queima da palha da cana-de-açúcar e dá providências correlatas. 2002 p. 2002.
37. Vieira AC, Melloni R, Melloni EGP, Guimarães, Marivana Carvalho, Freitas MS, Pecoraro D. Fogo e seus efeitos na qualidade do solo de pastagem. *Rev Bras Geogr Física*. 2016;09(06):1703–11.
38. Brunel M, Rammig A, Furquim F, Overbeck G, Barbosa HMJ, Thonicke K, et al. When do Farmers Burn Pasture in Brazil: A Model-Based Approach to Determine Burning Date. *Rangel Ecol Manag* [Internet]. 2021;79:110–25. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.rama.2021.08.003>
39. CONAB CN de A. Cultivo de Verão e Inverno. Safra 2021/22. *Bol Monit Agrícola*. 2022;11(6):1–18.
40. Ribeiro MC, Martensen AC, Metzger JP, Tabarelli M, Scarano F, Fortin M-J. The Brazilian Atlantic Forest: A Shrinking Biodiversity Hotspot. In: *Biodiversity hotspots* [Internet]. 2011. p. 277–93. Available from: <http://www.springerlink.com/index/10.1007/978-3-642-20992-5>
41. BRASIL. Lei Nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências. [Internet]. DOU 2006. Available from: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2006/lei/11428.htm
42. Barbosa LG, Alves MAS, Grelle CEV. Land Use Policy Actions against sustainability : Dismantling of the environmental policies in Brazil. *Land use policy* [Internet]. 2021;104(February):105384. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105384>
43. Fearnside PM. Desmatamento e tomada de decisão no desenvolvimento da Amazônia brasileira. In: *Criminologia Crítica*. 1990. p. 350–68.
44. Theodorovicz A, Theodorovicz ÂMDG. Atlas geoambiental: subsídios ao planejamento territorial e à gestão ambiental da bacia hidrográfica do rio Ribeira de Iguape. 2007;91. Available from: <http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Atlas+geoambiental:+subsídios+ao+planejamento+territorial+e+à+gestão+ambiental+da+bacia+hidrográfica+do+rio+ribeira+de+iguape#0>
45. CBH-RB; FEHIDRO. Elaboração do plano da bacia hidrográfica do ribeira de iguape e

- litoral sul - UGRHI 11: Relatório I. 2016;182.
46. CODIVAR C de DI do V do R e LS. Planejamento Estratégico 2030 Vale do Ribeira e Litoral Sul. 2020.
 47. São Paulo (Estado) S de I e MA. Guia do sistema integrado de gerenciamento de recursos hídricos [Internet]. Vol. 4º ed, SIGRH / Governo do Estado de São Paulo. 2021. Available from:
https://www.researchgate.net/publication/269107473_What_is_governance/link/548173090cf22525dcb61443/download%0Ahttp://www.econ.upf.edu/~reynal/Civilwars_12December2010.pdf%0Ahttps://think-asia.org/handle/11540/8282%0Ahttps://www.jstor.org/stable/41857625
 48. Armenteras D, Dávalos LM, Barreto JS, Miranda A, Hernández-moreno A, Zamorano-elgueta C, et al. Fire-induced loss of the world ' s most biodiverse forests in Latin America. *Sci Adv.* 2021;7(eabd3357 13):2–10.
 49. Hardesty J, Myers R, Fulks W. Fire, ecosystems and people: a preliminary assessment of fire as a global conservation issue. *Fire Manag.* 2005;22(4):78–87.
 50. Morton DC, DeFries RS, Shimabukuro YE, Anderson LO, Arai E, Del Bon Espirito-Santo F, et al. Cropland expansion changes deforestation dynamics in the southern Brazilian Amazon. *Proc Natl Acad Sci U S A.* 2006;103(39):14637–41.
 51. Pivello VR, Vieira I, Christianini A V., Ribeiro DB, da Silva Menezes L, Berlinck CN, et al. Understanding Brazil's catastrophic fires: Causes, consequences and policy needed to prevent future tragedies. *Perspect Ecol Conserv* [Internet]. 2021;19(3):233–55. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2021.06.005>
 52. Serafim G. Armas na disputa por controle territorial: os usos capitalistas do fogo contra os povos do campo [Internet]. *Agro é fogo.* 2022. Available from:
<https://agroefogo.org.br/dossie/armas-na-disputa-por-controle-territorial-os-usos-capitalistas-do-fogo-contra-os-povos-do-campo/>
 53. IPCC. *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S. L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen,., 2021.
 54. Santos JFC dos, Gleriani JM, Velloso SGS, Souza GSA de, Amaral CH do, Torres FTP, et al. Wildfires as a major challenge for natural regeneration in Atlantic Forest João. *Sci Total Environ* [Internet]. 2019;650:809–21. Available from:

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.016>

3.2 Artigo – de Praga Baião CF, Massi KG e Sousa Junior WC. Fogo e serviços ecossistêmicos na Mata Atlântica Sudeste: Impacto sobre a perda, exportação e retenção de solo/ *Fire and Ecosystem Service in Southeast Atlantic Forest: Impact on Soil Loss, Export and Retention*

Environment Monitoring Assessment, Submission ID 4fc0734b-77f1-4785-802a-c57bef695649 in 14/01/2024.

FIRE AND ECOSYSTEM SERVICE IN SOUTHEAST ATLANTIC FOREST: IMPACT ON SOIL LOSS, EXPORT AND RETENTION

Cheila Flávia de Praga Baião^{a,*}, Thiago Carlos Lopez Riberio^b, Klécia Gili Massi^a, Wilson Cabral de Sousa Junior^{a,b}

^a Postgraduate Program in Natural Disasters, UNESP/CEMADEN, Rodovia Presidente Dutra. 12247-004. São José dos Campos, SP, Brazil

^b Department of Water Resources and Environment, Aeronautics Technology Institute, Pça. Mal. Eduardo Gomes, 50, São José dos Campos, SP 12228-900,

*Corresponding author. Post-Graduate Program in Natural Disasters, UNESP/CEMADEN, Rodovia Presidente Dutra. 12247-004. São José dos Campos, SP, Brazil. E-mail addresses: cheila.baiao@unesp.br (C.F. de Praga Baião). Tel: 55(12) 997531393

Abstract

To assess the impact of fire on ecosystem services, we conducted an analysis that involved estimating soil loss, sediment export, and sediment retention in different Land Use and Land Cover (LULC) classes, in a southeast Atlantic Forest protected area. This analysis was carried out using InVEST-SDR model, with cover factor weighting based on pre and post-fire NBR spectral indices provided by Landsat Images in time/local indicated by Mapbiomas Fire. Additionally, we examined the influence of different variables on sediment balance (post-fire minus pre-fire), and we evaluated which LULC types and watersheds were most affected by fire using a GLM model. The results of our analysis revealed significant increases in soil loss and sediment export, coupled with a decrease in sediment retention induced by fire. These changes varied depending on the specific LULC class, with the most pronounced losses occurring in areas with less vegetation cover, such as pastures and high-altitude grasslands. Conversely, areas with high vegetation cover, such as native forests, exhibited greater sediment retention. Specifically, fire led to a 56% increase in soil loss in forests, a 17% increase in high-altitude grasslands, a 43% increase in pastures, and a 45% increase in eucalyptus plantations. Factors like burn severity, erodibility and cover were identified as having the most significant impact on sediment balance.

Keywords:

Burn severity, C factor, Forest, LULC, Pasture, Sediment retention.

1. Introduction

Atlantic Forest biome, a biodiversity hotspot (MYERS et al., 2000), occurring from northeast to south of Brazil, including ombrophilous and seasonal forests, as well as high-altitude grasslands. Is home to most of the Brazilian population and the largest cities, with a history of deforestation followed by fire (Dean, 2004). Although deforestation has decreased in general, the biome has only 12.5% remaining from its original territory (SOS Mata Atlântica and INPE, 2021) and still losing forest cover (Souza et al., 2018; Rosa et al., 2022). This deforestation is partly associated to fire (Baião et al., 2023), whose burning probability increases with small patches, more edge and more pasture around them (Guedes et al., 2020). These fragments are surrounded in many portions by pasture areas (32% of the biome area is occupied by pastures: MAPBIOMAS, 2020), which is a typology highly flammable.

Fire in Atlantic Forest has been increasing (MAPBIOMAS, 2022) and it ranks third in area and number of fires among other Brazilian biomes (Jesus et al., 2020). The evergreen forests in the Atlantic Forest biome are fire-sensitive ecosystems (Hardesty et al., 2005), not prone to burns due to its high humidity, with species that did not evolve under fire regimes and do not have adaptations to these events. Fire promotes disruption of natural system, threatening size, structure and composition of ecosystems (P. M. Brando et al., 2014; Carvalho et al., 2022; Hardesty et al., 2005; Sansevero et al., 2020), making it more susceptible to the incidence of forest fires (Pütz et al., 2011), threatening biodiversity and ecosystem services (Kelly et al., 2020; Loiselle et al., 2020; Robinne et al., 2020; Roces-Díaz et al., 2022; Rodrigues et al., 2019; Taboada et al., 2021)..

Ecosystem services, which are benefits for human well-being, generated by complex interactions between biotic and abiotic dimensions in ecosystems (Boyd & Banzhaf, 2006; Haines-Young & Potschin, 2018; IPBES, 2018; MEA, 2005), are normally sustained by biological diversity of landscapes, with growing evidence that greater biodiversity is directly associated to environmental resilience and to ecosystem services provided to people (Cardinale et al., 2012; F. W. Larsen et al., 2012; Mace et al., 2012; Oliver et al., 2015). Thus, high diverse forests, as Atlantic Forest would offer more ecosystems services.

Erosion control or sediment retention is an inherent ecosystem service in tropical forests due to the dense canopy and surface litter that intercept precipitation, reducing the impact of rain on the soil surface layer. Additionally, the high organic matter content, high porosity, and various micro and macroorganisms residing in a dense root system facilitate water infiltration and reduce runoff (BORMA et al., 2022). Consequently, natural forest areas exhibit significantly lower rates of soil loss compared to pasture and agricultural lands, as evidenced by Brazilian experiments (ANACHE et al., 2017). However, fires (and other degradation drivers) in tropical ecosystems threaten biodiversity and consequently these services. For example, fire removes vegetation cover, which affects soil stability, causing erosion (Efthimiou et al., 2020; Fernández-García et al., 2019; Shakesby et al., 2015) Robichaud et al., 2016; Shu-Ren, 2003) and impacting water bodies (Addison & Oommen, 2020; Diaz, 2012; Loiselle et al., 2020; Robinne et al., 2020; R. A. Shakesby & Doerr, 2006), i.e. river sedimentation, reduced water retention capacity, eutrophication, floods, landslides, causing large economic losses locally or regionally (Telles et al., 2011).

The quantification of these services should consider their interrelationships with other ecosystem services (Prado et al., 2016) and increase society awareness, foster communication about these services and balance political decisions related to economic growth (Costanza et al., 2014). Several models in the literature quantify soil loss (Alewell et al., 2019; Batista et al., 2017; R. M. da Silva et al., 2014; Gomes et al., 2017; Lu et al., 2004; Medeiros et al., 2016; Pavani et al., 2020; Zolin et al., 2014). However, post-fire soil loss studies are found only in Mediterranean ecosystems (Borrelli et al., 2016; Efthimiou et al., 2020; Hosseini et al., 2016; Keizer et al., 2018; Panagos et al., 2015; Shakesby et al., 2015; Stoof et al., 2015; Vieira et al., 2018a) and in North America (Kampf et al., 2020; I. J. Larsen & MacDonald, 2007; Loiselle et al., 2020; Robichaud et al., 2016), being incipient in Brazil, especially in the Atlantic Forest Biome.

Sediment retention loss after fire should be analyzed considering characteristics of fire, precipitation and hydro geomorphological regime of the basin aiming to better understand these responses (Moody et al., 2013). In this sense, variables such as soil erodibility, rainfall erosivity, elevation, slope, runoff and land use and land cover (LULC) already used in quantification models for this service are valuable. In the case of post-fire soil loss, burn severity can contribute to this quantification, due to its positive correlation with soil loss (Efthimiou et al., 2020). The burn severity evaluates negative ecological impacts caused by fire on ecosystems, as vegetation remove and root and soil biota damages (Pivello et al.,

2021), being positively correlated with the intensity and duration of fire (Keeley, 2008). In other words, the magnitude of the environmental change or the resulting cost level in socioeconomic terms (C. Key & Benson, 2006). Likewise, the study of anthropic and geoclimatic variables may allow a better analysis of ecosystem service loss in areas after fire events.

Thus, in this study we aimed to evaluate fire impact on soil ecosystem services of regulation in a protected area in the Brazilian Atlantic Forest biome, estimating soil loss, sediment export and retention in pre- and post-fire conditions in different land use and land cover classes, from 2000 to 2020, as well as to assess which variables caused greater effect on these balances (post less pre fire). In addition, we aimed to verify land use and land cover more impacted by fire and what watersheds needed more attention for conservation of soil ecosystem service. We hypothesize that fire caused increased balance of soil loss and sediment export and reduced sediment retention according to the LULC classes; and burnt native forests were able to conserve soil ecosystem services better than other land covers. Lastly, some variables, as burn severity and slope, were more associated to sediments balance between post and pre fire.

2. Methodology

2.1. Study area:

In southeast Atlantic Forest biome, specifically in Paraíba do Sul River Basin, is located the study area. The region has gone through several economic cycles that occupied, degraded, fragmented and deforested the region, sugar cane (mainly in the 17th century), coffee plantations (in the 19th and 20th), dairy livestock, eucalyptus silviculture, industrialization and urbanization (20th till nowadays) (Devide et al., 2014) causing urban exodus (da Silva et al., 2016). Nowadays, main LULC are native forest (32.8%), eucalyptus plantations (4.2%), pasture (35.5%) and mosaic of uses (14.1%) (MapBiomias, 2023). This basin is strategic to supply water resources to more than 15.7 million inhabitants, specially the two largest Brazilian metropolis São Paulo and Rio de Janeiro. São Paulo portion (VPP) suffers from a growing trend of fires (INPE, 2020), part of them correlated to deforestation (Baião et al., 2023), mainly APA Silveiras, which we selected as study area. APA is a type of protected area (PA) in Brazil, classified as sustainable use, in which extensive areas with a

certain degree of human occupation, whose objective is to protect natural resources (Lei Nº 9.985, 2000). This APA was established in 1984 and encompasses the entire municipal territory (Law No. 4,100/1984 – SÃO PAULO, 1984). It is situated in the Serra da Bocaina, within the Paraíba do Sul River basin, supporting a population of 6,186 people (IBGE, 2022). From 2000 to 2020, APA Silveiras is the first of VPP, seventh of São Paulo state in fire events (INPE, 2020).

In Silveiras, soils are cambisol, latosol and argisol (Rossi, 2017), relief is hilly and mountains that reach 1902 m (ASF DAAC, 2023), climate is humid subtropical with dry winter and hot summer (Cwa) and temperate (Cwb) (Alvares et al., 2014). It has 59% of its area defined as high priority for restoration and conservation, considering erosion risk, soil carbon, biodiversity and priority basins for conservation. (São Paulo and Fundação Florestal, 2018), comprising headwater areas of Paraitinga River and 38.9% of its territory overlaps the Federal APA Paraíba do Sul Basin (Fig. 1). According to the forest inventory, native vegetation is distributed in forest formation of Ombrophilous Dense (ODF, 84%), Semideciduous Seasonal (SSF - 5%) and Mixed Ombrophilous (MOF, 1%) and non-forest, high altitude grasslands (HAG - 10%), (São Paulo, 2020). Characteristics of APA Silveiras and burned areas were presented in Fig. 1.

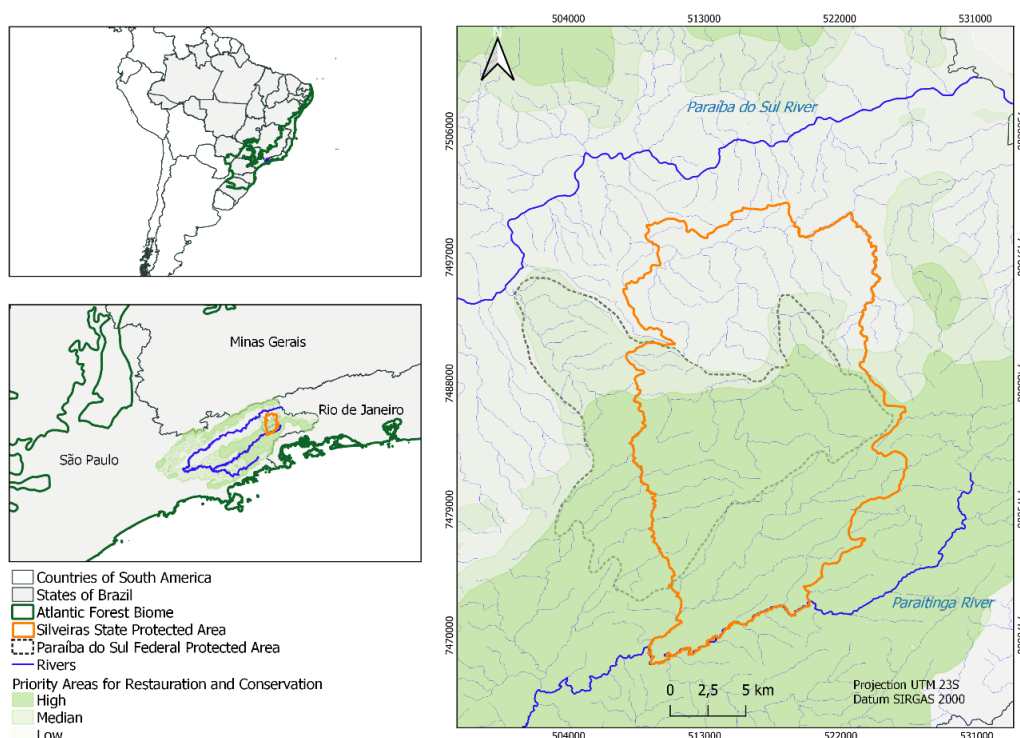


Fig. 1 Location of Silveiras Protected area in Paraíba do Sul River Valley, São Paulo State, Southeast Atlantic Forest, Brazil.

2.2. Data set:

Burned areas from 2000 to 2020 data, were obtained from MapBiomas platform, an Annual Mapping of Land Use and Coverage project in Brazil composed of a multidisciplinary network that uses cloud processing and pattern recognition methodologies to generate a historical series of annual maps of land use and land cover in Brazil, from 1985 to 2020, from images of Landsat satellites, with 30 m resolution (<https://mapbiomas.org/>). For this work, we used: fire scars from the monthly accumulated, (89.3% accuracy (Alencar et al., 2022)); land use and cover (LULC), with indications of old-growth and secondary forest (with an accuracy of 92% for forest and 90.6% for pasture in the Atlantic Forest (Souza et al., 2020)).

Landsat Images from collections of atmospherically corrected surface reflectance images available on Google Earth Engine platform (<https://developers.google.com/earth-engine/datasets/catalog/landsat>), courtesy of U.S. Geological Survey, were used to calculate the Normalized Burn Ratio (NBR).

From DataGeo system (<https://datageo.ambiente.sp.gov.br/>), we had Forest Inventory (I. F. São Paulo, 2020), Pedological Map (Rossi, 2017) and Priority Areas for Restoration and Conservation in VPP basin (São Paulo and Fundação Florestal, 2018), as same as drainage map. A road map with high resolution, including non-pavement roads, was obtained from Open Street Map_ (<https://download.geofabrik>). For topography survey, the digital elevation model (DEM) was obtained from ALOS PALSAR Radiometric terrain High resolution data, 12,5 m (ASF DAAC, 2023). And rainfall erosivity, of global erosivity assessment was based on high-temporal resolution rainfall records (Panagos et al., 2017).

The Integrated Drought Index (IIS), which consists of combining Standardized Precipitation Index (SPI), with Vegetation Health Index (VHI), from do Amaral Cunha et al., (2019) study, that evaluated drought events in Brazil with determination of annual IIS by weekly time series. The gis-software used for analyses was Quantum Gis 3.16.11.

2.3. Data analyses:

Data were analyzed and processed following methodological procedures described in Fig. 2. Methodological steps are described in the next sections.

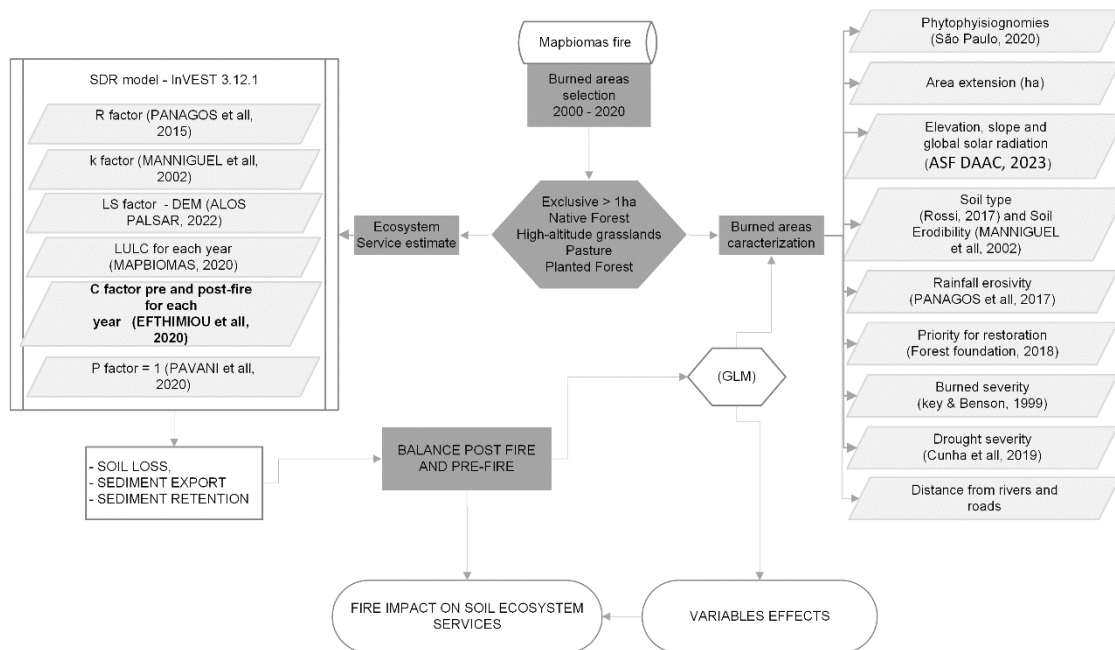


Fig. 2 Methodology flowchart of this research. **Source:** Constructed by authors

2.3.1. Burned areas selection:

Using fire scar data from MapBiomas (total of 6147 burned areas), we selected areas from 1 hectare with exclusive use of forest, pasture and planted forest (eucalyptus forestry) based on land use and cover data, also from MapBiomas. Then we classified the selected native forest areas according to Forest Inventory of São Paulo state (São Paulo, 2020) to identify the phytophysiognomy, to differentiate the impact of fire also within forest classifications. By this criteria, 542 burned areas were selected, being 294 pasture areas, four forestry, 178 old-growth forest (142 ODF, five SSF, 10 MOF and 21 HAG) and 66 secondary forest (55 ODF, eight SSF and three MOF). Burned areas were then classified by year and month of occurrence, as well as by phytophysiognomy and stage of regeneration (old-growth or secondary forest). These burned classes were utilized for building raster files for each year together with unburned classes and for determination of cover factor, as described next in section.

2.3.2. Estimating soil ecosystem service balance:

Quantification of ecosystem services was carried out using Software InVEST 3.12.1 (Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs) of the Natural Capital Project,

which is a set of models used to map and value goods and services of nature that sustain and complete human life, helping to explore how changes in ecosystems can lead to changes in streams of different benefits to people (Natural Capital Project, 2023). We analyzed fire impact on soil ecosystem service by balance in pre and post fire.

The InVEST model used for estimating sediment retention is Sediment delivery ratio (SDR), according to several studies (Aneseyee et al., 2020; Pavani et al., 2020; Saad et al., 2021; Sousa Júnior, 2011). This model operates on spatial resolution of input Digital Elevation Model (DEM). For each pixel, the model first computes the amount of annual soil loss from that pixel, then computes sediment delivery ratio (SDR), which is a proportion of soil loss actually reaching water bodies. Once sediment reaches a stream, we assume that it will be delivered to the catchment outlet; thus, no in-stream processes which could increase or decrease sediment loads are modeled.

The annual soil loss was calculated by Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE), Equation 1, as well as in other works that evaluated post-fire soil response (Efthimiou et al., 2020; Kampf et al., 2020; Vieira, et al., 2018) due easy application and data availability. In addition to this data, SDR model requires a watershed vector file and a drainage raster file. Threshold flow accumulation was set to 1000 cells and other parameters were kept at model default value. Model provides several useful results for quantifying the ecosystem service, of which we used soil loss data provided by the USLE (units: tons/ha/year), sediment export data (units: tons/ha/year), in Equation 2, which calculates total amount of sediment exported from each pixel that reaches streams and lastly, the data avoided export (tons/ha/year) in Equation 3), hereafter called sediment retention, that calculate the contribution of vegetation cover for keeping erosion from entering a stream, combining local sediment retention with trapping of erosion from upslope of each pixel (Natural Capital Project, 2023).

$$USLE = RKLSCP \quad (1)$$

$$E = USLE.SDR \quad (3)$$

$$R = (RKLS - USLE).SDR + Ti \quad (3)$$

Where, USLE = average annual soil loss ($\text{tons. ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$); R = Rainfall Erosivity Factor ($\text{MJ. mm.ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$); K = Soil erodibility factor ($\text{Mg.ha.h.ha}^{-1} \text{ .MJ}^{-1} \text{ .mm}^{-1}$); LS = Topographic factor - Ramp length (m) and ramp slope (%); C = Land cover (dimensionless); P= Preservation practices (dimensionless); E = Sediment export ($\text{tons. ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$); R = Sediment retention ($\text{tons. ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$); SDR = Sediment delivery ratio ($\text{tons. ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$) (Borselli et al., 2008; Vigiak et al., 2012) and T_i = upslope sediment trapped out of stream.

For each year of study, we ran the SDR model for pre and post-fire data, using the same R, K and LS factor (Figure 3A) dataset for 21 years of study and an specific C factor for each year, as will be explained below. Then, we calculated soil loss, sediment export and retention balance, subtracting pre-fire from post-fire of respective raster files from SDR outputs.

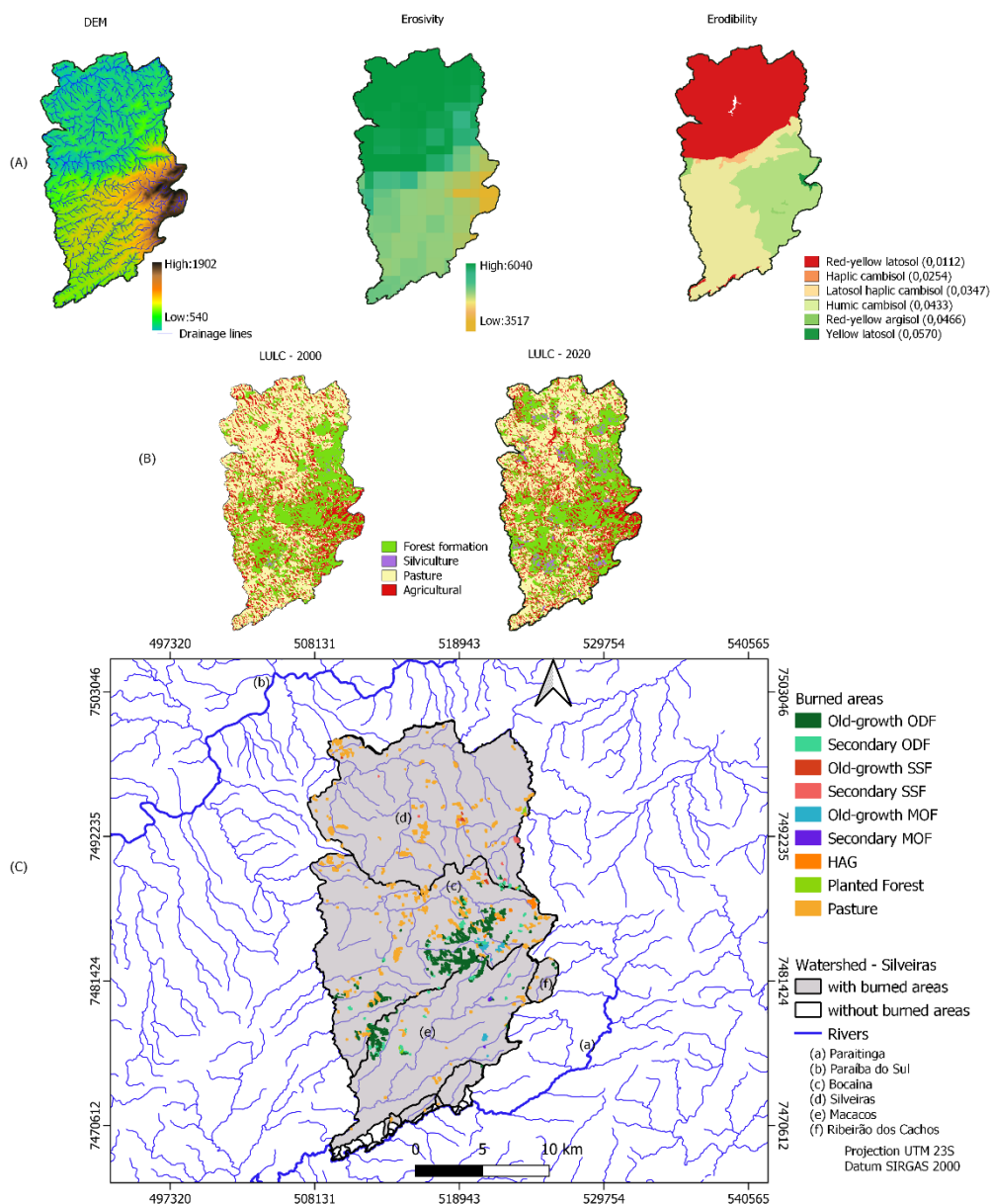


Fig 3: InVEST input data used for estimating soil loss, sediment export and sediment retention in burned areas: (A) Raster of DEM (LS factor) and Drainage map, Erosivity (R factor) and Erodibility (K factor); (B) MapBiomas LULC raster from 2000 to 2020; and (C) Spatial location of burned areas in Silveiras Watersheds and their corresponding LULCs used in C factor pre and post-fire (ODF – Ombrophilous Dense Forest; SSF – Semideciduous forest; MOF – Mixed Ombrophilous Forest and HAG – High-altitude grasslands).

Rainfall Erosivity Factor (R factor) is a product of maximum energy of a precipitation by maximum intensity of that precipitation in 30 min (Wischmeier & Smith, 1978). It represents the potential of a given rainfall to cause erosion in a given type of unprotected soil

(Beskow et al., 2009). It uses meteorological data of average monthly precipitation and average annual precipitation of study period, fundamental to calculation of Erosivity equations.

Soil erodibility factor (K factor) represents particle susceptibility of a given type of soil to detach due to dripping or rain runoff, being influenced by physical-chemical characteristics of a soil (Didoné et al., 2017). The K factor map is produced based on soil types map and erodibility values of each soil type from studies previously developed in a study region (Gomes et al., 2017). The K factor was obtained from Mannigel et al., (2002) who calculated erodibility factor and soil loss tolerance for all soil types in São Paulo state.

Topographic Factor (LS factor) corresponds to proportion of soil loss per unit area of a sloping field with 22.13 m in length on a uniform slope of 9% (Wischmeier & Smith, 1978). It represents the distance between a spot where surface flow starts and a spot where the slope decreases enough for the sediment deposit to occur (Cruz et al., 2019). This factor is determined in InVEST by digital elevation model (DEM).

Land use and land cover factor (C factor) is the ratio of soil loss from land under a given specific crop to corresponding soil loss from uncultivated land, measuring combined effects of all inter land cover and management variables (Wischmeier & Smith, 1978). The C factor for post-fire soil surface was found in a few studies (Borrelli et al., 2016; J. C. N. dos Santos et al., 2014; Efthimiou et al., 2020; Filho et al., 2003; Wischmeier & Smith, 1978), but none for Atlantic Forest or correlated areas. Given data unavailability, we opted to determine land cover factor following a methodology that weighted the C factor field values of different LULCs obtained by literature (Figure 3B) with spectral indexes in before and after fire date, according to Efthimiou et al. (2020) . For this work, we used C factor from several LULCs based on works developed in Atlantic Forest biome (see Supplementary material S2) weighted with NBR (normalized by range of 0 and 1), according to Equations 4 and 5. This index is used by MapBiomass Project for burning detection and, in addition, this same methodology (Efthimiou et al., 2020) pointed burning severity, determined by NBR, as positively correlated with soil loss.

$$C_{pre} = \text{Min}(C_{lit}) + \text{Range}(\text{Max } C_{lit} - \text{Min } C_{lit}) \cdot (1 - NBR_{pre}) \quad (4)$$

$$C_{post} = \text{Min}(C_{lit}) + \text{Range}(\text{Max } C_{lit} - \text{Min } C_{lit}) \cdot (1 - NBR_{post}) \quad (5)$$

Normalized Burned Ratio (NBR) is an index indicated for studying vegetation quality and therefore used in detection and investigation of fire severity (C. Key & Benson, 2006) and it uses the near infrared (NIR) range, where there is high reflectance from vegetation and the shortwave infrared (SWIR) range where there is low reflectance from vegetation and high reflectance from soil (Jensen, 2009). We calculated NBR from collections of atmospherically corrected surface reflectance images available on Google Earth Engine platform (<https://developers.google.com/earth-engine/datasets/catalog/landsat>), courtesy of U.S. Geological Survey, using bands 4 and 7 of- Landsat TM 5 and ETM 7, and 5 and 7 of Landsat OLI 8 (Equation 6).

$$NBR = \frac{NIR - SWIR}{NIR + SWIR} \quad (6)$$

NBR of burned areas was determined by the median value of each selected burned area (Figure 3C and Supplementary material S1), using satellite date intervals, corresponding to a month and year indicated by MapBiomas, which configured burned areas (difference between NBR-pre, first date, and NBR- post, second date, from 0.1 (Key and Benson, 2006; Key and Benson, 1999)).

As NBR data does not have a normal distribution for each class of land use and land cover over a time series (Kolmogorov-Smirnov test p-value <0.0001), we reclassified areas of each year by LULC and month of fire scar. Then we determined the pre and post NBR of each class by median of data (see supplementary material S3). How mentioned above, InVEST SDR model ran twice for each year LULC raster, (pre-fire and post-fire C factor).

Lastly, factor of conservation practices (P) indicates how surface interferes with path flow and hydraulic flow (Renard & Ferreira, 1993) and, therefore, how it influences reduction of erosion process (Beskow et al., 2009). In this work, a value of 1 was accepted for the P factor, as well other works (Ferreira et al., 2020; PAVANI et al., 2020; Steinmetz et al., 2018).

2.3.3. Assessment variables effect in sediment balance

Burned areas were analyzed according to variables of extension, topography and radiation (ASF DAAC, 2023), soil type (Rossi, 2017), soil erodibility (Mannigel et al., 2002), rainfall erosivity (Panagos et al., 2017), priority for restoration within VPP basin (São Paulo

and Fundação Florestal, 2018), burn and drought severity, distance from rivers and roads, fire frequency and soil cover (C factor), in order to better comprehend impacts on ecosystem service.

And then, soil loss, sediment export and retention of each burned area were analyzed to identify variables that were most related and/or affected soil ecosystem service balance. Firstly, we tested data distribution, configuring a non-normal distribution, as already described. Next, Spearman Correlation test was carried out to measure the degree and significance of correlation between variables and sediment balances. Then, we performed Wilcoxon Rank Test to assess differences between pre and post fire. And lastly, Generalized Linear Model with gamma distribution was applied using soil loss, sediment export and retention balance (after less before fire) as dependent variables (data less than zero were excluded from this analysis). We applied many GLM models to each response variable in each class of LULC or watershed, using the same explanatory variables (listed above). Only for LULC classes, the C factor was not added because all areas of the same class received the same value, which was weighted with severity of fire, but we maintained burn severity. All statistical analyses were developed in Python (3.6) with Scipy libraries (Virtanen et al., 2020).

3. Results and Discussion

In central region of APA Silveiras, soil loss and sediment export had the highest values, whilst sediment retention the lowest, both before and after fire (Fig. 4A, B, C). Of the 542 burnt areas (totaling 2,385.18 hectares), APA Silveiras lost 248,596.44 tons.yr⁻¹, exporting 15,135.88 tons.yr⁻¹ of sediments and retaining 708,749.1 tons.yr⁻¹ before fire (Fig. 4D). After fire, it lost 346,700.17 tons.yr⁻¹, exported 22,116.03 tons.yr⁻¹, and retained 731,606.51 tons.yr⁻¹ (Fig. 4E). Over 21 years, the SDR model for the entire APA showed a 39% increase in soil loss, a 46% increase in sediment export, and a 4% increase in retention after fire (Fig. 4F). The absolute values of total sediments increased significantly after fire, mainly in soil loss and sediment export (98.9% of the area, corresponding to 99.7% of sediment balance). Percentage-wise, soil loss and sediment export increased, while sediment retention decreased (see Supplementary material S4).

Regardless of fire occurrence, areas with low vegetation cover (e.g., Pastures) consistently experienced higher soil loss and sediment export than those with high cover (e.g., Native Forest). Pastures, covering 294 polygons (1,104.09 ha), were the main contributors to

soil loss and sediment export, with a near 50% increase after fire. Native Forest, despite having the largest burned area (1,169.05 hectares), exhibited less soil loss and sediment export and retained nearly twice as much sediment as other classes. However, it experienced a 61% increase in sediment export after fire. Eucalyptus cover, though small (four polygons, less than 14 hectares), showed a substantial impact, with a 45% increase in soil loss and 56% in sediment export after fire. High-altitude grasslands (21 polygons in 98.23 ha) displayed the lowest percentage of sediment balance.

Seventy-five percent of burned Pastures and 100% of High-altitude Grasslands had up to 15,000 tons of soil loss and up to 1,000 tons of sediment export. Other areas did not exceed 2,500 tons per year in soil loss and 125 tons in sediment exports (Fig. 4G and H). Variability was greater in sediment retention for all classes, except for Eucalyptus and Secondary SSF, with values close to zero (Fig. 4I). Old-growth Dense Forest had the greatest data variability, with 50% of areas below 2,500 tons and the rest varying between this value and 25,000 tons. Pasture had 50% of the data ranging between 5,000 and 22,000 tons per year. In all variability analyses, post-fire data reached higher values, but sediment retention only showed a substantial difference in Old-growth Dense Forest and Pasture.

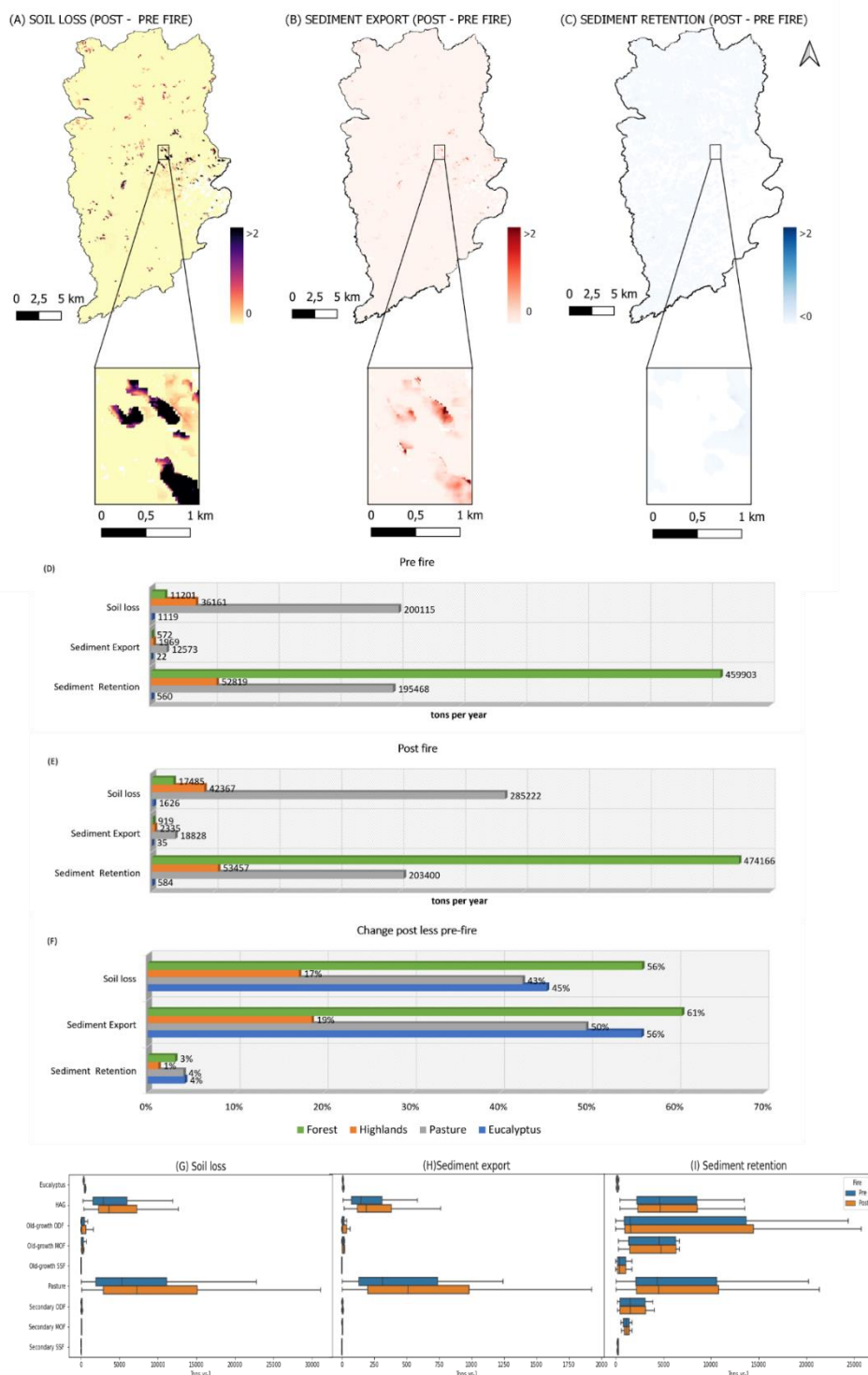


Fig. 4 Spatial distribution of Post-fire and Pre-fire difference in soil loss (A), sediment export (B) and sediment retention (C); amount of sediment in pre-fire (D), post-fire (E) and percentual balance (F); and boxplot of soil loss (G), sediment export (H) and sediment retention (I) data of burned areas from 2000 to 2020. **Source:** Constructed by authors

Overall, comparing sediment data across all Land Use and Land Cover (LULC) classes per hectare (Table 1), areas with low vegetation cover, particularly High-altitude Grasslands (HAG) and Pasture, exhibited higher soil loss and sediment export. In native forests, sediment loss followed a descending order of Mature Old-growth Forest (MOF), Old-growth Dense Forest (ODF), and Secondary Semi-deciduous Forest (SSF) in both regeneration stages. Sediment retention was highest in Old-growth MOF, followed by HAG, Old-growth ODF, and Secondary MOF.

Secondary ODF exhibited greater soil loss and sediment exports compared to Old-growth ODF, contrasting with Secondary SSF and MOF, which experienced less soil loss and sediment export than their respective Old-growth counterparts. Old-growth forests in all three natural types of forest formation showed greater sediment retention compared to secondary forests. Considering the impact of fire, old-growth forests had a higher sediment balance than secondary forests.

The least impacted LULC classes (Table 1) in terms of soil loss were HAG (17%) and Secondary SSF (8%), while others experienced at least a 36% increase in losses. Old-growth ODF, Eucalyptus, and Pasture showed the most significant increases at 63%, 45%, and 43%, respectively. A similar pattern was observed for exported sediment, with the difference before and after fire increasing, especially in Pasture (17%) and Eucalyptus (24%), excluding SSF and Secondary MOF. Sediment retention, however, presented very low percentages, with the highest value (4%) for Secondary MOF, Eucalyptus, and Pasture.

Table 1 LULC classes sediment data in pre and post fire, including Soil loss, sediment export and sediment retention, and fire impact by percentual balance (post less pre fire). **Source:** Constructed by authors

LULC	Burned area (ha)	Soil loss (ton.ha ⁻¹ .yr ⁻¹)			Sed. Export (ton.ha ⁻¹ .yr ⁻¹)			Sed. Retention (ton.ha ⁻¹ .yr ⁻¹)		
		pre-fire	post-fire	(%)	pre-fire	post-fire	(%)	pre-fire	post-fire	(%)
Old-growth ODF	924.39	8.77	14.30	63%	0.43	0.73	69%	395.79	408.14	3%
Eucalyptus	13.80	81.11	117.85	45%	1.62	2.52	56%	40.60	42.31	4%
Pasture	1104.09	181.25	258.33	43%	11.39	17.05	50%	177.04	184.22	4%
Old-growth MOF	71.12	20.00	28.26	41%	1.22	1.78	45%	724.84	750.02	3%
Old-growth SSF	10.83	3.78	5.30	40%	0.16	0.22	39%	197.81	197.83	0%

Secondary ODF	135.87	10.64	14.43	36%	0.55	0.75	38%	272.10	279.19	3%
Secondary MOF	6.94	16.56	23.39	41%	0.94	1.18	25%	323.37	336.43	4%
HAG	98.24	368.11	431.28	17%	20.04	23.77	19%	537.67	544.17	1%
Secondary SSF	19.92	3.58	3.89	8%	0.14	0.15	7%	57.14	57.33	0%

Note: ODF – Ombrophilous Dense forest; SSF – Semideciduous forest; MOF – Mixed Ombrophilous forest and HAG – High altitude grasslands.

High-altitude grasslands (low biomass and high biodiversity) ranked first in soil loss and sediment export per hectare, and second in sum of values, but had high sediment retention in pre and post fire, likely due to its natural and adapted biodiversity. High slope and median erosivity and erodibility, associated with elevation and median C factor could explain this result. The difference between before and after fire was slight compared to other LULC classes, probably because high-altitude grasslands are fire-prone ecosystems, adapted and dependent of fire (Behling et al., 2020; Fidelis & Pivello, 2011; Hardesty et al., 2005; Safford, 2001) and that quickly regrow after a fire event. In the analysis of variables effects, area influenced all response variables, but burn severity only on soil loss and sediment export, while drought severity, slope, radiation, erodibility and priority for restoration had an effect on sediment retention.

Burned pastures ranked second in soil loss and sediment export per hectare but had the highest values considering the difference between before and after fire conditions. Despite predominantly occupying a region of low to medium erodibility and slope, low to medium burn severity, these areas occupied mostly high elevation regions and also had low biomass and biodiversity, resulting in low soil cover leading to a high C factor. In addition, pastures had the highest number of fragments adding up to a large area, which also led to greater data variability. Analyzing sediment balance, fire had a major impact on soil loss (43%) and an even greater impact on sediment export (50%). Although there is low biomass for burning, pasture vegetation is easily ignited and fire quickly eliminates all cover present in the soil (Vieira et al., 2016), contributing to sediment loss and export. In addition, these areas in APA

Silveiras were mostly exposed to high radiation, which contributes to increase flammability associated with other climate conditions (dos Santos et al., 2019) and roads and rivers proximity, increasing human interferences. On the other hand, variables showed no significant effect in GLM models for pasture, except for distance from rivers, with low coefficient.

Eucalyptus forest plantation ranked third in soil loss and sediment export and last of sediment retention per hectare, as well as the last of sum of data in both conditions. Our result was five times greater than that measured by Keizer et al. (2018) in Portugal, probably due to measurements taking place one year after fire, while ours was a maximum of 15 days due to the satellite interval. It presented medium erosivity, erodibility, elevation and slope, but with high biomass and low biodiversity, and a high C factor. Losses were strongly impacted by fire, increasing in 45% and 56%, in soil loss and sediment export, respectively. Because eucalyptus areas had greater fire control actions, such as fire breaks and monitoring in the region, only four burned fragments with small sizes were analyzed in this work, which prevented GLM model analysis. However, we noticed that moderate fire severity, normal conditions for drought located in areas of high priority for restoration, could promote negative effects, increasing the sediment balance. While, high C factor, high radiation, medium erosivity and erodibility would promote a positive effect on sediment balance. Even so, future multitemporal studies are necessary, covering a larger number of fragments in different areas.

Fire impact on native forests overcame other classes, based on percental of change. Tropical forests, like Atlantic Forest, are fire sensitive, due to its evolution history, composition and function not adapted to fire (Hardesty et al., 2005). As they are very humid ecosystems, they might work as natural fire breakers, preventing burning from spreading (Brando et al., 2020). However, anthropic conditions, such as deforestation and burning management practices of clearing land, climatic conditions, such as severe drought (Alencar et al., 2015; Leal Filho et al., 2021; Pivello et al., 2021), geographic conditions, such as slope, environmental conditions, such as high radiation (dos Santos et al., 2019), may contribute to forest moisture decreasing making it highly fire-prone (Faria et al., 2017). When burning high biomass, and with great availability of fuel, linked to great biodiversity, post-fire tropical regeneration may not recover ecosystem services (Rosa et al., 2021), causing consequent sediment loss. Although this impact, we emphasized that soil loss and export sediment were lowest while sediment retention was the highest analyzing pre and post-fire changes, due to

cover of high biomass and biodiversity, as observed in other works (Borrelli et al., 2016; Cerda et al., 1995; Efthimiou et al., 2020; Moody et al., 2013).

Among the studied phytophysiognomies, Mixed Forest had the highest sediment loss and exportation, but presented almost twice the retention of Dense Forest, which in turn was almost double that of Semideciduous Forest in old-growth forests. On the other hand, the secondary Semideciduous did not have less sediment losses and exports but had a low retention value and the lowest percentage of fire impact. In relative values, Dense Forest was the most impacted by fire with sediment loss and export due to fire of approximately 65% in old-growth and 37% in secondary and with a very low retention percentage. We verified the same for Mixed and Semideciduous Forest, in that order.

Generally, largest basins held largest burned areas encompassing different LULC classes, but all of them had burned Pastures and Native Forests, highlighting Macacos, Bocaina, Silveiras and Ribeirão dos Cachos. These four basins correspond to 98% of APA Silveiras and hold 99.6% of burned areas. Bocaina Basin had 64% of the total area burned, the largest area burned per hectare of basin and the highest occurrence of fire in all years, consequently presenting a total balance in tons per year, before and after fire, larger than others, corroborating Pavani et al. (2020). Furthermore, the estimated value of sediment exportation was very close to the one found by Padovesi et al. (2018), for the entire basin under normal conditions. Besides having more burned areas, encompassing different LULC classes, offering greater burn severity variability, and different soil types, fire in this basin mostly affected pastures, that were classes with high sediment loss.

However, considering hectares per burned area, Ribeirão dos Cachos had the greater value of sediment loss and export and almost zero in sediment retention, while Silveiras was superior in retention (See supplementary material – S5). In the same way, Silveiras basin burned pasture and eucalyptus, contributing to fire impact in soil and sediment export and effect on C factor, as burned SSF could increase the sediment retention. Although this basin predominantly had high rain erodibility, at the same time it is located in red-yellow latosol, with low soil erodibility (Mannigel et al., 2002)

We observed significant variability among LULC classes. Pasture, with widespread burned areas, exhibited wide and distinct quartiles in all variables. R factor had higher values in burned semideciduous areas, decreasing for Eucalyptus, Old-growth ODF, HAG, and MOF. K factor indicated low to medium values, typical of latosol and red-yellow argisol. Factor C showed significant variations, particularly between Pasture, Natural Forests, HAG, and

Eucalyptus. In elevation, MOF stood out between 1200 and 1600m, while HAG had the highest slope values between 25° and 35°. Pasture and Eucalyptus had the highest values in global solar radiation. Fire frequency was elevated in classes with more burned polygons, reaching up to nine times in Pasture, as expected. Distance from burned areas to rivers was up to 200 m, and from roads was up to 1000 m for 75% of the data, with MOF and Eucalyptus being the closest classes. Burn severity concentrated around median values, mostly indicating low to moderate severity fires. Drought severity ranged from normal to mild conditions. Regarding high-priority restoration areas data was present for most classes, excluding Secondary SSF. Burned area extent was mostly smaller than 20 hectares, although several outliers were observed. The variation of all variables can see in Supplementary material (S5).

Explanatory and response variables generally exhibited weak correlations, with notable exceptions: a strong positive correlation between erodibility and elevation, and priority for restoration, and a negative correlation between erosivity and priority, and elevation (See Supplementary Material – S6). Slope showed a median positive correlation with sediment retention and a negative correlation with radiation. C factor correlated with radiation, soil loss, and sediment export balances, while fire frequency had a median positive correlation with elevation and K factor, and a negative correlation with R factor. Wilcoxon test revealed significant differences in soil loss, sediment export, and sediment retention between pre and post-fire data (p-value <0.00001).

In GLM models (Fig. 5), numerous variables demonstrated significant coefficients with positive and negative effects on soil loss, sediment export, and sediment retention (p-value <0.05 - Supplementary Material S7). Notably, K factor, C factor, and burn severity exhibited the highest effects on soil ecosystem service balance, while global radiation, drought severity, R factor, and river and road distances had minimal impact (Fig. 4). Each LULC model displayed unique responses. For instance, total burned areas and Pasture suffered effects from area extension and slope, Old-growth Forest responded to erodibility in soil loss, and Secondary Forest exhibited no effect from erodibility but a substantial positive effect from priority restoration. Sediment retention in Old-growth ODF and Secondary SSF was unaffected by any variables, while HAG experienced various effects, including a negative impact from drought severity. MOF was significantly affected by priority restoration in negative ways. In Watershed GLM models (Fig. 5), the variables that showed higher effect follow the LULC models, as expected, being erodibility, cover and burned severity.

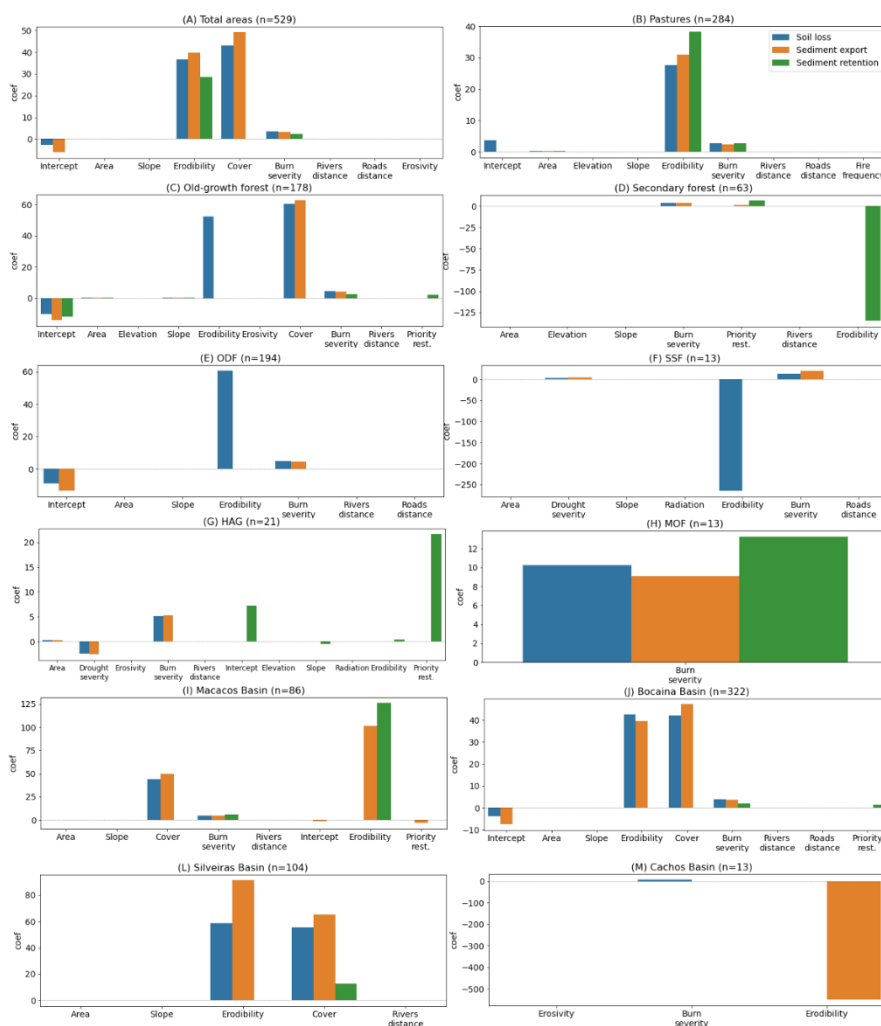


Fig. 5 Significant variables of GLM results (p-value <0.05) in different models considering total burned areas (A), LULC classes (B, C, D, F, G and H) and watersheds (I, J, L and M) (n = number of polygons; ODF – Dense Ombrophilous Forest; SSF – Semideciduous forest; MOF – Mixed Ombrophilous Forest and HAG – High altitude grasslands). Note: Variables without bars had p-value <0.05, but coefficients close to zero). **Source:** Constructed by authors

Soil erodibility, soil cover and burn severity presented the highest coefficients in GLM models. Field measurement, before and after fires, shows that fire use to cause low aggregate stability (Cerda et al., 1995), reducing soil organic matter (Larsen and MacDonald, 2007; Shakesby et al., 2015) and soil moisture (Hosseini et al., 2016) resulting in low infiltration, high runoff and high erosion rates, increasing erodibility (Cerda et al., 1995; Hosseini et al., 2016; I. J. Larsen & MacDonald, 2007; Richard A. Shakesby et al., 2015). However, burn

severity can define how much fire affect soil properties (Efthimiou et al., 2020; I. J. Larsen & MacDonald, 2007; Richard A. Shakesby et al., 2015; Stoof et al., 2015), e.g. high severity reduces organic matter and soil moisture (I. J. Larsen & MacDonald, 2007; Loiselle et al., 2020; Richard A. Shakesby et al., 2015) whereas moderate severity, due to low temperatures cause no effect on soil properties (Stoof et al., 2015). Nonetheless, the low vegetation and restoration rates caused by fire affects processes in the long term as well as increasing K and C factor (Cerdeira et al., 1995; Hosseini et al., 2016, 2018). Therefore, all effects should be taken into account in post-fire analyses. As this work used the same erodibility data in pre and post fire conditions, we can infer that these variable increases sediment balance, independent of fire.

Otherwise, we calculated burn severity (dNBR) using specific data of month and year of fire occurrence indicated by MapBiomas among Landsat scenes with shorter time interval (15 days) and used that to weighted C factor pre and post fire, as also performed by Efthimiou, Psomiadis and Panagos (2020) with NDVI. Some fire severity data from analyzed areas were under 0.1, to configure a burned area according to Key and Benson (1999). However, this scale can be flexible and depending on analyzed scenes (pre and post fire) the limits can be changed by ± 0.1 . Even so we had some areas on the limit value, decreasing C factor, burn severity caused great positive effect on sediment balance, as expected.

In general, an exponential increase of soil loss was induced by decreasing vegetation cover (Borrelli et al., 2016; Cerdeira et al., 1995; Efthimiou et al., 2020; Wischmeier & Smith, 1978). The weighting of C factor for different LULC classes based on the Atlantic Forest literature, with NBR dated before and after fire covering months and years, contributed to a better estimate of soil loss, exportation and sediment retention in burned areas, trying to reduce the problem of static data that do not take into account the multitemporal dynamics of erosion processes, pointed out by Borrelli et al. (2016) and Efthimiou et al. (2020).

Fire significantly increased soil loss and sediment export, but not increased sediment retention in all analyzed classes enough to barrier the exportation, since According to InVEST SDR model, if soil loss increases, more soil particles are retained by vegetation and therefore, the retention service also increases (Natural Capital Project, 2023). Therefore, we can say the ecosystem service of sediment retention or erosion control decreased induced by fire. Fire that occurred in analyzed areas, with low to moderate burning severity, did not burn all the fuel present. Even so, land cover factor was not calculated only by burn severity but was weighted with it using values between minimum and maximum C factor found in Atlantic Forest

studies in unburned areas. In addition, depending on vegetation and weather conditions, the fifteen-day interval may allow some vegetation recover. Despite these considerations, there was reduction in sediment retention after fire, considering the percentage retained pre and post fire.

According to Hosseine et al. (2016,2018), increasing fire frequencies causes increased soil and organic matter loss. In APA Silveiras, although, significant Spearman correlation with sediment loss and export, fire frequency affected burned pastures only, probably due to high number of polygons and fire frequency. Although with low coefficient, slope showed a positive effect in most models, as expected. Drought severity, global solar radiation, restoration priority, distance from roads and fire frequency showed effect in a few models. Even so individual models could be more comprehended by inclusion of these variables. Future studies can explore these variables considering spatiotemporal analyses, i.e. by year or month.

Erosion control or sediment retention is an Ecosystem Service inherent to tropical forests, as the dense canopy and surface litter that intercept precipitation, reduce the impact of rain on the surface layer of the soil, as well as the high content of organic matter, high porosity and various micro and macroorganisms living in a dense root system, which facilitates water infiltration and reduces runoff (Borma et al., 2022). Therefore, natural forest areas have significantly lower soil loss rates than pasture areas and agricultural lands, as evidenced in Brazilian experiences (Anache et al., 2017), corroborated by this work. Fire events contribute to the loss of the ecosystem service of sediment retention and erosion control, since the loss of vegetation cover increases soil vulnerability to precipitation forces, increasing the potential for erosion and sediment transport (Robichaud et al., 2016; Shu-ren, 2003). Therefore, even though they retain a greater amount of soil even if burned, forests are impacted by fire, damaging the delivery of ecosystem services.

4. Conclusion

In this study we hypothesized that fire caused increased balance of soil loss and sediment export and reduced sediment retention according to the LULC classes; and that burnt native forests were able to conserve soil ecosystem services better than other land

covers. Lastly, we expected some variables, as burn severity and slope, would be more associated to sediments balance between post and pre fire.

The use of NBR in methodology allowed estimate sediment loss induced by fire, considering space-time differences, indicating that there is a great increase in soil loss and sediment export and a reduction of sediment retention. This impact varied according to LULC classes, with greatest losses for classes with less vegetation cover, i.e. pastures and high-altitude grasslands, and greatest retentions for classes with high cover, i.e. native forests, following the gradient of biodiversity and biomass. However, eucalyptus and semideciduous forests did not follow this premise. In percentage terms, the greatest impacts were for forest class, especially dense rainforests with 69% of sediment export. We also concluded that burn severity, measured within the interval of occurrence of a maximum of 15 days, was decisive for C factor. In addition, slope affected sediment balance.

Thus, public policies of forest conservation and restoration, such as payment for ecosystems services, should include the fundamental service of soil retention in their scope. In addition, burning prevention of pasture and grassland areas should be pursued by fire management programs, as soil losses and erosion could increase in these ecosystems, especially in a climate change scenario with trend to increasing fires.

References

- Addison, P., & Oommen, T. (2020). Post-fire debris flow modeling analyses: case study of the post-Thomas Fire event in California. *Natural Hazards*, *100*(1), 329–343.
<https://doi.org/10.1007/s11069-019-03814-x>
- Alencar, A. A., Brando, P. M., Asner, G. P., & Putz, F. E. (2015). Landscape Fragmentation, Severe Drought and the New Amazon Forest Fire Regime. *Ecological Spociety of America*, 400.
- Alencar, A. A. C., Arruda, V. L. S., da Silva, W. V., Conciani, D. E., Costa, D. P., Crusco, N., Duverger, S. G., Ferreira, N. C., Franca-Rocha, W., Hasenack, H., Martenexen, L. F. M., Piontekowski, V. J., Ribeiro, N. V., Rosa, E. R., Rosa, M. R., Dos Santos, S. M. B., Shimbo, J. Z., & Vélez-Martin, E. (2022). Long-Term Landsat-Based Monthly Burned Area Dataset for the Brazilian Biomes Using Deep Learning. *Remote Sensing*, *14*(11).
<https://doi.org/10.3390/rs14112510>

- Alewell, C., Borrelli, P., Meusburger, K., & Panagos, P. (2019). Using the USLE: Chances, challenges and limitations of soil erosion modelling. *International Soil and Water Conservation Research*, 7(3), 203–225. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2019.05.004>
- Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., Gonçalves, J. L. de M., & Sparovek, G. (2014). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22(6), 711–728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- Anache, J. A. A., Wendland, E. C., Oliveira, P. T. S., Flanagan, D. C., & Nearing, M. A. (2017). Runoff and soil erosion plot-scale studies under natural rainfall: A meta-analysis of the Brazilian experience. *Catena*, 152, 29–39. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.01.003>
- Aneseyee, A. B., Elias, E., Soromessa, T., & Feyisa, G. L. (2020). Land use/land cover change effect on soil erosion and sediment delivery in the Winike watershed, Omo Gibe Basin, Ethiopia. *Science of the Total Environment*, 728, 138776. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138776>
- ASF DAAC. (2023). *ALOS PALSAR_RADIOMETRIC_TERRAIN_CORRECTED_HIGH_RES*. Includes Material © JAXA/METI 2007. <https://doi.org/https://doi.org/10.5067/JBYK3J6HFSVF>
- Baião, C. F. de P., Santos, F. C., Ferreira, M. P., Bignotto, R. B., Silva, R. F. G. da, & Massi, K. G. (2023). The relationship between forest fire and deforestation in the southeast Atlantic rainforest. *PLOS ONE*, 1–13. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0286754>
- Batista, P. V. G., Silva, M. L. N., Silva, B. P. C., Curi, N., Bueno, I. T., Acérbi Júnior, F. W., Davies, J., & Quinton, J. (2017). Modelling spatially distributed soil losses and sediment yield in the upper Grande River Basin - Brazil. *Catena*, 157(September 2016), 139–150. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.05.025>
- Behling, H., Jantz, N., & Safford, H. D. F. (2020). Mid- and late Holocene vegetation, climate and fire dynamics in the Serra do Itatiaia, Rio de Janeiro State, southeastern Brazil. *Review of Palaeobotany and Palynology*, 274, 104152. <https://doi.org/10.1016/j.revpalbo.2019.104152>
- Beskow, S., Mello, C. R., Norton, L. D., Curi, N., Viola, M. R., & Avanzi, J. C. (2009). Soil erosion prediction in the Grande River Basin, Brazil using distributed modeling. *Catena*,

79(1), 49–59. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2009.05.010>

- Borma, L. S., Costa, M. H., da Rocha, H. R., Arieira, J., Nascimento, N. C. C., Jaramillo-Giraldo, C., Ambrosio, G., Carneiro, R. G., Venzon, M., Neto, A. F., van der Hoff, R., Oliveira, B. F. A., Rajão, R., & Nobre, C. A. (2022). Beyond Carbon: The Contributions of South American Tropical Humid and Subhumid Forests to Ecosystem Services. *Reviews of Geophysics*, 60(4), 1–60. <https://doi.org/10.1029/2021RG000766>
- Borrelli, P., Panagos, P., Langhammer, J., Apostol, B., & Schütt, B. (2016). Assessment of the cover changes and the soil loss potential in European forestland: First approach to derive indicators to capture the ecological impacts on soil-related forest ecosystems. *Ecological Indicators*, 60, 1208–1220. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.08.053>
- Borselli, L., Cassi, P., & Torri, D. (2008). Prolegomena to sediment and flow connectivity in the landscape: A GIS and field numerical assessment. *Catena*, 75(3), 268–277. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2008.07.006>
- Boyd, J., & Banzhaf, S. (2006). What Are Ecosystem Services? The Need for Standardized Environmental Accounting Units. *Resources for the Future*, January.
- Brando, P. M., Balch, J. K., Nepstad, D. C., Morton, D. C., Putz, F. E., Coe, M. T., Silvério, D., Macedo, M. N., Davidson, E. A., Nóbrega, C. C., Alencar, A., & Soares-Filho, B. S. (2014). Abrupt increases in Amazonian tree mortality due to drought-fire interactions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 111(17), 6347–6352. <https://doi.org/10.1073/pnas.1305499111>
- Brando, P., Macedo, M., Silvério, D., Rattis, L., Paolucci, L., Alencar, A., Coe, M., & Amorim, C. (2020). Amazon wildfires: Scenes from a foreseeable disaster. *Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 268(April), 151609. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2020.151609>
- Lei Nº 9.985, DE 18 DE JULHO DE 2000. Regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências, 1 (2000).
- Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D. U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G. M., Tilman, D., Wardle, D. A., & Kinzig, A. P. (2012). *Citation for the published paper : Publishing Group . Epsilon Open Archive <http://epsilon.slu.se>*

Biodiversity loss and its impact on humanity. 59–67.

<https://doi.org/10.1038/nature11148>.Access

Carvalho, L. Z. G., Massi, K. G., Coutinho, M. P., & Magalhães, V. D. (2022). Fire effects on Atlantic Forest sites from a composition, structure and functional perspective. *Brazilian Journal of Biology*, 82. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.268185>

Cerda, A., Imeson, A. C., & Calvo, A. (1995). Fire and aspect induced differences on the erodibility and hydrology of soils at La Costera, Valencia, southeast Spain. *Catena*, 24(4), 289–304. [https://doi.org/10.1016/0341-8162\(95\)00031-2](https://doi.org/10.1016/0341-8162(95)00031-2)

Costanza, R., de Groot, R., Sutton, P., van der Ploeg, S., Anderson, S. J., Kubiszewski, I., Farber, S., & Turner, R. K. (2014). Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, 26(1), 152–158. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002>

Cruz, D. C. da, Benauas, J. M. R., Ferreira, G. C., Monteiro, A. L., & Schwartz, G. (2019). EVALUATION OF SOIL EROSION PROCESS AND CONSERVATION PRACTICES IN THE PARAGOMINAS-PA MUNICIPALITY (BRAZIL). *Geographia Technica*, 14(1), 39–50. <https://doi.org/10.21163/GT>

da Silva, R. M., Santos, C. A. G., & Silva, A. M. (2014). Predicting soil erosion and sediment yield in the Tapacurá catchment, Brazil. *Journal of Urban and Environmental Engineering*, 8(1), 75–82. <https://doi.org/10.4090/juee.2014.v8n1.075082>

Dean, W. (2004). *A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira*.

Devide, A. C. P., Castro, C. M., Ribeiro, R. de L. D., Abboud, A. C. de S., & Pereira, Marcos Gervásio Rumjanek, N. G. (2014). História Ambiental do Vale do Paraíba do Sul, Brasil. *Revista Biociências*, 20(1), 12–29.

Diaz, J. M. (2012). Economic Impacts of Wildfire. *Shouthern Fire Exchange*, 4.

Didoné, E. J., Minella, J. P. G., & Evrard, O. (2017). Measuring and modelling soil erosion and sediment yields in a large cultivated catchment under no-till of Southern Brazil. *Soil and Tillage Research*, 174(1000), 24–33. <https://doi.org/10.1016/j.still.2017.05.011>

Do Amaral Cunha, A. P. M., Marchezini, V., Lindoso, D. P., Saito, S. M., & Dos Santos Alvalá, R. C. (2019). The challenges of consolidation of a drought-related disaster risk

- warning system to Brazil. *Sustentabilidade Em Debate*, 10(1), 43–59.
<https://doi.org/10.18472/SustDeb.v10n1.2019.19380>
- dos Santos, J. C. N., de Andrade, E. M., Medeiros, P. H. A., de Araújo Neto, J. R., Palácio, H. A. d. Q., & Rodrigues, R. do N. (2014). Determination of the cover factor and the MUSLE coefficients in watersheds in the Brazilian semiarid region. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 18(11), 1157–1164. <https://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v18n11p1157-1164>
- dos Santos, J. F. C., Gleriani, J. M., Velloso, S. G. S., de Souza, G. S. A., do Amaral, C. H., Torres, F. T. P., Medeiros, N. D. G., & dos Reis, M. (2019). Wildfires as a major challenge for natural regeneration in Atlantic Forest. *Science of the Total Environment*, 650, 809–821. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.016>
- Efthimiou, N., Psomiadis, E., & Panagos, P. (2020). Fire severity and soil erosion susceptibility mapping using multi-temporal Earth Observation data: The case of Mati fatal wildfire in Eastern Attica, Greece. *Catena*, 187(October 2019), 104320. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104320>
- Faria, B. L. De, Brando, P. M., Macedo, M. N., Panday, P. K., Soares-Filho, B. S., & Coe, M. T. (2017). Current and future patterns of fire-induced forest degradation in Amazonia. *Environmental Research Letters LETTER*, 12, 095005.
- Fernández-García, V., Miesel, J., Baeza, M. J., Marcos, E., & Calvo, L. (2019). Wildfire effects on soil properties in fire-prone pine ecosystems: Indicators of burn severity legacy over the medium term after fire. *Applied Soil Ecology*, 135(January 2018), 147–156. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2018.12.002>
- Ferreira, A. M., Silva, A. M., Menezes, P. H. J. B., Valentino, C. H., Passos, C. A., & Purcino, M. D. (2020). VULNERABILIDADE DOS SOLOS À EROSÃO HÍDRICA NA SUB-BACIA DO RIBEIRÃO DO CIPÓ – POÇOS DE CALDAS / MG. *Acta Ambiental Catarinense*, 17(1).
- Fidelis, A., & Pivello, V. (2011). Deve-se usar o fogo como instrumento de manejo no Cerrado e Campos Sulinos? *Biodiversidade Brasileira*, 1(2), 12–25.
- Filho, A. C. P., Fiori, A. P., Disperati, L., Lucchesi, C., Ciali, A., & Lastoria, G. (2003). Multitemporal evaluation of soil loss in the Taquarizinho Basin, Mato Grosso do Sul -

Brazil. *Boletim Paranaense de Geociencias*, 52, 49–59.

Gomes, L., Simões, S. J. C., Forti, M. C., Ometto, J. P. H. B., & Nora, E. L. D. (2017). Using Geotechnology to Estimate Annual Soil Loss Rate in the Brazilian Cerrado. *Journal of Geographic Information System*, 09(04), 420–439.
<https://doi.org/10.4236/jgis.2017.94026>

Guedes, B. J., Massi, K. G., Evers, C., & Nielsen-Pincus, M. (2020). Vulnerability of small forest patches to fire in the Paraíba do Sul River Valley, southeast Brazil: Implications for restoration of the Atlantic Forest biome. *Forest Ecology and Management*, 465, 118095. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118095>

Haines-Young, R., & Potschin, M. (2018). Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5. 1. Guidance on the Application of the Revised Structure. *Fabis Consulting, January*, 53.

Hardesty, J., Myers, R., & Fulks, W. (2005). Fire, ecosystems and people: a preliminary assessment of fire as a global conservation issue. *Fire Management*, 22(4), 78–87.

Hosseini, M., Keizer, J. J., Gonzalez-Pelayo, O., Prats, S. A., Ritsema, C., & Geissen, V. (2016). Effect of fire frequency on runoff, soil erosion, and loss of organic matter at the micro-plot scale in north-central Portugal. *Geoderma*, 269, 126–137.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.02.004>

Hosseini, M., Nunes, J. P., Pelayo, O. G., Keizer, J. J., Ritsema, C., & Geissen, V. (2018). Developing generalized parameters for post-fire erosion risk assessment using the revised Morgan-Morgan-Finney model: A test for north-central Portuguese pine stands. *Catena*, 165(February), 358–368. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.02.019>

INPE. (2020). *Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - Portal do Monitoramento de Queimadas e Incêndios*. <http://www.inpe.br/queimadas/>

IPBES. (2018). The IPBES regional assessment report on Biodiversity and Ecosystem Services for the Americas. In *Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384719-5.00349-X>

Jensen, J. R. (2009). *Sensoriamento remoto do ambiente:*

- Jesus, J. B. de, Rosa, C. N. da, Barreto, Í. D. de C., & Fernandes, M. M. (2020). Análise da incidência temporal, espacial e de tendência de fogo nos biomas e unidades de conservação do Brasil. *Ciência Florestal*, 30(1), 176.
<https://doi.org/10.5902/1980509837696>
- Kampf, S. K., Gannon, B. M., Wilson, C., Saavedra, F., Miller, M. E., Heldmyer, A., Livneh, B., Nelson, P., & MacDonald, L. (2020). PEMIP: Post-fire erosion model inter-comparison project. *Journal of Environmental Management*, 268(May), 110704.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110704>
- Keeley, J. E. (2008). Fires. *General Ecology* |, 171–188.
https://doi.org/10.4324/9780203390924_further_reading
- Keizer, J. J., Silva, F. C., Vieira, D. C. S., González-Pelayo, O., Campos, I., Vieira, A. M. D., Valente, S., & Prats, S. A. (2018). The effectiveness of two contrasting mulch application rates to reduce post-fire erosion in a Portuguese eucalypt plantation. *Catena*, 169(May), 21–30. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.05.029>
- Kelly, L. T., Giljohann, K. M., Duane, A., Aquilué, N., Archibald, S., Batllori, E., Bennett, A. F., Buckland, S. T., Canelles, Q., Clarke, M. F., Fortin, M. J., Hermoso, V., Herrando, S., Keane, R. E., Lake, F. K., McCarthy, M. A., Morán-Ordóñez, A., Parr, C. L., Pausas, J. G., ... Brotons, L. (2020). Fire and biodiversity in the Anthropocene. *Science*, 370(6519), 1–10. <https://doi.org/10.1126/science.abb0355>
- Key, C., & Benson, N. (2006). Landscape assessment: Ground measure of severity; The Composite Burn Index, and remote sensing of severity, the Normalized Burn Index. In FIREMON: Fire Effects Monitoring and Inventory System; Lutes, D., Keane, R., Caratti, J., Key, C., Benson, N., Suther. *FIREMON Fire Eff. Monit. Invent. Syst.*, (General t, LA1–LA55).
- Key, C. H., & Benson, N. (1999). Measureing and remote sensing of burn severity: the CBI and NBR. In *Joint Fire Science Conference and Workshop* (Issue June).
- Larsen, F. W., Turner, W. R., & Brooks, T. M. (2012). Conserving Critical Sites for Biodiversity Provides Disproportionate Benefits to People. *Priority Sites and Ecosystem Services*, 7(5). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0036971>
- Larsen, I. J., & MacDonald, L. H. (2007). Predicting postfire sediment yields at the hillslope

- scale: Testing RUSLE and Disturbed WEPP. *Water Resources Research*, 43(11), 1–18. <https://doi.org/10.1029/2006WR005560>
- Leal Filho, W., Azeiteiro, U. M., Salvia, A. L., Fritzen, B., & Libonati, R. (2021). Fire in Paradise: Why the Pantanal is burning. *Environmental Science & Policy*, 123(May), 31–34. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2021.05.005>
- Loiselle, D., Du, X., Alessi, D. S., Bladon, K. D., & Faramarzi, M. (2020). Projecting impacts of wildfire and climate change on streamflow, sediment, and organic carbon yields in a forested watershed. *Journal of Hydrology*, 590, 125403. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125403>
- Lu, D., Li, G., Valladares, G. S., & Batistella, M. (2004). Mapping soil erosion risk in Rondônia, Brazilian Amazonia: Using RUSLE, remote sensing and GIS. *Land Degradation and Development*, 15(5), 499–512. <https://doi.org/10.1002/ldr.634>
- Mace, G. M., Norris, K., & Fitter, A. H. (2012). Biodiversity and ecosystem services: A multilayered relationship. *Trends in Ecology and Evolution*, 27(1), 19–26. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.08.006>
- Mannigel, A. R., E Carvalho, M. D. P., Moreti, D., & Medeiros, L. D. R. (2002). Fator erodibilidade e tolerância de perda dos solos do Estado de São Paulo. *Acta Scientiarum. Agronomy*, 24(5), 1335–1340. <https://doi.org/10.4025/actasciagron.v24i0.2374>
- MEA. (2005). Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis. In *Island Press, Washington, DC*. https://doi.org/10.5822/978-1-61091-484-0_1
- Medeiros, G. D. O. R., Giarolla, A., Sampaio, G., & Marinho, M. de A. (2016). Estimates of Annual Soil Loss Rates in the State of São Paulo, Brazil. *Revista Brasileira de Ciência Do Solo*, 40(e0150497), 1–18. <https://doi.org/10.1590/18069657rbc20150497>
- Moody, J. A., Shakesby, R. A., Robichaud, P. R., Cannon, S. H., & Martin, D. A. (2013). Current research issues related to post-wildfire runoff and erosion processes. *Earth-Science Reviews*, 122, 10–37. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2013.03.004>
- Natural Capital Project. (2023). *InVEST 3.12.1*. Stanford University, University of Minnesota, Chinese Academy of Sciences, The Nature Conservancy, World Wildlife Fund, Stockholm Resilience Centre and the Royal Swedish Academy of Sciences (p. SDR

model).

- Oliver, T. H., Heard, M. S., Isaac, N. J. B., Roy, D. B., Procter, D., & Eigenbrod, F. (2015). Biodiversity and resilience of ecosystem functions. *Trends in Ecology & Evolution*, *30*(11), 673–684.
- Panagos, P., Borrelli, P., Meusburger, K., Alewell, C., Lugato, E., & Montanarella, L. (2015). Estimating the soil erosion cover-management factor at the European scale. *Land Use Policy*, *48*, 38–50. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.05.021>
- Panagos, P., Borrelli, P., Meusburger, K., Yu, B., Klik, A., Lim, K. J., Yang, J. E., Ni, J., Miao, C., Chattopadhyay, N., Sadeghi, S. H., Hazbavi, Z., Zabihi, M., Larionov, G. A., Krasnov, S. F., Gorobets, A. V., Levi, Y., Erpul, G., Birkel, C., ... Ballabio, C. (2017). Global rainfall erosivity assessment based on high-temporal resolution rainfall records. *Scientific Reports*, *7*(1), 1–12. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-04282-8>
- PAVANI, B. F., RIBEIRO, T. C. L., GONÇALVES, D. A., SOUSA JÚNIOR, W. C. DE, GIAROLLA, A., & ARRAUT, E. M. (2020). Payments for Ecosystem Services To Water Resources Protection in Paraíba Do Sul Environmental Protection Area. *Ambiente & Sociedade*, *23*. <https://doi.org/10.1590/1809-4422asoc20190134r1vu202012de>
- Pivello, V. R., Vieira, I., Christianini, A. V., Ribeiro, D. B., da Silva Menezes, L., Berlinck, C. N., Melo, F. P. L., Marengo, J. A., Tornquist, C. G., Tomas, W. M., & Overbeck, G. E. (2021). Understanding Brazil's catastrophic fires: Causes, consequences and policy needed to prevent future tragedies. *Perspectives in Ecology and Conservation*, *19*(3), 233–255. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2021.06.005>
- Prado, R. B., Fidalgo, E. C. C., Monteiro, J. M. G., Schuler, A. E., Vezzani, F. M., Garcia, J. R., de Oliveira, A. P., Viana, J. H. M., Gomes, B. da C. C. P., Mendes, I. de C., Reatto, A., Parron, L. M., Clemente, E. de P., Donagemma, G. K., Turetta, A. P. D., & Simões, M. (2016). Current overview and potential applications of the soil ecosystem services approach in Brazil. *Pesquisa Agropecuaria Brasileira*, *51*(9), 1021–1038. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2016000900002>
- Pütz, S., Groeneveld, J., Alves, L. F., Metzger, J. P., & Huth, A. (2011). Fragmentation drives tropical forest fragments to early successional states: A modelling study for Brazilian Atlantic forests. *Ecological Modelling*, *222*(12), 1986–1997.

<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.03.038>

Renard, K. G., & Ferreira, V. A. (1993). RUSLE Model Description and Database Sensitivity. *Journal of Environmental Quality*, 22(3), 458–466.

Robichaud, P. R., Wagenbrenner, J. W., Pierson, F. B., Spaeth, K. E., Ashmun, L. E., & Moffet, C. A. (2016). Infiltration and interrill erosion rates after a wildfire in western Montana, USA. *Catena*, 142, 77–88. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.01.027>

Robinne, F. N., Hallema, D. W., Bladon, K. D., & Buttle, J. M. (2020). Wildfire impacts on hydrologic ecosystem services in North American high-latitude forests: A scoping review. *Journal of Hydrology*, 581(November 2019), 124360. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.124360>

Roces-Díaz, J. V., Santín, C., Martínez-Vilalta, J., & Doerr, S. H. (2022). A global synthesis of fire effects on ecosystem services of forests and woodlands. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 20(3), 170–178. <https://doi.org/10.1002/fee.2349>

Rodrigues, E. L., Jacobi, C. M., & Figueira, J. E. C. (2019). Wildfires and their impact on the water supply of a large neotropical metropolis: A simulation approach. *Science of the Total Environment*, 651, 1261–1271. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.289>

Rosa, M. R., Brancalion, P. H. S., Crouzeilles, R., Tambosi, L. R., Piffer, P. R., Lenti, F. E. B., Hirota, M., Santiami, E., & Metzger, J. P. (2021). Hidden destruction of older forests threatens Brazil's Atlantic Forest and challenges restoration programs. *Science Advances*, 7(4), 1–9. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abc4547>

Rossi, M. (2017). Mapa Pedológico do Estado de São Paulo: Revisado e Ampliado. *São Paulo: Instituto Florestal*, 1, 118p.

Saad, S. I., Mota da Silva, J., Ponette-González, A. G., Silva, M. L. N., & da Rocha, H. R. (2021). Modeling the on-site and off-site benefits of Atlantic forest conservation in a Brazilian watershed. *Ecosystem Services*, 48(July 2020). <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2021.101260>

Safford, H. D. (2001). Brazilian páramos. III. Patterns and rates of postfire regeneration in the campos de altitude. *Biotropica*, 33(2), 282–302. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2001.tb00179.x>

- Sansevero, J. B. B., Garbin, M. L., Sánchez-Tapia, A., Valladares, F., & Scarano, F. R. (2020). Fire drives abandoned pastures to a savanna-like state in the Brazilian Atlantic Forest. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 18(1), 31–36. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2019.12.004>
- São Paulo, I. F. (2020). *Inventário Florestal do Estado de São Paulo. 2020. Mapeamento da Cobertura Vegetal Nativa. Áreas Prioritárias para Restauração e Conservação na bacia do Rio Paraíba do Sul, 922498* (2018) (testimony of Secretaria de infraestrutura e meio ambiente São Paulo & FUNDAÇÃO FLORESTAL).
- Shakesby, R. A., & Doerr, S. H. (2006). Wildfire as a hydrological and geomorphological agent. *Earth-Science Reviews*, 74(3–4), 269–307. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2005.10.006>
- Shakesby, Richard A., Bento, C. P. M., Ferreira, C. S. S., Ferreira, A. J. D., Stoof, C. R., Urbanek, E., & Walsh, R. P. D. (2015). Impacts of prescribed fire on soil loss and soil quality: An assessment based on an experimentally-burned catchment in central Portugal. *Catena*, 128(June 2016), 278–293. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2013.03.012>
- Shu-ren, Y. (2003). Effects of fire disturbance on forest hydrology. *Journal of Forestry Research*, 14(4), 331–334. <https://doi.org/10.1007/bf02857863>
- Silva, R. F. B. da, Batistella, M., Moran, E. F., & Lu, D. (2016). Land Changes Fostering Atlantic Forest Transition in Brazil: Evidence from the Paraíba Valley. *Professional Geographer*, 69(1), 80–93. <https://doi.org/10.1080/00330124.2016.1178151>
- SOS Mata Atlântica, & INPE. (2021). *Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica: período 2019/2020, relatório técnico.*
- Sousa Júnior, W. (2011). *Análise econômica da relação entre uso do solo e custos de tratamento de água no Estado de São Paulo.*
- Souza, C. M. J., Shimbo, J. Z., Rosa, M. R., Parente, L. L., Alencar, A. A., Rudor, B. F. T., Hasenack, H., Matsumoto, M., Ferreira, L. G., Souza-filho, P. W. M., & Oliveira, S. W. De. (2020). Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in

- Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. *Remote Sensing*, 12(July), 2735. <https://doi.org/doi:10.3390/rs12172735>
- Souza, T. C. de O., Delgado, R. C., Magistrali, I. C., Santos, G. L. dos, Carvalho, D. C. de, Teodoro, P. E., Silva Júnior, C. A. da, & Caúla, R. H. (2018). Spectral trend of vegetation with rainfall in events of El Niño-Southern Oscillation for Atlantic Forest biome, Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, 190(11), 1–14. <https://doi.org/10.1007/s10661-018-7060-1>
- Steinmetz, A. A., Cassalho, F., Caldeira, T. L., de Oliveira, V. A., Beskow, S., & Timm, L. C. (2018). Assessment of soil loss vulnerability in data-scarce watersheds in southern Brazil. *Ciencia e Agrotecnologia*, 42(6), 575–587. <https://doi.org/10.1590/1413-70542018426022818>
- Stoof, C. R., Ferreira, A. J. D., Mol, W., Van den Berg, J., De Kort, A., Drooger, S., Slingerland, E. C., Mansholt, A. U., Ferreira, C. S. S., & Ritsema, C. J. (2015). Soil surface changes increase runoff and erosion risk after a low-moderate severity fire. *Geoderma*, 239, 58–67. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.09.020>
- Taboada, A., García-Llamas, P., Fernández-Guisuraga, J. M., & Calvo, L. (2021). Wildfires impact on ecosystem service delivery in fire-prone maritime pine-dominated forests. *Ecosystem Services*, 50(July). <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2021.101334>
- Telles, T. S., Guimarães, M. de F., & Dechen, S. C. F. (2011). The costs of soil erosion. *Revista Brasileira de Ciência Do Solo*, 35(2), 287–298. <https://doi.org/10.1590/s0100-06832011000200001>
- Vieira, A. C., Melloni, R., Melloni, E. G. P., Guimarães, Marivana Carvalho, Freitas, M. S., & Pecoraro, D. (2016). Fogo e seus efeitos na qualidade do solo de pastagem. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 09(06), 1703–1711.
- Vieira, D. C. S., Malvar, M. C., Martins, M. A. S., Serpa, D., & Keizer, J. J. (2018). Key factors controlling the post-fire hydrological and erosive response at micro-plot scale in a recently burned Mediterranean forest. *Geomorphology*, 319, 161–173. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2018.07.014>
- Vieira, D. C. S., Serpa, D., Nunes, J. P. C., Prats, S. A., Neves, R., & Keizer, J. J. (2018). Predicting the effectiveness of different mulching techniques in reducing post-fire runoff

- and erosion at plot scale with the RUSLE, MMF and PESERA models. *Environmental Research*, 165(November 2017), 365–378. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2018.04.029>
- Vigiak, O., Borselli, L., Newham, L. T. H., McInnes, J., & Roberts, A. M. (2012). Comparison of conceptual landscape metrics to define hillslope-scale sediment delivery ratio. *Geomorphology*, 138(1), 74–88. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2011.08.026>
- Virtanen, P., Gommers, R., Oliphant, T. E., Haberland, M., Reddy, T., & Cournapeau, D. (2020). SciPy 1.0: Fundamental Algorithms for Scientific Computing in Python. *Nature Methods*, 17(3), 261–272., 17(3), 261–272.
- Wischmeier, W. H., & Smith, D. D. (1978). Predicting rainfall erosion losses: A guide to conservation planning. In *U.S. Department of Agriculture, Agriculture Handbook* (Vol. 537).
- Zolin, C. A., Folegatti, M. V., Mingoti, R., Paulino, J., Sánchez-Román, R. M., & González, A. M. O. (2014). The first Brazilian municipal initiative of payments for environmental services and its potential for soil conservation. *Agricultural Water Management*, 137, 75–83. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2014.02.006>

Environmental and Monitoring Assessment

Supplementary material

FIRE AND ECOSYSTEM SERVICE IN SOUTHEAST ATLANTIC FOREST: IMPACT ON SOIL LOSS, EXPORT AND RETENTION

1. Burned areas by years

S1: Burned areas in a temporal series.



2. Determination of C factor

S2: Table of C factor values of research in Atlantic Forest Biome.

LULC	C factor	Local	References	Year	Min	Max	Range
Agriculture	0,1376	PR	(Tomazoni & Guimarães, 2009)	2005	0,1376	0,2559	0,1183
	0,16	SP	(PADOVESI et al., 2018)	2018			
	0,2559	RJ	(Costa et al., 2005)	2005			
High Altitude grasslands	0,0194	RJ	(Costa et al., 2005)	2005	0,0194	0,042	0,0226
	0,042	SP	(Pereira Toniolo et al., 2021)	2021			
Eucalyptus	0,003	PR	(Tomazoni & Guimarães, 2009)	2005	0,0013	0,07	0,0687
	0,0013	MG	(Saad et al., 2021)	2021			
	0,0085	RJ	(Costa et al., 2005)	2005			
	0,009	SP	(PADOVESI et al., 2018)	2018			
	0,047	SP	(Silva et al., 2010)	2010			
Ombrophilous dense Forest	0,07	SP	(Pereira Toniolo et al., 2021)	2021	0,0001	0,002	0,0019
	0,0001	RJ	(Costa et al., 2005)	2005			
	0,0001	SP	(PADOVESI et al., 2018)	2018			
Mixed Forest	0,002	SC	(Amaral et al., 2020)	2020	0,0001	0,003	0,0029
	0,0001		Bertoni e Lombardi Neto	2012			
	0,0001	SP	(PADOVESI et al., 2018)	2018			
	0,001	PR	(Tomazoni & Guimarães, 2009)	2005			
Pasture	0,003	PR	(Tomazoni & Guimarães, 2009)	2005	0,0075	0,1	0,0925
	0,1	PR	(Tomazoni & Guimarães, 2009)	2005			
	0,0075	SP	(Pereira Toniolo et al., 2021)	2021			
	0,01	SP	(Silva et al., 2010)	2010			
	0,01	MG	(Saad et al., 2021)	2021			
	0,02	SP	(PADOVESI et al., 2018)	2018			
	0,025	RJ	(Ribeiro & Alves, 2007)	2007			
	0,0288	RJ	(Costa et al., 2005)	2005			
0,05	SP	(Silva et al., 2010)	2010				
Semideciduous Forest	0,1	MG	(Saad et al., 2021)	2021	0,0001	0,001	0,0009
	0,0001	SP	(PADOVESI et al., 2018)	2018			
	0,0004	SP	(Silva et al., 2010)	2010			
	0,0004	SP	(Pereira Toniolo et al., 2021)	2021			
	0,0007	RJ	(Costa et al., 2005)	2005			
	0,001	MG	(Saad et al., 2021)	2021			

S3: Table of C factor weighted with NBR for each class based on year, month and LULC.

YEAR	Month	LULC	Normalized NBR (0-1)		C FACTOR LITERATURE		C FACTOR WEIGHTED	
			PRE	POST	MIN	RANGE	PRE	POST
2000	1	HIGH ALTITUDE GRASSLANDS	0,57118928	0,264656616	0,0194	0,0226	0,029091122	0,03601876
	9	HIGH ALTITUDE GRASSLANDS	0,822445561	0,22278057	0,0194	0,0226	0,02341273	0,036965159
	7	MIXTURE SECONDARY	0,815745394	0,139028476	0,0001	0,0029	0,000634338	0,002596817
	9	MIXTURE OLD GROWTH	0,345058626	0,217755444	0,0001	0,0029	0,00199933	0,002368509
	6	SSF - SECONDARY	0,318257956	0,003350084	0,0001	0,0009	0,000713568	0,000996985
	7	SSF - SECONDARY	0,098827471	0,025125628	0,0001	0,0009	0,000911055	0,000977387
	1	EGF OLD GROWTH	0,658291457	0,592964824	0,0001	0,0019	0,000749246	0,000873367
	5	EGF OLD GROWTH	0,541038526	0,212730318	0,0001	0,0019	0,000972027	0,001595812
	7	EGF OLD GROWTH	0,685092127	0,197654941	0,0001	0,0019	0,000698325	0,001624456
	8	EGF OLD GROWTH	0,413735343	0,337520938	0,0001	0,0019	0,001213903	0,00135871
	9	EGF OLD GROWTH	0,380234506	0,293132328	0,0001	0,0019	0,001277554	0,001443049
	12	EGF OLD GROWTH	0,328308208	0,219430486	0,0001	0,0019	0,001376214	0,001583082
	1	PASTURE	0,257956449	0,164154104	0,0075	0,0925	0,076139028	0,084815745
	2	PASTURE	0,577889447	0,090452261	0,0075	0,0925	0,046545226	0,091633166
	6	PASTURE	0,49078727	0,123115578	0,0075	0,0925	0,054602178	0,088611809
7	PASTURE	0,423785595	0,057788945	0,0075	0,0925	0,060799832	0,094654523	
8	PASTURE	0,345058626	0,169179229	0,0075	0,0925	0,068082077	0,084350921	
9	PASTURE	0,355108878	0,166666667	0,0075	0,0925	0,067152429	0,084583333	
2001	3	SSF - SECONDARY	0,641541039	0,269681742	0,0001	0,0009	0,000422613	0,000757286
	7	PASTURE	0,381909548	0,180904523	0,0075	0,0925	0,064673367	0,083266332
	8	PASTURE	0,354271357	0,157453936	0,0075	0,0925	0,067229899	0,085435511
	9	PASTURE	0,475711893	0,115577889	0,0075	0,0925	0,05599665	0,089309045
	10	PASTURE	0,43718593	0,092127303	0,0075	0,0925	0,059560302	0,091478224
2002	8	EGF - SECONDARY	0,649916248	0,152428811	0,0001	0,0019	0,000765159	0,001710385
	10	EGF - SECONDARY	0,45561139	0,246231156	0,0001	0,0019	0,001134338	0,001532161
	8	EGF OLD GROWTH	0,609715243	0,149078727	0,0001	0,0019	0,000841541	0,00171675
	10	EGF OLD GROWTH	0,443886097	0,152428811	0,0001	0,0019	0,001156616	0,001710385
	7	PASTURE	0,505862647	0,170854271	0,0075	0,0925	0,053207705	0,08419598
	8	PASTURE	0,574539363	0,201005025	0,0075	0,0925	0,046855109	0,081407035
	10	PASTURE	0,507537688	0,206030151	0,0075	0,0925	0,053052764	0,080942211
11	PASTURE	0,979899497	0,236180905	0,0075	0,0925	0,009359296	0,078153266	
2003	10	HIGH ALTITUDE GRASSLANDS	0,283082077	0,18760469	0,0194	0,0226	0,035602345	0,037760134
	10	EGF - SECONDARY	0,471524288	0,195142379	0,0001	0,0019	0,001104104	0,001629229
	10	EGF OLD GROWTH	0,475711893	0,259631491	0,0001	0,0019	0,001096147	0,0015067
	8	PASTURE	0,362646566	0,082077052	0,0075	0,0925	0,066455193	0,092407873
	9	PASTURE	0,474036851	0,068676717	0,0075	0,0925	0,056151591	0,093647404
	10	PASTURE	0,398659966	0,122278057	0,0075	0,0925	0,063123953	0,08868928
2004	9	EGF OLD GROWTH	0,32998325	0,169179229	0,0001	0,0019	0,001373032	0,001678559
	7	PASTURE	0,579564489	0,237855946	0,0075	0,0925	0,046390285	0,077998325
	8	PASTURE	0,529313233	0,36599665	0,0075	0,0925	0,051038526	0,06614531
	9	PASTURE	0,430485762	0,185929648	0,0075	0,0925	0,060180067	0,082801508
	12	PASTURE	0,626465662	0,128978224	0,0075	0,0925	0,042051926	0,088069514
2005	2	HIGH ALTITUDE GRASSLANDS	0,661641541	0,24120603	0,0194	0,0226	0,027046901	0,036548744
	11	HIGH ALTITUDE GRASSLANDS	0,368509213	0,217755444	0,0194	0,0226	0,033671692	0,037078727
	8	PASTURE	0,35678392	0,200167504	0,0075	0,0925	0,066997487	0,081484506
2006	10	EGF - SECONDARY	0,675041876	0,194304858	0,0001	0,0019	0,00071742	0,001630821
	9	EGF OLD GROWTH	0,278056951	0,259631491	0,0001	0,0019	0,001471692	0,0015067
	10	PASTURE	0,680067002	0,030150754	0,0075	0,0925	0,037093802	0,097211055
	9	MIXTURE OLD GROWTH	0,572864322	0,212730318	0,0001	0,0029	0,001338693	0,002383082
2007	4	EGF - SECONDARY	0,654941374	0,159128978	0,0001	0,0019	0,000755611	0,001697655
	9	EGF - SECONDARY	0,743718593	0,138190955	0,0001	0,0019	0,000586935	0,001737437
	8	EGF OLD GROWTH	0,55360134	0,314070352	0,0001	0,0019	0,000948157	0,001403266
	9	EGF OLD GROWTH	0,61641541	0,247906198	0,0001	0,0019	0,000828811	0,001528978
	5	PASTURE	0,606365159	0,189279732	0,0075	0,0925	0,043911223	0,082491625
	7	PASTURE	0,520938023	0,283082077	0,0075	0,0925	0,051813233	0,073814908
	8	PASTURE	0,511725293	0,310720268	0,0075	0,0925	0,05266541	0,071258375
	9	PASTURE	0,463149079	0,11641541	0,0075	0,0925	0,05715871	0,089231575
	1	HIGH ALTITUDE GRASSLANDS	1	0,465661642	0,0194	0,0226	0,0194	0,031476047
2008	11	EGF - SECONDARY	0,432160804	0,142378559	0,0001	0,0019	0,001178894	0,001729481
	1	EGF OLD GROWTH	0,680067002	0,32160804	0,0001	0,0019	0,000707873	0,001388945
	11	EGF OLD GROWTH	0,448911223	0,164154104	0,0001	0,0019	0,001147069	0,001688107
	2	EGF OLD GROWTH	0,554438861	0,309882747	0,0001	0,0019	0,000946566	0,001411223
2009	8	EGF OLD GROWTH	0,753768844	0,30318258	0,0001	0,0019	0,000567839	0,001423953
	7	PASTURE	0,61641541	0,308207705	0,0075	0,0925	0,042981575	0,071490787
	8	PASTURE	0,538525963	0,308207705	0,0075	0,0925	0,050186348	0,071490787

	11	PASTURE	0,495812395	0,149078727	0,0075	0,0925	0,054137353	0,086210218
2010	9	HIGH ALTITUDE GRASSLANDS	0,510050251	0,226130653	0,0194	0,0226	0,030472864	0,036889447
	10	HIGH ALTITUDE GRASSLANDS	0,559463987	0,252931323	0,0194	0,0226	0,029356114	0,036283752
	9	EGF - SECONDARY	0,400335008	0,246231156	0,0001	0,0019	0,001239363	0,001532161
	10	EGF - SECONDARY	0,557788945	0,664991625	0,0001	0,0019	0,000940201	0,000736516
	10	EGF OLD GROWTH	0,41038526	0,32998325	0,0001	0,0019	0,001220268	0,001373032
	8	PASTURE	0,273031826	0,16080402	0,0075	0,0925	0,074744556	0,085125628
	9	PASTURE	0,395309883	0,142378559	0,0075	0,0925	0,063433836	0,086829983
	10	PASTURE	0,371859296	0,319932998	0,0075	0,0925	0,065603015	0,070406198
	9	MIXTURE SECONDARY	0,211055276	0,18760469	0,0001	0,0029	0,00238794	0,002455946
	10	MIXTURE SECONDARY	0,103852596	0	0,0001	0,0029	0,002698827	0,003
2011	9	MIXTURE OLD GROWTH	0,229480737	0,216080402	0,0001	0,0029	0,002334506	0,002373367
	10	MIXTURE OLD GROWTH	0,202680067	0,18760469	0,0001	0,0029	0,002412228	0,002455946
	10	EGF - SECONDARY	0,412060302	0,055276382	0,0001	0,0019	0,001217085	0,001894975
	9	EGF OLD GROWTH	0,336683417	0,326633166	0,0001	0,0019	0,001360302	0,001379397
	10	EGF OLD GROWTH	0,487437186	0,291457286	0,0001	0,0019	0,001073869	0,001446231
	7	PASTURE	0,393634841	0,18760469	0,0075	0,0925	0,063588777	0,082646566
	8	PASTURE	0,58961474	0,251256281	0,0075	0,0925	0,045460637	0,076758794
	9	PASTURE	0,319932998	0,130653266	0,0075	0,0925	0,070406198	0,087914573
	10	PASTURE	0,095477387	0,115577889	0,0075	0,0925	0,091168342	0,089309045
	10	EUCALYPTUS	0,438023451	0,023450586	0,0013	0,0687	0,039907789	0,068388945
2012	11	HIGH ALTITUDE GRASSLANDS	0,561976549	0,198492462	0,0194	0,0226	0,02929933	0,03751407
	10	SSF - OLDGROWTH	0,658291457	0,252931323	0,0001	0,0009	0,000407538	0,000772362
	10	EGF - SECONDARY	0,633165829	0,396984925	0,0001	0,0019	0,000796985	0,001245729
	4	EGF OLD GROWTH	0,420435511	0,231155779	0,0001	0,0019	0,001201173	0,001560804
	10	EGF OLD GROWTH	0,458961474	0,257118928	0,0001	0,0019	0,001127973	0,001511474
	7	PASTURE	0,546063652	0,123953099	0,0075	0,0925	0,049489112	0,088534338
	8	PASTURE	0,495812395	0,149078727	0,0075	0,0925	0,054137353	0,086210218
	10	PASTURE	0,484087102	0,105527638	0,0075	0,0925	0,055221943	0,090238693
	11	PASTURE	0,450586265	0,087102178	0,0075	0,0925	0,058320771	0,091943049
	8	EGF OLD GROWTH	0,631490787	0,140703518	0,0001	0,0019	0,000800168	0,001732663
2013	10	EGF OLD GROWTH	0,479061977	0,195979899	0,0001	0,0019	0,001089782	0,001627638
	8	PASTURE	0,494137353	0,165829146	0,0075	0,0925	0,054292295	0,084660804
	9	PASTURE	0,476549414	0,154941374	0,0075	0,0925	0,055919179	0,085667923
	10	PASTURE	0,449748744	0,121440536	0,0075	0,0925	0,058398241	0,088766675
	10	HIGH ALTITUDE GRASSLANDS	0,582914573	0,351758794	0,0194	0,0226	0,028826131	0,034050251
	12	HIGH ALTITUDE GRASSLANDS	0,269681742	0,219430486	0,0194	0,0226	0,035905193	0,037040871
	12	MIXTURE OLD GROWTH	0,641541039	0,190954774	0,0001	0,0029	0,001139531	0,002446231
	9	SSF - SECONDARY	0,434673367	0,132328308	0,0001	0,0009	0,000608794	0,000880905
	9	SSF - OLDGROWTH	0,530150754	0,412060302	0,0001	0,0009	0,000522864	0,000629146
	10	SSF - OLDGROWTH	0,45561139	0,363484087	0,0001	0,0009	0,00058995	0,000672864
2014	8	EGF - SECONDARY	0,479061977	0,123953099	0,0001	0,0019	0,001089782	0,001764489
	12	EGF - SECONDARY	0,579564489	0,170854271	0,0001	0,0019	0,000898827	0,001675377
	6	EGF OLD GROWTH	0,752931323	0,12479062	0,0001	0,0019	0,00056943	0,001762898
	8	EGF OLD GROWTH	0,899497487	0,194304858	0,0001	0,0019	0,000290955	0,001630821
	10	EGF OLD GROWTH	0,502512563	0,298157454	0,0001	0,0019	0,001045226	0,001433501
	12	EGF OLD GROWTH	0,420435511	0,229480737	0,0001	0,0019	0,001201173	0,001563987
	4	PASTURE	0,780569514	0,284757119	0,0075	0,0925	0,02779732	0,073659966
	8	PASTURE	0,627303183	0,13400335	0,0075	0,0925	0,041974456	0,08760469
	9	PASTURE	0,396984925	0,128978224	0,0075	0,0925	0,063278894	0,088069514
	10	PASTURE	0,527638191	0,177554439	0,0075	0,0925	0,051193467	0,083576214
2015	10	EUCALYPTUS	0,346733668	0,055276382	0,0013	0,0687	0,046179397	0,066202513
	12	EGF OLD GROWTH	0,514237856	0,266331658	0,0001	0,0019	0,001022948	0,00149397
	1	PASTURE	0,552763819	0,155778894	0,0075	0,0925	0,048869347	0,085590452
	7	PASTURE	0,365159129	0,088777219	0,0075	0,0925	0,066222781	0,091788107
	1	SSF - OLDGROWTH	0,519262982	0,189279732	0,0001	0,0009	0,000532663	0,000829648
	1	EGF OLD GROWTH	0,520938023	0,264656616	0,0001	0,0019	0,001010218	0,001497152
	11	EGF OLD GROWTH	0,974874372	0,747068677	0,0001	0,0019	0,000147739	0,00058057
	8	PASTURE	0,427973199	0,167504188	0,0075	0,0925	0,060412479	0,084505863
	9	PASTURE	0,448911223	0,10720268	0,0075	0,0925	0,058475712	0,090083752
	11	EGF - SECONDARY	0,711055276	0,644053601	0,0001	0,0019	0,000648995	0,000776298
2017	6	EGF OLD GROWTH	0,648241206	0,592964824	0,0001	0,0019	0,000768342	0,000873367
	11	EGF OLD GROWTH	0,766331658	0,732830821	0,0001	0,0019	0,00054397	0,000607621
	9	PASTURE	0,463149079	0,186767169	0,0075	0,0925	0,05715871	0,082724037
	9	MIXTURE OLD GROWTH	0,683417085	0,117252931	0,0001	0,0029	0,00101809	0,002659966
2018	8	PASTURE	0,657453936	0,167504188	0,0075	0,0925	0,039185511	0,084505863
	10	SSF - SECONDARY	0,405360134	0,296482412	0,0001	0,0009	0,000635176	0,000733166
	10	EGF - SECONDARY	0,389447236	0,24120603	0,0001	0,0019	0,00126005	0,001541709
	10	EGF OLD GROWTH	0,45561139	0,349246231	0,0001	0,0019	0,001134338	0,001336432
	7	PASTURE	0,534338358	0,221105528	0,0075	0,0925	0,050573702	0,079547739

2020	9	PASTURE	0,485762144	0,150753769	0,0075	0,0925	0,055067002	0,086055276
	10	PASTURE	0,425460637	0,077051926	0,0075	0,0925	0,060644891	0,092872697
	10	EUCALYPTUS	0,462311558	0,278056951	0,0013	0,0687	0,038239196	0,050897487
	9	HIGH ALTITUDE GRASSLANDS	0,779731993	0,25879397	0,0194	0,0226	0,024378057	0,036151256
	9	MIXTURE OLD GROWTH	0,664154104	0,370184255	0,0001	0,0029	0,001073953	0,001926466
	8	EGF - SECONDARY	0,316582915	0,218592965	0,0001	0,0019	0,001398492	0,001584673
	9	EGF - SECONDARY	0,702680067	0,236180905	0,0001	0,0019	0,000664908	0,001551256
	9	EGF OLD GROWTH	0,675879397	0,273869347	0,0001	0,0019	0,000715829	0,001479648
	11	EGF OLD GROWTH	0,41038526	0,211055276	0,0001	0,0019	0,001220268	0,001598995
	12	EGF OLD GROWTH	0,752093802	0,619765494	0,0001	0,0019	0,000571022	0,000822446
	6	PASTURE	0,659966499	0,128978224	0,0075	0,0925	0,038953099	0,088069514
	7	PASTURE	0,474036851	0,139028476	0,0075	0,0925	0,056151591	0,087139866
	8	PASTURE	0,45561139	0,144891122	0,0075	0,0925	0,057855946	0,086597571
	9	PASTURE	0,350083752	0,157453936	0,0075	0,0925	0,067617253	0,085435511

3. Total sediments

S4: Absolute and percentual values of total sediment in pre and post fire.

Pré fire							
	Soil loss		Sediment export		Sediment retention		Total
Eucalyptus	1119,11	65,77%	22,29	1,31%	560,21	32,92%	1701,62
HAG	36161,19	39,76%	1968,74	2,16%	52818,90	58,08%	90948,83
Old-growth ODF	8106,35	2,17%	400,06	0,11%	365861,31	97,73%	374367,72
Old-growth MOF	1422,10	2,68%	86,78	0,16%	51548,42	97,16%	53057,30
Old-growth SSF	40,94	1,87%	1,68	0,08%	2141,89	98,05%	2184,51
Pasture	200115,07	49,03%	12572,72	3,08%	195467,96	47,89%	408155,74
Secondary ODF	1445,39	3,76%	74,21	0,19%	36969,84	96,05%	38489,43
Secondary MOF	114,90	4,86%	6,55	0,28%	2243,21	94,86%	2364,67
Secondary SSF	71,38	5,89%	2,86	0,24%	1138,26	93,88%	1212,49
Total	248596,44	25,56%	15135,88	1,56%	708750,00	72,88%	972482,31
Post fire							
Eucalyptus	1626,04	72,44%	34,78	1,55%	583,81	26,01%	2244,63
HAG	42367,25	43,16%	2334,93	2,38%	53456,84	54,46%	98159,02
Old-growth ODF	13216,49	3,38%	676,52	0,17%	377274,92	96,45%	391167,94
Old-growth MOF	2010,08	3,62%	126,25	0,23%	53339,42	96,15%	55475,75
Old-growth SSF	57,42	2,61%	2,33	0,11%	2142,05	97,29%	2201,81
Pasture	285222,37	56,21%	18827,74	3,71%	203400,03	40,08%	507450,14
Secondary ODF	1960,86	4,90%	102,20	0,26%	37933,59	94,84%	39996,65
Secondary MOF	162,27	6,48%	8,20	0,33%	2333,82	93,19%	2504,29
Secondary SSF	77,39	6,33%	3,07	0,25%	1142,02	93,42%	1222,47
Total	346700,17	31,51%	22116,03	2,01%	731606,51	66,48%	1100422,71

4. Characterization of burned areas



S5: Boxenplot of variables used for soil ecosystem services estimation and to analyze effects on balance soil loss, sediment export and retention (ODF – Dense Ombrophilous Forest; SSF – Semideciduous forest; MOF – Mixed Ombrophilous Forest and HAG – High-altitude grasslands). **Source:** Constructed by authors

5. Soil loss in watersheds

S6: Sediment balance per watershed that presented burned areas in APA Silveiras, including soil loss, sediment export and sediment retention.

Watershed	Burned area per watershed (ha)	Watershed area (ha)	Number of burned years	Sediment balance (Post - Pre fire)								
				Soil loss			Sediment export			Sediment retention		
				Total tons .yr ⁻¹	tons.ha ⁻¹ .yr ⁻¹ per burned area	tons.ha ⁻¹ .yr ⁻¹ watershed	Total tons .yr ⁻¹	tons.ha ⁻¹ .yr ⁻¹ per burned area	tons.ha ⁻¹ .yr ⁻¹ watershed	Total tons .yr ⁻¹	tons.ha ⁻¹ .yr ⁻¹ per burned area	tons.ha ⁻¹ .yr ⁻¹ watershed
Bocaina	1524.22	14600.83	21	76,761.99	50.36	5.26	6,848.29	4.49	0.47	7,898.06	5.18	0.54
Silveiras	445.67	15098.41	19	13,898.25	31.18	0.92	1,311.69	2.94	0.09	5,211.10	11.69	0.35
Macacos	380.72	9504.01	16	6,728.68	17.67	0.71	672.19	1.77	0.07	1,170.16	3.07	0.12
Cachos	22.88	535.79	9	1,563.07	68.30	2.92	319.56	13.96	0.60	0.62	0.03	0.00
Small basins	9.95	1057.28	4	530.29	53.30	0.50	38.66	3.89	0.04	86.48	8.69	0.08

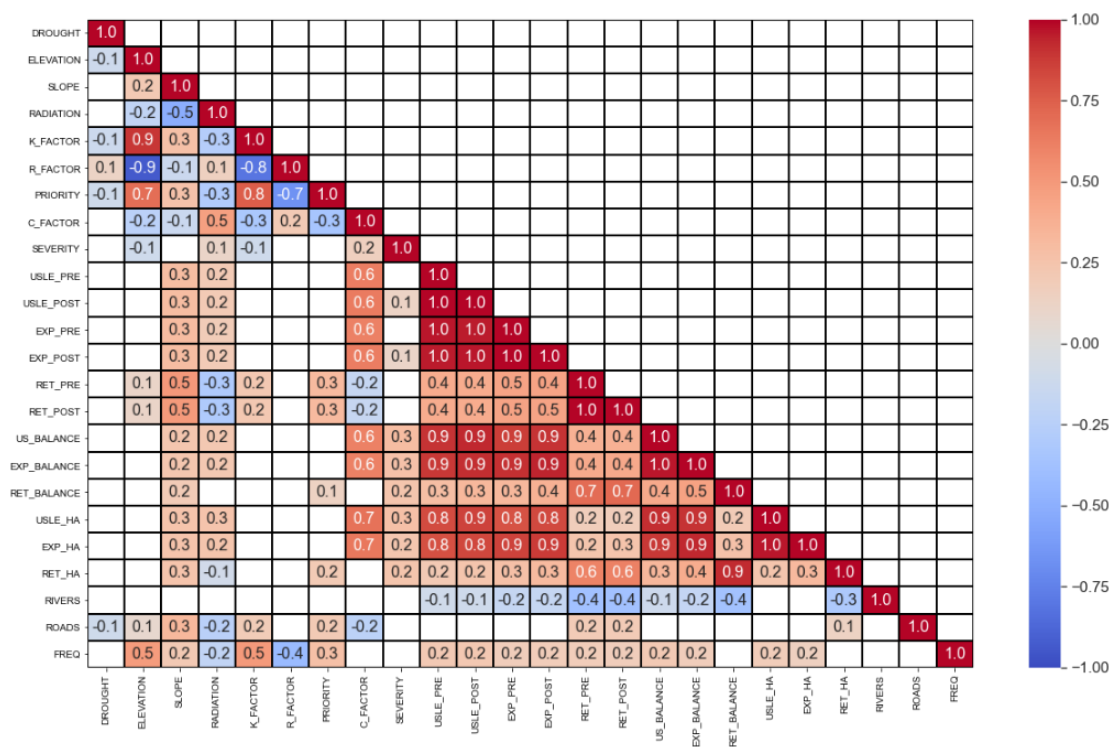
6. Relation between variables of burned areas and sediment balance

Topography (elevation and slope) and global solar radiation were calculated by DEM raster (ASF DAAC, 2023) (Figure 3) in Quantum Gis 3.16.11. We obtained burn severity using the same NBR data used to weight C factor, calculating the difference between pre and post fire (hereafter named dNBR – Equation 1). NBR was considered suitable for detection of fires in several studies (Chafer, 2008; Efthimiou et al., 2020; Escuin et al., 2008; Leite et al., 2017; Rosan & Alcântara, 2015; VERAVERBEKEA et al., 2011) and Severity by dNBR was based on equation and scale developed by Key and Benson (2006, 1999).

$$dNBR = NBR_{pre} - NBR_{post} \quad (1)$$

Priority for restoration ranges from low (1), medium (2) to high (3). Drought severity was evaluated by the Drought Integrated Index (IIS), used by CEMADEN (Centro de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais) for drought monitoring throughout Brazilian territory (CEMADEN, 2020), which has been related to availability of humidity and resistance of the canopy, indicating stress in vegetation or

water stress in soil, allowing early warnings of drought events (Do Amaral Cunha et al., 2019; Marengo et al., 2021). IIS is calculate on descending drought scale, ranging from one (exceptional drought) to six (normal condition). Here, we converted to ascending scale. Distance from rivers and roads, we produced by Euclidian distance raster maps of drainage and road, respectively. In this assessment we used C factor post fire, understanding that its contribution increase soil loss, and we obtained fire frequency by overlay analyzes of areas burned of each year, counting any percentage of overlapping burned area.



S7: Spearman correlation matrix with respective correlation coefficients with p-value <0,05

S8: Generalized Linear Model results with total burned areas and pasture, EGF, Old-growth and secondary forest burned areas with sediment export balance greater than zero (Significative effects are in bold).

	Total		Old-growth		Secondary		Macacos		Bocaina		Silveiras		
	D: 269.901		D: 127.308		D: 24.109		D: 36.644		D: 190.963		D: 40.063		
	AIC: 4687.546		AIC: 1363.427		AIC: 303.992		AIC: 680.425		AIC: 3293.978		AIC: 984.054		
	x2: 283.386		x2: 118.039		x2: 31.208		x2: 39.187		x2: 192.025		x2: 36.752		
Variables	coef	p-value	coef	p-value	coef	p-value	coef	p-value	coef	p-value	coef	p-value	
Soil loss	Intercept	-2.834.500	0.024	-99.432	0.001	2.446.700	0.603	-0.417400	0.210	-3.812.500	0.022	-0.488200	0.917
	AREA	0.128200	0.000	0.0843	0.000	0.383500	0.000	0.114100	0.000	0.114800	0.000	0.170900	0.000
	DROUGHT	-0.081800	0.409	-0.0310	0.876	0.042800	0.907	-0.122300	0.645	-0.073200	0.515	0.032000	0.850
	ELEVATION	0.000042	0.902	0.0020	0.009	-0.003500	0.028	-0.000500	0.414	0.000500	0.270	-0.000300	0.874
	SLOPE	0.098000	0.000	0.0537	0.004	0.124100	0.000	0.108100	0.000	0.089200	0.000	0.118800	0.000
	RADIATION	-0.000066	0.135	-0.0002	0.170	-0.000098	0.528	0.000086	0.541	-0.000081	0.195	0.000070	0.328
	K_FACTOR	32.830.000	0.000	502.218	0.025	42.893.800	0.237	48.007.200	0.133	42.638.900	0.001	58.901.900	0.011
	R_FACTOR	0.000200	0.339	0.0011	0.001	-0.001000	0.127	0.000300	0.550	0.000400	0.095	-0.000600	0.353
	C_FACTOR	42.562.500	0.000	598.688	0.000	420.186.700	0.249	43.602.600	0.000	41.968.700	0.000	55.698.300	0.000
	PRIORITY	-0.000700	0.995	0.3809	0.568	0.804300	0.081	-1.252.300	0.210	-0.207400	0.544	-0.123900	0.610
	SEVERITY	3.548.500	0.000	45.421	0.000	3.343.600	0.003	4.415.400	0.000	3.935.500	0.000	1.446.500	0.125
	RIVERS	-0.002200	0.000	-0.0034	0.000	-0.001300	0.224	-0.003400	0.000	-0.002500	0.000	-0.000400	0.629
	ROADS	0.000100	0.032	0.0001	0.362	0.000011	0.954	-0.000300	0.395	0.000200	0.007	-0.000100	0.598
FREQ	0.036300	0.260	0.0352	0.659	-0.160700	0.332	0.037800	0.555	0.019800	0.649	0.102600	0.421	
	D: 391.461		D: 183.099		D: 46.605		D: 50.557		D: 279.07		D: 56.281		
	AIC: 2047.906		AIC: 306.207		AIC: -74.362		AIC: 195.94		AIC: 1522.317		AIC: 424.308		
	x2: 494.625		x2: 211.997		x2: 59.459		x2: 64.295		x2: 340.421		x2: 48.848		
Sediment export	Intercept	-6.720.600	0.000	-142.299	0.000	3.355.900	0.604	-1.115.300	0.009	-7.488.500	0.001	-0.645300	0.906
	AREA	0.113700	0.000	0.0821	0.000	0.375500	0.000	0.110300	0.000	0.104300	0.000	0.164300	0.000
	DROUGHT	-0.047100	0.719	-0.0140	0.957	0.181900	0.717	-0.149400	0.662	-0.066600	0.656	0.098200	0.622
	ELEVATION	0.000200	0.702	0.0022	0.025	-0.005200	0.017	-0.000500	0.515	0.000600	0.309	-0.004100	0.051
	SLOPE	0.113500	0.000	0.0986	0.000	0.163000	0.000	0.133600	0.000	0.110400	0.000	0.137600	0.000
	RADIATION	-0.000079	0.177	-0.0001	0.424	-0.000200	0.292	0.000100	0.453	-0.000052	0.530	0.000087	0.299
	K_FACTOR	37.459.600	0.000	461.809	0.116	41.691.000	0.404	101.648.600	0.014	39.551.100	0.018	91.316.800	0.001
	R_FACTOR	0.000300	0.173	0.0012	0.005	-0.001700	0.067	0.000600	0.341	0.000500	0.111	-0.000900	0.277
	C_FACTOR	48.706.600	0.000	649.568	0.000	115.542.900	0.818	49.690.400	0.000	47.121.900	0.000	65.011.500	0.000
	PRIORITY	-0.076000	0.594	0.2852	0.744	1.335.400	0.035	-3.345.900	0.009	-0.250300	0.581	0.157600	0.580
	SEVERITY	3.251.700	0.000	40.698	0.000	3.470.400	0.024	4.277.800	0.000	3.720.200	0.000	0.761700	0.492
	RIVERS	-0.004700	0.000	-0.0059	0.000	-0.003300	0.026	-0.005200	0.000	-0.004700	0.000	-0.001600	0.118
	ROADS	0.000100	0.250	0.0001	0.485	-0.000004	0.989	-0.000600	0.213	0.000300	0.020	-0.000200	0.525
FREQ	0.041400	0.332	-0.0771	0.460	-0.237600	0.298	-0.007200	0.930	-0.001600	0.979	-0.002200	0.988	
	D: 757.666		D: 318.623		D: 61.757		D: 81.105		D: 475.702		D: 111.884		
	AIC: 3769.4		AIC: 1453.947		AIC: 393.744		AIC: 565.292		AIC: 2554.078		AIC: 613.783		
	x2: 806.754		x2: 255.383		x2: 51.632		x2: 109.392		x2: 535.908		x2: 63.383		
Sediment retention	Intercept	-4.050.800	0.055	-119.728	0.008	-4.159.000	0.606	-0.574500	0.370	-5.483.000	0.089	-11.256.400	0.103
	AREA	0.140000	0.000	0.0862	0.000	0.226400	0.070	0.118400	0.000	0.120400	0.000	0.224800	0.000
	DROUGHT	-0.025800	0.877	-0.2826	0.341	-0.082800	0.918	-0.777800	0.139	0.229600	0.309	-0.315900	0.205
	ELEVATION	-0.000200	0.707	0.0017	0.124	-0.003300	0.238	-0.001400	0.213	0.000200	0.833	0.000057	0.983
	SLOPE	0.084700	0.000	0.0600	0.031	0.203900	0.000	0.063300	0.060	0.086900	0.000	0.122100	0.000
	RADIATION	-0.000010	0.891	-0.0004	0.050	0.000500	0.069	-0.000005	0.985	-0.000007	0.949	0.000200	0.107
	K_FACTOR	28.463.300	0.036	0.2228	0.995	-134.508.000	0.042	125.983.100	0.025	-8.316.200	0.720	49.017.400	0.172
	R_FACTOR	0.000600	0.038	0.0015	0.002	-0.001700	0.111	0.001000	0.323	0.000500	0.274	0.001500	0.135
	C_FACTOR	3.217.100	0.115	-0.0543	0.996	-715.168.500	0.278	3.280.200	0.528	1.273.200	0.655	12.301.500	0.017
	PRIORITY	0.353200	0.051	20.516	0.039	6.129.900	0.000	-1.723.500	0.370	1.313.800	0.034	-0.012100	0.973
	SEVERITY	2.390.000	0.000	27.617	0.006	1.960.600	0.299	5.711.700	0.001	1.864.800	0.040	0.807200	0.558
	RIVERS	-0.006100	0.000	-0.0093	0.000	-0.004800	0.011	-0.007900	0.000	-0.005500	0.000	-0.004700	0.000
	ROADS	0.000100	0.334	0.0002	0.375	0.000500	0.081	-0.000100	0.875	0.000200	0.186	0.000038	0.911
FREQ	-0.009800	0.857	-0.1053	0.376	0.321400	0.236	-0.097600	0.393	-0.016300	0.845	-0.031100	0.863	

	PASTURE		ODF		SSF		HAG		MOF		Cachos		
	D: 85.13		D: 131.832		D: 1.908		D: 4.373		D: 0.328		D: 0.07		
	AIC: 3300.396		AIC: 1266.892		AIC: nan		AIC: 270.787		AIC: 97.363		AIC: 113.471		
	x2: 76.259		x2: 135.645		x2: 1.305		x2: 3.907		x2: 0.351		x2: 0.072		
Variables	coef	P> z	coef	P> z	coef	P> z	coef	P> z	coef	P> z	coef	P> z	
Soil loss	Intercept	3.639.300	0.003	-8.953.100	0.040	-7,65E+06	0.456	0.081	0.935	-6.938.800	0.167	-75.551	0.053
	AREA	0.176200	0.000	0.077500	0.000	7,34E+05	0.000	3.801	0.000	0.156700	0.243	-0.5482	0.129
	DROUGHT	-0.052300	0.503	-0.108800	0.615	3,27E+06	0.004	-2.106	0.035	1.040.400	0.608	0.2955	0.530
	ELEVATION	-0.000700	0.010	0.000700	0.412	1,89E+04	0.105	0.163	0.870	0.010800	0.161	0.0129	0.340
	SLOPE	0.100800	0.000	0.092900	0.000	-3,65E+05	0.033	-0.046	0.963	0.142900	0.732	0.1132	0.051
	RADIATION	-0.000054	0.180	-0.000070	0.586	-1,80E+03	0.017	-1.010	0.312	0.000600	0.786	-0.0001	0.924
	K_FACTOR	27.719.600	0.000	60.429.600	0.026	-2,65E+08	0.042	0.081	0.935	-0.300400	0.167	-2.170.547	0.222
	R_FACTOR	-0.000300	0.086	0.000500	0.155	1,00E+03	0.738	2.549	0.011	0.011100	0.183	0.0177	0.000
	PRIORITY	0.059400	0.462	0.973300	0.380	1,62E+06	0.053	0.081	0.935	-20.816.300	0.167	281.065	0.115
	SEVERITY	2.757.800	0.000	4.934.400	0.000	1,39E+07	0.000	2.626	0.009	10.262.900	0.000	-226.653	0.053
	RIVERS	-0.001400	0.000	-0.003900	0.000	-6,20E+03	0.116	-2.302	0.021	-0.005600	0.321	59.372	0.001
	ROADS	0.000200	0.026	0.000006	0.962	3,30E+03	0.019	-0.931	0.352	0.000067	0.981	-0.0071	0.481
FREQ	0.050900	0.044	0.074400	0.411	-7,65E+06	0.456	-1.387	0.165	-0.506600	0.437	0.0001	0.918	
	D: 138.523		D: 190.098		D: 5.312		D: 5.247		D: 0.333		D: 0.083		
	AIC: 1891.925		AIC: 75.497		AIC: nan		AIC: 152.751		AIC: 22.606		AIC: 27.853		
	x2: 141.545		x2: 211.186		x2: 2.744		x2: 4.683		x2: 0.349		x2: 0.084		
Sediment export	Intercept	0.884300	0.589	-13.354.600	0.014	-9,65E+06	0.656	-0.040	0.968	-9.312.600	0.113	-65.969	0.119
	AREA	0.161500	0.000	0.068000	0.000	8,45E+05	0.029	3.676	0.000	0.123800	0.431	-0.7363	0.060
	DROUGHT	-0.043200	0.683	-0.070800	0.792	4,77E+06	0.047	-1.974	0.048	0.262300	0.912	0.2369	0.642
	ELEVATION	-0.000800	0.031	0.000600	0.553	1,66E+04	0.503	0.144	0.885	0.015700	0.083	0.0045	0.757
	SLOPE	0.105300	0.000	0.141200	0.000	-4,58E+05	0.206	-0.251	0.801	0.268800	0.582	0.0432	0.493
	RADIATION	-0.000014	0.803	0.000020	0.898	-2,00E+03	0.202	-1.154	0.249	0.000500	0.832	0.0017	0.238
	K_FACTOR	30.925.100	0.000	52.737.700	0.119	-3,46E+08	0.207	-0.040	0.968	-0.403200	0.113	-5.507.128	0.004
	R_FACTOR	-0.000200	0.317	0.000500	0.316	1,00E+03	0.873	2.258	0.024	0.013900	0.154	0.0198	0.000
	PRIORITY	0.032300	0.768	1.316.800	0.339	2,78E+06	0.116	-0.040	0.968	-27.937.800	0.113	236.386	0.221
	SEVERITY	2.329.700	0.000	4.758.300	0.000	1,97E+07	0.013	2.396	0.017	9.067.000	0.001	-197.906	0.119
	RIVERS	-0.003500	0.000	-0.006600	0.000	-6,30E+03	0.450	-2.331	0.020	-0.010700	0.104	35.610	0.074
	ROADS	0.000037	0.728	0.000100	0.500	5,10E+03	0.087	-0.919	0.358	-0.000400	0.910	-0.0036	0.742
FREQ	0.070400	0.039	0.012800	0.909	-9,65E+06	0.656	-1.410	0.159	-0.458400	0.548	0.0015	0.283	
	D: 307.9		D: 310.926		D: 9.868		D: 6.481		D: 0.508		D: 17.927		
	AIC: 1886.057		AIC: 1544.673		AIC: nan		AIC: 147.108		AIC: 110.922		AIC: nan		
	x2: 372.525		x2: 273.474		x2: 1.889		x2: 3.031		x2: 0.466		x2: 2.752		
Sediment retention	Intercept	-3.722.000	0.224	-3.530.300	0.520	-2,32E+00	1.000	2.537	0.011	-9.078.400	0.238	-11.482	1.000
	AREA	0.191800	0.000	0.090200	0.000	9,42E+01	1.000	1.684	0.092	0.147800	0.473	-53.301	1.000
	DROUGHT	0.070200	0.724	-0.091100	0.763	-1,06E+01	1.000	-1.937	0.053	0.065600	0.983	55.423	1.000
	ELEVATION	-0.000700	0.349	-0.000300	0.818	-3,23E+01	1.000	-2.168	0.030	0.015900	0.178	0.0489	1.000
	SLOPE	0.079700	0.000	0.088700	0.001	4,00E+02	1.000	-2.201	0.028	0.325400	0.610	-10.495	1.000
	RADIATION	0.000100	0.183	-0.000100	0.368	-1,50E+03	1.000	-1.977	0.048	0.001300	0.704	0.0125	1.000
	K_FACTOR	38.209.100	0.010	-21.303.800	0.539	-5,23E-02	1.000	2.537	0.011	-0.393100	0.238	-18.407	1.000
	R_FACTOR	0.000400	0.293	0.000500	0.273	1,00E+03	1.000	-1.744	0.081	0.013100	0.305	-0.0334	1.000
	PRIORITY	0.310100	0.101	1.267.100	0.355	-1,18E+01	1.000	2.537	0.011	-27.235.100	0.238	158.413	1.000
	SEVERITY	2.764.200	0.012	1.388.800	0.131	5,16E+00	1.000	0.522	0.602	13.264.100	0.000	-34.446	1.000
	RIVERS	-0.005100	0.000	-0.008400	0.000	1,40E+03	1.000	-1.209	0.227	-0.011000	0.204	-265.743	1.000
	ROADS	0.000100	0.529	0.000400	0.017	5,00E+02	1.000	-1.746	0.081	0.000300	0.947	-0.0026	1.000
FREQ	-0.008000	0.898	0.025300	0.824	-2,32E+00	1.000	-0.362	0.718	-0.365200	0.714	-0.0055	1.000	

Note: ODF – Ombrophilous forest; SSF – Semideciduous forest (do not show numbers greater than zero, in sediment retention balance); MOF – Mixed forest and HAG – High altitude grasslands.

References

- Amaral, L. K., Cadorin, S. B., Back, Á. J., Szymanski, F. D., & Corseuil, C. W. (2020). Estimation of soil loss by the USLE model in a mountain basin in the south of Santa Catarina state, Brazil. *Revista Eletrônica Em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental*, 24, e20. <https://doi.org/10.5902/2236117062695>
- ASF DAAC. (2023). *ALOS PALSAR_RADIOMETRIC_TERRAIN_CORRECTED_HIGH_RES*. Includes Material © JAXA/METI 2007. <https://doi.org/https://doi.org/10.5067/JBYK3J6HFSVF>
- CEMADEN, C. de M. e A. de D. N. (2020). *Boletim monitoramento de secas e impactos no brasil* (Vol. 31, Issue 04).
- Chafer, C. J. (2008). A comparison of fire severity measures: An Australian example and implications for predicting major areas of soil erosion. *Catena*, 74(3), 235–245. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2007.12.005>
- Costa, T. C. e C. da, Lumbreras, J. F., Zaroni, M. J., Naime, U. J., Guimarães, S. P., & Uzeda, M. C. (2005). Estimativas de perdas de solo para sub-bacias hidrográficas do estado do Rio de Janeiro. *Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento (Embrapa Solos)*, 48.
- Do Amaral Cunha, A. P. M., Marchezini, V., Lindoso, D. P., Saito, S. M., & Dos Santos Alvalá, R. C. (2019). The challenges of consolidation of a drought-related disaster risk warning system to Brazil. *Sustentabilidade Em Debate*, 10(1), 43–59. <https://doi.org/10.18472/SustDeb.v10n1.2019.19380>
- Efthimiou, N., Psomiadis, E., & Panagos, P. (2020). Fire severity and soil erosion susceptibility mapping using multi-temporal Earth Observation data: The case of Mati fatal wildfire in Eastern Attica, Greece. *Catena*, 187(October 2019), 104320. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104320>
- Escuin, S., Navarro, R., & Fernández, P. (2008). Fire severity assessment by using NBR (Normalized Burn Ratio) and NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) derived from LANDSAT TM/ETM images. *International Journal of Remote Sensing*, 29(4), 1053–1073. <https://doi.org/10.1080/01431160701281072>
- Key, C., & Benson, N. (2006). Landscape assessment: Ground measure of severity; The Composite Burn Index, and remote sensing of severity, the Normalized Burn Index. In FIREMON: Fire Effects Monitoring and Inventory System; Lutes, D., Keane, R., Caratti, J., Key, C., Benson, N., Suther. *FIREMON Fire Eff. Monit. Invent. Syst.*, (General t, LA1–LA55.
- Key, C. H., & Benson, N. (1999). Measureing and remote sensing of burn severity: the CBI and NBR. In *Joint Fire Science Conference and Workshop* (Issue June).
- Leite, C. C. S. de S., Dos Santos, S. M. B., Silva, A. de B., & Franca-Rocha, W. de J. S. (2017). Utilização dos índices espectrais NBR e NDVI na caracterização de incêndios no PARNA Chapada Diamantina (Bahia): Estudo de caso dos Gerais do Machobongo. *Anais Do XVIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR - INPE SANTOS - SP, BRASIL*, 9(2), 2131–2137.
- Marengo, J. A., Cunha, A. P., Cuartas, L. A., Leal, K. R. D., Broedel, E., Seluchi, M. E., Michelin, C. M., Flávia, C., Baião, D. P., Ângulo, E. C., & Almeida, E. K. (2021). Extreme Drought in the Brazilian Pantanal in 2019 – 2020 : Characterization, Causes, and Impacts. *Frontiers in Water*, 3(February). <https://doi.org/10.3389/frwa.2021.639204>
- PADOVESI, A., OLIVEIRA, M., MATSUMOTO, M., & FELTRAN-BARBIEIRI, R. (2018). *OPORTUNIDADES PARA RESTAURAÇÃO DE PAISAGENS E FLORESTAS NA PORÇÃO PAULISTA DO DO VALE DO*

PARAÍBA: Plano de Desenvolvimento Florestal Territorial para a porção paulista do Vale do Paraíba Secretaria.

- Pereira Toniolo, B., Martins da Paixão, B., Collins da Cunha e Silva, D., Araújo de Medeiros, G., Peche Filho, A., & Írio Ribeiro, A. (2021). Análise espacial de perda de solo por erosão na Bacia Hidrográfica do Rio Jundiá-Mirim – SP. *Guaju*, 7(2), 209. <https://doi.org/10.5380/guaju.v7i2.76849>
- Ribeiro, L. C., & Alves, M. da G. (2007). Quantificação de Perda de Solo por Erosão no município de Campos de Goytacazes/RJ através de técnicas de Geoprocessamento. *Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Florianópolis, Brasil, INPE*, 2, 1385–1392.
- Rosan, T. ., & Alcântara, E. (2015). Detecção de áreas queimadas e severidade a partir do índice espectral ΔNBR . *XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, 526–533.
- Saad, S. I., Mota da Silva, J., Ponette-González, A. G., Silva, M. L. N., & da Rocha, H. R. (2021). Modeling the on-site and off-site benefits of Atlantic forest conservation in a Brazilian watershed. *Ecosystem Services*, 48(July 2020). <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2021.101260>
- Silva, F. das G. B. da, Minotti, R. T., Lombardi Neto, F., Primavesi, O., & Crestana, S. (2010). Previsão da perda de solo na Fazenda Canchim - SP (EMBRAPA) utilizando geoprocessamento e o USLE 2D. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, 15(2), 141–148. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522010000200006>
- Tomazoni, J. C., & Guimarães, E. (2009). a Sistematização Dos Fatores Da Eups Em Sig Para Quantificação Da Erosão Laminar Na Bacia Do Rio Jirau. *Revista Brasileira de Cartografia*, 57(3), 235–244. <https://doi.org/10.14393/rbcv57n3-43539>
- VERAVERBEKEA, S., LHERMITTEB, S., VERSTRAETENC, W. W., & GOOSSENSA, R. (2011). A time-integrated MODIS burn severity assessment: the multitemporal differenced Normalized Burn Ratio (dNBRMT). *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 13(1), 1–20.

3.3 Artigo – de Praga Baião CF, Massi KG e Sousa Junior WC. Impacto do Fogo sobre os serviços ecossistêmicos na Mata Atlântica: Uma análise da perda de carbono em diferentes classes / *Fire impact on ecosystem service in Atlantic Forest: An analysis of carbon loss in different classes*

Journal of Forestry Research, manuscript number: JFR-D-23-00250, submission in 27/11/2023.

Fire impact on ecosystem service in Atlantic Forest: An analysis of carbon loss in different classes

Cheila Flávia de Praga Baião^{a,*}, Klécia Gili Massi^a, Wilson Cabral de Sousa Junior^{a,b}

^a Postgraduate Program in Natural Disasters, UNESP/CEMADEN, Rodovia Presidente Dutra. 12247-004. São José dos Campos, SP, Brazil

^b Department of Water Resources and Environment, Aeronautics Technology Institute, Pça. Mal. Eduardo Gomes, 50, São José dos Campos, SP 12228-900,

*Corresponding author. Post-Graduate Program in Natural Disasters, UNESP/CEMADEN, Rodovia Presidente Dutra. 12247-004. São José dos Campos, SP, Brazil. E-mail addresses: cheila.baiao@unesp.br (C.F. de Praga Baião)

Abstract:

To assess the impact of fire on ecosystem services, we conducted an analysis that involved estimating carbon loss in different Land Use and Land Cover (LULC) classes, considering seasonality, in a protected area in Atlantic Forest, from 2000 to 2020. This analysis was carried out using the InVEST Carbon model, with aboveground carbon biomass pre fire based on fieldworks in Atlantic Forest and post fire, based on linear regression. Both weighting with pre- and post-fire NBR spectral indices provided by Landsat Images in time/local indicated by MapBiomass Fire. Additionally, we analyzed the LULC changes up to three years after fire and then up to 2022. We also examined the Spearman correlation with different variables on carbon loss. The results, in 21 years, revealed a carbon loss after fire of 55.7GgC (43%), in which 79% is in old-growth Ombrophilous dense. In general, fire negatively impacts the carbon stock of native forests by an average of 38% (ranging from 19.9% to 69.1%, depending on phytophysiognomy and seasonality), Eucalyptus by 87.1%, High-altitude grasslands by 79.5% and pasture in 90.4%. In LULC changes

analyzes, there were conversions from forest to mosaic, deforestation or secondary forest that generating a carbon loss of 4.1GgC in three years. A small portion of this biome has shown a high potential for carbon loss induced by fire, indicating a danger for the whole Atlantic Forest conservation and to international agreements of carbon emission reductions.

Keywords: Carbon stock; NBR; Forest; Pasture; InVEST; Post-fire.

1. Introduction:

The Atlantic Forest biome, a biodiversity hotspot (MYERS et al., 2000), occurring from the northeast to south of Brazil, is home to most of the Brazilian population and the largest cities, with only 12.5% remaining from its original territory, with a history of deforestation followed by fire (DEAN, 2004). Although deforestation has decreased (SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2021) the biome is still losing forest cover (ROSA et al., 2021; SOUZA et al., 2018). This deforestation is partly associated to fire (BAIÃO et al., 2023), whose burning probability increases with small patches, more edge and more pasture around them (GUEDES et al., 2020). These fragments are surrounded in many portions by pasture areas (32% of the biome area is occupied by pastures: MAPBIOMAS, 2020), which is a typology highly flammable.

Fire in the Atlantic Forest has been increasing (MAPBIOMAS, 2022) and it ranks third in area and number of fires among other Brazilian biomes (JESUS et al., 2020). However, the evergreen forests in the Atlantic Forest biome are fire-sensitive ecosystems (HARDESTY; MYERS; FULKS, 2005), not prone to burns due to its high humidity, with species that did not evolve under fire regimes and do not have adaptations to resist to these events (PIVELLO et al., 2021). Fire promotes disruption

of the natural system, threatening size, structure and composition of ecosystems (BRANDO et al., 2014; CARVALHO et al., 2022; HARDESTY; MYERS; FULKS, 2005; SANSEVERO et al., 2020), making it more susceptible to the incidence of forest fires (PÜTZ et al., 2011), threatening biodiversity and ecosystem services (KELLY et al., 2020; LOISELLE et al., 2020; ROBINNE et al., 2020; ROCES-DÍAZ et al., 2022; RODRIGUES; JACOBI; FIGUEIRA, 2019; TABOADA et al., 2021).

Ecosystem services (classified as provision, supporting, regulating and cultural services), which are benefits for human well-being, generated by complex interactions between biotic and abiotic dimensions in ecosystems (BOYD; BANZHAF, 2006; HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2018; IPBES, 2018; MEA, 2005), are normally sustained by biological diversity of landscapes, with growing evidence that greater biodiversity is directly associated to environmental resilience and to ecosystem services provided to people (CARDINALE et al., 2012; LARSEN; TURNER; BROOKS, 2012; MACE; NORRIS; FITTER, 2012; OLIVER et al., 2015). Thus, high diverse forests, as the Atlantic Forest would offer more provision services, such as water, food and wood; regulating services such as climate, water quality, flood and disease control; cultural services such as recreation, aesthetics and spiritual benefits; and supporting services such as soil formation, photosynthesis, and nutrient cycling than simplified sites, as pastures and large-scale agricultural areas.

However, fires (and other degradation drivers) in tropical ecosystems threaten biodiversity and consequently ecosystem services. For example, fire removes vegetation cover, which affects soil stability, causing erosion (EFTHIMIOU; PSOMIADIS; PANAGOS, 2020; FERNÁNDEZ-RAGA et al., 2019) and impacting water bodies (ADDISON; OOMMEN, 2020; DIAZ, 2012; LOISELLE et al., 2020;

ROBINNE et al., 2020; SHAKESBY; DOERR, 2006). Furthermore, carbon emissions to atmosphere caused by fire contributes to climate change (IPCC, 2019, 2023) and several associated disasters (ANDERSON; CUNNINGHAM, 2019; CAMPANHARO et al., 2019) further reducing carbon storage and sequestration. Therefore, there is a need to reduce carbon emission activities due to deforestation and environmental degradation (MUNANG et al., 2013), to increase ecological restoration and compensation for changes in land use (IPCC, 2014) and to recognize that adaptation to climate change and disaster risk reduction are associated with the maintenance of ecosystem services (O'BRIEN et al., 2008). Brazil, one of the world biggest emitters of greenhouse gases, will need to control deforestation induced by the expansion of the large scale and commodities agricultural frontier in the Amazon and Cerrado biomes in the next ten years (DA SILVA JUNIOR et al., 2020) and also in other biomes, such as Atlantic rainforest.

Although there is literature on carbon emissions caused by fire, especially in Amazon Forest (ANDERSON et al., 2015; BARBOSA; FEARNESIDE, 1999; BARLOW et al., 2003; COCHRANE; LAURANCE, 2002; PESSÔA et al., 2020; VASCONCELOS et al., 2013), the Atlantic Forest has only few studies. Likewise, some studies estimated the ecosystem service of carbon storage and sequestration (DE LIMA et al., 2020; GARRASTAZÚ et al., 2015; PAVANI et al., 2018), but none of them evaluate the impact of fire. Recently, a study showed that the widely accepted drivers of carbon stocks, such as climate, soil, topography, and forest fragmentation, have a much smaller role than the forest disturbance history of the Atlantic Forest (PYLES et al., 2022). Thus, despite Atlantic Forest is already very degraded and fragmented, where fires affect frequently small areas, (average do not exceed 5 ha (BAIÃO et al., 2023)), it is urgent to investigate the role played by fire in carbon

emissions in the Atlantic Forest and what is the potential for carbon loss even from small burned areas. This knowledge can support public climate policies by directing more effective actions at local and regional levels, both in fire prevention and restoration. Furthermore, it can contribute to studies in other regions of the planet.

Therefore, to analyze the fire impact, this study aimed to quantify carbon loss induced by fire in a Southeast Atlantic Forest protected area, considering land use and land cover (native forest, native grasslands, pasture and silviculture), as well as to analyze influence of biophysical variables on this loss. Our hypotheses were that native forest areas, having greater biomass, were more impacted by fire and lost more carbon and that slope, drought severity and fire severity influenced more carbon storage. We also hypothesize that seasonality interferes with fire-induced carbon loss.

2. Material and Methods

2.1. Study area

In the southeast Atlantic Forest biome, specifically in Paraíba do Sul River Basin, is located the study area. The region has gone through several economic cycles that occupied, degraded, fragmented and deforested the region, sugar cane (mainly in the 17th century), coffee plantations (in the 19th and 20th), dairy livestock, eucalyptus silviculture, industrialization and urbanization (20th till nowadays) (DEVIDE et al., 2014) causing urban exodus (SILVA et al., 2016). Because of this, high slope pastures are being abandoned and some of them are regenerating, increasing native forest cover (SAPUCCI et al., 2021). Nowadays, main land use and

land cover in the basin are pasture (35.5%), native forest (32.8%), mosaic (14.1%) and eucalyptus plantations (4.2%) (MAPBIOMAS PROJECT, 2023).

The Paraíba do Sul river basin is strategic to supply of water resources to more than 15.7 million inhabitants in states of São Paulo, Rio de Janeiro and Minas Gerais (specially the two largest Brazilian metropolis São Paulo and Rio de Janeiro), and São Paulo portion settles 34 municipalities with more than 2.2 million inhabitants in an area of 14,000 km² (AGEVAP, 2018) and a GDP of R\$87.1 billion (EMPLASA, 2020). Paulista portion of Paraíba do Sul River Basin suffers from a growing trend of fires (INPE, 2020), part of them correlated to deforestation (BAIÃO et al., 2023), mainly APA Silveiras, which we selected as study area. APA is a type of protected area (PA) in Brazil, classified as sustainable use, in which extensive areas with a certain degree of human occupation, whose objective is to protect diversity biological, discipline occupation process and ensure sustainability of natural resources (BRASIL, 2000). From 2000 to 2020, APA Silveiras is the first of VPP, seventh of São Paulo state in fire events (INPE, 2020) and the 18th throughout the Atlantic Forest Biome in burned area, (FIRMS Platform - NASA - Fire Information System for Resource Management). Burned areas are distributed in forest formation (26%), rocky outcrops (25%), pasture (24%), mosaics of agriculture and pasture (22%) and agriculture (3%) (SOUZA et al., 2020).

APA Silveiras is characterized by cambisol, latosol and argisol soils (ROSSI, 2017), relief with hilly and mountains that reach 1902 m (ASF DAAC, 2023), humid subtropical climate with dry winter and hot summer (Cwa) and temperate summer (Cwb) (ALVARES et al., 2014). It has 59% of its area defined as high priority for restoration and conservation (SÃO PAULO; FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2018), comprising headwater areas of Paraitinga River and 38.9% of its territory overlaps by

other APA, with the same name of basin (Figure 1). Land use and cover is 37.1% of forest formation, 36.67% of pasture, 19.35% of mosaic of agriculture and pasture, 4.94% of planted forest (eucalyptus silviculture) and the remainder occupied by rocky outcrops, agriculture and non-vegetated areas (SOUZA et al., 2020). According to the forest inventory, native vegetation is distributed in Ombrophilous Dense Forest (ODF, 84%), high altitude grasslands (HAG - 10%), semideciduous seasonal forest (SSF - 5%) and mixed Ombrophilous forest (OMF, 1%) (SÃO PAULO, 2020). Figure 1 shows the fire scar of burned area (MAPBIOMAS PROJETTCT, 2023) greater than 1 ha selected for this study.

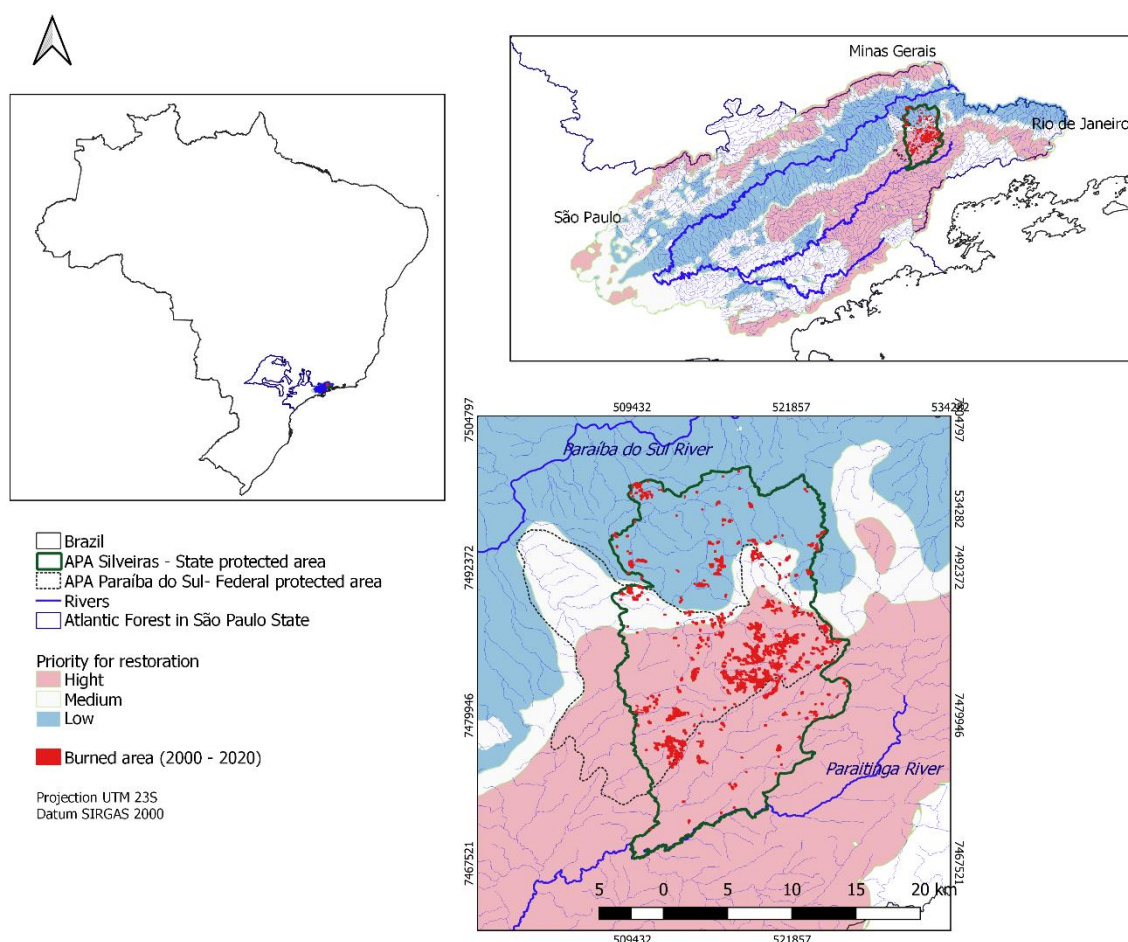


Figure 1: Study area in São Paulo Atlantic Forest, Silveiras Protected area in Paraíba do Sul River Valley, overlapped by Paraíba do Sul Federal Protected area

and burned areas from 2000 to 2020 greater than 1ha (MAPBIOMAS, 2023).

2.2. Dataset

Burned areas from 2000 to 2020 and their coverage, were obtained from datasets of MapBiomias Project, an Annual Mapping of Land Use and Coverage project in Brazil composed of a multidisciplinary network that uses cloud processing and pattern recognition methodologies to generate a historical series of annual maps of land use and land cover in Brazil, from 1985 to 2020, from images of Landsat satellites, with 30 m resolution (<https://mapbiomas.org/>). For this work, we used: fire scars from the monthly accumulated, (89.3% accuracy (ALENCAR et al., 2022)); land use and cover (LULC), with indications of old-growth and secondary forest (with an accuracy of 92% for forest and 90.6% for pasture in the Atlantic Forest (SOUZA et al., 2020)).

Normalized Burned Ratio (NBR) is an index indicated for studying vegetation quality and therefore used in detection and investigation of fire severity (KEY; BENSON, 2006) and it uses the near infrared (NIR) range, where there is high reflectance from vegetation and the shortwave infrared (SWIR) range where there is low reflectance from vegetation and high reflectance from soil (JENSEN, 2009). In the same way, we also used Normalized difference vegetation index (NDVI) with NIR and red (R) bands. We calculated NBR and NDVI (for each month and year of time series) from collections of atmospherically corrected surface reflectance images available on Google Earth Engine platform (<https://developers.google.com/earth-engine/datasets/catalog/landsat>), courtesy of U.S. Geological Survey, using bands 4 and 7 (Landsat TM 5 and ETM 7), and 5 and 7 (Landsat OLI 8), for NBR and bands 4

and 3 (Landsat TM 5 and ETM 7), and 5 and 4 (Landsat OLI 8) for NDVI (Eq. 1 and Eq. 2).

$$NBR = \frac{NIR - SWIR}{NIR + SWIR} \quad (1)$$

$$NDVI = \frac{NIR - R}{NIR + R} \quad (2)$$

From DataGeo system, environmental spatial data infrastructure of São Paulo state (<https://datageo.ambiente.sp.gov.br/>), Forest Inventory (SÃO PAULO, 2020) we had forest phytophysionomies and Priority Areas for Restoration and Conservation in Paraíba do Sul River basin (SÃO PAULO; FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2018), as same as drainage map from Hydrography of São Paulo State. A road map with high resolution, including non-pavement roads, was obtained from Open Street Map (<https://download.geofabrik>). For topography survey, the digital elevation model (DEM) was obtained from ALOS PALSAR Radiometric terrain High resolution data, 12,5 m (ASF DAAC, 2023).

The Integrated Drought Index (IIS), which consists of combining Standardized Precipitation Index (SPI), with Vegetation Health Index (VHI), from do Amaral Cunha et al., (2019) study, that evaluated drought events in Brazil with determination of IIS by weekly time series based on VHI with a resolution of 4 km, with a 12-month time scale (IIS-12) of integrated values of VHI and SPI for the hydrological year. The gis-software used for analyses was Quantum Gis 3.16.11.

2.3. Data Analysis

Data were analyzed and processed following methodological procedures described in Figure 2. Methodological steps are described in the next sections.

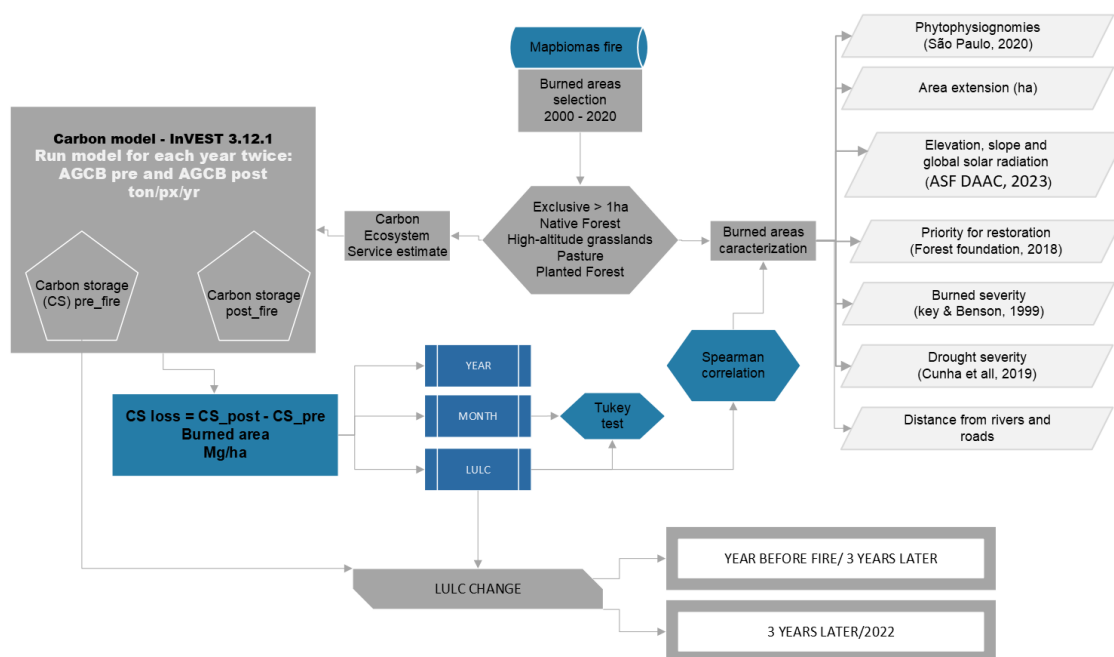


Figure 2: Methodology flowchart of this research.

2.4. Burned area selection:

Using Google Earth Engine, we vectorized land use and land cover data and monthly accumulation of fire scar data from MapBiomas. Then, the data was downloaded for processing in Quantum Gis. A total of 6147 burned areas were found in APA Silveiras. As fire scar data is made available with an identifier code formed by the month of occurrence and the LULC class where the fire occurred, scars occurring in forest, pasture and eucalyptus areas were selected from 1 hectare. Then, we superimposed on the Forest Inventory of the State of São Paulo (São Paulo, 2020) to

identify the phytophysiognomy. According to this criteria, 542 burned areas were selected, being 294 pasture areas (3.75 ± 4.28), 4 forestry (3.45 ± 2.59), 178 old-growth forest (142 Ombrophilous dense – ODF (6.51 ± 13.47), 5 semideciduous – SSF (2.17 ± 1.35), 10 mixed Ombrophilous – OMF (7.11 ± 6.32) and 21 high-altitude grasslands – HAG (4.68 ± 5.59) and 66 secondary forest (55 ODF (2.47 ± 1.56), 8 SSF (2.49 ± 1.97) and 3 OMF (2.31 ± 0.97)). The burned areas were then classified by year and month of occurrence, as well as by phytophysiognomy and stage of regeneration (old-growth or secondary forest). With this data we were able to produce new LULC raster files for each year of the time series including burned areas, as explained in next section.

2.5. Estimating carbon loss induced by fire

2.5.1. Defining biomass burning

As there are absence data from biomass burned area in Atlantic Forest, to determinate the aboveground carbon biomass AGCB of burned areas, we adapted Equations of Pessôa et al. (2020) and Anderson et al. (2015), which generated linear regression based on biomass field calculation in burned and unburned areas from several works in Amazônia and Cerrado, selecting studies up to one year after the fire occurrence. In this work, we added data from pastures and grasslands (campo limpo) and removed data with aboveground carbon biomass before fire higher than the maximum value found in the Atlantic Forest regions. Furthermore, we separated the data with pre-burn biomass into those below and above 40 ton/ha. We then generated a new regression Equation for areas with low biomass and areas with high

biomass (See supplementary material – S1 and S2). We applied these Equations in AGCB of several studies developed in Atlantic Forest (natural forest, eucalyptus and pastures) or correlated areas, as Cerrado grasslands (Campo limpo) for High-altitude grasslands (See supplementary material – S3). Some studies used in this work estimate total aboveground biomass, we then found carbon aboveground by multiplying by 0.5, as other literatures (ANDERSON et al., 2015; DITT et al., 2010; METZKER et al., 2011; PESSÔA et al., 2020)

Then, the average, minimum and maximum value for pre-fire and post-fire AGCB were determined for each LULC class. In order to establish a specific value for each area, considering seasonality, the range pre-fire and post-fire AGCB of respective LULC was weighted with the median value of the normalized NBR and NDVI (0 to 1) of burned area, according to Eq. 4 and Eq. 5. Month and year of index followed MapBiomass data, within the satellite's passage interval, i.e. 15 days, to determine index pre and post fire. As the NBR showed greater adherence to the average AGBC data, we chose to use it (See supplementary material – S4 and S5).

$$AGCB_{w_{pre}} = Min_{un} + (Max_{un} - Min_{un}) * NBR_{pre} \quad (4)$$

$$AGCB_{w_{post}} = Min_b + (Max_b - Min_b) * NBR_{post} \quad (5)$$

Where $AGCB_w$ is the aboveground carbon biomass pre and post fire, Min and max is the minimum and maximum AGCB values of unburned areas (un), obtained from field data from literature, and burned areas (b), from adjusted Equation, as explained above. NBR is the median normalized burn ratio for each month of each year, considering the Landsat interval (~15 days) to determine pre and post fire.

In the secondary forest, we estimated the AGCB by multiplying the AGCB of old-growth forest by the average of values (0.52) founded by other works related to the Atlantic Forest (BIELUCZYK et al., 2023; BRASIL, 2016; DITT et al., 2010; LEMOS et al., 2023; METZKER et al., 2011).

2.5.2. Carbon Storage and Sequestration

We used the InVEST 3.12.1 (Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs (NATURAL CAPITAL PROJECT, 2023)) Carbon Storage and Sequestration model, as well as other works in the literature (BABBAR et al., 2021; FERNANDES et al., 2020; GARRASTAZÚ et al., 2015; HU et al., 2020; PAVANI et al., 2018) to estimate how much of this ecosystem service is lost due to the occurrence of fire in different land uses and land covers.

The model operates with input data from land use and cover maps and the amount of carbon stored in carbon pools (Carbon above ground, below ground, soil and dead organic matter), generating estimates of the amount of carbon stored in a share of land over time and the market value of carbon sequestered in the remaining stock (NATURAL CAPITAL PROJECT, 2023). Using a raster map, the model assigns a LULC class to each cell and estimates the amount of carbon for each class using a lookup table, producing a map of carbon stock in the landscape, calculating the economic and the result per cell and study area (PAVANI et al., 2018).

In this study, we produce two lookup tables (csv files) for each year, one for pre fire using $AGCBw_{pre}$ and other for post fire, using $AGCBw_{post}$ (corresponding to each month and year). Although the model allows the entry of all carbon pools, we only use the AGCB, considering that the greatest impact caused by fire occurs in this pool. For raster maps, we use the new LULC raster corresponding to each year as

input data in both situations. Unburned areas, we attributed the same AGCB value in pre and post fire. Then, we ran Carbon model for each year twice, one pre and other post fire.

After that, we subtracted the pre raster from post raster for each year. Then, we superimposed burned areas from each year on the lost carbon raster from the corresponding year and using the quantum gis zonal statistical tool, we obtained the sum of the pixel values of each burned area from the years of study, allowing us to estimate the total carbon loss per LULC class, month and year, as well as the carbon loss per area unit (ha). We also analyzed significant differences between LULC classes averages in carbon loss per hectare in LULC class using post hoc Tukey test in Python with Scipy libraries (VIRTANEN et al., 2020).

To estimate the carbon loss induced by fire beyond the 15-day interval, we evaluated the conversion of LULC class (MAPBIOMAS, 2023) comparing LULC class of fire occurrence year with three years after, following methodology of Baião et al. (2023). Then, the converted class after three years (forest to pasture, mosaic or deforestation) with 2022, using the average carbon stock per hectare in pre fire raster files. Mosaic class and deforestation classes, not counted in initial stage, we used the average of minimal percentual of carbon loss applied on average carbon stock found in studied LULC class, except for HAG, which remained as this class. Therefore, the value of 50.05 Mg/ha was attributed to mosaic and deforestation, which corresponds to a carbon loss of 38%, close to the values found by Lima et al. (2020) in the Atlantic Forest (32%) and close to the value found by Shimamoto et al. (2014) for restoration area within a period of 20 years (36 MgC/ha), avoiding data overestimation, considering little data in literature.

2.6. Analyzing variables correlation

Burned areas were analyzed according to variables of extension, topography and radiation (ASF DAAC, 2023), priority for restoration within VPP basin (SÃO PAULO; FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2018), burn and drought severity, distance from rivers and roads and fire frequency, in order to better comprehend impacts on ecosystem service. Topography (elevation and slope) and global solar radiation were calculated by DEM raster (ASF DAAC, 2023) (Figure 3) in Quantum Gis 3.16.11. We obtained burn severity using the same NBR data used to weigh AGBC, calculating the difference between pre and post fire (hereafter named dNBR – Eq. 6). NBR was considered suitable for detection of fires in several studies (CHAFFER, 2008; EFTHIMIOU; PSOMIADIS; PANAGOS, 2020; ESCUIN; NAVARRO; FERNÁNDEZ, 2008; LEITE et al., 2017; ROSAN; ALCÂNTARA, 2015; VERAVERBEKEA et al., 2011) and Severity by dNBR was based on Equation and scale developed by Key and Benson (1999, 2006).

$$dNBR = NBR_{pre} - NBR_{post} \quad (6)$$

Priority for restoration ranges from low (1), medium (2) to high (3). Drought severity was evaluated by the Drought Integrated Index (IIS), used by CEMADEN (Centro de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais) for drought monitoring throughout Brazilian territory (CEMADEN, 2020), which has been related to availability of humidity and resistance of the canopy, indicating stress in vegetation or water stress in soil, allowing early warnings of drought events (DO AMARAL CUNHA et al., 2019; MARENGO et al., 2021). IIS is calculated on descending drought scale, ranging from one (exceptional drought) to six (normal condition). Here, we converted

to ascending scale. Distance from rivers and roads, we produced by Euclidian distance raster maps of drainage and road, respectively. And then, we analyzed the relationship between carbon loss with variables of each burned area, by Spearman correlation in Python 3.6 with Scipy libraries (VIRTANEN et al., 2020).

3. Results

The total fire-induced carbon loss from the 542 burned areas analyzed from 2000 to 2020, in the 15-day Landsat interval of each area, was 55.71 Gg C, corresponding to 43.3% of the pre-fire AGCB. Of the total lost, old-growth ODF predominated (79%), as it was the second class with the most burned fragments (after pastures), mostly concentrated in the central region of APA Silveiras (Figure 3 A, B and C). Years with the greatest carbon losses were the years 2000, 2003, 2014 and 2020 (Figure 3D), while September and October were those months with the greatest losses along years (Figure 3E).

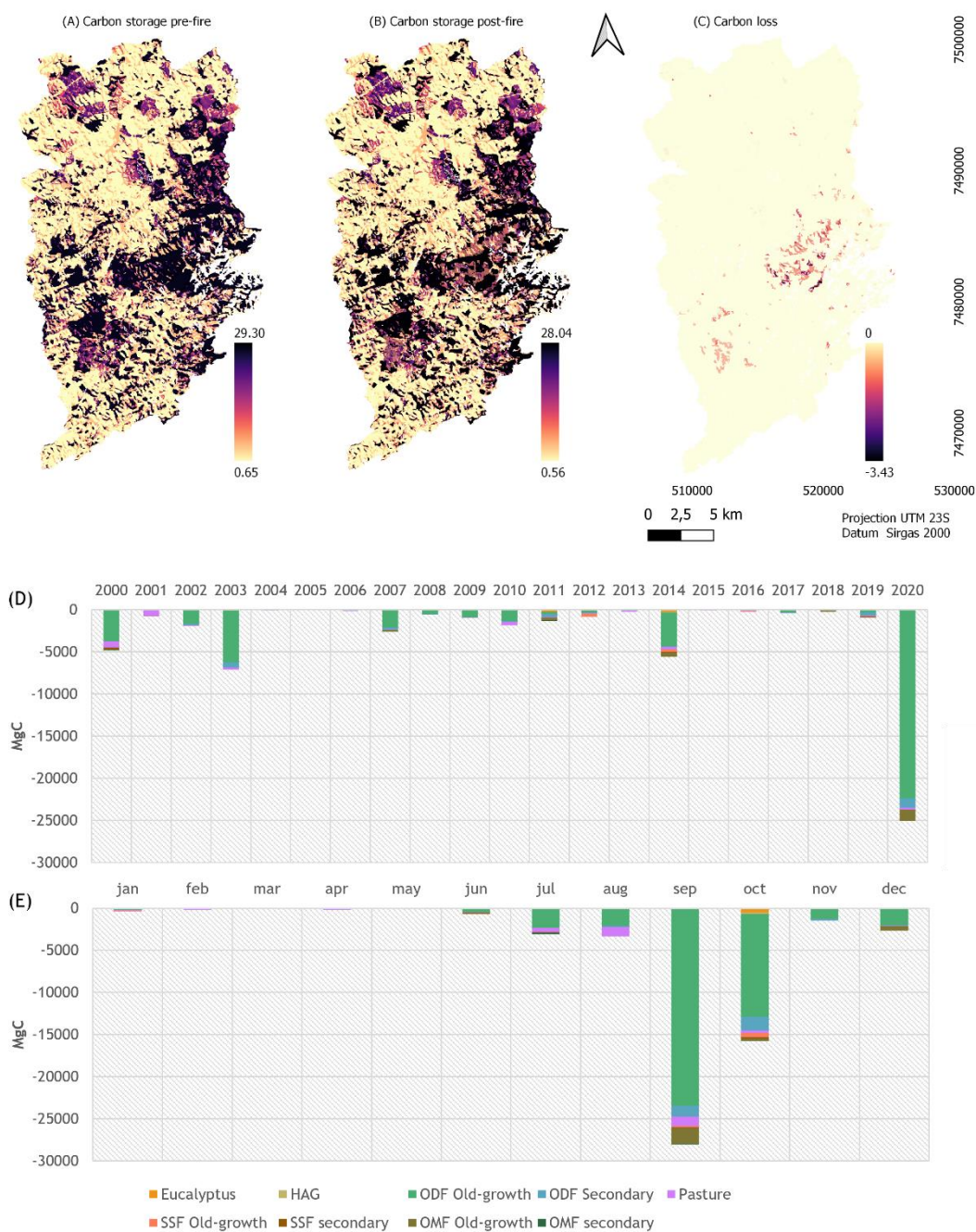


Figure 3: Carbon storage before fire (A), after fire (B) and balance (C) in time series from 2000 to 2020 (D) and fire months (E) in APA Silveiras, Southeast Atlantic Forest, Brazil.

Old-growth forests, followed by secondary forests and eucalyptus silviculture lost more carbon (Figures 4A and 4B). All types of old-growth forests and of

secondary forests lost the same carbon amount, between them (Figure 4B). Eucalyptus silviculture carbon loss was similar to some forest physiognomies (Figure 4B). SSF and ODF lost the same carbon amount, when comparing old-growth and secondary forests (Figures 4B). Pastures and native grasslands lost the same carbon content (Figure 4B). Considering years, 2014 exceeded 70 MgC/ha (Figure 4C and 4D) and months of January, June, September, October and November exceed 70 MgC/ha of carbon loss (Figure 4E and 4F). Along years, losses have been similar and throughout months, August differed from October, November and December.

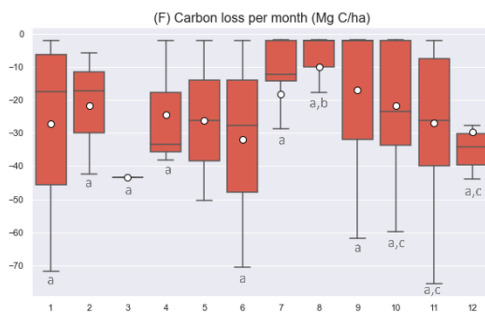
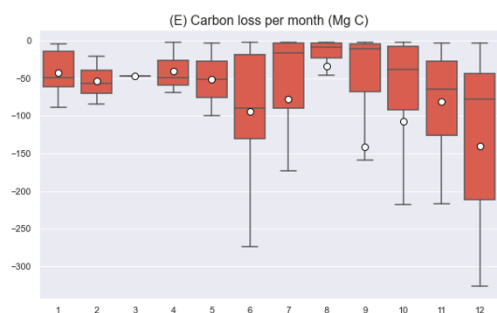
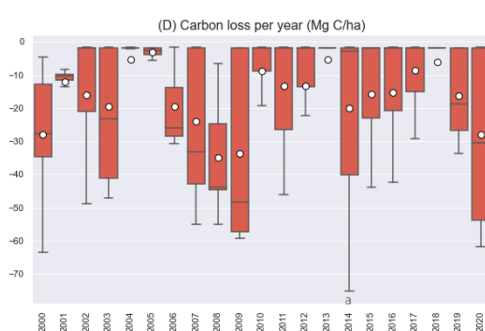
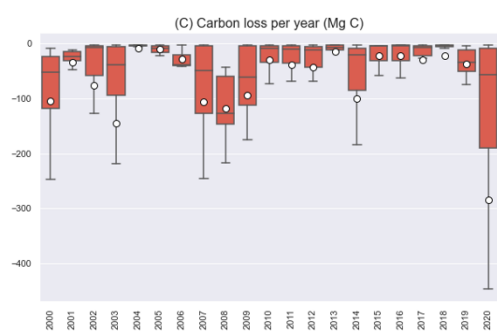
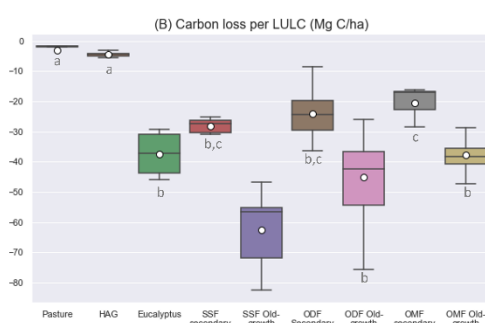
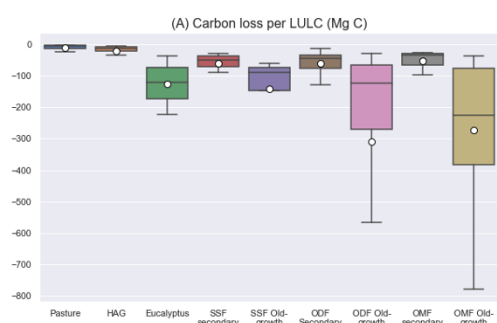


Figure 4: Boxplot of carbon loss per LULC (A) and (B), year (C) and (D) and month (E) and (F) from 2000 to 2020 (left – absolute values and right – relative values) in APA Silveiras, Southeast Atlantic Forest, Brazil. 1 is January, 2 is February and so on in Figure E and F.

In general, June and July were months with higher carbon losses per hectare (Table 1). We verified carbon losses per area in this sequence of land use and land covers, old-growth SSF higher than old-growth ODF, old-growth OMF, eucalyptus, secondary SSF, secondary ODF, secondary OMF, grasslands and pastures (Table 1). We verified total carbon losses in this sequence of land use and land covers: old-growth ODF, secondary ODF, pasture and old-growth OMF and other with lower values (Table 1).

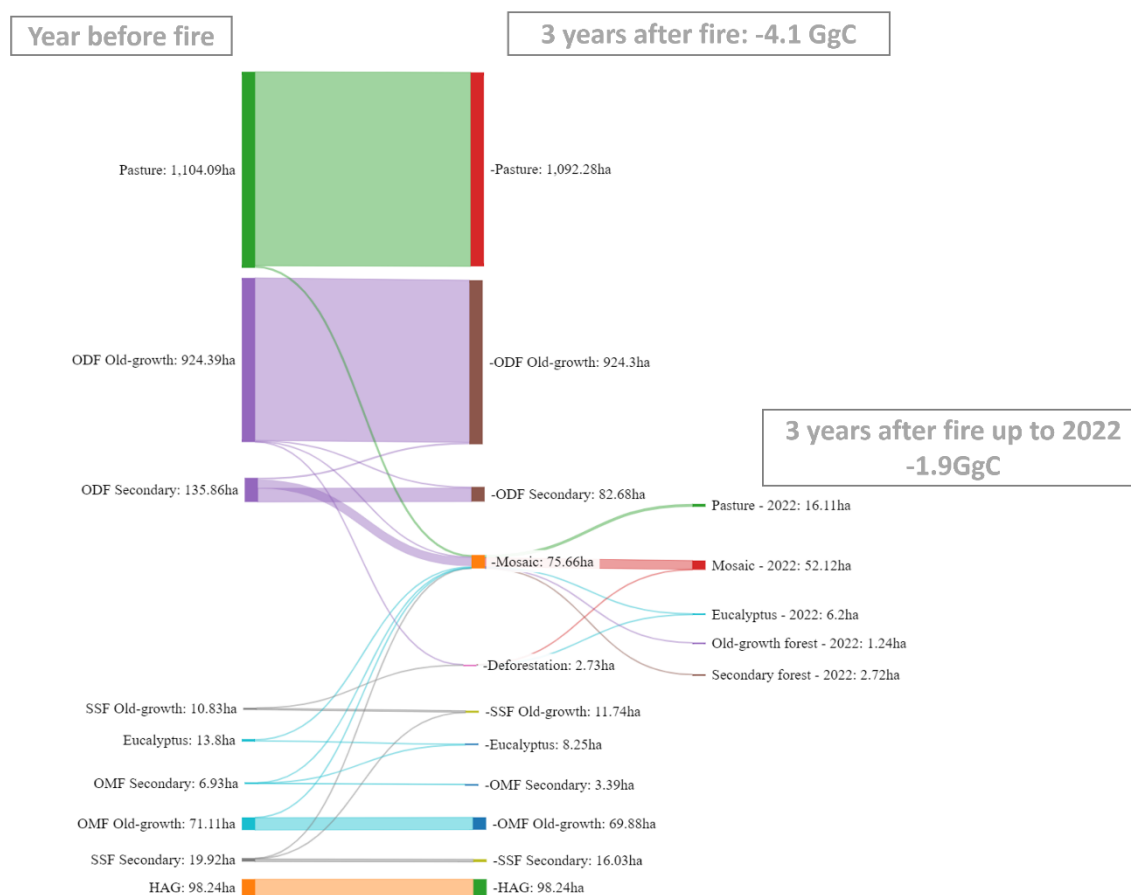
Table 1: Carbon storage loss data per area, burned patches, land use and land cover class and month, with percentual of AGCB pre fire in APA Silveiras, Southeast Atlantic Forest, Brazil. 1 is January, 2 is February and so on. (ODF = Ombrophilous dense forest; SSF = Semideciduous Forest; OMF = Mixed Ombrophilous forest; HAG = High-altitude fields; SD = Standard deviation).

LULC	Month	Area (ha)	Burned patches	Total carbon loss (MgC)		Min (MgC)	Max (MgC)	Average (MgC/ha)	
Pasture	1	3,55	2	-12.68	83.4%	-7.11	-1.86	-4.48	± 3.71
	2	3,31	1	-57.11	93.7%	-17.27	-17.27	-17.27	
	4	1,32	1	-2.46	92.0%	-1.86	-1.86	-1.86	
	5	1,98	1	-3.76	92.0%	-1.90	-1.90	-1.90	
	6	3,72	3	-38.44	90.7%	-14.34	-1.89	-9.84	± 6.90
	7	66,24	29	-520.58	93.6%	-14.25	-1.79	-6.07	± 5.47
	8	325,25	83	-1116.06	87.6%	-10.98	-1.67	-3.72	± 3.41
	9	526,92	124	-1157.79	91.2%	-13.63	-1.66	-2.37	± 2.29
	10	166,43	47	-320.26	92.0%	-12.17	-1.59	-2.05	± 1.51
	11	3,72	2	-6.89	92.0%	-1.89	-1.83	-1.86	± 0.04
	12	1,65	1	-3.24	92.1%	-1.96	-1.96	-1.96	
		total	1104,09	294	-3239.27	90.4%	-17.27	-1.59	-3.20
HAG	1	9,58	2	-58.05	78.5%	-6.76	-4.73	-5.74	± 1.44
	2	3,80	1	-21.11	83.3%	-5.55	-5.55	-5.55	
	9	10,91	5	-56.41	83.0%	-6.69	-4.26	-5.59	± 1.13

	10	46,27	7	-172.67	77.1%	-4.93	-3.13	-4.30	±	0.57
	11	19,17	3	-91.15	83.8%	-4.93	-3.38	-4.35	±	0.85
	12	8,51	3	-24.64	74.4%	-2.92	-2.85	-2.89	±	0.04
	total	98,24	21	-424.03	79.5%	-6.76	-2.85	-4.61	±	1.20
Euc.	10	13,80	4	-502.00	87.1%	-45.98	-29.31	-37.48	±	8.24
	3	1,08	1	-46.66	38.4%	-43.41	-43.41	-43.41		
	6	4,79	1	-132.46	43.7%	-27.63	-27.63	-27.63		
SSF	7	6,28	1	-89.39	36.2%	-14.23	-14.23	-14.23		
secondary	9	2,81	2	-86.18	39.8%	-30.99	-30.12	-30.56	±	0.62
	10	4,96	3	-131.65	32.1%	-27.32	-25.21	-26.43	±	1.09
	total	19,92	8	-486.34	37.5%	-43.41	-14.23	-28.21	±	8.02
	1	1,24	1	-89.15	75.2%	-71.90	-71.90	-71.90	±	
SSF Old-	9	2,40	2	-133.99	59.9%	-56.48	-55.13	-55.81	±	0.96
growth	10	7,19	2	-481.32	69.6%	-82.54	-46.84	-64.69	±	25.24
	total	10,83	5	-704.47	68.1%	-82.54	-46.84	-62.58	±	14.37
	4	1,49	1	-49.46	28.4%	-33.26	-33.26	-33.26		
	8	6,61	3	-139.92	22.9%	-26.42	-17.00	-20.38	±	5.24
ODF	9	43,04	15	-1305.58	26.6%	-36.37	-19.24	-30.46	±	3.72
Secondary	10	73,17	32	-1597.79	22.5%	-30.75	-8.70	-21.64	±	5.16
	11	8,76	3	-188.95	20.9%	-24.66	-14.87	-18.30	±	5.52
	12	2,81	1	-77.40	26.8%	-27.55	-27.55	-27.55		
	total	135,87	55	-3359.10	24.0%	-36.37	-8.70	-24.11	±	6.35
	1	4,79	3	-182.20	35.1%	-55.10	-27.93	-41.83	±	13.60
	2	1,98	1	-83.93	41.0%	-42.33	-42.33	-42.33		
	4	1,82	1	-69.12	41.3%	-38.06	-38.06	-38.06		
	5	1,98	1	-99.97	47.3%	-50.42	-50.42	-50.42		
	6	9,00	3	-491.49	47.9%	-70.68	-29.33	-55.40	±	22.69
ODF Old-	7	38,32	8	-2337.11	52.9%	-63.57	-58.89	-61.38	±	1.89
growth	8	42,79	12	-2065.40	43.7%	-75.15	-31.19	-49.45	±	12.82
	9	437,16	41	-23361.16	47.4%	-61.77	-26.04	-50.99	±	8.71
	10	302,28	49	-12236.00	40.6%	-59.86	-29.83	-39.37	±	6.87
	11	30,15	10	-1179.81	36.9%	-75.63	-26.02	-41.34	±	13.67
	12	54,11	13	-1993.42	38.9%	-43.96	-32.93	-37.16	±	3.92
	total	924,39	142	-44099.61	44.5%	-75.63	-26.02	-45.23	±	11.04
	7	3,39	1	-96.62	22.7%	-28.54	-28.54	-28.54		
OMF	9	2,07	1	-33.71	15.5%	-16.32	-16.32	-16.32		
secondary	10	1,49	1	-25.47	18.0%	-17.14	-17.14	-17.14		
	total	6,94	3	-155.80	19.9%	-28.54	-16.32	-20.67	±	6.83
	9	48,49	8	-1897.49	34.4%	-47.33	-28.66	-38.23	±	5.31
OMF Old-	10	9,74	1	-281.57	29.6%	-28.90	-28.90	-28.90		
growth	12	12,89	1	-558.22	39.0%	-43.32	-43.32	-43.32		
	total	71,12	10	-2737.28	34.7%	-47.33	-28.66	-37.80	±	5.85

Evaluating LULC changes in up to three years after fire, we observed small conversions in relation to fires, mostly secondary ODF burnt that became mosaic of uses (3.2%) and some became pastures (Figure 5). Deforested sites were old growth ODF and SSF (Figure 5). Some old-growth ODF turned to secondary (0.3%) and some secondary OMF to eucalyptus (0.1%). Despite the low percentage, these conversions were responsible for reducing carbon storage by 4.1 GgC in this period and by 1.9 GgC up to 2022 (See supplementary material - S5).

Figure 5: LULC changes in three years after fire and up to 2022 and respective carbon loss in total burned areas in time series from 2000 to 2020.



In general, we observed elevation and restoration priority negatively linked to carbon loss and the same was found for pasture and eucalyptus silviculture (Figure 4). Burnt frequency positively explained carbon loss in old-growth ODF and burnt severity positively explained carbon loss in old-growth ODF and OMF and secondary ODF. Distance to rivers and roads did correlate to carbon loss in old-growth and secondary ODF (negatively, Figure 4).

Carbon loss	Radiation	Elevation	Slope	Drought	Frequency	Severity	Rivers	Roads	Priority	
General	0.8	-1.0	-0.4	0.9	-0.8	0.4	-0.4	-0.4	-0.2	1.0
ODF Old-growth	0.1	0.1	-0.1	0.1	0.3	0.3	-0.4	-0.2	-0.3	0.8
ODF Secondary	-0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.4	-0.4	-0.3	-0.2	0.5
OMF Old-growth	-0.3	0.2	0.0	0.5	0.7	0.6	-0.3	-0.6	—	0.25
OMF Secondary	0.5	-0.5	-0.5	-0.9	0.0	0.5	1.0	-0.9	—	0
SSF Old-growth	0.3	0.3	-0.1	-0.6	—	0.5	-0.5	0.5	-0.4	-0.3
SSF Secondary	0.5	0.0	0.0	-0.3	—	-0.1	-0.4	0.0	-0.6	-0.5
HAG	-0.3	0.1	0.2	0.1	0.2	0.3	0.0	0.0	—	-0.8
Pasture	0.1	-0.2	0.0	0.0	-0.1	0.0	-0.2	-0.1	-0.2	-1.0
Eucalyptus	0.8	-1.0	-0.4	0.9	-0.8	0.4	-0.4	-0.4	-0.8	

Figure 4: Spearman correlation between carbon storage in burned areas and variables in LULC class analyzed in APA Silveiras, Southeast Atlantic Forest, Brazil (ODF = Ombrophilous dense forest; SSF = Semideciduous Forest; OMF = Mixed Ombrophilous forest; HAG = High-altitude fields).

4. Discussion

This study aimed to quantify carbon loss induced by fire in a Southeast Atlantic Forest protected area, considering land use and land cover (native forest, native grasslands, pasture and silviculture), as well as to analyze influence of biophysical variables on this loss. Our hypotheses were that native forest areas, having greater biomass, were more impacted by fire and lost more carbon, which we found, and that slope, drought severity and fire severity influenced more carbon storage, which we only verified for this last variable.

In our analysis of 2385.18 ha of burned areas, we found a total of 128.7 GgC of pre-burn carbon stock, with a relative stock of 53.9 MgC/ha and a carbon loss of 23.35 MgC/ha, considering pre and post fire, 1.72MgC/ha, considering up to 3 years later and 0.81 MgC/ha after 3 years until 2022 (See supplementary material - S5).

These values are larger than another study found in nearby areas with a predominance of ODF, that a carbon loss of 1.37 Mg/ha in relation to land use and land cover changes in the 20 previous years by Pavani et al. (2018). These data exemplify that losses in carbon induced by deforestation and fires might be underestimated, as also evidenced in a fieldwork study in the Atlantic rainforest by Souza et al. (2022), being urgent to quantify them to have the real impacts of disturbances and land use and land cover on carbon storage.

The old-growth ODF had higher carbon losses, both due to its high carbon biomass and the largest burned area among the forest formations, highlighting the importance of disturbances that affect biodiversity and biomass of old native forests (DE LIMA et al., 2020; ROSA et al., 2021). Although pasture areas have lower carbon biomass and loose less carbon induced by fire, the high numbers of burned fragments, as well as the extension of the areas, in addition to the high percentage of carbon loss (90.4%) deserve attention, since surround forest fragments (GUEDES et al., 2020). Additionally, carbon losses in old-growth forests were similar among different forest types, despite seasonal, dense and mixed ombrophilous forests have different compositions, biomass and ecological processes (IBGE, 2012). Old growth forests lost more carbon than secondary forest, which might be associated to its succession status, adding importance to its conservation values.

As expected, the differences between the average carbon loss per hectare compared to the LULC classes indicated significant differences between the lowest and highest AGCB classes. As can be seen in the supplementary material (S2), although the AGCB forest found in several field studies has similar values, the minimum and maximum values used in Eq. 4 and Eq. 5 are different in all LULC

classes. In the same sense, the normalized NBR, applied in the equations, was obtained by the median of the month and the LULC, therefore generating different values.

Considering the annual variations in total carbon loss per area and per hectare, 2020 stands out for 25% of its areas losing carbon at values below -200 Mg C and 2014 for reaching the highest losses per hectare. In correlation analysis of LULC classes with drought severity, measured by the annual IIS, there was no significant correlation. In the same sense, IIS values that indicated that drought years had also more burnings and greater carbon loss, were valid only for 2003 and 2014, which together with 2001 and 2016 constituted severe drought. On the contrary, 2017 with few fires and few losses of carbon was a year of extreme drought, according to data from Cunha et al. (2019). Although drought events increase the flammability of vegetation (ALENCAR et al. 2006; MARENGO et al., 2021) promoting a higher incidence of fires, they can decrease vegetation biomass (YAO et al., 2023). In the same study region, high occurrences of fire events and burning areas were more explained by drought in dry and wet seasons than by temperature, making a complex dynamic between fire events, burned area, the environment, and climatic variables (OLIVEIRA et al., 2023). Also, in years of extreme drought there would be little loss of carbon per hectare induced by fire, considering that there have already been losses induced by drought.

Likewise, although carbon losses occurred mainly between July to December and there were variations between the months, averages between them do not present significant differences. In June, in the beginning of the dry season there is more fuel to burn and in December, with the return of rain, biomass develops again

and makes fuel more available. Evaluating carbon stocks loss per hectare, the data suggest that seasonality does not interfere on it. However, observing total loss, is possible to state that the reduction in carbon stocks follows the fire seasons, which is worrying given the increasing in length of fire weather (IPCC, 2023; JOLLY et al., 2015).

Analyzing conversion of LULC classes, we observed small conversions in relation to fires, mostly secondary ODF that became mosaic of uses and some became pastures, meaning that degraded and burned forests are going back to its succession process, becoming denser dirty pastures, and when burnt become open pastures. On the other side, open pastures becoming mosaics have high potential for natural regeneration (GASTAUER et al., 2021). In this sense, as areas converted to deforestation after 3 years of fire, convert to mosaic and eucalyptus in 2022, we assume the same value for these two classes. The methodology that evaluated the pre-post fire loss and the loss due to conversion of the LULC class were different and for this reason the values were much higher in the first. When evaluating the loss in the interval before and after the fire, with the Landsat interval to calculate the NBR, we can estimate more accurately how much carbon was lost, trying to consider only the fire, even knowing about the rapid regeneration of the pasture class and high altitude grasslands and disregarding the carbon released by decomposition, as attempted Alencar et al. (2006). Otherwise, evaluating the conversion in up to 3 years, we can consider losses and gains and suggest the influence of fire.

In rural sites, fires are used to renew pasture and agriculture sites (BRUNEL et al., 2021) and to clean trash and these fires may go uncontrolled to near forests. However, tropical forests can be highly damaged by fire-induced disturbances

(BRANDO et al., 2014; CARVALHO et al., 2022; KELLY et al., 2020; LOISELLE et al., 2020; PÜTZ et al., 2011; ROBINNE et al., 2020; SANSEVERO et al., 2020). Native grasslands as HAG, for example, is a phytophysiology more prone to fire, in which even prescribed burning is discussed for its management (AXIMOFF et al., 2016; MOTTA et al., 2016). Therefore, apart from SSF secondary, all other forests, including the eucalyptus planted forest, had a portion of their areas converted to other classes with lower carbon stocks.

5. Conclusion

As we expect, forests have greater fire-induced carbon loss than pastures and grasslands, a function of carbon storage capacity. Hence the need for care and protection of the remaining forest fragments. Slope and drought severity did not correlate with carbon loss, contrary to what we expected. However, burn severity confirmed our hypothesis. Given little literature, our work contributes to filling a gap regarding fire and carbon stock in Atlantic Forest, but there are still other issues that need to be addressed. Fieldwork in burned areas in the Atlantic Forest quantifying biomass or possible correlation variables would be important for better data validation. In the Atlantic forest, fire is prohibited (Lei da Mata Atlântica, Law nº 11.428/2006 - BRASIL, 2006), but it still happens and threatens ecosystem services. Our study, carried out in a small portion of this biome, in a protected area, has shown a high potential for carbon loss induced by fire, indicating a danger for the whole Atlantic Forest conservation and to international agreements of carbon emission reductions.

References

ADDISON, P.; OOMMEN, T. Post-fire debris flow modeling analyses: case study of the post-Thomas Fire event in California. **Natural Hazards**, v. 100, n. 1, p. 329–343, 2020.

AGEVAP. Relatório de Situação: Bacia do Rio Paraíba do Sul 2018. p. 163, 2018.

ALENCAR, A. A. C. et al. Long-Term Landsat-Based Monthly Burned Area Dataset for the Brazilian Biomes Using Deep Learning. **Remote Sensing**, v. 14, n. 11, 2022.

ALENCAR, A.; NEPSTAD, D.; DEL CARMEN VERA DIAZ, M. Forest understory fire in the Brazilian Amazon in ENSO and non-ENSO years: Area burned and committed carbon emissions. **Earth Interactions**, v. 10, n. 6, p. 1–17, 2006.

ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil.

Meteorologische Zeitschrift, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2014.

ANDERSON, L. O. et al. Disentangling the contribution of multiple land covers to fire-mediated carbon emissions in Amazonia during the 2010 drought. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 29, n. 3, p. 288–306, 2015.

ANDERSON, L. O.; CUNNINGHAM, C. A. Modelo conceitual de sistema de alerta e de gestão de riscos e desastres associados a incêndios florestais e desafios para políticas públicas no Brasil. **Territorium**, v. 26(1), n. April, p. 43–61, 2019.

ASF DAAC. **ALOS**

PALSAR_RADIOMETRIC_TERRAIN_CORRECTED_HIGH_RES.

AXIMOFF, I.; NUNES-FREITAS, A. F.; BRAGA, J. M. A. Regeneração natural pós-

fogo nos campos de altitude no parque nacional do Itatiaia, sudeste do Brasil.

Oecologia Australis, v. 20, n. 2, p. 62–80, 2016.

BAIÃO, C. F. DE P. et al. The relationship between forest fire and deforestation in the southeast Atlantic rainforest. **PLOS ONE**, p. 1–13, 2023.

BARBOSA, R. I.; FEARNSIDE, P. M. Incêndios na Amazônia Brasileira: estimativa da emissão de gases do efeito estufa pela queima de diferentes ecossistemas de Roraima na passagem do evento “El Nino” (1997/98). **Acta Amazonica**, v. 29, n. 4, p. 513–534, 1999.

BARLOW, J. et al. Large tree mortality and the decline of forest biomass following Amazonian wildfires. **Ecology Letters**, v. 6, n. 1, p. 6–8, 2003.

BIELUCZYK, W. et al. Linking above and belowground carbon sequestration, soil organic matter properties, and soil health in Brazilian Atlantic Forest restoration. **Journal of Environmental Management**, v. 344, n. July, 2023.

BOYD, J.; BANZHAF, S. What Are Ecosystem Services? The Need for Standardized Environmental Accounting Units. **Resources for the future**, n. January, 2006.

BRANDO, P. M. et al. Abrupt increases in Amazonian tree mortality due to drought-fire interactions. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 111, n. 17, p. 6347–6352, 2014.

BRASIL. **Lei Nº 9.985, DE 18 DE JULHO DE 2000. Regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências**, 2000.

Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9985.htm>

BRASIL. **Lei Nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006. Dispõe sobre a utilização e**

proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras

providências.DOU, 2006. Disponível em:

<http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2006/lei/l11428.htm>

BRASIL. THIRD NATIONAL COMMUNICATION OF BRAZIL TO THE UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE. [s.l: s.n.].

BRUNEL, M. et al. When do Farmers Burn Pasture in Brazil: A Model-Based Approach to Determine Burning Date. **Rangeland Ecology and Management**, v. 79, p. 110–125, 2021.

CAMPANHARO, W. A. et al. Translating fire impacts in Southwestern Amazonia into economic costs. **Remote Sensing**, v. 11, n. 7, 2019.

CARDINALE, B. J. et al. Citation for the published paper : Publishing Group . Epsilon Open Archive <http://epsilon.slu.se> Biodiversity loss and its impact on humanity. p. 59–67, 2012.

CARVALHO, L. Z. G. et al. Fire effects on Atlantic Forest sites from a composition, structure and functional perspective. **Brazilian Journal of Biology**, v. 82, 2022.

CEMADEN, C. DE M. E A. DE D. N. **Boletim monitoramento de secas e impactos no brasil.** [s.l: s.n.].

CHAFER, C. J. A comparison of fire severity measures: An Australian example and implications for predicting major areas of soil erosion. **Catena**, v. 74, n. 3, p. 235–245, 2008.

COCHRANE, M. A.; LAURANCE, W. F. Fire as a large-scale edge effect in Amazonian forests. **Journal of Tropical Ecology**, v. 18, n. 3, p. 311–325, 2002.

- CUNHA, A. P. M. A. et al. Extreme Drought Events over Brazil from 2011 to 2019. **Atmosphere**, v. 10, n. 642, p. 1–20, 2019.
- DA SILVA JUNIOR, C. A. et al. Persistent fire foci in all biomes undermine the Paris Agreement in Brazil. **Scientific Reports**, v. 10, n. 1, p. 1–14, 2020.
- DE LIMA, R. A. F. et al. The erosion of biodiversity and biomass in the Atlantic Forest biodiversity hotspot. **Nature Communications**, v. 11, n. 1, p. 1–16, 2020.
- DEAN, W. **A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira**. [s.l.: s.n.].
- DEVIDE, A. C. P. et al. História Ambiental do Vale do Paraíba do Sul, Brasil. **Revista Biociências**, v. 20, n. 1, p. 12–29, 2014.
- DIAZ, J. M. Economic Impacts of Wildfire. **Shouthern Fire Exchange**, p. 4, 2012.
- DITT, E. H. et al. Forest conversion and provision of ecosystem services in the Brazilian Atlantic Forest. **Land Degradation and Development**, v. 21, n. 6, p. 591–603, 2010.
- DO AMARAL CUNHA, A. P. M. et al. The challenges of consolidation of a drought-related disaster risk warning system to Brazil. **Sustentabilidade em Debate**, v. 10, n. 1, p. 43–59, 2019.
- EFTHIMIOU, N.; PSOMIADIS, E.; PANAGOS, P. Fire severity and soil erosion susceptibility mapping using multi-temporal Earth Observation data: The case of Mati fatal wildfire in Eastern Attica, Greece. **Catena**, v. 187, n. October 2019, p. 104320, 2020.
- ESCUIN, S.; NAVARRO, R.; FERNÁNDEZ, P. Fire severity assessment by using

NBR (Normalized Burn Ratio) and NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) derived from LANDSAT TM/ETM images. **International Journal of Remote Sensing**, v. 29, n. 4, p. 1053–1073, 2008.

FERNÁNDEZ-RAGA, M. et al. Comparative Analysis of Splash Erosion Devices for Rainfall Simulation Experiments : A Laboratory Study. **Water**, v. 11, n. 1228, p. 1–21, 2019.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica: período 2019/2020, relatório técnico**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <https://www.sosma.org.br/wp-content/uploads/2021/05/SOSMA_Atlas-da-Mata-Atlantica_2019-2020.pdf>.

GARRASTAZÚ, M. C. et al. Carbon sequestration and riparian zones: Assessing the impacts of changing regulatory practices in Southern Brazil. **Land Use Policy**, v. 42, p. 329–339, 2015.

GASTAUER, M. et al. Balancing natural forest regrowth and tree planting to comply socially fairer with environmental policies. **Journal of Applied Ecology**, p. 0–2, 2021.

GUEDES, B. J. et al. Vulnerability of small forest patches to fire in the Paraíba do Sul River Valley, southeast Brazil: Implications for restoration of the Atlantic Forest biome. **Forest Ecology and Management**, v. 465, p. 118095, 2020.

HAINES-YOUNG, R.; POTSCHIN, M. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5. 1. Guidance on the Application of the Revised Structure. **Fabis Consulting**, n. January, p. 53, 2018.

HARDESTY, J.; MYERS, R.; FULKS, W. Fire, ecosystems and people: a preliminary assessment of fire as a global conservation issue. **Fire Management**, v. 22, n. 4, p. 78–87, 2005.

IBGE. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. [s.l: s.n.]. v. 55

INPE. **Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - Portal do Monitoramento de Queimadas e Incêndios**. Disponível em: <<http://www.inpe.br/queimadas/>>.

IPBES. **The IPBES regional assessment report on Biodiversity and Ecosystem Services for the Americas Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services**. [s.l: s.n.].

IPCC. **Summary for Policymakers Climate Change 2014. Impacts, Adaptation, and Vulnerability**. [s.l: s.n.].

IPCC. Aquecimento Global de 1,5°C: Sumário para Formuladores de Políticas. **Ipcc**, p. 28, 2019.

IPCC. **Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/PDF/?uri=CELEX:32016R0679&from=PT%0Ahttp://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:52012PC0011:pt:NOT%0Ahttp://www.ipcc.ch/report/ar6/syr/>>.

JENSEN, J. R. **Sensoriamento remoto do ambiente**: [s.l: s.n.].

JESUS, J. B. DE et al. Análise da incidência temporal, espacial e de tendência de fogo nos biomas e unidades de conservação do Brasil. **Ciência Florestal**, v. 30, n. 1, p. 176, 2020.

JOLLY, W. M. et al. Climate-induced variations in global wildfire danger from 1979 to 2013. **Nature Communications**, v. 6, n. 1, p. 1–11, 14 nov. 2015.

KELLY, L. T. et al. Fire and biodiversity in the Anthropocene. **Science**, v. 370, n. 6519, p. 1–10, 2020.

KEY, C.; BENSON, N. Landscape assessment: Ground measure of severity; The Composite Burn Index, and remote sensing of severity, the Normalized Burn Index. In FIREMON: Fire Effects Monitoring and Inventory System; Lutes, D., Keane, R., Caratti, J., Key, C., Benson, N., Suther. **FIREMON fire eff. Monit. Invent. Syst.**, v. (General t, p. LA1–LA55, 2006.

LARSEN, F. W.; TURNER, W. R.; BROOKS, T. M. Conserving Critical Sites for Biodiversity Provides Disproportionate Benefits to People. **Priority Sites and Ecosystem Services**, v. 7, n. 5, 2012.

LEITE, C. C. S. DE S. et al. **Utilização dos índices espectrais NBR e NDVI na caracterização de incêndios no PARNA Chapada Diamantina (Bahia): Estudo de caso dos Gerais do Machobongo**. Anais do XVIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR - INPE SANTOS - SP, BRASIL.

Anais...2017Disponível em:

<<https://www.infodesign.org.br/infodesign/article/view/355%0Ahttp://www.abergo.org.br/revista/index.php/ae/article/view/731%0Ahttp://www.abergo.org.br/revista/index.php/ae/article/view/269%0Ahttp://www.abergo.org.br/revista/index.php/ae/article/view/106>>

LEMOS, C. M. G. et al. Multicriteria optimization to develop cost-effective pes-
schemes to restore multiple environmental benefits in the Brazilian Atlantic forest.

Ecosystem Services, v. 60, n. April, p. 101515, 2023.

LOISELLE, D. et al. Projecting impacts of wildfire and climate change on streamflow, sediment, and organic carbon yields in a forested watershed. **Journal of Hydrology**, v. 590, p. 125403, 2020.

MACE, G. M.; NORRIS, K.; FITTER, A. H. Biodiversity and ecosystem services: A multilayered relationship. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 27, n. 1, p. 19–26, 2012.

MAPBIOMAS PROJECT. **Collection 8 of the Annual Land Use Land Cover Maps of Brazil**, accessed on 15 sep 2023 through the link:

<https://brasil.mapbiomas.org/>, 2023.

MARENGO, J. A. et al. Extreme Drought in the Brazilian Pantanal in 2019 – 2020 : Characterization, Causes, and Impacts. **Frontiers in Water**, v. 3, n. February, 2021.

MEA. **Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis** Island Press, Washington, DC. [s.l: s.n.].

METZKER, T. et al. Forest dynamics and carbon stocks in Rio Doce State Park - An Atlantic rainforest hotspot. **Current Science**, v. 100, n. 12, p. 1855–1862, 2011.

MOTTA, M. S. et al. **Intensidade do fogo em uma queima prescrita no Parque Nacional do Itatiaia**. 7ª Conferência Internacional sobre Incêndios Florestais. **Anais...2016**

MUNANG, R. et al. The role of ecosystem services in climate change adaptation and disaster risk reduction. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 5, n. 1, p. 47–52, 2013.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 2, p. 853–858, 2000.

NATURAL CAPITAL PROJECT. **InVEST 3.12.1**. **Stanford University, University of Minnesota, Chinese Academy of Sciences, The Nature Conservancy, World Wildlife Fund, Stockholm Resilience Centre and the Royal Swedish Academy of Sciences**, 2023.

O'BRIEN, K. et al. **Disaster Risk Reduction , Climate Change Adaptation and Human Security Norwegian Ministry of Foreign Affairs Disaster Risk Reduction , Climate Change Adaptation and Human Security**. [s.l: s.n.].

OLIVEIRA, J. G. DE et al. The influence of climate parameters on fires in the Paraíba do Sul River valley, southeast Brazil. **Revista Ambiente e Agua**, v. 18, n. e2923, p. 1–14, 2023.

OLIVER, T. H. et al. Biodiversity and resilience of ecosystem functions. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 30, n. 11, p. 673–684, 2015.

PAVANI, B. F. et al. Estimating and valuing the carbon release in scenarios of land-use and climate changes in a Brazilian coastal area. **Journal of Environmental Management**, v. 226, n. August, p. 416–427, 2018.

PESSÔA, A. C. M. et al. Intercomparison of burned area products and its implication for carbon emission estimations in the amazon. **Remote Sensing**, v. 12, n. 23, p. 1–24, 2020.

PIVELLO, V. R. et al. Understanding Brazil's catastrophic fires: Causes, consequences and policy needed to prevent future tragedies. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 19, n. 3, p. 233–255, 2021.

PÜTZ, S. et al. Fragmentation drives tropical forest fragments to early successional states: A modelling study for Brazilian Atlantic forests. **Ecological Modelling**, v. 222, n. 12, p. 1986–1997, 2011.

PYLES, M. V. et al. Human impacts as the main driver of tropical forest carbon. **Science Advances**, v. 8, n. 24, 2022.

ROBINNE, F. N. et al. Wildfire impacts on hydrologic ecosystem services in North American high-latitude forests: A scoping review. **Journal of Hydrology**, v. 581, n. November 2019, p. 124360, 2020.

ROSA, M. R. et al. Hidden destruction of older forests threatens Brazil's Atlantic Forest and challenges restoration programs. **Science Advances**, v. 7, n. 4, p. 1–9, 2021.

ROSAN, T. .; ALCÂNTARA, E. Detecção de áreas queimadas e severidade a partir do índice espectral ΔNBR . **XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, p. 526–533, 2015.

ROSSI, M. Mapa Pedológico do Estado de São Paulo: Revisado e Ampliado. **São Paulo: Instituto Florestal**, v. 1, p. 118p, 2017.

SANSEVERO, J. B. B. et al. Fire drives abandoned pastures to a savanna-like state in the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 18, n. 1, p. 31–36, 2020.

SÃO PAULO, I. F. **Inventário Florestal do Estado de São Paulo. 2020.**

Mapeamento da Cobertura Vegetal Nativa. [s.l: s.n.].

SÃO PAULO, S. DE INFRAESTRUTURA E MEIO AMBIENTE; FUNDAÇÃO FLORESTAL. **Áreas Prioritárias para Restauração e Conservação na bacia do Rio**

Paraíba do Sul m. . 2018, p. 922498.

SAPUCCI, G. R. et al. Analyzing Spatio-temporal Land Cover Dynamics in an Atlantic Forest Portion Using Unsupervised Change Detection Techniques.

Environmental Modeling and Assessment, v. 26, n. 4, p. 581–590, 2021.

SHAKESBY, R. A.; DOERR, S. H. Wildfire as a hydrological and geomorphological agent. **Earth-Science Reviews**, v. 74, n. 3–4, p. 269–307, 2006.

SHIMAMOTO, C. Y.; BOTOSSO, P. C.; MARQUES, M. C. M. How much carbon is sequestered during the restoration of tropical forests ? Estimates from tree species in the Brazilian Atlantic forest. **Forest Ecology and Management**, v. 329, p. 1–9, 2014.

SILVA, R. F. B. DA et al. Land Changes Fostering Atlantic Forest Transition in Brazil: Evidence from the Paraíba Valley. **Professional Geographer**, v. 69, n. 1, p. 80–93, 2016.

SOUZA, C. M. J. et al. Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. **Remote Sensing**, v. 12, n. July, p. 2735, 2020.

SOUZA, C. R. et al. Tropical forests in ecotonal regions as a carbon source linked to anthropogenic fires: A 15-year study case in Atlantic forest – Cerrado transition zone. **Forest Ecology and Management**, v. 519, n. June, p. 120326, 2022.

SOUZA, T. C. DE O. et al. Spectral trend of vegetation with rainfall in events of El Niño-Southern Oscillation for Atlantic Forest biome, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 190, n. 11, p. 1–14, 2018.

VASCONCELOS, S. S. DE et al. Forest fires in southwestern Brazilian Amazonia : Estimates of area and potential carbon emissions. **Forest Ecology and**

Management, v. 291, p. 199–208, 2013.

VERAVERBEKEA, S. et al. A time-integrated MODIS burn severity assessment: the multitemporal differenced Normalized Burn Ratio (dNBRMT). **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 13, n. 1, p. 1–20, 2011.

VIRTANEN, P. et al. SciPy 1.0: Fundamental Algorithms for Scientific Computing in Python. **Nature Methods**, **17(3)**, 261-272., v. 17, n. 3, p. 261–272, 2020.

YAO, Y. et al. How drought events during the last century have impacted biomass carbon in Amazonian rainforests. **Global Change Biology**, v. 29, n. 3, p. 747–762, 2023.

Supplementary Material: Fire impact on ecosystem service in Atlantic Forest: An analysis of carbon loss in different classes

Cheila Flávia de Praga Baião, Klécia Gili Massi, Wilson Cabral de Sousa Junior

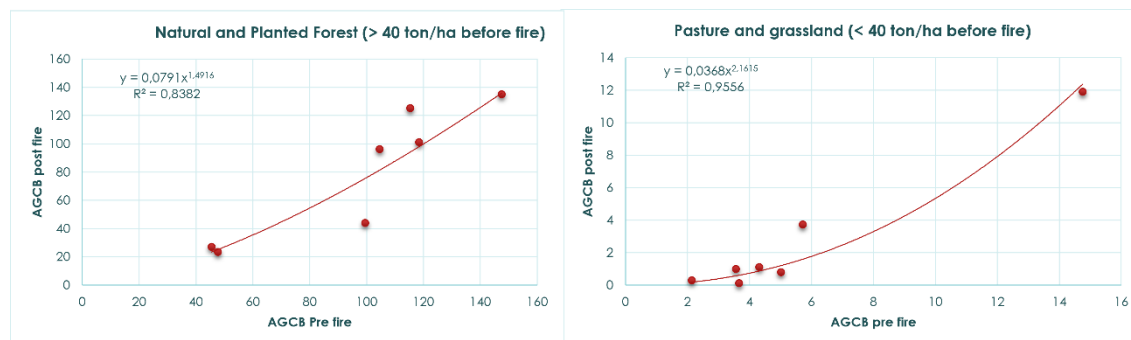
1. Estimating aboveground carbon biomass after fire

S1 – Aboveground biomass (AGB) pre and post fire of field studies with up to one year of burning and Aboveground Carbon biomass (AGCB = 0.5*AGB).

LULC	AGB pre fire	AGB post fire	References	AGCB pre	AGCB post
Campo limpo	4,28	0,58	(SOUZA, 2017)	2,14	0,29
Campo limpo	7,13	2,00	(KAUFFMAN et al., 1994)	3,56	1,00
Campo sujo	7,32	0,24	(KAUFFMAN et al., 1994)	3,66	0,12
Cerrado	8,63	2,23	(KAUFFMAN et al., 1994)	4,31	1,11
Cerrado Senu strictu	10,03	1,60	(KAUFFMAN et al., 1994)	5,02	0,80
Campo Cerrado	11,43	7,48	(SOUZA, 2017)	5,72	3,74
Pasture	29,50	23,80	(GUILD et al., 1998)	14,75	11,90
Terra Firme Forest	91,00	54,00	(BARLOW et al., 2003)	45,50	27,00
Terra Firme Forest	95,40	46,80	(BARLOW et al., 2003)	47,70	23,40
Open forest	199,00	88,00	(ALENCAR et al., 2005)	99,50	44,00
Open forest	209,20	192,20	(SILVA et al., 2018)	104,60	96,10
Dense forest	230,70	250,20	(SILVA et al., 2018)	115,35	125,10
Dense forest	237,00	202,30	(BARBOSA; FEARNESIDE, 1999)	118,50	101,15
Tropical moist evergreen forest	295	270	(COCHRANE; SCHULZE, 1999)	147,5	135

Fonte: Adapt from Pessôa et al. (2020) and Anderson et al. (2015)

S2 – Linear regression of low (<40) and high (>40) Aboveground Carbon biomass (AGCB) pre fire and post fire for high and low.



S3 – Studies of AGCB in Atlantic Forest and correlated areas in Cerrado with conversion of AGCB after fire.

LULC	AGCB	Local	References	Not burned			AGCB	Burned			
				Average	Min	Max		Range	Average	Min	Max
Pasture	1,98	PR	(SANTOS et al., 2003)				0,16				
	2,09	SP	(ZANINI et al., 2021)	2,02	1,98	2,09	0,18	0,17	0,16	0,18	0,02
	2,00	SP	(BIELUCZYK et al., 2023)				0,16				
Altitude fields	2,14	MG	(SOUZA, 2017)				0,19				
	3,56	DF	(KAUFFMAN et al., 1994)	4,77	2,14	8,60	0,57	1,54	0,19	3,85	3,66
	8,60	MG	(DA COSTA et al., 2021)				3,85				
Eucalyptus	6,70	SP	(FEREZ et al., 2015)				1,26				
	18,40	SP	(FEREZ et al., 2015)				5,71				
	25,44	SP	(SANTANA et al., 2008)				9,25				
	50,19	SP	(SANTANA et al., 2008)	47,01	6,70	97,57	25,49	26,59	1,26	68,72	67,45
	64,15	MG	(GATTO et al., 2010)				36,76				
	66,65	SP	(SANTANA et al., 2008)				38,93				
Semideciduous Forest (SSF)	97,57	SP	(SANTANA et al., 2008)				68,72				
	27,39	SP	(ZANINI et al., 2021)				10,33				
	44,09	MG	(TORRES et al., 2013)				21,02				
	54,60	SP	(BIELUCZYK et al., 2023)				28,91				
	83,83	MG	(AMARO et al., 2013)	78,17	27,39	148,70	54,80	41,01	10,33	74,39	64,06
	85,70	MG	(METZKER et al., 2011)				56,63				
Ombrophilous dense forest (ODF)	102,90	MG	(SCOLFORO et al., 2015)				74,39				
	148,70	SP	(FEREZ et al., 2015)				128,84				
	67,19	RJ	(CUNHA; GAMA-RODRIGUES, 2009)				39,39				
	83,15	SP	(MARCHIORI et al., 2016)				54,14				
	85,00	SP	(SOUZA et al., 2023)				55,94				
	94,28	SP	(VIEIRA et al., 2011)	94,92	67,19	136,68	65,29	73,66	39,39	113,62	74,22
Mixed Ombrophilous Forest (ODF)	113,21	SP	(VIEIRA et al., 2011)				85,78				
	126,72	SP	(VIEIRA et al., 2011)				101,49				
	136,68	RJ	(AZEVEDO et al., 2018)				113,62				
	90,64	PR	(WATZLAWICK et al., 2012)				61,57				
	108,30	PR	(ANDRADE et al., 2013)	108,03	90,64	125,15	80,29	80,49	61,57	99,62	38,05
	125,15	RS	(ROSENFELD; SOUZA, 2014)				99,62				

2. Estimating aboveground carbon biomass considering year and month of fire occurrence

S4 – AGCB pre and post fire weighted by NBR and NDVI per LULC, year and month of occurrence fire.

YEAR	Month	LULC	AGCB Unburned field			AGCB burned field			SPECTRAL INDEX NORMALIZED				AGCB weighted			
			Average pre	MIN pre	RANGE pre	Average post	MIN post	RANGE post	NBR_PRE_N	NBR_POST_N	NDVI_PRE_N	NDVI_POST_N	C_ABOVE_NBR PRE	C_ABOVE_NBR POST	C_ABOVE_NDVI PRE	C_ABOVE_NDVI POST
2000	1	HAG	4,767	2,140	6,460	1,540	0,190	3,662	0,571	0,265	0,616	0,566	5,830	1,159	6,120	2,264
2000	9	HAG	4,767	2,140	6,460	1,540	0,190	3,662	0,822	0,223	0,616	0,566	7,453	1,006	6,120	2,264
2000	1	ODF OLD GROWTH	103,846	67,180	69,494	73,660	39,390	74,225	0,658	0,593	0,868	0,800	112,927	83,403	127,523	98,770
2000	5	ODF OLD GROWTH	103,846	67,180	69,494	73,660	39,390	74,225	0,541	0,213	0,539	0,583	104,779	55,180	104,646	82,634
2000	7	ODF OLD GROWTH	103,846	67,180	69,494	73,660	39,390	74,225	0,685	0,198	0,834	0,553	114,790	54,061	125,106	80,467
2000	8	ODF OLD GROWTH	103,846	67,180	69,494	73,660	39,390	74,225	0,414	0,338	0,630	0,565	95,932	64,442	110,991	81,343
2000	9	ODF OLD GROWTH	103,846	67,180	69,494	73,660	39,390	74,225	0,380	0,293	0,512	0,598	93,604	61,148	102,747	83,741
2000	12	ODF OLD GROWTH	103,846	67,180	69,494	73,660	39,390	74,225	0,328	0,219	0,586	0,602	89,995	55,677	107,927	84,109
2000	9	OMF OLD GROWTH	108,300	90,640	34,510	80,490	61,570	38,052	0,345	0,218	0,760	0,562	102,548	69,856	116,876	82,959
2000	7	OMF SECONDARY	108,300	90,640	34,510	80,490	61,570	38,052	0,816	0,139	0,760	0,562	118,791	66,860	116,876	82,959
2000	1	PASTURE	2,023	1,980	27,520	0,170	0,195	10,210	0,258	0,164	0,631	0,573	9,079	1,871	19,347	6,042
2000	2	PASTURE	2,023	1,980	27,520	0,170	0,195	10,210	0,578	0,090	0,807	0,573	17,884	1,119	24,201	6,042
2000	6	PASTURE	2,023	1,980	27,520	0,170	0,195	10,210	0,491	0,123	0,773	0,545	15,486	1,452	23,244	5,763
2000	7	PASTURE	2,023	1,980	27,520	0,170	0,195	10,210	0,424	0,058	0,722	0,566	13,643	0,785	21,859	5,979
2000	8	PASTURE	2,023	1,980	27,520	0,170	0,195	10,210	0,345	0,169	0,660	0,552	11,476	1,922	20,133	5,827
2000	9	PASTURE	2,023	1,980	27,520	0,170	0,195	10,210	0,355	0,167	0,596	0,580	11,753	1,897	18,372	6,118
2000	6	SSF - SECONDARY	78,000	27,388	121,310	41,010	10,330	64,064	0,318	0,003	0,609	0,544	65,996	10,545	101,229	45,187
2000	7	SSF - SECONDARY	78,000	27,388	121,310	41,010	10,330	64,064	0,099	0,025	0,609	0,544	39,377	11,940	101,229	45,187

YEAR	Month	LULC	AGCB Unburned field			AGCB burned field			SPECTRAL INDEX NORMALIZED				AGCB weighted			
			Average pre	MIN pre	RANGE pre	Average post	MIN post	RANGE post	NBR_PRE_N	NBR_POST_N	NDVI_PRE_N	NDVI_POST_N	C_ABOVE_NBR PRE	C_ABOVE_NBR POST	C_ABOVE_NDVI PRE	C_ABOVE_NDVI POST
2001	7	PASTURE	2,023	1,980	27,520	0,170	0,195	10,210	0,382	0,181	0,615	0,543	12,490	2,042	18,902	5,738
2001	8	PASTURE	2,023	1,980	27,520	0,170	0,195	10,210	0,354	0,157	0,684	0,529	11,730	1,803	20,817	5,592
2001	9	PASTURE	2,023	1,980	27,520	0,170	0,195	10,210	0,476	0,116	0,728	0,553	15,072	1,375	22,013	5,846
2001	10	PASTURE	2,023	1,980	27,520	0,170	0,195	10,210	0,437	0,092	0,724	0,579	14,011	1,136	21,911	6,106
2001	3	SSF - SECONDARY	78,000	27,388	121,310	41,010	10,330	64,064	0,642	0,270	0,819	0,570	105,213	27,607	126,696	46,859
2002	8	ODF OLD GROWTH	103,846	67,180	69,494	73,660	39,390	74,225	0,610	0,149	0,769	0,539	109,552	50,455	120,617	79,407
2002	10	ODF OLD GROWTH	103,846	67,180	69,494	73,660	39,390	74,225	0,444	0,152	0,045	0,588	98,027	50,704	70,288	83,003
2002	11	ODF OLD GROWTH	103,846	67,180	69,494	73,660	39,390	74,225	0,980	0,236	1,000	0,448	135,277	56,921	136,674	72,676
2002	8	ODF SECONDARY	103,846	67,180	69,494	73,660	39,390	74,225	0,650	0,152	0,664	0,553	112,345	50,704	113,322	80,467
2002	10	ODF SECONDARY	103,846	67,180	69,494	73,660	39,390	74,225	0,456	0,246	0,664	0,553	98,842	57,666	113,322	80,467
2002	7	PASTURE	2,023	1,980	0,108	0,170	0,160	0,020	0,506	0,171	0,720	0,553	2,035	0,163	2,058	0,171
2002	8	PASTURE	2,023	1,980	0,108	0,170	0,160	0,020	0,575	0,201	0,724	0,549	2,042	0,164	2,058	0,171
2002	10	PASTURE	2,023	1,980	0,108	0,170	0,160	0,020	0,508	0,206	0,096	0,575	2,035	0,164	1,990	0,171
2003	10	HAG	4,767	2,140	6,460	1,540	0,190	3,662	0,283	0,188	0,520	0,530	3,969	0,877	5,502	2,133
2003	10	ODF OLD GROWTH	103,846	67,180	69,494	73,660	39,390	74,225	0,476	0,260	0,684	0,559	100,239	58,661	114,747	80,882
2003	10	ODF SECONDARY	103,846	67,180	69,494	73,660	39,390	74,225	0,472	0,195	0,678	0,547	99,948	53,874	114,315	80,006
2003	8	PASTURE	2,023	1,980	0,108	0,170	0,160	0,020	0,363	0,082	0,630	0,523	2,019	0,162	2,048	0,170
2003	9	PASTURE	2,023	1,980	0,108	0,170	0,160	0,020	0,474	0,069	0,491	0,528	2,031	0,161	2,033	0,170

YEAR	Month	LULC	AGCB Unburned field			AGCB burned field			SPECTRAL INDEX NORMALIZED				AGCB weighted			
			Average pre	MIN pre	RANGE pre	Average post	MIN post	RANGE post	NBR_PRE_N	NBR_POST_N	NDVI_PRE_N	NDVI_POST_N	C_ABOVE_NBR PRE	C_ABOVE_NBR POST	C_ABOVE_NDVI PRE	C_ABOVE_NDVI POST
2003	10	PASTURE	2,023	1,980	0,108	0,170	0,160	0,020	0,399	0,122	0,616	0,539	2,023	0,162	2,046	0,171
2004	9	ODF OLD GROWTH	103,846	67,180	69,494	73,660	39,390	74,225	0,330	0,169	0,513	0,554	90,112	51,947	102,833	80,513
2004	7	PASTURE	2,023	1,980	0,108	0,170	0,160	0,020	0,580	0,238	0,843	0,566	2,043	0,165	2,071	0,171
2004	8	PASTURE	2,023	1,980	0,108	0,170	0,160	0,020	0,529	0,366	0,784	0,567	2,037	0,167	2,065	0,171
2004	9	PASTURE	2,023	1,980	0,108	0,170	0,160	0,020	0,430	0,186	0,497	0,557	2,026	0,164	2,034	0,171
2004	12	PASTURE	2,023	1,980	0,108	0,170	0,160	0,020	0,626	0,129	0,128	0,575	2,048	0,163	1,994	0,171
2005	2	HAG	4,767	2,140	6,460	1,540	0,190	3,662	0,662	0,241	0,763	0,568	6,414	1,073	7,067	2,271
2005	11	HAG	4,767	2,140	6,460	1,540	0,190	3,662	0,369	0,218	0,763	0,568	4,521	0,987	7,067	2,271
2005	8	PASTURE	2,023	1,980	0,108	0,170	0,160	0,020	0,357	0,200	0,607	0,228	2,019	0,164	2,046	0,164
2006	9	ODF OLD GROWTH	103,846	67,180	69,494	73,660	39,390	74,225	0,278	0,260	0,581	0,581	86,503	58,661	107,581	82,542
2006	10	ODF SECONDARY	103,846	67,180	69,494	73,660	39,390	74,225	0,675	0,194	0,558	0,583	114,091	53,812	105,941	82,680
2006	10	PASTURE	2,023	1,980	0,108	0,170	0,160	0,020	0,680	0,030	0,552	0,566	2,053	0,161	2,040	0,171
2007	8	ODF OLD GROWTH	103,846	67,180	69,494	73,660	39,390	74,225	0,554	0,314	0,472	0,584	105,652	62,702	99,985	82,772
2007	9	ODF OLD GROWTH	103,846	67,180	69,494	73,660	39,390	74,225	0,616	0,248	0,805	0,557	110,017	57,791	123,121	80,698
2007	4	ODF SECONDARY	103,846	67,180	69,494	73,660	39,390	74,225	0,655	0,159	0,773	0,565	112,694	51,201	120,876	81,343
2007	9	ODF SECONDARY	103,846	67,180	69,494	73,660	39,390	74,225	0,744	0,138	0,773	0,565	118,864	49,647	120,876	81,343
2007	9	OMF OLD GROWTH	108,300	90,640	34,510	80,490	61,570	38,052	0,573	0,213	0,771	0,548	110,410	69,665	117,262	82,416
2007	5	PASTURE	2,023	1,980	0,108	0,170	0,160	0,020	0,606	0,189	0,832	0,547	2,045	0,164	2,070	0,171
YEAR	Month	LULC	AGCB Unburned field			AGCB burned field			SPECTRAL INDEX NORMALIZED				AGCB weighted			

			Average pre	MIN pre	RANGE pre	Average post	MIN post	RANGE post	NBR_PRE_N	NBR_POST_N	NDVI_PRE_N	NDVI_POST_N	C_ABOVE_NBR PRE	C_ABOVE_NBR POST	C_ABOVE_NDVI PRE	C_ABOVE_NDVI POST
2007	7	PASTURE	2,023	1,980	0,108	0,170	0,160	0,020	0,521	0,283	0,468	0,568	2,036	0,166	2,031	0,171
2007	8	PASTURE	2,023	1,980	0,108	0,170	0,160	0,020	0,512	0,311	0,481	0,593	2,035	0,166	2,032	0,172
2007	9	PASTURE	2,023	1,980	0,108	0,170	0,160	0,020	0,463	0,116	0,748	0,570	2,030	0,162	2,061	0,171
2008	1	HAG	4,767	2,140	6,460	1,540	0,190	3,662	1,000	0,466	0,595	0,039	8,600	1,895	5,984	0,331
2008	1	ODF OLD GROWTH	103,846	67,180	69,494	73,660	39,390	74,225	0,680	0,322	0,571	0,005	114,441	63,261	106,891	39,759
2008	11	ODF OLD GROWTH	103,846	67,180	69,494	73,660	39,390	74,225	0,449	0,164	0,739	0,799	98,377	51,574	118,502	98,678
2008	11	ODF SECONDARY	103,846	67,180	69,494	73,660	39,390	74,225	0,432	0,142	0,692	0,578	97,213	49,958	115,265	82,311
2009	2	ODF OLD GROWTH	103,846	67,180	69,494	73,660	39,390	74,225	0,554	0,310	0,747	0,602	105,710	62,391	119,063	84,109
2009	8	ODF OLD GROWTH	103,846	67,180	69,494	73,660	39,390	74,225	0,754	0,303	0,882	0,574	119,562	61,894	128,473	81,989
2009	7	PASTURE	2,023	1,980	0,108	0,170	0,160	0,020	0,616	0,308	0,558	0,976	2,047	0,166	2,040	0,179
2009	8	PASTURE	2,023	1,980	0,108	0,170	0,160	0,020	0,539	0,308	0,786	0,566	2,038	0,166	2,065	0,171
2009	11	PASTURE	2,023	1,980	0,108	0,170	0,160	0,020	0,496	0,149	0,011	0,557	2,034	0,163	1,981	0,171
2010	9	HAG	4,767	2,140	6,460	1,540	0,190	3,662	0,510	0,226	0,494	0,534	5,435	1,018	5,334	2,146
2010	10	HAG	4,767	2,140	6,460	1,540	0,190	3,662	0,559	0,253	0,494	0,534	5,754	1,116	5,334	2,146
2010	10	ODF OLD GROWTH	103,846	67,180	69,494	73,660	39,390	74,225	0,410	0,330	0,600	0,593	95,699	63,883	108,876	83,372
2010	9	ODF SECONDARY	103,846	67,180	69,494	73,660	39,390	74,225	0,400	0,246	0,620	0,593	95,001	57,666	110,258	83,372
2010	10	ODF SECONDARY	103,846	67,180	69,494	73,660	39,390	74,225	0,558	0,665	0,620	0,593	105,943	88,749	110,258	83,372
2010	8	PASTURE	2,023	1,980	0,108	0,170	0,160	0,020	0,273	0,161	0,612	0,574	2,009	0,163	2,046	0,171
YEAR	Month	LULC	AGCB Unburned field			AGCB burned field			SPECTRAL INDEX NORMALIZED				AGCB weighted			

			Average pre	MIN pre	RANGE pre	Average post	MIN post	RANGE post	NBR_PRE_N	NBR_POST_N	NDVI_PRE_N	NDVI_POST_N	C_ABOVE_N BR PRE	C_ABOVE_N BR POST	C_ABOVE_ND VI PRE	C_ABOVE_ND VI POST
2010	9	PASTURE	2,023	1,980	0,108	0,170	0,160	0,020	0,395	0,142	0,615	0,539	2,023	0,163	2,046	0,171
2010	10	PASTURE	2,023	1,980	0,108	0,170	0,160	0,020	0,372	0,320	0,696	0,671	2,020	0,166	2,055	0,173
2011	10	EUCALYPTUS	47,013	6,700	90,866	26,590	1,260	67,451	0,438	0,023	0,727	0,524	46,501	2,842	72,789	36,578
2011	9	ODF OLD GROWTH	103,846	67,180	69,494	73,660	39,390	74,225	0,337	0,327	0,655	0,650	90,577	63,634	112,675	87,613
2011	10	ODF OLD GROWTH	103,846	67,180	69,494	73,660	39,390	74,225	0,487	0,291	0,721	0,611	101,054	61,023	117,293	84,755
2011	10	ODF SECONDARY	103,846	67,180	69,494	73,660	39,390	74,225	0,412	0,055	0,680	0,543	95,816	43,493	114,445	79,730
2011	9	OMF OLD GROWTH	108,300	90,640	34,510	80,490	61,570	38,052	0,229	0,216	0,564	0,566	98,559	69,792	110,103	83,125
2011	10	OMF OLD GROWTH	108,300	90,640	34,510	80,490	61,570	38,052	0,203	0,188	0,564	0,566	97,634	68,709	110,103	83,125
2011	9	OMF SECONDARY	108,300	90,640	34,510	80,490	61,570	38,052	0,211	0,188	0,564	0,566	97,924	68,709	110,103	83,125
2011	10	OMF SECONDARY	108,300	90,640	34,510	80,490	61,570	38,052	0,104	0,000	0,511	0,539	94,224	61,570	108,259	82,085
2011	7	PASTURE	2,023	1,980	0,108	0,170	0,160	0,020	0,394	0,188	0,707	0,540	2,023	0,164	2,056	0,171
2011	8	PASTURE	2,023	1,980	0,108	0,170	0,160	0,020	0,590	0,251	0,539	0,625	2,044	0,165	2,038	0,172
2011	9	PASTURE	2,023	1,980	0,108	0,170	0,160	0,020	0,320	0,131	0,646	0,555	2,015	0,163	2,050	0,171
2011	10	PASTURE	2,023	1,980	0,108	0,170	0,160	0,020	0,095	0,116	0,534	0,569	1,990	0,162	2,038	0,171
2012	11	HAG	4,767	2,140	6,460	1,540	0,190	3,662	0,562	0,198	0,773	0,592	5,770	0,917	7,135	2,358
2012	4	ODF OLD-GROWTH	103,846	67,180	69,494	73,660	39,390	74,225	0,420	0,231	0,634	0,580	96,398	56,548	111,207	82,450
2012	10	ODF OLD-GROWTH	103,846	67,180	69,494	73,660	39,390	74,225	0,459	0,257	0,704	0,616	99,075	58,475	116,085	85,124
YEAR MONTH		LULC	AGCB Unburned field			AGCB burned field			SPECTRAL INDEX NORMALIZED				AGCB weighted			

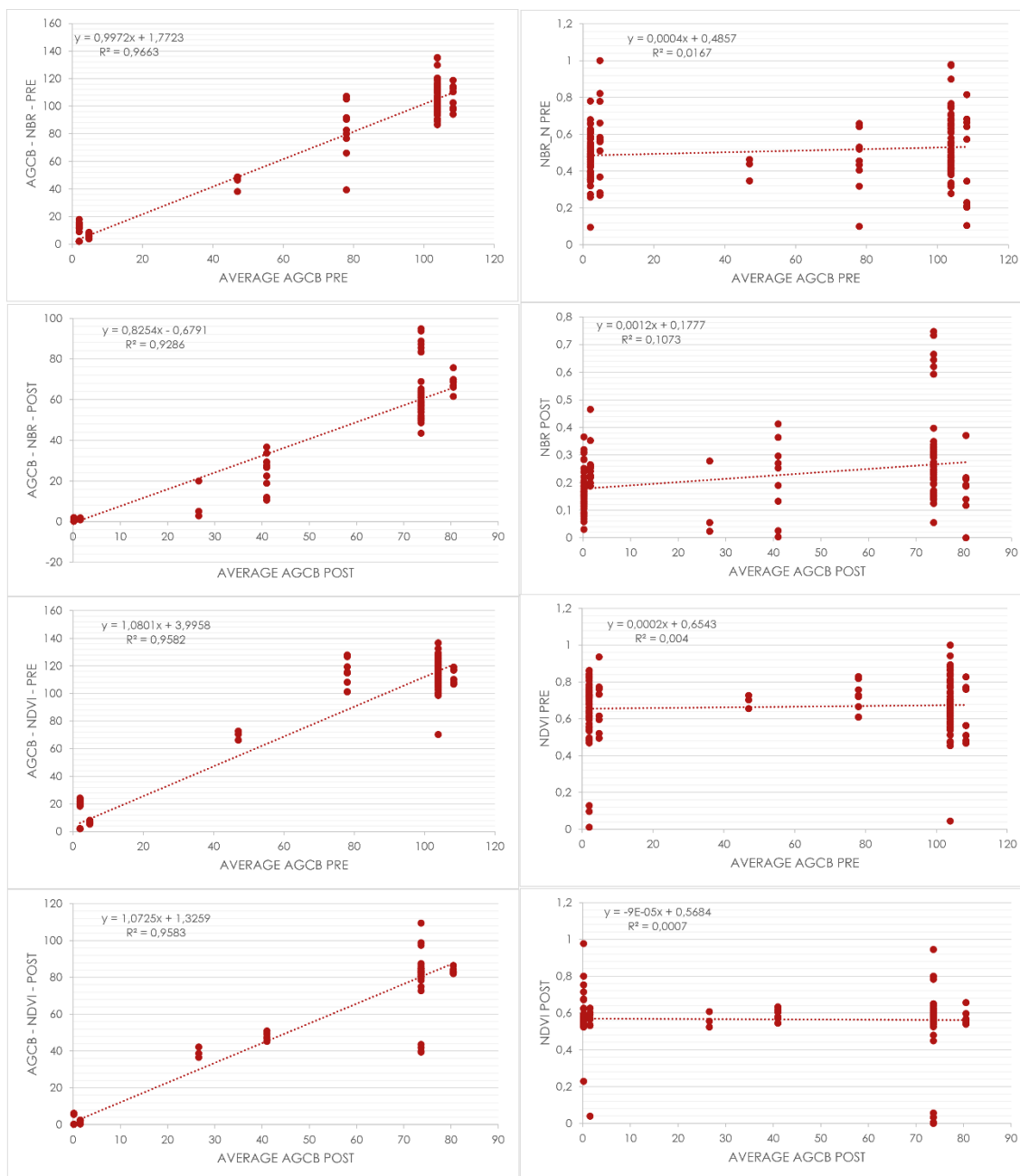
			Average pre	MIN pre	RANGE pre	Average post	MIN post	RANGE post	NBR_PRE_N	NBR_POST_N	NDVI_PRE_N	NDVI_POST_N	C_ABOVE_N BR PRE	C_ABOVE_N BR POST	C_ABOVE_ND VI PRE	C_ABOVE_ND VI POST
2012	10	ODF SECONDARY	103,846	67,180	69,494	73,660	39,390	74,225	0,633	0,397	0,704	0,625	111,181	68,856	116,085	85,769
2012	7	PASTURE	2,023	1,980	0,108	0,170	0,160	0,020	0,546	0,124	0,826	0,570	2,039	0,162	2,069	0,171
2012	8	PASTURE	2,023	1,980	0,108	0,170	0,160	0,020	0,496	0,149	0,760	0,534	2,034	0,163	2,062	0,170
2012	10	PASTURE	2,023	1,980	0,108	0,170	0,160	0,020	0,484	0,106	0,730	0,545	2,032	0,162	2,059	0,171
2012	11	PASTURE	2,023	1,980	0,108	0,170	0,160	0,020	0,451	0,087	0,732	0,570	2,029	0,162	2,059	0,171
2012	10	SSF OLD-GROWTH	78,000	27,388	121,310	41,010	10,330	64,064	0,658	0,253	0,829	0,580	107,245	26,534	127,902	47,495
2013	10	ODF OLD GROWTH	103,846	67,180	69,494	73,660	39,390	74,225	0,631	0,141	0,943	0,944	111,065	49,834	132,703	109,466
2013	8	PASTURE	2,023	1,980	0,108	0,170	0,160	0,020	0,494	0,166	0,862	0,800	2,033	0,163	2,073	0,176
2013	9	PASTURE	2,023	1,980	0,108	0,170	0,160	0,020	0,477	0,155	0,735	0,583	2,031	0,163	2,059	0,171
2013	10	PASTURE	2,023	1,980	0,108	0,170	0,160	0,020	0,479	0,152	0,553	0,714	2,032	0,163	2,040	0,174
2014	10	EUCALYPTUS	47,013	6,700	90,866	26,590	1,260	67,451	0,347	0,055	0,703	0,555	38,206	4,988	70,588	38,714
2014	10	HAG	4,767	2,140	6,460	1,540	0,190	3,662	0,583	0,352	0,733	0,625	5,906	1,478	6,875	2,478
2014	12	HAG	4,767	2,140	6,460	1,540	0,190	3,662	0,270	0,219	0,733	0,625	3,882	0,994	6,875	2,478
2014	6	ODF OLD GROWTH	103,846	67,180	69,494	73,660	39,390	74,225	0,753	0,125	0,893	0,525	119,504	48,653	129,250	78,393
2014	8	ODF OLD GROWTH	103,846	67,180	69,494	73,660	39,390	74,225	0,899	0,194	0,471	0,564	129,690	53,812	99,898	81,251
2014	10	ODF OLD GROWTH	103,846	67,180	69,494	73,660	39,390	74,225	0,503	0,298	0,706	0,612	102,102	61,521	116,214	84,847
2014	12	ODF OLD GROWTH	103,846	67,180	69,494	73,660	39,390	74,225	0,420	0,229	0,550	0,614	96,398	56,423	105,423	84,939
2014	8	ODF SECONDARY	103,846	67,180	69,494	73,660	39,390	74,225	0,479	0,124	0,696	0,610	100,472	48,590	115,524	84,663
2014	12	ODF SECONDARY	103,846	67,180	69,494	73,660	39,390	74,225	0,580	0,171	0,696	0,610	107,456	52,072	115,524	84,663
YEAR	MONTH	LULC	AGCB Unburned field			AGCB burned field			SPECTRAL INDEX NORMALIZED				AGCB weighted			

			Average pre	MIN pre	RANGE pre	Average post	MIN post	RANGE post	NBR_PRE_N	NBR_POST_N	NDVI_PRE_N	NDVI_POST_N	C_ABOVE_N BR PRE	C_ABOVE_N BR POST	C_ABOVE_ND VI PRE	C_ABOVE_ND VI POST
2014	12	OMF OLD GROWTH	108,300	90,640	34,510	80,490	61,570	38,052	0,642	0,191	0,481	0,596	112,780	68,836	107,231	84,259
2014	4	PASTURE	2,023	1,980	0,108	0,170	0,160	0,020	0,781	0,285	0,663	0,622	2,064	0,166	2,052	0,172
2014	8	PASTURE	2,023	1,980	0,108	0,170	0,160	0,020	0,627	0,134	0,535	0,533	2,048	0,163	2,038	0,170
2014	9	PASTURE	2,023	1,980	0,108	0,170	0,160	0,020	0,397	0,129	0,573	0,543	2,023	0,163	2,042	0,171
2014	10	PASTURE	2,023	1,980	0,108	0,170	0,160	0,020	0,528	0,178	0,752	0,553	2,037	0,163	2,061	0,171
2014	9	SSF OLDGROWTH	78,000	27,388	121,310	41,010	10,330	64,064	0,530	0,412	0,721	0,634	91,701	36,728	114,867	50,917
2014	10	SSF OLDGROWTH	78,000	27,388	121,310	41,010	10,330	64,064	0,456	0,363	0,721	0,634	82,658	33,616	114,867	50,917
2014	9	SSF SECONDARY	78,000	27,388	121,310	41,010	10,330	64,064	0,435	0,132	0,726	0,571	80,118	18,808	115,507	46,938
2015	12	ODF OLD GROWTH	103,846	67,180	69,494	73,660	39,390	74,225	0,514	0,266	0,780	0,612	102,916	59,158	121,394	84,847
2015	1	PASTURE	2,023	1,980	0,108	0,170	0,160	0,020	0,553	0,156	0,821	0,561	2,040	0,163	2,069	0,171
2015	7	PASTURE	2,023	1,980	0,108	0,170	0,160	0,020	0,365	0,089	0,729	0,571	2,019	0,162	2,059	0,171
2016	1	ODF OLD GROWTH	103,846	67,180	69,494	73,660	39,390	74,225	0,521	0,265	0,798	0,639	103,382	59,034	122,603	86,783
2016	11	ODF OLD GROWTH	103,846	67,180	69,494	73,660	39,390	74,225	0,975	0,747	0,453	0,480	134,928	94,841	98,690	74,981
2016	8	PASTURE	2,023	1,980	0,108	0,170	0,160	0,020	0,422	0,174	0,713	0,676	2,026	0,163	2,057	0,173
2016	9	PASTURE	2,023	1,980	0,108	0,170	0,160	0,020	0,449	0,107	0,768	0,752	2,028	0,162	2,063	0,175
2016	1	SSF - OLDGROWTH	78,000	27,388	121,310	41,010	10,330	64,064	0,519	0,189	0,758	0,604	90,380	22,456	119,312	49,007
2017	6	ODF OLD GROWTH	103,846	67,180	69,494	73,660	39,390	74,225	0,648	0,593	0,814	0,783	112,229	83,403	123,725	97,479
YEAR	MONTH	LULC	AGCB Unburned field			AGCB burned field			SPECTRAL INDEX NORMALIZED				AGCB weighted			

			Average pre	MIN pre	RANGE pre	Average post	MIN post	RANGE post	NBR_PRE_N	NBR_POST_N	NDVI_PRE_N	NDVI_POST_N	C_ABOVE_NBR PRE	C_ABOVE_NBR POST	C_ABOVE_NDVI PRE	C_ABOVE_NDVI POST
2017	11	ODF OLD GROWTH	103,846	67,180	69,494	73,660	39,390	74,225	0,766	0,733	0,475	0,033	120,435	93,784	100,157	41,833
2017	11	ODF SECONDARY	103,846	67,180	69,494	73,660	39,390	74,225	0,711	0,644	0,477	0,000	116,594	87,195	100,330	39,390
2017	9	PASTURE	2,023	1,980	0,108	0,170	0,160	0,020	0,463	0,187	0,637	0,547	2,030	0,164	2,049	0,171
2018	9	OMF OLD GROWTH	108,300	90,640	34,510	80,490	61,570	38,052	0,683	0,117	0,467	0,543	114,225	66,032	106,759	82,227
2018	8	PASTURE	2,023	1,980	0,108	0,170	0,160	0,020	0,657	0,168	0,488	0,562	2,051	0,163	2,033	0,171
2019	10	EUCALYPTUS	47,013	6,700	90,866	26,590	1,260	67,451	0,462	0,278	0,655	0,607	48,708	20,015	66,186	42,233
2019	10	ODF OLD GROWTH	103,846	67,180	69,494	73,660	39,390	74,225	0,456	0,349	0,655	0,650	98,842	65,313	112,675	87,613
2019	10	ODF SECONDARY	103,846	67,180	69,494	73,660	39,390	74,225	0,389	0,241	0,642	0,594	94,244	57,293	111,812	83,464
2019	7	PASTURE	2,023	1,980	0,108	0,170	0,160	0,020	0,534	0,221	0,742	0,575	2,038	0,164	2,060	0,171
2019	9	PASTURE	2,023	1,980	0,108	0,170	0,160	0,020	0,486	0,151	0,753	0,550	2,032	0,163	2,061	0,171
2019	10	PASTURE	2,023	1,980	0,108	0,170	0,160	0,020	0,425	0,077	0,725	0,560	2,026	0,162	2,058	0,171
2019	10	SSF SECONDARY	78,000	27,388	121,310	41,010	10,330	64,064	0,405	0,296	0,666	0,616	76,562	29,324	108,161	49,803
2020	9	HAG	4,767	2,140	6,460	1,540	0,190	3,662	0,780	0,259	0,935	0,601	7,177	1,138	8,183	2,390
2020	9	ODF OLD GROWTH	103,846	67,180	69,494	73,660	39,390	74,225	0,676	0,274	0,845	0,594	114,150	59,718	125,883	83,464
2020	11	ODF OLD GROWTH	103,846	67,180	69,494	73,660	39,390	74,225	0,410	0,211	0,613	0,575	95,699	55,056	109,783	82,035
2020	12	ODF OLD GROWTH	103,846	67,180	69,494	73,660	39,390	74,225	0,752	0,620	0,862	0,056	119,446	85,392	127,092	43,539
2020	8	ODF SECONDARY	103,846	67,180	69,494	73,660	39,390	74,225	0,317	0,219	0,840	0,588	89,181	55,615	125,538	83,003
YEAR	MO	LULC	AGCB Unburned field			AGCB burned field			SPECTRAL INDEX NORMALIZED				AGCB weighted			

			Average pre	MIN pre	RANGE pre	Average post	MIN post	RANGE post	NBR_PRE_N	NBR_POST_N	NDVI_PRE_N	NDVI_POST_N	C_ABOVE_NBR PRE	C_ABOVE_NBR POST	C_ABOVE_NDVI PRE	C_ABOVE_NDVI POST
2020	9	ODF SECONDARY	103,846	67,180	69,494	73,660	39,390	74,225	0,703	0,236	0,840	0,588	116,012	56,921	125,538	83,003
2020	9	OMF OLD GROWTH	108,300	90,640	34,510	80,490	61,570	38,052	0,664	0,370	0,827	0,656	113,560	75,656	119,191	86,528
2020	6	PASTURE	2,023	1,980	0,108	0,170	0,160	0,020	0,660	0,129	0,860	0,542	2,051	0,163	2,073	0,171
2020	7	PASTURE	2,023	1,980	0,108	0,170	0,160	0,020	0,474	0,139	0,714	0,553	2,031	0,163	2,057	0,171
2020	8	PASTURE	2,023	1,980	0,108	0,170	0,160	0,020	0,456	0,145	0,717	0,555	2,029	0,163	2,057	0,171
2020	9	PASTURE	2,023	1,980	0,108	0,170	0,160	0,020	0,350	0,157	0,678	0,544	2,018	0,163	2,053	0,171

S5 – Linear regression AGCB pre and post fire and vegetation index (NBR and NDVI) pre and post fire ($p < 0,0001$)



3. Carbon loss per each LULC class, year and month in time serie from 2000 to 2020 in APA Silveiras.

S5 – Carbon loss in APA Silveiras considering year (2000 to 2020), month and LULC classes.

LULC	Month	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	Mean month (ton/ha)	Total Month (ton)	
Pasture	1	-7.11															-1.86						-4.48	-12.68	
	2	-17.27																					-17.27	-57,11	
	4															-1.86							-1.86	-2,46	
	5								-1.90														-1.90	-3,76	
	6	-13.81																				-1.89	-9.84	-38,44	
	7	-13.15	-10.32	-1.94		-1.88				-1.86		-1.96		-2.11	-1.80			-1.89				-1.85	-1.88	-6.07	-520,58
	8	-9.26	-10.03	-1.97	-1.90	-1.80	-1.91			-1.83		-1.82	-1.89	-1.80	-1.93	-1.89	-1.87		-1.87		-1.91	-1.85	-1.86	-3.72	-1116,06
	9	-10.20	-13.47		-1.89	-2.02				-1.82			-1.87	-1.82		-1.89	-1.85		-1.98	-1.84		-1.89	-1.83	-2.37	-1157,79
	10		-12.17	-1.83	-1.82				-1.79				-1.83	-1.82	-1.84	-1.90	-1.82					-1.87		-2.05	-320,26
	11											-1.89			-1.83									-1.86	-6,89
	12						-1.96																	-1.96	-3,24
		mean	-12.20	-10.77	-1.89	-1.87	-1.91	-1.91	-1.79	-1.84		-1.87	-1.87	-1.83	-1.85	-1.89	-1.85	-1.88	-1.90	-1.84	-1.91	-1.88	-1.84	-3.20	-3239,27
	HAG	1	-4.73								-6.76													-5.74	-58,05
2							-5.55																-5.55	-21,11	
9		-6.17										-4.37										-6.52	-5.59	-56,41	
10					-3.13							-4.61				-4.37							-4.30	-172,67	
11							-3.38							-4.84									-4.35	-91,15	
12																-2.89							-2.89	-24,64	
		mean	-5.45			-3.13		-4.47			-6.76		-4.52		-4.84		-3.63						-6.52	-4.61	-424,03
Eucalyp.	10											-44.49			-31.62						-29.31		-37.48	-502,00	
ODF Secondary	4								-33.26														-33.26	-49,46	
	8															-26.42						-17.36	-20,38	-139,92	
	9								-35.67			-19.24										-30.53	-30,46	-1305,58	
	10			-20.44	-23.91			-30.75				-8.97	-26.50	-22.22							-19.03		-21.64	-1597,79	
	11									-24.66									-15.11				-18.30	-188,95	
	12															-27.55							-27.55	-77,40	
	mean			-20.44	-23.91		-30.75	-34.87	-24.66		-11.54	-26.50	-22.22		-26.99				-15.11		-19.03	-28.65	-24.11	-3359,10	
ODF Old-growth	1	-27.93								-55.10								-42.46					-41.83	-182,20	
	2																						-42.33	-83,93	
	4																						-38.06	-69,12	
	5	-50.42																					-50.42	-99,97	
	6															-68.44			-29.33				-55.40	-491,49	
	7	-61.38																					-61.38	-2337,11	
	8	-31.88							-42.16		-57.16												-49.45	-2065,40	

S5: Carbon loss and sequestration three years after fire and three years up to 2022.

3 years after fire	Eucalyptus	Mosaic	ODF Old-growth	SSF Old-growth	OMF Old-growth	ODF secondary	SSF secondary	OMF secondary	Deforestation	Total
Eucalyptus	0	96,14665	0	0	0	0	0	0	0	96,14665
Pasture	0	531,1472	0	0	0	0	0	0	0	531,1472
ODF Old-growth	0	-109,734	-1738,25602	0	0	-25,2768	0	0	-45,8693	-1919,14
SSF Old-growth	0	0	0	-13,37861953	0	0	0	0	-56,5615	-69,9401
OMF Old-growth	0	-59,6473	0	0	-78,6782	0	0	0	0	-138,326
HAG	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ODF secondary	0	-2355,97	32,45470271	0	0	-259,984	0	0	0	-2583,5
SSF secondary	0	-48,3127	0	-0,719626722	0	0	275,0559	0	0	226,0236
OMF secondary	-74,1337	-113,915	0	0	0	0	0	-57,2655	0	-245,314
Grand Total	-74,1337	-2060,28	-1705,80132	-14,09824625	-78,6782	-285,261	275,0559	-57,2655	-102,431	-4102,9

3 years up to 2022	Eucalyptus	Pasture	Mosaic	ODF Old-growth	SSF Old-growth	OMF Old-growth	HAG	ODF secondary	Total
Pasture	345,919	0	1859,91309	0	0	0	0	0	2205,832
Mosaic	-22,7179	-750,42	0	0	0	74,36695	0	144,9207	-553,85
ODF Old-growth	-138,982	0	-2280,98035	0	0	0	0	-15,7837	-2435,75
SSF Old-growth	0	0	0	0	0	0	0	0	0
OMF Old-growth	0	0	0	0	0	0	0	0	0
HAG	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ODF secondary	0	0	-443,806465	4,367854521	0	0	0	0	-439,439
SSF secondary	0	-352,352	-169,558624	0	0	0	0	0	-521,911
OMF secondary	0	0	-198,315545	0	0	0	0	0	-198,316
Deforestation	-7,17686	0	0	0	0	0	0	0	-7,17686
Grand Total	177,0424	-1102,77	-1232,7479	4,367854521	0	74,36695	0	129,1371	-1950,61

	Eucalyptus	Pasture	OMF Old-growth	ODF secondary	Total
Mosaic	-22,7179	-750,42	74,36694628	144,9207396	-553,85
2000	0	-47,5522	0	0	-47,5522
2002	0	0	0	0	0
2003	-22,7179	-51,7438	0	87,83558779	13,37391
2009	0	0	0	0	0
2010	0	-80,6363	0	0	-80,6363
2011	0	0	74,36694628	0	74,36695
2012	0	-163,028	0	0	-163,028
2014	0	-407,46	0	0	-407,46
2017	0	0	0	57,08515185	57,08515
2019	0	0	0	0	0
2020	0	0	0	0	0
Deforestation	-7,17686	0	0	0	-7,17686
2006	-7,17686	0	0	0	-7,17686
2016	0	0	0	0	0

S6: Average burn severity and drought severity by month

Burn severity	Months												Grand Total
year	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	Grand Total
2000	0,09	0,29			0,20	0,21	0,21	0,08	0,12			0,05	0,16
2001			0,22				0,12	0,13	0,23	0,21			0,15
2002							0,23	0,24		0,17	0,44		0,21
2003								0,15	0,26	0,15			0,16
2004							0,18	0,10	0,13			0,30	0,15
2005		0,25						0,09			0,09		0,13
2006									0,01	0,34			0,23
2007				0,30	0,25		0,13	0,14	0,24				0,20
2008	0,27										0,17		0,21
2009		0,15					0,18	0,22			0,21		0,21
2010								0,06	0,15	0,06			0,12
2011							0,12	0,23	0,07	0,10			0,10
2012				0,11			0,25	0,21		0,19	0,22		0,20
2013								0,21	0,19	0,17			0,19
2014				0,30		0,38		0,30	0,17	0,15		0,11	0,19
2015	0,24						0,17					0,15	0,18
2016	0,18							0,15	0,20		0,20		0,17
2017						0,03			0,15		0,03		0,11
2018								0,26	0,34				0,27
2019							0,19		0,19	0,11			0,13
2020						0,32	0,19	0,16	0,19		0,12	0,08	0,18
Grand Total	0,17	0,23	0,22	0,24	0,22	0,25	0,20	0,18	0,17	0,13	0,15	0,10	0,16

Average of IIS	Month												Grand Total
year	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	Grand Total
2000	5,67	6,00			6,00	6,00	5,55	5,20	5,86			6,00	5,67
2001			3,00				4,00	3,82	4,00	4,00			3,83
2002							4,00	4,00		4,07	4,00		4,04
2003								3,00	3,00	4,28			3,94
2004							5,33	5,50	5,25			6,00	5,40
2005		6,00						6,00			6,00		6,00
2006									6,00	6,00			6,00
2007				5,00	6,00		5,33	5,00	5,07				5,12
2008	5,00										5,00		5,00
2009		6,00					6,00	6,00			6,00		6,00
2010								6,00	5,84	5,75			5,83
2011							5,00	5,00	5,00	5,00			5,00
2012				5,00			5,00	5,00		5,00	5,00		5,00
2013								6,00	6,00	6,00			6,00
2014				3,00		3,00		3,00	3,00	3,00		3,00	3,00
2015	5,00						3,00					5,00	4,33
2016	4,00							3,00	3,00		3,00		3,18
2017						3,00			2,70		2,75		2,73
2018								6,00	6,00				6,00
2019							6,00		6,00	6,00			6,00
2020						4,00	5,00	4,70	4,96		5,00	5,00	4,92
Grand Total	5,00	6,00	3,00	4,33	6,00	4,43	5,21	4,52	4,93	4,73	4,44	4,32	4,78

REFERENCES

- ALENCAR, A. et al. **Carbon emissions associated with forest fires in Brazil**. [s.l.: s.n.].
- AMARO, M. A. et al. Estoque volumétrico, de biomassa e de carbono em uma floresta estacional semidecidual em Viçosa, Minas Gerais. **Revista Arvore**, v. 37, n. 5, p. 849–857, 2013.
- ANDRADE, R. G. et al. Comparação dos sensores ASTER e TM para a estimativa de biomassa e carbono em uma Floresta Ombrófila Mista. **Anais XVI Simposio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Foz do Iguaçu, PR, Brasil, 13 a 18 de abril de 2013, INPE**, v. d, n. 1986, p. 6917–6922, 2013.
- AZEVEDO, A. D. DE et al. ESTOQUE DE CARBONO EM ÁREAS DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL DA MATA ATLÂNTICA. **Floresta**, v. 48, n. 2, p. 183–194, 2018.
- BARBOSA, R. I.; FEARNSIDE, P. M. Incêndios na Amazônia Brasileira: estimativa da emissão de gases do efeito estufa pela queima de diferentes ecossistemas de Roraima na passagem do evento “El Nino” (1997/98). **Acta Amazonica**, v. 29, n. 4, p. 513–534, 1999.
- BARLOW, J. et al. Large tree mortality and the decline of forest biomass following Amazonian wildfires. **Ecology Letters**, v. 6, n. 1, p. 6–8, 2003.
- BIELUCZYK, W. et al. Linking above and belowground carbon sequestration, soil organic matter properties, and soil health in Brazilian Atlantic Forest restoration. **Journal of Environmental Management**, v. 344, n. July, 2023.
- COCHRANE, M. A.; SCHULZE, M. D. Fire as a Recurrent Event in Tropical Forests of the Eastern Amazon: Effects on Forest Structure, Biomass, and Species Composition. **Biotropica**, v. 31, n. 1, p. 2–16, 1999.
- CUNHA, G. D. M.; GAMA-RODRIGUES, A. C. Biomassa E Estoque De Carbono E Nutrientes Em Florestas Montanas Da Mata Atlântica Na Região. **R. Bras. Ci. Solo**, n. 1, p. 1175–1185, 2009.
- DA COSTA, M. B. T. et al. Beyond trees: Mapping total aboveground biomass density in the Brazilian savanna using high-density UAV-lidar data. **Forest Ecology and Management**, v. 491, n. April, 2021.
- FEREZ, A. P. C. et al. Silvicultural opportunities for increasing carbon stock in restoration of Atlantic forests in Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 350, p. 40–45, 2015.
- GATTO, A. et al. Estoques de carbono no solo e na biomassa em plantações de eucalipto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 4, p. 1069–1079, 2010.
- GUILD, L. S. et al. Dynamics associated with total aboveground biomass, C, nutrient pools, and biomass burning of primary forest and pasture in Rondônia, Brazil during SCAR-B. **Journal of Geophysical Research Atmospheres**, v. 103, n. D24, p. 32091–32100, 1998.
- KAUFFMAN, J. B.; CUMMINGS, D. L.; WARD, D. E. Relationships of Fire, Biomass and Nutrient Dynamics along a Vegetation Gradient in the Brazilian Cerrado. **The Journal of Ecology**, v. 82, n. 3, p. 519, 1994.
- MARCHIORI, N. M. et al. Composição da comunidade arbórea e biomassa aérea em uma floresta atlântica secundária, parque estadual da serra do mar, São Paulo, Brazil. **Cerne**, v. 22, n. 4, p. 501–514, 2016.
- METZKER, T. et al. Forest dynamics and carbon stocks in Rio Doce State Park - An Atlantic rainforest hotspot. **Current Science**, v. 100, n. 12, p. 1855–1862, 2011.

- ROSENFELD, M. F.; SOUZA, A. F. Forest biomass variation in Southernmost Brazil: The impact of Araucaria trees. **Revista de Biologia Tropical**, v. 62, n. 1, p. 359–372, 2014.
- SANTANA, R. C. et al. Estimativa de biomassa de plantios de eucalipto no Brasil. **Revista Árvore**, v. 32, n. 4, p. 697–706, 2008.
- SANTOS, J. R. et al. Airborne P-band SAR applied to the aboveground biomass studies in the Brazilian tropical rainforest. **Remote Sensing of Environment**, v. 87, n. 4, p. 482–493, 2003.
- SCOLFORO, H. F. et al. Spatial distribution of aboveground carbon stock of the arboreal vegetation in Brazilian Biomes of Savanna, Atlantic Forest and Semi-arid woodland. **PLoS ONE**, v. 10, n. 6, p. 1–20, 2015.
- SILVA, C. V. J. et al. Drought-induced Amazonian wildfires instigate a decadal-scale disruption of forest carbon dynamics. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 373, n. 1760, 2018.
- SOUZA, C. R. et al. Carbon stock and uptake in the high-elevation tropical montane forests of the threatened Atlantic Forest hotspot: Ecosystem function and effects of elevation variation. **Science of the Total Environment**, v. 882, n. April, 2023.
- SOUZA, G. M. DE. **MODELAGEM MULTIESCALA DA EMISSÃO DE CARBONO PELA QUEIMA DE BIOMASSA NO CERRADO**. [s.l.: s.n.].
- TORRES, C. M. M. E. et al. Quantificação de biomassa e estocagem de carbono em uma floresta estacional semidecidual, no parque tecnológico de Viçosa, MG. **Revista Arvore**, v. 37, n. 4, p. 647–655, 2013.
- VIEIRA, S. A. et al. Stocks of carbon and nitrogen and partitioning between above- and belowground pools in the Brazilian coastal Atlantic Forest elevation range. p. 421–434, 2011.
- WATZLAWICK, L. F. et al. Estoque de biomassa e carbono na Floresta Ombrófila Mista Montana Paraná. **Scientia Forestalis/Forest Sciences**, v. 40, n. 95, p. 353–362, 2012.
- ZANINI, A. M. et al. The effect of ecological restoration methods on carbon stocks in the Brazilian Atlantic Forest. **Forest Ecology and Management**, v. 481, p. 118734, 2021.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A Mata Atlântica, além de sua reconhecida riqueza em endemismo e biodiversidade, que promove a oferta de inúmeros serviços ecossistêmicos de provisão, regulação, suporte e culturais, é o bioma com a maior concentração da população brasileira e produz a maior parte do PIB nacional. No entanto, poucos trabalhos da literatura científica abordam o fogo no bioma, e há uma lacuna sobre o seu impacto aos serviços de regulação que atingem direta ou indiretamente as populações. Além disso o aumento das temperaturas e as condições climáticas mais secas podem criar ambientes propícios para incêndios florestais e queimadas mais frequentes e intensos, o que, por sua vez, contribui para um ciclo de feedback que intensifica as mudanças climáticas. Portanto, reconhecendo a complexidade dos serviços ecossistêmico, há a necessidade de preencher esta lacuna de forma a gerar dados que possam subsidiar políticas públicas que envolvam a prevenção contra incêndios e conservação do bioma e que contribuam para a redução das mudanças climáticas. Por esta razão, esse trabalho envolveu a análise de eventos de fogo em relação ao desmatamento na Mata Atlântica, de forma a responder o quanto o fogo induz o desmatamento e por consequência, o quanto provoca a perda de serviços ecossistêmicos como a regulação hídrica, avaliada pela perda do controle de erosão e regulação climática, pela perda de estoque e sequestro de carbono.

Assim, a análise multidimensional da interseção entre queimadas e serviços ecossistêmicos na Mata Atlântica durante o período de 2000 a 2020, guiou-se por três eixos. No primeiro, a estimativa do desmatamento induzido pelo fogo na Mata Atlântica do Estado de São Paulo, verificou-se apenas 3,2% do desmatamento total, localizado principalmente na região leste do estado, com a maior densidade em Ombrófila Densa e que a maior parte dessas áreas se converteram para áreas de mosaico, considerando até três anos após o fogo. Apesar do baixo percentual, confirma-se a hipótese de que a extensão de áreas queimadas está correlacionada à extensão de áreas de desmatamento, especificamente em Floresta Ombrófila Densa para cerca da metade dos anos da série estudada. Porém refuta-se para a maioria dos anos em Floresta Estacional Semidecídua. As regiões mais afetadas por esse desmatamento induzido pelo fogo foram o Vale do Ribeira, o Tietê-Piracicaba e o Vale do Paraíba. Por esta razão, os trabalhos seguiram nessa região na APA com o maior número de focos e áreas queimadas, a APA Silveiras.

No segundo eixo, a avaliação da perda do serviço de retenção de sedimentos em áreas queimadas na APA, mostrou que áreas com alta cobertura vegetal, como florestas nativas, apresentaram maior retenção de sedimentos, mas o incêndio levou a um aumento de aporte de sedimentos nos rios de 61% provenientes de queimadas em florestas, 56% nas plantações de eucalipto, 50% nas pastagens e 19% em campos de altitude. Embora, em valores absolutos, queimadas em Pastagens e Campos de altitude, sejam as que mais exportam sedimentos. Com isso, a hipótese de que o fogo reduz a oferta de serviços ecossistêmicos, variando de acordo com a classe de cobertura do solo, se confirmou. Entretanto, refuta-se que o maior impacto, com menor retenção de sedimentos, ocorreu em áreas com maior biomassa, pois a diferença entre o pre e pós fogo foi menor em florestas, exceto Campos de Altitude, de baixa biomassa, que teve uma diferença de apenas 1%. Fatores como severidade da queimada, erodibilidade e cobertura foram identificados como tendo o impacto mais significativo no saldo dos sedimentos, confirmando a hipótese para severidade de queimada e refutando para declividade e severidade de seca.

Finalmente, no terceiro eixo, a estimativa da perda de estoque de carbono nas mesmas áreas, ao longo de 21 anos, revelou uma perda de carbono pós-incêndio de 43%, dos quais 79% estão na floresta ombrófila densa em estágio avançado. De maneira geral, o fogo impacta negativamente o estoque de carbono das florestas nativas em média 38% (variando de 19,9% a 69,1%, dependendo da fitofisionomia e sazonalidade), do Eucalipto em 87,1%, dos Campos de Altitude em 79,5% e das pastagens em 90,4%. Em unidades de área, as formações florestais são as que mais perdem carbono, confirmando a hipótese de que o fogo reduz o estoque de carbono, dependendo da fitofisionomia e com maior impacto em áreas de maior biomassa. Das variáveis associadas ao fogo para contribuição na perda de serviço de estoque de carbono, confirmou-se apenas a severidade de queimada para Floresta Ombrófila Densa e Ombrófila Mista primária.

Sendo assim, no período 2000 a 2020, o fogo apresentou uma relação substancialmente limitada ao desmatamento na Mata Atlântica do Estado de São Paulo, porém afetou principalmente áreas de Floresta Ombrófila densa de estágio avançado que armazenam carbono e retém sedimentos. Considerando o mesmo período na APA Silveiras, fogo impactou negativamente o controle de erosão com o aumento do aporte de sedimentos em 38,7% e a regulação climática com a redução do estoque de carbono em

43%. Como as Pastagens e Floresta Ombrófila densa, são as áreas mais afetadas por queimadas, são as que mais contribuem para este resultado.

A estimativa do percentual de desmatamento induzido pelo fogo, utilizou dados de cicatrizes de fogo e de desmatamento do Mapbiomas, a partir da intersecção de dados utilizando a plataforma *Google Earth Engine* e o software Quantum Gis. Sendo uma metodologia simples e com dados disponíveis em fácil acesso, porém o alto volume de dados, considerando a extensão no estado e o período de estudo, bem como a alta fragmentação das fitofisionomias, sobretudo a Floresta Estacional Semidecídua, não permitindo uma reprojeção para uma resolução espacial menor, exigiu maior custo computacional e tempo de análise.

A análise do impacto do fogo sobre a regulação hídrica a partir do serviço ecossistêmico de retenção de sedimentos e a regulação climática a partir do estoque e sequestro de carbono, foi realizada pela estimativa desses serviços antes e depois da ocorrência de fogo, utilizando o modelo *Sediment delivery ratio* e *Carbon* do software InVEST para esse levantamento. Os rasters de entrada no programa, dos 21 anos analisados, foram compostos com dados de cicatrizes de fogo MapBiomas, classificadas pelo uso e cobertura e estágio de regeneração também do MapBiomas e fitofisionomias do Inventário Florestal de São Paulo para as áreas queimadas selecionadas. Os fatores diferenciais para a análise do pré e pós queima foi o fator cobertura do solo, para o modelo de retenção de sedimentos, e a biomassa de carbono acima do solo, para o modelo de carbono. Entretanto, a insuficiência desses dados após a ocorrência de fogo na literatura da Mata Atlântica, tanto para o fator cobertura do solo em áreas queimadas, necessário como entrada no InVEST, quanto o fator biomassa de carbono de áreas queimadas, apresentou-se como a principal dificuldade desta pesquisa.

Na tentativa de preencher esta lacuna, foi necessário utilizar metodologias de outras regiões, assim como dados de áreas correlatas, mas externas ao bioma. Com base nessas metodologias, o emprego de índices espectrais configura uma possibilidade. Portanto, o índice NBR (*Normalized Burn Ratio*), utilizado pra detecção e severidade de queimadas, foi utilizado a partir de imagens Landsat com correção atmosférica, no intervalo de passagem do satélite tentando captar o antes e depois do fogo, em data indicada pelos dados do MapBiomas, e então permitir a avaliação da perda do serviço ecossistêmico. O NBR foi normalizado e empregado como ponderador sobre os dados de fator cobertura de

trabalhos de campo conduzidos na Mata Atlântica. Da mesma forma, ponderou dados de biomassa de carbono de trabalhos de campo da Mata Atlântica. Em ambos os casos, precauções foram adotadas com o uso de equações que garantiram que o processo de ponderação não extrapolasse os limites estabelecidos pelo intervalo mínimo e máximo dos valores encontrados na literatura.

Reconhece-se que o conjunto de variáveis inerentes a cada bioma pode produzir resultados diferentes de biomassa pós-queima, porém diante da indisponibilidade de dados, na análise do carbono, foi empregada uma equação obtida por regressão linear derivada de dados pós-incêndio de trabalhos conduzidos no Cerrado e Amazônia. Essa equação foi aplicada aos dados de campo da Mata Atlântica, para a quantificação da biomassa de carbono após o fogo.

A validação dos resultados obtidos com o uso do InVEST, NBR e equações de regressão com resultados de metodologias de campo forneceria os erros associados ao modelo utilizado neste trabalho. Entretanto, embora o trabalho de campo permita observações mais profundas e detalhadas, nem sempre é viável, seja por dificuldade de acesso ou resistência dos proprietários de terra, principalmente tratando-se de queimadas na Mata Atlântica, em que há a proibição do uso do fogo. Por essa razão, a adaptação de metodologias remotas e trabalhos de outras regiões torna-se útil na realização de estimativas dessa natureza.

Também é importante ressaltar que, como os dados do DEM do ALOS PALSAR (12,5 m), do LULC e áreas queimadas do MapBiomas (30 m), e da Erosividade da chuva global (~1km) tem resoluções diferentes, os rasters foram reprojatados para a mesma resolução do ALOS PALSAR, uma vez que a estimativa do Serviço de retenção de sedimentos pelo InVEST, todos os dados de entrada precisam ter a mesma resolução do Modelo Digital de Elevação (DEM). Os dados de erodibilidade são fornecidos em arquivos vetoriais e foram convertidos a arquivos matriciais já para a resolução de 12,5.

Assim como a severidade de queimada, que é calculada pela diferença entre o NBR antes e depois das queimadas, a severidade de seca, avaliada neste estudo pelo Índice Integrado de Seca (IIS) anual, exhibe variação sazonal e está correlacionada com a extensão das áreas queimadas. Contudo, não demonstrou uma influência significativa na perda dos serviços ecossistêmicos analisados. É possível que os resultados pudessem ter maior

significância se o IIS de um período mais curto fosse empregado. No entanto, é importante destacar que o processo de seca é gradual e persiste por um período considerável na região e é um fator que deve continuar a ser avaliado, sobretudo à luz das questões climáticas.

Concluindo, em investigações futuras, é recomendável realizar análises do fogo em diferentes regiões da Mata Atlântica, permitindo o estabelecimento de comparações significativas. Da mesma forma, a utilização de índices alternativos ou metodologias distintas para a quantificação da biomassa de carbono pode contribuir para uma precisão aprimorada e abrangente em relação a todo o bioma. Também é importante realizar a espacialização dessas áreas em relação às áreas de proteção definidas pelo Código Florestal, de forma a aprofundar a análise e melhor embasar tomadores de decisão. A partir dos dados apresentados neste estudo, é possível extrapolar as análises para outras áreas do bioma, incluindo as áreas de desmatamento identificadas, fornecendo parâmetros relevantes para o desenvolvimento de políticas públicas de prevenção e combate a incêndios, a priorização de áreas, a implementação de programas de pagamento por serviços ambientais, redução das alterações climáticas e o alcance das metas estabelecidas em acordos internacionais. Esta pesquisa comprova dados já defendidos de maneira convencional, mas inova trazendo valores quantitativos sobre incêndios e serviços ecossistêmicos na Mata Atlântica, almejando fornecer suporte para iniciativas direcionadas à preservação do bioma, à redução de emissões e ao bem-estar das populações.

REFERÊNCIAS

- AB'SÁBER, A. N. The natural organization of Brazilian inter-and subtropical landscapes. **Revista do Instituto Geológico**, v. 21, n. 1–2, p. 57–70, 2000.
- ADDISON, P.; OOMMEN, T. Post-fire debris flow modeling analyses: case study of the post-Thomas Fire event in California. **Natural Hazards**, v. 100, n. 1, p. 329–343, 2020.
- ALENCAR, A. A. et al. Landscape Fragmentation, Severe Drought and the New Amazon Forest Fire Regime. **Ecological Society of America**, p. 400, 2015.
- ALEWELL, C. et al. Using the USLE: Chances, challenges and limitations of soil erosion modelling. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 7, n. 3, p. 203–225, 2019.
- ANACHE, J. A. A. et al. Runoff and soil erosion plot-scale studies under natural rainfall: A meta-analysis of the Brazilian experience. **Catena**, v. 152, p. 29–39, 2017.
- ANDERSON, L. O.; CUNNINGHAM, C. A. Modelo conceitual de sistema de alerta e de gestão de riscos e desastres associados a incêndios florestais e desafios para políticas públicas no Brasil. **Territorium**, v. 26(I), n. April, p. 43–61, 2019.
- ANDRELLO, A. C. et al. A preliminary survey of soil erosion in a small basin in the Paraná State by using ¹³⁷Cs methodology. **Radiation Physics and Chemistry**, v. 61, n. 3–6, p. 635–636, 2001.
- ANDRELLO, A. C.; APPOLONI, C. R.; GUIMARÃES, M. D. F. Soil erosion determination in a watershed from Northern Paraná (Brazil) using ¹³⁷Cs. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 47, n. 4, p. 659–667, 2004.
- AXIMOFF, I.; RODRIGUES, R. DE C. HISTÓRICO DOS INCÊNDIOS FLORESTAIS NO PARQUE NACIONAL DO ITATIAIA. **Ciência Florestal**, v. 21, n. 1, p. 1, 2011.
- BATISTA, P. V. G. et al. Modelling spatially distributed soil losses and sediment yield in the upper Grande River Basin - Brazil. **Catena**, v. 157, n. September 2016, p. 139–150, 2017.
- BENAYAS, J. M. R. et al. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: A meta-analysis. **Science**, v. 325, n. 5944, p. 1121–1124, 2009.
- BORMA, L. S. et al. Beyond Carbon: The Contributions of South American Tropical Humid and Subhumid Forests to Ecosystem Services. **Reviews of Geophysics**, v. 60, n. 4, p. 1–60, 2022.
- BOVI, R. C. et al. Dynamics of erosion processes in the tropics: a dendrogeomorphological approach in an Ultisol of southeastern Brazil. **Plant and Soil**, v. 443, n. 1–2, p. 369–386, 2019.
- BOYD, J.; BANZHAF, S. What Are Ecosystem Services? The Need for Standardized Environmental Accounting Units. **Resources for the future**, n. January, 2006.
- BRANDES, A. F. DAS N. et al. Fire records in tree rings of *moquiniastrum polymorphum*: Potential for reconstructing fire history in the Brazilian atlantic forest. **Acta Botanica Brasilica**, v. 33, n. 1, p. 61–66, 2019.
- BRANDO, P. et al. Amazon wildfires: Scenes from a foreseeable disaster. **Flora:**

Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants, v. 268, n. April, p. 151609, 2020.

BRANDO, P. M. et al. Abrupt increases in Amazonian tree mortality due to drought-fire interactions. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 111, n. 17, p. 6347–6352, 2014.

BRASIL. LEI Nº 12.651, DE 25 DE MAIO DE 2012. . 2012, p. 1–25.

BRASIL. **THIRD NATIONAL COMMUNICATION OF BRAZIL TO THE UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE**. 2016.

BRASIL. LEI Nº 14.119, DE 13 DE JANEIRO DE 2021. Intitui a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais. . 2021, p. 10p.

CANEDOLI, C. et al. Evaluation of ecosystem services in a protected mountain area: Soil organic carbon stock and biodiversity in alpine forests and grasslands. **Ecosystem Services**, v. 44, n. January, p. 101135, 2020.

CARDINALE, B. J. et al. Citation for the published paper : Publishing Group . Epsilon Open Archive <http://epsilon.slu.se> Biodiversity loss and its impact on humanity. p. 59–67, 2012.

CIPRIANI, H. N. et al. Fire risk map for the Serra de São Domingos Municipal Park, Poços de Caldas, MG. **Cerne**, v. 17, n. 1, p. 77–83, 2011.

CLEMENTE, S. D. S.; OLIVEIRA JÚNIOR, J. F.; LOUZADA, M. A. P. Focos de calor na mata Atlântica do estado do Rio de Janeiro. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 32, n. 4, p. 669–677, 2017.

COCHRANE, M. A.; LAURANCE, W. F. Fire as a large-scale edge effect in Amazonian forests. **Journal of Tropical Ecology**, v. 18, n. 3, p. 311–325, 2002.

COSTA, B. S. C.; FONSECA, E. L. Uso da Potencia Radiativa do Fogo para Estimar o Coeficiente de Consumo de Biomassa em Gramíneas Temperadas no Bioma Mata Atlântica. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 32, n. 2, p. 255–260, 2017.

COSTA, M. B.; MENEZES, L. F. T.; NASCIMENTO, M. T. Post-fire regeneration in seasonally dry tropical forest fragments in southeastern Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciencias**, v. 89, n. 4, p. 2687–2695, 2017.

COSTANZA, R. et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, v. 387, n. 6630, p. 253–260, 1997.

COSTANZA, R. et al. Changes in the global value of ecosystem services. **Global Environmental Change**, v. 26, n. 1, p. 152–158, 2014.

COSTANZA, R. et al. Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go? **Ecosystem Services**, v. 28, p. 1–16, 2017.

CRED; UNDRR. **Human Cost of Disasters - An overview of the last 20 years 2000 - 2019**. 2020.

DA LUZ POTES, M. et al. Soil organic matter in fire-affected pastures and in an Araucaria forest in South-Brazilian Leptosols. **Pesquisa Agropecuaria Brasileira**, v. 47, n. 5, p. 707–715, 2012.

- DA SILVA, R. M.; SANTOS, C. A. G.; SILVA, A. M. Predicting soil erosion and sediment yield in the Tapacurá catchment, Brazil. **Journal of Urban and Environmental Engineering**, v. 8, n. 1, p. 75–82, 2014.
- DE AZEVEDO, T. R. et al. SEEG initiative estimates of Brazilian greenhouse gas emissions from 1970 to 2015. **Scientific Data**, v. 5, p. 1–43, 2018.
- DE CAMARGOS, V. L. et al. Estudo do comportamento do fogo em um trecho de floresta estacional semidecídua no município de Viçosa, Minas Gerais. **Ciencia Florestal**, v. 25, n. 3, p. 537–545, 2015.
- DE GROOT, R. Function-analysis and valuation as a tool to assess land use conflicts in planning for sustainable, multi-functional landscapes. **Landscape and Urban Planning**, v. 75, n. 3–4, p. 175–186, 2006.
- DE MELO, A. C. G.; DURIGAN, G. Impacto do fogo e dinâmica da regeneração da comunidade vegetal em borda de Floresta Estacional Semidecidual (Gália, SP, Brasil). **Revista Brasileira de Botânica**, v. 33, n. 1, p. 37–50, 2010.
- DE OLIVEIRA, P. E.; PASSACANTILI, M. DA G. S. B. Influência antrópica em três ecótonos floresta/campo da Floresta Atlântica do Sudeste do Brasil: análise de micropartículas carbonizadas em solos superficiais. **Hoehnea**, v. 37, n. 4, p. 777–789, 2010.
- DEVIDE, A. C. P. **História Ambiental do Vale do Paraíba**. 2013.
- DEVIDE, A. C. P. et al. História Ambiental do Vale do Paraíba do Sul, Brasil. **Revista Biociências**, v. 20, n. 1, p. 12–29, 2014.
- DIAZ, J. M. Economic Impacts of Wildfire. **Shouthern Fire Exchange**, p. 4, 2012.
- DÍAZ, S. et al. Assessing nature’s contributions to people: Recognizing culture, and diverse sources of knowledge, can improve assessments. **Science**, v. 359, n. 6373, p. 270–272, 2018.
- DODONOV, P. et al. Air and soil temperature across fire-created edges in a Neotropical rainforest. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 276–277, n. August 2018, p. 107606, 2019.
- DOMÍNGUEZ-CASTILLO, V. et al. Using dendrogeomorphology to estimate soil erosion in mixed native species and pine forests on Ultisols in Piracicaba, Brazil. **Geoderma Regional**, v. 21, 2020.
- DOS SANTOS, J. C. N. et al. Land use impact on soil erosion at different scales in the Brazilian semi-arid. **Revista Ciencia Agronomica**, v. 48, n. 2, p. 251–260, 2017.
- FALCÃO, K. DOS S. et al. Surface runoff and soil erosion in a natural regeneration area of the Brazilian Cerrado. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 8, n. 2, p. 124–130, 2020.
- FARIA, B. L. DE et al. Current and future patterns of fire-induced forest degradation in Amazonia. **Environmental Research Letters LETTER**, v. 12, p. 095005, 2017.
- FEREZ, A. P. C. et al. Silvicultural opportunities for increasing carbon stock in restoration of Atlantic forests in Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 350, p. 40–45, 2015.

- FERNÁNDEZ-GARCÍA, V. et al. Wildfire effects on soil properties in fire-prone pine ecosystems: Indicators of burn severity legacy over the medium term after fire. **Applied Soil Ecology**, v. 135, n. January 2018, p. 147–156, 2019.
- FERNÁNDEZ-RAGA, M. et al. Comparative Analysis of Splash Erosion Devices for Rainfall Simulation Experiments: A Laboratory Study. **Water**, v. 11, n. 1228, p. 1–21, 2019.
- FIDELIS, A. et al. The year 2017: Megafires and management in the cerrado. **Fire**, v. 1, n. 3, p. 1–11, 2018.
- FIDELIS, A.; PIVELLO, V. Deve-se usar o fogo como instrumento de manejo no Cerrado e Campos Sulinos? **Biodiversidade Brasileira**, v. 1, n. 2, p. 12–25, 2011.
- FILKOV, A. I. et al. Impact of Australia's catastrophic 2019/20 bushfire season on communities and environment. Retrospective analysis and current trends. **Journal of Safety Science and Resilience**, v. 1, n. 1, p. 44–56, 2020.
- FISCH, G.; SANTOS, T. A.; SILVA, R. C. Water security in the Vale do Paraíba's basin: future scenarios. **Revista Ambiente e Agua**, v. 12, n. 6, p. 881–887, 2017.
- GARRASTAZÚ, M. C. et al. Carbon sequestration and riparian zones: Assessing the impacts of changing regulatory practices in Southern Brazil. **Land Use Policy**, v. 42, p. 329–339, 2015.
- GLIKSON, A. Fire and human evolution: The deep-time blueprints of the Anthropocene. **Anthropocene**, v. 3, n. 2013, p. 89–92, 2013.
- GOMES, L. et al. Using Geotechnology to Estimate Annual Soil Loss Rate in the Brazilian Cerrado. **Journal of Geographic Information System**, v. 09, n. 04, p. 420–439, 2017.
- GUEDES, B. et al. Vulnerability of small forest patches to fire in the Paraíba do Sul River Valley, southeast Brazil: Implications for restoration of the Atlantic Forest biome. **Journal of Forest Ecology and Management**, 2019.
- GUEDES, B. J. et al. Vulnerability of small forest patches to fire in the Paraíba do Sul River Valley, southeast Brazil: Implications for restoration of the Atlantic Forest biome. **Forest Ecology and Management**, v. 465, p. 118095, 2020.
- GUIDOTTI, V. et al. O Código Florestal na Mata Atlântica. **Sustentabilidade em Debate**, v. 11, n. September, 2021.
- GUIMARÃES, M. F.; NASCIMENTO FILHO, V. F.; RITCHIE, J. Application of cesium-137 in a study of soil erosion and deposition in Southeastern Brazil. **Soil Science**, v. 168, n. 1, p. 45–53, 2003.
- HAINES-YOUNG, R. Land use and biodiversity relationships. **Land Use Policy**, v. 26, n. SUPPL. 1, 2009.
- HAINES-YOUNG, R.; POTSCHIN, M. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5. 1. Guidance on the Application of the Revised Structure. **Fabis Consulting**, n. January, p. 53, 2018.
- HARDESTY, J.; MYERS, R.; FULKS, W. Fire, ecosystems and people: a preliminary assessment of fire as a global conservation issue. **Fire Management**, v. 22, n. 4, p. 78–87, 2005.

HERRING, S. C. et al. Explaining extreme events of 2018 from a climate perspective. **Bulletin of the American Meteorological Society**, v. 95, n. 9, p. S1–S96, 2014.

HOOPER, D. U. et al. EFFECTS OF BIODIVERSITY ON ECOSYSTEM FUNCTIONING: A CONSENSUS OF CURRENT KNOWLEDGE. **Ecological Monographs**, v. 75, n. 1, p. 3–35, 2005.

HOSSEINI, M. et al. Effect of fire frequency on runoff, soil erosion, and loss of organic matter at the micro-plot scale in north-central Portugal. **Geoderma**, v. 269, p. 126–137, 2016.

HOSSEINI, M. et al. Developing generalized parameters for post-fire erosion risk assessment using the revised Morgan-Morgan-Finney model: A test for north-central Portuguese pine stands. **Catena**, v. 165, n. February, p. 358–368, 2018.

HUNTLEY, B. J.; WALKER, B. H. **ECOLOGY OF TROPICAL SAVANNAS**. 1982.

IBGE. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. 2012.

IPBES. **The IPBES regional assessment report on Biodiversity and Ecosystem Services for the Americas Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services**. 2018.

IPCC. **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4. Agriculture, Forestry and other land use**. 2006.

IPCC. **Summary for Policymakers Climate Change 2014. Impacts, Adaptation, and Vulnerability**. 2014.

IPCC. Aquecimento Global de 1,5°C: Sumário para Formuladores de Políticas. **Ipcc**, p. 28, 2019.

IPCC, 2012: SUMMARY FOR POLICYMAKERS. IN: MANAGING THE RISKS OF EXTREME EVENTS AND DISASTERS TO ADVANCE et al. Managing the risks of extreme events and disasters to advance climate change adaptation: Special report of the intergovernmental panel on climate change. **Managing the Risks of Extreme Events and Disasters to Advance Climate Change Adaptation: Special Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**, v. 9781107025, n. September, p. 1–582, 2012.

JESUS, J. B. DE et al. Análise da incidência temporal, espacial e de tendência de fogo nos biomas e unidades de conservação do Brasil. **Ciência Florestal**, v. 30, n. 1, p. 176, 2020.

JOLLY, W. M. et al. Climate-induced variations in global wildfire danger from 1979 to 2013. **Nature Communications**, v. 6, n. 1, p. 1–11, 14 nov. 2015.

JOLY, C. A. et al. BPBES_Diagnostico Brasileiro de Biodiversidade e SE. **Ed. Globo**, p. 351, 2019.

JÚNIOR, J. F. O. et al. Relação entre o Standardized Precipitation Index (SPI) e os Relatórios de Ocorrência de Incêndios (ROI) no Parque Nacional do Itatiaia. **Floresta e Ambiente**, v. 24, p. 24–27, 2017.

KAMPF, S. K. et al. PEMIP: Post-fire erosion model inter-comparison project. **Journal of Environmental Management**, v. 268, n. May, p. 110704, 2020.

KEELEY, J. E. Fires. **General Ecology** |, p. 171–188, 2008.

KEIZER, J. J. et al. The effectiveness of two contrasting mulch application rates to reduce post-fire erosion in a Portuguese eucalypt plantation. **Catena**, v. 169, n. May, p. 21–30, 2018.

KEY, C.; BENSON, N. Landscape assessment: Ground measure of severity; The Composite Burn Index, and remote sensing of severity, the Normalized Burn Index. In FIREMON: Fire Effects Monitoring and Inventory System; Lutes, D., Keane, R., Caratti, J., Key, C., Benson, N., Suther. **FIREMON fire eff. Monit. Invent. Syst.**, v. (General t, p. LA1–LA55, 2006.

KEY, C. H.; BENSON, N. **Measuring and remote sensing of burn severity: the CBI and NBR Joint Fire Science Conference and Workshop**. 1999.

KONOVALOV, I. B. et al. Atmospheric impacts of the 2010 Russian wildfires: Integrating modelling and measurements of an extreme air pollution episode in the Moscow region. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 11, n. 19, p. 10031–10056, 2011.

LAGOUVARDOS, K. et al. Meteorological conditions conducive to the rapid spread of the deadly wildfire in eastern attica, Greece. **Bulletin of the American Meteorological Society**, v. 100, n. 11, p. 2137–2145, 2019.

LARA, A. A. C. Reflexiones teórico-metodológicas sobre la cultura de sustentabilidad en el manejo de aguas transfronterizas del bajo río Colorado. **Culturales**, v. VI, n. 12, p. 9–42, 2010.

LARSEN, F. W.; TURNER, W. R.; BROOKS, T. M. Conserving Critical Sites for Biodiversity Provides Disproportionate Benefits to People. **Priority Sites and Ecosystem Services**, v. 7, n. 5, 2012.

LARSEN, I. J.; MACDONALD, L. H. Predicting postfire sediment yields at the hillslope scale: Testing RUSLE and Disturbed WEPP. **Water Resources Research**, v. 43, n. 11, p. 1–18, 2007.

LEHMANN, C. E. R. et al. Savanna Vegetation-Fire-Climate Relationships Differ Among Continents. **Science**, v. 343, p. 548, 2014.

LI, G.; FANG, C. Global mapping and estimation of ecosystem services values and gross domestic product: A spatially explicit integration of national ‘green GDP’ accounting. **Ecological Indicators**, v. 46, p. 293–314, 1 nov. 2014.

LIMA FARIAS, T. R. et al. Unpaved rural roads as source areas of sediment in a watershed of the Brazilian semi-arid region. **International Journal of Sediment Research**, v. 34, n. 5, p. 475–485, 2019.

LOISELLE, D. et al. Projecting impacts of wildfire and climate change on streamflow, sediment, and organic carbon yields in a forested watershed. **Journal of Hydrology**, v. 590, p. 125403, 2020.

LU, D. et al. Mapping soil erosion risk in Rondônia, Brazilian Amazonia: Using RUSLE, remote sensing and GIS. **Land Degradation and Development**, v. 15, n. 5, p. 499–512, 2004.

MACE, G. M.; NORRIS, K.; FITTER, A. H. Biodiversity and ecosystem services: A

- multilayered relationship. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 27, n. 1, p. 19–26, 2012.
- MAMUJI, A. A.; ROZDILSKY, J. L. Wildfire as an increasingly common natural disaster facing Canada: understanding the 2016 Fort McMurray wildfire. **Natural Hazards**, v. 98, n. 1, p. 163–180, 2019.
- MARENGO, J. A. et al. Extreme Drought in the Brazilian Pantanal in 2019 – 2020 : Characterization, Causes, and Impacts. **Frontiers in Water**, v. 3, n. February, 2021.
- MARENGO, J. A.; ALVES, M. L. TENDÊNCIAS HIDROLÓGICAS DA BACIA DO RIO PARAÍBA DO SUL. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 20, n. 2, p. 215–226, 2005.
- MEA. **Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis** Island Press, Washington, DC. 2005.
- MEDEIROS, G. D. O. R. et al. Estimates of Annual Soil Loss Rates in the State of São Paulo, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 40, n. e0150497, p. 1–18, 2016.
- MENDONÇA, P. G. et al. Temporal and spatial uncertainty of erosion soil loss from an argisol under sugarcane management scenarios. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 42, p. 1–15, 2018.
- MENEZES, G. S. C.; CAZETTA, E.; DODONOV, P. Vegetation structure across fire edges in a Neotropical rain forest. **Forest Ecology and Management**, v. 453, n. May, p. 117587, 2019.
- MINELLA, J. P. G.; WALLING, D. E.; MERTEN, G. H. Establishing a sediment budget for a small agricultural catchment in southern Brazil, to support the development of effective sediment management strategies. **Journal of Hydrology**, v. 519, n. PB, p. 2189–2201, 2014.
- MOODY, J. A. et al. Current research issues related to post-wildfire runoff and erosion processes. **Earth-Science Reviews**, v. 122, p. 10–37, 2013.
- MORENO, J. M. et al. **Adaptación frente a los riesgos del cambio climático en los países iberoamericanos – Informe RIOCCADAPT**. 2013.
- MUNANG, R. et al. The role of ecosystem services in climate change adaptation and disaster risk reduction. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 5, n. 1, p. 47–52, 2013.
- MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 2, p. 853–858, 2000.
- MYERS, R. L. **Convivendo com o Fogo —Manutenção dos Ecossistemas & Subsistência com o Manejo Integrado do Fogo**. 2006.
- NACINOVIC, M. G. G.; MAHLER, C. F.; AVELAR, A. DE S. Soil erosion as a function of different agricultural land use in Rio de Janeiro. **Soil and Tillage Research**, v. 144, p. 164–173, 2014.
- NATIONS, U. **KYOTO PROTOCOL TO THE UNITED NATIONS FRAMEWORK**. 1998.
- NATIONS, U. **Paris agreement**. 2015.

NEITSCH, S. L. et al. **Soil & Water Assessment Tool Theoretical Documentation Version 2009**. 2009.

O'BRIEN, K. et al. **Disaster Risk Reduction , Climate Change Adaptation and Human Security Norwegian Ministry of Foreign Affairs Disaster Risk Reduction , Climate Change Adaptation and Human Security**. 2008.

OLIVEIRA-JÚNIOR, J. F. DE et al. Fire foci related to rainfall and biomes of the state of Mato Grosso do Sul, Brazil. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 282–283, p. 107861, 2020.

OLIVER, T. H. et al. Biodiversity and resilience of ecosystem functions. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 30, n. 11, p. 673–684, 2015.

PADOVESI, A. et al. **OPORTUNIDADES PARA RESTAURAÇÃO DE PAISAGENS E FLORESTAS NA PORÇÃO PAULISTA DO DO VALE DO PARAÍBA: Plano de Desenvolvimento Florestal Territorial para a porção paulista do Vale do Paraíba Secretaria**. 2018.

PAIVA, A. C. DA E. et al. Urban expansion and its impact on water security: The case of the Paraíba do Sul River Basin, São Paulo, Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 720, 2020.

PAIXÃO, L. A.; PRIORI, A. A. As transformações socioambientais da paisagem rural a partir de um desastre ambiental (Paraná, 1963). **Estudos Históricos (Rio de Janeiro)**, v. 28, n. 56, p. 323–342, 2015.

PAVANI, B. F. et al. Estimating and valuing the carbon release in scenarios of land-use and climate changes in a Brazilian coastal area. **Journal of Environmental Management**, v. 226, n. August, p. 416–427, 2018.

PAVANI, B. F. et al. Payments for Ecosystem Services To Water Resources Protection in Paraíba Do Sul Environmental Protection Area. **Ambiente & Sociedade**, v. 23, 2020.

PEREIRA, L. F.; FERREIRA, C. F. C.; GUIMARÃES, R. M. F. Manejo, Qualidade E Dinâmica Da Degradação De Pastagens Na Mata Atlântica De Minas Gerais - Brasil. **Nativa**, v. 6, n. 4, p. 370, 2018.

PIVELLO, V. R. et al. Understanding Brazil's catastrophic fires: Causes, consequences and policy needed to prevent future tragedies. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 19, n. 3, p. 233–255, 2021.

PRADO, R. B. et al. Current overview and potential applications of the soil ecosystem services approach in Brazil. **Pesquisa Agropecuaria Brasileira**, v. 51, n. 9, p. 1021–1038, 2016.

PRELGAUSKAS, E. Helping fire-impacted families in rebuilding: Toward enhanced community resilience outcomes. **Australian Journal of Emergency Management**, v. 31, n. 4, p. 56–61, 2016.

REIS, B. P. et al. Influence of fire on the natural regeneration of a semideciduous seasonal rainforest fragment. **Floresta e Ambiente**, v. 25, n. 4, 2018.

RENARD, K. G.; FERREIRA, V. A. RUSLE Model Description and Database Sensitivity. **Journal of Environmental Quality**, v. 22, n. 3, p. 458–466, 1993.

- RIBEIRO, L. M. et al. Extreme wildfires and disasters around the world: Lessons to be learned. **Extreme Wildfire Events and Disasters: Root Causes and New Management Strategies**, p. 31–51, 2020.
- ROBICHAUD, P. R. et al. Infiltration and interrill erosion rates after a wildfire in western Montana, USA. **Catena**, v. 142, p. 77–88, 2016.
- ROBINNE, F. N. et al. Wildfire impacts on hydrologic ecosystem services in North American high-latitude forests: A scoping review. **Journal of Hydrology**, v. 581, n. November 2019, p. 124360, 2020.
- ROCHA JUNIOR, P. R. DA et al. Soil, water, and nutrient losses from management alternatives for degraded pasture in Brazilian Atlantic Rainforest biome. **Science of the Total Environment**, v. 583, p. 53–63, 2017.
- RONQUIM, C. C.; COCHARSKI, T. C. D. USO E OCUPAÇÃO DO SOLO, VALE DO PARAÍBA DO SUL, 1985. 1985.
- RONQUIM, C. C.; COCHARSKI, T. C. D. USO E OCUPAÇÃO DO SOLO, VALE DO PARAÍBA DO SUL, 2015. **Embrapa. Ministério da Agricultura e Pecuária**, 2015.
- SANSEVERO, J. B. B. et al. Past land-use and ecological resilience in a lowland Brazilian Atlantic Forest: implications for passive restoration. **New Forests**, v. 48, n. 5, p. 573–586, 2017.
- SANSEVERO, J. B. B. et al. Fire drives abandoned pastures to a savanna-like state in the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 18, n. 1, p. 31–36, 2020.
- SÃO PAULO, I. F. **Inventário Florestal do Estado de São Paulo. 2020. Mapeamento da Cobertura Vegetal Nativa**. [s.l: s.n.].
- SCHMIDT, I. B. et al. Fire management in the Brazilian savanna : First steps and the way forward. n. October 2017, p. 2094–2101, 2018.
- SEEG. **Análise das emissões de gases de efeito estufa e suas implicações para as metas climáticas do Brasil 1970-2022**. 2023.
- SHAKESBY, R. A. et al. Impacts of prescribed fire on soil loss and soil quality: An assessment based on an experimentally-burned catchment in central Portugal. **Catena**, v. 128, n. June 2016, p. 278–293, 2015.
- SHAKESBY, R. A.; DOERR, S. H. Wildfire as a hydrological and geomorphological agent. **Earth-Science Reviews**, v. 74, n. 3–4, p. 269–307, 2006.
- SHIMAMOTO, C. Y.; BOTOSSO, P. C.; MARQUES, M. C. M. How much carbon is sequestered during the restoration of tropical forests ? Estimates from tree species in the Brazilian Atlantic forest. **Forest Ecology and Management**, v. 329, p. 1–9, 2014.
- SHU-REN, Y. Effects of fire disturbance on forest hydrology. **Journal of Forestry Research**, v. 14, n. 4, p. 331–334, 2003.
- SILVA, C. G. DA et al. Atributos físicos, químicos e erosão entressulcos sob chuva simulada, em sistemas de plantio direto e convencional. **Engenharia Agrícola**, v. 25, n. 1, p. 144–153, 2005.

- SILVA, F. DAS G. B. DA et al. Previsão da perda de solo na Fazenda Canchim - SP (EMBRAPA) utilizando geoprocessamento e o USLE 2D. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 15, n. 2, p. 141–148, 2010.
- SILVA, R. F. B. DA et al. Land Changes Fostering Atlantic Forest Transition in Brazil: Evidence from the Paraíba Valley. **Professional Geographer**, v. 69, n. 1, p. 80–93, 2016.
- SILVA, R. F. B. DA; BATISTELLA, M.; MORAN, E. F. Socioeconomic changes and environmental policies as dimensions of regional land transitions in the Atlantic Forest, Brazil. **Environmental Science and Policy**, v. 74, n. April, p. 14–22, 2017.
- SILVA, R. M. DA; SANTOS, C. A. G.; DOS SANTOS, J. Y. G. Evaluation and modeling of runoff and sediment yield for different land covers under simulated rain in a semiarid region of Brazil. **International Journal of Sediment Research**, v. 33, n. 2, p. 117–125, 2018.
- SILVA, K. G. et al. Spatial and temporal distribution of species diversity in semideciduous seasonal forests with occurrence of fire. **Revista de Biología Tropical**, v. 65, n. 2, p. 525–534, 2017.
- SOS MATA ATLÂNTICA; INPE. Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica, 2017-2018. **Relatório Técnico**, p. <http://mapas.sosma.org.br/>, 2018.
- SOS MATA ATLÂNTICA; INPE. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica: período 2019/2020, relatório técnico**. 2021.
- SOUZA, T. C. DE O. et al. Spectral trend of vegetation with rainfall in events of El Niño-Southern Oscillation for Atlantic Forest biome, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 190, n. 11, p. 1–14, 2018.
- STOOF, C. R. et al. Soil surface changes increase runoff and erosion risk after a low-moderate severity fire. **Geoderma**, v. 239, p. 58–67, 2015.
- STRASSBURG, B. B. N. et al. Global priority areas for ecosystem restoration. **Naure**, n. August 2019, 2020.
- TELLES, T. S.; GUIMARÃES, M. DE F.; DECHEN, S. C. F. The costs of soil erosion. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 2, p. 287–298, 2011.
- TIECHER, T. et al. Fingerprinting sediment sources in a large agricultural catchment under no-tillage in Southern Brazil (Conceição River). **Land Degradation and Development**, v. 29, n. 4, p. 939–951, 2018.
- TOMAS, W. M. et al. Counting the Dead : 17 Million Vertebrates Directly Killed by the 2020 ' s Wildfires in the Pantanal. p. 1–16, 2020.
- TORRES, F. T. P. et al. Análise Do Perfil Dos Incêndios Florestais No Parque Estadual Da Serra Do Brigadeiro E Entorno (Mg). **Ciência Florestal**, v. 28, n. 3, p. 1008, 2018.
- TURCO, M. et al. Climate drivers of the 2017 devastating fires in Portugal. **Scientific Reports**, v. 9, n. 1, p. 1–8, 2019.
- UNDRR. **GAR. Global Assessment Report on Disaster Risk Reduction**. 2019.
- UNISDR. **Marco de Sendai para a Redução do Risco de Desastres 2015 - 2030**. 2015 .
- VALENTE, M. L. et al. Quantification of sediment source contributions in two paired

catchments of the Brazilian Pampa using conventional and alternative fingerprinting approaches. 2020.

VAN DER PLOEG, S.; DE GROOT, D.; WANG, Y. **The TEEB Valuation Database: data and results**. 2010.

VASCONCELOS, S. S. DE et al. Forest fires in southwestern Brazilian Amazonia: Estimates of area and potential carbon emissions. **Forest Ecology and Management**, v. 291, p. 199–208, 2013.

VERA DIAZ, C. et al. O Prejuízo Oculto do Fogo: Custos Econômicos das Queimadas e Incêndios Florestais na Amazônia. **Relatório do Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia (IPAM) em colaboração com o Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (IPEA) e o Centro de Pesquisa Woods Hole (WHRC)**, p. 1–43, 2002.

VIEIRA, A. C. et al. Fogo e seus efeitos na qualidade do solo de pastagem. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 09, n. 06, p. 1703–1711, 2016.

VIEIRA, D. C. S. et al. Predicting the effectiveness of different mulching techniques in reducing post-fire runoff and erosion at plot scale with the RUSLE, MMF and PESERA models. **Environmental Research**, v. 165, n. November 2017, p. 365–378, 2018a.

VIEIRA, D. C. S. et al. Key factors controlling the post-fire hydrological and erosive response at micro-plot scale in a recently burned Mediterranean forest. **Geomorphology**, v. 319, p. 161–173, 2018b.

VIEIRA, S. A. et al. Stocks of carbon and nitrogen and partitioning between above- and belowground pools in the Brazilian coastal Atlantic Forest elevation range. p. 421–434, 2011.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses: A guide to conservation planning**. 1978. v. 537

WITTMANN, H. et al. Sediment production and delivery in the Amazon River basin quantified by in situ-produced cosmogenic nuclides and recent river loads. **Bulletin of the Geological Society of America**, v. 123, n. 5, p. 934–950, 2011.

ZOLIN, C. A. et al. The first Brazilian municipal initiative of payments for environmental services and its potential for soil conservation. **Agricultural Water Management**, v. 137, p. 75–83, 2014.

APÊNDICE A – Mapas da relação do fogo com o desmatamento na Mata Atlântica

Mata Atlântica no Estado de São Paulo e as fitofisionomias predominantes

O estado de São Paulo, uma das economias mais ricas do mundo (32,2% do PIB brasileiro:(IBGE, 2019)) é dividido em 645 municípios, abrangendo uma área de 248.219,94 km² (2,9% do território brasileiro) e uma população de quase 45 milhões de habitantes (cerca de 21% da população total do país), sendo o mais populoso do Brasil (WALDVOGEL et al., 2021). A vegetação nativa de São Paulo está distribuída entre os Biomas da Mata Atlântica e do Cerrado, com uma área original proporcional de 67,3% e 32,7%, respectivamente. Atualmente, apenas 22,9% da área do estado é coberta por ambos os Biomas, dos quais 10,1% são florestas ombrófilas densas ou perenes (EGF) e 31,8% são florestas semidecíduas sazonais (SSF) (SÃO PAULO, 2020)(Figura 1).

As florestas ombrófilas densas são predominantemente ocupadas por árvores perenes, epífitas, com um dossel uniforme e não sujeitas a períodos secos, enquanto as florestas semidecíduas sazonais ocorrem sob um clima com estação seca bem definida, levando a uma perda de folhas no dossel das árvores de 20 a 50% (IBGE, 2012). Apesar de ocupar uma área menor, a floresta estacional semidecídua é mais dispersa pelo território do estado, com 201.560 fragmentos com uma média de 9,16 ha ($\pm 79,86$), enquanto a floresta perene possui 76.368 fragmentos com uma média de 31,57 ha ($\pm 1.902,67$) (SÃO PAULO, 2020).

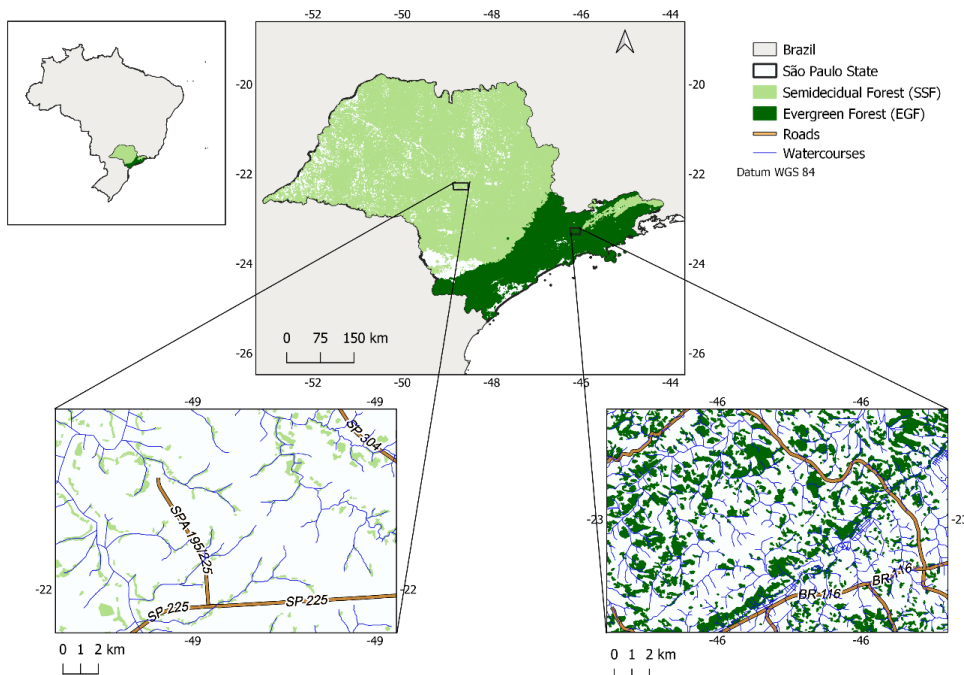


Figura 1: Floresta Ombrófila densa e estacional semidecídua do Estado de São Paulo, com parcelas aumentadas evidenciando fragmentação da vegetação e distâncias de cursos d'água e estradas.

Na Floresta sempre verde (EGF), o desmatamento representou 16.026 fragmentos em uma área total de 47.560,14 ha, sendo 55,2% de floresta primária e 44,8% de floresta secundária (Figura 2). A maioria dos fragmentos desmatados (96,3%) tiveram entre 2 e 5 ha (floresta primária: $3,05 \pm 1,74$ ha e floresta secundária: $2,86 \pm 1,29$ ha). Cicatrizes de incêndio na EGF foram verificadas em 32.846 fragmentos em uma área total quase triplicada em relação ao desmatamento. A maioria dos fragmentos de floresta queimada (95,9%) tiveram entre 2 e 10 ha ($4,25 \pm 3,7$ ha). A queima e o desmatamento na EGF ocorreram em 952 fragmentos, com uma área total de 1.316,49 ha, dos quais 63,6% eram de floresta primária ($1,46 \pm 1,56$ ha) e 36,3%, secundária ($1,26 \pm 1,36$ ha). A maioria dos fragmentos queimados e desmatados tinha entre 1 e 5 ha (51,68%), seguido por 47,5% de fragmentos com tamanho inferior a 1 ha.

Para a floresta estacional semidecídua (SSF), o desmatamento representou um número significativamente maior de fragmentos, mas com uma área menor (~33.000 ha), sendo 32,3% de floresta primária e 67,6% de floresta secundária (Figura 2). A maioria dos fragmentos desmatados (80,1%) tiveram menos de 1 ha, e 19,4% estavam entre 1 e 5 ha (floresta primária: $0,95 \pm 1,27$ ha e floresta secundária: $0,75 \pm 0,62$ ha). O desmatamento e a queima na SSF representam 0,5% do desmatamento total nessa fitofisionomia, dos quais 64,6% eram de floresta primária ($0,52 \pm 0,57$ ha) e 35,4%, secundária ($0,36 \pm 0,31$ ha). A maioria dos fragmentos queimados e desmatados tinha 6 ha (91%).

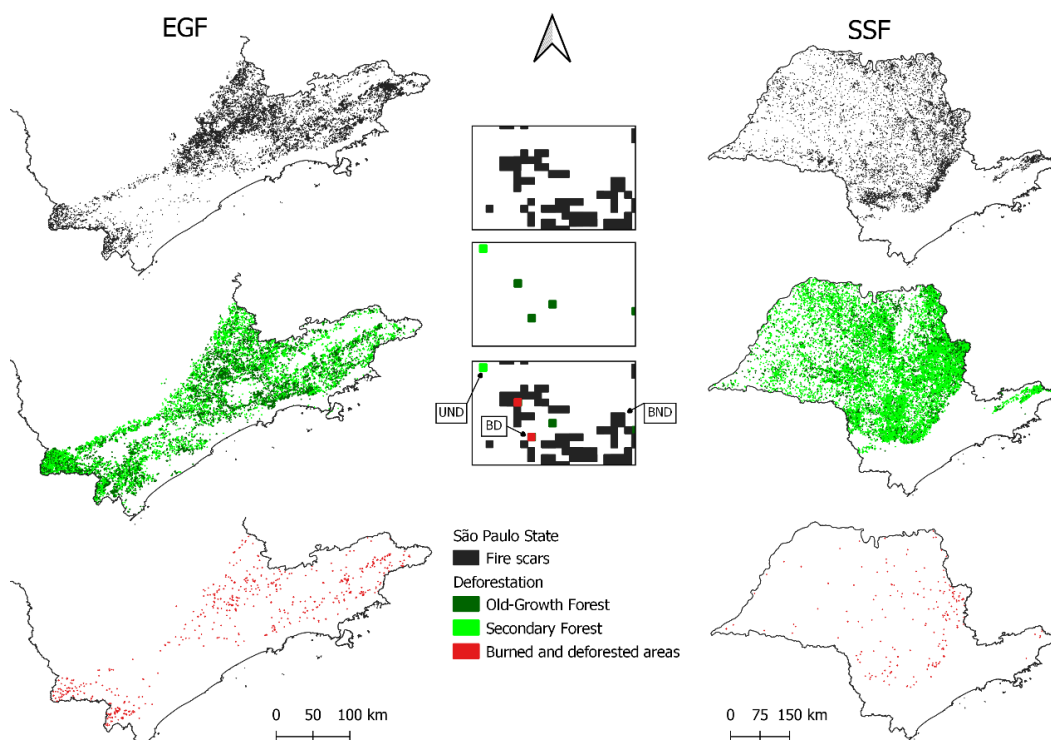


Figura 2: Distribuição espacial de áreas queimadas e não desmatadas (preto), desmatadas e não queimadas (verde) e queimadas e desmatadas (vermelho) em floresta primária (verde escuro) e secundária (verde claro) em Ombrófila Densa (A) e Estacional Semidecídua (B) no estado de São Paulo no período de 2000 a 2019.

A densidade de Kernel indicou que as regiões com mais áreas queimadas e desmatadas em EGF as bacias hidrográficas do Paraíba do Sul, Tietê, Piracicaba e Vale do Ribeira (Figura 4), enquanto a SSF, localizaram-se na porção central do estado, principalmente na região de Perdões e Mogi-Guaçu.

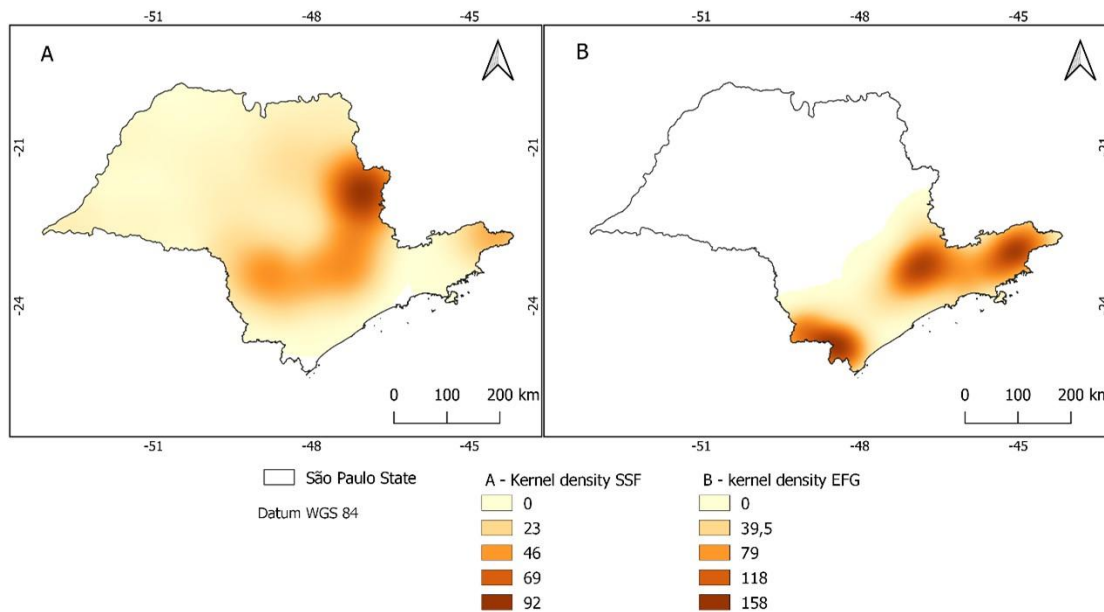


Figura 3: Densidade de Kernel de áreas queimadas e desmatadas entre os anos de 2000 a 2019 em Floresta Estacional semidecídua (SSF - A) e Ombrófila Densa (EGF - B) no Estado de São Paulo.

Pela frequência de áreas queimadas e dematadas foi possível identificar as áreas de proteção ambiental mais ameaçadas pelo desmatamento induzido pelo fogo (Figura 5).

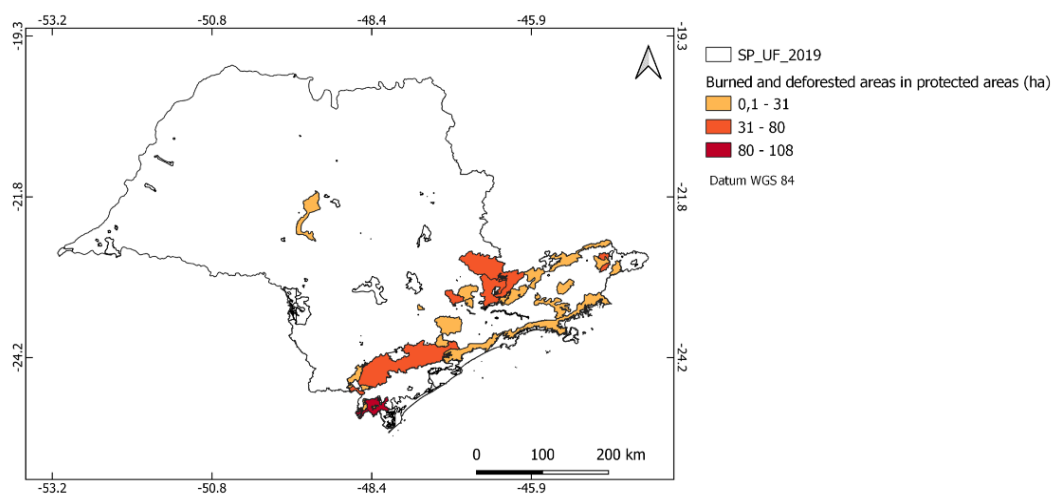


Figura 3: Frequência de áreas queimadas e desmatadas nas unidades de conservação do Estado de São Paulo.

REFERÊNCIAS:

IBGE. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. 2012. Disponível em: <<http://www.bcb.gov.br/pec/GCI/PORT/readout/readout.asp>>.

IBGE. **Produto Interno Bruto dos Municípios 2017**.

SÃO PAULO, I. F. **Inventário Florestal do Estado de São Paulo. 2020. Mapeamento da Cobertura Vegetal Nativa**. 2020.

WALDVOGEL, B. C. et al. Projeções e estimativas da população paulista para 2020 e 2021. **SEADE SP Demográfico - Projeções Populacionais**, v. Dezembro, n. 4, p. 1–10, 2021.

APÊNDICE B – Valoração da perda de carbono na APA Silveiras

Realizou-se uma concisa análise de valoração dos serviços ecossistêmicos associados ao estoque de carbono, considerando, porém, que os valores inerentes à natureza e seus serviços ecossistêmicos são intrinsicamente incalculáveis, e qualquer tentativa de monetização é inerentemente injusta. A presente valoração é destinada a subsidiar políticas públicas voltadas à conscientização ambiental e restauração florestal, resguardando-se contra a instrumentalização inadequada desses resultados. Até que um novo paradigma econômico seja estabelecido, estas valorações devem ser interpretadas como contribuições para iniciativas de conscientização e ações de descarbonização, evitando sua deturpação como meras estratégias de marketing verde.

Desta forma, com base nos dados de perda de carbono na APA Silveiras, encontrados na pesquisa, foi calculado quanto representaria em valor financeiro a perda do carbono equivalente se houvesse a transação como crédito de carbono em mercados internacionais. O valor da tonelada de carbono foi US\$90,00 seguindo o valor do Mercado Regulado (WORLD BANK., 2023) e US\$ 5.80/ton do Mercado Voluntário (ECOSYSTEM MARKETPLACE, 2022).

Se a perda equivalente de carbono tivesse sido negociada como créditos de carbono no Mercado Regulado, poderiam ser arrecadados 5 milhões de dólares, ou cerca de 323 mil no mercado voluntário, especialmente em florestas primárias (Tabela 1). Considerando o valor por hectare, a floresta primária poderia arrecadar mais dinheiro. Até mesmo classes de uso geralmente com baixos estoques de carbono, como pastagens, desempenham um papel importante na perda de carbono, pois ocorrem em grandes áreas e são as mais afetadas por incêndios. Valorando a perda de carbono devido à conversão da classe de Cobertura do Uso do Solo e da Vegetação (LULC) em até três anos, poderiam ser obtidos US\$ 369.270,00 no mercado regulado.

Avaliando a perda de carbono em créditos de carbono, De Lima et al. (2020) contabilizaram a perda de US\$2,3 bilhões em todas as áreas protegidas da Mata Atlântica devido ao desmatamento. Pavani et al. (2018) registraram US\$3,2 milhões em uma área de aproximadamente 186 mil hectares ao longo de 20 anos, por meio da análise das mudanças no uso da terra. Neste trabalho em uma área protegida da Mata Atlântica de 2385,18 hectares, registrou-se uma perda de US\$5 milhões em carbono de 2000 a 2020, com uma média anual de 239 mil, considerando apenas áreas queimadas em até 15 dias. Quando a análise é direcionada para a mudança no uso induzida pelo fogo, ao longo de um período de 3 anos, essa perda diminui para US\$369 mil e, se a considerarmos até 2022, diminui ainda mais para US\$76 mil, considerando apenas o mercado regulado. Embora a sequestro de carbono tenha ocorrido ao longo desses anos, evidenciada pela redução nas perdas, ela está compensando apenas o que foi perdido em anos anteriores. Mesmo assim, a porcentagem de conversão de áreas florestais para mosaico e desmatamento, embora pequena, é significativa considerando a perda de carbono de 2 GgC em 3 anos e a possibilidade de repetir essa porcentagem para outras áreas da Mata Atlântica. Tema que deve ser explorado em trabalhos futuros.

Table 1: Valoração da perda de armazenamento de carbono considerando séries temporais de 2000 a 2020, abrangendo as classes de floresta, eucalipto e pastagem na APA Silveiras, Mata Atlântica. (*Valores médios)

LULC (antes e depois do fogo)	Área queimada (ha)	Perda de carbono (ton)	Mercado regulado (2023 - USD\$90,00)	Mercado voluntário (2022 - USD\$5,80)	Média de perda de carbono/ha	Mercado regulado (2023 - USD\$90,00/ha)	Mercado voluntário (2022* - USD\$5,80)/ha
Pastagem	1104.09	-3239.27	-291.534.33	-18.787.77	-2.93	-264.05	-17.02
Campos de altitude	98.24	-424.03	-38.162.90	-2.459.39	-4.32	-388.48	-25.04
Eucalyptus	13.80	-502.00	-45.179.85	-2.911.59	-36.38	-3.274.61	-211.03
Estacional semidecídua secundária	19.92	-486.34	-43.770.67	-2.820.78	-24.42	-2.197.43	-141.61
Estacional semidecídua primária	10.83	-704.47	-63.401.99	-4.085.91	-65.06	-5.855.37	-377.35
Ombrófila densa secundária	135.87	-3359.10	-302.318.66	-19.482.76	-24.72	-2.225.07	-143.39
		-	3.968.965.2	-			
Ombrófila densa primária	924.39	44099.61	2	255.777.76	-47.71	-4.293.63	-276.70
Ombrófila mista secundária	6.94	-155.80	-14.022.09	-903.65	-22.46	-2.021.35	-130.26
Ombrófila mista primária	71.12	-2737.28	-246.355.51	-15.876.24	-38.49	-3.464.09	-223.24
Total 21 anos	2,385.18	55,707.90	5,013,711.2	323,105.83	-23.36	-2,102.03	-135.46
Por ano	113.58	-2,652.76	-238,748.15	-15,385.99	-1.11	-100.10	-6.45
LULC (antes do fogo e até 3 anos depois)	Área queimada (ha)	Perda de carbono (ton)	Mercado regulado (2023 - USD\$90,00)	Mercado voluntário (2022 - USD\$5,80)	Média de perda de carbono/ha	Mercado regulado (2023 - USD\$90,00/ha)	Mercado voluntário (2022* - USD\$5,80)/ha
Pastagem	1104.09	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Campos de altitude	98.24	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Eucalyptus	13.80	-74.13	-6.672.03	-429.98	-5.37	-483.59	-31.16
Estacional semidecídua secundária	19.92	275.06	24.755.03	1.595.32	13.81	1.242.78	80.09
Estacional semidecídua primária	10.83	-14.10	-1.268.84	-81.77	-1.30	-117.18	-7.55
Ombrófila densa secundária	135.87	-285.26	-25.673.51	-1.654.52	-2.10	-188.96	-12.18
Ombrófila densa primária	924.39	-1705.80	-153.522.12	-9.893.65	-1.85	-166.08	-10.70
Ombrófila mista secundária	6.94	-57.27	-5.153.90	-332.14	-8.26	-742.96	-47.88
Ombrófila mista primária	71.12	-78.68	-7.081.04	-456.33	-1.11	-99.57	-6.42
Mosaico	75.36	-2060.28	-185.425.61	-11.949.65	-27.34	-2.460.53	-158.57
Desmatamento	2.37	-102.43	-9.218.77	-594.10	-43.22	-3.889.78	-250.67
Total 3 anos	1,358.82	-4,102.90	-369,260.79	-23,796.81	-3.02	-271.75	-17.51
Por ano	452.94	-1,367.63	-123,086.93	-7,932.27	-1.01	-90.58	-5.84
LULC (3 anos até 2022)	Área queimada (ha)	Perda de carbono (ton)	Mercado regulado (2023 - USD\$90,00)	Mercado voluntário (2022 - USD\$5,80)	Média de perda de carbono/ha	Mercado regulado (2023 - USD\$90,00/ha)	Mercado voluntário (2022* - USD\$5,80)/ha
Pastagem	1104.09	-1.102.77	-99.249.51	-6.396.08	-1.00	-89.89	-5.79
Campos de altitude	98.24	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Eucalyptus	13.80	177.04	15.933.82	1.026.85	12.83	1.154.88	74.43
Estacional semidecídua secundária	19.92	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Estacional semidecídua primária	10.83	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Ombrófila densa secundária	135.87	129.14	11.622.34	749.00	0.95	85.54	5.51
Ombrófila densa primária	924.39	4.37	393.11	25.33	0.00	0.43	0.03
Ombrófila mista secundária	6.94	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Ombrófila mista primária	71.12	74.37	6.693.03	431.33	1.05	94.11	6.07
Mosaico	75.36	-1232.75	-110.947.31	-7.149.94	-16.36	-1.472.23	-94.88
Desmatamento	2.37	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Total	1,260.58	-847.83	-76,305.02	-4,917.43	-0.67	-60.53	-3.90

REFERÊNCIAS

DE LIMA, R. A. F. et al. The erosion of biodiversity and biomass in the Atlantic Forest

biodiversity hotspot. **Nature Communications**, v. 11, n. 1, p. 1–16, 2020.

ECOSYSTEM MARKETPLACE. **Ecosystem marketplace Insights Briefing The Art of Integrity: State of the voluntary carbon markets 2022 Q3 2022**, 2022. Disponível em: <<https://www.ecosystemmarketplace.com/publications/state-of-the-voluntary-carbon-markets-2022/>>

PAVANI, B. F. et al. Estimating and valuing the carbon release in scenarios of land-use and climate changes in a Brazilian coastal area. **Journal of Environmental Management**, v. 226, n. August, p. 416–427, 2018.

WORLD BANK. **State and Trends of Carbon Pricing 2023** South African Medical **Journal**. 2023.

ANEXO A – Comprovante de submissão de artigo 2



Cheila Flávia De Praga Baião <cheila.baiao@unesp.br>

Environmental Monitoring and Assessment - Receipt of Manuscript 'FIRE AND ECOSYSTEM...'

1 mensagem

**Environmental Monitoring and
Assessment** <RheyceL.Monsanto@springernature.com>

14 de janeiro
de 2024 às
10:18

Para: cheila.baiao@unesp.br

Ref: Submission ID 4fc0734b-77f1-4785-802a-c57bef695649

Dear Dr Praga Baião,

Thank you for submitting your manuscript to Environmental Monitoring and Assessment.

Your manuscript is now at our initial Technical Check stage, where we look for adherence to the journal's submission guidelines, including any relevant editorial and publishing policies. If there are any points that need to be addressed prior to progressing we will send you a detailed email. Otherwise, your manuscript will proceed into peer review.

You can check on the status of your submission at any time by using the link below and logging in with the account you created for this submission:

https://researcher.nature.com/your-submissions?utm_source=submissions&utm_medium=email&utm_campaign=confirmation-email&journal_id=10661

Kind regards,

Editorial Assistant
Environmental Monitoring and Assessment

Environmental Monitoring and Assessment is a hybrid journal. This means when the journal accepts research for publication, the article may be published using either immediate gold open access or the subscription publishing route. For further information please visit <https://www.springernature.com/gp/open-research/about/green-or-gold-routes-to-OA/hybrid-options>

ANEXO B —Comprovante de submissão do artigo 3



Cheila Baião <cheilabaiao77@gmail.com>

A manuscript number has been assigned to Fire impact on ecosystem service in Atlantic Forest: An analysis of carbon loss in different classes1 mensagem

Journal of Forestry Research <em@editorialmanager.com>27 de novembro de 2023 às
04:35

Responder a: Journal of Forestry Research <jfr_nefu@vip.163.com>

Para: CHEILA FLAVIA DE PRAGA BAIÃO <cheilabaiao77@gmail.com>

Dear Ms BAIÃO,

Your submission entitled "Fire impact on ecosystem service in Atlantic Forest: An analysis of carbon loss in different classes" has been assigned the following manuscript number: JFR-D-23-00250.

You will be able to check on the progress of your paper by logging on to Editorial Manager as an author.

The URL is <https://www.editorialmanager.com/jfr/>.

Thank you for submitting your work to this journal.

Kind regards,

Lei Yu
Managing Editor
Journal of Forestry Research

In compliance with data protection regulations, you may request that we remove your personal registration details at any time. (Use the following URL: <https://www.editorialmanager.com/jfr/login.asp?a=r>). Please contact the publication office if you have any questions.