

Avaliação da perda de solo carreado para o rio Ribeira de Iguape no trecho de Registro (SP) a Iguape (SP)

RESUMO

Com a crescente demanda por água na região do Vale do Ribeira, há a necessidade de analisar o uso e ocupação do solo e seus possíveis impactos na qualidade das águas. A presente proposta pretende avaliar a evolução da perda de solo no trecho do rio Ribeira de Iguape compreendido entre os municípios de Registro (SP) e Iguape (SP) para os anos de 2010 e 2020 através do uso da Equação Universal de Perda de Solo (EUPS) com o auxílio de Sistemas de Informações Geográficas (SIGs), bem como identificar as áreas de preservação permanente (APP) com alta perda de solo e que não apresentam cobertura vegetal. Em 2010 e 2020, mais de 96% da área estudada apresentou nula ou ligeira perda de solo, entretanto, 23,94% das APP não possuem cobertura vegetal, apresentando 10,78% de áreas com moderada a muito alta perda de solo. Concluímos que há a necessidade de adoções de práticas conservacionistas e corretivas dos processos erosivos, bem como a readequação nas formas do uso do solo em áreas críticas.

PALAVRAS-CHAVE: EUPS. Vale do Ribeira. Degradação do solo. Uso do solo.

Darllan Collins da Cunha e Silva
Universidade Estadual Paulista (UNESP), Instituto de Ciência e Tecnologia, Sorocaba, Brasil
darllan.collins@unesp.br

Liliane Moreira Nery
Universidade Estadual Paulista (UNESP), Instituto de Ciência e Tecnologia, Sorocaba, Brasil
liliane.nery@unesp.br

Renan Angrizani De Oliveira
Universidade de Sorocaba (UNISO), Sorocaba, Brasil
renan_angrizani@hotmail.com

Gabriela Gomes
Universidade Estadual Paulista (UNESP), Instituto de Ciência e Tecnologia, Sorocaba, Brasil
gabriela.gomes98@unesp.br

Nicholas de Paula Nicomedes
Universidade Estadual Paulista (UNESP), Instituto de Ciência e Tecnologia, Sorocaba, Brasil
nicholas.nicomedes@hotmail.com

Bruno Pereira Toniolo
Universidade Estadual Paulista (UNESP), Instituto de Ciência e Tecnologia, Sorocaba, Brasil
btoniolo@sabesp.com.br

INTRODUÇÃO

A erosão pluvial é um processo natural que ao longo do tempo geológico vem modelando a superfície terrestre. Entretanto, a supressão de extensas áreas naturais por culturas agrícolas e áreas urbanizadas amplificam a exposição do solo aos fatores intempéricos, permitindo, que uma grande quantidade de partículas do solo seja desagregada e carregada pelo impacto da chuva para os cursos de água podendo ocasionar o seu assoreamento (Arantes *et al.*, 2024; Toniolo *et al.*, 2024). Essa dinâmica não se restringe ao campo natural, trata-se também de um fenômeno socioambiental, que envolve decisões tecnológicas, formas de manejo do território e políticas públicas relacionadas ao uso da terra (Formenton *et al.*, 2021; Polett *et al.*, 2025; Santos *et al.*, 2025).

Essas partículas do solo quando desagregadas e transportadas pelo escoamento superficial aumentam a probabilidade da ocorrência de cheias e poluição hídrica devido aos elementos químicos carregados, tais como agroquímicos (Silva *et al.*, 2017). Esses efeitos ampliam riscos ambientais e sociais, com repercussões diretas para comunidades ribeirinhas, atividades agrícolas, sistemas de abastecimento de água e custos associados à dragagem e à mitigação de impactos (Pacífico *et al.*, 2021; Batista; Neu, 2024).

Diante disso, houve a necessidade de compreender os processos erosivos e suas consequências para gerir de forma sustentável o território, bem como as atividades antrópicas, o que possibilitou a geração de diferentes modelos matemáticos a partir da década de 1940. Wischmeier e Smith (1978) foram os responsáveis pela criação da Equação Universal de Perda de Solo (EUPS), modelo que estima a perda de solo por erosão hídrica e será utilizado neste estudo. Sua aplicação revela, portanto, não apenas uma dimensão técnica, mas também social, com influência direta na formulação de políticas de conservação, planejamento do uso do solo e práticas agrícolas (Schwermer *et al.*, 2021).

Aliado aos modelos matemáticos para estimar a erosão hídrica, os Sistemas de Informações Geográficas (SIGs) surgem como uma importante ferramenta de tecnologia para auxiliar na quantificação e qualificação da perda de solo por erosão hídrica permitindo uma análise transversal dos dados e modelagem matemática dos fatores presentes na EUPS. Portanto, a integração do SIG com a EUPS possibilita análises mais complexas do ambiente visando identificar áreas com alto potencial de carreamento de sedimentos e a situação das margens dos cursos d'água que se encontram nestas áreas, que podem estar sendo afetados devido à supressão da cobertura vegetal no seu entorno (Silva *et al.*, 2017; Arantes *et al.*, 2024), além de transformar dados em informações estratégicas, orientando políticas públicas, constituindo um instrumento sociotécnico (Nery *et al.*, 2024a; Bernal-Del Río *et al.*, 2025).

Além de sua relevância científica, os estudos sobre perda de solo têm sido utilizados para aplicações tecnológicas de forma prática para solucionar problemas na sociedade. No âmbito governamental, os resultados embasam a formulação de políticas de conservação de solo e água e programas voltados à segurança alimentar (Suzuki; Casalinho; Milani, 2024). Já no campo técnico-operacional, o uso de modelos como o EUPS aliados a abordagens como pagamento por serviços ambientais (PSA) permite priorizar áreas suscetíveis em bacias hídricas para atuação efetiva (Sousa *et al.*, 2025). E em contextos privados ou comunitários, práticas de manejo que promovem a recuperação de pastagens degradadas vêm

sendo aplicadas para restaurar serviços ecossistêmicos e promover produção sustentável (Costa *et al.*, 2024).

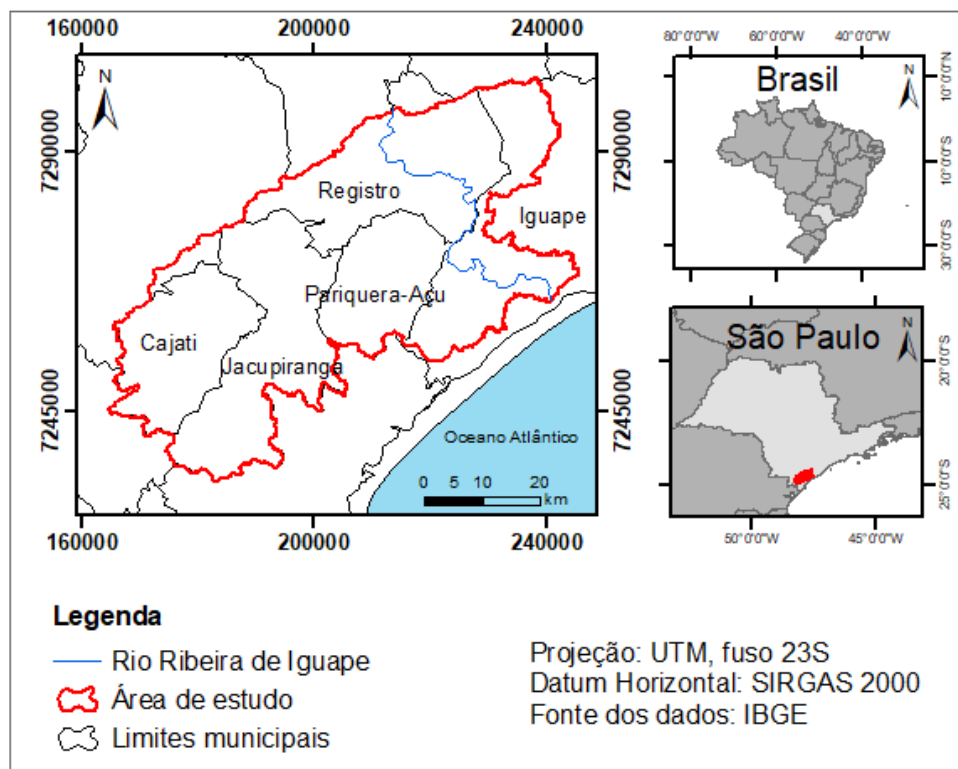
Como o desenvolvimento deste segmento na área de estudo ainda é incipiente de dados e pesquisas que retratem a evolução da perda de solo decorrente das atividades antrópicas e seus possíveis impactos devido ao carreamento de sedimentos para o Complexo Estuarino-Lagunar de Iguape-Cananéia, o presente estudo tem por objetivo estimar e avaliar a evolução da perda de solo para o ano de 2010 e 2020 no trecho do rio Ribeira de Iguape compreendido entre os municípios de Registro (SP) e Iguape (SP) e seus afluentes, identificando quais áreas apresentam maior potencial de perda de solos e se estas encontram-se em áreas de preservação permanente (APP) sem proteção da cobertura vegetal.

METODOLOGIA

Área de estudo

A área de estudo compreende o trecho do rio Ribeira de Iguape que atravessa os municípios de Registro, Pariqueira-Açu e Iguape (Figura 1) e seus afluentes, os quais estão inseridos no Vale do Ribeira, numa região localizada ao sul do estado de São Paulo, no Brasil. Suas águas deságuam no Complexo Estuarino-Lagunar de Iguape-Cananéia, que se caracteriza como uma das regiões mais preservadas do litoral brasileiro e como um dos ecossistemas costeiros mais produtivos do mundo (SIGRH, 2018).

Figura 1 - Localização da área de estudo.



Fonte: Elaborada pelos autores.

Ainda, conforme Souza e Oliveira (2016), o Complexo Estuarino-Lagunar de Iguape-Cananéia, é considerado como Patrimônio Natural da Humanidade pela Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura (UNESCO), no entanto, vem sofrendo intensas alterações desde o século XIX.

O clima predominante na área de estudo é do tipo subtropical úmido com quatro estações bem definidas, apresentando invernos frios com temperaturas em torno de 13°C e verões quentes com temperaturas em torno de 29°C. A pluviosidade anual varia entre 1700 e 1800 mm com temperatura média anual em torno de 23°C (Dias; Oliveira, 2015).

Os municípios presentes na área de estudo apresentam uma alta atividade agrícola, especialmente a cultura de banana, produto de relevância comercial e gerador de empregos no Vale do Ribeira, em São Paulo. Segundo dados publicados pela Sociedade Nacional de Agricultura (SNA, 2018), na região do Vale do Ribeira há uma alta presença de áreas com culturas agrícolas de banana nas Áreas de Preservação Permanente (APP) de rios e em grande parte em terreno declivoso.

Portanto, estimar a perda de solo anualmente e verificar se houve uma evolução da perda de solo devido às atividades antrópicas é extremamente importante, visto que boa parte do sedimento gerado no trecho do Rio Ribeira de Iguape tende a ser carregado para o Complexo Estuarino-Lagunar de Iguape-Cananéia. Isto pode comprometer o equilíbrio ambiental e a manutenção da vida marinha, uma vez que esse bioma apresenta uma grande biodiversidade, além de ser um berçário natural para várias espécies marinhas (Cunha-Lignon *et al.*, 2011).

Para delimitar a área de estudo foi levada em consideração a hidrografia dos afluentes deste trecho do rio Ribeira de Iguape e os divisores topográficos para definição da bacia hidrográfica. Os divisores topográficos foram extraídos de forma automática no ArcGIS 10.6 a partir de imagens topográficas do satélite ALOS sensor PALSAR (órbita 62 e ponto 6680; órbita 62 e ponto 6690; órbita 63 e ponto 6680; órbita 63 e ponto 6690) com resolução espacial de 12,5 m disponibilizado pela *Alaska Satellite Facility* (ASF).

Elaboração do mapa de perda de solo

Para estimar as perdas de solos na área de estudo foi utilizada a metodologia proposta por Wischmeier e Smith (1978), cujo cálculo da perda de solo por erosão hídrica é obtido através da Equação Universal de Perda de Solo (EUPS), conforme a Equação (1).

$$A = R . K . LS . C . P (1)$$

Sendo:

A é a perda de solo por unidade de área no tempo (t.ha⁻¹);

R é o fator de erosividade da chuva (MJ.mm.h⁻¹.ha⁻¹);

K é o fator de erodibilidade do solo (t.ha.h.ha⁻¹.MJ⁻¹.mm⁻¹);

LS é o fator topográfico (adimensional);

C é o fator de uso e manejo do solo (adimensional);

P é o fator de prática conservacionista do solo (adimensional).

Os fatores C e P variam com o tempo, pois são dependentes das atividades antrópicas e estão relacionados às formas de ocupação e uso do solo, justificando a análise da perda de solo para os anos de 2010 e 2020, diferentemente, os fatores R, K e LS apresentam pouca variação no tempo (Silva *et al.* 2017). Portanto, para o cálculo da estimativa de perda de solo foi utilizado o Microsoft Office Excel versão 2016 para a edição de planilhas necessárias ao desenvolvimento do estudo e a ferramenta Map Algebra do ArcGIS 10.6 para a realização das operações algébricas nas imagens matriciais.

Para o cálculo do fator de erosividade da chuva (R) foram utilizados os dados obtidos de 55 postos pluviométricos do Sistema de Informações Hidrológicas da Agência Nacional de Águas (ANA) inseridos no Vale do Ribeira, constituindo-se de séries históricas pluviométricas com duração mínima de 20 anos e com dados históricos a partir de 1980. A estimativa pluviométrica dos dados ausentes foi realizada no *software* PCPstat. A partir daí foi calculado o fator de erosividade da chuva (R) segundo a Equação (2) proposta por Bertoni e Lombardi Neto (2012). Esta equação estima os fatores de erosividade para períodos longos de vinte ou mais anos.

$$R = \sum_{i=1}^{12} 67,355 \left(\frac{r_i^2}{P} \right)^{0,85} \quad (2)$$

Sendo:

R é o fator de erosividade da chuva (MJ.mm.h⁻¹.ha⁻¹);

ri é a precipitação média mensal (mm);

P é a precipitação média anual (mm).

De acordo com a proposta metodológica de Carvalho (1994), cinco classes de erosividade foram consideradas nesse estudo, sendo elas: Fraca (para valores menores que 2.452,00 MJ.mm.h⁻¹.ha⁻¹); Moderada (2.452,00 a 4.905,00 MJ.mm.h⁻¹.ha⁻¹); Moderada a forte (4.905,00 a 7.357,00 MJ.mm.h⁻¹.ha⁻¹); Forte (7.357,00 a 9.810,00 MJ.mm.h⁻¹.ha⁻¹) e Muito forte (para valores maiores que 9.810,00 MJ.mm.h⁻¹.ha⁻¹).

O fator de erodibilidade do solo (K), foi obtido de forma indireta através do mapa pedológico do Estado de São Paulo disponibilizado pelo Instituto Florestal na escala de 1:250.000 (Rossi, 2017), sendo que os valores atribuídos para cada classe de solo estão apresentados na Tabela 1. Os valores de erodibilidade, ao final do mapeamento, foram reclassificados de acordo com Mannigel *et al.* (2002) como: Extremamente alto (para valores maiores que 0,0600 t.ha.h.ha⁻¹.MJ⁻¹.mm⁻¹); Muito alto (0,0450 a 0,0600 t.ha.h.ha⁻¹.MJ⁻¹.mm⁻¹); Alto (0,0300 e 0,0450 t.ha.h.ha⁻¹.MJ⁻¹.mm⁻¹); Médio (0,0150 a 0,0300 t.ha.h.ha⁻¹.MJ⁻¹.mm⁻¹); Baixo (0,0090 e 0,0150

t.ha.h.ha⁻¹.MJ⁻¹.mm⁻¹); Muito baixo (para valores menores do que 0,0090 t.ha.h.ha⁻¹.MJ⁻¹.mm⁻¹).

Tabela 1 - Fator K para cada classe de solo presente na área de estudo.

Classes pedológicas	Fator K (t.ha.h.ha ⁻¹ .MJ ⁻¹ .mm ⁻¹)
Afloramento rochoso (4)	0,0000
Área urbana (4)	0,0000
Argissolo vermelho amarelo (1)	0,0466
Cambissolo háplico (1)	0,0254
Chernossolo argilúvico (2)	0,0282
Espodossolo humilúvico (1)	0,3267
Gleissolo háplico (1)	0,0044
Gleissolo sálico (3)	0,2190
Gleissolo tiomórfico (3)	0,0040
Latossolo amarelo (1)	0,0570
Neossolo flúvico (3)	0,0430
Neossolo litólico (3)	0,0390
Organossolo háplico (4)	0,0610
Organossolo tiomórfico (4)	0,0610
Hidrografia (4)	0,0000

Fonte: (1)Mannigel *et al.*(2002), (2)Zaroni *et al.* (2009), (3)Caldas; Silva; Santos (2019), (4)Silva; Alvares (2005).

O fator topográfico (LS) foi calculado através da Equação (3) proposta por Bertoni e Lombardi Neto (2012).

$$LS = 0,00984 \times L^{0,63} \times S^{1,18} \quad (3)$$

Sendo:

LS é o fator topográfico (adimensional);

L é o comprimento de rampa (vertente) em m;

S é a declividade (%).

Por fim, os valores de LS foram reclassificados, sendo: Muito baixo (0 a 2); Baixo (2 a 5); Moderado (5 a 10); Alto (10 a 20); Muito alto (20 a 50); e Extremamente alto (para valores maiores que 50).

A declividade (%) foi obtida através de imagens do satélite ALOS sensor PALSAR. Para determinar o fator de comprimento de rampa (L) foi empregado o algoritmo de Desmet e Govers (1996) baseado nas equações de Foster e Wischmeier (1974) expresso pela Equação (4).

$$L_{i,j} = \frac{[(A_{i,j-in} + D^2)^{m+1} - (A_{i,j-in})^{m+1}]}{[D^{m+2} \times x_{i,j}^m \times (22,13)^m]} \quad (4)$$

Sendo:

$L_{i,j}$ é o fator de comprimento de rampa de uma célula com coordenadas (i, j) em m;

$A_{i,j-in}$ é a área de contribuição de uma célula com coordenadas (i, j) em m²;

D é o tamanho da célula (pixel) em m;

$x_{i,j}$ é o valor da direção de fluxo;

m é o coeficiente da declividade que assume os valores: 0,5, se $s \geq 5\%$ (s é a declividade em %); 0,4, se $3\% \leq s < 5\%$; 0,3, se $1\% \leq s < 3\%$; e 0,2, se $s < 1\%$.

Os fatores C e P foram integrados e denominado como Fator CP. Segundo Stein *et al.* (1987) somente é necessário avaliar de forma independente os fatores C e P quando for definir maneiras mais adequadas de produção agrícola. Entretanto, para avaliação da perda de solo por erosão, essas variáveis estão relacionadas e podem ser analisadas em conjunto com o valor de P igual a unidade. Desta forma, para cada classe de uso e cobertura vegetal determinou-se um valor de CP de acordo com os dados apresentados na Tabela 2.

Tabela 2 - Valores do Fator CP para cada classe de uso e ocupação do solo.

Classes de uso e ocupação do solo	Fator CP
Mata e vegetação nativa (3)	0,0004
Reflorestamento de eucalipto (3)	0,0470
Agricultura de sequeiro ou irrigada (2)	0,1800
Pastagem degradada (1)	0,0500
Pastagem nativa (1)	0,0050
Área urbana (1)	0,0000
Corpos de água (rios e lagos) (1)	0,0000
Solo exposto (arado e ou gradeado desprovido de cobertura vegetal) (1)	1,0000
Mineração (1)	0,2500

Fonte: (1)Stein *et al.* (1987), (2)Silva (2004), (3)Silva *et al.* (2010a).

O mapa de uso e ocupação do solo foi obtido a partir do mapeamento realizado pelo MapBiomias (MAPBIOMAS, 2021) para os anos de 2010 e 2020 com o auxílio do *software* Google Earth Pro, e adaptadas as classes de uso e ocupação do solo de acordo com as diretrizes do Manual Técnico de Uso da Terra do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) para o nível 2 (IBGE, 2013).

Depois de calculados os fatores R, K, LS e CP, a perda de solo carregado foi classificada conforme o método de Carvalho (1994), a possuir os seguintes níveis: Nula a pequena (0 a 10 t.ha⁻¹.ano⁻¹), Moderada (10 a 15 t.ha⁻¹.ano⁻¹), Média (15 a 50 t.ha⁻¹.ano⁻¹), Média Forte (50 a 120 t.ha⁻¹.ano⁻¹), Forte (120 a 200 t.ha⁻¹.ano⁻¹) e Muito Forte (valores maiores que 200 t.ha⁻¹.ano⁻¹).

Análise da situação das áreas de APP

No Brasil, Santos e Sparovek (2011) correlacionaram a largura da faixa de mata ciliar com as principais funções hidrológicas, verificando a retenção de sedimentos de áreas agrícolas em vertentes com mata ciliar, cujas larguras médias das matas ciliares eram de 25 m e 40 m e, concluíram que a retenção é mais eficiente à medida que se aumenta a largura da mata, sendo recomendada a manutenção desse tipo de vegetação como medida mitigadora dos impactos da agricultura.

Portanto, foram analisadas as Áreas de Preservação Permanente (APP) ao longo dos cursos de água preservadas de acordo com a Lei de Proteção da Vegetação Nativa (LPVN) (BRASIL, 2012). As áreas de APP sem cobertura vegetal de proteção e que se apresentam em áreas com alto potencial de carreamento de sedimentos foram identificadas com vistas à priorização de sua recomposição. Para a hierarquização foi considerada o tamanho de APP sem cobertura vegetal, bem como a classificação da perda de solo nesta área.

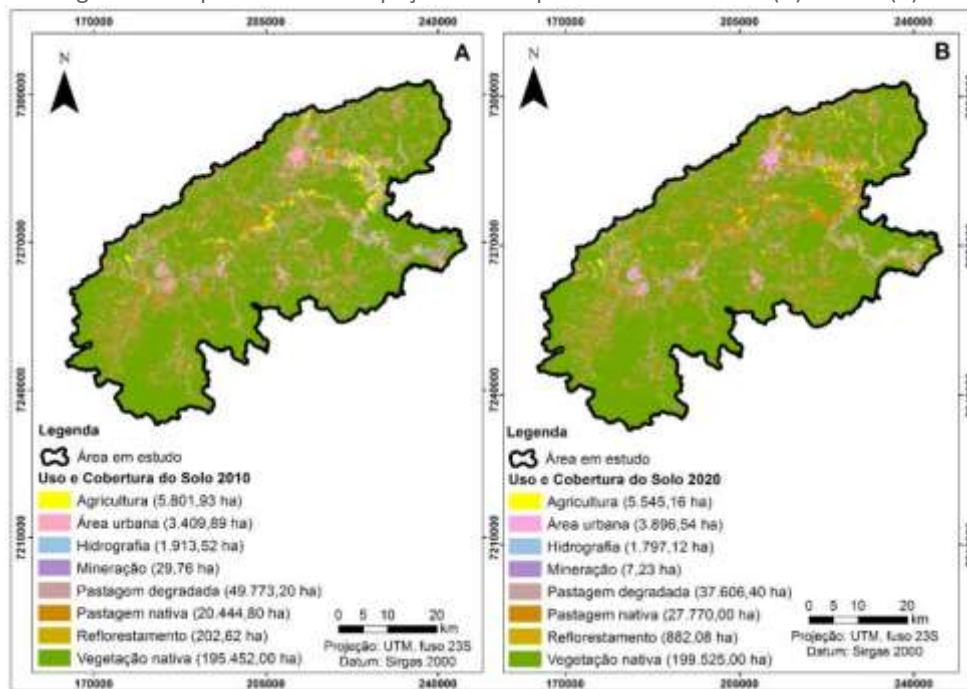
Este levantamento, se faz necessário para a contenção dos sedimentos carreados para o Complexo Estuarino-Lagunar de Iguape-Cananéia, o que pode comprometer o seu equilíbrio ambiental e a manutenção da vida marinha, uma vez que esse bioma apresenta uma grande biodiversidade e é um berçário natural para várias espécies marinhas, onde peixes, moluscos e crustáceos se reproduzem e se alimentam (Cunha-Lignon *et al.*, 2011). Além disso, esse processo pode alterar a qualidade da água e interferir na biota aquática, podendo causar também o assoreamento e influenciar na disponibilidade de água nos recursos hídricos, afetando os serviços ecossistêmicos e as populações humanas que dependem deste recurso para abastecimento ou para o provimento de alimentos.

E após o levantamento das áreas com conflito de uso nas APPs e com alta perda de solos, foi realizado uma verificação *in loco* com o auxílio do GPS Garmin eTrex 30 para navegação e confirmação da situação das principais APPs identificadas como prioritárias para recomposição.

DESENVOLVIMENTO (RESULTADOS E DISCUSSÕES)

Na Figura 2 são apresentados os mapas de uso e ocupação do solo para a área de estudo nos anos de 2010 e 2020.

Figura 2 - Mapas de uso e ocupação do solo para os anos de 2010 (A) e 2020 (B).



Fonte: Elaborada pelos autores.

Verifica-se que o uso do solo predominante para ambos os anos é o de vegetação nativa (Tabela 3), correspondendo à 70,55% e 72,02% para os anos de 2010 e 2020 respectivamente, representando um aumento nas áreas de mata nativa de 1,47%, corroborando com as estimativas de aumento de cobertura vegetal do bioma da Mata Atlântica realizado por Rezende *et al.* (2018). E ainda houve um acréscimo de áreas de pastagem nativa, correspondendo a 7,38% em 2010 para 10,02% em 2020.

Tabela 3 - Frequência das classes de uso e ocupação do solo de 2010 a 2020.

	2010	2020
Agricultura	2,09%	2,00%
Área urbana	1,23%	1,41%
Hidrografia	0,69%	0,65%
Mineração	0,01%	0,003%
Pastagem degradada	17,97%	13,57%
Pastagem nativa	7,38%	10,02%
Reflorestamento	0,07%	0,32%
Vegetação nativa	70,55%	72,02%

Fonte: Elaborada pelos autores.

Conforme observado na Figura 2 e na Tabela 3, algumas classes de uso e ocupação do solo diminuíram de forma significativa, como as pastagens degradadas, que representam 13,57% da área total em estudo em 2020, com uma redução de 4,40% quando comparada com o ano de 2010. Em menor proporção,

também se observa a redução do uso do solo para agricultura, com um decréscimo de 0,09% do ano de 2010 para 2020. E ainda, verifica-se um avanço da área urbana, de 1,23% em 2010 para 1,41% em 2020, e das áreas reflorestadas, de 0,07% em 2010 para 0,32% em 2020.

Resultados semelhantes foram observados em outros estudos, tais como de Batista *et al.* (2021), que identificaram a formação florestal como classe predominante de cobertura vegetal no Vale do Ribeira, e ainda, conforme estudo realizado na região de Juréia-Itatins no Vale do Ribeira proposto por Assaf *et al.* (2021), também houve predominância de áreas de formação florestal.

A redução das áreas de pastagens degradadas é um aspecto positivo, uma vez que o solo é um recurso essencial para a segurança climática e alimentar (Amundson *et al.*, 2015), e a sua degradação reflete na inviabilização de seu uso atual ou futuro, representando um problema de relevância social, ambiental e econômica (Pacheco *et al.*, 2018; Yang; Siddique; Liu, 2020). Além disso, a recomposição vegetal reduz a exportação de sedimentos, melhorando as condições ambientais locais e regionais (Saad *et al.*, 2021).

Além de disso, reflete-se também escolhas sociais e tecnológicas no manejo do território, que vão desde políticas públicas de conservação até a adoção de técnicas produtivas menos degradantes (Hutton *et al.*, 2022; Nery *et al.*, 2024b). Esse resultado dialoga com os achados de Arantes *et al.* (2024) e Sales *et al.* (2024), que demonstraram que a ausência de cobertura vegetal em afluentes potencializa o carreamento de sedimentos, reforçando a relevância da recomposição florestal como estratégia para reduzir a exportação de partículas do solo.

A redução das áreas de agricultura, assim como das áreas de pastagens degradadas, e o aumento nas áreas de reflorestamento, de vegetação e pastagens nativas, pode ser vista como o resultado de políticas públicas voltadas para a preservação e conservação ambiental, demonstrando a transformação do espaço em virtude da criação de Unidades de Conservação (UC) a partir da década de 1980 (Assaf *et al.*, 2021), além da tomada de ações para a restauração de áreas degradadas.

Nesse sentido, verifica-se a interação direta entre os instrumentos de gestão e os arranjos institucionais com a mobilização comunitária e a pressão social que favoreceram a implementação dessas políticas. Também se observa o crescimento do desenvolvimento de outras atividades econômicas no Vale do Ribeira, como a prestação de serviços, diminuindo áreas de produção agrícola (Coelho; Favareto, 2008).

Uma área significativa do Vale do Ribeira é constituída por áreas legalmente protegidas, constituindo mosaicos de conservação, integrando parques, estações ecológicas, áreas de proteção ambiental, reservas de desenvolvimento sustentável e áreas de relevante interesse ecológico (SÃO PAULO, 2021). Além disso, as condições de clima, solo e relevo contribuem para uma ocupação e uso do solo diferenciada, auxiliando na preservação da Mata Atlântica e contribuindo para o desenvolvimento de sistemas agrícolas pequenos e de subsistência (Coelho; Favareto, 2008).

O Vale do Ribeira representa o maior contínuo de Mata Atlântica do país, constituindo um território de ampla complexidade sociocultural (Silva Júnior, 2016), pois em virtude de seu histórico de ocupação, possui um número

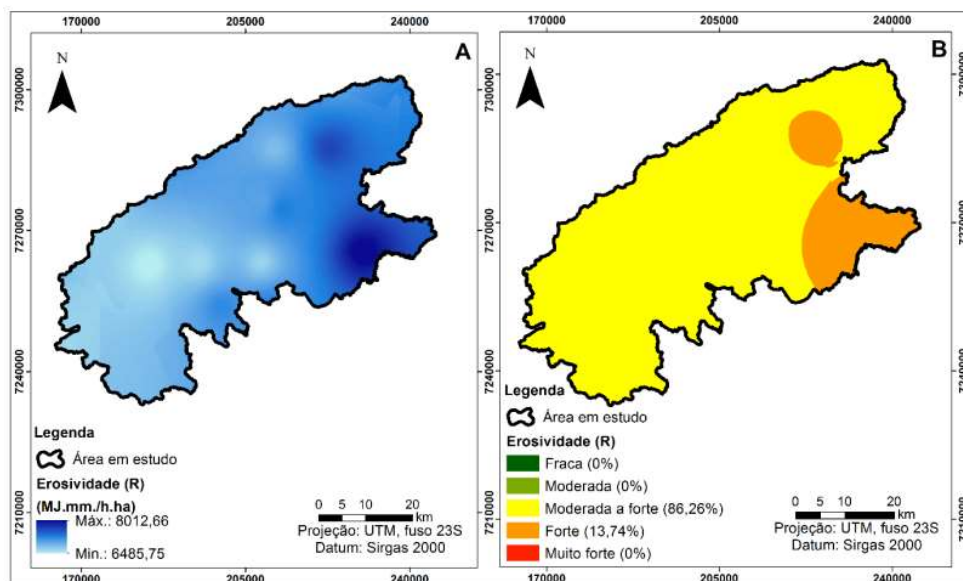
considerável de comunidades tradicionais (indígenas, quilombolas e caiçaras) e pequenos agricultores (Coelho; Favareto, 2008), e apresenta os menores valores de Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) do estado de São Paulo (Chiodi; Almeida; Assis, 2022), representando, nessas condições, um conflito entre a necessidade de combater a pobreza e manter conservada a floresta nativa da região (Coelho; Favareto, 2008).

Esse conflito evidencia que o manejo do solo e da floresta não pode ser compreendido apenas em termos técnicos, mas também como resultado de negociações sociais, políticas públicas e processos históricos de exclusão e resistência, conforme discutido por Prado (2019), evidenciando que as comunidades quilombolas do Vale do Ribeira enfrentam há décadas restrições de acesso à terra e às políticas de desenvolvimento, o que torna a gestão do território inseparável de disputas fundiárias, desigualdades sociais e práticas de resistência cultural.

Portanto, considerando a relevância ambiental da área em estudo, é importante que haja o desenvolvimento de atividades produtivas que sejam compatíveis com um desenvolvimento socioambiental, que melhore as condições de vida dessas comunidades sem que haja detrimento dos recursos naturais e ambientais. Políticas de desenvolvimento contribuíram para a formação de organizações e associações no Vale do Ribeira, que favorecem o surgimento de instituições com modelos de governança participativa, sendo verificado uma mobilização social ativa na região (Coelho; Favareto, 2008). Portanto, considerando esse cenário, um ambiente colaborativo, que envolva cocriação e coparticipação, fortalece a interação entre essas comunidades e instituições com o intuito de estabelecer conexões que ajudem a desenvolver ideias e soluções para as demandas sociais, gerando conhecimento, valor e inovação social (Kumari *et al.*, 2020).

Quanto aos fatores de erosividade (R) observados na Figura 3, foram verificados os valores mais elevados nas regiões nordeste e sudeste da área em estudo (Figura 3A), correspondendo ao sul de Iguape e as regiões nordeste e sudeste de Registro. Os valores máximos e mínimos do fator R verificados na área de estudo foram, respectivamente, $8.012,66 \text{ MJ.mm.h}^{-1}.\text{ha}^{-1}$ e $6.485,76 \text{ MJ.mm.h}^{-1}.\text{ha}^{-1}$, de modo que apenas duas classes de erosividade foram verificadas na região (Figura 3B).

Figura 3 – Fator de erosividade da chuva na área em estudo (A) classes de erosividade da chuva na área em estudo (B).



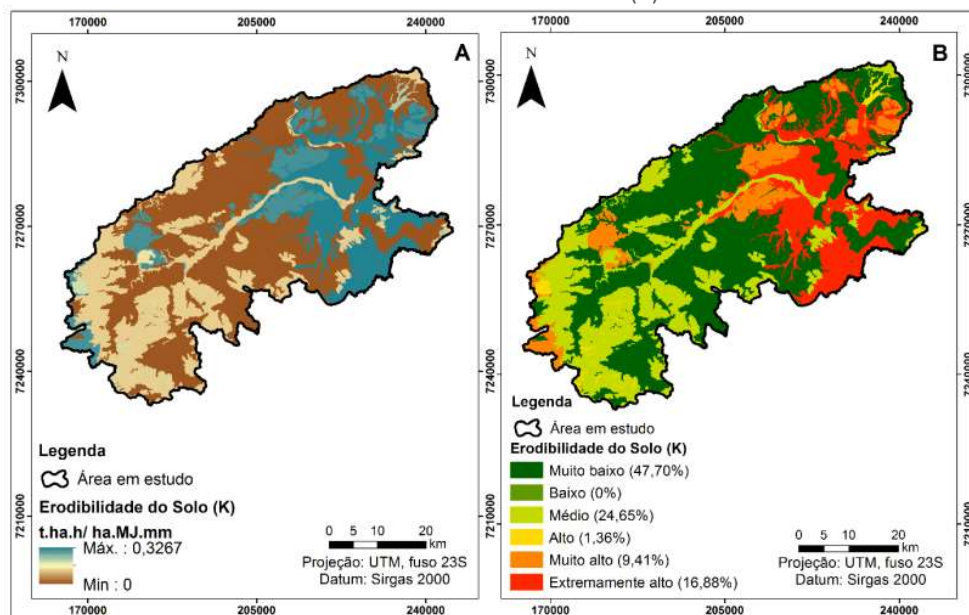
Fonte: Elaborado pelos autores.

Estudos apontam uma alta variabilidade no fator de erosividade da chuva no Vale do Ribeira (Silva *et al.*, 2010b; Batista *et al.*, 2021), de modo que são verificados valores do fator R igual a 8.401 MJ.mm.h⁻¹.ha⁻¹ para o município de Iguape e 9.702 MJ.mm.h⁻¹.ha⁻¹ para o município de Registro, apresentando um valor médio anual de erosividade igual a 7.294 MJ.mm.h⁻¹.ha⁻¹ (Costa; Souza Filho; Risso, 2009). Cabe destacar que o Vale do Ribeira está sujeito a grandes volumes de chuvas, em virtude da formação geomorfológica da região (Bettencourt *et al.*, 2019; Batista *et al.*, 2021).

Apesar de verificado uma redução de 1,35% de áreas agrícolas localizadas em áreas de moderada a forte erosividade, e uma redução de 12,16% em locais de forte erosividade, assim como um decréscimo significativo de pastagens degradadas em locais de moderada a forte erosividade, reduzindo em mais de 20% de 2010 para 2020, é importante considerar a condição biofísica da área em estudo. Dessa forma, considerando que o desenvolvimento de atividades agrícolas é uma atividade econômica relevante para a região, é necessária a adoção de práticas conservacionistas de produção para a conservação ambiental, assim como o monitoramento das áreas com maior potencial de erosividade (Batista *et al.*, 2021).

Quanto aos valores de erodibilidade (Figura 4A), os valores máximos são encontrados na região nordeste da área em estudo, equivalentes ao noroeste e sudoeste de Iguape, ao nordeste e sul de Registro, e ao norte de Pariquera-Açu. Os valores máximos e mínimos do fator K foram, respectivamente, 0,3267 t.ha.h.ha⁻¹.MJ⁻¹.mm⁻¹ e 0 t.ha.h.ha⁻¹.MJ⁻¹.mm⁻¹, representando classes de erodibilidade muito baixa a extremamente alta.

Figura 4 - Fator de erodibilidade dos solos na área em estudo (A) classes de erodibilidade dos solos na área em estudo (B).



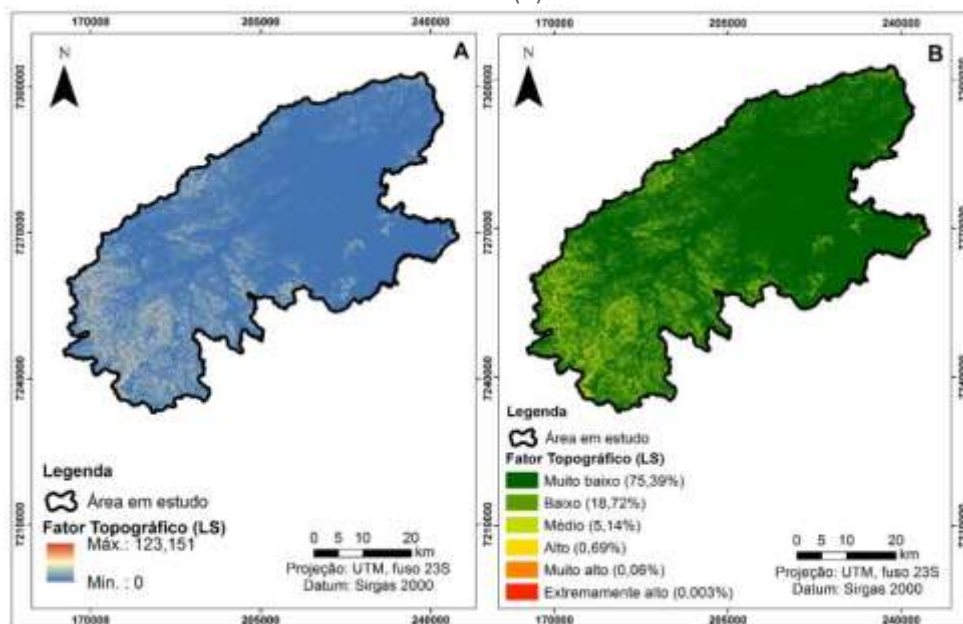
Fonte: Elaborado pelos autores.

A bacia hidrográfica do rio Ribeira de Iguape apresenta diversidade de solos, desde solos aptos para o uso agrícola com erodibilidade muito baixa, até solos pouco profundos e mal drenados, com erodibilidade muito alta (Costa; Souza Filho; Risso, 2009; Silva *et al.*, 2010c). Na área em estudo, em 2010, aproximadamente 31,95% das áreas utilizadas para a agricultura se encontravam entre as classes de alta a extremamente alta erodibilidade. Em 2020 houve uma redução desse percentual em 1,35%. A vegetação nativa obteve uma redução nas áreas com erodibilidade extremamente alta, em 0,10% de 2010 para 2020, demonstrando que a vegetação nativa nesses locais foi substituída por outro uso do solo.

O fator de erodibilidade reflete características inerentes ao solo e sua constituição, que afetam as taxas de infiltração e permeabilidade, que acabam por influenciar o favorecimento do escoamento superficial, de modo que solos frágeis são mais suscetíveis à processos erosivos. Portanto, há de se considerar que áreas descobertas devem ser evitadas em locais de alta erodibilidade, já que a relação do quantitativo da perda de solo é inversamente proporcional à cobertura da superfície terrestre, visto que a cobertura vegetal é capaz de interceptar as gotas de chuva e reduzir a velocidade do escoamento superficial (Alewell *et al.*, 2019).

Quanto aos valores do fator topográfico (Figura 5A), verifica-se que há concentração de maiores valores de LS na região sul e sudoeste da área em estudo, onde se encontram os municípios Cajati e Jacupiranga. Os valores máximos e mínimos do fator LS verificados foram, respectivamente, 123,15 e 0, com o predomínio de valores muito baixo para o fator topográfico (Figura 5B).

Figura 5 - Fator topográfico da área em estudo (A) classes do fator topográfico da área em estudo (B).



Fonte: Elaborado pelos autores.

Verifica-se que as classes de uso e cobertura do solo não se encontram concentradas nos locais com LS de alto a extremamente alto, no entanto, apesar das áreas agrícolas diminuírem de 2010 para 2020, foi observado um acréscimo de 3,69 ha para 9,19 ha, no mesmo período, da agricultura em áreas com fator LS alto, demonstrando o deslocamento das áreas de agricultura para novos locais na região em estudo.

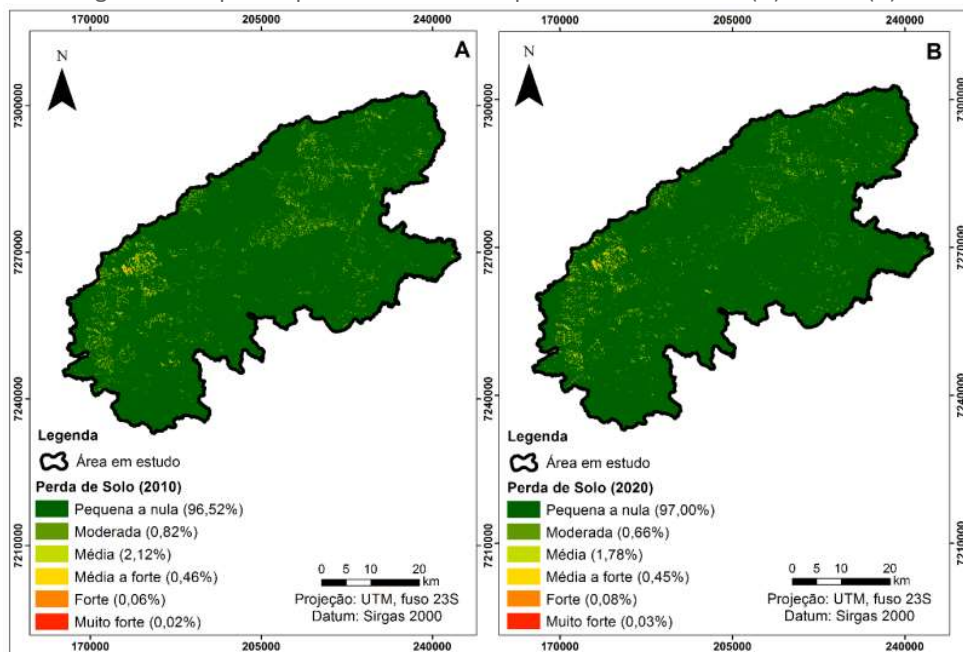
Portanto, considerando que o fator LS é capaz de indicar a capacidade de transporte de sedimentos (Alewell *et al.*, 2019), uma vez que pode indicar o potencial de escoamento superficial, através da consideração do comprimento da vertente e da inclinação do terreno (Schwambach; Moreira; Rigo, 2020), é pertinente a tomada de ações para práticas de produção agrícola conservacionistas, que considerem essas características locais.

O Vale do Ribeira possui vertentes predominantemente convexas, com forte dissecação do relevo, originando morros e colinas com elevada densidade de canais de drenagem, vales e vertentes com fortes declividades, constituídas escarpas da serra do Mar, Mantiqueira e Paranapiacaba (Ross, 2002). O Médio Ribeira, onde estão localizados os municípios de Cajati e Jacupiranga, caracteriza bem essa descrição, com um relevo muito dissecado e apresentando altos níveis de fragilidade, em virtude da suscetibilidade à processos erosivos e movimentos de massa (Silva *et al.*, 2010b).

Considerando que a erosão do solo, o transporte de sedimentos e a deposição dos mesmos, são os principais processos superficiais que alteram os canais dos rios, causam contaminação dos recursos hídricos e impactam negativamente em serviços ambientais (Yao *et al.*, 2016), é crucial que haja interpretação dos processos erosivos em diferentes escalas espaço-temporais, a fim de incluir essa discussão nas pautas de políticas ambientais e agrárias (Alewell *et al.*, 2019).

Portanto, a Figura 6A demonstra as perdas de solo na região em estudo em 2010, e a Figura 6B demonstra as perdas de solo no ano de 2020.

Figura 6 - Mapas da perda de solo anual para os anos de 2010 (A) e 2020 (B).



Fonte: Elaborado pelos autores.

Enquanto na Tabela 4, são apresentadas a distribuição dos usos e cobertura do solo, para os anos de 2010 e 2020, entre as classes de perda de solo.

Tabela 4 – Distribuição dos usos e coberturas dos solos entre as classes de perdas de solo para os anos de 2010 e 2020

Classes de perda de solo (2010)	AGR ¹	AUR ²	HID ³	MIN ⁴	PDG ⁵	PNT ⁶	REF ⁷	VEG ⁸
Pequena a nula (%)	79,17%	99,55%	99,87%	48,39%	85,91%	98,26%	85,35%	99,51%
Moderado (%)	2,63%	0,12%	0,05%	1,01%	3,57%	0,50%	2,59%	0,11%
Média (%)	11,14%	0,25%	0,06%	14,31%	8,78%	1,00%	10,46%	0,30%
Média a forte (%)	4,93%	0,05%	0,01%	12,43%	1,58%	0,20%	1,44%	0,07%
Forte (%)	1,48%	0,01%	0,00%	11,32%	0,13%	0,03%	0,06%	0,01%
Muito forte (%)	0,64%	0,01%	0,01%	12,53%	0,03%	0,01%	0,09%	0,00%
Classes de perda de solo (2020)	AGR ¹	AUR ²	HID ³	MIN ⁴	PDG ⁵	PNT ⁶	REF ⁷	VEG ⁸
Pequena a nula (%)	73,70%	99,67%	99,93%	67,91%	85,78%	98,74%	79,55%	99,53%
Moderado (%)	3,49%	0,09%	0,04%	1,11%	3,43%	0,37%	3,62%	0,10%
Média (%)	12,29%	0,19%	0,03%	16,04%	8,90%	0,70%	13,55%	0,28%
Média a forte (%)	6,90%	0,03%	0,00%	8,85%	1,72%	0,16%	2,98%	0,08%
Forte (%)	2,45%	0,00%	0,00%	1,38%	0,13%	0,02%	0,24%	0,01%
Muito forte (%)	1,16%	0,01%	0,00%	4,70%	0,04%	0,01%	0,05%	0,00%

Fonte: Elaborado pelos autores.

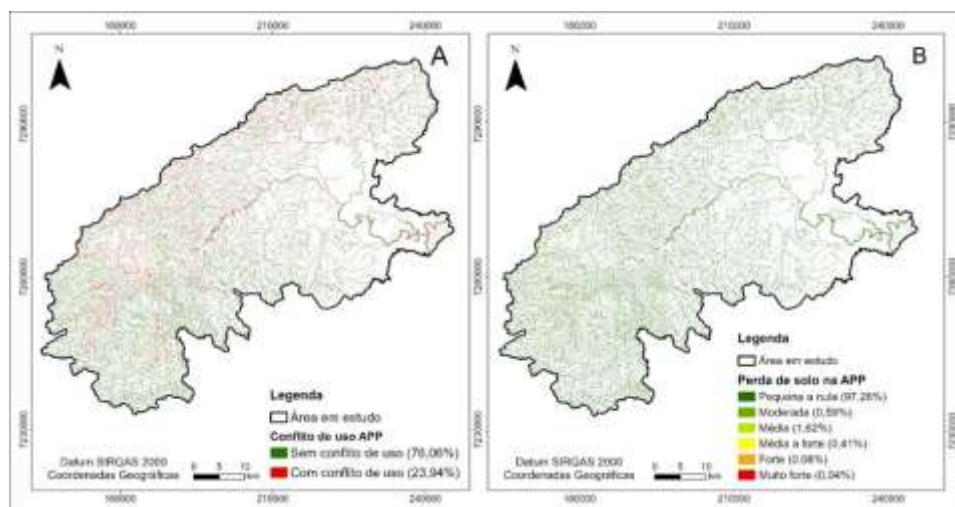
Verifica-se que da região estudada, respectivamente para os anos de 2010 e 2020, 96,52% e 97% da área possui nula ou ligeira perda de solo, o que pode ser compreendido como resultado da predominância da cobertura vegetal nativa na região em estudo. Contudo, também é possível identificar um aumento, de 2010 para 2020, na relação entre o uso agrícola do solo em áreas com perdas de solo moderadas a muito forte, e na relação entre as áreas de mineração e pastagem degradada com locais de média perda de solo.

A classe de perda moderada do solo diminuiu de 2010 para 2020, tornando importante a tomada de ações preventivas nessas áreas para que processos moderados de perda de solo não se tornem mais intensos, uma vez que houve um pequeno aumento nas áreas com forte ou muito forte perda de solo, em virtude de um conjunto de fatores: a fragilidade dos solos da região, relevo e cobertura do solo inadequada, tornando propícia a ocorrência de novos processos erosivos e intensificação de processos já existentes.

Dentro desse contexto, considerando a relevância ambiental das áreas de preservação permanente, em virtude de suas funções ecossistêmicas, é interessante que se conheça os conflitos de uso e ocupação do solo nesses locais. Sendo assim, verificou-se que 23,94% das APPs na área em estudo encontram-se com conflito de uso (Figura 7A), uma vez que deveriam possuir cobertura com vegetação nativa, ao invés de outros tipos de uso. Ao analisar as perdas de solos em APP para o ano de 2020 (Figura 7B), verificamos que 8,80% das áreas legalmente protegidas apresentam média perda de solo, 1,84% apresentam alta perda de solo e 0,14% apresentam muito alta perda de solo.

A identificação dessas áreas críticas de APPs em conflito é coerente com a proposta metodológica apresentada por Rizzo *et al.* (2023), que destaca a importância de diagnósticos espaciais para a definição de zonas prioritárias de recuperação, permitindo que recursos públicos e privados sejam aplicados de forma mais direcionada e eficiente.

Figura 7 - Mapas de conflito nas APPs (a) e perda de solo nas APPs (b) para 2020.



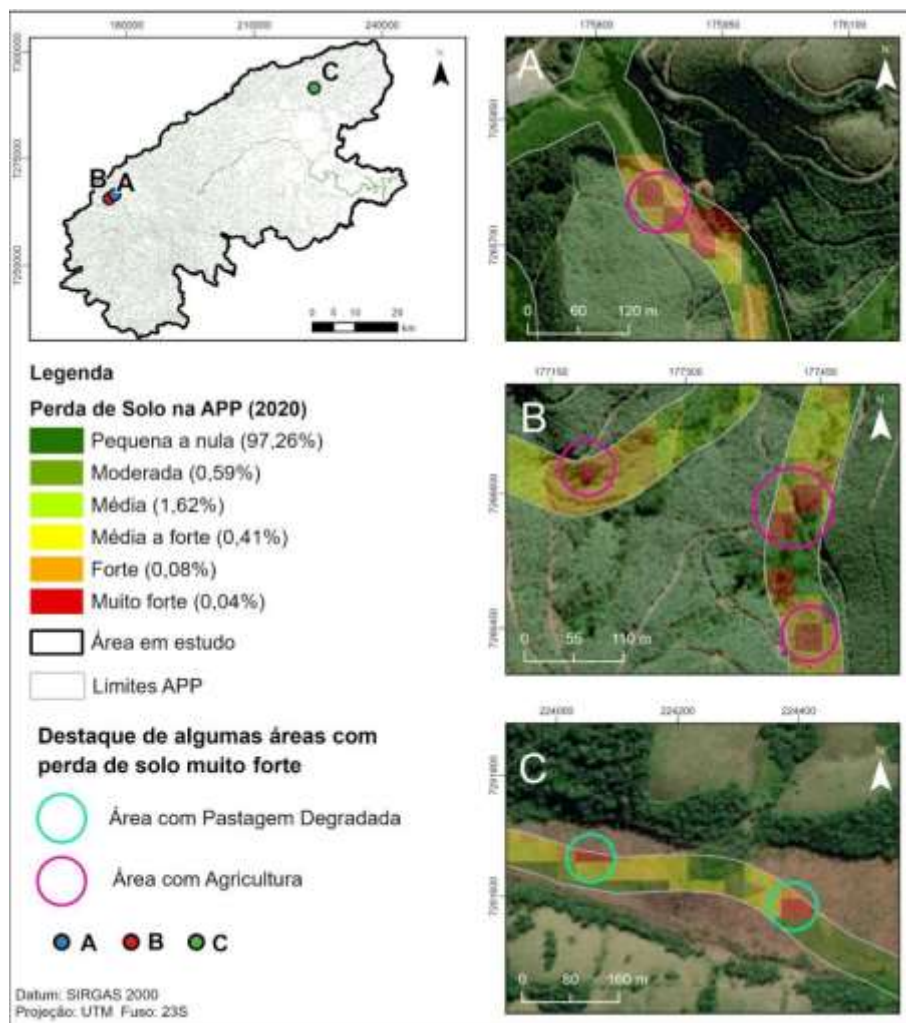
Fonte: Elaborado pelos autores.

As matas ciliares estão sujeitas a modificações contínuas em virtudes do desenvolvimento de atividades humanas nesses locais (Celentano *et al.*, 2017; Chua *et al.*, 2019), de modo que essas modificações, apoiadas a expansão antrópica, contribuem para a pressão sobre os recursos hídricos (Sales *et al.*, 2021). Portanto, a recuperação da vegetação nativa em APPs, tais como as áreas de mata ciliares, contribuem para a redução da perda média anual do solo, contribuindo para o restabelecimento dos serviços ambientais prestados por estas áreas (Schwamback; Moreira; Rigo, 2020).

Dessa forma, entendemos que projetos de recuperação devem ser desenvolvidos prioritariamente nas áreas de alta a muito alta perda do solo, que apresentam conflito de uso. A recomposição vegetal nesses locais contribui para controlar a erosão e reestabelecer o equilíbrio dos nutrientes do solo (Mello *et al.*, 2018). Sendo assim, conhecer as áreas críticas que estejam sendo mais afetadas e necessitam de adequações, otimizam os esforços e recursos que podem ser utilizados na tomada de ações (Uniyal *et al.*, 2020).

A Figura 8 exemplifica áreas de conflito, que ao invés de apresentar cobertura florestal conforme previsto na LPVN, apresenta algum tipo de uso distinto. Ao indicar essas áreas prioritárias, os resultados contribuem não apenas para a compreensão científica, mas também para a formulação de programas de restauração ambiental em APPs, que podem ser implementados por órgãos públicos e apoiados por iniciativas privadas e comunitárias. Esse direcionamento mostra como diagnósticos técnico-científicos podem se transformar em instrumentos sociotécnicos de planejamento territorial.

Figura 8 – Destaque de áreas específicas inseridas em APPs conflitantes.



Fonte: Elaborado pelos autores.

A suscetibilidade à erosão está condicionada a fatores inerentes ao solo e ao relevo, porém, está também condicionado a fatores que podem ser mais facilmente modificados e controlados, como a adequação do uso do solo (Yao *et al.*, 2016). O controle de processos erosivos pode ser obtido através da readequação nas formas do uso do solo, pois, considerando a área de pastagem degradada identificada na APP, o solo descoberto nessas condições promove não só a erosão, mas também favorece a disponibilidade de sedimentos carreador para os leitos de corpos hídricos.

Quanto as áreas utilizadas para a produção agrícola e pecuária, há de se considerar que existem tecnologias de produção agropecuária, que associadas a práticas conservacionistas do uso do solo, diminuem as taxas de perda do solo em virtude da cobertura contínua do solo ao longo do tempo. Por exemplo, resíduos provenientes da própria produção agrícola podem ser deixados no campo, tendo um efeito diferente na perda de solo do que se mantivesse o solo descoberto após a colheita (Alewell *et al.*, 2019).

Ações voltadas para demonstrar a recuperação de áreas degradadas, em conjunto com a capacitação para o manejo agroflorestal, apoiada a extensão rural e a assistência técnica, tiveram efeitos positivos na conservação e recuperação florestal do Mosaico do Jacupiranga (Bim *et al.*, 2020), demonstrando que investir em qualificação e em serviços de extensão e assistência rural, pode ser útil para ajudar os produtores rurais e as comunidades tradicionais a reconhecerem as dificuldades biofísicas de suas propriedades, adequando a produção agropecuária e de subsistência, a fim de se minimizar os efeitos degradativos no solo e no meio ambiente.

Dito isso, modelar e conhecer os parâmetros e fatores que propiciam a erosão do solo é de grande relevância para o planejamento estratégico de medidas socioambientais e políticas. Os avanços dos dados de observação da terra permitem modelagens mais dinâmicas e objetivas (Alewell *et al.*, 2019). Conhecer as características do solo de regiões de interesse permite orientar decisões de manejo do solo, focadas na recuperação de solos degradados e em medidas sustentáveis de gestão para a prevenção da degradação do mesmo (Yang; Siddique; Liu, 2020).

Esses achados reforçam a pertinência de metodologias que conciliam ciência, tecnologia e sociedade. Ao revelar que o manejo do solo está condicionado a fatores tanto biofísicos quanto sociais e históricos, este trabalho se aproxima de abordagens aplicadas em estudos recentes (Arantes *et al.*, 2024; Sales *et al.*, 2024; Rizzo *et al.*, 2023), que destacam a importância de diagnósticos espaciais para conter riscos de erosão e orientar a recuperação ambiental. Assim, o mapeamento aqui realizado se constitui em instrumento sociotécnico de apoio ao planejamento sustentável, capaz de articular decisões científicas, políticas e produtivas em um território de elevada complexidade socioambiental, como o Vale do Ribeira.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Em relação a cobertura e o uso do solo na área em estudo verificamos um aumento nas classes de vegetação nativa, pastagem nativa e reflorestamento, de 2010 para 2020, concluindo que essas alterações estão relacionadas com as políticas de conservação e proteção adotadas no Vale do Ribeira.

A erosividade da chuva calculada possui valor máximo de 8.012,66 MJ.mm.h⁻¹.ha⁻¹, a erodibilidade máxima calculada foi de 0,3267 t.ha.h.ha⁻¹.MJ⁻¹.mm⁻¹, e o fator LS possui valor máximo igual a 123,15. Portanto, verifica-se que a área em estudo tem alto potencial de erosividade da chuva e escoamento superficial, em função das características pedológicas, geomorfológicas e climáticas da região.

Em 2010 e 2020, mais de 96% da área em estudo apresentou perda de solo nula ou ligeira, em virtude da cobertura vegetal existente na região. Contudo, em 2020, verificou-se aumento nas classes de áreas definidas como forte ou muito forte de perda de solo, refletindo a necessidade dos mapeamentos aqui realizados, que podem ser utilizados como ferramentas para identificar áreas mais suscetíveis à erosão, uma vez que identificadas tais áreas, ações poderão ser planejadas de forma orientada e precisa.

Ao verificar que 23,94% das áreas de preservação permanente da região estudada encontram-se sem cobertura florestal, e que 10,78% dessas áreas apresentam de média a muita alta perda de solo, concluímos que há necessidade

da intensificação de ações corretivas e preventivas dos processos erosivos. No entanto, ao observar que a maior classe e cobertura do solo é a vegetação nativa, há uma percepção superficial de que a área estudada não possui problemas que facilitem a erosão do solo, demonstrando a necessidade de refinar as análises pontualmente, como a verificação de ocupações irregulares em áreas de preservação permanente.

A readequação nas formas do uso do solo deve ser considerada, assim como a recuperação de áreas já degradadas e atuação conjunta com produtores rurais e comunidades locais, para a adoção de práticas de produção que condizem com as características biofísicas da região e sejam adaptadas às articulações entre ciência, políticas públicas e sociedade civil.

Assessment of soil loss carried to the Ribeira de Iguape river in the stretch from Registro (SP) to Iguape (SP)

ABSTRACT

With the growing demand for water in the Vale do Ribeira region, there is a need to analyze land use and occupation and its possible impacts on water quality. This proposal aims to evaluate the evolution of soil loss in the stretch of the Ribeira de Iguape river between the municipalities of Registro (SP) and Iguape (SP) for the years 2010 and 2020 through the use of the Universal Soil Loss Equation (EUPS) with the help of Geographic Information Systems (GISs), as well as identifying permanent preservation areas (PPA) with high soil loss and which do not have vegetation cover. In 2010 and 2020, more than 96% of the studied area showed zero or slight soil loss, however, 23.94% of PPAs do not have vegetation cover, presenting 10.78% of areas with moderate to very high soil loss. We conclude that there is a need to adopt conservation and corrective practices for erosion processes, as well as the readjustment of land use in critical areas.

KEYWORDS: USLE. Vale do Ribeira. Soil degradation. Land use.

NOTAS

¹ AGR (Agricultura); ² AUR (Área Urbana); ³ HID (Hidrografia); ⁴ MIN (Mineração); ⁵ PDG (Pastagem degradada); ⁶ PNT (Pastagem Nativa); ⁷ REF (Reflorestamento); ⁸ VEG (Vegetação nativa).

REFERÊNCIAS

ALEWELL, C.; BORRELLI, P.; MEUSBURGER, K.; PANAGO, P. 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.

AMUNDSON, R.; BERHE, A. A.; HOPMANS, J. W.; OLSON, C.; SZTEIN, A. E.; SPARKS, D. L. Soil and human security in the 21st century. **Science**, v. 348, n. 6235, p. 1261071, 2015.

ARANTES, L. T.; SANTOS, A. P.; SILVA, D. C. C.; LOURENÇO, R. W. Indicador de vulnerabilidade ao carreamento de sedimentos integrado ao SIG e SR. **GEO UERJ**, v. 45, p. e74164, 2024.

ASSAF, C.; ADAMS, C.; FERREIRA, F. F.; FRANÇA, H. Land use and cover modeling as a tool for analyzing nature conservation policies – A case study of Juréia-Itatins. **Land Use Policy**, v. 100, p. 104895, 2021.

BATISTA, L. M.; NEU, V. Olhares para o sanear: as percepções de ribeirinhos sobre uma experiência com tecnologias sociais na Amazônia Oriental. **Revista brasileira de estudos urbanos e regionais**, v. 26, p. e202411, 2024.

BATISTA, R. A. W.; NERY, L. M.; MATUS, G. N.; SIMONETTI, V. C.; SILVA, D. C. C. Estimativa do fator de erosividade do solo na região do Vale do Ribeira Paulista, Brasil. **Formação (Online)**, v. 28, n. 53, p. 441-460, 2021.

BERNAL-DEL RÍO, S. *et al.* GIS-based approach including social considerations for identifying locations for solar and wind power plants. **Energy for Sustainable Development**, v. 84, p. 101602, 2025.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do Solo**. 8. ed. São Paulo: Ícone, 2012.

BETTENCOURT, P.; WASSERMAN, J. C.; DIAS, F. F.; SANTOS, P. R. A.; BEZERRA, D. B.; SANTOS, C. A.; ZOTES, L. P.; BARROS, S. R. S. Remote sensing applied to the evaluation of spatial and temporal variation of water quality in a coastal environment, Southeast Brazil. **Journal of Geographic Information System**, v. 11, n. 5, p. 500-521, 2019.

BIM, O. J. B.; SILVA, F. A. M.; ALMEIDA, L. C. F.; RESENDE, R. U. Formando florestas: Recuperação florestal participativa no mosaico do Jacupiranga - SP. **Revista Ciência em Extensão**, v. 16, p. 251-269, 2020.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**: República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 28 de maio de 2012. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm>. Acesso em: 20 maio 2020.

CALDAS, I. S. P.; SILVA, A. S.; SANTOS, J. P. C. Suscetibilidade a erosão dos solos da Bacia Hidrográfica Lagos – São João, no estado do Rio de Janeiro – Brasil, a partir do método AHP e análise multicritério. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.12, n. 4, p. 145-1430, 2019.

CARVALHO, N. O. **Hidrossedimentologia prática**. Rio de Janeiro: CPRM, 1994.

CELENTANO, D.; ROUSSEAU, G. X.; ENGEL, V. L.; ZELARAYÁN, M.; OLIVEIRA, E. C.; ARAUJO, A. C. M.; MOURA, E. G. Degradation of riparian forest affects soil properties and ecosystem services provision in eastern Amazon of Brazil. **Land Degradation & Development**, v. 28, n. 2, p. 482-493, 2017.

CHIODI, R. E.; ALMEIDA, G. F.; ASSIS, L. H. B. Efeitos de políticas de compras institucionais sobre a organização de produtores familiares no Vale do Ribeira. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 60, n. 3, p. e230363, 2022.

CHUA, E. M.; WILSON, S. P.; VINK, S.; FLIN, N. The influence of riparian vegetation on water quality in a mixed land use river basin. **River Research and Applications**, v. 35, n. 3, p. 259-267, 2019.

COELHO, V. S. P.; FAVARETO, A. Questioning the relationship between participation and development: A case study of the Vale do Ribeira, Brazil. **World Development**, v. 36, n. 12, p. 2937-2952, 2008.

COSTA, A. M. *et al.* Ecosystem services potential and soil conservation policies with emphasis on degraded pastures in Brazil. **Geography and Sustainability**, v. 5, n. 4, p. 660-672, 2024.

COSTA, F. H. S.; SOUZA FILHO, C. R.; RISSO, A. Modelagem espaço-temporal da erosão e potencial contaminação de Arsênio e Chumbo na bacia hidrográfica do

rio Ribeira de Iguape (SP). **Revista Brasileira de Geociências**, v. 39, n. 2, p. 338-349, 2009.

CUNHA-LIGNON, M.; COELHO-JR, C.; ALMEIDA, R.; MENGHINI, R. P.; CINTRON, G.; SCHAFFER-NOVELLI, Y.; DAHDYOUH-GUEBAS, F. Characterisation of mangrove forest types in view of conservation and management: a review of mangals at the Cananéia region, São Paulo State, Brazil. **Journal of Coastal Research**, v. 64, p. 349-353, 2011.

DESMET, P. J. J.; GOVERS, G. A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 51, n. 5, p. 427-433, 1996.

DIAS, R. L.; OLIVEIRA, R. C. Caracterização socioeconômica e mapeamento do uso e ocupação da terra do litoral sul do estado de São Paulo. **Sociedade & Natureza**, v. 27, n. 1, p. 111-123, 2015.

FORMENTON, D. *et al.* Participação social em ciência e tecnologia: uma breve reflexão sob a perspectiva CTS. **Revista Tecnologia e Sociedade**, v. 17, n. 47, p. 234-249, 2021.

FOSTER, G. R.; WISCHMEIER, W. H. Evaluating irregular slopes for soil loss prediction. **American Society of Agricultural and Biological Engineers**, v. 17, p. 305-309, 1974.

HUTTON, N. S. *et al.* Participatory mapping to address neighborhood level data deficiencies for food security assessment in Southeastern Virginia, USA. **International Journal of Health Geographics**, v. 21, n. 1, p. 17, 2022.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual Técnico de Uso da Terra**. 3. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2013.

KUMARI, R.; KWON, K. S.; LEE, B. H.; CHOI, K. Co-creation for social innovation in the ecosystem context: The role of higher educational institutions. **Sustainability**, v. 12, n. 1, p. 307, 2020.

MANNIGEL, A. R.; CARVALHO, M. P.; MORETI, D.; MEDEIROS, L. R. Fator erodibilidade e tolerância de perda dos solos do Estado de São Paulo. **Ana Scientiarum**, v. 24, n. 5, p. 1335-1340, 2002.

MAPBIOMAS. **Coleção 5 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil**. Disponível em: <<https://mapbiomas.org/colecoes-mapbiomas-1>>. Acesso em: 10 jul. 2021.

MELLO, K.; VALENTE, R. A.; RANDHIR, T. O.; SANTOS, A. C. A.; VETTORAZZI, C. A. Effects of land use and land cover on water quality of low-order streams in Southeastern Brazil: Watershed versus riparian zone. **Catena**, v. 167, p. 130–138, 2018.

NERY, L. M.; GOMES, G.; NICOMEDES, N. P.; SABONARO, D. Z.; SILVA, D. C. C. Análise socioambiental de sistemas de integração: quais seus benefícios, desafios e oportunidades? **Journal on Innovation and Sustainability**, v. 15, p. 177-192, 2024b.

NERY, L. M.; PERUCELLO, J. L.; CUNHA-LIGNON, M.; MACHADO, L. P.; SILVA, D. C. C. Retrato ambiental do Complexo Estuarino Lagunar Cananeia-Iguape: a influência do canal Valo Grande. **Boletim Paranaense De Geociências**, v. 82, p. 1-20, 2024a.

PACHECO, F. A. L.; FERNANDES, L. F. S.; VALLE JÚNIOR, R. F.; VALERA, C. A.; PISSARRA, T. C. T. Land degradation: Multiple environmental consequences and routes to neutrality. **Current Opinion in Environmental Science & Health**, v. 5, p. 78-86, 2018.

PACIFICO, A. C. N. *et al.* Tecnologia para acesso à água na várzea amazônica: impactos positivos na vida de comunidades ribeirinhas do Médio Solimões, Amazonas, Brasil. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 37, p. e00084520, 2021.

POLETT, F. B.; SANTOS, A. P.; PAULA, A. L.; SILVA, D. C. C.; LOURENÇO, R. W. Lógica Fuzzy Aplicada ao Planejamento Sustentável do Uso da Terra em Bacia Hidrográfica com Base em Indicadores Locais de Aptidão. **Entorno Geografico**, v. 30, p. e20214851, 2025.

PRADO, J. D. A. Os desafios do desenvolvimento local para populações específicas de territórios historicamente complexos: as comunidades quilombolas do Vale do Ribeira. 2019. 102 f. Dissertação (Mestrado profissional MPGC) – Fundação Getúlio Vargas, Escola de Administração de Empresas de São Paulo, São Paulo, 2019.

REZENDE, C. L.; SCARANO, F. R.; ASSAD, E. D.; JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; STRASSBURG, B. B. N.; TABARELLI, M.; FONSECA, G. A.; MITTERMEIER, R. A. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in ecology and conservation**, v. 16, n. 4, p. 208-214, 2018.

RIZZO, F. A. *et al.* Proposta metodológica de identificação de áreas prioritárias para recuperação da bacia hidrográfica do córrego Pequiá (MA). **Revista Tecnologia e Sociedade**, v. 19, n. 57, p. 33-54, 2023.

ROSS, J. L. S. A morfogênese da bacia do Ribeira do Iguape e os sistemas ambientais. **GEOUSP–Espaço e Tempo**, n. 12, p. 21-46, 2002.

ROSSI, M. **Mapa pedológico do estado de São Paulo: Revisado e ampliado**. São Paulo: Instituto Florestal, 2017.

SAAD, S.; SILVA, J. G.; PONETTE-GONZÁLES, A. G.; SILVA, M. L. N.; ROCHA, H. Modeling the on-site and off-site benefits of Atlantic forest conservation in a Brazilian watershed. **Ecosystem Services**, v. 48, p. 101260, 2021.

SALES, J. C. A. *et al.* Análise espacial do carreamento de sedimentos por área de contribuição de afluentes sem cobertura vegetal na bacia hidrográfica do Rio Una. **Geofocus: Revista Internacional de Ciencia y Tecnología de la Información Geográfica**, n. 34, p. 4, 2024.

SALES, J. C. A.; SILVA, D. C. C.; SIMONETTI, V. C.; NERY, L. M.; LOURENÇO, R. W. Relação entre a integridade da mata ciliar e a distribuição de renda na Bacia Hidrográfica do Rio Una. **Scientia Plena**, v. 17, n. 7, p. 075301, 2021.

SANTOS, C. A. P. *et al.* Tecnologias sociais e o desenvolvimento territorial do semiárido cearense. **Revista Tecnologia e Sociedade**, v. 21, n. 64, p. 75-98, 2025.

SANTOS, D. S.; SPAROVEK, G. Retenção de sedimentos removidos de área de lavoura pela mata ciliar, em Goiatuba (GO). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 5, p. 1811-1818, 2011.

SÃO PAULO (Estado). **Mapa das Unidades de Conservação do Estado de São Paulo**. Disponível em: <https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/fundacaoflorestal/unidades-de-conservacao/>. Acesso em: 01 dez. 2021.

SCHWAMBACK, D.; MOREIRA, L. L.; RIGO, D. Effects of native vegetation recovery on soil loss. **Journal of Applied Water Engineering and Research**, v. 8, n. 3, p. 194-204, 2020.

SCHWERMER, H. *et al.* Modeling and understanding social–ecological knowledge diversity. **Conservation Science and Practice**, v. 3, n. 5, p. e396, 2021.

SIGRH. Sistema Integrado de Gerenciamento dos Recursos Hídricos. **Comitê da Bacia Hidrográfica do Ribeira de Iguape e Litoral Sul (CBH-RB)**. Disponível em: <http://www.sigrh.sp.gov.br/cbhrb/apresentacao>. Acesso em: 03 mai. 2018.

SILVA JÚNIOR, J. A. Políticas de desenvolvimento territorial no Brasil: o caso do Vale do Ribeira (SP). **Revista de Administração Pública**, v. 50, p. 513-527, 2016.

SILVA, A. M.; ALVARES, C. A. Levantamento de informações e estruturação de um banco de dados sobre a erodibilidade de classes de solos no Estado de São Paulo. **Geociências**, v. 24, n. 1, p. 33-41, 2005.

SILVA, D. C. C.; ALBUQUERQUE FILHO, J. L.; SALES, J. C. A.; LOURENÇO, R. W. Identificação de áreas com perda de solo acima do tolerável usando NDVI para o cálculo do fator C da USLE. **Ra'e Ga Espaço Geográfico em Análise**, v. 42, p. 72-85, 2017.

SILVA, F. D. G.; MINOTTI, F.; LOMBARDI NETO, F.; PRIMAVESI, O.; CRESTANA, S. Previsão da perda de solo na Fazenda Canchim-SP (EMBRAPA) utilizando geoprocessamento e o USLE 2D. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 15, n. 2, p. 141-148, 2010a.

SILVA, R. B.; IORI, P.; ARMESTO; BENDINI, H. N. Assessing rainfall erosivity with artificial neural networks for the Ribeira Valley, Brazil. **International Journal of Agronomy**, v. 2010, p. 365249, 2010b.

SILVA, R. B.; IORI, P.; DIAS JÚNIOR, M. S.; MARTINS, P. A. Degradação estrutural do solo de em áreas de preservação permanente da sub-bacia do rio Ribeira De Iguape. In: SILVA, R. B.; MING, L. C. (eds.). **Polo de biotecnologia da Mata Atlântica: relatos de pesquisas e outras experiências vividas no Vale do Ribeira**, Jaboticabal: Maria de Lourdes Brandel – ME, 2010c. p. 139-154.

SILVA, V. C. Estimativa da erosão atual da bacia do Rio Paracatu (MG/GO/DF). **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 34, n. 3, p. 147-159, 2004.

SNA. Serviço Nacional de Agricultura. **Produção de banana do Vale do Ribeira está ameaçada**. Disponível em: <<http://www.sna.agr.br/producao-de-banana-do-vale-do-ribeira-esta-ameacada/>>. Acesso em: 09 ago. 2018.

SOUSA, M. N. F. A. *et al.* Spatial assessment and prioritization strategies for water erosion-induced soil loss in the Brazilian semiarid. **Journal of South American Earth Sciences**, p. 105585, 2025.

SOUZA, T. A.; OLIVEIRA, R. C. Alterações ambientais no complexo Estuarino-Lagunar de Cananeia-Iguape: A influência do canal artificial do “Valo Grande”. **Boletim de Geografia**, v. 34, n. 3, p. 30-44, 2017.

STEIN, D. P.; DONZELLI, P. L.; GIMENEZ, A. F.; PONÇANO, W. L.; LOMBARDI NETO, F. Potencial de erosão laminar, natural e antrópica, na Bacia do Peixe Paranapanema. **Simpósio Nacional de Controle de Erosão**, v. 4, p. 105-135, 1987.

SUZUKI, L. E. A. S.; CASALINHO, H. D.; MILANI, I. C. B. Strategies and Public Policies for Soil and Water Conservation and Food Production in Brazil. **Soil Systems**, v. 8, n. 2, p. 45, 2024.

TONIOLO, B. P.; NERY, L. M.; SILVA, D. C. C. Modelagem espacial para identificação de áreas potenciais à geração de poluição difusa na Bacia Hidrográfica do Rio Cotia - SP. **Revista Brasileira de Gestão Urbana**, v. 16, p. e20220207, 2024.

UNIYAL, B.; JHA, M. K.; VERMA, A. K. K; ANEBAGILU, P. K. Identification of critical areas and evaluation of best management practices using SWAT for sustainable watershed management. **Science of the Total Environment**, v. 744, p. 140737, 2020.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses – A guide to conservation planning**. Washington: USDA, 1978. 58p.

YANG, T.; SIDDIQUE, K. H. M.; LIU, K. Cropping systems in agriculture and their impact on soil health-A review. **Global Ecology and Conservation**, v. 23, p. e01118, 2020.

YAO, X.; YU, J.; JIANG, H.; SUN, W.; LI, Z. Roles of soil erodibility, rainfall erosivity and land use in affecting soil erosion at the basin scale. **Agricultural Water Management**, v.174, p. 82-92, 2016.

ZARONI, M. J.; PEREIRA, N. R.; AMARAL, F. C. S.; CARVALHO JUNIOR, W.; CHAGAS, C. S.; BHERING, S. B.; GONCALVES, A. O.; SILVA, E. F.; DANIEL FILHO, A. C. B.; LOPES, C. H. L.; EARP, C. G. S.; VARGAS, S. P.; PINHEIRO, T. D.; FERNANDES, T. G. **Zoneamento Agroecológico do Município de Guia Lipes da Laguna – MS**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2009.

Recebido: 03/05/2024
Aprovado: 03/09/2025
DOI: 10.3895/rts.v22n68.18518

Como citar:

SILVA, Darllan Collins da Cunha e; NERY, Liliâne Moreira; OLIVEIRA, Renan Angrizani de; GOMES, Gabriela; NICOMEDES, Nicholas de Paula; TONIOLO, Bruno Pereira. Avaliação da perda de solo carreado para o rio Ribeira de Iguape no trecho de Registro (SP) a Iguape (SP). **Rev. Tecnol. Soc.**, Curitiba, v. 22, n. 68, p.444-472, jan./mar, 2026. Disponível em:

<https://periodicos.utfpr.edu.br/rts/article/view/18518>

Acesso em: XXX.

Correspondência:

Direito autoral: Este artigo está licenciado sob os termos da Licença Creative Commons-Atribuição 4.0 Internacional.

