



**ESCOLA SUPERIOR DE CONSERVAÇÃO AMBIENTAL E SUSTENTABILIDADE**

**INFLUÊNCIA HISTÓRICA DA DINÂMICA DO DESMATAMENTO E DO USO E  
COBERTURA DO SOLO NA REGIÃO DO PONTAL DO PARANAPAMENA**

Por

**GABRIEL BORIN NAVACHI**

**NAZARÉ PAULISTA, 2023**



## **ESCOLA SUPERIOR DE CONSERVAÇÃO AMBIENTAL E SUSTENTABILIDADE**

### **INFLUÊNCIA HISTÓRICA DA DINÂMICA DO DESMATAMENTO E DO USO E COBERTURA DO SOLO NA REGIÃO DO PONTAL DO PARANAPANEMA**

Por

GABRIEL BORIN NAVACHI

COMITÊ DE ORIENTAÇÃO

ALEXANDRE UEZU  
RENATO ARMELIN  
JUNIOR CESAR AVANZI

TRABALHO FINAL APRESENTADO AO PROGRAMA DE MESTRADO  
PROFISSIONAL EM CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE E DESENVOLVIMENTO  
SUSTENTÁVEL COMO REQUISITO PARCIAL À OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE

IPÊ – INSTITUTO DE PESQUISAS ECOLÓGICAS  
NAZARÉ PAULISTA, 2023

### **Ficha Catalográfica**

Borin Navachi, Gabriel

Influência histórica da dinâmica do desmatamento e do uso e cobertura do solo no Pontal do Paranapanema, 2023. 80 pp.

Trabalho Final (mestrado): IPÊ – Instituto de Pesquisas ecológicas

Perda de solo 1

Influência histórica 2

Restauração florestal 3

Escola Superior de Conservação Ambiental e Sustentabilidade, IPÊ

### **BANCA EXAMINADORA**

LOCAL E DATA

---

Prof. Dr.

---

Prof. Dr.

---

Prof. Dr.

Dedico este trabalho a todos que dedicam um pouco de suas vidas à proteção e restauração da natureza à sua volta.

## **AGRADECIMENTOS**

Em primeiro lugar agradeço a Deus, pelo dom da vida e sabedoria. Em seguida agradeço aos meus pais, Sigmar e Suemara, sem eles esse sonho não seria possível, obrigado por todo suporte emocional e financeiro. Agradeço a minha noiva e futura esposa Isabelly por nunca me deixar desistir dos meus sonhos e ser minha apoiadora n° 1. Agradeço aos meus colegas de caminhada nesse curso de mestrado, as discussões promovidas durante as aulas foram fundamentais para meu crescimento e formação, em especial aos amigos Bruno, João, Aline, Agatha, Gabi e Thais, que tiveram participação direta neste trabalho, sem o apoio e conselhos deles não teria chegado até aqui. Por último, mas não menos importante agradeço a todos funcionários do IPÊ, aos professores e ao meu comitê de orientadores Renato, Cesar e Alê, todos tiveram papel fundamental em algum momento da construção deste trabalho. Gostaria de deixar um agradecimento especial ao professor Alê, obrigado por toda paciência que teve comigo e obrigado por toda orientação desde a primeira semana de aulas no mestrado até o momento atual de finalização deste trabalho.

# SUMÁRIO

## Conteúdo

AGRADECIMENTOS .....	5
LISTA DE TABELAS .....	2
LISTA DE FIGURAS.....	3
LISTA DE ABREVIACÕES.....	5
RESUMO.....	6
ABSTRACT .....	8
1. INTRODUÇÃO.....	9
2. REFERENCIAL TEÓRICO .....	11
3. PARTE EXPERIMENTAL, MATERIAIS E MÉTODOS .....	23
4. RESULTADOS .....	33
5. DISCUSSÃO.....	51
6. CONCLUSÕES.....	57
7. RECOMENDAÇÕES (OPCIONAL) .....	58
8. REFERÊNCIA.....	59
ANEXO A - DADOS DE ENTRADA MODELAGEM SDR INVEST .....	65

## LISTA DE TABELAS

<u>Tabela</u>		<u>página</u>
Tabela 1	Estimativa da declividade da bacia de estudo	30
Tabela 2	Tabela Biofísica	32
Tabela 3	Parâmetros de entrada na modelagem SDR	32
Tabela 4	Usos e ocupações do solo n' região de estudo do Pontal do Paranapanema	34
Tabela 5	Perda de solo e transporte de sedimentos ao longo dos anos	36
Tabela 6	Perda de solo e Transporte de sedimentos por uso e ocupação do solo modelagem histórica	37
Tabela 7	Perda de solo e Transporte de sedimentos 2020 x Simulação de Restauração modelagem histórica	46
Tabela 8	Perda e transporte de sedimentos por uso de solo - 2020 x simulação	47
Tabela 9	Perda de solo e Transporte de sedimentos 2020 x Simulação de Restauração Modelagem 1	49
Tabela 10	Perda de solo e Transporte de sedimentos 2020 x Simulação de Restauração -Modelagem 2	51

## LISTA DE FIGURAS

<u>Figura</u>		<u>página</u>
Figura 1	influência da TFA na modelagem SDR	22
Figura 2	Influência dos parâmetros k e IC0 na relação entre SDR e conectividade (IC)	23
Figura 3	Mapa de tipos de solo na região do Pontal do Paranapanema	24
Figura 4	Uso do solo na região do Pontal do Paranapanema	25
Figura 5	Bacia de estudo fase influência histórica (recorte 1) no pontal do Paranapanema	26
Figura 6	Bacia de estudo fase de simulação de restauração (recorte 2) no pontal do Paranapanema	27
Figura 7	Dinâmica do uso do solo no pontal do Paranapanema	35
Figura 8	Histórico de perda de solo e transporte de sedimentos	36
Figura 8	Histórico de perda de solo e transporte de sedimentos	38
Figura 9	Relação da série histórica entre usos e perda de solo	39
Figura 10	Estimativa de perda de solo para o ano 1956 (ton.ha/ano)	40
Figura 11	Estimativa de perda de solo para o ano 1965 (ton.ha/ano)	41
Figura 12	Estimativa de perda de solo para o ano 1985 (ton.ha/ano)	42
Figura 13	Estimativa de perda de solo para o ano 1995 (ton.ha/ano)	43
Figura 14	Estimativa de perda de solo para o ano 2005 (ton.ha/ano)	44
Figura 15	Estimativa de perda de solo para o ano 2020 (ton.ha/ano)	45

Figura 16	Estimativa de perda de solo para o cenário de restauração - Simulação (ton.ha/ano)	46
Figura 17	Uso e ocupação do solo - 2020 x cenário de restauração (ton.ha/ano)	48
Figura 18	Estimativa de Perda de solo pela USLE - 2020 x cenário de restauração (ton.ha/ano)	49
Figura 19	Estimativa de Perda de solo pela USLE - 2020 x cenário de restauração (ton.ha/ano)	501
Figura 20	Transporte e Deposição de sedimentos na bacia de estudo no ano de 2020	56
Figura 21	Mapa de Altimetria do cenário histórico do estudo	Anexo
Figura 22	Mapa de Erodibilidade do solo do cenário histórico de estudo	Anexo
Figura 23	Mapa de Erosividade da chuva do cenário histórico de estudo	Anexo
Figura 24	Mapa de Uso e Ocupação do solo de 1956 baseado nas cartas topográficas do IBGE	Anexo
Figura 25	Mapa de Uso e Ocupação do solo de 1965 baseado nas cartas topográficas do IBGE	Anexo
Figura 26	Mapa de Uso e Ocupação do solo de 1985 extraído da plataforma MapBiomias	Anexo
Figura 27	Mapa de Uso e Ocupação do solo de 1995 extraído da plataforma MapBiomias	Anexo
Figura 28	Mapa de Uso e Ocupação do solo de 2005 extraído da plataforma MapBiomias	Anexo
Figura 29	Mapa de Uso e Ocupação do solo de 2020 extraído da plataforma MapBiomias	Anexo
Figura 30	Mapa de Uso e Ocupação do solo da simulação de restauração extraído da plataforma MapBiomias	Anexo

## LISTA DE ABREVIações

InVEST	<i>Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs</i>
SDR	<i>Sediment Delivery Ratio</i>
LULC	<i>Land Use Land Cover</i> (Uso e cobertura do solo)
DEM	<i>Digital Elevation Model</i> (Modelo digital de elevação)
RUSLE	<i>Revised Universal Soil Loss Equation</i> (Equação Universal da perda de solo revisada)
GLoREDa	<i>Global Rainfall Erosivity Database</i>
ESDAC	<i>European Soil Data Centre</i>
SLR	<i>Soil Loss Ratio</i>
URGHI	Unidade Hidrográfica de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Pontal do Paranapanema
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
SRTM	<i>Shuttle Radar Topography Mission</i>
GPR	Regressão de Processo Gaussiana (GPR)
TFA	<i>Threshold Flow Accumulation</i> (Limite de acúmulo de fluxo)
SLT	<i>Soil Loss Tolerance</i>
APP	Área de Preservação Permanente

## RESUMO

As florestas desempenham papel fundamental em diversos serviços ecossistêmicos. Este estudo observou a capacidade desse ecossistema em prevenir a perda de solo e transporte de sedimentos até os cursos d'água. Neste contexto, a influência do desmatamento e das mudanças no uso e ocupação do solo na produção de sedimentos ao longo dos últimos 64 anos (1956-2020) foram analisadas na região do Pontal do Paranapanema, São Paulo - BR. Em sequência foi utilizado uma simulação de restauração proposto pelo mapa dos sonhos, produzidos por um estudo do Instituto de Pesquisas Ecológicas (IPÊ) para observar a influência da restauração na produção de sedimentos, considerando dois recortes distintos. O primeiro recorte considera uma área de 1.482 km<sup>2</sup> e foi estabelecido para quantificar a perda de solo e transporte de sedimentos na série histórica. O segundo recorte com uma área de 5.475 km<sup>2</sup>, foi utilizado para observar os dados atuais de perda de solo e a simulação. Os dados foram coletados a partir de imagens de satélites, mapas topográficos, dados meteorológicos e dados provenientes de pesquisas acadêmicas. Os usos do solo da região foram adotados a partir da classificação utilizada pelo MapBiomas, e são eles: formação florestal, floresta plantada, formação pantanosa, formação campestre, pastagem, cana-de-açúcar, mosaico agricultura-pastagem, infraestrutura urbana, áreas não vegetadas, corpos d'água, soja, outras lavouras temporárias, café e citrus. O estudo foi elaborado a partir do software InVEST (Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs), onde foi utilizado a modelagem SDR (Sediment Delivery Ratio) que se baseia na análise do uso e cobertura do solo e nos fatores presentes na RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation) para obtenção de fatores ligados a produção de sedimentos. Os resultados da análise histórica mostraram um aumento de 410% na perda de solo (321.027 t para 1.317.018 t) e de 560% (15.473 t para 102.187 t) no transporte de sedimentos nos 64 anos. Esse aumento está relacionado a perda de cobertura florestal e crescimento das culturas temporárias. Ambos os cenários de restauração se mostraram eficazes, apresentando redução de 20% na perda de solo e 28% no transporte de sedimentos para o primeiro cenário e 16,75% na perda de solo e 28,5% do transporte de sedimentos para o segundo, apesar disso fatores de prática de conservação do solo são fundamentais para redução das perdas. A pesquisa foi fundamental para apresentar a crescente perda de solo na região, servindo como ferramenta para instituições e tomadores de decisão agirem nessa região.

## INFLUÊNCIA HISTÓRICA DA DINÂMICA DO DESMATAMENTO E DO USO E COBERTURA DO SOLO NA REGIÃO DO PONTAL DO PARANAPANEMA

Por

Gabriel Borin Navachi

Janeiro de 2023

Orientador: Prof. Dr. Alexandre Uezu



## ABSTRACT

Forests play a fundamental role in several ecosystem services, this study observes the ability of this ecosystem to prevent soil loss and the sediment exports to watercourses, for which the influence of deforestation and changes in LULC was observed in the sediment delivery over the last 64 years (1956-2020) in the region of Pontal do Paranapanema, São Paulo -BR. In sequence, a restoration simulation proposed by the dream map, produced by a study by Ecological Researches Institute (IPE) was used to observe the influence of restoration on sediment production, the effects were observed in two different snippets. The first one considers an area of 1,482 km<sup>2</sup> and was established to quantify soil loss and sediment transport in the historical series. The second clipping with an area of 5,475 km<sup>2</sup> was used to observe the current soil loss data and the simulation.

Data were collected from satellite images, topographic maps, meteorological data and data from academic research, the land uses of the region were adopted from the classification used by MapBiomas, and they are: forest formation, planted forest, wetlands, grassland formation, pasture, sugarcane, agriculture-pasture mosaic, urban infrastructure, non-vegetated areas, water bodies, soybeans, other temporary crops, coffee and citrus. The study was prepared using the InVEST (Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs) software, where SDR (sediment delivery ratio) modeling was used, which is based on the analysis of land use and cover and on the factors present in the RUSLE to obtain factors related to sediment production. The results of the historical analysis showed an increase of 410% in the loss of soil (321,027 t to 1,317,018 t) and of 560% (15,473t to 102,187t) in the transport of sediments in the 64 years, this increase being related to the loss of forest cover and growth of temporary crops. Both restoration scenarios were effective, showing a reduction of 20% in soil loss and 28% in sediment transport for the first scenario and 16.75% in soil loss and 28.5% in sediment transport for the second, in spite of this, soil conservation practices are fundamental to reduce losses. The research was fundamental to present the growing soil loss in the region, serving as a tool for institutions and decision makers to act in this region.

## HISTORICAL INFLUENCE OF THE DYNAMICS OF DEFORESTATION AND LAND USE AND COVER IN THE PONTAL DO PARANAPANEMA REGION

By

Gabriel Borin Navachi

march ,2023

Advisor: Prof. Dr. Alexandre Uezu

## 1. INTRODUÇÃO

As florestas tropicais já cobriram 12% da cobertura terrestre no mundo, e atualmente cobrem cerca de 5%, sendo o grupo de vegetação que mais presta serviços ecossistêmicos no mundo (Brandon,2014), podendo destacar entre eles a regulação climática, produção de alimentos, a conservação do solo e manutenção da qualidade e regularidade dos cursos d'água (cerca de 58%), as florestas são responsáveis por suprir a demanda de água de 4,8 bilhões de pessoas no mundo (MEA, 2005; Costanza,1997). Com essa forte interação entre floresta, solo e água, a conversão de florestas para áreas de cultivo, pastagens e áreas urbanizadas tem sido grande impulsionadora da perda dessas funções essenciais para o ser humano (Defries et al., 2010; Lim et al., 2019; Saad et al., 2018; Huang et al., 2016; Uriarte et al., 2011).

Um agravante para essa situação é a influência que as mudanças climáticas vêm exercendo no regime de chuvas, causando eventos extremos, como chuvas prolongadas e de maior intensidade, esse fato influi diretamente no aumento da erosão e na carga de sedimentos nas bacias hidrográficas, aumentando a perda de solo, diminuindo sua fertilidade e diminuindo a qualidade da água (Guo, Hu e Jiang, 2008).

De acordo com o Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2008) o excesso de sedimentos transportados pelo rio pode causar a sedimentação do fundo do reservatório. Isso reduz a capacidade de armazenamento de água e, conseqüentemente, a geração de energia. Além disso, a sedimentação pode prejudicar a qualidade da água e a vida aquática, afetando a biodiversidade. Também promovem danos a infraestrutura do reservatório, como turbinas e comportas, reduzindo a eficiência da geração de energia e aumentando os custos de manutenção. (Magalhães, & Formiga-Johnsson, 2012; Pereira & Souza, 2015).

Na região do Pontal do Paranapanema, local do estudo, não é diferente. A região está localizada no bioma Mata Atlântica, um dos mais degradados e fragmentados do planeta, este bioma apresenta atualmente apenas 11,73% de sua cobertura vegetal original (Ribeiro et al., 2009). O Pontal do Paranapanema sofreu ao longo dos últimos 60

anos um desmatamento em massa, tendo essa floresta sido convertida para diversos usos e ocupações, com destaque para pecuária e cana-de-açúcar (Uezu e Metzger 2016).

As mudanças do uso e cobertura do solo na qual as bacias da região do pantanal estão inseridas proporcionaram esse aumento na sedimentação, uma vez que solos mais expostos, como o caso de culturas temporárias que proporcionaram uma maior suscetibilidade do solo a ser carregado pela água da chuva e ventos, do que locais onde a vegetação nativa permanece (Lal, R. 2001; Wang et al. 2019).

Nesse contexto as zonas ripárias apresentam papel chave nessa dinâmica, sendo responsável pela proteção local de bacias hidrográficas, influenciando no escoamento superficial, controlando a sedimentação e o transporte de nutrientes e poluentes, reduzindo a erosão das margens, e promovendo condições ambientais adequadas para comunidades aquáticas (Mingoti e Vettorazzi, 2011; Sponseller, Benfield e Valett, 2001; Tanaka et al., 2016). Apesar de toda sua importância econômica, social e ambiental, essas áreas encontram-se amplamente degradadas no Brasil e ao redor do mundo (Mello et al., 2017), porém estudos afirmam que a recuperação das florestas ripárias já poderia reduzir em até 29,4% a carga de sedimentos nas bacias brasileiras (Monteiro et al., 2016).

Estudos apresentaram que a supressão histórica de vegetação natural para culturas temporárias, foram as principais causas de aumento na perda de solo e transporte de sedimentos (Aneseyee et al, 2020). Outros estudos apresentaram que a recuperação florestal de áreas que historicamente foram ocupadas por culturas temporárias, promoveram redução significativa na perda de solo e transporte de sedimentos naquela região (Alatorre et al., 2012). Dessa forma, conhecer o histórico de uso do solo na região possibilita avaliar a situação da conservação do solo e da qualidade da água nas bacias, sendo que esses parâmetros estão diretamente relacionados com a dinâmica da paisagem em que estão inseridos (Ferraz et al., 2014)

Com isso, trabalhos que visem analisar um panorama histórico de uso e ocupação do solo na região são de fundamental importância. Além disso, é necessário quantificar a carga de sedimentos que vem sendo exportada das bacias hidrográficas ao longo dos anos e observar a influência que as mudanças climáticas exercem nesse cenário. A partir disso, mapear com precisão os locais adequados à recuperação e restauração florestal,

visando reduzir a deterioração desses serviços ecossistêmicos e minimizar os impactos causados pelas mudanças climáticas.

A partir dessa preocupação, este trabalho teve alguns objetivos:

- 1- Estimar a quantidade de perda de solo sedimentos e exportados nos últimos 60 anos na região do Pontal do Paranapanema, SP, considerando a supressão da vegetação nativa e das mudanças no uso e ocupação do solo da região.
- 2- Analisar panorama atual da perda de solo e exportação de sedimentos e verificar se os futuros cenários de restauração florestal que vem sendo desenvolvidos na região serão capazes de amenizar os efeitos dessas alterações históricas do uso e ocupação do solo, quantificando esses valores. Neste objetivo foi considerado uma área mais abrangente de estudo.

## **2. REFERENCIAL TEÓRICO**

### **2.1 - Degradação da Mata Atlântica**

O bioma Mata Atlântica já chegou a cobrir cerca de 1,1 milhões de km<sup>2</sup> no país, correspondendo a cerca de 12% do território nacional, cobrindo cerca de 29° de latitude de extensão, que equivale a cerca de 3.300 km. Isso faz com que esse bioma tenha uma grande biodiversidade em sua composição, sendo mais de 20.000 espécies de plantas, 261 espécies de mamíferos, 688 espécies de aves, 200 espécies de répteis e 280 espécies de anfíbios. Com o crescimento populacional e aumento na demanda por comida, a floresta foi sendo substituída por cidades e áreas de cultivo e pastagens, restando atualmente apenas 11,76% de sua cobertura, e 83,4% dos seus fragmentos possuem menos de 50 ha (Ribeiro et al., 2009).

O desmatamento e mudança no uso do solo nesse bioma tem afetado diversos serviços ecossistêmicos essenciais, e tem ocorrido desde os tempos de colonização. As mudanças no uso e ocupação do solo na região de Mata Atlântica não ocorreram de maneira constante ao longo do tempo e espaço, devido a diferentes políticas e fases

econômicas de cada região (Lira et al., 2012), tornando essas regiões altamente dinâmicas. Por isso, conhecer o histórico de uso do solo na região é um fator de extrema importância para avaliar a real situação de serviços ecossistêmicos e como irão se comportar no futuro, serviços como sequestro de carbono, controle de erosão e qualidade da água nas bacias estão diretamente relacionados com a dinâmica da paisagem em que estão inseridos (Ferraz et al., 2014).

## **2.2- Erosão do Solo**

Um dos maiores problemas ambientais no mundo é a erosão, podendo ocasionar redução na produtividade das lavouras, poluição da água, redução na capacidade de reservatórios e degradação do ambiente natural (Zhou et al., 2016). Esse fenômeno sempre ocorreu de forma natural em todos locais do mundo, porém foi com a interferência humana que ele se tornou um problema de natureza global. É possível afirmar que a declividade do terreno e o uso do solo no local são os principais fatores que influenciam na sedimentação, sendo a causa de interferência humana mais facilmente controlável do que os fatores naturais (Guo et al., 2021).

## **2.3- Poluição da Água**

Outro grande problema ambiental que tem relação direta com a erosão é a deterioração da qualidade da água. É de consenso geral que a água desempenha papel de destaque em basicamente todas atividades no mundo, sejam elas naturais ou antropogênicas. A qualidade da água pode ser medida de acordo com seus variados usos, como consumo, habitat de seres vivos, agricultura e industrial e recreacional, sendo que ela pode variar de região para região de acordo com os poluentes que podem ser dispersados tanto pontualmente, quanto de forma difusa (Giri e Qiu, 2016).

Mais uma vez a alteração do uso do solo tem sido apontado como fator fundamental na geração de poluentes. Isso ocorre devido ao crescimento populacional, onde demandas como, comida, moradia e transporte aumentaram de forma exponencial ao longo das últimas décadas. Nas cidades, os ambientes se tornaram impermeabilizados devido à infraestrutura urbana, além do esgoto doméstico e industrial, tornando esses locais grandes responsáveis pela poluição da água de uma forma mais pontual. Já, no campo, a

presença de defensivos agrícolas, fertilizantes e o manejo incorreto da terra são os responsáveis por uma poluição dispersa.

Os sólidos suspensos presentes na água por conta da erosão hídrica aumentam a turbidez dos cursos d'água, reduzindo a penetração de luz solar nesses locais, causando graves efeitos na vida aquática local, devido à redução nas taxas de fotossíntese (Giri e Qiu, 2016). A matéria orgânica em excesso causa aumento de algas e a massa de fitoplâncton no local (Tsegaye et al., 2006). Poluentes tóxicos provenientes de defensivos agrícolas, mineração e indústrias são absorvidos pelos seres vivos que vivem nesses locais, que muitas vezes são consumidos pela população local (Tanaka et al., 2016). Além desses impactos, essa deterioração da água torna os processos de tratamento da água para o consumo humano muito custosos, ou até mesmo impossíveis em alguns casos, aumentando a crise hídrica em diversos locais (Tsegaye et al., 2006).

#### **2.4- Bacias Hidrográficas**

Segundo Machado et al. (2014) as bacias hidrográficas podem ser definidas como áreas geográficas determinadas por uma linha de contorno que delimita a área onde a água é coletada e escoada para um mesmo ponto de saída, como um rio, lago ou oceano. As bacias hidrográficas são importantes para o gerenciamento dos recursos hídricos, uma vez que permitem a identificação das áreas que precisam ser protegidas para garantir a qualidade e quantidade de água.

As bacias hidrográficas são classificadas quanto a sua ordem, que é determinada pela hierarquia dos rios que as compõem. A ordem de uma bacia é determinada pelo tamanho do rio principal que a atravessa. A ordem 1 é a menor, composta por rios sem afluentes, conforme esse rio recebe afluentes de rios que já possuem afluentes o grau dessa bacia aumenta até atingir a ordem 12 que é a maior encontrada na natureza, composta por rios principais que são afluentes de um rio principal de ordem 11.

Quanto à influência na produção e exportação de sedimentos do solo, as bacias hidrográficas desempenham um papel fundamental. Quando ocorre chuva em uma bacia hidrográfica, a água pode carregar sedimentos do solo, como areia, argila e matéria orgânica, que são transportados para os rios e, eventualmente, para o oceano. A

quantidade de sedimentos transportados depende de vários fatores, como a topografia da bacia, a cobertura vegetal, a intensidade e a duração da chuva.

A produção de sedimentos do solo pode ser influenciada pela intensidade e duração da chuva, que aumentam a erosão do solo, além da remoção da cobertura vegetal para atividades humanas, como agricultura e mineração. Por outro lado, a cobertura vegetal é uma das principais formas de controle da erosão do solo, já que as raízes das plantas seguram o solo, impedindo que ele seja arrastado pela água.

Portanto, a preservação das bacias hidrográficas é essencial para a manutenção da qualidade e quantidade da água e para a redução da produção e exportação de sedimentos do solo. Para isso, é necessário promover a conservação da vegetação nativa, o uso sustentável do solo e a adoção de práticas agrícolas e de mineração que minimizem a erosão do solo e a contaminação da água.

#### **2.4- Valoração dos Serviços Ecossistêmicos**

Os serviços ecossistêmicos constituem nos benefícios gerados pelos ecossistemas para o mundo, e são de extrema importância para o funcionamento e suporte da vida na terra (Costanza et al., 1997). Além de promover elementos fundamentais como comida, água, madeira, eles também são responsáveis pela manutenção e controle dos sistemas, como regulação do clima, controle de enchentes, catástrofes, qualidade da água entre outros (MEA 2005). Dessa forma, o valor dos serviços ecossistêmicos consiste nessa contribuição dos ecossistemas para garantir esses benefícios a humanidade (Costanza et al., 2014).

Existem diversas formas de avaliar essa contribuição, desde partindo da individualidade dos benefícios de cada serviço, até visões mais holísticas, como a influência em comunidades inteiras ou até mesmo benefícios à sustentabilidade do planeta. A contribuição desses serviços para a sociedade pode ser traduzida em diversas unidades de medida, sendo a unidade monetária a de mais fácil entendimento para a

população em geral. Porém existem diversas outras medidas que podem ser utilizadas de acordo com a audiência que se almeja atingir, como energia, tempo, espaço, toneladas de carbono, metros cúbicos de água, etc. (Costanza et al., 2014).

A humanidade transformou o ecossistema terrestre ao longo dos últimos 50 anos, em uma escala e velocidade maior do que todo o resto de sua existência, sendo responsável pela extinção de diversas espécies, empobrecimento do solo e degradação da qualidade da água e do ar (MEA 2005).

Estudos apontam que essa transformação de ecossistemas e mudanças no uso do solo foi responsável por deteriorar entre 4,3 e 20,2 trilhões de dólares em serviços ecossistêmicos só entre 1997 e 2011 (Constanza et al., 2014)

## **2.5- InVEST**

O InVEST (Integrated Valuation of Ecosystems Services and Tradeoffs) é uma ferramenta fundamental para a valoração dos Serviços Ecossistêmicos. O modelo foi desenvolvido pela iniciativa Natural Capital Project da Universidade de Stanford na Califórnia, é um software de modelagem usado para mapear e valorar bens e serviços provenientes da natureza que permitem e sustentam a vida humana. O software permite que tomadores de decisões identifiquem áreas e locais onde o capital natural pode melhorar o desenvolvimento humano aliado à conservação (Natural Capital Project, 2020).

O modelo InVEST é espacialmente explícito, ou seja, utiliza-se de mapas como dados de entrada e fonte de informação, e retorna mapas como saídas para análises. Esses resultados podem ser tanto de formato biofísico (toneladas de solo por ano, toneladas de carbono, metros cúbicos de água) como econômicos (valor de carbono sequestrado, valor de solo conservado entre outros). O modelo permite uma escala de análise variada, podendo dessa forma ser em escala local, regional e até global (Natural Capital Project, 2020).

Quando se trata de trabalhos e programas que envolvam uso e cobertura do solo ligado a conservação do solo e qualidade de corpos hídricos o InVEST possui o modelo SDR (Soil Delivery Ratio), esse modelo foi proposto pela primeira vez por Borselli (2008) e vem ganhando grande adesão ao longo dos anos. Trata-se de um modelo espacialmente

explícito que trabalha com entrada de dados do tipo raster. Baseia-se no conceito de conectividade hidrológica, sendo requerido um número mínimo de parâmetros. A partir de cada pixel do raster o modelo primeiro calcula a quantidade de perda anual de solo desse pixel e, em seguida, calcula a taxa de entrega de sedimentos (SDR), esse dado refere-se à proporção de solo que realmente atinge o corpo hídrico, sendo que uma vez atingido esse ponto o modelo assume que o sedimento termina no fim da bacia, sendo que os processos que ocorrem dentro do canal do riacho não são modelados (Sharp et al., 2018).

## **2.6- Equação Universal da Perda de Solo Revisada (RUSLE)**

A modelagem SDR tem como base de cálculo a Equação Universal da Perda de Solo Revisada (RUSLE), uma extensão da Equação original onde foram realizadas melhorias nos parâmetros de controle de erosões. A equação representa um modelo paramétrico de formulação empírica que se utiliza de procedimentos de inferência estatística, sendo responsável por determinar estimativas de erosão do solo por meio das causas e efeitos (Sharp et al., 2018). A RUSLE quantifica a perda de solo baseado em seis fatores, sendo representado pela erosividade da chuva e do escoamento superficial, a erodibilidade do solo, o comprimento do declive, sua inclinação do terreno, cobertura do solo e manejo, e as práticas de suporte à conservação do solo (Renard et al., 1997). Os dados de saída apresentam a taxa de sedimentação que chega ao riacho em um ano, também apresenta a taxa de sedimento erodido na bacia hidrográfica que foi retido pela vegetação e características topográficas e de manejo (Sharp et al., 2018).

Tanto a USLE quanto a RUSLE podem ser representadas a partir da equação a seguir (Winchell et al., 2008):

$$A = R_i \times K_i \times LS_i \times C_i \times P_i$$

Onde: A é a perda de solo (t/ha.ano); R é o fator de erosividade da chuva (MJ.mm/ha.h.ano); K é o fator de erodibilidade do solo (t.ha.h/ha.MJ.mm); LS é a junção dos fatores L (fator de comprimento de declive) e S (fator de inclinação do declive); C é fator de cobertura e manejo e P é o fator de prática de suporte (Winchell et al., 2008).

## 2.7- Taxa de entrega de Sedimentos (SDR)

O modelo calcula o Índice de conectividade (IC) para cada pixel. Esse descreve a ligação hidrológica entre as fontes do sedimento da paisagem em geral, e sumidouros, que são os rios e riachos. Valores Altos de IC indicam que a erosão no local tem mais probabilidade de chegar a um sumidouro, sendo ela mais conectada, isso ocorre em locais com vegetação esparsa ou grandes declives. Valores baixos de IC geralmente estão vinculados a áreas com vegetação densa e declives mais suaves. Sendo IC uma função da área acima do pixel (Dup) e do caminho do fluxo do pixel até um fluxo mais próximo (Ddn) (Sharp et al., 2018). Dessa forma o valor de SDR é derivado desse Índice de conectividade, a partir da equação proposta por Vigiak et al. (2012):

$$SDR_i = \frac{SDR_{max}}{1 + \exp\left(\frac{IC_0 - IC_i}{k}\right)}$$

Onde:  $SDR_{max}$  é o máximo valor teórico de SDR, estimado em torno de 0,8 (Vigiak et al., 2012) e  $IC_0$  e  $k$  são parâmetros de calibração que definem a forma da relação SDR-IC (Vigiak et al., 2012).

A partir dos valores da equação USLE e SDR calcula-se a exportação ou transporte de sedimentos, que é a quantidade de sedimento erodido em um pixel que realmente atinge o fluxo, sendo calculado pela equação (Sharp et al., 2018):

$$E_i = usle_i \times SDR_i$$

Sendo o total de sedimento exportado na bacia calculado como o somatório de  $E_i$ .

O modelo também faz uma estimativa da quantidade de sedimentos que foi depositado na paisagem a jusante da fonte que não atinge o riacho. Isso é útil para os usuários rastrear a mudança líquida de sedimentos em um pixel (ganho ou perda), podendo ser obtido os índices de degradação do solo (Sharp et al., 2018).

## 2.8- Fatores da RUSLE e Modelagem SDR

Com o uso do InVEST esses dados são obtidos a partir de um Modelo Digital de Elevação ou Digital Elevation Model - DEM. Trata-se de um arquivo raster onde cada célula contém um valor de altimetria específico.

### 2.8.1 - Erosividade da Chuva

Trata-se de um parâmetro (fator R) de extrema importância, pois a precipitação é a força motriz que promove a erosão do solo e tem uma influência direta na sedimentação e escoamento das partículas. Também é um fator de grande importância no estudo de risco de erosões levando em conta o uso do solo e as mudanças climáticas (Meusburger et al., 2012). O conceito de erosividade da chuva teve origem em estudos realizados por Walter H. Wischmeier e Dwight D. Smith na década de 1950, nos Estados Unidos. Eles conduziram uma extensa pesquisa sobre a erosão do solo e desenvolveram a Equação Universal de Perda de Solo (USLE, na sigla em inglês), que é amplamente utilizada em todo o mundo para prever a erosão do solo em uma determinada área.

É uma medida da energia cinética da chuva que pode causar a erosão do solo. Esse fator é calculado a partir de dados pluviométricos, como a intensidade e a duração da chuva, e varia de acordo com a região e o clima local. O fator R é um dos componentes mais importantes da USLE, pois a erosão do solo é diretamente relacionada à energia cinética da chuva que cai sobre ele. Quanto maior for o valor de R, maior será a erosão do solo causada pela chuva. Por outro lado, uma chuva com baixo valor de R terá uma menor capacidade de causar erosão. Ele é calculado a partir da intensidade da chuva e sua duração. A erosividade da chuva é influenciada pela força de impacto das gotas de chuva sobre a superfície do solo, que pode ser afetada por vários fatores, como a altura de queda das gotas, a velocidade do vento e o tamanho das gotas de chuva. (Wischmeier e Smith, 1978).

De acordo com Mello et al. (2018); Bertol et al. (2018) e; Cogo et al. (2016) aplicação do fator de erosividade R na prática pode ser realizada por meio de diferentes métodos,

que variam de acordo com as informações disponíveis e os objetivos do estudo. Alguns dos métodos mais utilizados incluem:

- Estações meteorológicas: as estações meteorológicas podem ser utilizadas para medir a intensidade e a duração da chuva em uma determinada região. Com base nesses dados, é possível calcular o fator de erosividade R.
- Modelos matemáticos: modelos matemáticos podem ser usados para simular a erosividade da chuva em uma determinada área. Esses modelos podem ser calibrados com dados de campo e, em seguida, utilizados para prever a erosividade da chuva em diferentes cenários.
- Mapas de erosividade: esses mapas representam a erosividade da chuva em uma determinada região e são elaborados com base em dados pluviométricos e de sensoriamento remoto. Esses mapas podem ser utilizados para avaliar o potencial de erosão do solo em diferentes áreas e para orientar práticas de conservação do solo.

### 2.8.2 - Erodibilidade do Solo - Fator K

Trata-se de uma variável complexa e representa a suscetibilidade do solo em perder partículas durante a ocorrência de chuvas a partir de seus respingos e fluxos d' água, ou ambos. O fator de erodibilidade do solo (fator K) da RUSLE representa a influência das propriedades do solo na perda de solo durante eventos de chuva. Em termos práticos representa a resposta média de longo prazo do solo e de seu perfil às influências erosivas dos eventos de precipitação (Renard, 1997). Esse fator pode ser obtido experimentalmente a partir de coleta de dados de campo em áreas de escoamento de partículas de solo, ele é determinado pela associação da perda de solo com o índice de erosividade da chuva, sendo que esse procedimento deve ser realizado em parcelas padrão de erosão, com 22,1 m de comprimento em uma inclinação de 9% e em um solo descoberto (Wischmeier e Smith, 1978). Devido à grande variedade de solos presentes em larga escala e a complexidade do ensaio, esse método costuma demandar muito

tempo e recursos, dessa forma, em diversos países não possuem dados de medições diretas em campo e poucos consideram uma série de dados em um longo período (Nearing et al., 2000).

Apesar das simulações de chuva geralmente serem menos precisas, devido às restrições de medições diretas, pesquisadores buscaram desenvolver métodos matemáticos para estimar a erodibilidade do solo de forma mais simplificada. Uma das aproximações algébricas mais utilizadas é a USLE's *nomograph*, ela tem sido amplamente utilizada para prever o potencial de perdas solo (erodibilidade do solo) em escala global e suas consequências. Apesar da grande utilização ao redor do mundo essa equação necessita de informações locais, como estrutura do solo, permeabilidade do solo, textura e matéria orgânica, dados esses que não são facilmente encontrados, muitas vezes tendo que ser aproximados, causando incertezas nos resultados (Godoi et al., 2021).

#### 2.8.3- Fator de comprimento de rampa (L) e fator de inclinação do declive (S)

O efeito da topografia na RUSLE é obtido por meio do fator LS. Existe um aumento na taxa de erosão quando o comprimento de rampa (L) aumenta. Esse fator (L) é definido como a distância horizontal da origem do escoamento até o ponto em que a declividade reduz o suficiente para haver deposição ou quando o escoamento se concentra em um canal definido (como um riacho) (Wischmeier e Smith, 1978). O fator de inclinação do declive (S) reflete a influência do gradiente de declividade na erosão, podendo ser estimado em campo a partir de aparelhos que medem inclinação do terreno (Renard, 1997), ou outros equipamentos para esse fim. Na RUSLE esses parâmetros são utilizados de forma combinada como fator LS e representam a razão da perda de solo de um determinado comprimento de encosta e declividade. Para um valor de LS que não interfere nas perdas de solo, o comprimento da encosta deve ser de 22,1 m com declividade de 9% (valores padronizados para amostragem) (Renard, 1997).

#### 2.8.4 – Fator Cobertura e Manejo (Fator C)

De acordo com Wischmeier e Smith (1978) o fator C de manejo na Equação Universal da Perda de Solo (EUPS) representa a influência da cobertura vegetal e das práticas de manejo do solo sobre a erosão. Ele é um dos componentes da EUPS, que é uma equação usada para estimar a perda de solo por erosão hídrica.

O fator C é definido como a fração da erosão que ocorreria em um terreno desprovido de vegetação e sujeito às práticas de manejo típicas em relação à erosão em um terreno com cobertura vegetal total e práticas de manejo adequadas. Em outras palavras, o fator C é uma medida da eficácia das práticas de manejo em reduzir a erosão. (Renard, 1997)

O valor do fator C é determinado pela combinação de vários fatores, incluindo o tipo de cobertura vegetal presente, a densidade e a altura da vegetação, o tipo e a intensidade das práticas de manejo do solo, entre outros. O fator C varia de 0 a 1, sendo que um valor próximo de 1 indica que a cobertura vegetal e as práticas de manejo são altamente eficazes em reduzir a erosão, enquanto um valor próximo de 0 indica que a erosão é alta devido à falta de cobertura vegetal e práticas inadequadas de manejo. (Wischmeier e Smith, 1978).

Alguns dos métodos utilizados para calcular o fator C no Brasil são:

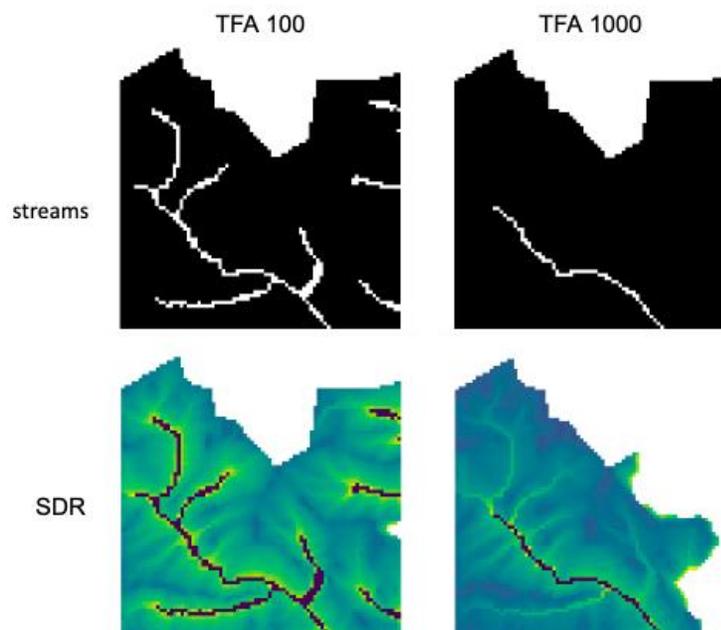
- Índice de Cobertura e Manejo do Solo (ICMS): esse índice é utilizado para avaliar o efeito da cobertura vegetal e das práticas de manejo sobre a erosão do solo. Ele considera as seguintes variáveis: tipo de cultura, densidade de plantas, práticas de cultivo, grau de cobertura do solo, entre outras.
- Mapa de Uso e Cobertura do Solo: esse método utiliza imagens de satélite para avaliar a cobertura vegetal e o uso do solo em uma determinada região. As informações são combinadas com dados de campo para estimar o fator C em diferentes áreas.
- Tabela de valores de referência: essa tabela é baseada em estudos realizados em diferentes regiões do Brasil e fornece valores de referência para o fator C em função do tipo de cobertura vegetal e do manejo do solo adotado.

#### 2.8.6 – Fator práticas de suporte à conservação P

O fator de prática de suporte é definido pela razão entre a perda de solo causada utilizando-se práticas de suportes específicas e a perda correspondente em um solo sem práticas de manejo. Essas práticas reduzem a erosão do solo a partir da mudança do padrão de fluxo, grau ou direção do escoamento superficial, promovendo a redução da taxa e fluxo de escoamento. Em áreas de lavoura podem existir práticas como terraceamento, curvas de nível, aração de contorno e drenagem subterrânea. Em áreas de pastagem utilizam-se práticas de perturbação do solo orientadas ou próximas de contornos que resultam em armazenamento da umidade e redução no escoamento.

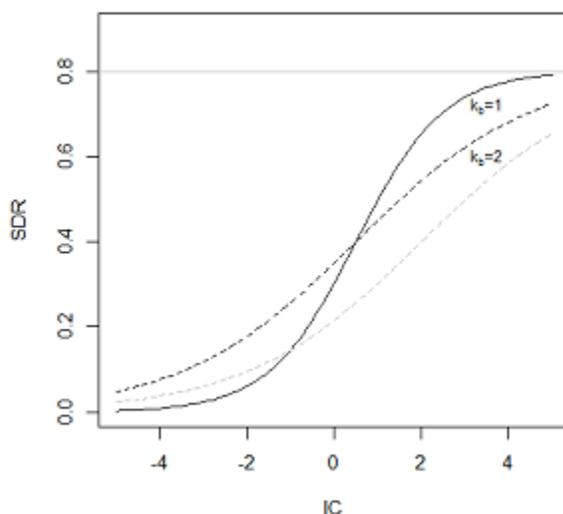
### 2.8.7 - Limite de Acúmulo de Fluxo

É o número mínimo de células a montante que deve fluir até uma célula para que ela seja considerada parte do fluxo. É um valor inteiro e afeta diretamente na conectividade hidrológica do modelo e, conseqüentemente, na exportação de sólidos final. O Manual de Uso do InVEST traz um exemplo de como a escolha do TFA (Threshold Flow Accumulation) influencia na dinâmica das análises do modelo SDR



**Figura 1:** influência da TFA na modelagem SDR (Sharp et al 2018)

O  $k_b$  e o  $IC_0$  são parâmetros de calibração que definem a forma de relacionamento entre o índice de conectividade hidrológica e a taxa de entrega de sedimentos do modelo. Estudos encontraram um valor de  $IC_0=0.5$  e sugerem que este parâmetro pode ser considerado independente da paisagem (Vigiak et al 2012). Vigiak et al, 2012 também estimou um valor para  $k=2$ , porém sugere que para cálculos mais avançados este parâmetro pode ser obtido através de calibração com base nos eventos de chuva.



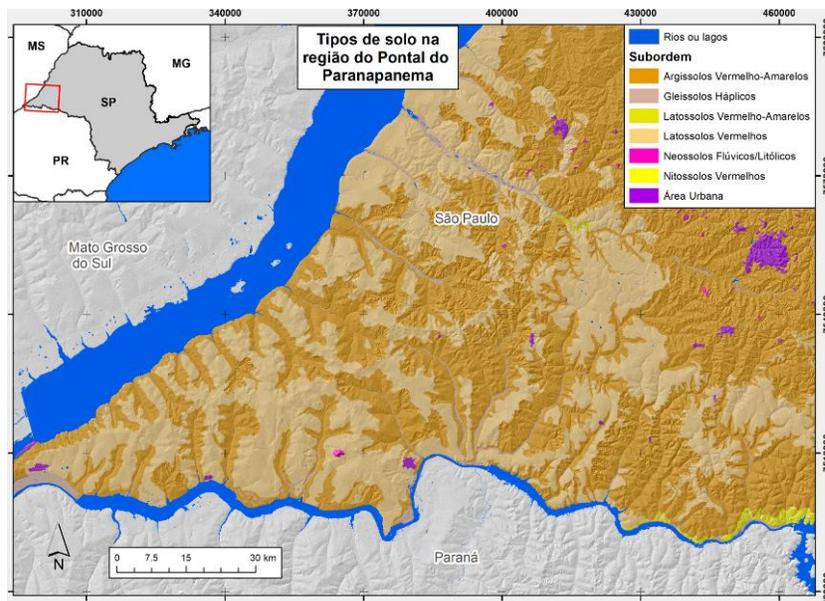
**Figura 2:** Influência dos parâmetros  $k$  e  $IC_0$  na relação entre SDR e conectividade (IC)(Fonte: sharp)

### 3. MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 - Local de Estudo

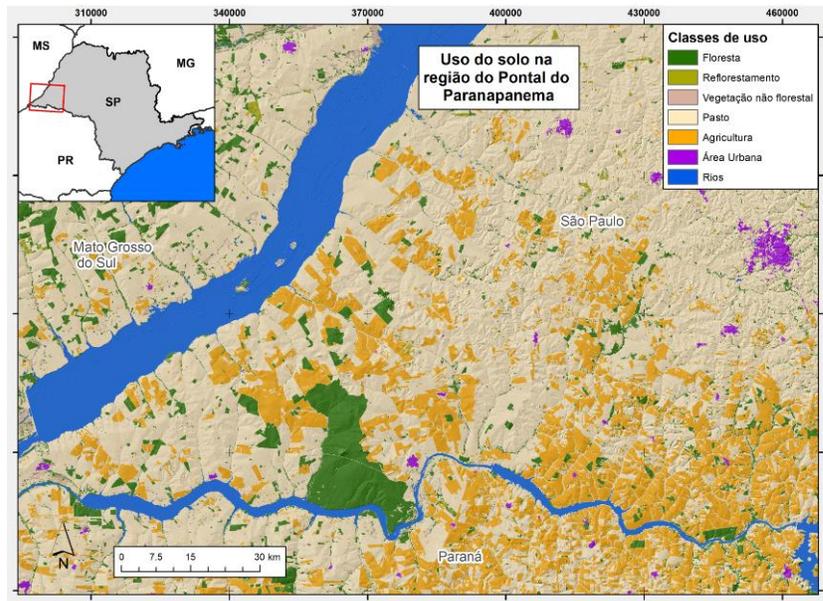
O estudo será conduzido na Unidade Hidrográfica de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Pontal do Paranapanema (URGHI-22), localizada no extremo oeste de São Paulo, na área limítrofe com os estados de Mato Grosso do Sul e Paraná, confluência entre os rios Paraná e Paranapanema, a região possui cerca de 12.333 km<sup>2</sup> de drenagem e compreende 26 municípios (CBH-PP 2016). Situa-se no Bioma Mata Atlântica, onde predomina a Floresta Estacional Semidecidual Submontana (Oliveira-Filho e Fontes,

2000). O clima predominante na região a partir da classificação de Koppen é o tropical úmido – Aw (Alvares et al., 2013). Os tipos de solo predominantes na região são os Latossolos Vermelhos e os Argissolos Vermelhos-Amarelos.



**Figura 3:** Mapa de tipos de solo na região do Pontal do Paranapanema (CTG, 2020)

A atividade econômica principal da região é baseada principalmente na indústria agroalimentar, com destaque para usinas de açúcar e álcool, frigoríficos e abatedouros. Dessa forma, existem extensas áreas cultivadas com pastagens e cana-de-açúcar, além das culturas de milho e soja que vem ganhando espaço nos últimos anos. É importante destacar que nessa região ocorreram muitos conflitos sociais referentes à concentração de terras em meados do Século XX, que resultaram em reformas agrárias e diversos assentamentos rurais na região. Ressalta-se ainda a presença de duas usinas Hidroelétrica (Rosana e Taquarussu) ao longo do Rio Paranapanema, que são diretamente afetadas pela deposição de sedimentos no reservatório (CBH-PP, 2016).



**Figura 4:** Uso do solo na região do Pontal do Paranapanema (CTG, 2020).

A área de abrangência do estudo foi determinada com base nas bacias hidrográficas da região do Pontal que vertem para o Rio Paranapanema, com 2 recortes distintos para cada fase do estudo. Inicialmente foi adotada uma área menor para o estudo da influência histórica na perda de solos no pontal, essa área se justifica devido às cartas topográficas e de uso do solo do IBGE e as fotografias aéreas disponíveis dos anos de 1956, 1965 serem restritas. Para essa fase foi utilizado o seguinte recorte, que abrange uma área de aproximadamente 1.482 km<sup>2</sup>.



**Figura 5:** Bacia de estudo fase influência histórica (recorte 1) no pontal do Paranapanema

O outro recorte utilizado considerou uma área mais abrangente que engloba todas as bacias do Pontal do Paranapanema que vertem para o rio Paranapanema. Essa região abrange uma área de 5.475 km<sup>2</sup> e está contida dentro de 14 municípios paulistas, esse recorte foi utilizado para analisar a simulação de perda de solo e transporte de sedimentos em um possível cenário de restauração.



**Figura 6:** Bacia de estudo fase de simulação de restauração (recorte 2) no pontal do Paranapanema

### 3.2 - Modelagem SDR

O modelo SDR trata-se de um modelo paramétrico de formulação empírica, ele foi criado por Borselli (2008) e utiliza-se de procedimentos de inferência estatística, sendo responsável por determinar estimativas de erosão por meio das causas e efeitos, baseando-se no conceito de conectividade hidrológica. Essa modelagem tem sido amplamente utilizada por exigir um número reduzido de parâmetros. Os dados de entrada e saída do *software* são mapas que apresentam a taxa de sedimentação anual do solo na região estudada (Sharp et al., 2018). Esse modelo baseia-se na USLE (Universal Soil Loss Equation) (Renard et al., 1997; Wischmeier e Smith, 1978):

$$A = R_i \times K_i \times LS_i \times C_i \times P_i$$

Onde A é a perda de solo (t /ha.ano); R é o fator de erosividade da chuva (MJ.mm/ha.h.ano); K é o fator de erodibilidade do solo (t.ha.h/ha.MJ.mm); LS é a junção dos fatores L (fator de comprimento de rampa) e S (fator de inclinação do declive); C é fator cobertura e manejo, e P é o fator de prática de suporte à conservação (Winchell et al., 2008).

O índice de erosividade da chuva R quantifica o efeito do impacto da chuva na perda de partículas de solo, e está diretamente relacionada com a duração e intensidade das chuvas (Renard 1997; Sharp et al., 2018). Um mapa no formato matricial (*raster*), onde cada célula representa um valor de erosividade da chuva, foi obtido por meio do Global Rainfall Erosivity Database (GloREDA), um banco de dados de erosividade da chuva de escala mundial, contém valores de erosividade estimados (R-factor) de 3.625 estações pluviométricas distribuídas em 63 países em todo o mundo. O fator de erosividade R é calculado como a média ponderada das intensidades de chuva registradas em uma determinada estação meteorológica ao longo de um período de tempo. Os dados de chuva são transformados em valores de energia cinética por unidade de área, e então são ponderados pelos dias de chuva em cada mês. A fórmula utilizada para calcular o fator de erosividade R é a seguinte:

$$R = \frac{\sum(I_{30} \times n)}{\sum n}$$

Onde R = fator de erosividade I<sub>30</sub> = intensidade máxima de chuva registrada em 30 minutos (mm/h) n = número de dias de chuva em cada mês.

Os valores de I<sub>30</sub> são normalizados para uma duração de 30 minutos, independentemente da duração real das chuvas registradas. O período de tempo considerado no GloREDA é de 10 anos para cada estação meteorológica incluída no banco de dados. Panagos et al. (2015). Foi observado que para região de estudo houve uma pequena variação do parâmetro ao longo da bacia (4.943 a 5.275 MJ.mm/ha.ha.ano).

Para obtenção do fator K foi utilizado um mapa de erodibilidade do Brasil produzido por Godoi et al. (2021), com escala de 250 m, em formato matricial (*raster*). Esse mapa com valores de erodibilidade foi obtido através da metodologia proposta por Wischmeier e Smith (1978), que considera a textura do solo, a estrutura do solo, a permeabilidade e a

cobertura vegetal. A equação utilizada para calcular o fator de erodibilidade do solo K é dada por:

$$K = a \left( \frac{OM}{2} \right)^{b \times (1 - e^{(-0.015 \times S)})}$$

Onde K é o fator de erodibilidade do solo em t ha h MJ<sup>-1</sup> mm<sup>-1</sup>;

a, b e S são constantes que dependem da textura do solo;

OM é o teor de matéria orgânica do solo em % e é a constante matemática.

Os valores de a, b e S foram determinados com base em estudos realizados em áreas do Brasil com diferentes tipos de solo e texturas. Para estimar o teor de matéria orgânica do solo, foram utilizados dados de sensoriamento remoto. Na região do estudo foram observados valores que variando de 0,0048 a 0,0180 t.ha.h/ha.MJ.mm.

Para calcular o fator LS foi utilizado como entrada um modelo digital de elevação, de formato matricial (raster), com resolução de 30 m proveniente da base de dados da SRTM (Shuttle Radar Topography Mission). O fator LS deve ser calculado de acordo com a equação (Sharp et al., 2018):

$$SDR_i = \frac{SDR_{max}}{1 + \exp\left(\frac{IC_0 - IC_i}{k}\right)}$$

sendo o Si o fator de inclinação de uma determinada célula calculado como uma função em radianos de inclinação  $\theta$  dado por:  $S = 10,8 \cdot \sin(\theta) + 0,03$ , quando  $\theta < 9\%$ ;  $S = 16,8 \cdot \sin(\theta) - 0,50$ , quando  $\theta > 9\%$ ;  $Ai - in$  é a área de contribuição (m<sup>2</sup>) na entrada de uma célula; D é dimensão do grid linear da célula (m); Xi é a média do aspecto ponderado pelo fluxo proporcional da célula da grade i; m é o tamanho do fator expoente da RUSLE, sendo dado por: m=0,2 para declividade  $\leq 1\%$ ; m=0,3 para  $1\% < \text{declividade} \leq 3,5\%$ ; m=0,4 para  $3,5\% < \text{declividade} \leq 5\%$ ; m=0,5 para  $5\% < \text{declividade} \leq 9\%$ ;  $m = \beta / (1 + \beta)$

$m = \beta / (1 + \beta)$ , onde  $\beta = \frac{\frac{\text{sen}\theta}{0},0896}{3\text{sen}\theta + 0,56}$  para declividade  $\geq 9\%$  (Sharp et al., 2018).

Os dados de uso e cobertura do solo foram obtidos por duas fontes distintas, para os dados de 1956 foram obtidos através de fotografias aéreas da época com precisão de 1:350.000 e para 1965, utilizados, foram obtidos por meio de cartas topográficas do IBGE com escala (1:500.000), onde consta o uso do solo da época de cada cidade da região. Os mapas a partir de 1985 foram obtidos através da plataforma MapBiomas promovido pelo Observatório do Clima, que envolvem mais de 40 Organizações que atuam na temática de mudanças climáticas. O esquema de classificação do MapBiomas segue cinco tipos principais de uso e cobertura, sendo eles: 1- Floresta; 2-Formação natural não florestal; 3-Agricultura; 4- Áreas Não vegetadas e; 5- Água. Para cada um desses tipos de uso existem subtipos a fim de tornar a análise mais detalhada (MapBiomas, 2020).

O fator cobertura e manejo (fator C) foi obtido através de diferentes estudos, baseando-se na realidade do território brasileiro e suas particularidades, vale ressaltar que existe bastante divergência entre os valores de C, dessa forma na tabela 1 pode-se observar os valores que foram adotados para esse estudo, bem como suas respectivas referências.

O último parâmetro da RUSLE trata-se do fator de práticas de suporte à conservação (fator P), no qual para este estudo foi considerado que não ocorrem práticas de conservação do solo na região, portanto seguindo estudos de Fujihara (2002), ANA (2012), Azevedo (2017), Lattari e Zein (2018) e Marques et al. (2021, nos quais se adotou o valor de 1 para esse fator.

**Tabela 1-** Tabela Biofísica

ID	Label	fator C	fator P	Referência
3	Formação florestal	0,004	1	Fujihara (2002)
9	Floresta plantada	0,050	1	ANA (2012)
11	Área pantanosa	0,004	1	Fujihara (2002)
12	Formação campestre	0,01	1	Fujihara (2002)
15	Pastagem	0,02	1	Bertoni e Lombardi Neto (1999)
20	Cana-de-açúcar	0,3066	1	Ribeiro e Alves (2007)
21	Mosaico agricultura e pastagem	0,100	1	ANA (2012)
24	Infraestrutura urbana	1	1	Sharp et al. (2015)
25	Outras áreas não vegetadas	1	1	Sharp et al. (2015)
33	Corpos d'água	1	1	Sharp et al. (2015)

39	Soja	0,25	1	Bertoni e Lombardi Neto (1999)
41	Outras lavouras temporárias	0,4	1	ANA (2012)
46	Café	0,02	1	Bertoni e Lombardi Neto (1999)
47	Citrus	0,14	1	Fujihara (2002)

Além dos parâmetros presentes na RUSLE, a modelagem SDR exige que algumas outras entradas sejam consideradas. Para a fator de Limite de acúmulo de fluxo ou *Threshold Flow Accumulation*, foi adotado valor adimensional de 1000, baseando se nas pesquisas de sharp et al. (2018). Também de acordo com Sharp et al. (2018) foram utilizados os valores de IC0=0.5 e k=2. O parâmetro SDR max adotado foi de 0.8 (Borselli et al., 2008).

**Tabela 2-** Parâmetros de entrada na modelagem SDR

Parâmetro	Valor
Limite de Acúmulo de Fluxo	1000
kb	2
IC0	0,5
SDR máx	0,8
Lmáx	122

*Fonte: Sharp et al (2018)*

Também se faz necessário a utilização de uma tabela biofísica (tabela 2). Trata-se de uma base de dados em formato csv exigida pelo modelo InVEST/SDR. A partir deste input foi relacionado os valores de uso e cobertura do solo presente no mapa em formato matricial (*raster*) com os coeficientes C e P. Sendo que cada uso e cobertura deve apresentar valores distintos de práticas de lavoura e manejo (fator C) e práticas de suporte (P) (Sharp et al 2018). A entrada referente às bacias e sub-bacias hidrográficas foi obtido através de polígonos shapefile com o auxílio do *software* ArcGIS 10.5.

### 3.2 - Delineamento de Estudo

O modelo utilizado para estimativas das perdas de solos anuais, identificação de áreas críticas produtoras de sedimentos e a estimativa de aporte de sedimentos foi o SDR (*Sediment Delivery Ratio*) da ferramenta InVEST (*Integrated Valuation of Ecosystems Services and Tradeoffs*). Estes modelos são baseados na RUSLE (*Revised Universal Soil*

*Loss Equation*). A princípio o modelo foi aplicado nas condições atuais da região, a fim de calibrar os parâmetros de dados exigidos pelo software. Em sequência, o modelo foi utilizado para prever a situação histórica de perda de solo na região e como ocorreu a evolução até os dias atuais, de acordo com o contexto de uso do solo e clima. Os mapas de uso e ocupação do solo foram provenientes da base de dados do MapBiomas (1985;1995;2005 e 2020), cartas topográficas do IBGE (1965), e fotografias aéreas (1956) As fotografias aéreas e as cartas topográficas da região, que são os mapas de 1956 e 1965 respectivamente, foram desenhadas para polígonos shapefile, classificadas e posteriormente transformadas em arquivos raster a partir do software ArcMAP 10.5, esses dados foram de extrema importância, visto que nesses anos a presença de vegetação nativa era consideravelmente grande.

Foram utilizados 2 recortes de área distintos para este estudo, sendo o primeiro utilizado para quantificar a perda de solo e transporte de sedimentos da série histórica, apresentando uma área de estudo de 1482 km<sup>2</sup>, essa área foi adotada a partir das imagens aéreas disponíveis da região de estudo do ano de 1956. Para o segundo recorte de área foi adotado toda a bacia do pontal do Paranapanema que contribui para o abastecimento do Rio Paranapanema, esse recorte foi utilizado para mostrar o cenário atual do uso e cobertura do solo em toda região, bem como as projeções de restauração florestal.

Essas projeções de restauração florestal foram obtidas através de estudos de conectividade de paisagens da região do Pontal do Paranapanema pelo Instituto de Pesquisas Ecológicas (IPÊ) para avaliar o potencial que essas intervenções teriam na redução de perda de solo e exportação de sedimentos. Elas levam em conta os passivos ambientais das propriedades da região, e a conectividade de espécies ameaçadas do pontal do Paranapanema.

Foi feita uma outra simulação considerando o fator prática de conservação ( $P=0,5$ ). Esses valores correspondem a prática de plantio em nível, uma técnica comum na região, afim de observar a influência que essas práticas têm na perda de solo e transporte de sedimentos no recorte 2 da bacia do Pontal do Paranapanema.

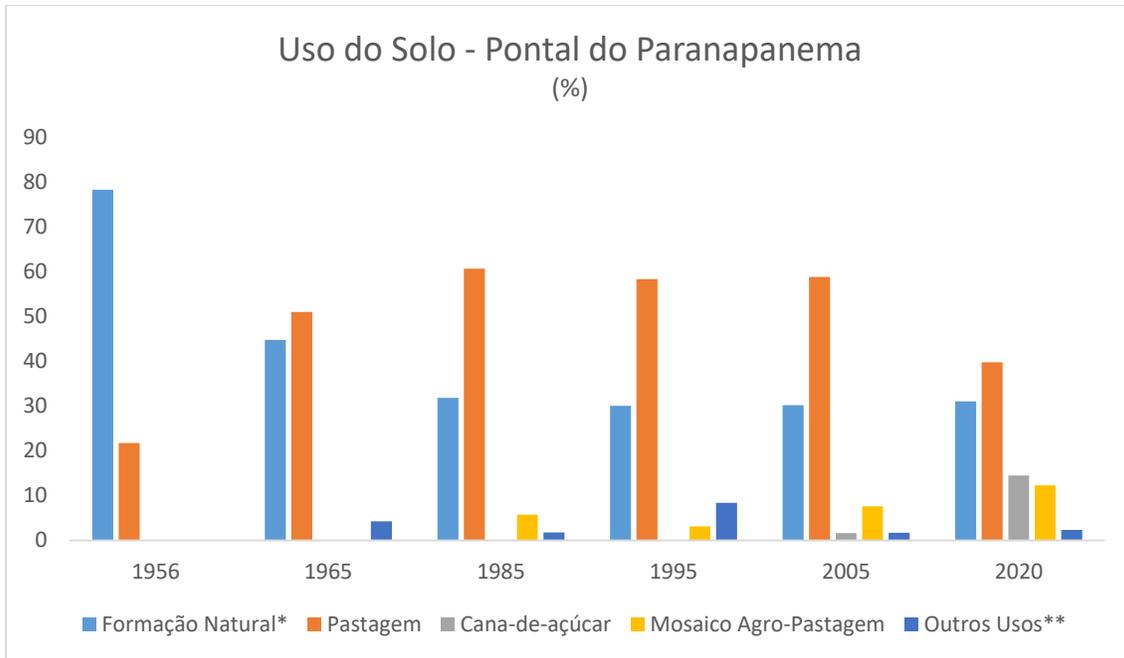
## 4. RESULTADOS

### 4.1 Dinâmica do uso e ocupação do solo

Por meio das análises históricas realizadas na região do pontal do Paranapanema sobre o uso do solo da região, foi possível observar a mudança da paisagem ao longo dos anos. No ano de 1956 cerca de 78% da área de estudo era composta por vegetação nativa (mata atlântica), já nos anos de 1965 reduziu para cerca de 44% e em 1985 cerca de 30%, onde estabilizou nesse patamar até os dias atuais, vale ressaltar que essa grande porção de vegetação nativa ocorre em razão da presença do parque estadual morro do diabo. Assim, a vegetação nativa cedeu espaço à pecuária, onde foi de 22% de cobertura no ano de 1956 ao seu auge de 60,63% no ano de 1985. A partir dos anos seguintes a pecuária vai dando espaço para novas matrizes, com destaque para o cultivo de cana-de-açúcar, que nos dias atuais ocupa cerca de 15% da região estudada. Os mapas de uso do solo encontram-se no anexo deste trabalho.

**Tabela 3-** Usos e ocupações do solo na região de estudo do Pontal do Paranapanema.

Label	1956	1965	1985	1995	2005	2020
Formação florestal	78,28%	43,81%	30,43%	28,64%	28,69%	29,39%
Floresta plantada	-	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,21%
Área pantanosa	-	0,91%	1,41%	1,38%	1,48%	1,65%
Pastagem	21,86%	50,98%	60,63%	58,29%	58,82%	39,77%
Cana-de-açúcar	-	0,00%	0,003%	0,11%	1,67%	14,48%
Mosaico agricultura e pastagem	-	0,00%	5,73%	3,16%	7,60%	12,33%
Infraestrutura urbana	-	0,02%	0,29%	0,35%	0,42%	0,48%
Outras áreas não vegetadas	-	-	0,05%	0,04%	0,01%	0,01%
Corpos d'água	-	-	0,07%	0,27%	0,16%	0,10%
Soja	-	0,00%	0,00%	0,00%	0,32%	1,37%
Outras lavouras temporárias	-	0,91%	1,20%	7,73%	0,03%	0,03%
Café	-	3,31%	0,17%	0,02%	0,02%	0,11%
Citrus	-	0,00%	0,00%	0,00%	0,001%	0,08%



**Figura 7:** Dinâmica do uso do solo no pontal do Paranapanema.

\* *Formação Natural:* Compreende formação florestal mais formação pantanosa

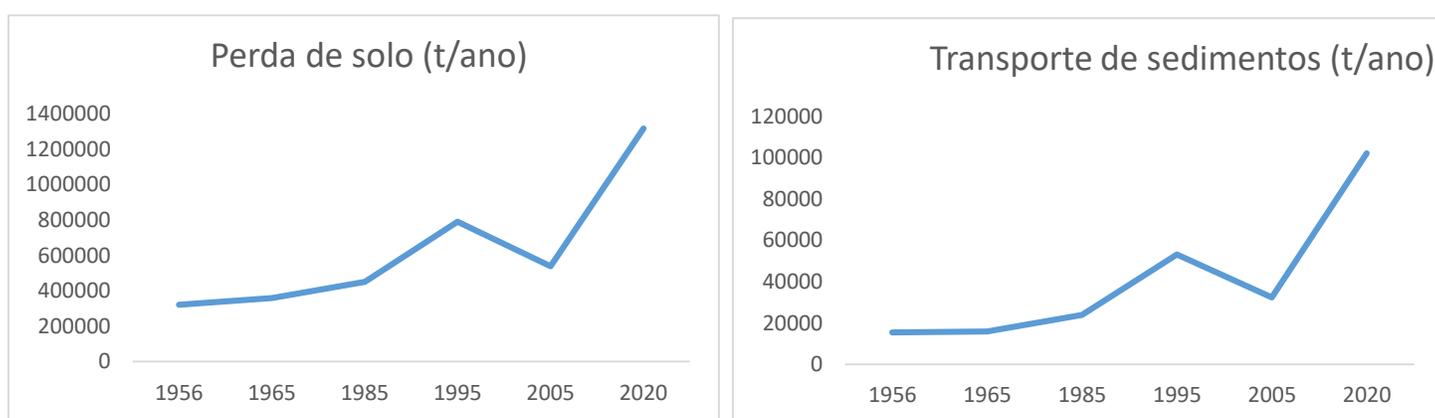
\*\**Outros usos:* Refere-se aos demais usos do solo descritos na Tabela 4

#### 4.2 Perda de solo ao longo dos anos

A partir das análises de perda de solo foi possível produzir mapas que caracterizam a dinâmica dos sedimentos na bacia de estudo. Embora existam limitações no uso da RUSLE, foi possível realizar a espacialização de classes de perdas de solos, com indicações de áreas consideradas mais ou menos suscetíveis aos processos erosivos. A partir da série histórica de uso e ocupação do solo na região do Pontal do Paranapanema, foi utilizada a modelagem SDR do InVEST, para avaliar o impacto do desmatamento e das alterações no uso do solo sobre a perda de solo da região. A série histórica compreendeu os anos de 1956 até 2020.

**Tabela 5:** Perda de solo e transporte de sedimentos ao longo dos anos

Série Histórica	Perda de solo (ton.ano/bacia)			Transporte de sedimentos (ton.ano/bacia)		
	máx	média	total	máx	média	total
1956	11.517	825	<b>321.027</b>	566	40	<b>15.473</b>
1965	17.823	925	<b>359.637</b>	1.443	42	<b>15.874</b>
1985	17.401	1.160	<b>451.086</b>	1.156	62	<b>23.947</b>
1995	29.506	2.031	<b>790.095</b>	3.808	137	<b>53.149</b>
2005	27.242	1.387	<b>539.631</b>	3.307	83	<b>32.448</b>
2020	51.321	3.386	<b>1.317.018</b>	4.081	263	<b>102.187</b>



**Figura 8:** Histórico de perda de solo (a) e transporte de sedimentos (b).

Os resultados mostram um considerável aumento da perda de solo e do transporte de sedimentos ao longo dos últimos 60 anos. No ano de 1956 foi estimado uma perda de solo de 321.027 toneladas para a bacia de estudo, o que equivale a 2,17 toneladas por ha, em 2020 foi estimado uma perda de 1.317.018 toneladas, sendo 8,89 ton/ha, um aumento de 410% na produção de sedimentos. Em relação ao transporte de sedimentos houve um aumento de 660% ao longo desses 64 anos.

#### 4.3 Influência do uso e ocupação históricos na perda de solo

As grandes perdas de vegetação natural aliada às mudanças no uso do solo ao longo do período de estudo contribuíram para o considerável aumento na perda de solo da região. A perda de solo entre os anos de 2005 e 2020 foram os mais acentuados, isso se relaciona ao desenvolvimento de plantações de cana-de-açúcar, que no ano de 2020

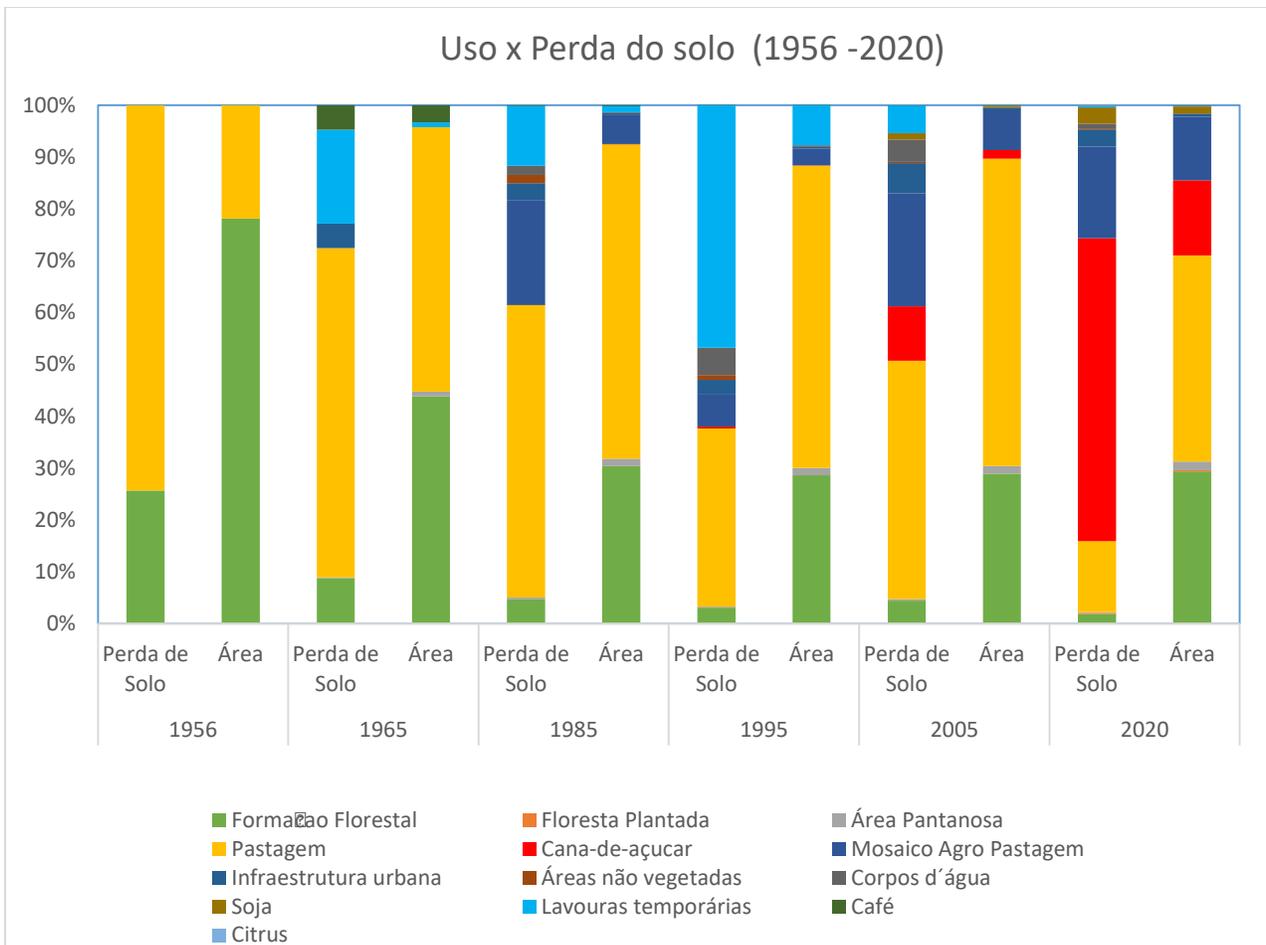
apesar de representar 14,48% da área estudada contribuiu com 58,25% da perda de solo, que corresponde 767.143 t (35,75 t/ha) na região. Como comparação as pastagens que ocupam 39,77% da região, contribuíram com 13,65%, que correspondem a 179.730 t (3,05 t/ha). As florestas naturais que em 2020 representam 29,39% da área estudada contribuíram com 1,85% que representa 24.395 t (0,56 t/ha) da perda de solo.

**Tabela 6:** Perda de solo e Transporte de sedimentos por uso e ocupação do solo - modelagem histórica

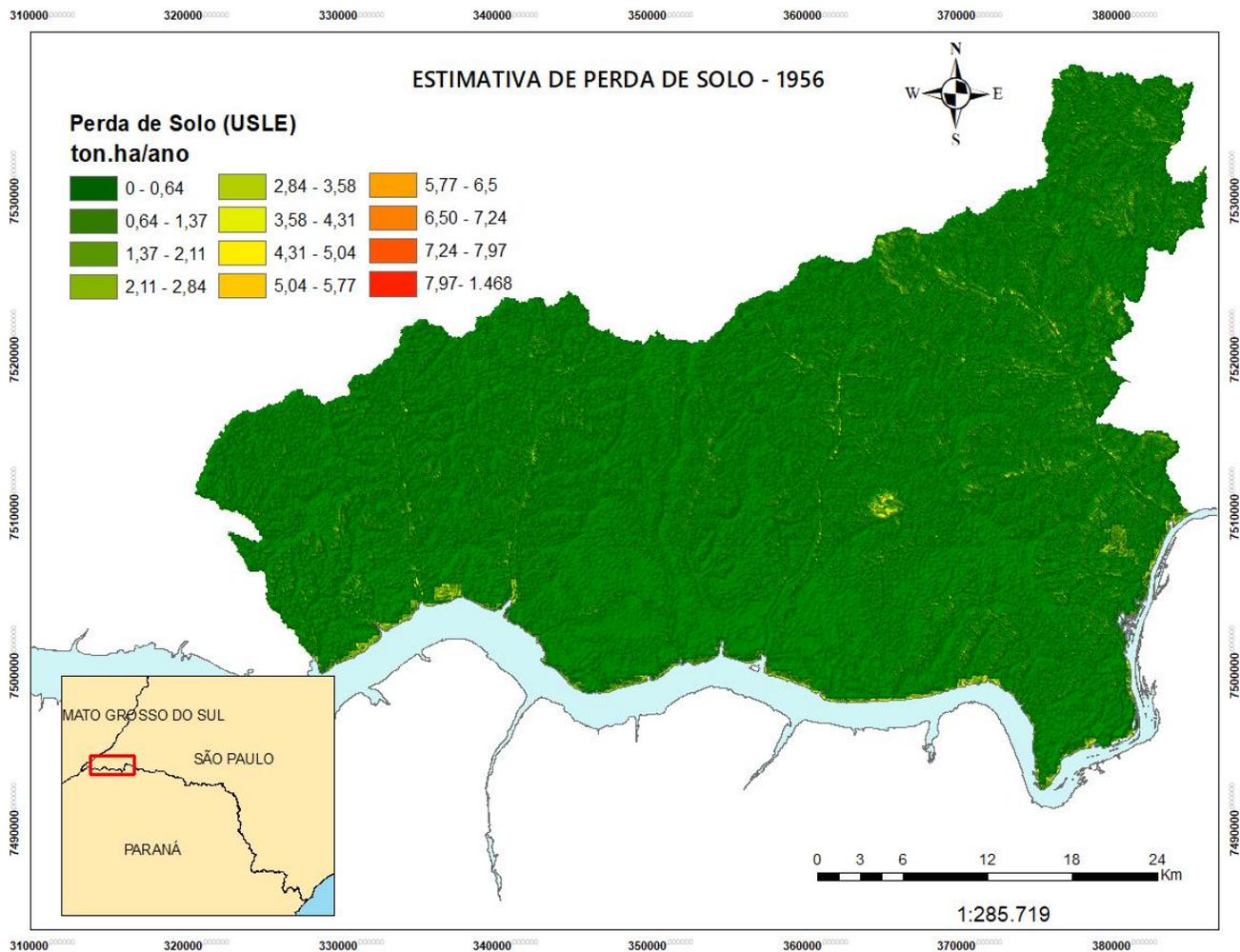
Uso do Solo	1956		1965		1985		1995		2005		2020	
	PS	TS	PS	TS	PS	TS	PS	TS	PS	TS	PS	TS
Formação florestal	91912	4188	27992	646	21266	559	24147	575	23622	529	24396	670
Floresta plantada	0	0	0	0	0	0	36	3	0	0	3147	205
Área pantanosa	0	0	560	19	1465	115	1689	161	1839	169	1983	142
Pastagem	266025	11222	202723	8916	253830	1195	268696	13851	244747	1109	179730	9341
Cana-de-açúcar	0	0	0	0	101	4	2732	292	55752	4975	767143	6752
Mosaico agricultura e pastagem	0	0	0	0	91186	5183	49308	3251	116072	7675	231475	1641
Infraestrutura urbana	0	0	15136	857	14493	866	21361	1279	30827	1987	42444	2993
Outras áreas não vegetadas	0	0	0	0	0	465	7382	516	1503	73	2417	142
Corpos d'água	0	0	0	0	7940	1279	41227	4632	22830	2714	13197	1191
Soja	0	0	0	0	0	0	0	0	6495	318	40946	2865
Outras lavouras temporárias	0	0	57920	581	51927	3486	365582	28553	28585	2890	3398	444
Café	0	0	15023	151	586	24	73	3	120	5	731	45
Citrus			0		0		0		42	3	1697	162

PS: Perda de solo ton/ano

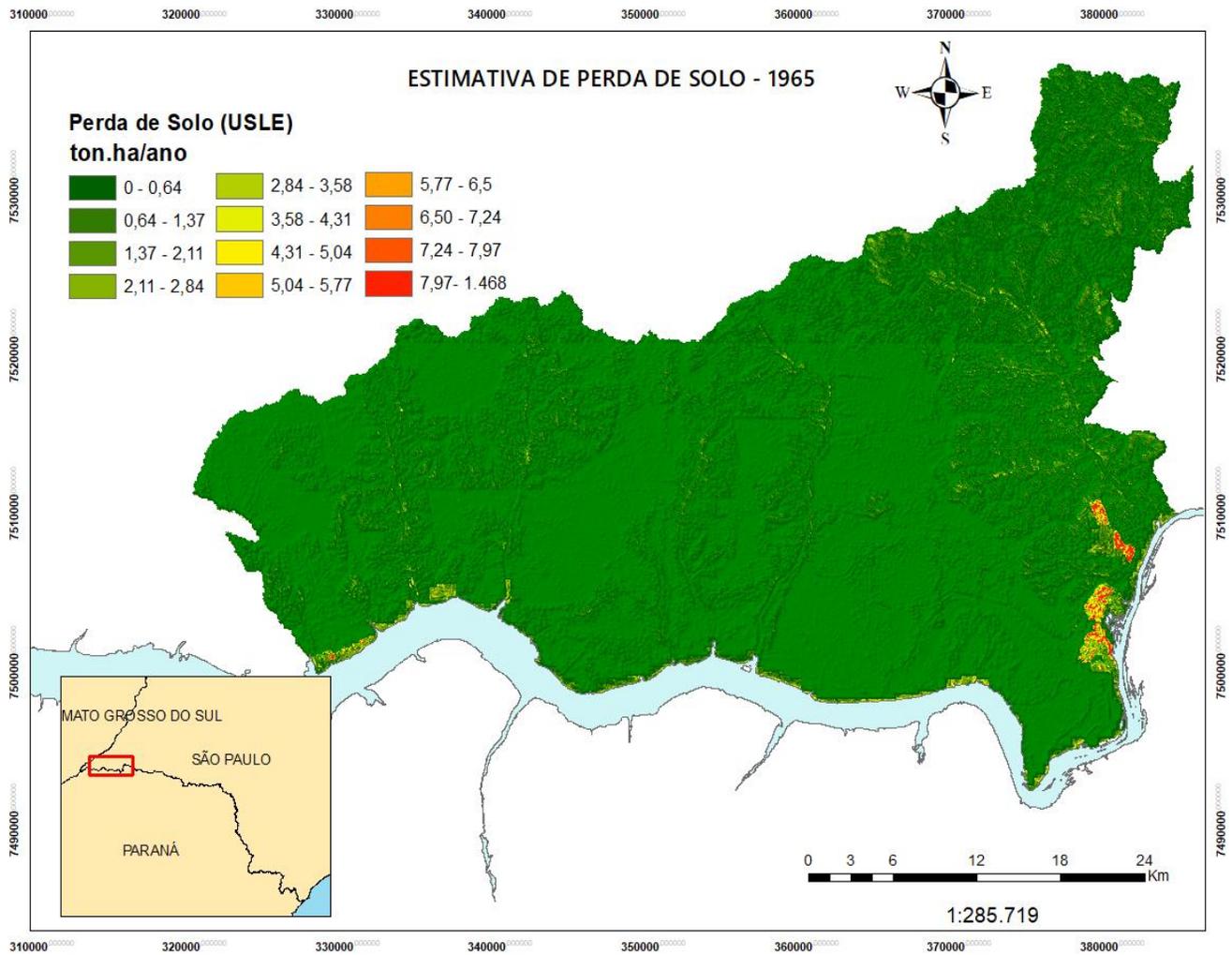
TS: transporte de sedimentos ton/ano



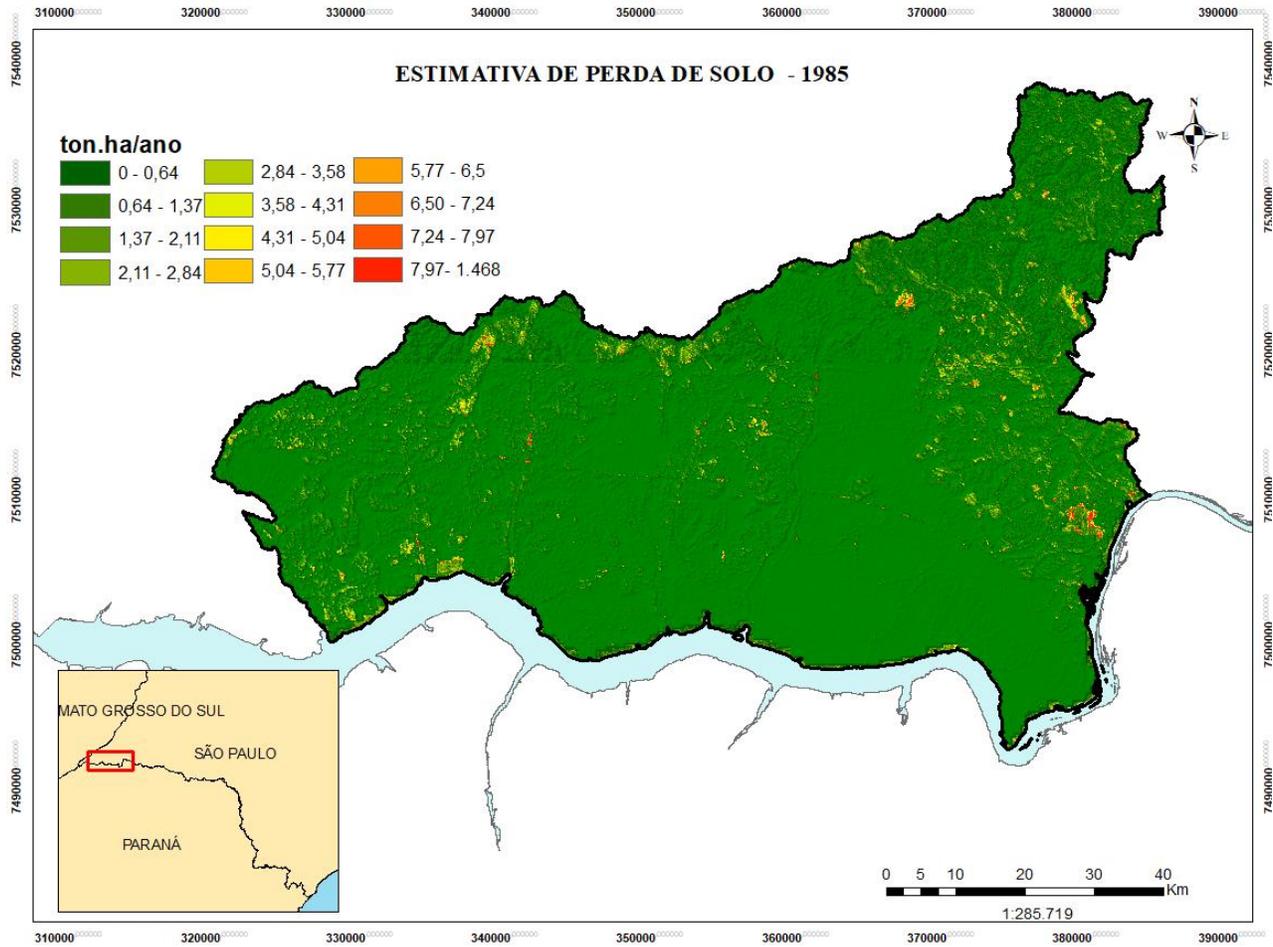
**Figura 9:** Relação da série histórica entre usos e perda de solo.



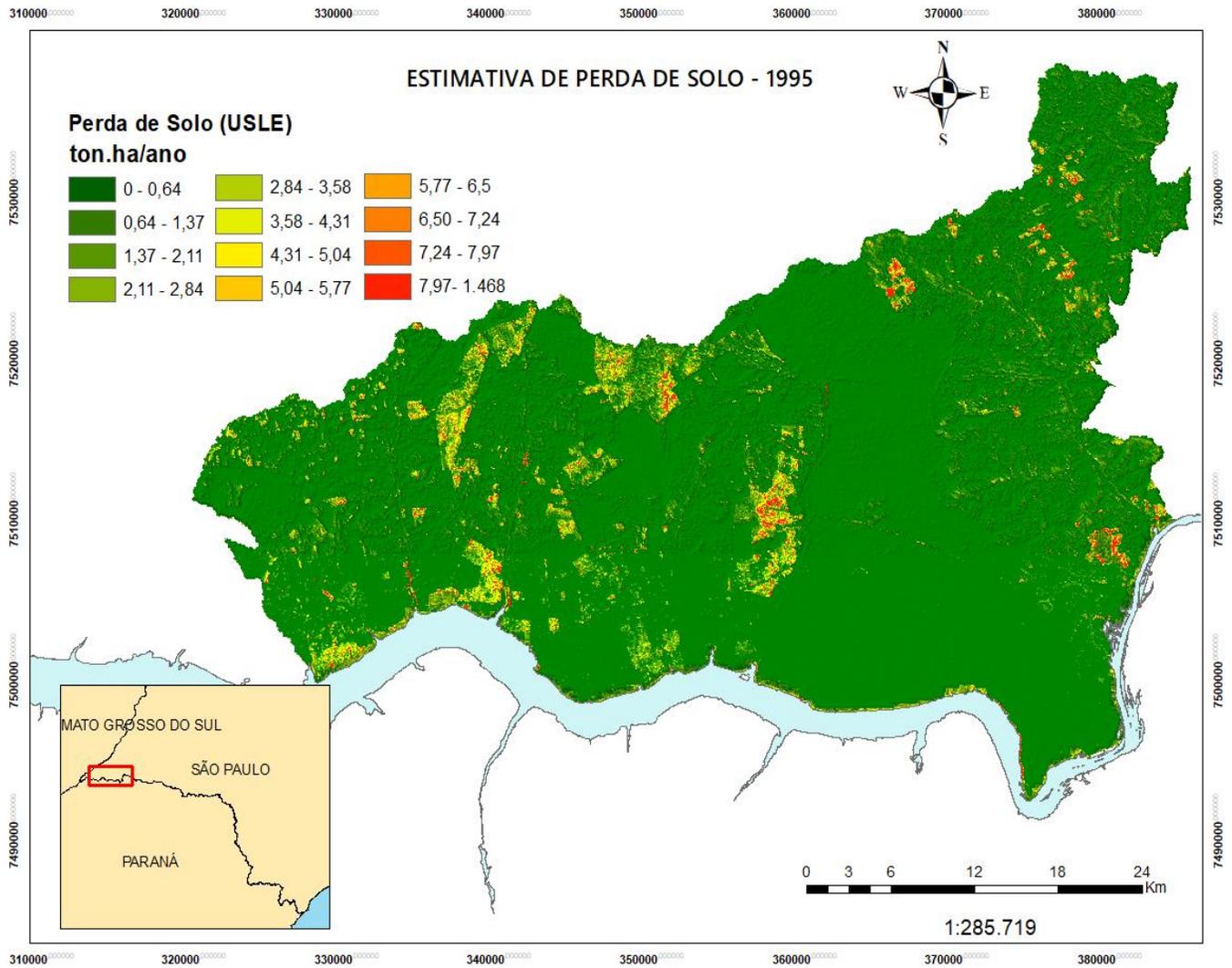
**Figura 10:** Estimativa de perda de solo para o ano 1956 (ton.ha/ano).



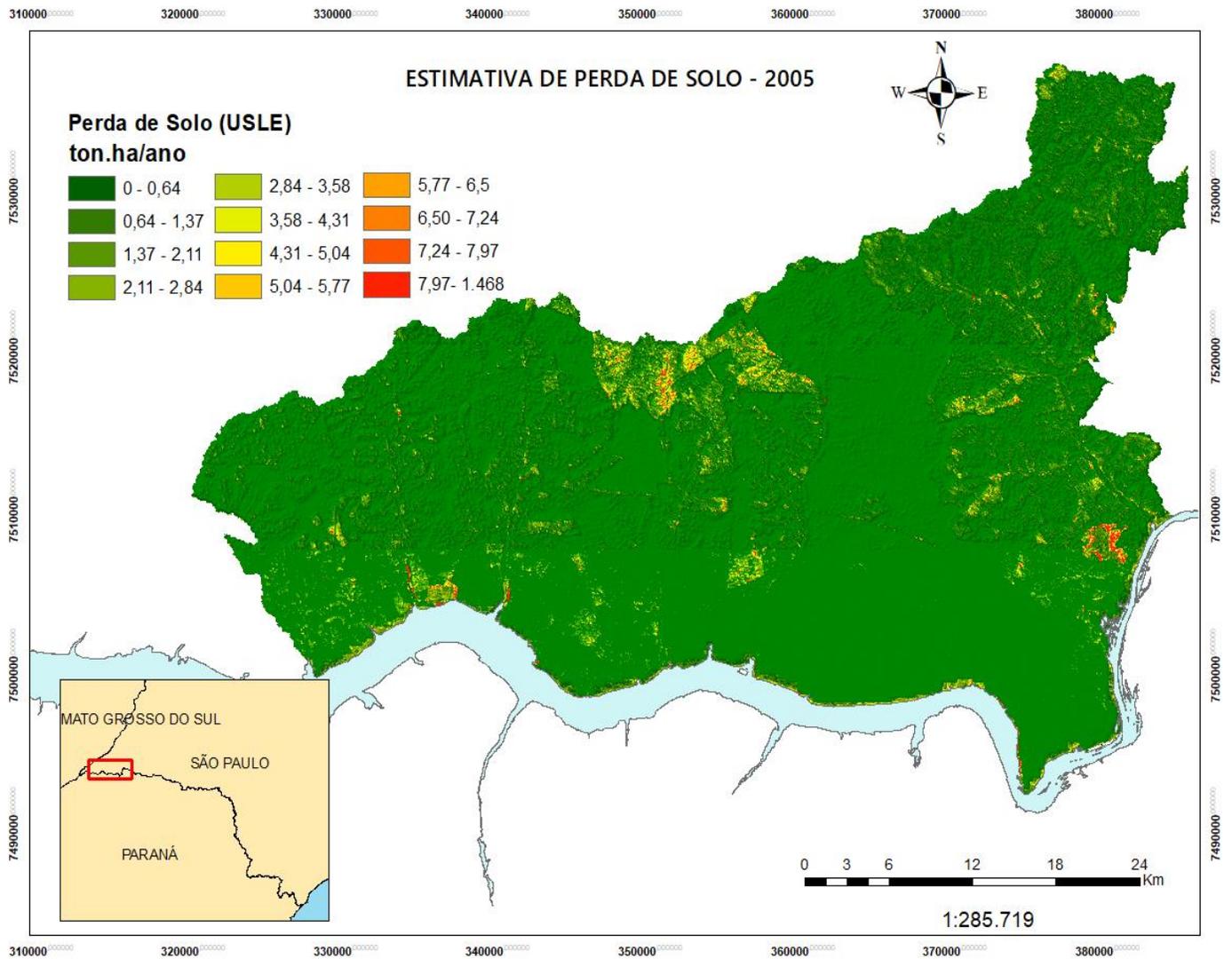
**Figura 11:** Estimativa de perda de solo para o ano 1965 (ton.ha/ano).



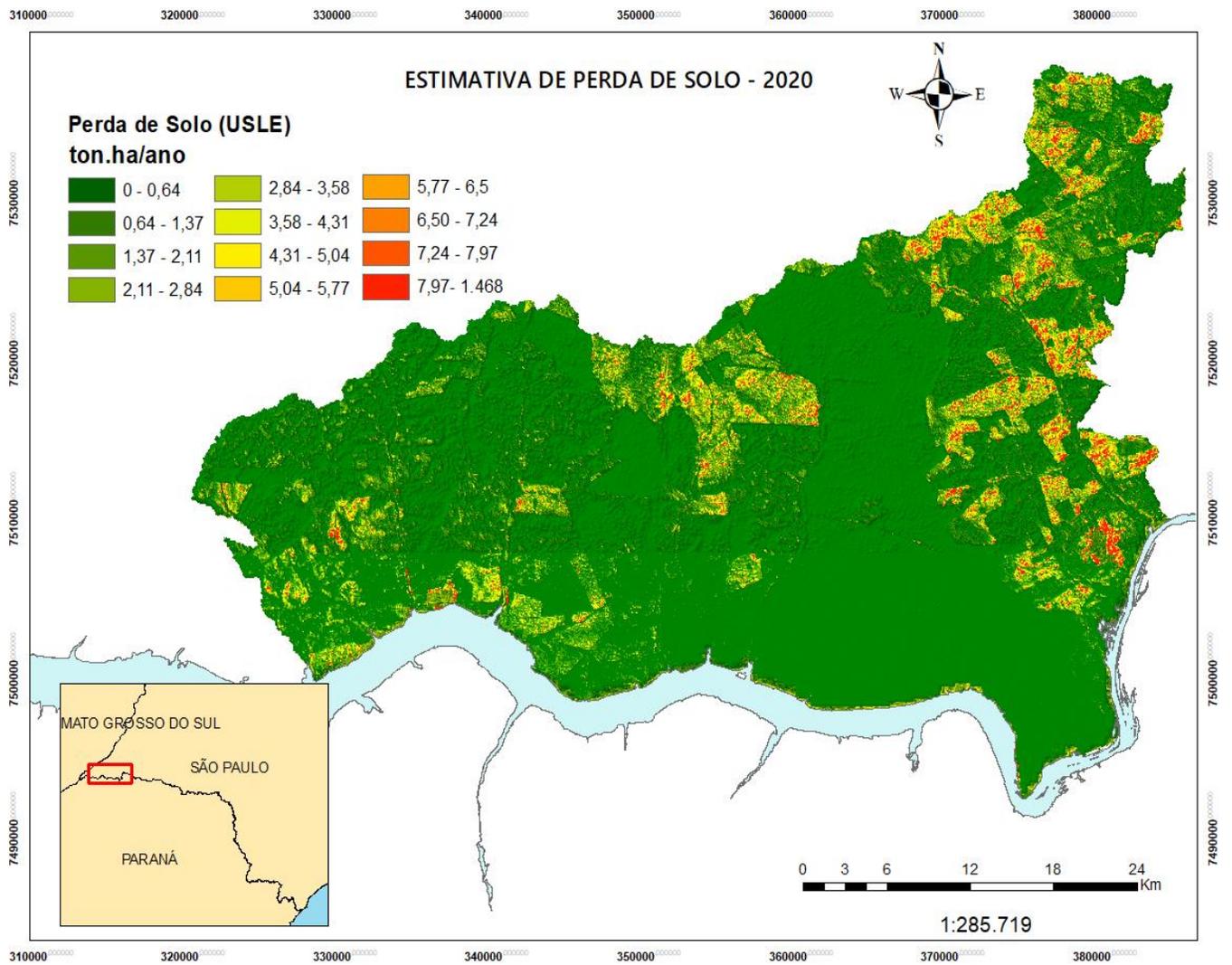
**Figura 12:** Estimativa de perda de solo para o ano 1985 (ton.ha/ano) (Autor 2022).



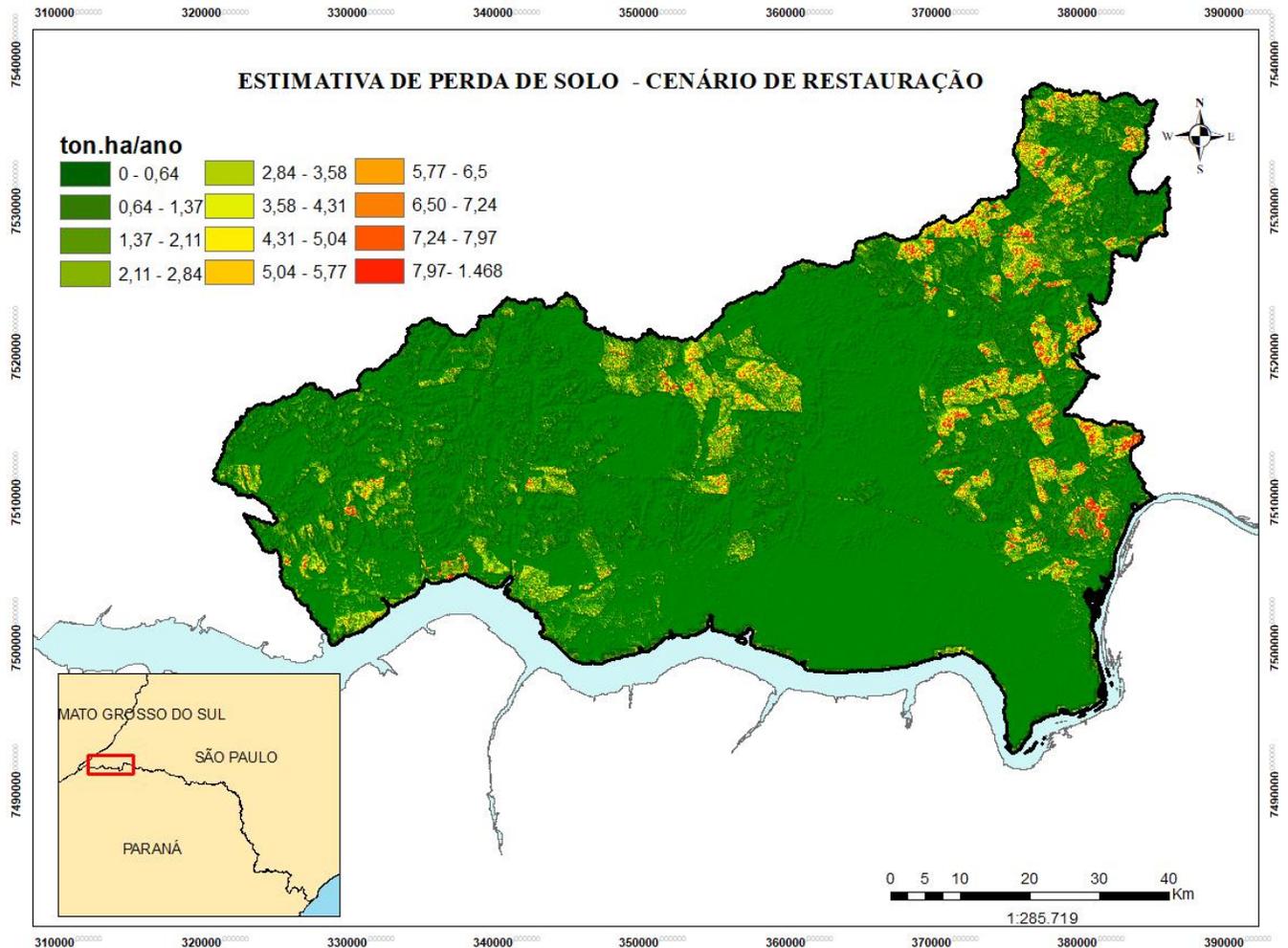
**Figura 13:** Estimativa de perda de solo para o ano 1995 (ton.ha/ano)



**Figura 14:** Estimativa de perda de solo para o ano 2005 (ton.ha/ano)



**Figura 15:** Estimativa de Perda de solo pela USLE -2020 (ton.ha/ano) .



**Figura 16:** Estimativa de perda de solo pela USLE -cenário de restauração (ton.ha/ano)

#### 4.4 Recorte de restauração e influência na perda de solo

Para observar a influência da restauração de vegetação foram realizadas duas modelagens em recortes distintos. O primeiro é considerando a área de estudo que foi adotada para a análise histórica e um segundo recorte expandindo a área de estudo para toda a região do Pontal do Paranapanema que contribui para o rio Paranapanema.

#### 4.3.1 Recorte 1

Com os resultados obtidos foi possível observar que em comparação com 2020 houve uma redução de 18,67% na perda de solo após restauração de áreas com passivos ambientais, a redução no transporte de sedimentos chegou a 29%.

**Tabela 7:** Perda de solo e Transporte de sedimentos 2020 x Simulação de Restauração - Modelagem 1

Série Histórica	Perda de solo (ton.ano/bacia)			Transporte de sedimentos (ton.ano/bacia)		
	máx	média	total	máx	média	total
2020	51.321	3.386	<b>1.317.018</b>	4081	263	<b>102.187</b>
Simulação	35.206	2.755	<b>1.071.190</b>	3.177	186	<b>72.543</b>

*Fonte: Autor (2022)*

Em relação aos usos do solo foi possível observar que com o cenário de restauração as áreas de formação florestal tiveram um aumento significativo passando de 29,39% da ocupação da região para 41,27%. Para compensar esse incremento de vegetação nativa, as pastagens saíram de 39,77% para 33,26% e a cana de açúcar de 14,48% para 12,31%, outro uso relevante que são os mosaicos de agricultura e pastagem passaram de 12,33% para 10,13%.

Com a essa redução de área, a perda de solo promovida pelas pastagens foi de 179.730 t para 149.329 t, o que equivale a uma redução de cerca de 17%. Em relação ao transporte de sedimentos houve uma variação de 9.341 t para 7.023 t o que equivale a cerca de 25% de redução. Em relação a cana-de-açúcar, a perda de solo foi de 767.143 t para 615.310 t equivalendo a uma redução de quase 20%, em relação ao transporte de sedimentos houve uma variação de 67.526 t para 46.958 t representando uma redução de cerca de 30%. Os mosaicos apresentaram também redução de 28% na perda de solo e de 36% no transporte de sedimentos.

**Tabela 8:** Perda e transporte de sedimentos por uso de solo - 2020 x simulação 1?

Uso do Solo	2020			Simulação		
	PS	TS	Área	PS	TS	Área

	2020			Simulação		
Formação florestal	24396	670	43556	44048	1794	61167
Floresta plantada	3147	205	311	2593	144	263
Área pantanosa	1983	142	245	2556	288	1484
Pastagem	179730	9341	58939	149329	7023	49292
Cana-de-açúcar	767143	67526	21459	615310	46958	18248
Mosaico agricultura e pastagem	231475	16417	18273	170741	10431	15012
Infraestrutura urbana	42444	2993	711	37970	2564	708
Outras áreas não vegetadas	2417	142	15	1499	86	15
Corpos d'água	13197	1191	148	4351	506	148
Soja	40946	2865	2030	31608	1946	1626
Outras lavouras temporárias	3398	444	45	2457	304	32
Café	731	45	163	784	48	132
Citrus	1697	162	119	1514	96	103

*Fonte: autor (2022)*

#### 4.3.2 Cenário 2

A fim de se obter uma visão mais ampla dos efeitos da restauração florestal na perda de solo e no transporte de sedimentos da região, foi realizada uma simulação considerando a restauração de 20% das propriedades rurais da região do pontal do Paranapanema que contribuem com o rio Paranapanema. Vale ressaltar que esta área de estudo possui uma dinâmica de uso do solo distinta da utilizada na modelagem histórica, havendo maior diversidade, isso ocorre devido ao aumento da área de estudo para regiões mais antropizadas.

Dessa forma para o ano de 2020 foi estimada uma perda de solo de 10.968.138 t de sedimentos, o que equivale a uma taxa de 20,02 t/ha. Considerando a simulação com restauração foi estimada uma perda de solo de 9.130.637 t de sedimentos, que equivalem a uma taxa de 16,67 t/ha. Foi observado uma redução total de 16,75% na perda de solo, e de 28,35% no transporte de sedimentos da região entre o ano de 2020 e a simulação.

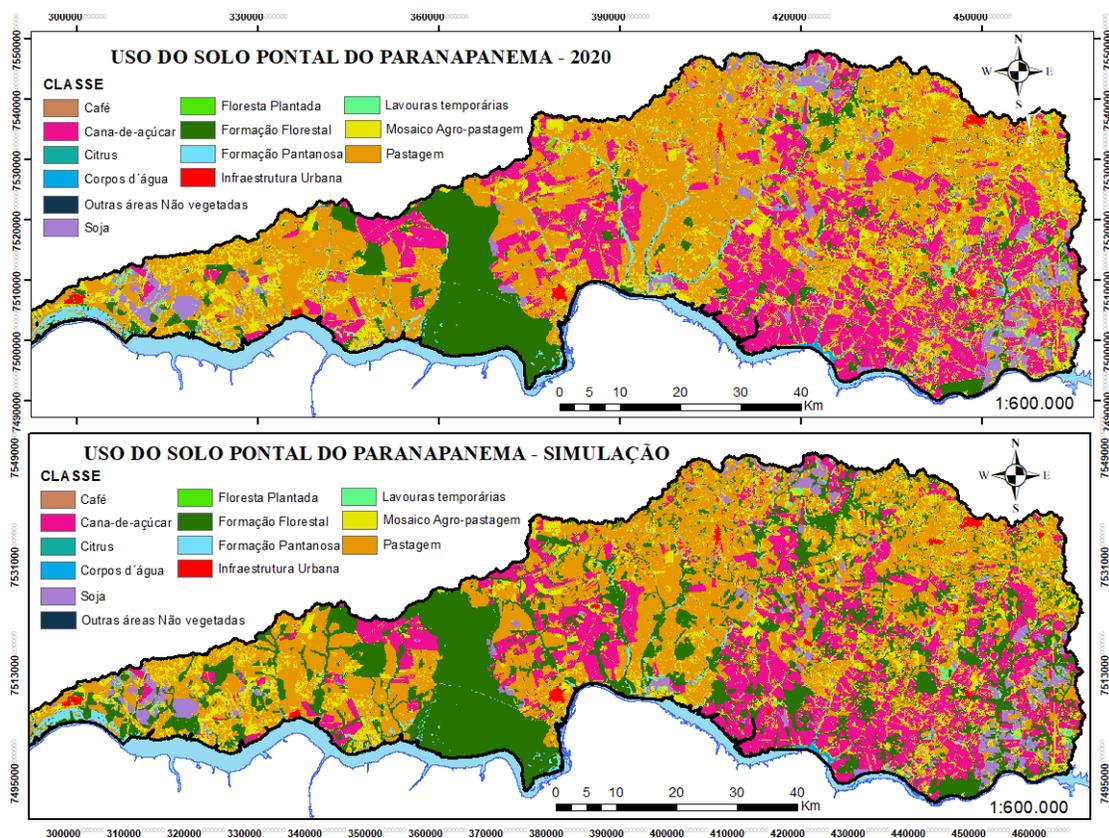
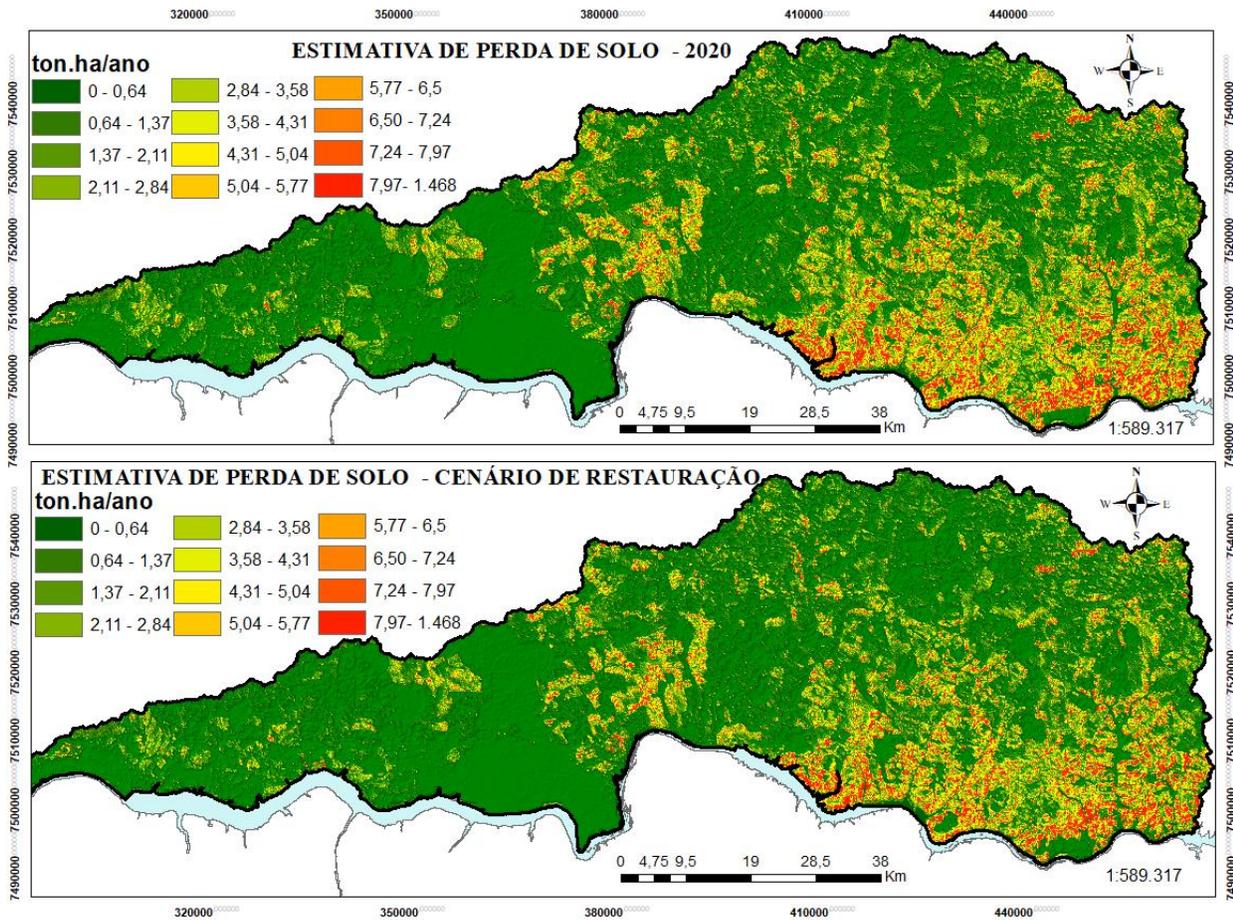


Figura 17: Uso e ocupação do solo - 2020 x cenário de restauração (ton.ha/ano)

Tabela 9: Perda de solo e Transporte de sedimentos 2020 x Simulação de Restauração - Modelagem 2

	Perda de solo (ton.ano/bacia)			Transporte de sedimentos (ton.ano/bacia)		
	máx	média	total	máx	média	total
2020	364.647	8.954	<b>10.968.138</b>	34.446	736	<b>902.075</b>
Simulação	316.962	7.483	<b>9.130.637</b>	26.250	527	<b>646.363</b>



**Figura 18:** Estimativa de Perda de solo pela USLE - 2020 x cenário de restauração (ton.ha/ano)

Considerando a perda de solo e o transporte de sedimentos de cada uso do solo foi possível observar que neste cenário a cultura de soja teve destaque na produção de sedimentos do ano de 2020, promovendo uma perda de solo de 934.777 t (8,5%), equivalente a 37,68 t/ha. A cana de açúcar, a pastagem e os mosaicos de agricultura e pastagem continuam como destaques na produção de sedimentos. As pastagens foram responsáveis por 895.603 t (8,16%) equivalente a 4,38 t/ha, A cultura de cana-de-açúcar foi responsável por 6.435.627 t (58,67%) que equivale a 50,32 t/ha e os Mosaicos foram responsáveis por 19,25% da produção, ou cerca de 2.111.333 t que equivale a 21,68 t/ha.

**Tabela 10:** Perda de solo e Transporte de sedimentos 2020 x Simulação de Restauração - Modelagem 2

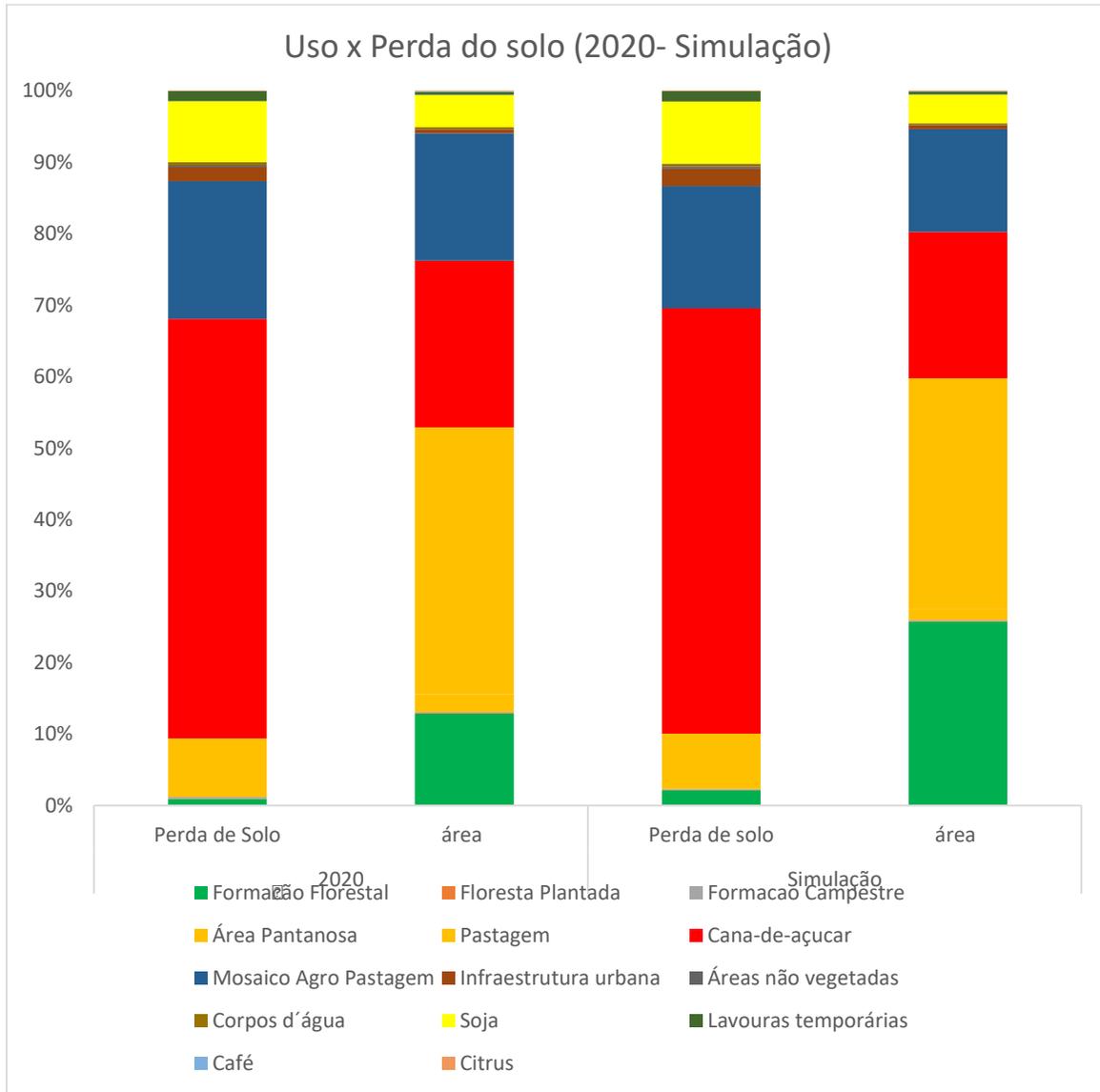
Uso do Solo	2020			Simulação		
	PS	TS	Área	PS	TS	Área
Formação florestal	101.082	6.030	70.400	199.161	10941	141.110
Floresta plantada	9.979	621	1.000	7.798	425	812
Formação Campestre	19.798	1.410	550	9.456	715	335
Área pantanosa	2.229	164	1.340	925	58	8700
Pastagem	895.603	53.274	204.400	704.052	37.037	176.500
Cana-de-açúcar	6.435.627	556.027	127.900	5.427.973	399.889	112.200
Mosaico agricultura e pastagem	2.111.333	173.982	97.400	1.561.706	112.149	78.600
Infraestrutura urbana	220.407	17.596	3.000	220.598	17.084	3.000
Outras áreas não vegetadas	29.640	1.838	260	27.683	1.578	241
Corpos d'água	45.565	4.920	1400	37.136	3.219	1.300
Soja	934.447	72.496	24.800	796.357	51.101	22.100
Outras lavouras temporárias	151.129	12.935	2.400	128.562	9.167	2.200
Café	1.867	102	400	1.305	60	300
Citrus	9.434	662	540	7.925	494	442

Para o cenário de restauração foi possível observar que assim como no cenário 1 a cobertura florestal teve aumento considerável, neste caso ela mais que dobrou, passando de 70.400 ha (12,85%) para 141.110 ha (25,76%).

Em compensação as pastagens tiveram uma redução de 204.400 ha (37,31%) para 176.500 ha (32,23%), a cana-de-açúcar de 127.900 ha (23,35%) para 112.200 ha (20,48%), os mosaicos de agricultura e pastagem passaram de 97.400 ha (17,78%) para 78.600 ha (14,35%) e a cultura de soja de 24.800 ha (4,5%) para 22.100 ha (4,03%).

A perda de solo e o transporte de sedimentos foram reduzidas principalmente pela redução das culturas de cana-de-açúcar, que teve uma redução de 1 milhão de toneladas na perda de solo e uma redução de 28% no transporte de sedimentos. Os mosaicos Agro

Pastagem tiveram uma redução de quase 550.000 t de perda de solo, o que proporcionou também uma redução de 35% de transporte de sedimentos.



**Figura 19:** Relação entre usos e perda de solo no ano de 2020 e na simulação de restauração

## 5. DISCUSSÃO

Os resultados mostram uma crescente perda de solo e no transporte de sedimentos ao longo dos últimos 60 anos na região do pontal do Paranapanema. Esta perda de solo e transporte de sedimentos possuem forte relação com as mudanças no uso e cobertura

do solo que a região sofreu nesse período, o que corrobora com os estudos de Aneseyee et al. (2020). Esses autores reportaram que as mudanças no uso e ocupação ao longo dos anos em bacias hidrográficas da Etiópia promoveram aumento da perda de solo de 176 mil toneladas e no transporte de sedimentos de 3.850 toneladas. O presente estudo partiu de um cenário em 1956 de ampla cobertura natural de mata atlântica, para um cenário de múltiplas culturas em 2020. Vale ressaltar que o recorte histórico pode ser considerado um cenário atípico na dinâmica de cobertura florestal dessa região do país, visto que atualmente a Mata Atlântica representa cerca de 11% de sua cobertura original (Ribeiro et al., 2009). Isto ocorre devido a presença de uma das maiores de Floresta Estacional Semidecidual Submontana, o Parque Estadual Morro do Diabo, compreendendo uma área de 33.850 ha de florestas preservadas, dos 148.200 ha de área de estudo (CBH-PP,2016). A partir dos resultados promovidos pela modelagem SDR do InVEST foi possível observar que essa área de floresta preservada tiveram os menores índices de perda de solo com valores no início da série histórica de 0,79 t/ha até 0,56 t/ha em 2020.

Grande parte da conversão de uso e ocupação do solo ocorreram em 2 períodos distintos, esses períodos foram responsáveis pelos maiores aumentos da perda de solo e transporte de sedimentos da região. O primeiro trata-se das transformações ocorridas entre 1956 e 1985, onde de início havia 78,28% de cobertura florestal atingindo um patamar de 30,23% em 1985. Esse período correspondeu a colonização dessa região que se deu por meio de grilagem, havendo invasões em terras públicas e posteriores golpes para regularizar as propriedades (Feliciano, 2013). O outro período trata-se da chegada das culturas temporárias na região, que se iniciaram em 1995, porém tiveram destaque com a cultura de cana-de-açúcar a partir de 2005, essa cultura se tornou expressiva na região a partir da implantação de novas usinas agro processadoras, de propriedade de grandes grupos empresariais de capital nacional e estrangeiro (Barreto, 2013). Essas e outras culturas temporárias foram responsáveis por promover uma escalada na produção de sedimentos da região que foi de um total 539.631 t por ano, ou 3,64 t/ha.ano em 2005 para um total de 1.317.018 toneladas por ano ou 8,89 t/ha.ano no ano 2020.

No início da série histórica, as pastagens se mostravam como maiores produtoras e transportadoras de sedimentos, isso se devia as grandes áreas recém suprimidas que foram dando lugar a produção de gado. No ano de 1956 apesar de ocupar 21,72 % da

cobertura do solo, essa foi responsável pela produção de 74,32% da perda de solo daquele ano (357.936 t) e por 72,82% do transporte de sedimentos (15.410 t). Porém ao longo dos anos que se sucederam esses valores absolutos de perda de solo e transporte de sedimentos permaneceram constantes para as pastagens apesar do aumento da área de cobertura até 1985, onde ocupava 60,30% da área de estudo e foi responsável por 56,39% da perda de solo e de 49,95% do transporte de sedimentos. Dessa maneira a partir da década de 1980, grandes ocupações de terras ocorreram, lideradas principalmente pelo movimento dos sem-terra (Fernandes, 2004). Com essa nova dinâmica, o crescimento na perda de solo e de transporte de sedimentos se deu pelo surgimento de outros usos e ocupações.

Em 1995 com o surgimento de lavouras temporárias que naquele ano apesar de ocuparem cerca de 8 % foram responsáveis por 47,09% da perda de solo de toda a área de estudo, e representou 54,32% do transporte de sedimentos. Observa-se que as pastagens foram responsáveis por 34,35% da perda de solo e 26,08% da produção dos sedimentos nesse mesmo ano. De 2005 para 2020, a cultura da cana-de-açúcar tem sido responsável pela maior perda de sedimentos da série histórica na região, sendo responsável por 58,44% da perda de solo e 66,11% do transporte de sedimentos apesar de apenas 14,48% da área de estudo. Esse aumento na produção de sedimentos relacionados a implementação de culturas temporárias corrobora com os trabalhos de Nobrega e Costa (2008), Aneseyee et al. (2020) e Kidane et al. (2019) que mostraram um grande crescimento da perda de solo e transporte de sedimentos com a substituição da vegetação nativa para culturas temporárias.

Com esse panorama histórico que foi obtido por meio deste estudo, foi possível observar grande crescimento da perda de solo e transporte de sedimentos na região. Dessa forma a fim de observar se futuros cenários de restauração seriam capazes de minimizar impactos dessa produção e transporte de sedimentos histórico, este estudo promoveu uma simulação de um cenário de restauração florestal na região. Esta simulação teve como base um projeto do Instituto de Pesquisas Ecológicas, sendo um projeto que visa a restauração florestal dessa região a fim de garantir a conectividade de espécies ameaçadas. Este estudo verificou que esse panorama de restauração também teve impacto considerável na redução de perda de solo e produção de sedimentos. Em

duas etapas distintas foram aplicadas a modelagem SDR do InVEST, uma considerando a área utilizada na série histórica e outra extrapolando a área de estudo para toda a bacia do Paranapanema na região do Pontal. E foram observados resultados positivos em ambos cenários.

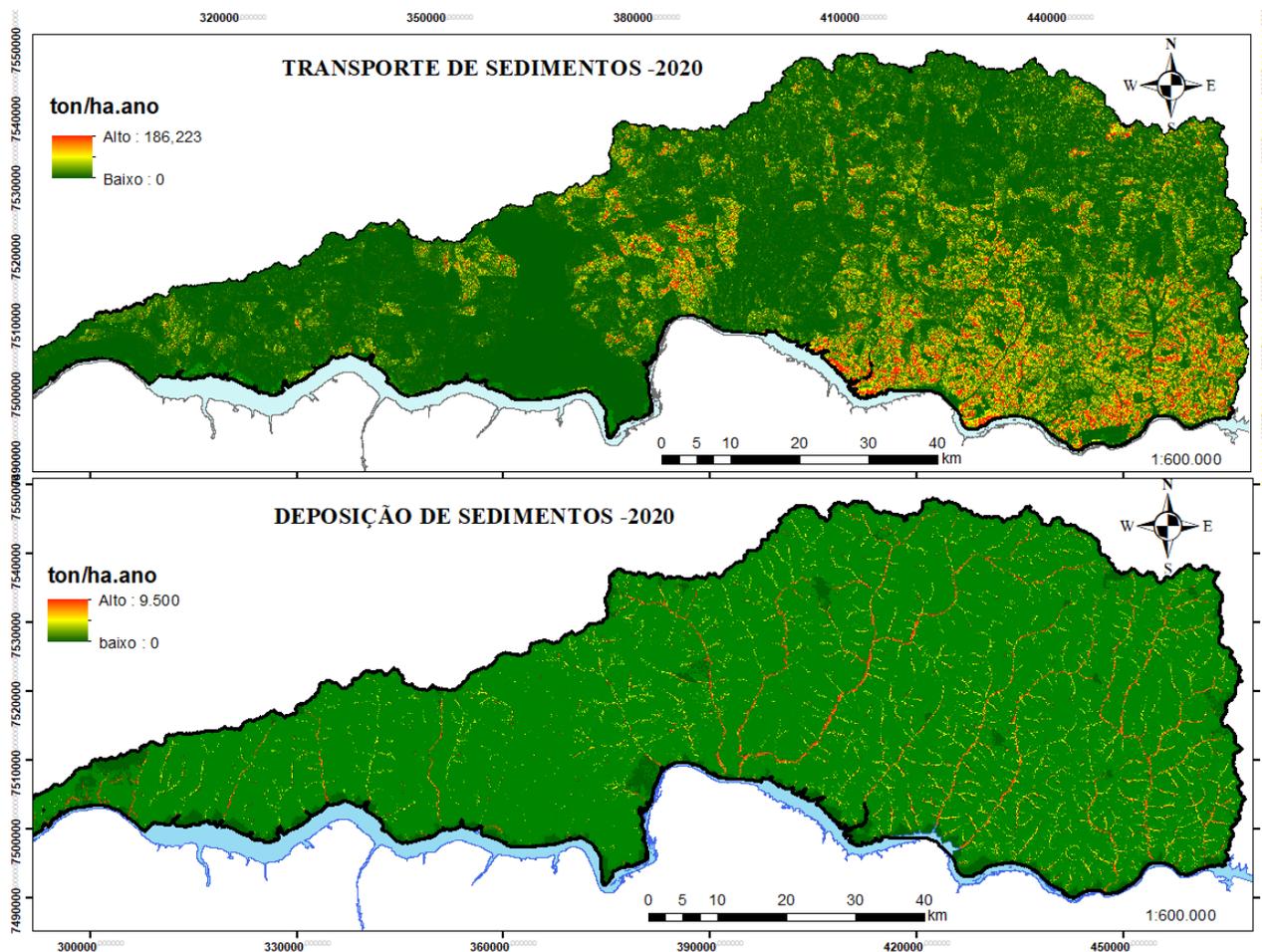
No cenário histórico observou-se um aumento de área florestal de 24.396 ha em 2020 para 44.048 ha, o que corresponde a um aumento de cerca de 80% da área florestal, com isso chegou-se à uma redução de 20% de perda de solo e 28% de transporte de sedimentos, sugerindo que as florestas têm papel fundamental na proteção de solos e de cursos d'água, visto que o escoamento superficial é o responsável por transportar essa carga de solos para os cursos d'água da região.

Quando a área de estudo considerou o cenário em que toda bacia hidrográfica da região do pontal que verte para o rio Paranapanema, foi possível observar grandes mudanças na dinâmica de uso do solo para o ano de 2020, de início vale ressaltar que a porcentagem de área florestal dessa nova região cai drasticamente, pois nessa nova área a presença florestal foi bem inferior. Em 2020 na área histórica possuímos 43.556 ha de floresta nativa de 148.200 ha de área de estudo, ampliando para 70.400 ha para uma área de 547.830 ha. Paralelo a isso houve um grande crescimento das áreas de culturas temporárias, sendo que na primeira área de estudo correspondiam a cerca de 15% do total e na segunda área atinge 28%, além das pastagens e mosaicos de agricultura e pastagem, que tiveram aumento significativo com esse aumento de área de estudo. Com isso a perda de solo chegou a uma taxa de 20,02 t/ha na bacia, chegando a atingir 37,68 t/ha em culturas de soja e 50,32 t/ha em culturas de cana-de-açúcar. Resultado semelhante ao encontrado por Aneseyee et al. (2020), que observaram uma taxa de 43 t/ha.ano. Wischmeier e Smith (1978) descrevem o conceito de tolerância à perda de solo (TPS) como a taxa máxima anual de erosão do solo que ainda permite um alto nível de produtividade da cultura, esse valor gira em torno do tipo de solo da região. Na região de estudo existe a predominância dos Latossolos Vermelhos e dos Argissolos Vermelho-Amarelos, com tolerância a perda de solo respectivamente de 11,34 t/ha.ano e 9,06 t/ha.ano de acordo com Mannigel et al. (2008). Dessa forma ressalta-se que a taxa média perda de solo da bacia ultrapassa os valores de TPS para a região. Quando se observa

as taxas relacionadas a cana-de-açúcar e a soja, esses valores apresentam-se bem acima da TPS, indicando que existe uma forte tendência na perda da qualidade do solo da região.

Quando se considerou o cenário de restauração florestal foi possível observar grande passivo ambiental na região do restante da área de estudo, assim o aumento de área florestal foi de 70.400 ha para 141.110 ha o que corresponde à um aumento de mais de 100% na área. Esse aumento nas áreas de vegetação nativa promoveram a redução de 16,75% na perda de solo e 28,5% do transporte de sedimentos. Essa redução se deu principalmente pela substituição das culturas de cana-de açúcar, mosaico agricultura pastagem e soja pela vegetação nativa, chegando a uma taxa média de perda de solo para a região de 16,67 t/ha.ano, ainda apresentando valores acima do fator de tolerância de perda do solo para essa região.

Um fato relevante de se ressaltar é que confrontando os mapas de uso e ocupação do solo de 2020 e do cenário de restauração, observa-se que grande parte das áreas de restauração que foram propostas no mapa dos sonhos (recorte 1) são zonas ripárias, isso acontece, pois, essas áreas são protegidas por legislação como áreas de preservação permanente (APP) e representam maior parte do passivo ambiental da região. Além disso pela disposição da bacia hidrográfica da região essas zonas ripárias funcionam como uma espécie de corredor florestal, promovendo a conectividade entre as espécies da região. Paralelo a isso essas áreas têm função primordial na redução da perda de solos, mas principalmente na redução do transporte de sedimentos. Monteiro et al. (2016) mostraram que a restauração de zonas ripárias do Rio das Mortes seria capaz de reduzir o transporte de sedimentos em até 31,4%. Pela observação das áreas no mapa que mais exportaram sedimentos e receberam sedimentos, identifica-se que essas áreas estão localizadas nas zonas ripárias da bacia de estudo.



**Figura 20:** Transporte e Deposição de sedimentos na bacia de estudo no ano de 2020.

O trabalho em questão focou em observar as variações na entrega de sedimentos a partir da mudança de uso e ocupação do solo, apesar das análises de sensibilidade mostrarem que os diversos parâmetros influenciam de maneiras não similares, causando algumas incertezas como documentadas por Merrit et al. (2003) e Wang et al. (2001), conclui-se que o uso e ocupação do solo tiveram grande influência na mudança de sedimentos ao longo dos anos, dessa forma o fator C teve grande influência no resultado deste estudo, visto que o fator P foi considerado constante e igual a 1 em todo o estudo, sugerindo a não existência de práticas de conservação do solo. Um fator C baixo demonstra uma alta capacidade do solo de resistir a erosão, isso se deve a cobertura das copas e cobertura do solo, dessa forma é possível observar que a Mata Atlântica com sua vegetação e cobertura complexa possui um fator C muito pequeno, isso também foi relatado por Fujihara (2002). As pastagens por possuir uma ampla cobertura do solo

também possuem um fator C reduzido em relação as culturas temporárias. Essas culturas foram as que apresentaram as maiores taxas de perda de solo e transporte de sedimentos, possuindo os maiores valores do fator C deste estudo, como foi apresentado por Hamel et al. (2017) e Bertoni e Lombardi (2007). Os maiores fatores C da bacia foram observados pela cultura de cana-de-açúcar (0,3066 - Ribeiro e Alves, 2007), soja (0,25 - Lombardi e Neto, 1999) e “outras culturas temporárias” (0,40 – ANA ,2012).

O fato do estudo não ter considerado o fator P se deu pelo não conhecimento das práticas de conservação do solo na região ao longo do tempo, principalmente nos anos iniciais da pesquisa, porém a partir de testes de sensibilidade foi possível observar que esse fator tem influência direta na produção e transporte de sedimentos. Testes de sensibilidade mostraram que adotando um fator  $P=0,5$  para as culturas agrícolas (cana-de-açúcar, mosaicos, soja, café, citrus e outras culturas temporárias), esse valor vai de encontro com práticas bem comuns na região, que é o plantio em nível. Considerando o recorte 2 de estudo, a redução na perda de solo promovido pela simulação chegou próximo de 50% e no transporte de sedimentos chegará próximos a 48% dos valores originais de estudo. Estes resultados são compatíveis com o estudo promovido por Weill e Spavorek (2008), onde foi observado que quando o fator R do estudo permaneceu constante, os fatores C (cobertura e manejo da cultura) e P (práticas de conservação), definiram a ordem de grandeza das perdas estimadas pelo modelo. Dessa maneira, deve-se promover a restauração florestal de áreas estratégicas, e de similar importância, implementar as práticas de conservação do solo principalmente em culturas temporárias, Albuquerque et al. (2004) apresentaram uma redução de 53,8% na perda de solo de uma região de cultura de palma após implementar a prática de plantio por nivelamento.

## **6. CONCLUSÕES**

A modelagem SDR do InVEST revelou a taxa de aumento da perda de solo e de transporte de sedimentos, sendo impulsionada pelas mudanças no uso e ocupação do solo da região nos últimos 60 anos, apesar do cenário topográfico brando da região. Inicialmente foram promovidos pela supressão e conversão da área de vegetação nativa para pastagens e em sequência com o surgimento de culturas temporárias como a cana-

de-açúcar e a soja. A perda de solo teve um aumento de 410% ou quase 1.000.000 toneladas e o transporte de sedimentos um aumento de 560% ou cerca de 87.000 toneladas. Tudo isso leva-se ao empobrecimento do solo na região ao longo dos anos. O aumento na perda de solo foi crescente nas culturas temporárias ao longo dos anos, porém reduziu nas pastagens e nas áreas de formação florestal. O transporte de sedimentos também foi crescente nas culturas temporárias, porém foram constantes nas pastagens e formações florestais.

Quando foi adotado o recorte 2 de maior extensão territorial, foi observado que a leste e sudeste da bacia houve as maiores perdas de solo e transporte de sedimentos, devido a presença de culturas de cana-de-açúcar e soja, indicando dessa forma um possível local de intervenção nessa região da bacia.

As modelagens considerando a simulação de restauração florestal proposta pelo mapa dos sonhos (recorte 2) se mostraram efetivas na redução da perda de solo, com maior expressão na redução do transporte e deposição de sedimentos, indicando que o projeto em andamento auxiliará não só na conectividade das espécies, mas também na conservação do solo e dos cursos d'água da região. Todavia, medidas de conservação do solo devem ser consideradas.

Com isso, o estudo se mostrou efetivo em observar as dinâmicas de desmatamento e do uso e ocupação do solo ao longo dos anos na região, em quantificar a produção de sedimentos devido as alterações de uso e ocupação, bem para os possíveis cenários de restauração florestal na região.

## **7. RECOMENDAÇÕES**

Recomenda-se estudos futuros propondo novos cenários de restauração considerando as mudanças climáticas. Também se recomenda a obtenção dos valores dos fatores C e P da região, obtendo resultados mais assertivos, além de realizar a calibração dos modelos por meio de dados de deposição do solo provenientes das usinas hidroelétricas.

## 8. REFERÊNCIA

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). Manual Operativo do Programa Produtor de Água / Agência Nacional de Águas. 2ª Edição. Brasília: ANA, 2012.

ÁLVARES, Clayton Alcarde et al. Köppen 's Climate Classification Map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, v. 22, n. 6, p. 711–28, 2013.

ALBUQUERQUE, Abel W. de et al. Determinação de fatores da equação universal de perda de solo em Sumé, PB. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* [online]. 2005, v. 9, n. 2 [acessado em 10 de novembro de 2022], pp. 153-160. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1415-43662005000200001>. Epub 13 Set 2005. ISSN 1807-1929.

BARRETO, M. J.; JUNIOR, A. T. Os impactos territoriais da monocultura da cana-de-açúcar no pontal do paranapanema-sp. Pegada - A Revista Da Geografia Do Trabalho, v. 13, n. 2, 2013. <https://doi.org/10.33026/peg.v13i2.2011>

BERTOL, I.; NORTON, L.D.; CHERUBIN, M.R.; TORMENA, C.A.; OTTO, R.; COSTA, F.S.; FIORENTIN, L.D.; CERRI, C.E.P.; DAVIES, C.A.; CERRI, C.C. Soil and water losses in different management systems in the Brazilian Cerrado. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 42, p. e0160167, 2018. DOI: 10.1590/18069657rbcs20160167.

BORSELLI, L.; CASSI, P.; TORRI, D. Prolegomena to sediment and flow connectivity in the landscape: A GIS and field numerical assessment. *Catena*, v. 75, p. 268–277, 2008.

COELHO, M. et al. Mapa de Erodibilidade Dos Solos à Erosão Hídrica Do Brasil, 2020.

COGO, N.P.; MACEDO, J.R.; SILVA, V.R.; COGO, D.C.; COUTINHO, M.A.; REIS, E.F. Regionalization of rainfall erosivity factor in the State of Espírito Santo, Brazil. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 20, p. 759-764, 2016. DOI: 10.1590/1807-1929/agriambi.v20n8p759-764.

COLODRO, G. et al. Erosividade Da Chuva: Distribuição e Correlação Com a Precipitação Pluviométrica de Teodoro Sampaio (SP), 2002, (1), p. 809–18.

DEFRIES, Ruth S. et al. Deforestation Driven by Urban Population Growth and Agricultural Trade in the Twenty-First Century. *Nature Geoscience*, v. 3, n. 3, p. 178–81, 2010. <http://dx.doi.org/10.1038/ngeo756>

FELICIANO, C. A. O conflito como elemento chave na construção da região do Pontal do Paranapanema. *ACTA Geográfica, Boa Vista, Ed. Esp. Geografia Agrária*, p.167-186, 2013.

FERRAZ, Silvio F.B. et al. How Good Are Tropical Forest Patches for Ecosystem Services Provisioning? *Landscape Ecology*, v. 29, n. 2, p. 187–200, 2014.

FERNANDES, Bernardo Mançano. Contribuição ao estudo do campesinato brasileiro formação e territorialização do movimento dos trabalhadores rurais sem-terra - MST (1979-1999). 1999. 318f. Tese (Doutorado em Geografia Humana) Departamento de Geografia da Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo, São Paulo.

Giri, S., & Qiu, Z. (2016). Understanding the Relationship of Land Uses and Water Quality in Twenty First Century: A Review. *Journal of Environmental Management*, 173, 41-48. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.02.029>

Guo, H., Hu, Q., & Jiang, T. (2008). Annual and Seasonal Streamflow Responses to Climate and Land-Cover Changes in the Poyang Lake Basin, China. *Journal of Hydrology*, 355(1-4), 106-122.

Guo, L., Li, W., Li, W., Li, X., Wang, W., Zhang, L., & Li, Z. (2021). Multiscale Spatiotemporal Characteristics of Landscape Patterns, Hotspots, and Influencing Factors for Soil Erosion. *Science of The Total Environment*, 779, 146474. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146474>.

Hamel, P., Falinski, K., Sharp, R., Auerbach, D. A., Sánchez-Canales, M., & Denedy-Frank, P. J. (2017). Sediment delivery modeling in practice: comparing the effects of watershed characteristics and data resolution across hydroclimatic regions. *Science of The Total Environment*, 580, 1381-1388.

Huang, Z., Wang, H., Wang, X., & Yang, W. (2016). Effects of Land Use Patterns on Stream Water Quality: A Case Study of a Small-Scale Watershed in the Three Gorges Reservoir Area, China. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(4), 3943-3955. Joint Research Centre-European Soil Data Centre (JRC-ESDAC). (s.d.). Global Rainfall Erosivity. Recuperado em 20 de outubro de 2021, de <https://esdac.jrc.ec.europa.eu/content/global-rainfall-erosivity>.

Kidane, M. A., Bezie, A., Kesete, N., & Tolessa, T. (2019). The impact of land use and land cover (LULC) dynamics on soil erosion and sediment yield in Ethiopia. *Heliyon*, 5(12), e02981. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e02981>

Lal, R. (2001). Soil degradation by erosion. *Land degradation & development*, 12(6), 519-539.

Lim, C. H. et al. Decoupling of Forest Water Supply and Agricultural Water Demand Attributable to Deforestation in North Korea. *Journal of Environmental Management*, v. 248, p. 109256, July 2019. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.07.027>.

Lira, P. K. et al. Land-Use and Land-Cover Change in Atlantic Forest Landscapes. *Forest Ecology and Management*, v. 278, p. 80-89, 2012. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2012.05.008>.

MACHADO, M. V.; GUIMARÃES, R. F.; FERNANDES, L. A. S. Qualidade da água em bacias hidrográficas: conceitos, aplicações e desafios. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 19, n. 3, p. 157-168, 2014.

Magalhães, H., & Formiga-Johnsson, R. M. (2012). Impactos ambientais de usinas hidrelétricas: desafios e soluções. *Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental*, 16(1), 60-70.

MapBiomass. MapBiomass General 'Handbook' - Algorithm Theoretical Basis Document (ATBD), v. 1, p. 48, 2020. Available at: [https://mapbiomas-br-site.s3.amazonaws.com/ATBD\\_Collection\\_5\\_v1.pdf](https://mapbiomas-br-site.s3.amazonaws.com/ATBD_Collection_5_v1.pdf).

Marques, S. M. et al. Modelling Sediment Retention Services and Soil Erosion Changes in Portugal: A Spatio-Temporal Approach. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, v. 10, n. 4, p. 262, 2021. Available at: <https://doi.org/10.3390/ijgi10040262>.

Mello, K. et al. Riparian Restoration for Protecting Water Quality in Tropical Agricultural Watersheds. *Ecological Engineering*, v. 108, p. 514-524, 2017. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.06.049>.

MELLO, C.R.; NORTON, L.D.; CECÍLIO, R.A.; CERRI, C.C.; TORMENA, C.A.; COSTA, F.S.; KOLLN, O.T.; CUNHA, T.J.F.; VITORINO, A.C.T.; CERRI, D.G.P. Soil and water losses under different intensities and management systems in the Brazilian Amazon. *Acta Scientiarum Agronomy*, v. 40, p. e38726, 2018. DOI: 10.4025/actasciagron.v40i1.38726.

Meusburger, K. et al. Spatial and Temporal Variability of Rainfall Erosivity Factor for Switzerland. *Hydrology and Earth System Sciences*, v. 16, n. 1, p. 167-177, 2012. Millennium Ecosystem Assessment (MEA). *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. Washington, DC: Island Press, 2005.

Mingoti, R.; Vettorazzi, C. A. Relative Reduction in Annual Soil Loss in Micro Watersheds Due to the Relief and Forest Cover Rafael Mingoti 1, Carlos a. Vettorazzi 2. *Engenharia Agrícola*, v. 31, n. 6, p. 1202-1211, 2011.

MMA - Ministério do Meio Ambiente. (2008). Reservatórios de usinas hidrelétricas e impactos ambientais. Brasília: MMA.

Monteiro, J. A. F. et al. Modelling the Effect of Riparian Vegetation Restoration on Sediment Transport in a Human-Impacted Brazilian Catchment. *Ecohydrology*, v. 9, n. 7, p. 1289-1303, 2016.

Nearing, M. A. et al. Measurements and models of soil loss rates. *Science*, v. 290, n. 5495, p. 1300–1301, 2000. Available at: <https://doi.org/10.1126/science.290.5495.1300b>.

NÓBREGA, C. A.; COSTA, A. L. C. da. Estudo da vulnerabilidade à erosão na alta bacia do rio jacaré pepira utilizando modelo baseado na equação universal de perda de solo. *Holos Environment*, v. 8, n. 1, p. 01-17, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.14295/holos.v8i1.2534>. Acesso em: 18 mar. 2023.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; FONTES, M. A. L. Patterns of Floristic Differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the Influence of Climate. *Biotropica*, v. 32, n. 4 B, p. 793-810, 2000.

OLIVEIRA, P. T. S.; WENDLAND, E.; NEARING, M. A. Rainfall Erosivity in Brazil: A Review. *Catena*, v. 100, p. 139-147, 2013. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2012.08.006>. Acesso em: 18 mar. 2023.

PANAGOS, P. et al. Global rainfall erosivity assessment based on high-temporal resolution rainfall records. *Scientific Reports*, v. 7, n. 1, p. 4175, 2017. DOI: 10.1038/s41598-017-04282-8.

Pereira, R. S., & Souza, M. L. (2015). Impactos ambientais causados por usinas hidrelétricas: estudo de caso da UHE Tucuruí. *Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável*, 10(1), 105-113.

RENARD, K. G. et al. Predicting soil erosion by water: A guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). *Agriculture handbook*, v. 703, p. 25-28, 1996.

RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How Much Is Left, and How Is the Remaining Forest Distributed? Implications for Conservation. *Biological Conservation*, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>.

SAAD, S. I. et al. Analyzing Ecological Restoration Strategies for Water and Soil Conservation. *PLoS ONE*, v. 13, n. 2, p. 1-27, 2018.

SHARP, E. R. et al. Sediment Delivery Ratio. In: *INVEST USER'S GUIDE*. Stanford University; University of Minnesota; The Nature Conservancy; World Wildlife Fund, 2018. p. 137-153.

SPONSELLER, R. A.; BENFIELD, E. F.; VALLETT, H. M. Relationships between Land Use, Spatial Scale and Stream Macroinvertebrate Communities. *Freshwater Biology*, v. 46, n. 10, p. 1409-1424, 2001.

TANAKA, M. O. et al. Influence of Watershed Land Use and Riparian Characteristics on Biological Indicators of Stream Water Quality in Southeastern Brazil. *Agriculture*,

Ecosystems and Environment, v. 216, p. 333-339, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2015.10.016>.

Tsegaye, T. et al. Development of Chemical Index as a Measure of In-Stream Water Quality in Response to Land-Use and Land Cover Changes. *Water, Air, and Soil Pollution*, v.174, n.1-4, p.161-179, 2006.

Uezu, A. & Metzger, J. P. Time-Lag in responses of Birds to Atlantic Forest: Restoration Opportunity and Urgency. *Plos One*, v.11, p.1-16, 2016.

Uriarte, M., Yackulic, C. B., Lim, Y., & Arce-Nazario, J. A. Influence of Land Use on Water Quality in a Tropical Landscape: A Multi-Scale Analysis. *Landscape Ecology*, v.26, n.8, p.1151-1164, 2011.

Vigiak, O., Borselli, L., Newham, L.T.H., Mcinnes, J., & Roberts, A.M. Comparison of conceptual landscape metrics to define hillslope-scale sediment delivery ratio. *Geomorphology*, v.138, p.74-88, 2012.

Wang, G., Gertner, G., Liu, X., & Anderson, A. Uncertainty assessment of soil erodibility factor for revised universal soil loss equation. *Catena*, v.46, p.1-14, 2001.

Wang, X., Cao, M., Li, Y., Zhang, S., & Yang, X. (2019). Sediment yield response to land use and climate change in the Loess Plateau, China. *Journal of Hydrology*, 569, 524-534.

Weill, M. A. M. & Sparovek, G. Estudo da erosão na microbacia do Ceveiro (Piracicaba, SP): I - Estimativa das taxas de perda de solo e estudo de sensibilidade dos fatores do modelo EUPS. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.32, n.2, p.801-814, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832008000200034>. Acesso em: 05 out. 2022.

Wischmeier, W. H. A Rainfall Erosion Index for a Universal Soil-Loss Equation. *Soil Science Society of America Journal*, v.23, n.3, p.246-249, 1959.

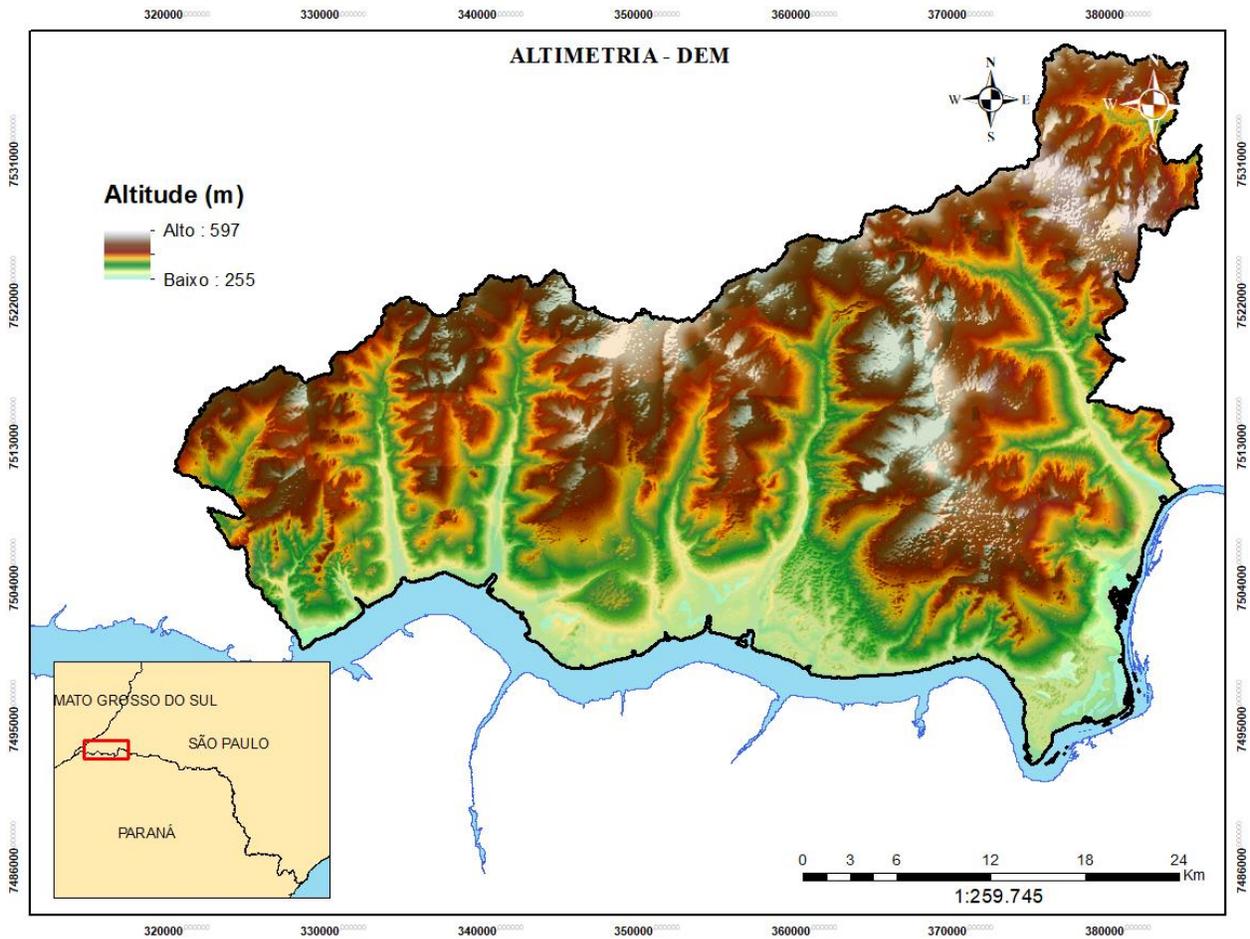
Wischmeier, W.H. & Smith, D.D. Predicting Rainfall Erosion Losses—A Guide to Conservation Planning. U.S. Department of Agriculture, Washington, DC, USA, 1978.

Zhou, J. et al. Effects of Precipitation and Restoration Vegetation on Soil Erosion in a Semi-Arid Environment in the Loess Plateau, China. *Catena*, v.137, p.1-11, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2015.08.015>.

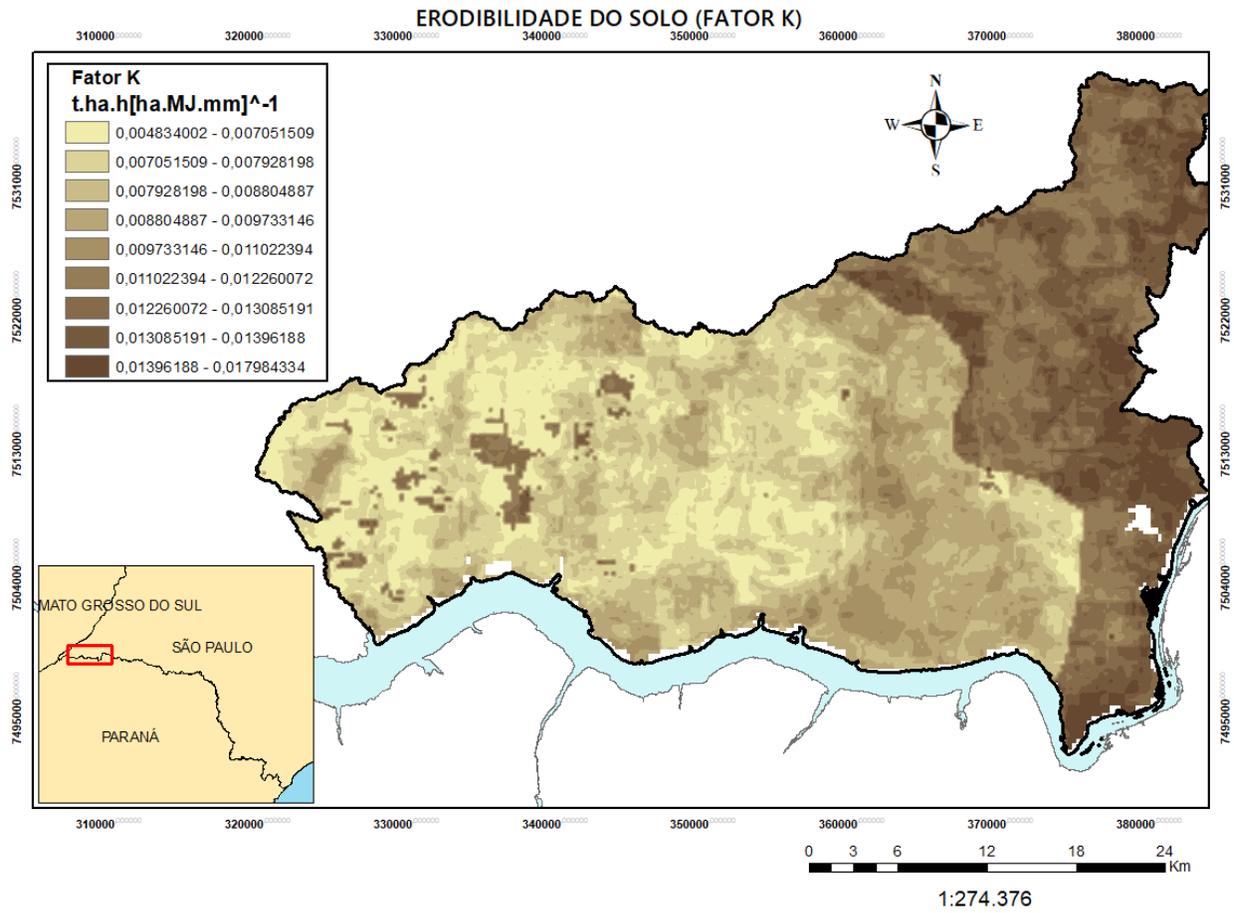


## ANEXO A - DADOS DE ENTRADA MODELAGEM SDR INVEST

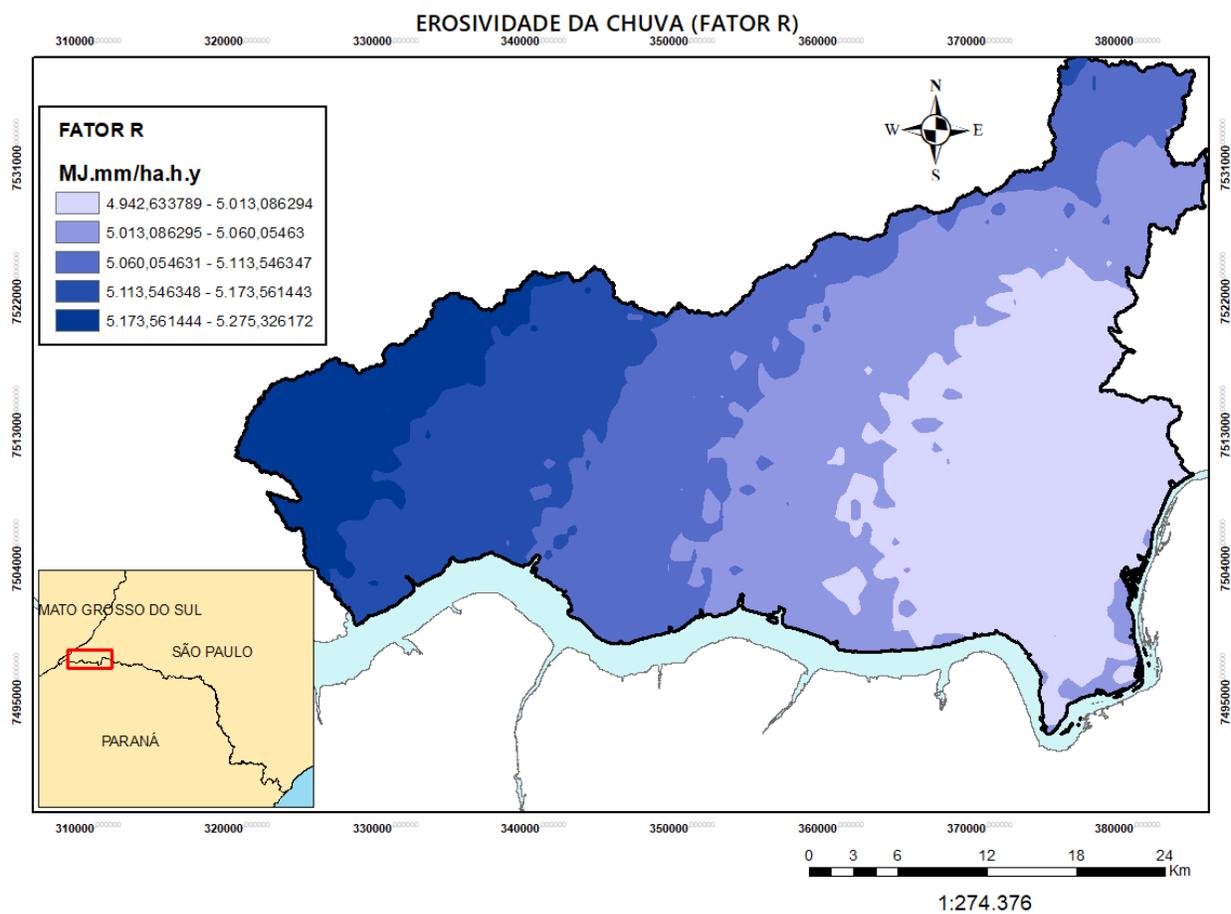
### MODELO DIGITAL DE ELEVAÇÃO (DEM)



**Figura 21:** Mapa de Altimetria do cenário histórico do estudo – Recorte 1.

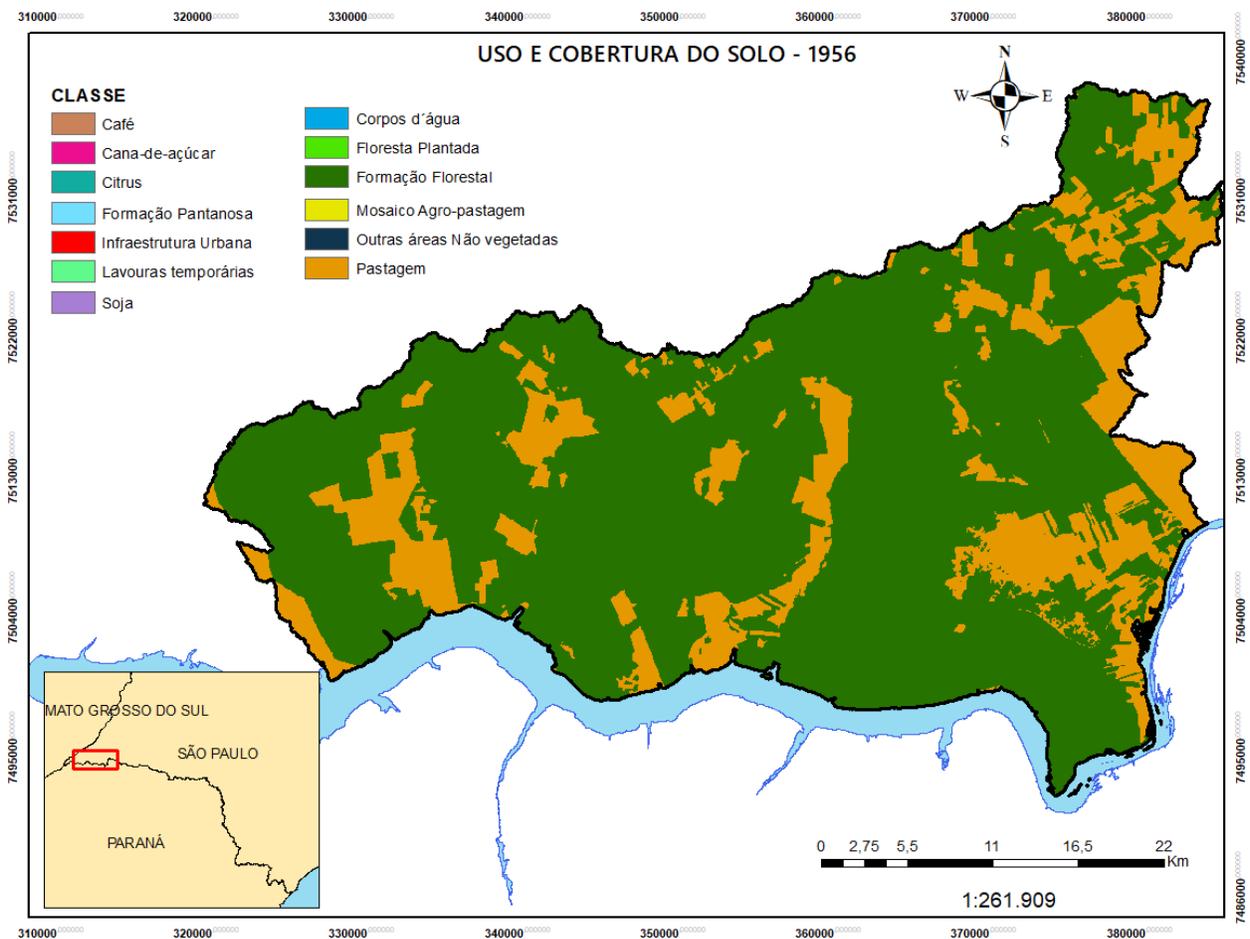


**Figura 22:** Mapa de erodibilidade do solo do cenário histórico de estudo- Recorte 1. (adaptado de Godoi et. Al 2021).



**Figura 23:** Mapa de erosividade da chuva do cenário histórico de estudo – Recorte 1.

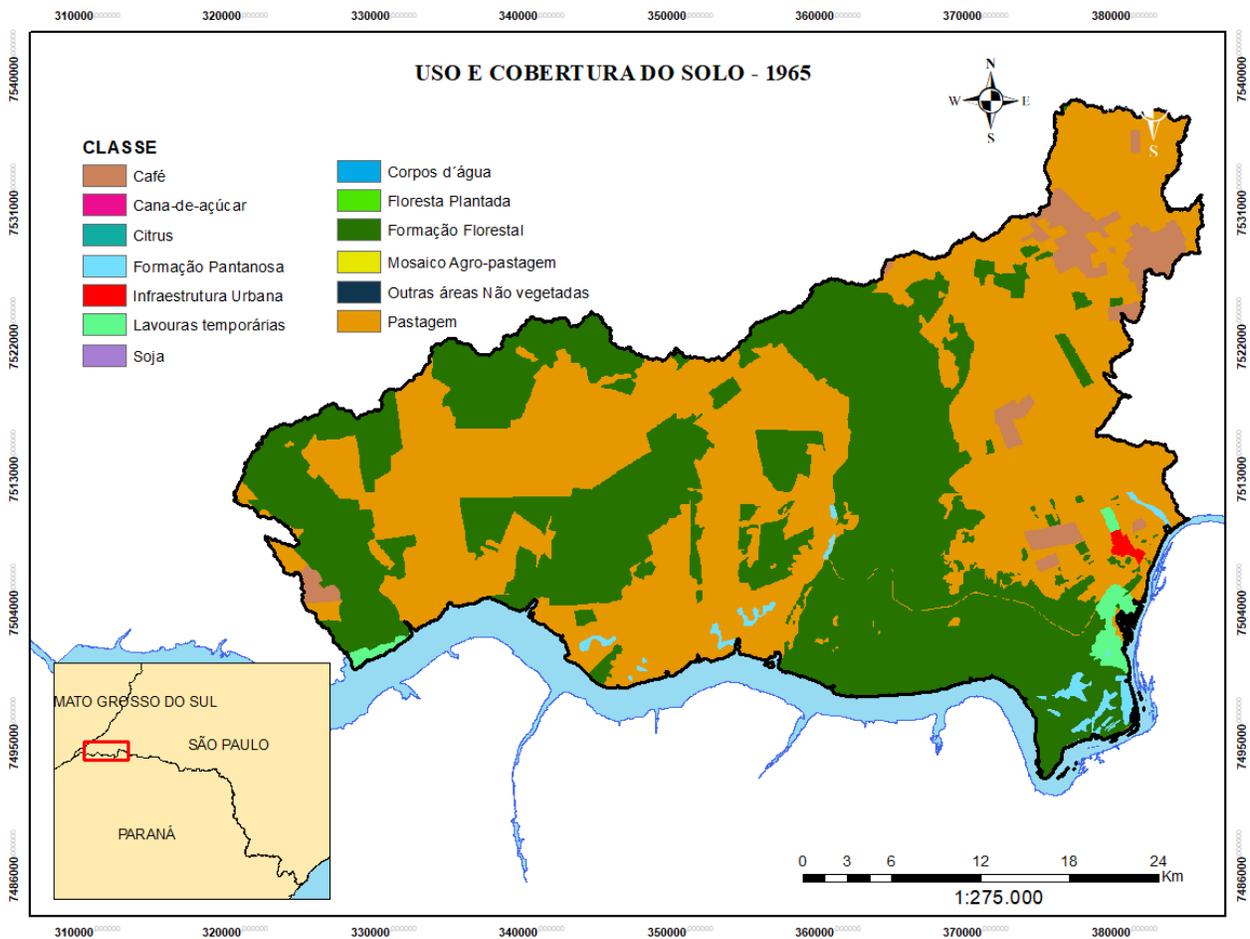
## USO DO SOLO - HISTÓRICO



**Figura 24:** Mapa de Uso e Ocupação do solo de 1956 baseado nas cartas topográficas do IBGE –Recorte 1.

# USO DO SOLO - HISTÓRICO

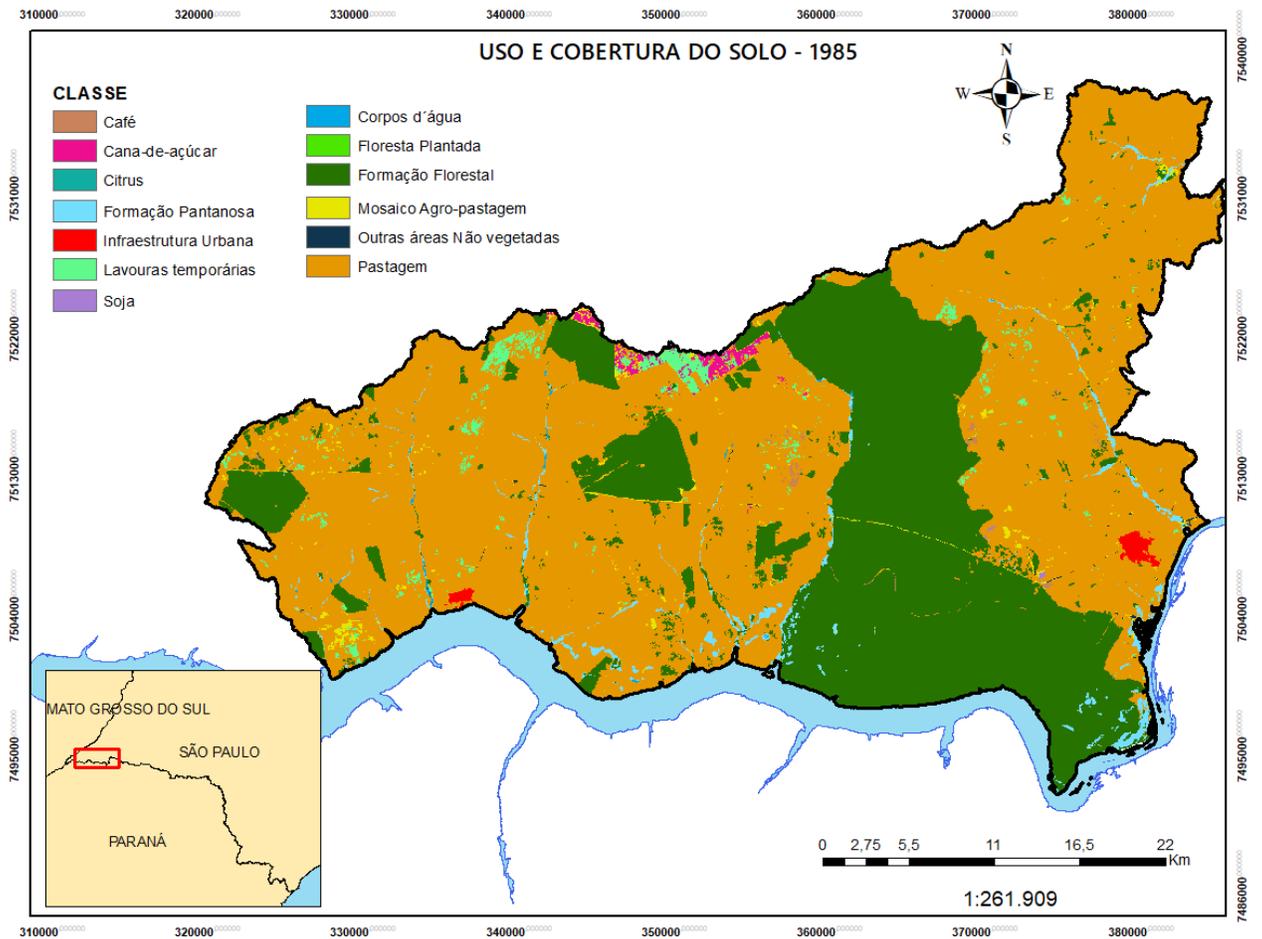
1965



**Figura 25:** Mapa de Uso e Ocupação do solo de 1965 baseado nas cartas topográficas do IBGE – Recorte 1

## USO DO SOLO - HISTÓRICO

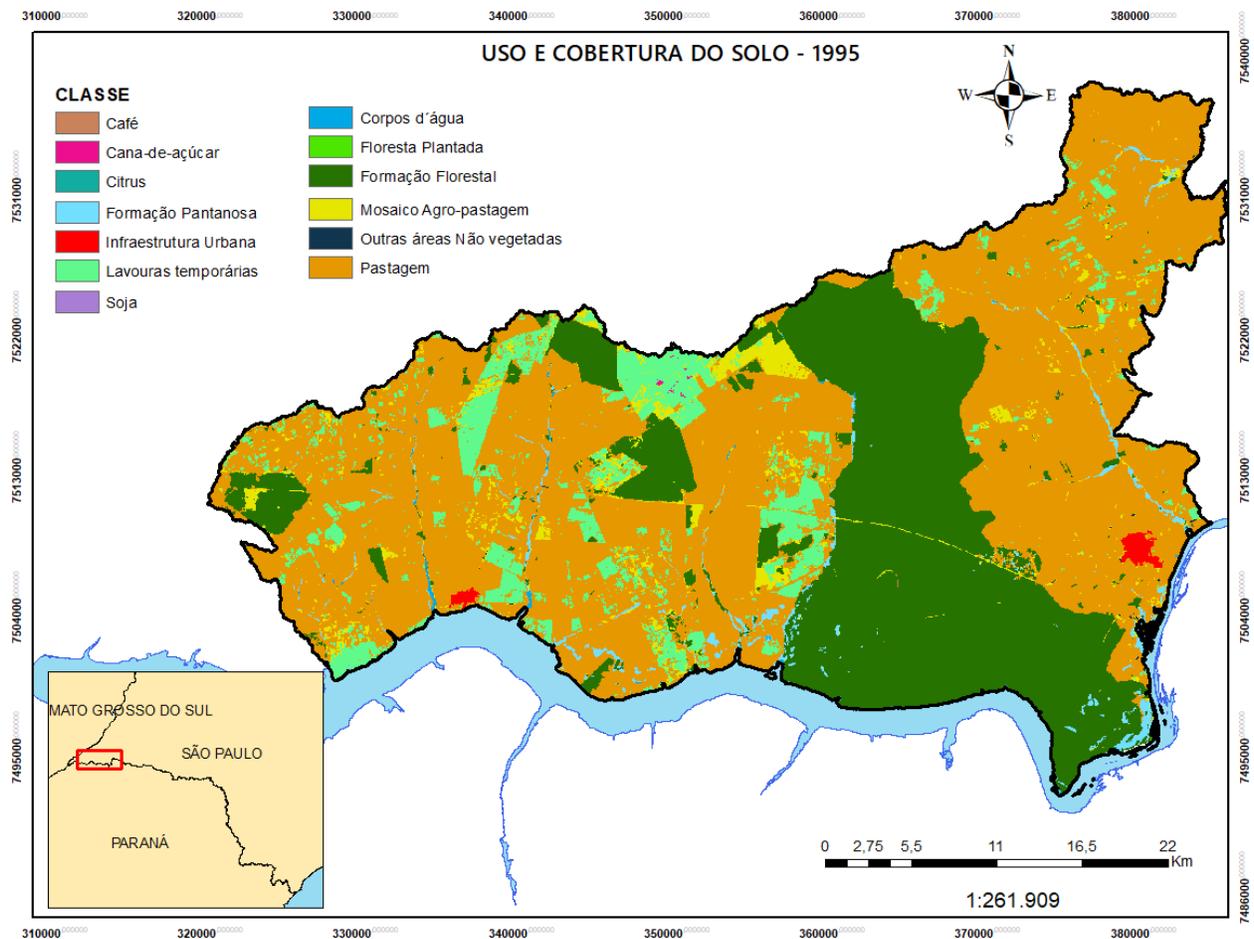
1985



**Figura 26:** Mapa de Uso e Ocupação do solo de 1985 extraído da plataforma MapBiomias-Recorte 1.

## USO DO SOLO - HISTÓRICO

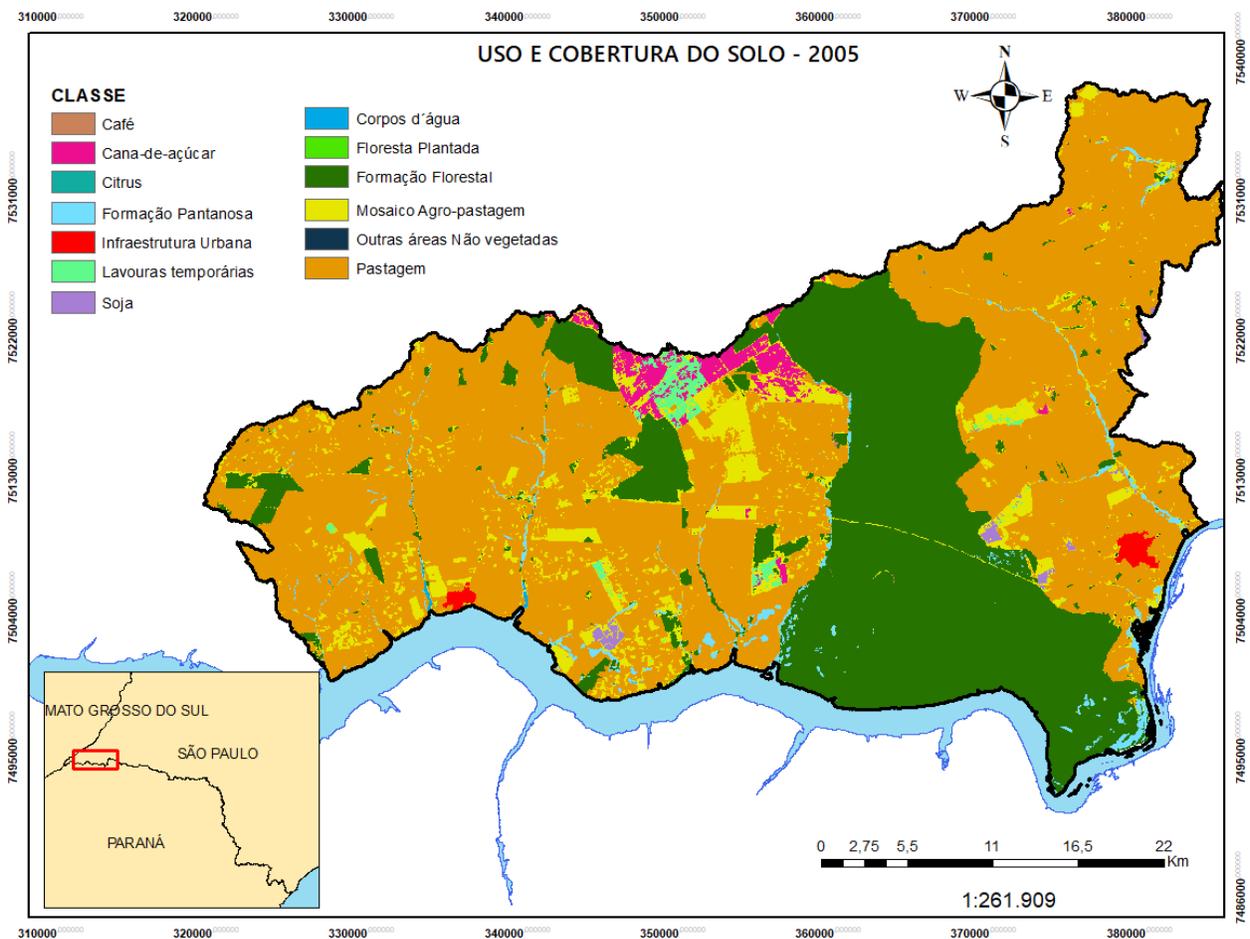
1995



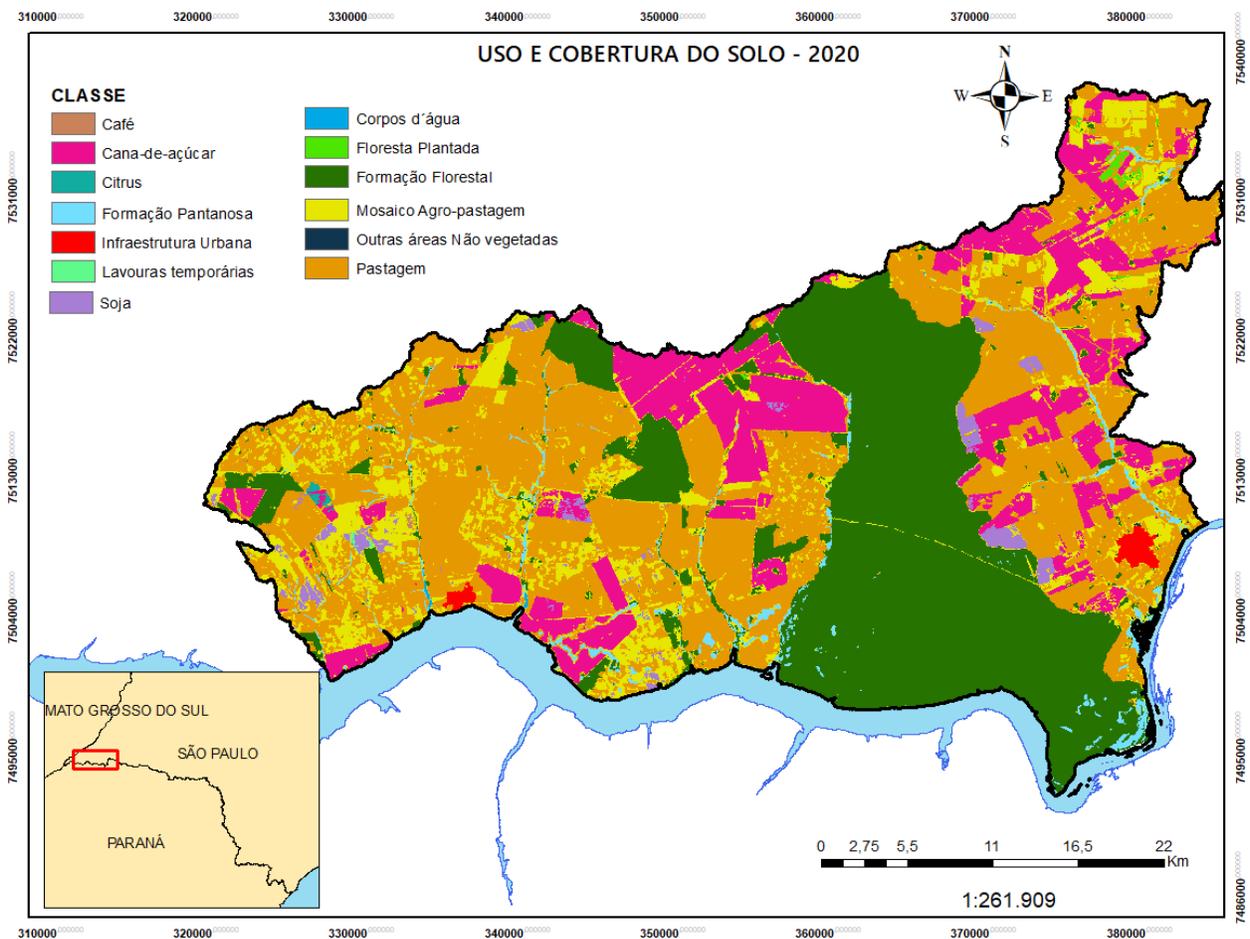
**Figura 27:** Mapa de Uso e Ocupação do solo de 1995 extraído da plataforma MapBiomass-Recorte 1

## USO DO SOLO - HISTÓRICO

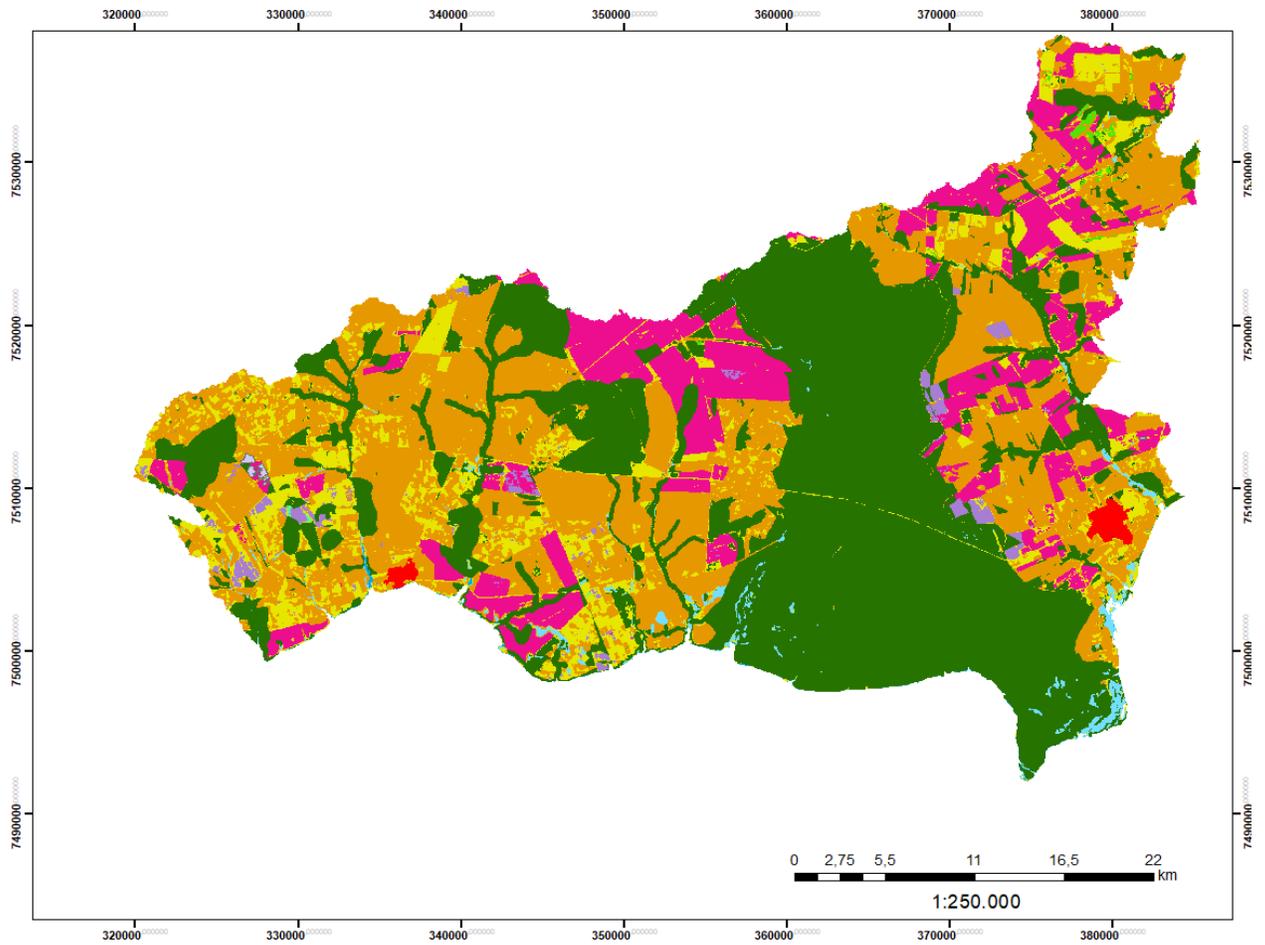
2005



**Figura 28:** Mapa de Uso e Ocupação do solo de 2005 extraído da plataforma MapBiomas – Recorte 1



**Figura 29:** Mapa de Uso e Ocupação do solo de 2020 extraído da plataforma MapBiomias –Recorte 1.



**Figura 30:** Mapa de Uso e Ocupação do solo para o da simulação de restauração do recorte 1 extraído e adaptado da plataforma MapBiomas.



