



ESCOLA SUPERIOR DE CONSERVAÇÃO AMBIENTAL E SUSTENTABILIDADE

**READEQUAÇÃO DE PROPRIEDADES RURAIS E SEUS IMPACTOS NA PERDA DE
SOLO NA REGIÃO DO SISTEMA CANTAREIRA**

Por

BRUNO GERALDI MARTINS
NAZARÉ PAULISTA - SP, 2022



ESCOLA SUPERIOR DE CONSERVAÇÃO AMBIENTAL E SUSTENTABILIDADE

**READEQUAÇÃO DE PROPRIEDADES RURAIS E SEUS IMPACTOS NA PERDA DE
SOLO NA REGIÃO DO SISTEMA CANTAREIRA**

Por

BRUNO GERALDI MARTINS

COMITÊ DE ORIENTAÇÃO

PROF.DR. ALEXANDRE UEZU

PROF.DR. JUNIOR CESAR AVANZI

PROFA. DRA MARIA JOSÉ BRITO ZAKIA

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

Ficha Catalográfica

Martins, Bruno G.

READEQUAÇÃO DE PROPRIEDADES RURAIS E SEUS IMPACTOS
NA PERDA DE SOLO NA REGIÃO DO SISTEMA CANTAREIRA

, 2022. 97 pg.

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

Palavra chave 1 Erosão do solo

Palavra chave 2 Boas práticas de manejo

Palavra chave 3 Modelagem InVEST

BANCA EXAMINADORA

NAZARÉ PAULISTA 13 de Dezembro de 2022

Prof. Dr. ALEXANDRE UEZU

Prof. Dr. JUNIOR CESAR AVANZI

Profa. Dra. MARIA JOSÉ BRITO ZAKIA

Dedico

Ao tempo. Nele se criam, conservam ou se translocam, matéria, memórias e pessoas.
Á minha mãe, quem me brinda com sua presença e apoio, ao meu irmão, que passou por meu tempo deixando saudade e aos imensos amigos que cultivo e me cultivam.

AGRADECIMENTOS

A meu orientador Dr. Alexandre Uezu e aos meus co-orientadores Dr. Júnior César Avanzi e Dra. Maria José Brito Zakia que, além de me direcionarem pacientemente no meu processo de elaboração deste produto de mestrado, me apoiam em muito nesta transição de área profissional.

Agradeço a meus colegas de turma Aghata, Aline, André, Beto, Gabriel Oliveira, Isabela, Júlia, Luísa, Marcão, Nitinha, Palahv, Pietra, Priscila, Taísi, Teca, Thais Pagotto, Vinicius e em especial às pessoas que compartilharam mais de perto o processo da elaboração do produto final, Carolina, Gabriel Borin, Gabriela, João Francisco, Thais Araújo e Laís com quem tive a felicidade de compartilhar o teto no início do mestrado.

Agradeço também a colaboradores do IPÊ Gustavo Brichi e Paulo Roberto Ferro e Simone Tenório por todas as aventuras de campo imprescindíveis para a realização deste trabalho.

Ao meu mestre de permacultura Edilson Cazeloto por me ampliar as visões, ao consultor João Magela por suas contribuições nos projetos, ao Marcos Spinella por indicar material de leitura que muito me inspiraram no direcionamento de planejamento holístico de propriedades.

Também aos amigos Rafael Baldam pelas colaborações na edição do documento, Letícia Duarte de Freitas por me aconselhar muito quanto a elaboração do produto final e ao Igor Parsekian por parcerias nesta área de atuação.

Agradeço a todos os envolvidos na ESCAS-IPÊ por possibilitarem este espaço de crescimento, pessoal, intelectual e relacional, onde sentimos que podemos e que estamos entre amigos e com o mesmo propósito. À Rosangela (Rô) por todos os motivos que podem existir nessa vivência do mestrado profissional e por seu carisma pessoal.

Sumário

Resumo	14
Abstract.....	15
1. Introdução.....	16
2. Objetivos.....	20
2.1 Objetivo Geral.....	20
2.2 Objetivos Específicos	20
3. Referencial Teórico/ Revisão Bibliográfica	20
3.1 Serviços ecossistêmicos.....	20
3.2 Erosão do Solo	22
3.2.1 Erosão hídrica	23
3.3 Tolerância à perda de solo	28
3.4 Produção de sedimento na bacia hidrográfica.....	29
3.5 Boas Práticas de Manejo.....	30
3.6 Política de pagamentos por Serviços Ambientais (PSA).....	34
3.7 Modelagem de serviços ecossistêmicos	35
3.8 - Descrição do modelo InVEST	37
3.8.1 Modelo de exportação de sedimentos (SDR)	38
4. Materiais e Métodos	40
4.1 - Caracterização da área de estudo	40
4.1.1 Sistema Cantareira.....	40
4.1.2 - Escolha das Propriedades:	46
4.2 - Processo de planejamento das propriedades	48
4.2.1 Análises ambientais da propriedade.....	48
4.2.2 Proposição	48
4.3 Programas Computacionais e Equipamentos.....	48
4.4 - Construção do banco de dados e aplicação no modelo:.....	49
4.4.1 - Modelo Digital de Elevação (MDE)	51
4.4.2 - Erosividade da chuva (R)	51
4.4.3 - Erodibilidade do solo (K)	52
4.4.4 - Uso e cobertura do solo (LULC).....	54
4.4.5 - Tabela Biofísica.....	55
4.4.6 - Bacias Hidrográficas	58

4.4.7 - Limiar de acúmulo de fluxo (TFA)	58
4.4.8 - Outros Fatores	60
4.5 - Dados de entrada em formato de mapas:	60
4.5.1 - Mapas.....	60
4.6 – Interpretação dos resultados:	65
4.6.1 - Tabelas e gráficos.....	65
4.6.2 - Cálculo de custos da perda de solo e custos de conversão de sistemas.....	65
5. Resultados.....	66
5.1 Resultados gerados - Propriedade Rinaldi	66
5.1.1 – Mapa de perda e exportação de sedimentos	66
5.1.2 – Tabelas e Gráficos	67
5.2 Resultados gerados - Propriedade Peçanha	68
5.2.1 – Mapa de perda e exportação de sedimentos	68
.....	69
5.2.2 – Tabelas e Gráficos	69
6. Discussão	70
6.1 – Interpretação dos resultados	70
6.1.1 – Propriedade Rinaldi.....	70
6.1.2 – Propriedade Peçanha.....	72
6.2 - Comparações das perdas de solo entre modelagem e literatura	74
6.3 - Processo de Planejamento.....	75
6.4 – Compreensão das dinâmicas hidrossedimentológicas através da modelagem	76
6.6 - Importância das propriedades no planejamento de paisagem na escala Regional	79
6.7 Custos da perda de solo.....	79
6.8 Custos de conversão	81
7. Conclusão.....	84
Bibliografia	85

LISTA DE TABELAS

<u>Tabela</u>	<u>página</u>
Tabela 1 - Boas práticas de manejo do solo	30
Tabela 2 - Valores de referência para o pagamentos por serviços ambientais aos proprietários rurais no Produtor de Água no PCJ, em R\$/ha/ano, considerando um prazo de três anos	35
Tabela 3 - Relação das porcentagens das classes de uso das terras nas áreas dos reservatórios Atibainha e Cachoreira. Fonte: (PEREIRA; FILHO, 2009) ...	45
Tabela 4 - Características básicas das propriedades escolhidas	47
Tabela 5 - Descrição e fonte dos principais inputs utilizados	50
Tabela 6 - Construção dos dados para Tabela Biofísica	58
Tabela 7 - Custos das perdas por propriedade	80
Tabela 8 - Custo de conversão das intervenções prevista nas propriedades. .	83

LISTA DE FIGURAS

<u>Figura</u>	<u>página</u>
Tabela 1 - Serviços ecossistêmicos segundo categorias. Fonte: MEA (2005).....	21
Figura 2 - Esquema demonstrativo da baixa produtividade como agente e resultado da erosão. (CATI 2014)	23
Figura 3 - Erosão e seus efeitos nos recursos naturais. (CATI 2014) ...	23
Figura 4 - Erosão laminar. Fonte: Hillel (1998).	24
Figura 5 - Erosão em sulcos. Fonte: Hillel (1998).	25
Figura 6 - Erosão em canais. Fonte: Hillel (1998).	25
Figura 7 - Ilustração salpicamento das gotas de chuva. Fonte: Hillel (1998).	24
Figura 8 - Curvas de distribuição do índice de erosão para três regiões do Estado de São Paulo. (BERTONI E LOMBARDI NETO 1990).	27
Figura 9 - Mapa Pedológico do Estado de São Paulo, Márcio Rossi, Instituto Florestal 2017	28
Figura 10 - Processo erosivo em uma estrada não pavimentada em Ituiutaba – MG. Fonte: Pontal em Foco.....	32
Figura 11 - Estrada não pavimentada com bacias de retenção. Fonte: Fundação Rural Mineira – MG	32
Figura 12 - Terraceamento e barraginha em propriedade rural de Nazaré Paulista-SP - Projeto Semeando Água - IPÊ.....	33
Figura 13 - Cadeia ecossistêmicas de prestação de serviços, relacionando à função ecológica dos serviços ecossistêmicos e os benefícios proporcionados às pessoas. Fonte: SHARP et al. (2016)	37
Figura 14 - Abordagem conceitual proposta por Borselli et al. (2008) utilizada no modelo de exportação de sedimentos. Fonte: SHAP et al. (2016)	38
Figura 15 - Esquema de reservatórios do Sistema Cantareira . Fonte: ANA Agência Nacional das Águas	41
Figura 16 - Municípios que fazem parte do Sistema Cantareira e localização dos reservatórios. Fonte: Atlas do Sistema Cantareira – IPÊ (2017)	41
Figura 17 - Variação da elevação e da declividade na região do Sistema Cantareira. Fonte: Atlas do Sistema Cantareira – IPÊ (2017)	42
Figura 18 - Tipos de solos no Sistema Cantareira. Fonte: Atlas do Sistema Cantareira – IPÊ (2017).	43
Figura 19 - Variação da pluviosidade entre agosto de 2013 e julho de 2015 na região do Sistema Cantareira. Fonte: Atlas do Sistema Cantareira – IPÊ (2017)	44
Figura 20 - Uso do solo (2011) no Sistema Cantareira. Fonte: Atlas do Sistema Cantareira IPÊ (2017).....	45

Figura 21 - Cobertura florestal (%) em Áreas de Preservação Permanentes das sub-bacias do Sistema Cantareira. Fonte: : Atlas do Sistema Cantareira IPÊ (2017)	46
Figura 22 - Localização das Propriedades escolhidas.....	47
Figura 23 - Valor NetErosividade SP para propriedade Rinaldi	52
Figura 24 - Valor NetErosividade propriedade Peçanha.....	52
Figura 25 - Tipo de solo propriedade Rinaldi consultado na tabela de atributo das manchas de solo. Fonte: Mapa Pedológico para o Estado de São Paulo, Instituto Florestal (2017).....	53
Figura 26 - Tipo de solo propriedade Peçanha consultado na tabela de atributo das manchas de solo. Fonte: Mapa Pedológico para o Estado de São Paulo, Instituto Florestal (2017).....	53
Figura 27 - Exemplo de variação da malha hídrica conforme valor de TFA. Fonte: SHARP et al. (2016).....	59
Figura 28 – Área de estudo na propriedade com setores e modelo digital de elevação.	61
Figura 29 - Mapa de Uso e Cobertura nos cenários atual e futuro Rinaldi.	62
Figura 30 – Área de estudo na propriedade com setores e modelo digital de elevação.	63
Figura 31 - Mapa de Uso e Cobertura nos cenários atual e futuro Peçanha.	64
Figura 33 - Gráfico de sedimentos produzidos antes e depois em setores da área de intervenção da propriedade Rinaldi.....	67
Figura 34 - Gráfico de sedimentos produzidos antes e depois em setores onde não houveram intervenções na área de estudo da propriedade Rinaldi.	67
Figura 35 - Resultados da modelagem InVEST para perda e exportação de sedimentos da propriedade Peçanha.	68
Figura 37 - Gráfico de sedimentos produzidos antes e depois em setores onde não houveram intervenções na área de estudo da propriedade Rinaldi.	69

LISTA DE ABREVIACOES

ANA	Agncia Nacional de guas
APA	rea de Preservao Ambiental
APP	rea de Preservao Permanente
BMP	Boas Práticas de Manejo
InVEST	Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs
IP	Instituto de Pesquisas Ecológicas
LULC	Land Use Land Cover
MDE	Modelo Digital de Elevao
MDT	Modelo Digital de Terreno
NDVI	Normalized Difference Vegetation Index
PSA	Pagamento por Servios Ambientais
SDR	Sediment Delivery Ratio
SIG	Sistemas de Informaoes Geográficas
SiBCS	Sistema Brasileiro de Classificao de Solos
TFA	Limiar de acumulao de fluxo (Threshold Flow Accumulation)

Resumo

Resumo do Trabalho Final apresentado ao Programa de Mestrado Profissional em Conservação da Biodiversidade e Desenvolvimento Sustentável como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre

READEQUAÇÃO DE PROPRIEDADES RURAIS E SEUS IMPACTOS NA PERDA DE SOLO NA REGIÃO DO SISTEMA CANTAREIRA

Por

BRUNO GERALDI MARTINS

Orientador: Prof. Dr. Alexandre Uezu

A sistêmica falta de planejamento do uso e manejo do solo faz com que as práticas produtivas em propriedades rurais sejam insustentáveis, acelerando os processos erosivos e causando prejuízos dentro e fora da propriedade. A falta de métricas, porém, impede a real compreensão do problema por proprietários e tomadores de decisão. De encontro a esta necessidade, este trabalho avalia a taxa de entrega de sedimentos, por meio da modelagem com o software InVEST – SDR (Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs), considerando as mudanças de uso e manejo do solo e estimando os custos de adoção para cenários de Boas Práticas de Manejo. O modelo se mostrou eficiente para o uso em escala de propriedade, permitindo estimar as perdas de solo e locais prioritários para realização de intervenção. As vias de terra não manejadas foram as maiores geradoras de sedimento do cenário atual, tendo suas perdas reduzidas em aproximadamente 97% após intervenções. Nos cenários onde os planejamentos foram aplicados, a intervenção em 4,73ha de uma propriedade de uso misto evitou a perda anual de 267,75 ton anual (R\$1146.50 em prejuízos) e na segunda propriedade, cuja predominância é pastagem, a perda anual evitada foi de 1790,66 ton anual para uma área de 20,85ha (R\$ 5053.83 em prejuízos), comprovando os benefícios do planejamento. Os custos das transformações, porém, se mostraram altos, tendo um tempo de retorno longo quando comparado com as perdas evitadas, evidenciando a necessidade de políticas públicas de incentivos e financiamento, principalmente direcionados a pequenos proprietários, uma vez sendo toda a sociedade beneficiada.

Abstract

Abstract do Trabalho Final apresentado ao Programa de Mestrado Profissional em Conservação da Biodiversidade e Desenvolvimento Sustentável como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre

By

BRUNO GERALDI MARTINS

December, 2020

Advisor: Prof. Dr. Alexandre Uezu

The systemic lack of planning for land use and management makes productive practices on rural properties unsustainable, accelerating erosion processes and causing damage inside and outside the property. The lack of metrics, however, prevents the real understanding of the problem by owners and decision makers. Against this need, this work evaluates the sediment delivery rate, through modeling with the software InVEST - SDR (Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs), considering changes in land use and management and estimating the costs of adoption for Good Management Practice scenarios. The model proved to be efficient for use on a property scale, allowing the estimation of soil losses and priority sites for carrying out interventions. The unmanaged dirt roads were the biggest generators of sediment in the current scenario, with their losses reduced by approximately 97% after interventions. In the scenarios where the plans were applied, the intervention in 4.73ha of a mixed-use property avoided the annual loss of 267.75 ton per year (R\$1146.50 in losses) and in the second property, whose predominance is pasture, the annual loss avoided was 1790.66 ton per year for an area of 20.85ha (R\$ 5053.83 in losses), proving the benefits of planning. The costs of transformations, however, proved to be high, with a long payback period when compared to the losses avoided, highlighting the need for public policies of incentives and financing, mainly aimed at small landowners, since all of society is benefited.

1. Introdução

No ambiente terrestre, as florestas são as maiores provedoras de serviços ecossistêmicos, comportando em si desde os mais básicos aos complexos e interdependentes. Dos mais diretamente ligados à provisão humana estão a conservação do solo e a manutenção da qualidade e regularidade dos cursos d'água das bacias hidrográficas, suprimindo grande parte da crescente demanda humana por água e produção de alimentos (MEA. ECOSYSTEMS AND THEIR SERVICES., 2005).

“O solo se constitui em fator vital para o funcionamento do ecossistema terrestre, sendo representado pelo balanço entre fatores químicos, físicos e biológicos.” (ARAÚJO, A. S. F. DE; MONTEIRO, 2007).

O solo quando coberto com a vegetação, principalmente florestal biodiversa tem a capacidade de exercer distintas funções como purificação da água, regulação de enchentes, ciclagem de nutrientes, habitat para organismos, fonte de recursos genéticos e farmacêuticos, produção de alimentos, fibras e combustíveis, materiais para construção, sequestro de carbono, regulação do clima, guardar heranças culturais e servir de base para infraestrutura humana (FAO, 2015).

A alteração da paisagem natural através da substituição da vegetação nativa por diferentes usos e ocupação influencia nas propriedades do solo, fragilizando sua estrutura, acelerando os processos erosivos e refletindo nas propriedades e características da água dos rios e no ciclo hidrológico dos mananciais, causando perdas destas funções tão essenciais à permanência humana (BALBINOT et al., 2008; DEFRIES et al., 2010; LIM et al., 2019; SAAD et al., 2018; URIARTE et al., 2011).

Os custos da erosão do solo podem ser divididos em on-site, que afetam diretamente a propriedade, no qual as perdas trazem prejuízos diretos à propriedade agrícola; e off-site, que são custos indiretos inerente às perdas que ocorrem fora da propriedade agrícola e que atingem toda a sociedade. (TELLES; GUIMARÃES, 2010)

(MARQUES, 1998) em seu estudo sobre custos da erosão do solo, verificou que na Bacia do Rio Sapucaí com seus 946.117ha (36.845 de mata natural), estima-se que o escoamento superficial carrega 9.679.760 t de sedimentos por ano, gerando US\$5.377.913,00 de custos anuais de reposição de nutrientes e de custos externos de US\$ 9.845.758,00 como desassoreamento do rio, danos materiais nas turbinas entre outros.

“É certo afirmar que a conservação do solo, ao longo do tempo, sempre se tornará economicamente vantajosa para o produtor. Entretanto, muitas vezes, este apresenta certa resistência em adotar as práticas conservacionistas, pois a falta de informações econômicas sobre os custos da erosão o leva a pensar de forma equivocada sobre os efeitos que este processo de degradação gera sobre suas receitas. Contudo, os custos gerados pela não adoção destas práticas não afetarão somente a ele, mas toda a sociedade.” (TELLES; GUIMARÃES, 2010)p.10

A baixa produtividade agrícola proveniente de manejos insustentáveis do solo (DRUGOWICH, 2014), pouco planejamento aliado à competição com grandes produtores e poucos incentivos para os pequenos produtores, acabam por tornar a atividade pouco rentável, abrindo espaço para a especulação do preço da terra e outros usos do solo rural.

Estes e outros processos levam à “gentrificação” da população rural ocupada em atividades agrícola-mercantis (GUIMOND; SIMARD, 2010), translocando a produção de alimentos para áreas mais distantes e causando pressão em áreas ainda preservadas, onde as taxas de erosão são baixas.

Os efeitos off-site são diversos e estão principalmente relacionados aos processos de sedimentação e assoreamento dos recursos hídricos, causando sérios desdobramentos para sociedade como o aumento no custo de geração de energia elétrica, da captação e tratamento de água para o abastecimento urbano, redução da disponibilidade de recursos hídricos para regiões dependentes de irrigação, manutenção de estradas e, em situações agudas, socorro às vítimas de catástrofes naturais. Os processo erosivos do solo impõe que a sociedade arque com as despesas de prevenção, reparação e

repressão do mesmo. Neste caso, os custos são pagos pelo Estado e absorvidos pelos contribuintes. (TELLES; GUIMARÃES, 2010)

Boas Práticas de Manejo (BMPs em inglês) para conservação do solo e da água são um conjunto de técnicas que podem ser usadas estrategicamente para mitigar poluição por fontes difusas resultantes, principalmente de atividades agrícolas e através de sua adoção reduzem a erosão do solo (STRAUCH et al., 2013), assoreamento e poluição dos corpos d'água e perda de nutrientes, tornando a produção mais rentável, criando um cenário mais favorável à permanência da propriedade agrícola e a manutenção dos sistemas de abastecimento de água.

“A adoção de práticas de manejo alternativas ou a implantação de um novo sistema de produção, visando a melhoria na eficiência das funções ecossistêmicas hidrológicas, não é possível sem o investimento de recursos em propriedades privadas, adoção de políticas de incentivo, capacitação ou extensionismo rural.” (MONSTER, 2018)

Através da tecnologia de modelagem para análise e avaliação de serviços ecossistêmicos pode-se alcançar uma maior compreensão do impacto das atividades de uso do solo e o que diferentes práticas de gestão sobre os processos produtivos e hidrológicos podem afetar na sub e superfície hídrica, erosão do solo e o transporte e destino dos constituintes químicos em bacias hidrográficas (GOLMOHAMMADI et al., 2014), auxiliando assim em processos de argumentação e tomada de decisão sobre o investimento do dinheiro público.

A região do Sistema Cantareira de abastecimento de água é palco de conflitos entre usos do solo e da água, principalmente por a água ser usada tanto no abastecimento público quanto para produção agrícola e pela especulação imobiliária gerada em zonas de expansão nas cidades próximas às metrópoles.

Neste contexto é essencial que existam evidências claras dos benefícios do planejamento e aplicação das Boas Práticas de Manejo do Solo e Água, tanto para firmar parcerias com o proprietários de áreas rurais, quanto com

prefeituras auxiliando na tomada de decisões para investimento financeiro possibilitando a criação de políticas públicas e também com outras entidades seguras quais possam ser fontes investidoras/pagadoras dentro de programas de PSAs e educação ambiental nas propriedades rurais do Sistema Cantareira, possibilitando a aplicação das leis ambientais já vigentes e as incentivando a adoção das boas práticas. Desta forma é possível garantir a provisão dos serviços ecossistêmicos do solo e da água, tão necessários à região.

Modelos hidrológicos espacialmente explícitos são ferramentas úteis para quantificar e identificar serviços ecossistêmicos, onde são produzidos e estão disponíveis na paisagem, possibilitando delimitar áreas prioritárias para intervenção ou proteção, buscando manter estes serviços em níveis satisfatórios (FREITAS, 2020).

O modelo InVEST (Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs) é um *software* desenvolvido para avaliar o impacto de mudanças do uso do solo sobre as dinâmicas hidrossedimentológicas, comumente aplicado na escala de bacia hidrográfica e pode ser útil no processo de planejamento de propriedades rurais assim como na comprovação de seus benefícios, incentivando a criação de políticas públicas e financiamentos para estes fins.

Objetivo deste trabalho é simular através de modelagem digital no programa InVEST Sediment Delivery Ratio (SDR) a mudança ocorrida no cenário hidrossedimentológico na escala de propriedades, as quais se planejam aplicar técnicas de Boas Práticas de Manejo (BMPs).

2. Objetivos

Pergunta Central: Quão efetivas podem ser as Boas Práticas de conservação do Solo e Água em propriedades rurais planejadas?

2.1 Objetivo Geral

O presente trabalho pretende testar a aplicabilidade do modelo InVEST na análise e readequação baseado em adoção de BMPs de conservação de solo e água em duas propriedades rurais dentro da área de atuação do IPÊ no Sistema Cantareira.

2.2 Objetivos Específicos

- i. Estimar a perda e exportação de sedimentos atual em escala de propriedades;
- ii. Encontrar as áreas prioritárias de intervenção na área de estudo;
- iii. Estimar a redução de perda e exportação de sedimentos nos cenários pós-intervenção;
- iv. Estimar os custos da perda de solo e custos de conversão dos usos em cada propriedade.

3. Referencial Teórico/ Revisão Bibliográfica

3.1 Serviços ecossistêmicos

Em 2000 a ONU estabeleceu na política mundial o conceito de serviços ecossistêmicos, sendo ele definido como benefícios obtidos dos ecossistemas (MEA. ECOSYSTEMS AND THEIR SERVICES., 2005).

As definições existentes dispõem que o pressuposto fundamental para compreender o conceito de serviços ecossistêmicos é a identificação destes, estabelecendo quais são oferecidos e também quais são os benefícios gerados a partir desses serviços e finalmente identificar quais são os beneficiários destes, visto que sem beneficiário não faz sentido falar em serviço.

Visando uma compreensão clara do que são e quais são os serviços ecossistêmicos, diversos estudos propuseram classificações, sendo a desenvolvida pela própria Millenium Ecosystem Assessment de 2005 a mais difundida. Nesta, os serviços foram divididos em categorias compreensíveis, baseadas nas funções envolvidas nas gerações dos serviços.

Conforme a Tabela 01, as quatro categorias dos serviços ecossistêmicos são:

Serviços de provisão	Serviços de regulação	Serviços culturais	
Produtos obtidos dos ecossistemas	Benefícios obtidos da regulação de processos naturais	Benefícios imateriais obtidos dos ecossistemas	
Alimentos Água doce Combustível Fibras e outras matérias-primas Recursos genéticos Substâncias bioquímicas	da qualidade do ar do clima do ciclo hidrológico da qualidade da água da qualidade do solo de doenças de pestes de riscos naturais polinização	Recreação e ecoturismo Valores éticos e espirituais Valores educacionais e de inspiração	
Serviços de suporte			
Serviços necessários para a produção dos outros serviços			
Habitat	Ciclagem de nutrientes	Ciclagem de água	Produção primária

Tabela 1 - Serviços ecossistêmicos segundo categorias. Fonte: MEA (2005)

O conceito “serviços ecossistêmicos” foi introduzido no Brasil pela Lei Nº13.798 de 2009, regulamentada pelo Decreto Nº 55.947, de 2010 dispendo sobre a Política Estadual de Mudanças Climáticas. A lei define em seu 4º artigo os serviços ecossistêmicos como os que as pessoas recebem dos ecossistemas.

Apesar da proximidade dos termos, Serviços Ambientais e Serviços Ecossistêmicos não são a mesma coisa para a legislação brasileira. Enquanto, como citado acima, os serviços ecossistêmicos se referem a benefícios diretamente recebidos pelos processos naturais através dos ecossistemas, os serviços ambientais são ações humanas que podem favorecer a manutenção, recuperação ou melhoramento desses serviços ecossistêmicos, conforme nos traz o Projeto de Lei sobre a Política Nacional de Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA, PL 792/2007).

Dentre as atividades possíveis, a que mais auxilia na regulação de um serviço ecossistêmico é a conservação e restauração florestal (SLATTERY; GREINER, 2012). Além disso, as bacias florestadas tem a capacidade de retenção e filtragem de sedimentos e nutrientes, (DANIELS; GILLIAM, 1996); (WILSON, 1967) e GHARABAGHI et al. (2000), reduzindo o escoamento do nitrogênio proveniente de áreas agrícolas (PETERJOHN W.T.; CORRELL D.L., 1984), e fósforo (LOWRANCE et al., 1984); e (OSBORNE, 1993), evitando que estes se percam de suas áreas originárias, cheguem aos corpos d’água e causem desequilíbrios ambientais como a eutrofização, redutora da biodiversidade aquática.



Figura 1 - Serviços ambientais do solo (FAO 2015)

Esta purificação da água proveniente da conservação florestal nada mais é do que a regulação do serviço ecossistêmico de qualidade das águas de bacias hidrográficas.

A retirada da cobertura florestal pode acelerar a taxa da precipitação que esco superficialmente, causando um aumento temporário no volume que vai a jusante do rio (PODOLAK et al., 2015); (MUELLER et al., 2013) e (CAMPBELL, 2012) , contudo, em áreas com cobertura florestal o fluxo é mais estável e sustentável que nos demais casos (BALBINOT et al., 2008), promovendo segurança hídrica e menor variação do volume dos corpos d'água e reservatórios.

3.2 Erosão do Solo

Para CARVALHO (1994), erosão é o fenômeno de desgaste dos solos, com desagregação, deslocamento ou arrastamento das partículas, tendo como origem diversos fatores naturais (clima, relevo, geologia e vegetação) e antrópicos (políticos, econômicos, sociais, tecnológicos e institucionais) (MONEGATI, 1991).

As áreas com clima tropical, por terem totais pluviométricos mais elevados são mais suscetíveis a erosões de origem climática (água da chuva), que abrange quase todo seu território (GUERRA, 2007)

“Em função da erosão, ocorrem a poluição e o assoreamento dos mananciais e, conseqüentemente, enchentes que às vezes causam prejuízos de grande monta, principalmente nas cidades localizadas às margens dos rios. Por outro lado, a erosão tem causado prejuízos diretos na produção, devido ao desgaste do perfil do solo e ao arrastamento de quantidades razoáveis de insumos agrícolas. O uso e manejo inadequados do solo têm reduzido a cobertura vegetal e a infiltração da água no solo, aumentando consideravelmente o escoamento superficial, causando a erosão.”(DRUGOWICH, 2014)

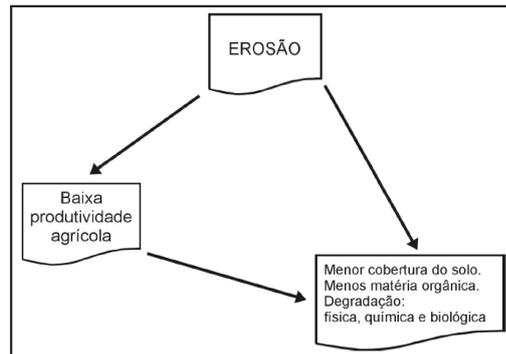


Figura 2 - Esquema demonstrativo da baixa produtividade como agente e resultado da erosão. (CATI 2014)



Figura 3 - Erosão e seus efeitos nos recursos naturais. (CATI 2014)

Assim sendo, a erosão hídrica é o ponto central deste estudo.

3.2.1 Erosão hídrica

A erosão hídrica é aquela erosão do solo que ocorre devido a complexas interações dos sub processos de desagregação e transporte dos materiais do

solo, impacto da chuva e fluxo superficial e de deposição destes materiais. (AGASSI, 1996)

Intervir no início do processo erosivo é de grande importância para evitar o mesmo, entendendo sua dinâmica desde quando as primeiras gotas de chuva começam a atingir o solo (Figura 7). Independente de cobertura vegetal, as gotas ao cair no solo causam o que é conhecido como erosão por salpicamento, na qual a água se infiltra rapidamente com a força da queda e nem sempre o solo consegue absorvê-la, escoando na superfície ou subsuperfície, carregando partículas de solo consigo (GUERRA, 2007), havendo a deposição do mesmo quando da perda de energia dos agentes erosivos.

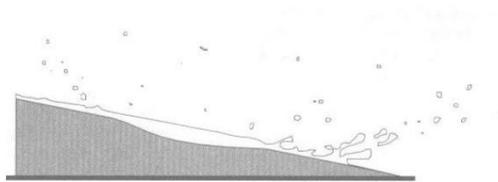


Figura 4 - Ilustração salpicamento das gotas de chuva. Fonte: Hillel (1998).

Segundo (HILLEL, 1998) pode ser dividida da seguinte forma:

- Erosão laminar: é a remoção mais ou menos uniforme das camadas mais finas do solo, demandam uma relativa inclinação, através da água de enxurrada uniformemente distribuída pela superfície carregando as partículas para áreas mais baixas.

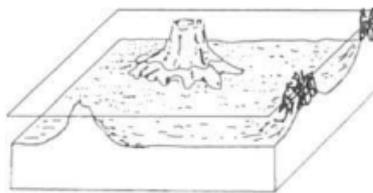


Figura 5 - Erosão laminar. Fonte: Hillel (1998).

- Erosão em sulcos: é formada quando as irregularidades na superfície do solo e topografia acabam formando canais de enxurrada, concentrando o fluxo d'água que, durante a sua descida pelo terreno acabam por escavar mais profundamente a superfície, criando sulcos ou canais pequenos e bem definidos. (Figura 5)

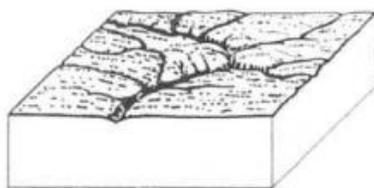


Figura 6 - Erosão em sulcos. Fonte: Hillel (1998).

- Erosão em canais ou por voçorocas: acontecem caso os sulcos de erosão se desenvolvam, escavando profundamente a superfície do solo, tornando-se canais. Nestes canais o fluxo da água pode ter grande velocidade, causando remoções de solo de maior intensidade. (Figura 6)

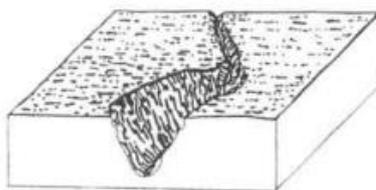


Figura 7 - Erosão em canais. Fonte: Hillel (1998).

- Erosão de canais de rio: ocorrem ao longo dos canais e áreas de influência próximas, causadas pelas forças de corte exercidas sobre essas superfícies pela erosão, sendo relacionada à quantidade e velocidade da água corrente.

Os sub processos do processo erosivo podem ser influenciados por diversos fatores, dentre eles: a infiltração, a chuva, a cobertura vegetal, a topografia, as propriedades do solo e o uso e manejo do solo, que devem ser levados em consideração quando avaliamos problemas de erosão causados pela água.

Infiltração

A infiltração é o processo de passagem da água através da superfície do solo. Sua importância prática se dá pois esta afeta diretamente o escoamento superficial, que é no ciclo hidrológico o componente responsável pelos processos de erosão e inundações. Após a passagem de certa quantidade de água pela superfície do solo, ou seja, quando esta camada superficial cessada a infiltração atingindo momentaneamente sua capacidade de retenção de umidade, as camadas mais baixas do solo ainda apresentam- “baixos” teores de umidade, absorvendo aos poucos dependendo de suas características. Existe então, essa tendência de um movimento de descida da água provocando um molhamento das camadas inferiores, dando origem ao fenômeno que recebe o nome de redistribuição.

A taxa de infiltração da água no solo é alta no início do processo de infiltração, principalmente quando o solo ainda está mais seco, mas esta taxa tende a decrescer com o tempo, aproximando-se de um valor constante, denominado taxa de infiltração estável. (DE CARVALHO; DA SILVA, 2006)

Saturação

O momento em que o solo atinge, mesmo que momentaneamente sua capacidade máxima de infiltração, é o momento em que ocorre sua saturação, no qual este está preenchido de tal forma de água que não é mais possível absorver a água na velocidade em que ela está sendo disponibilizada no ambiente, iniciando assim o processo de acumulação ou escoamento superficial.

O escoamento superficial é considerado uma das mais importantes fases básicas do ciclo hidrológico e na maioria dos estudos hidrológicos está ligada ao aproveitamento de águas superficiais e ao controle dos fenômenos provocados pelo seu deslocamento (VILLELA, apud PRUSKI, 1990).

Quanto maior a estabilidade dos agregados, e a capacidade de infiltração de água no solo, menor será a suscetibilidade do solo à erosão.

A baixa capacidade de infiltração de água em um solo torna-o mais propenso ao escoamento superficial e, conseqüentemente, ao transporte de sedimentos. Seguindo este fenômeno, quanto maior a declividade e comprimento da rampa de descida, tanto maior será a concentração do escoamento superficial e conseqüentemente, maiores devem ser a velocidade e a vazão correspondentes, potencializando a capacidade de transporte de sedimentos. (PRUSKI, 1998)

3.2.1.1 Erosividade das chuvas

A erosividade da chuva é o índice que expressa a capacidade da chuva em provocar erosão. Mantendo-se constantes os outros fatores que causam a perda de solos, a erosividade é proporcional ao produto da energia cinética total das gotas de chuva e sua intensidade no período de 30 minutos (AZEVEDO, 2017). Sendo esta considerada por GUERRA (2007) a melhor relação para medir o potencial erosivo da chuva.

Segundo (DRUGOWICH, 2014), no Estado de São Paulo, a erosividade da chuva varia de 5.500 a 10.000 MJ.mm/ha.h.ano. A distribuição concentra-se de 74 a 94% no período coincidente com o de máxima mobilização do solo em que o mesmo fica menos protegido pela vegetação e mais desagregado, portanto, mais vulnerável ao processo erosivo.

A Figura 8 mostra que pode ser observada a mesma distribuição dos índices de erosão durante o ano para três regiões do Estado sendo que, de outubro a março ocorrem 83% do potencial erosivo na região Oeste (Presidente Prudente), 94% na região Nordeste (Ribeirão Preto), e 74% na região do litoral sul (Registro):

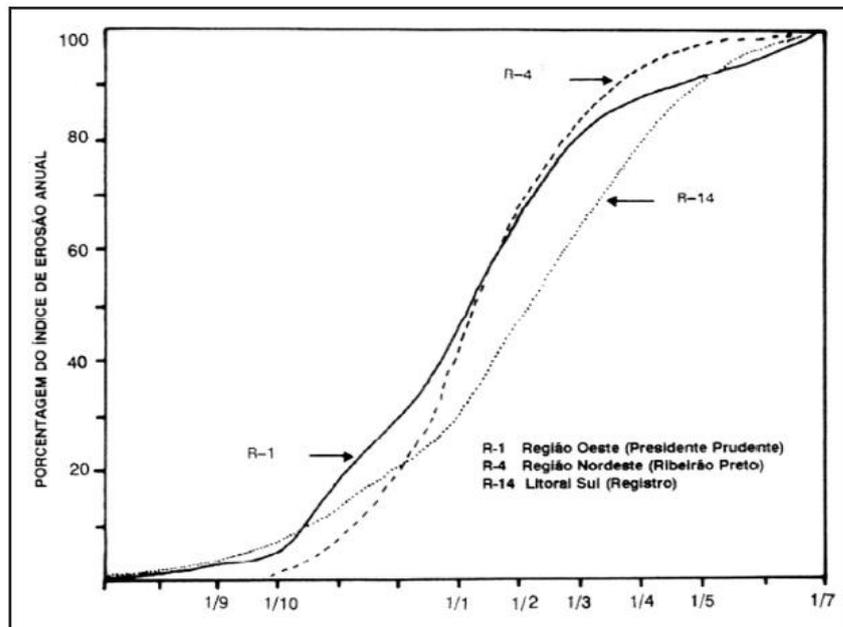


Figura 8 - Curvas de distribuição do índice de erosão para três regiões do Estado de São Paulo. (BERTONI E LOMBARDI NETO 1990)

3.2.1.2 Erodibilidade dos solos

Segundo (DRUGOWICH, 2014), no Estado de São Paulo, 60,2% da área, ou seja, 143.934km² são altamente suscetíveis à erosão quando cultivada. No Estado estão presentes solos com 'B' textural que, exceto os Nitossolos e os Neosololíticos, apresentam problemas de erosão por sua baixa taxa de infiltração e do relevo movimentado em que normalmente ocorrem. Estes problemas com erosão também ocorrem em terrenos menos íngremes mas com grandes comprimentos de rampa, onde os solos possuem textura arenosa, como é o caso dos Latossolos e dos Neosolosquartzarênicos.

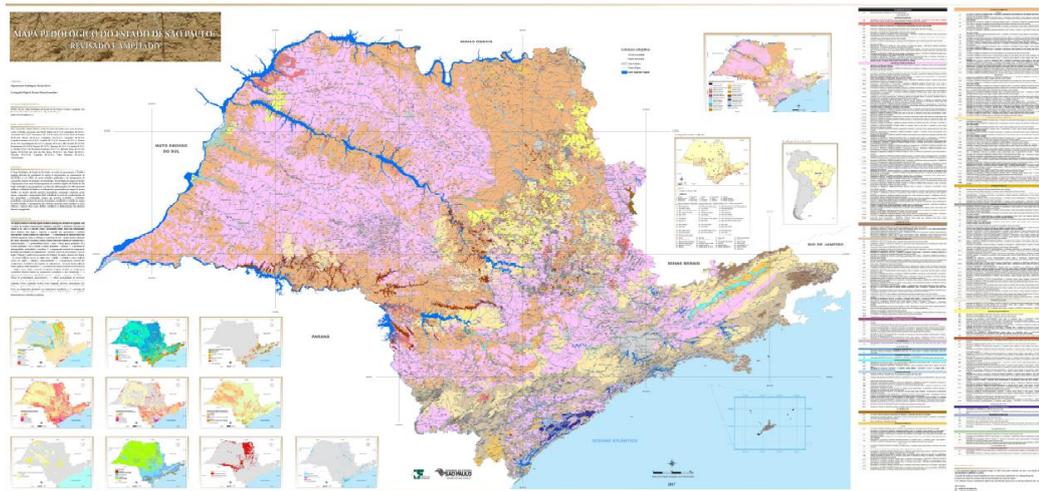


Figura 9 - Mapa Pedológico do Estado de São Paulo, Márcio Rossi, Instituto Florestal 2017

3.3 Tolerância à perda de solo

O processo erosivo reduz a capacidade produtiva do solo, podendo chegar à inviabilização deste para uma cultura específica. Este processo varia conforme o tempo de ação erosiva e o espaço que sofre a influência. A tolerância à perda de solo é a taxa com o valor máximo de erosão que ainda permita das atividades de funções produtivas do solo, tendo estes valores sido examinados por diversos autores.

LOMBARDI NETO e BERTONI (1975) estabeleceram para o Estado de São Paulo a tolerância média de perda do solo variando entre 4,5 a 13,4 e de 9,6 a 15,0 Ton·ha⁻¹·ano⁻¹, para solos com horizontes 'B' textural e 'B' latossólico, respectivamente, que são os solos mais comuns no Estado.

A identificação destes limites é importante tanto para avaliação dos impactos e ameaças dos processos erosivos em áreas de cultivo quanto na estimativa da efetividade das práticas de conservação do solo, que são ferramentas estratégicas para o manejo sustentável e adequado das atividades agrícolas.

Utilizando as informações sobre a tolerância à perda de solos é possível calcular através da Equação Universal de Perda do Solo (USLE) a eficácia dos sistemas de manejo do solo, esperando-se resultados menores de perda de solo com a aplicação das práticas conservacionistas, controlando-se satisfatoriamente o processo de erosão.

3.4 Produção de sedimento na bacia hidrográfica

Os sedimentos de uma bacia hidrográfica podem ser gerados por diversas fontes, sejam elas naturais (cuja taxa de erosão do solo é muito baixa) ou antrópicas, cujo impacto ambiental causa relevante preocupação.

O uso do solo fora de suas aptidões agrícolas potencializa as perturbações antrópicas nos meios naturais, tornando esses sistemas frágeis e insustentáveis. (MIGUEL et al., 2012)

Conhecer as principais fontes difusas de produção de sedimentos pode fazer mais eficiente as tomadas de decisão sobre os recursos investidos em estratégia de gestão de bacias. A adoção de sistemas de manejo conservacionistas como plantio em nível, terraços, semeadura direta, rotação de culturas e cobertura de solo reduz a emissão de sedimentos em condições de excesso de chuvas, assim como as estradas rurais são grandes contribuintes na transferência de sedimentos. (TIECHER et al., 2014).

Um estudo realizado por ZIEGLER et al. (2004) em uma bacia florestal no norte da Tailândia mostra que, apesar de as vias não pavimentadas dos campos agrícolas serem apenas 0,5% da área total da bacia, estas contribuem com 120Mg.ha⁻¹ por ano, enquanto que os campos agrícolas, que representam 12% da área da bacia, contribuem com 9Mg.ha⁻¹, sendo as vias de igual importância na contribuição de sedimentos ao rio.

Nos últimos anos, o método de identificação de fonte de sedimentos *fingerprinting approach* tem sido utilizado com sucesso mundo afora. Ele usa a dimensão qualitativa dos sedimentos para elucidar a origem de suas fontes através do exame detalhado de várias propriedades numa determinada escala temporal e espacial, possibilitando compreender a dinâmica do processo hidrossedimentológico (MINELLA, 2007).

Parte do material transportado pode depositar-se em reservatórios de água, comprometendo sua capacidade de armazenamento, como foi o caso do reservatório da CORSAN (Companhia Rio-grandense de Saneamento), na cidade de Santa Maria (RS) cuja contribuição para o abastecimento de água da cidade é de 40% tendo um terço de sua capacidade total comprometida por processos de assoreamento (DILL et al., 2004).

Outra preocupação é a qualidade da água captada nestes reservatórios, pois quando a água não passa pelos processos de filtração no caminho, além de partículas em suspensão também se encontram fertilizantes e agrotóxicos, ou seja, prejuízos privados acarretando prejuízos públicos e ambientais.

3.5 Boas Práticas de Manejo

As formas convencionais de manejo do solo na agricultura dentro das propriedades rurais como a pastagem convencional, a monocultura com revolvimento de solo, aplicação de adubação química e uso de agrotóxicos, no geral não são conservacionistas. A aplicação dessas práticas destrutura o solo química, física e biologicamente, criando um ciclo vicioso destas ações, causando danos financeiros e ecológicos dentro e fora das propriedades.

Práticas conservacionistas de manejo do solo têm sido desenvolvidas com soluções baseadas na permanência do solo, nutrientes e água no terreno, sendo aliadas no combate à erosão. Tais práticas, também conhecidas como Boas Práticas de Manejo são escolhas muito mais sustentáveis para o território, principalmente na conservação do solo e água, trazendo maior viabilidade para as propriedades rurais e reduzindo prejuízos externos causados por estas. Tais práticas podem ser classificadas em:

Práticas	Definição	Tipos
Vegetativas	Utilizam de elementos da vegetação para estruturação e cobertura do solo	- regeneração - revegetação - manta vegetal - bordaduras - sementeira - palhada
Edáficas	Influem nas características físicas, químicas e biológicas do solo	- biocarvão - fertilização - agregantes - estimulantes - adubação verde - hidrossemeadura - presença de fauna - microorganismos eficientes
Mecânicas	Modelam o terreno de forma a conter, frear ou conduzir a água e os sedimentos no terreno	- isolamento - paliçada - bacias de captação - vertedouro - terraços - canais divergentes - taludes - gabião - dissipadores - aterros - manta geotêxtil

Tabela 1 - Boas práticas de manejo do solo

Nos usos agrícolas, as práticas mais sustentáveis de plantio visam a permanência da cobertura do solo e manutenção de sua estrutura (plantio direto, rotação de culturas, sucessão ecológica, agroflorestal). Em relação às práticas atreladas à pecuária, a sustentabilidade está mais relacionada à quantidade de animais por área, tempo de permanência nesta área e condições ambientais nas quais a pastagem se dá, como é exemplo as que pastoreio rotativo e a integração pecuária-floresta (silvipastoril), que visam melhores condições de pasto com menor compactação de solo.

Outras ferramentas conhecidas como práticas mecânicas de conservação do solo que são mais diretamente relacionadas ao controle do comportamento da água no terreno através de intervenções em sua geografia. O objetivo destas obras é que influenciar no comportamento e na disponibilidade da água no espaço, evitando erosões e armazenando água no território, potencializando a recarga hídrica do subsolo e trazendo maior umidade para o terreno. São exemplos destas os terraceamentos, barraginhas, coxinhos, caixas secas e diversas soluções de readequação de estradas rurais.

O manejo das estradas é de grande importância no combate à erosão, tanto internas às propriedades quanto as vicinais. A erosão causada pela água nos leitos carreáveis e nas margens das estradas não pavimentadas é um dos principais fatores para sua deterioração, sendo responsável, muitas vezes, por até 50% das perdas de solo (ANJOS FILHO, 1998)

Conforme dados do Departamento de Estradas de Rodagem do Estado de São Paulo, de outubro de 2007, Regional Bauru, SP, a malha rodoviária do Estado de São Paulo é menos de 8% pavimentada, resultando em cerca de 175.807 Km, de estradas estaduais e municipais de terra, coincidindo a maior intensidade de tráfego com os períodos chuvosos de outubro a março, em virtude do transporte de insumos e produtos agrícolas. Conforme dados da Secretaria de Agricultura de São Paulo (CATI) as estimativas apontam para a perda de mais de 193 milhões de toneladas de solo por erosão, associados às estradas vicinais paulistas. (CASARIN, 2008).



Figura 10 - Processo erosivo em uma estrada não pavimentada em Ituiutaba – MG. Fonte: Pontal em Foco

Estudos sobre a conservação das estradas vicinais apontam o transporte de sedimentos, a erosão do solo e nas margens de estradas carreando materiais sólidos para os leitos dos rios como fatores importantes na diminuição da qualidade ambiental e dos recursos hídricos (CEPA, 1999).



Figura 11 - Estrada não pavimentada com bacias de retenção. Fonte: Fundação Rural Mineira – MG

O modelo brasileiro de conservação de solo recebeu fortes influências da experiência americana, que difundiu práticas mecânicas de conservação do

solo como curvas de nível, terraços e rotação de culturas, sobretudo a por meio do Programa USAID de Cooperação Técnica e os Ministérios da Agricultura e da Educação-(BRASIL, 2010).

Programas mais recentes na história da conservação do solo e água brasileiros abordam o território através de micro bacias hidrográficas como unidade de planejamento, de forma que o manejo integrado do espaço permita integrar elementos ambientais de difícil solução. Diversos elementos ambientais podem ser planejados integrando os espaços de uma micro bacia, com ganhos conservacionistas óbvios para todos. Alguns destes elementos são: confluência de águas, matas ciliares, pequenos lagos, reservas de biodiversidade, traçado de estradas e conectividades. (BRASIL, 2010).

No Programa Produtor de Águas da Agência Nacional de Águas (ANA), algumas práticas têm sido priorizadas pelo sucesso de aplicação em cada região. No caso das práticas mecânicas de conservação do solo dentro de propriedades rurais, os terraceamentos e as barraginhas tem sido amplamente aplicados, como é o caso do seu projeto aplicado na bacia do Ribeirão do Pipiripau no Distrito Federal.



Figura 12 - Terraceamento e barraginha em propriedade rural de Nazaré Paulista-SP - Projeto Semeando Água - IPÊ

Para (STRAUCH et al., 2013), as BMPs visam melhorar a qualidade da água reduzindo a entrada de sedimentos e nutrientes sem reduzir consideravelmente a quantidade de água. Estas medidas podem ter um efeito positivo na disponibilidade de água durante a estação seca, pois melhoram a infiltração da água no solo e, portanto, a recarga dos lençóis freáticos.

STRAUCH et al. (2013) usou o modelo SWAT para investigar o impacto das boas práticas de gestão agrícola eleitos para o estudo (terraceamentos, barraginhas e policultura rotativa) na vazão e na carga de sedimentos na bacia

hidrográfica do ribeirão Pipiripau. Os resultados das simulações mostraram que a implementação das boas práticas de gestão agrícola pode reduzir até 40% da carga de sedimentos na bacia, não afetando, porém, a vazão de água. Os resultados de aporte de sedimento simulados para cenários futuros mostram que, apesar de haver uma redução significativa do sedimento, mas mesmo se estas práticas fossem adotadas em 100% da bacia, o sedimento aportado não seria eliminado por completo.

3.6 Política de pagamentos por Serviços Ambientais (PSA)

Em discussão desde 2007 no Congresso Nacional, a política de Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA) foi promulgada através da lei nº 14.119 de 13 de Janeiro de 2021, dando segurança jurídica a diversos arranjos de PSA existentes ou a serem criados. Possibilita também que sejam captados de forma lícita recursos de fontes como pessoas físicas, jurídicas, e agências de cooperação internacional, sejam bi ou multilaterais. A criação do Programa Federal de PSA, prevista neste conjunto de normas atrairia ainda mais recursos nacionais e internacionais.

Sendo esse um mecanismo para estimular a manutenção, recuperação ou melhoria dos ecossistemas em todo o território nacional, sua aplicação traz benefícios como a preservação do patrimônio genético e do conhecimento tradicional associado, a regulação do clima e a redução do desmatamento e da degradação florestal.

Empoderado de experiências de sucesso no país e com um arcabouço legal adequado, o país consegue se apresentar instrumentado para colaborar com a Década de Restauração dos Ecossistemas (estabelecida pela ONU em 2019) e também estrutura o mercado de carbono para o Acordo de Paris.

Os pagamentos aos produtores podem ser feitos de diversas maneiras como: repasse direto (monetário ou não), através da prestação de melhorias sociais a comunidades urbanas e rurais, compensações vinculadas a certificados de reduções de carbono por desmatamento e degradação, via comodato, títulos verdes (*green bonds*) ou Cotas de reserva ambiental.

O município de Extrema-MG foi pioneiro no programa de pagamentos por serviços ambientais através do programa Conservador das Águas que acabou por estimular a criação de outros programas e projetos (Semeando Água –IPÊ) assim como a criação de planos conjuntos (Plano Conservador Cantareira, Produtor de Água no PCJ).

Alguns dos desafios são a escolha do tipo de serviço ambiental a ser pago e valores, elegibilidade dos produtores e metas. Como exemplo, o Programa Produtor de Água no PCJ o edital previu a remuneração por geração e/ou manutenção de serviços em três modalidades: conservação do solo, conservação de florestas e restauração florestal em APP, tendo os pagamentos instituídos em R\$ por área (ha) em que a prática é executada por ano. Além do PSA, os participantes do projeto são beneficiados com a implantação das atividades de restauração, conservação de florestas e algumas práticas de conservação de solo previstas nos projetos executivos.

1 - Restauração florestal na Área de Preservação Permanente (APP)*		2 - Conservação de florestas			3 - Conservação do solo			
Avaliação da restauração		Estágio sucessional da floresta	% de APP ciliar na propriedade a ser restaurada			Percentual de abatimento de erosão (%)		
Medianamente cuidada	Bem cuidada		15-30	31-60	>60	25-50	51-75	>75
83	125	Médio ou avançado	42	83	125	25	50	75
		Inicial	25	50	75			

*APP ciliar demarcada de acordo com o Código Florestal vigente à época de lançamento do projeto em 2008, antes, portanto, da publicação da nova lei florestal (Lei nº 12.651 de 25/05/2012 e seus desdobramentos).

Tabela 2 - Valores de referência para o pagamentos por serviços ambientais aos proprietários rurais no Produtor de Água no PCJ, em R\$/ha/ano, considerando um prazo de três anos

“São consideradas práticas de conservação de solo elegíveis, as práticas agrícolas ou de manejo do solo que resultem em algum percentual de abatimento da erosão (PAE) em relação à condição atual, antes da execução da prática. O valor do PSA aumenta em função do aumento do PAE, visto que quanto maior o PAE, mais positivo é o impacto na conservação dos recursos hídricos. Projetos de conservação de solo que propiciem menos de 25% de PAE não são contemplados com PSA (tabela 1). São exemplos de práticas que geram percentual de abatimento de erosão: a mudança de cultivo convencional para plantio direto, a implantação de terraços e barraginhas, a melhoria de pastagens degradadas, a substituição de cultivos anuais por culturas perenes ou florestais, etc.” (VIANI; BRACALE, 2015)

3.7 Modelagem de serviços ecossistêmicos

Graças à tecnologia, os estudos sobre serviços ecossistêmicos que antes atentavam prioritariamente à sua definição e classificação, agora podem empregar ferramentas modernas de análise e avaliação através de técnicas de modelagem.

Devido à limitação do conhecimento dos processos, os estudos futuros relacionados à abordagem ecossistêmica devem ser priorizados com base em dois pontos chaves: quantificação e modelagem dos serviços ecossistêmicos e

na dinâmica entre o manejo da terra e provisão dos serviços, devendo-se considerar em ambas análises as múltiplas escalas, temporais e espaciais, envolvidas no processo e os riscos e incertezas da avaliação (FICHINO, 2014).

A modelagem é usada em muitos campos ambientais: hidrologia, poluição do ar, ecologia, avaliação de riscos e dinâmica climática, para citar alguns. Em cada um desses campos, muitos tipos diferentes de modelos estão disponíveis, cada um incorporando uma gama de características para medir e representar os comportamentos dos sistemas naturais (BENNETT et al., 2013).

É possível alcançar, através da modelagem, uma melhor compreensão do impacto das formas de uso do solo e distintas práticas de gestão dos processos hidrológicos que afetam a superfície e subsuperfície como a erosão do solo, transporte e destino dos constituintes químicos em bacias hidrográficas (GOLMOHAMMADI et al., 2014).

As informações advindas dos modelos, que descrevem espacialmente os ecossistemas e os fluxos de seus serviços podem fornecer subsídios para gestões mais assertivas dos recursos naturais e bacias hidrográficas, uma vez que se sabe quais são as áreas provedoras e as beneficiadas pelos serviços ecossistêmicos. Desta forma, é criada uma base consistente sobre a qual se pode discutir a relevância da diversidade, produção e utilização dos serviços ecossistêmicos para o público em seu território (AZEVEDO, 2017) ou zona de influência. Os mapas gerados são úteis para hierarquizar prioridades espacialmente explícitas e identificar problemas, especialmente em relação às sinergias e tradeoffs entre os diversos serviços dos ecossistemas e entre os serviços dos ecossistemas e da biodiversidade (BROUWER et al., 2013).

Estas também desempenham um papel crucial para solução de questões políticas pendentes como decidir onde restaurar ecossistemas, onde e quanto investir em infraestrutura verde para que sejam providos diversos serviços (MAES et al., 2012).

No intuito de estimar os processos hidrossedimentológicos que ocorrem nas bacias hidrográficas, uma gama de modelos matemáticos é utilizada pelas diversas áreas de estudo, a maioria se baseando na Equação Universal de Perda dos Solos (USLE) e sua versão revisitada (RUSLE). São modelos empíricos baseados em grandes bases de dados de campos, através dos quais se podem estimar a erosão distribuída e concentrada com base, principalmente nos valores provenientes de fatores do processo erosivo como erosividade climática, erodibilidade do solo, topografia e uso e manejo do solo.

Apesar das limitações inerentes à metodologia e aos dados utilizados, os resultados podem e devem nortear os processos de tomada de decisão relativos ao uso e ocupação do solo.

O modelo escolhido para este trabalho é o módulo SDR (Sediment Delivery Ratio) do InVEST (Integrated Valuation of Ecosystem Services and TradeOffs), que tem como função mapear a geração e entrega de sedimentos ao longo do terreno até atingir os cursos d'água, possibilitando saber quantidades e locais de erosão, deposição e retenção dos sedimentos.

3.8 - Descrição do modelo InVEST

Desenvolvido como parte do “Projeto Capital Natural” (Natural Capital Project), uma parceria entre a Universidade de Stanford, The Natural Conservancy (TNC), World Wildlife Fund (WWF) e muitas outras instituições, o InVEST (Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs) é um dos modelos de maior simplicidade, sendo um software gratuito de código aberto criado com o fim de avaliar os cenários possíveis levando em conta os benefícios e tradeoffs dos serviços ecossistêmicos e auxiliar a inserção desses serviços nos processos de tomada de decisão (SHARP. R et al., 2015).

Através de uma estrutura simples, o modelo consegue esboçar a relação entre a oferta, serviço e os benefícios aos humanos (Figura 13 abaixo). Oferta é tida como o potencial disponível do ecossistema, o que ele tem a oferecer. Serviço incorpora a demanda desta oferta informando onde e como podem ser usadas pelos beneficiários (uso e ocupação do solo, demanda por água, etc). Benefícios são os resultados dos cálculos de métricas sociais e ambientais, como, por exemplo, saber o dano causado por erosões e inundações, quantidade de áreas afetadas e o número de pessoas afetadas (SHARP. R et al., 2015).

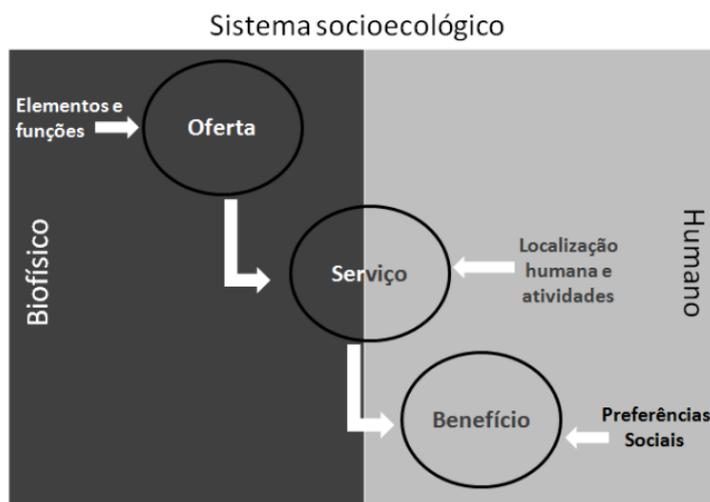


Figura 13 - Cadeia ecossistêmica de prestação de serviços, relacionando à função ecológica dos serviços ecossistêmicos e os benefícios proporcionados às pessoas. Fonte: SHARP et al. (2016)

O InVEST consiste em um conjunto de modelos que utilizam mapas como a base de sua fonte de informações e seus produtos são majoritariamente expressos igualmente em mapas, podendo ser também apresentados em termos econômicos (como, por exemplo, o custo evitado de um tratamento para combater a alteração da carga de sedimentos), e também em termos biofísicos sendo estes expressos em quantidades absolutas ou relativas (toneladas de sedimentos retidos ou diferença da porcentagem na retenção de sedimentos). Para se alcançar valores absolutos são necessárias a calibração e validação do modelo, de outra forma os resultados serão expressos em quantidades relativas e comparativas.

O modelo aceita diferentes resoluções espaciais e pode ser trabalhado em análises locais, regionais ou globais, sendo possível ainda criar-se vários cenários para aumentar o poder de decisão segundo as avaliações geradas pelo modelo. Cada modelo utiliza a compilação de modelos teóricos consagrados com a característica comum de necessitarem uma quantidade relativamente pequena de dados, tendo em vista as ações desejadas, dando aporte à tomada de decisão sobre a gestão ambiental.

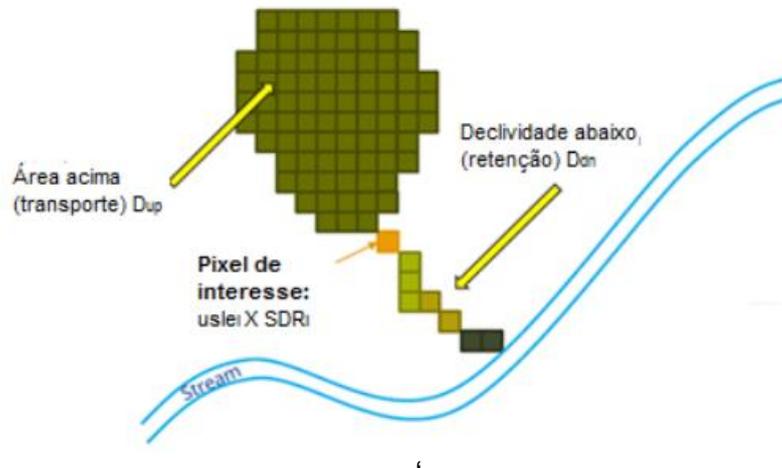
3.8.1 Modelo de exportação de sedimentos (SDR)

Tendo como objetivo mapear a geração e retenção de sedimentos e condução aos corpos hídricos, o SDR (Sediment Delivery Ratio) pode ser usado para avaliar o serviço de retenção de sedimentos em uma bacia em diferentes cenários de uso do solo, com interesse particular na manutenção dos reservatórios e qualidade das águas, os quais podem ser valorados economicamente.

Para que essa avaliação ocorra, o modelo se baseia na abordagem conceitual proposta por BORSELLI; CASSI; TORRI (2008) (Equação 1), na qual se calcula a quantidade anual de sedimento erodido (USLE_i) e em seguida o sedimento exportado (SDR_i), sendo este a proporção de perda de solo que efetivamente alcança o exutório da bacia, ponto mais baixo onde converge coincidentemente toda a descarga hídrica da bacia.

$$\text{Total exportado} = \sum_{\text{pixel}_i} \text{usle}_i \times \text{SDR}_i$$

Equação 1



O modelo utiliza a equação universal de perda dos solos (USLE, em Inglês) por pixel de interesse (E_i), sendo a carga de cada pixel dada conforme Equação 2:

$$\text{USLE}_i = R_i \times K_i \times \text{LS}_i \times C_i \times P_i$$

Onde USLE_i é a perda do solo, R é a erosividade da chuva ($\text{MJ} \cdot \text{mm} \cdot (\text{ha} \cdot \text{h}^{-1})^{-1}$), K a erodibilidade do solo ($\text{t} \cdot \text{ha} \cdot \text{h} \cdot \text{MJ}^{-1} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{mm}^{-1}$), LS o gradiente de declividade, que é a relação criada entre os fatores comprimento de rampa e declividade, conforme equação desenvolvida por DESMET e GOVERS (1996) para superfícies de 2 dimensões, C o fator de uso e manejo do solo e P o fator de práticas conservacionistas desenvolvido por RENARD et al. (1997).

E também a equação da taxa de sedimento exportado (SDR), proposta por (VIGIAK et al., 2012), dada pela Equação 3:

$$\text{SDR}_i = \frac{\text{SDR}_{\text{max}}}{1 + \exp\left(\frac{\text{IC}_0 - \text{IC}_i}{k}\right)}$$

Onde SDR_{max} é o SDR teórico máximo, ajustado para um valor médio de 0,8 (VIGIAK et al., 2012); IC_0 e k são parâmetros de calibração que definem a forma da relação SDR-IC (função crescente).

IC é o Índice de conectividade para cada pixel, sendo a ligação hidrológica entre as fontes do sedimento da paisagem em geral e sumidouros, que são os rios e riachos, quanto maior o valor de IC, maior será a translocação de sedimentos das fontes para os sumidouros, como acontece em locais com

pouca vegetação ou grande inclinação. Caso contrário, em áreas de vegetação densa e menores declives, os valores de IC serão menores.

Sendo IC uma função que abrange a área acima do pixel (Dup) e do caminho do fluxo do pixel até um fluxo mais próximo (Ddn) (SHARP. R et al., 2015) o valor de SDR deriva desse Índice de conectividade (Ver Figura 14).

Após obtidos os resultados da perda de solo (USLE_i) e taxa de entrega de sedimentos de cada pixel (SDR_i) podemos calcular a exportação total de sedimentos dos pixels que chegam ao corpo hídrico (E_i), através da equação (SHARP. R et al., 2015)

$$E_i = USLE_i \times SDR_i$$

Como nem todo sedimento chega ao fluxo d'água, o modelo também estima a quantidade de sedimentos que fica retida na paisagem através da equação:

$$E'_i = uslei(1 - SDR_i)$$

De tal forma o usuário consegue rastrear a mudança líquida de sedimentos no pixel, podendo se obter os índices de degradação do solo pontualmente (SHARP. R et al., 2015).

Para um maior aprofundamento nos cálculos de cada processo da modelagem SDR é possível acessar o Manual de uso do InVEST:SDR em <https://storage.googleapis.com/releases.naturalcapitalproject.org/invest-userguide/latest/sdr.html>.

4. Materiais e Métodos

4.1 - Caracterização da área de estudo

4.1.1 Sistema Cantareira

O Sistema Cantareira de captação de água ocupa uma área de 227.803 hectares (2.278.030.000 m²), abrangendo 12 municípios, sendo 4 deles localizados no estado de Minas Gerais (Camanducaia, Extrema, Itapeva e Sapucaí-Mirim, cerca de 45% do território) e 8 em São Paulo (Bragança Paulista, Caieiras, Franco da Rocha, Joanópolis, Nazaré Paulista, Mairiporã, Piracaia e Vargem). Cerca de 55% do território do Sistema se localizado no Estado de São Paulo e 45% no estado de Minas Gerais.

Em questão de contribuição, os municípios de Extrema, Itapeva e Joanópolis tem a totalidade de seus territórios inseridos no Sistema, enquanto Bragança Paulista, Caieiras e Franco da Rocha contribuem com menos de 1% para a área total do Sistema (IPÊ, 2017)

O sistema atende na Região Metropolitana de São Paulo a Capital (zonas Norte e Central e parte das zonas Leste e Oeste), além dos municípios de Franco da Rocha, Francisco Morato, Caieiras, Osasco, Carapicuíba e São Caetano do Sul, e também parte dos municípios de Guarulhos, Barueri, Taboão da Serra e Santo André.



Figura 15 - Esquema de reservatórios do Sistema Cantareira . Fonte: ANA Agência Nacional das Águas

Dos seus cinco reservatórios, quatro se encontram nas bacias dos rios Jaguari, Jacaré, Cachoeira, Atibainha e Juqueri, cabeceiras do rio Piracicaba e um deles se encontra na bacia do Alto Tietê, sendo o rio Jaguari o maior contribuinte para o Sistema.

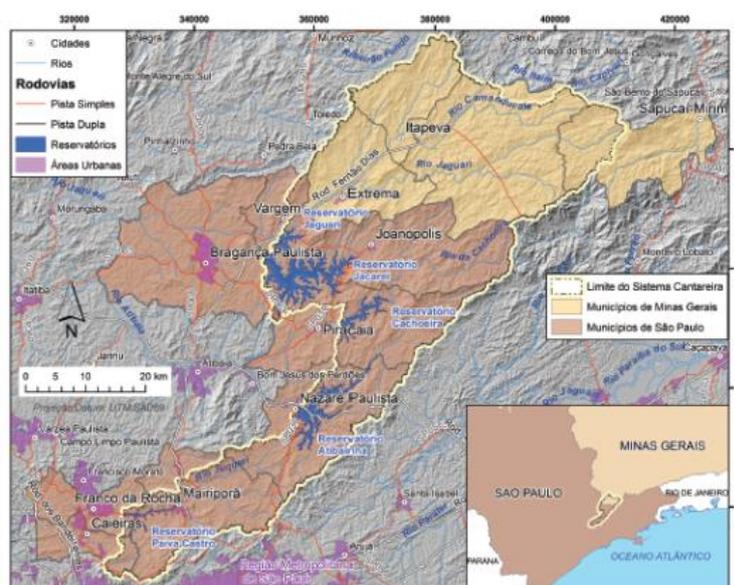


Figura 16 - Municípios que fazem parte do Sistema Cantareira e localização dos reservatórios. Fonte: Atlas do Sistema Cantareira – IPÊ (2017)

4.1.1.1 Relevo e tipos de solo

A altitude na região varia entre 745 a 2038 m, com declividade variando de 0 a 66 graus, sendo que as menores declividades se encontram nos vales da região (<5 graus) e as maiores (>30 graus) estão espalhadas por todas as faces de morros e montanhas, sendo quanto maior a inclinação, maior também a importância da área no ciclo hidrológico, visto que quanto mais inclinado o terreno maior a porcentagem da água escoada superficialmente, o que torna o solo mais vulnerável às erosões e movimentos de massa (desmoronamentos de encosta), ainda mais quando aliados aos processos de ocupação atuais como já citados anteriormente, impactando diretamente na qualidade da água e do solo nas bacias hidrográficas.

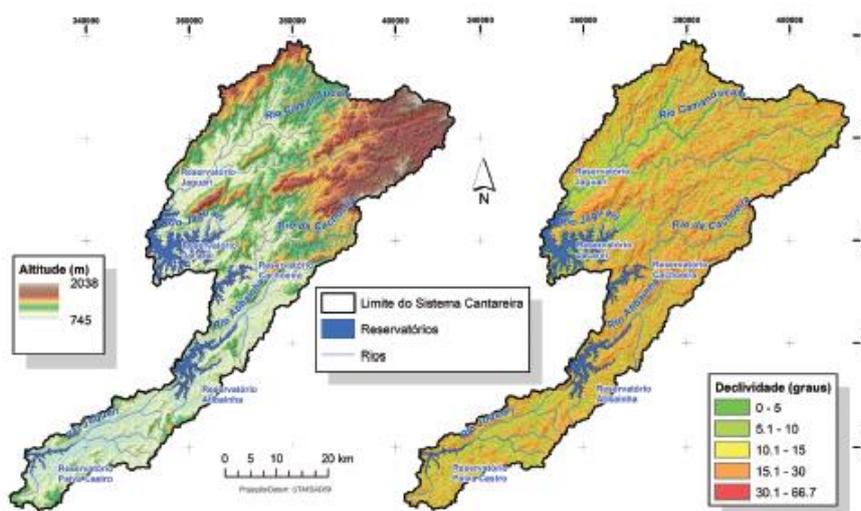


Figura 17 - Variação da elevação e da declividade na região do Sistema Cantareira.
Fonte: Atlas do Sistema Cantareira – IPÊ (2017)

Do ponto de vista geológico, a área do Sistema Cantareira é resultado de diversos e sequentes processos orogênicos. As rochas presentes na região foram submetidas, durante seu processo de formação a diversos magmatismos (rochas ígneas formadas pelo resfriamento do magma) e metamorfismos, outro efeito desses eventos geomórficos foram grandes deformações, por dobramentos e cisalhamentos (formação de falhas, criando relevos com diferentes características. Outra característica da região é o grande afloramento de rochas metamórficas do Pré-Cambriano e rochas Cenozóicas, que dão origem a solos do tipo Latossolos, Argissolos e Cambissolos, sendo os dois primeiros dominantes, o que confere à região suscetibilidade a processos erosivos. (REFs.)essa parte precisa ser revisada, grande parte foi retirada do Atlas do Sistema Cantareira.

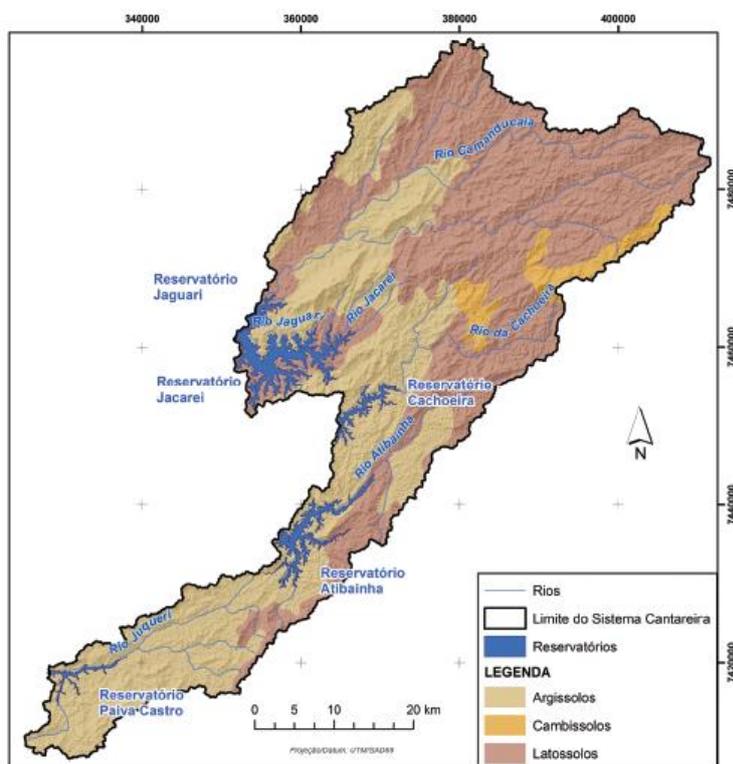


Figura 18 - Tipos de solos no Sistema Cantareira. Fonte: Atlas do Sistema Cantareira – IPÊ (2017)

4.1.1.2 Hidrologia e Clima

O Sistema Cantareira participa do clima da região Sudeste do Brasil, com clima subtropical de altitude, temperatura média de 20°C, média máxima de 23°C e média mínima 14°C, com verão de dezembro a março e inverno de julho a agosto. Segundo a divisão internacional de Köppen, está na faixa de ocorrência do subtipo Cwa - com inverno seco e verões quentes e tem regime

de chuvas com predominâncias desde o início da primavera ao começo do outono.

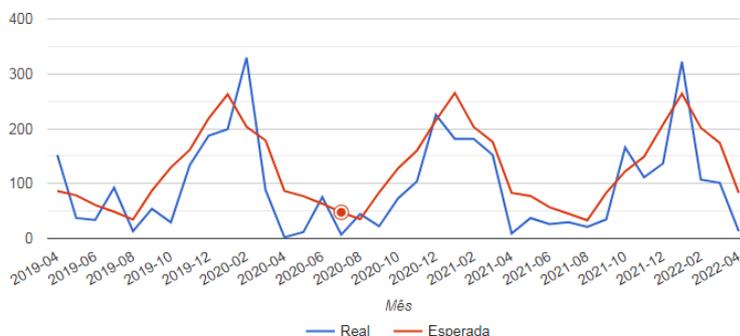


Figura 19 - Variação da pluviosidade entre agosto de 2013 e julho de 2015 na região do Sistema Cantareira. Fonte: Atlas do Sistema Cantareira – IPÊ (2017)

4.1.1.3 Uso, ocupação e manejo do solo

Com apenas 35,4% de vegetação nativa em distintos estágios de sucessão e perturbação, a região é dominada por paisagens antropizadas (61,6%), localizadas em pequenas propriedades.

Aproximadamente 46% da área é utilizada para pastagens em criações majoritariamente no formato extensivo, tanto pela facilidade da implantação como pela declividade da região e presença de pedras afloradas, que inviabilizam a mecanização do solo. As pastagens em geral são degradadas tendo baixa produtividade e grande impacto ambiental, apresentando solos compactados com pouca zona de raízes, pobreza de nutrientes e biodiversidade, ficando exposto a processos erosivos, impactando diretamente na qualidade da água, fertilidade do solo e na quantidade de carbono captado, rendendo pouco para o produtor rural. “Por representar uma atividade que cobre grande proporção do sistema Cantareira, a melhoria do manejo das pastagens traria grandes benefícios econômicos e ambientais para a região” (UEZU et al., 2015).

Classes de uso	Porcentagens das classes de uso das terras					
	Área de estudo		Atibainha		Cachoeira	
	1986	2005	1986	2005	1986	2005
Mata nativa	28	16	38	21	23	14
Silvicultura	20	36	23	43	18	32
Pastagem	35	32	23	25	41	35
Capoeirão	13	12	12	7	14	14
Estradas	4	4	4	4	4	4

Tabela 3 - Relação das porcentagens das classes de uso das terras nas áreas dos reservatórios Atibainha e Cachoeira. Fonte: (PEREIRA; FILHO, 2009)

Outra forma de cultura predominante na região é a florestal, em sua maioria de eucalipto, a qual a forma de manejo também está intimamente ligada ao impacto ambiental que causa. As florestas de eucalipto suprem a demanda regional de combustível nas formas de carvão e lenha (Nazaré Paulista e Piracaia) e também para a produção de celulose (Camanducaia) e construção civil.

Em relação às Áreas de Preservação Permanentes (APPs), com exceção da sub-bacia do reservatório Paiva Castro, que conta com 67% destas áreas coberta com floresta, os demais reservatórios todos tem mais de metade das APPs sem florestas, como se pode verificar na Figura 20.

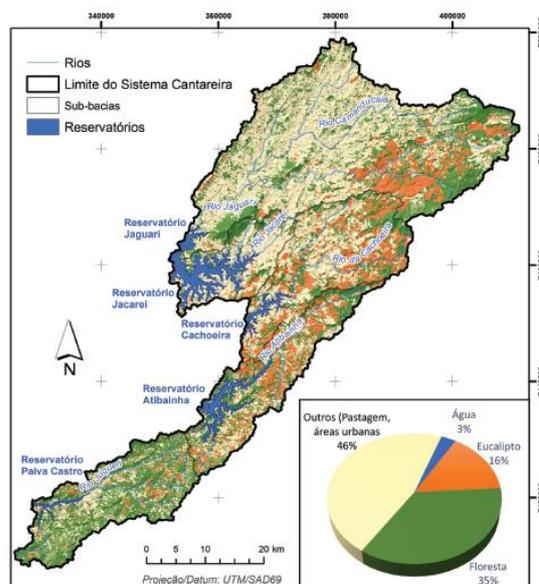


Figura 20 - Uso do solo (2011) no Sistema Cantareira. Fonte: Atlas do Sistema Cantareira IPÊ (2017)

Segundo (UEZU A, SARCINELLI O, CHIODI R, JENKINS CN, 2017), o Sistema Cantareira possui 39.676 hectares de APPs hídricas (30 m para cada margem do rio), dos quais o 57% (21.967 ha) não apresentam cobertura florestal.

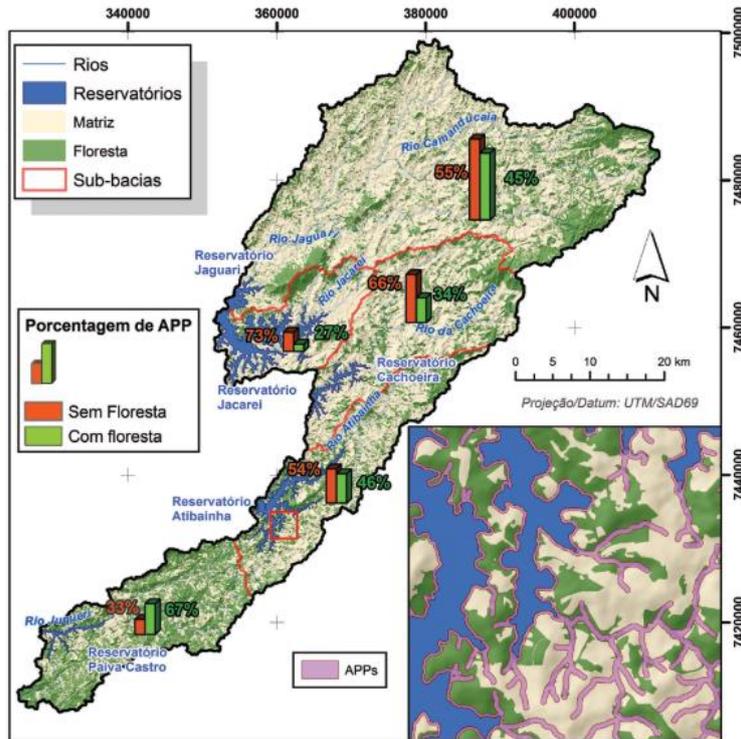


Figura 21 - Cobertura florestal (%) em Áreas de Preservação Permanentes das sub-bacias do Sistema Cantareira. Fonte: Atlas do Sistema Cantareira IPÊ (2017)

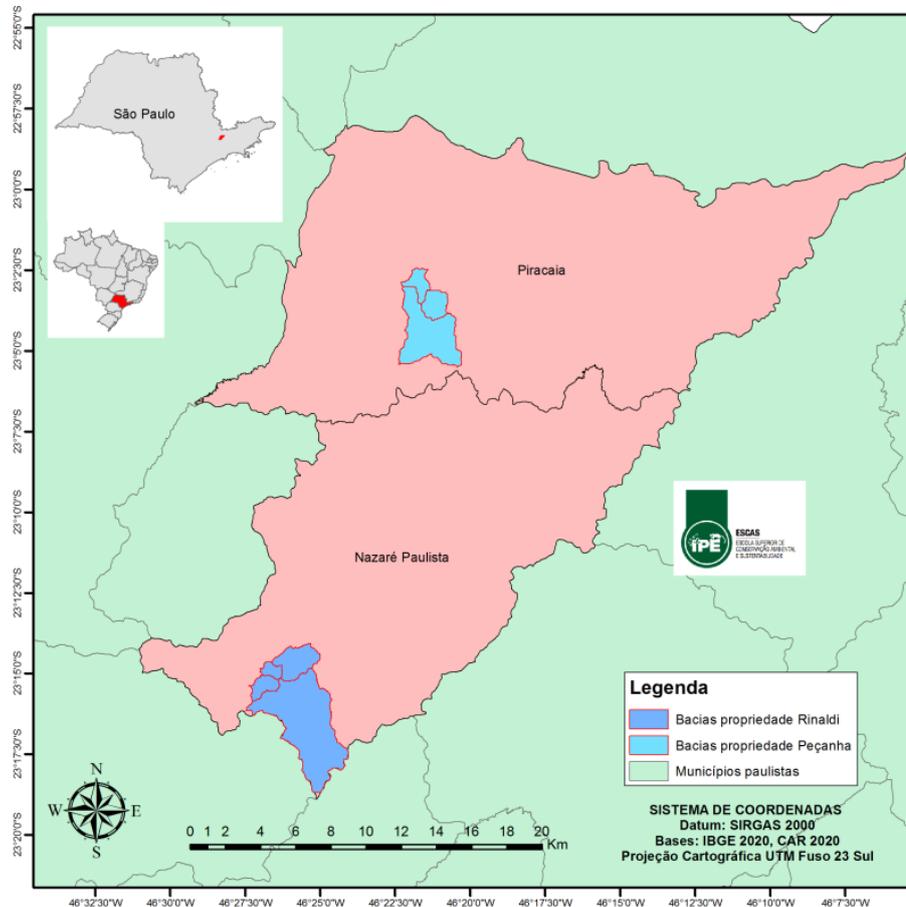
4.1.2 - Escolha das Propriedades:

Em vista da necessidade de escolha da área de estudo, foram selecionadas propriedades segundo as diretrizes:

- Cuja área de contribuição faça parte da região de atuação do projeto Semeando Água - IPÊ por facilitar o acesso e atuação;
- Propriedades contenham área de pastagem degradada em terreno inclinado, fator comum da região;
- Que haja intenção dos proprietários de planejar estas áreas e realizar as intervenções.

4.1.2.1 Propriedades Escolhidas

Mapa de localização das bacias influentes nas propriedades escolhidas.



Propriedades nas bacias (C.A.R.)

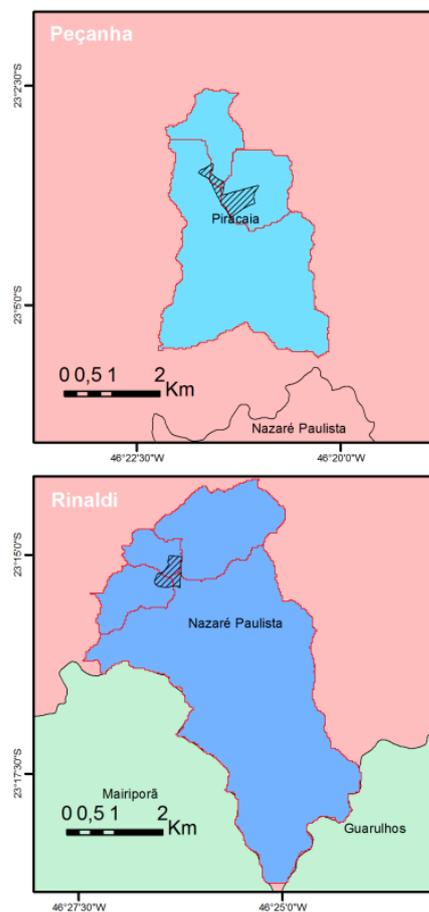


Figura 22 - Localização das Propriedades escolhidas.

Proprietários	Cidade/Estado	Latitude	Longitude	Área (ha)	Área Intervenção (ha)	Área Estudo (ha)	Atividades Pretendidas
Sítio Córrego Verde	Família Rinaldi Nazaré Paulista-SP	23°15'13,62" S	46°26'20,07" O	25,38	4.17	9.40	Apicultura, Silvicultura de foco em melíferas e ovinos, sistemas agroflorestais
Fazenda Peçanha	Família Peçanha Piracaia-SP	23°03'45,29" S	46°21'19,38" O	41,75	20.85	30.91	Pastoreio Rotativo, Silvicultura de Nativas e Restauração

Tabela 4 - Características básicas das propriedades escolhidas.

4.2 - Processo de planejamento das propriedades

4.2.1 Análises ambientais da propriedade

As propriedades foram analisadas quanto a suas qualidades ambientais atuais, levando em consideração os fatores de relevo e cobertura que contribuam para dinâmica hidrossedimentológica das áreas e demais fatores naturais que pudessem influenciar no processo decisório para alterações de uso e/ou manejo, inclusive a presença e estado de vias de terra dentro destas áreas, devido à sua conhecida influência nos processos erosivos.

4.2.2 Proposição

As propostas de mudança de uso e ocupação do solo foram feitas combinando os melhores usos e/ou práticas escolhidas, segundo sugestões dos extensionistas rurais e colaboradores do Instituto IPÊ, e os interesses dos proprietários.

4.3 Programas Computacionais e Equipamentos

No desenvolvimento deste trabalho, foram utilizados os seguintes aplicativos e programas computacionais:

- 1. Drone Deploy versão online e Mobile 4.95.0 – destinado ao planejamento de voo para obtenção as imagens do ortofotomosaico.*
- 2. DJI Go 4 - versão 4.3.37(1006-googlePlay) destinado à execução do voo da aeronave não tripulada.*
- 3. Agisoft Metashape Professional versão 1.7.4.build 12950 – destinado ao processamento fotogramétrico*
- 4. ArcGIS Desktop versão 10.5 (Extensão ArcMap 10.5) – programa destinado a criação, gerenciamento, compartilhamento e análise de dados espaciais, desenvolvido pela companhia Esri (Environmental Systems Research Institute).*
- 5. Microsoft Excel 2010 – destinado à elaboração de dados em formato textual.*
- 6. InVEST 3.9.1 (Extensão SDR: Sediment Delivery Ratio) – programa destinado a mapear e quantificar a geração de sedimentos terrestres e a entrega ao córrego.*

7.netErosividade SP - GPRH (Grupo de Pesquisa em Recursos Hídricos) - UFV em parceria com o IAC - Instituto agrônômico de Campinas.

8. Drone do modelo Mavic 2 Pro da marca DJI com Câmera Hasselblad (Modelo L1D-20c com resolução 5472x3648, distância focal de 10,26mm, tamanho de pixel 2,42x2,41um) – destinado a captar as fotografias georreferenciadas.

9. Receptor GNSS RTK da marca Spectra modelo SP60 com correções em tempo real via internet (NTRIP) RTK e Coletor de dados Trimble TSC3 – destinados a fazer a correção das coordenadas geográficas por ter maior precisão em comparação ao GPS embarcado do drone.

10. Aparelho celular Xiaomi Redmi Note 8 Pro – utilizado para realizar a interação entre Softwares de planejamento de voo e de voo para a retirada das fotografias.

4.4 - Construção do banco de dados e aplicação no modelo:

Para a execução da modelagem hidrossedimentológica utilizando o InVEST SDR são necessários dados de entrada básicos. Tais dados consistem em informações espaciais (arquivos georreferenciados nos formatos shapefile e raster) e informações textuais (arquivos nos formatos de texto e tabela que se relacionam e definem atributos dos dados espaciais). À frente descreveremos os procedimentos utilizados para obtenção e tratamento dessas informações.

Tipo de dados	Formato	Descrição	Detalhamento	Fonte
Dados espaciais				
MDE	raster	Produto da fotogrametria realizada em campo através de drone e GNSS para correção de posicionamento.	Pixels de 0,3 x 0,3m com informações referentes à elevação do pixel	Elaboração própria
LULC	raster	Divisão do território da área de estudo em áreas menores a terem seus usos mantidos ou modificados, segundo planejamento de propriedade	Pixels de 0,3 x 0,3m com informações referentes ao uso	Elaboração própria
Bacias	shapefile	Divisão em bacias de ordem 3 recortadas pela máscara oriunda do buffer de 45m da área de intervenção.	-	Elaboração própria
Erodibilidade do solo	raster	Tipo de solo: encontrado no shapefile do Mapa Pedológico para o Estado de São Paulo por Rossi 2017 (Instituto Florestal); valor do fator K para o tipo de solo: retirado de (EDUARDO et al., 2013)	Pixels de 0,3 x 0,3m contendo o valor do fator K de erodibilidade do tipo de solo presente	Elaboração própria
Erosividade da chuva	raster	Fator R encontrado através de consulta ao NetErosividade SP de GPRH - IAC 2005 elaborado por Francisco Lombardi Neto	Pixels de 0,3 x 0,3m contendo o valor do fator R de erosividade da chuva na região da propriedade	Elaboração própria
Dados textuais				
Tabela biofísica	csv	Elaborado à partir de médias dos valores encontrados em fontes bibliográficas referentes a cada tipo de cobertura de solo (fator C) e prática de manejo de solo (Fator P)	informações separadas por vírgula	Elaboração própria

Tabela 5 - Descrição e fonte dos principais inputs utilizados

4.4.1 - Modelo Digital de Elevação (MDE)

Os Modelos Digitais de Elevação para as áreas foram obtidos como subprodutos do Ortofotomosaico gerado a partir do levantamento aerofotogramétrico realizados em 2021 em visitas a campo e processamento realizados pelo autor. Para que houvesse padronização de resolução, o tamanho do pixel ficou estabelecido como 30x30cm, resolução menor em comparação às imagens originais, sendo a reamostragem feita diretamente no programa de processamento fotogramétrico.

Durante o processamento, houve leve suavização da textura do terreno através da ferramenta Smooth Mesh na etapa prévia à geração do modelo 3D do qual deriva o MDE. Deve-se também corrigir e preencher os sumidouros no relevo e comparar o MDE com mapas hidrográficos através da ferramenta FILL do ArcToolBox, gerando um MDEHC – Modelo Digital de Elevação Hidrologicamente Confiável.

O MDE do tipo MDT (modelo digital de terreno) substitui o gradiente de declividade Length Slope (LS) da USLE.

4.4.2 - Erosividade da chuva (R)

Conjunto de dados raster, com um valor de índice de erosividade para cada célula. Esta variável depende da intensidade e duração das chuvas na área de interesse. Quanto maior for a intensidade e a duração da tempestade, maior será o potencial de erosão. O índice de erosividade é amplamente utilizado, mas na sua ausência, existem métodos e equações que auxiliam na geração de uma grade utilizando dados climáticos (SHARP. R et al., 2015).

Os valores dos rasters referentes ao fator R neste projeto, foram obtidos através do programa NetErosividadeSP do GPRH (Grupo de Pesquisa em Recursos Hídricos) - UFV em parceria com o IAC - Instituto agrônomo de Campinas. Uma vez estimando um ponto central em cada uma das propriedades, foi possível que se inserissem suas coordenadas GPS no programa, obtendo os valores de erosividade local.

Para a criação da camada raster, foi utilizado como base a camada MDE com seus valores de pixel reclassificados para o valor de erosividade local.

Software disponível em: <http://www.gprh.ufv.br/?area=softwares#>

O valor encontrado no NetErosividadeSP para as propriedades estão especificadas nas respectivas imagens abaixo:

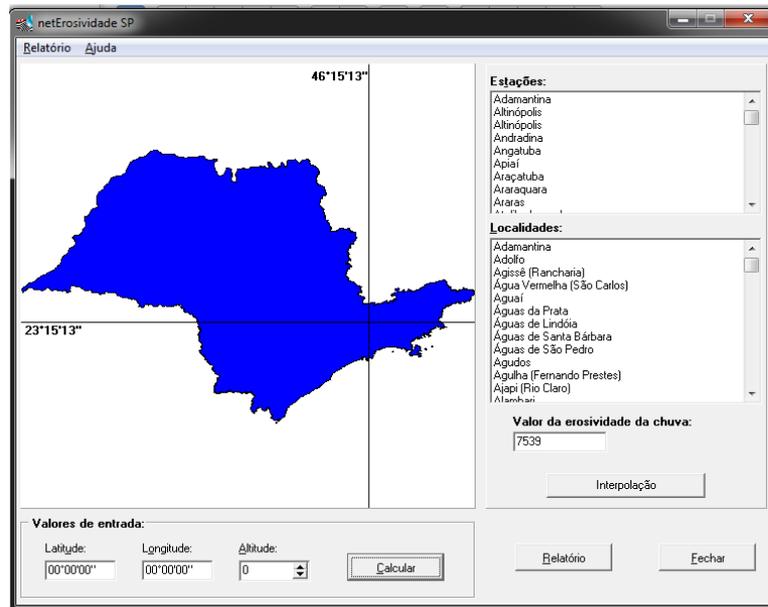


Figura 23 - Valor NetErosividade SP para propriedade Rinaldi

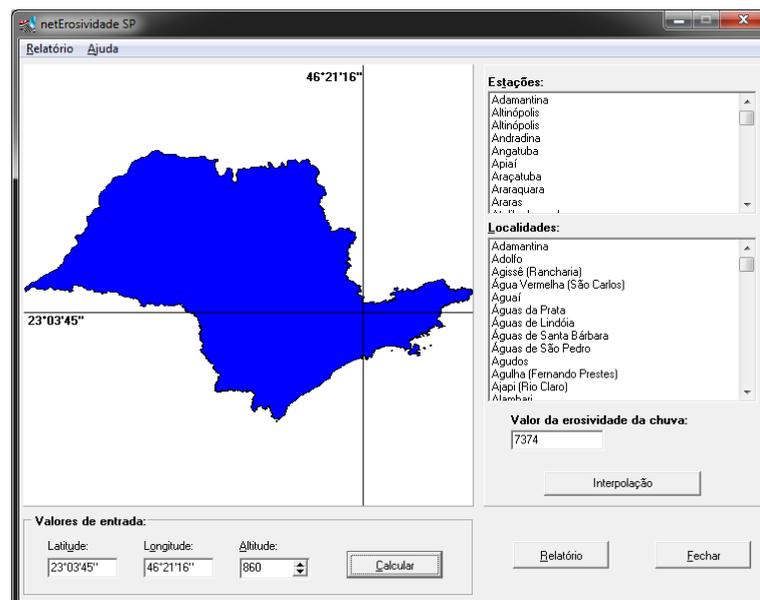


Figura 24 - Valor NetErosividade propriedade Peçanha

4.4.3 - Erodibilidade do solo (K)

Conjunto de dados raster, com um valor de erodibilidade do solo para cada célula. A erodibilidade do solo, K, é uma medida da suscetibilidade das

partículas do solo ao desprendimento e transporte pela chuva e escoamento (SHARP. R et al., 2015).

Neste trabalho utilizamos Mapa Pedológico elaborado por Rossi - Instituto Florestal para o Estado de São Paulo como consulta do tipo de solo. Através do arquivo em shapefile do mapa foi possível consultar e recortar as manchas com informação referente a área das propriedades. Uma vez verificado que ambas as propriedades se encontram integralmente em manchas de mesmo solo, ficou decidido a elaboração desta camada baseada em reclassificação dos valores de pixel do MDE com o valor a ser encontrado. Como ambos os solos são do tipo PVA (para Argissolo Vermelho-Amarelo) foi possível buscar em literatura um valor de o fator K para tal tipo de solo, sendo este fornecido por (EDUARDO et al., 2013). sendo este 0,0106 Mg ha h ha-1 MJ-1 mm-1.

FID	16980
Unidade_de	PVA32
Associaç	PVA+CX
Ordem	Argissolos
Subordem	Argissolos Vermelho-Amarelos
DESCRIÇÃO	PVA32 - Associação de ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO Distrófico típico, A moderado ou proeminente, textura média/argilosa + CAMBISSOLO HÁPLICO, A moderado, textura argilosa, ambos fase relevo forte ondulado
trofismo	Distrófico
profundida	Profundo e Muito Profundo
pedreg_roc	
textura_1	Média/Argilosa
textura_2	Argilosa
relevo	Forte Ondulado
ferro	
hidromorfi	
Relação	Binária
Esp_areia	
area_ha	34436,12006

Figura 25 - Tipo de solo propriedade Rinaldi consultado na tabela de atributo das manchas de solo. Fonte: Mapa Pedológico para o Estado de São Paulo, Instituto Florestal (2017)

FID	16780
Unidade_de	PVA15
Associaç	PVA
Ordem	Argissolos
Subordem	Argissolos Vermelho-Amarelos
DESCRIÇÃO	PVA15 - ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO Distrófico típico, A moderado ou proeminente, textura média, argilosa ou média/argilosa, fase relevo ondulado e forte ondulado
trofismo	Distrófico
profundida	Profundo
pedreg_roc	
textura_1	Média, Argilosa e Média/Argilosa
textura_2	
relevo	Ondulado e Forte Ondulado
ferro	
hidromorfi	
Relação	Binária
Esp_areia	
area_ha	8982,612946

Figura 26 - Tipo de solo propriedade Peçanha consultado na tabela de atributo das manchas de solo. Fonte: Mapa Pedológico para o Estado de São Paulo, Instituto Florestal (2017)

4.4.4 - Uso e cobertura do solo (LULC)

Conjunto de dados raster, com um código LULC inteiro para cada célula. Todos os valores neste raster DEVEM ter entradas correspondentes na tabela Biofísica (SHARP. R et al., 2015).

Para a elaboração dos mapas de Uso e Cobertura do solo primeiramente se definiu quais zonas da propriedade seriam o foco do planejamento, consideradas neste trabalho como áreas de intervenção. Em seguida se estabeleceu um buffer de 45 metros de influência, que foi a maior distância possível até as bordas das imagens feitas no levantamento fotogramétrico, considerada como área de estudo. Esta área de intervenção é composta pelas áreas que receberão efetivamente alguma mudança em seu uso e áreas ou elementos próximos que estão dentro da paisagem (ex: edificações) ou que serão importantes na avaliação dos efeitos ou compõe parte importante da rede hidrossedimentológica (ex: corpos hídricos, várzea).

Como as vias de terra muitas vezes continuam na área de estudo, estas foram consideradas integralmente como área de intervenção. Em um arquivo shapefile o terreno foi dividido conforme o uso proposto para que pudesse ser comparado posteriormente com o uso atual. Este arquivo com áreas delimitadas gera, então, o arquivo de uso atual e o de uso proposto, diferenciados por suas tabelas de atributos que classificam o uso de cada área. Uma vez concluída a classificação das áreas, cada shapefile é transformado em Raster.

Uma vez essa delimitação feita em Shapefile como máscara, foi possível cortar e criar elementos com a mesma área de análise. O MDE com esta delimitação serviu de base para reclassificações para a criação de outras camadas de entrada do modelo, contendo mesmas dimensões e posições dos pixels.

Estes arquivos Raster serão o diferencial entre as simulações do InVEST gerando os 2 cenários a serem comparados.

4.4.4.1 - Áreas prioritárias de intervenção segundo modelo

Cruzando os dados de uso do solo e os mapas atuais de perda e exportação de solo do modelo foi possível identificar as áreas prioritárias de intervenção, utilizadas na elaboração da proposta de intervenção de cada propriedade. Tais informações serão expostas na Interpretação dos resultados de cada propriedade.

4.4.5 - Tabela Biofísica

Como as informações do território são inseridas no software através do mapa de Uso e Ocupação do Solo (LULC), é necessária uma tabela no formato .CSV (comandos separados por vírgula) chamada de Tabela Biofísica , contendo as informações correspondentes a cada classe de uso na tabela de atributos do raster. Cada linha é um uso e ocupação e cada coluna deve ser nomeada e definida da seguinte forma:

- **lucode:** valor integral para cada classe LULC (ex: 1 para floresta, 2 para pasto, 3 para construções, etc...)
- **usle_c:** fator de manejo de cobertura da USLE com valores variando entre 0 e 1.
- **usle_p:** fator de uso de boas práticas da USLE com valores variando entre 0 e 1.

Neste estudo, os valores de cobertura (C) foram escolhidos segundo as coberturas e usos existentes e pretendidos nas áreas de estudo. Como os valores de C não são coincidentes na literatura, foi feita uma média de valores entre os encontrados, priorizando os estudos regionais. Os valores das práticas (P) planejadas para as intervenções propostas também foram retirados de literatura e adicionados ao LUCODE correspondente. Muitos autores acabam considerando o fator P conforme a declividade do terreno, porém, como o InVEST utiliza a inclinação por célula para calcular a taxa de deposição de sedimentos e na USLE o fator LS já se encarrega desta leitura, resolvemos por utilizar neste trabalho valores indicados por literaturas que disponham um valor de fator P por prática realizada ou adotar o fator 1 onde não encontramos valor estimado.

código LULC	Uso e cobertura do solo	Descrição	Fonte Literatura C	Fator cobertura "C"	Média C	Fator prática "P"	Fonte Literatura P
1	Floresta Nativa	Floresta estacional sempre-verde; Floresta fechada sempre-verde: folha larga e folha larga decídua; Floresta fechada mista e outras.	Bertoni & Lombardi Neto (1993) (DA CUNHA; BACANI; PANACHUKI, 2017) (CAVALIERI, 1998) (MARTINS; SILVA, 2010)	0.015 0.0004 0.0004 0.00013	0.006416667	1	Sem boa prática adicionada
2	Pastagem manejada	Pastagem (C) com rotatividade de pastoreio e terraceamento, subsolagem, sempre com plantio em cordão de vegetação permanente (P).	(VÁZQUEZ-FERNÁNDEZ et al., 1996) (MENDES, 2006) (CAVALIERI, 1998) (SILVA, 2004)	0.008 0.01 0.001 0.025	0.011	0.2	Terraceamento (0.5) -(DA CUNHA; BACANI; PANACHUKI, 2017) Rotacionado (0.75) -(MENDES, 2006) Plantio Cordão (0.2) -(MENDES, 2006)
3	Restauração	Plantio adensado de árvores nativas (C) em nível (P).	(COSTA; TAVARES, 2001) (SILVA, 2004) (MARTINS; SILVA, 2010)	0.0491 0.012 0.0026	0.021233333	0.5	(MENDES, 2006) Chaves (1994)
4	Sistema agroflorestal	Árvores em associação com culturas agrícolas ou forrageiras (C), e construção ativa de cobertura de solo (P).	(PÉREZ NIETO; VALDÉS VELARDE; ORDAZ CHAPARRO, 2012) sendo a média entre valores 0.02 e 0.003.	0.0115	0.0115	0.6	(PÉREZ NIETO; VALDÉS VELARDE; ORDAZ CHAPARRO, 2012)
5	Agricultura Geral	Cultivos sazonais com práticas de arado ou não e cultivos permanentes na mesma parcela	(COSTA; TAVARES, 2001) (SILVA, 2004) (BORGES et al., 2013)	0.1345 0.18 0.2	0.1715	1	Sem boa prática adicionada
6	Várzea	Áreas marginais inundadas	(COSTA; TAVARES, 2001)	0.0004	0.01235	1	Sem boa prática adicionada

		periodicamente pelas águas de rios, lagos, igarapés.	(DA CUNHA; BACANI; PANACHUKI, 2017)	0.038			
			(BORGES et al., 2013)	0.01			
			(SILVA, 2004)	0.001			
7	Corpos hídricos	Corpos hídricos	(DA CUNHA; BACANI; PANACHUKI, 2017)	0			
			(DE OLIVEIRA et al., 2014)	0	0	1	Sem boa prática adicionada
			(FARINASSO et al., 2006)	0			
			(DURÃES; COELHO FILHO; OLIVEIRA, 2016)	0			
8	Vias de Terra e Solo nú	Terrenos com solo exposto, areia ou rochas com menos de 10% de cobertura pela vegetação durante o ano, incluindo vias não pavimentadas.	(DA CUNHA; BACANI; PANACHUKI, 2017)	1			
			(FARINASSO et al., 2006)	1	1	1	Sem boa prática adicionada
			(BORGES et al., 2013)	1			
			(DURÃES; COELHO FILHO; OLIVEIRA, 2016)	1			
9	Gramma	FORAGEIRA com adensada zona de raízes e cobertura total de solo.	(VÁZQUEZ-FERNÁNDEZ et al., 1996)	0.008	0.008	1	Sem boa prática adicionada
10	Infra Urbana	Solo Impermeabilizado em função de edificações ou demais construções.	(FARINASSO et al., 2006)	0.001			
			(SILVA, 2004)	0.001	0.000666667	1	Sem boa prática adicionada
			Stein et al. (1987)	0			
11	Pastagem degradada	Queda da capacidade de suporte >20%, presença crescente de plantas daninhas (degradação agrícola), áreas de solo descoberto e sinais evidentes de erosão (degradação biológica).	(VÁZQUEZ-FERNÁNDEZ et al., 1996)	0.03			
			(MENDES, 2006)	0.05	0.043333333	1	Sem boa prática adicionada
			Stein et al. (1987)	0.05			
12	Eucalipto	Monocultura florestal cultivada em nível	Bertoni & Lombardi Neto (1993)	0.047			
			(VÁZQUEZ-FERNÁNDEZ et	0.0001	0.08864	1	Sem boa prática adicionada

al., 1996)
 (MARTINS;
 SILVA, 2010) 0.3
 (CAVALIERI,
 1998) 0.0491
 (SILVA et al.,
 2010) 0.047

13	Vias de terra conservadas	Revestimento primário como folhelho betuminoso (C) e práticas conservacionistas como bigotes e caixas secas (P).	(CORRÊA, 2005)	0.05	0.05	0.4	(CORRÊA, 2005)
----	----------------------------------	--	----------------	------	-------------	------------	----------------

Tabela 6 - Construção dos dados para Tabela Biofísica

A tabela biofísica foi elaborada conforme valores encontrados na literatura para os usos do solo conforme Tabela 6 e inserida em extensão CSV. Desta forma assumimos valores médios possíveis de estimar para toda a região ao invés da calibração de cada uso para cada propriedade.

4.4.6 - Bacias Hidrográficas

As Bacias Hidrográficas são inseridas no software através de um arquivo shapefile de polígonos, delimitando na DEM a área de cada bacia a ser analisada. A shapefile necessita ter em sua tabela de atributos um campo integral nomeado de ws_id, com um único valor integral para cada bacia.

Para a elaboração do arquivo de bacias se utilizou a subdivisão de bacias de ordem 3 da classificação de Strahler (1952) sendo esta recortada pelas máscaras das áreas de estudo.

4.4.7 - Limiar de acúmulo de fluxo (TFA)

Este limiar é o número de células a montante que deve fluir até uma determinada célula para que esta seja considerada parte do fluxo. Deve ser um valor inteiro e afeta diretamente na conectividade hidrológica do modelo e o resultado da exportação de sedimentos. Quando um caminho do fluxo atinge um riacho o modelo interpreta como se a deposição de sedimentos no território parasse e o sedimento exportado é considerado como se tivesse alcançado o

exutório da bacia. A escolha deste limiar afeta diretamente a dinâmica de análises do modelo SDR (SHARP. R et al., 2015).

Não existe um valor padrão a ser usado no TFA pois cada bacia é muito particular. É necessário então que testes sejam feitos para compreender empiricamente qual o número que melhor representa realmente a área contribuinte e seus canais. O manual mostra um exemplo de teste com TFAA=100 e TFA=1000:

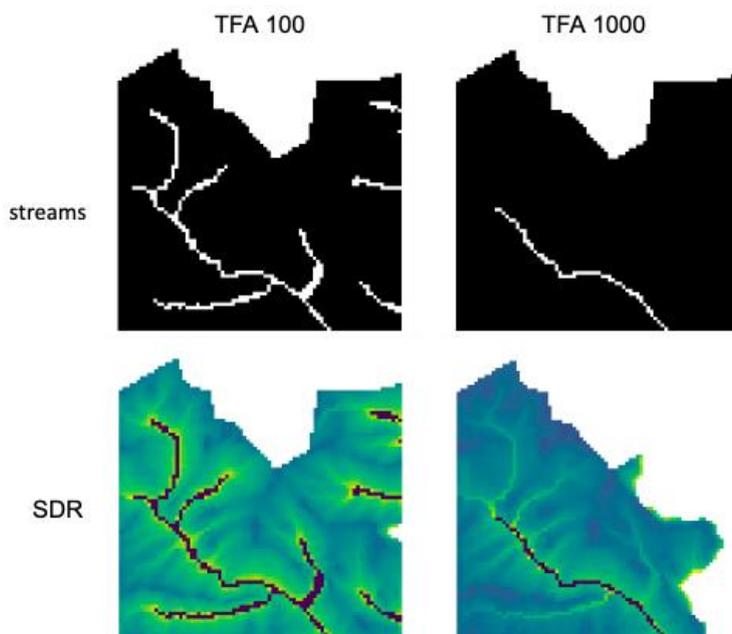


Figura 27 - Exemplo de variação da malha hídrica conforme valor de TFA. Fonte: SHARP et al. (2016)

Como se pode perceber, com 1000 células à montante o modelo desconsidera a parte da topografia cujo escoamento vai em outra direção mas também acaba por desconsiderar canais participantes da bacia por não terem a quantidade de células necessárias.

Percebeu-se que para que os corpos hídricos se aproximassem aos reais, o valor do TFA utilizado foi bem mais alto do que o recomendado, sendo 12500 para a propriedade Rinaldi e de 24500 para a propriedade Peçanha, provavelmente relacionado ao tamanho das células (pixels), uma vez a resolução do levantamento fotogramétrico ser alta, baseada em 0.3mx0.3m, enquanto outros experimentos utilizam outras fontes como imagens de satélites, cujas resoluções são acima de 8mx8m, como é o caso da ALOS. Para chegar a esta conclusão, o modelo teve de ser rodado diversas vezes testando-se o valor de TFA até que se chegasse ao cenário desejado, sendo a decisão deste valor dependente de todos os demais dados e fatores de entrada.

4.4.8 - Outros Fatores

O Modelo é muito sensível aos parâmetros k and IC_0 , que não são fisicamente baseados. As literaturas em modelagem mais utilizadas no modelo InVEST como guias para ajuste destes valores são (Cavalli et al., 2013; López-vicente et al., 2013; Sougnez et al., 2011; Vigiak et al., 2012), seguindo esta sugestão foram adotados os valores de 2 para k e 0.5 para o IC_0 para os parâmetro de Borselli. Nesta mesma linha foi utilizado o SDR_{max} 0.8, default indicado.

4.5 - Dados de entrada em formato de mapas:

4.5.1 - Mapas

Devido a necessidade de se conhecer previamente as áreas prioritárias de intervenção para o processo decisório do planejamento das propriedades, os mapas de setorização da área de estudo e de uso e ocupação do solo propostos são também um resultado da pesquisa pois são elaborados após uma primeira análise do comportamento dos sedimentos para o cenário atual das propriedades. Porém, como são parte necessária para execução dos mapas de perda de solo e exportação de sedimentos pós intervenção, para que então os dados possam ser comparados, os mapas de setorização da área de estudo e de uso e ocupação do solo propostos foram considerados como dados de entrada. Todos foram elaborados em programa ArcGIS e organizados em prancha com legendas para melhor compreensão.

4.5.1.1 - Área de Intervenção e Estudo + MDE Rinaldi

Área de estudo (buffer 45m da área de intervenção)

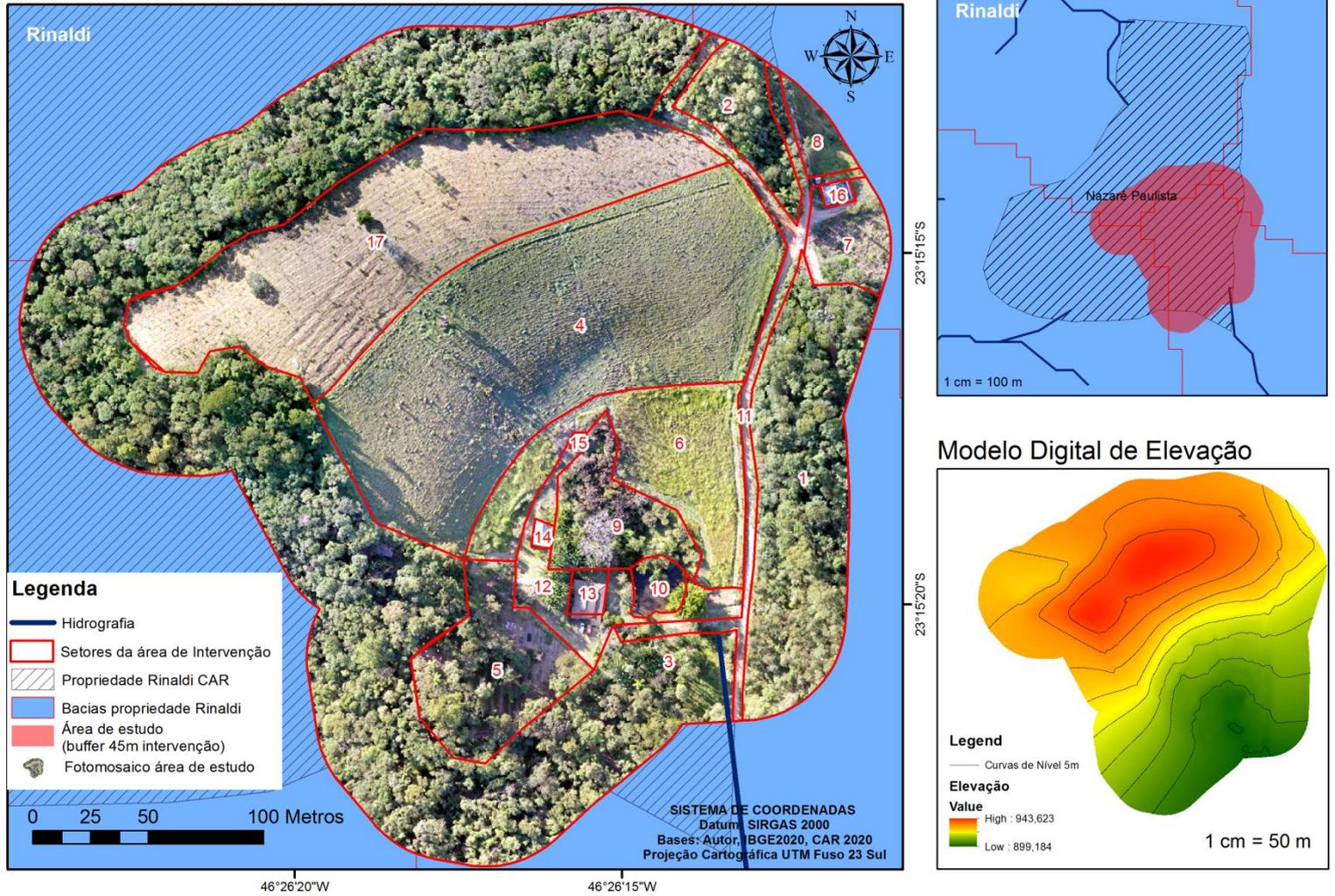


Figura 28 – Área de estudo na propriedade com setores e modelo digital de elevação.

4.5.1.2 - LULC atual e proposto Rinaldi

Mapas de Uso e Cobertura de solo nos diferentes cenários

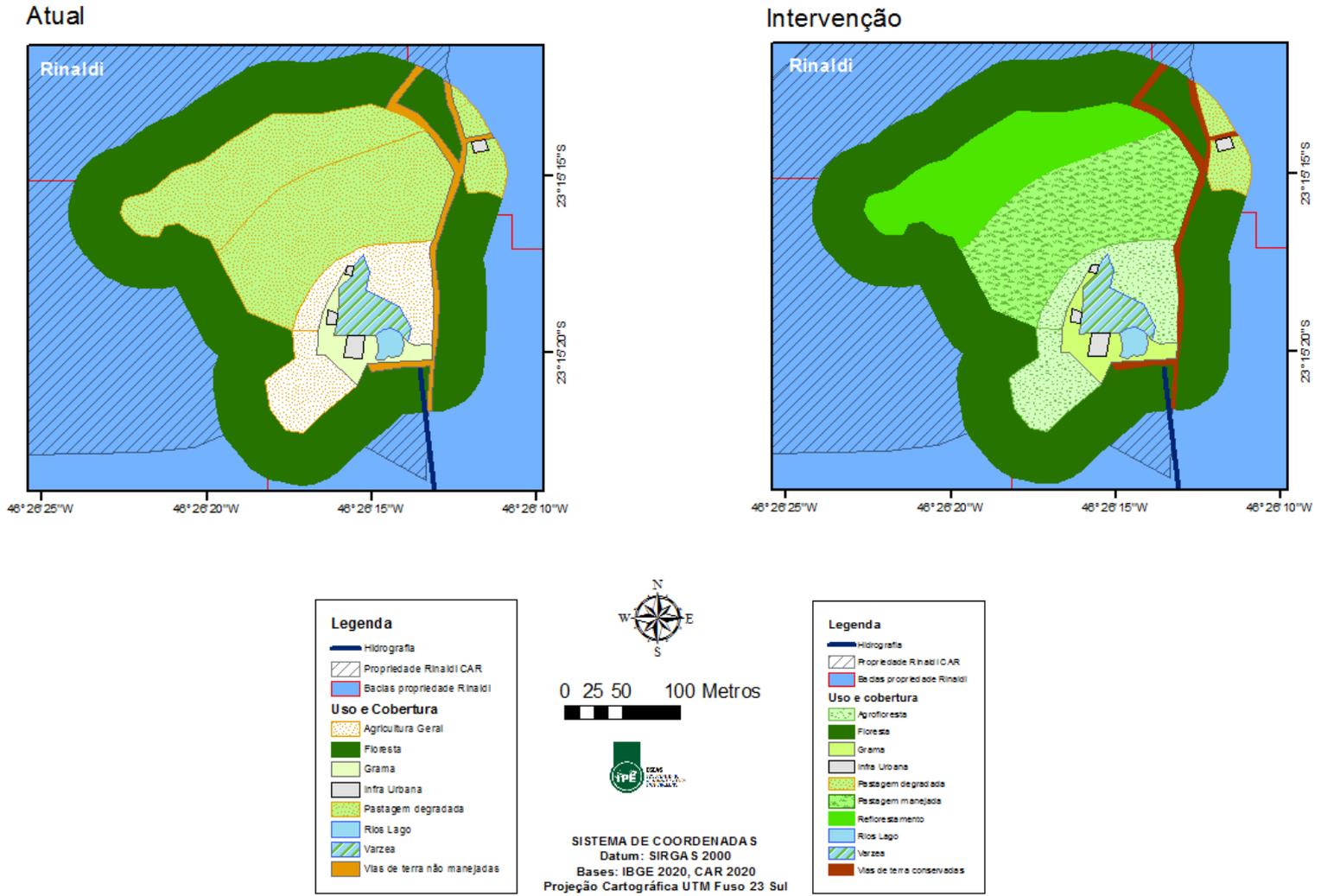
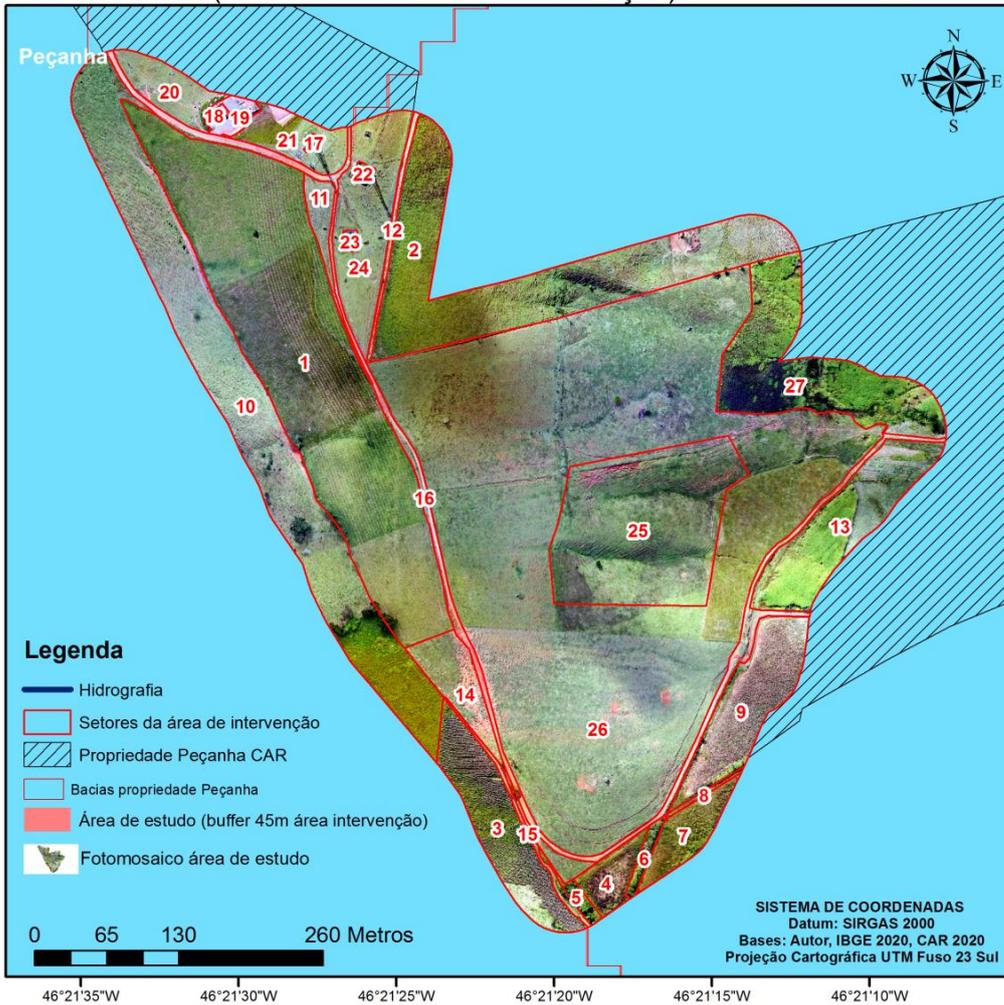


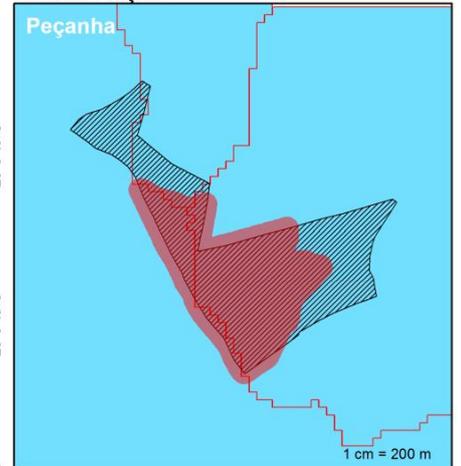
Figura 29 - Mapa de Uso e Cobertura nos cenários atual e futuro Rinaldi.

4.5.1.3 Área de Intervenção e Estudo + MDE Peçanha

Área de estudo (buffer 45m da área de intervenção)



Localização



Modelo Digital de Elevação

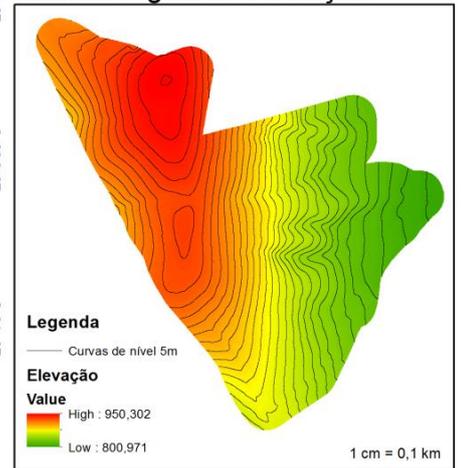


Figura 30 – Área de estudo na propriedade com setores e modelo digital de elevação.

4.5.1.4 - LULC atual e proposto Peçanha

Mapas de Uso e Cobertura de solo nos diferentes cenários

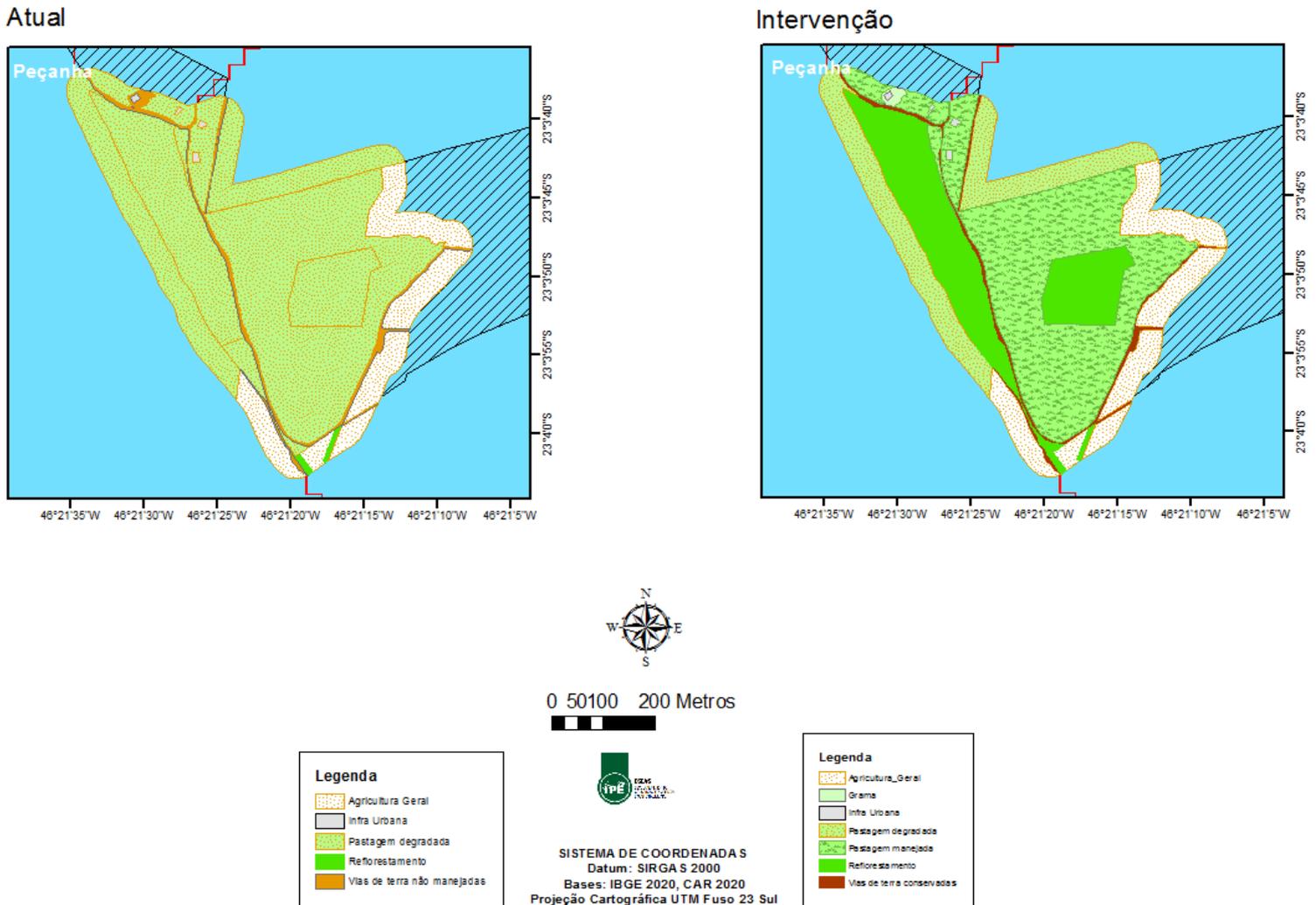


Figura 31 - Mapa de Uso e Cobertura nos cenários atual e futuro Peçanha.

4.6 – Interpretação dos resultados:

4.6.1 - Tabelas e gráficos

As tabelas à foram geradas em Excel a partir dos dados presentes nos mapas de perda e exportação de sedimentos oriundos do modelo SDR e processados no ArcGIS da seguinte maneira: os mapas foram reamostrados por setor de forma a poder somar os valores de seus pixels para tabelas com a ferramenta zonal statistics. Cada setor gerou uma tabela de atributos dos quais os valores foram usados para montagem dos gráficos.

4.6.2 - Cálculo de custos da perda de solo e custos de conversão de sistemas

Os custos de perda de solos on-site e off-site assim como os custos de conversão de sistemas foram levantados por meio de referências bibliográficas e atualizados para Julho de 2022 através de correções feitas no site do Banco Central do Brasil, utilizando-se o índice IGP-M (FGV).

Os valores dos custos de conversão de sistemas serão multiplicadas pelas respectivas áreas das propriedades a sofrerem intervenção, resultando em valores máximos e mínimos das intervenções por propriedade, conforme complexidade da conversão. Tais valores serão comparados com os custos de perdas de solo na tentativa de estipular o tempo de retorno dos gastos da intervenção por perdas evitadas.

5. Resultados

5.1 Resultados gerados - Propriedade Rinaldi

5.1.1 – Mapa de perda e exportação de sedimentos

Resultado da modelagem InVEST para a propriedade Rinaldi

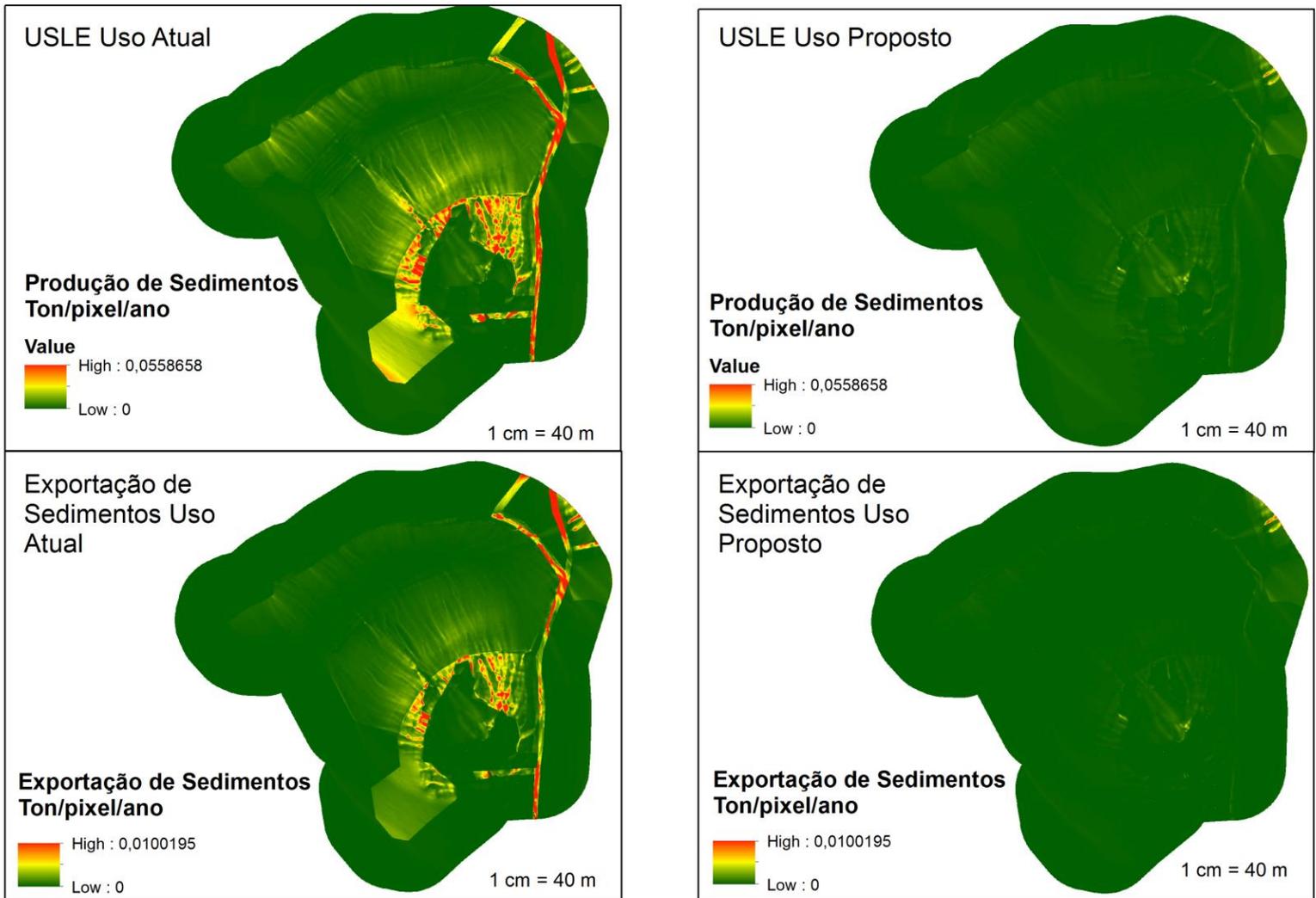


Figura 32 - Resultados da modelagem InVEST para perda e exportação de sedimentos da propriedade Rinaldi.

5.1.2 – Tabelas e Gráficos

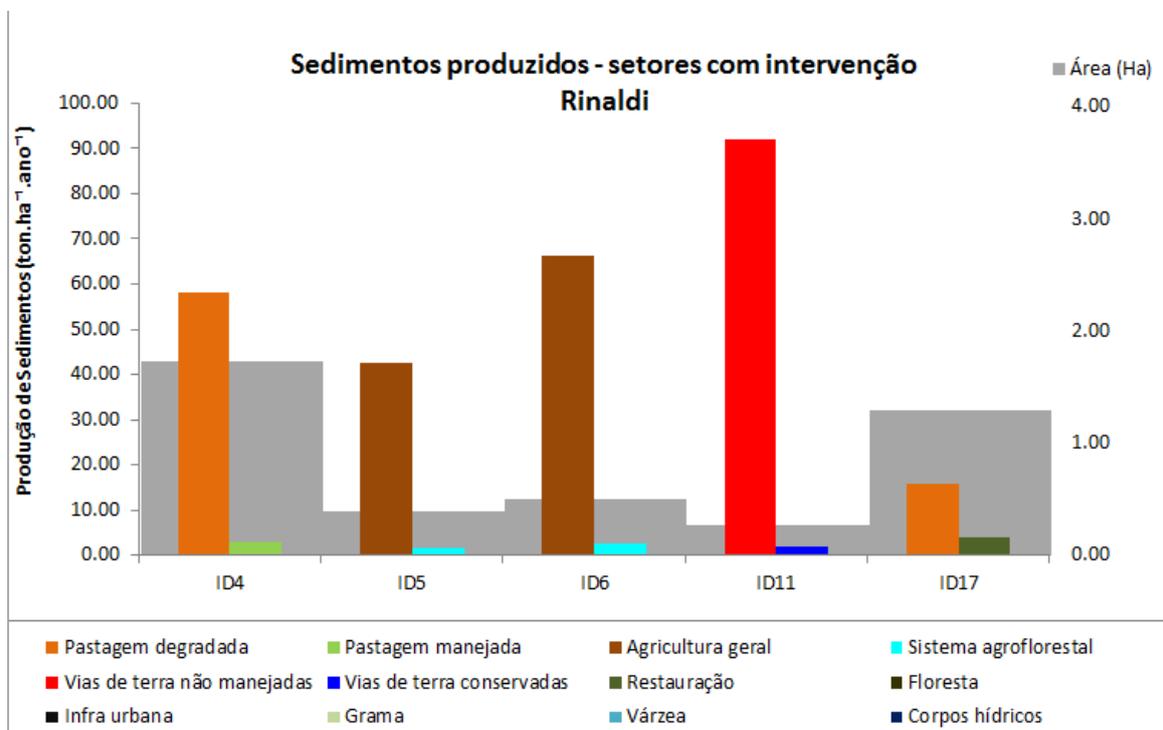


Figura 33 - Gráfico de sedimentos produzidos antes e depois em setores da área de intervenção da propriedade Rinaldi.

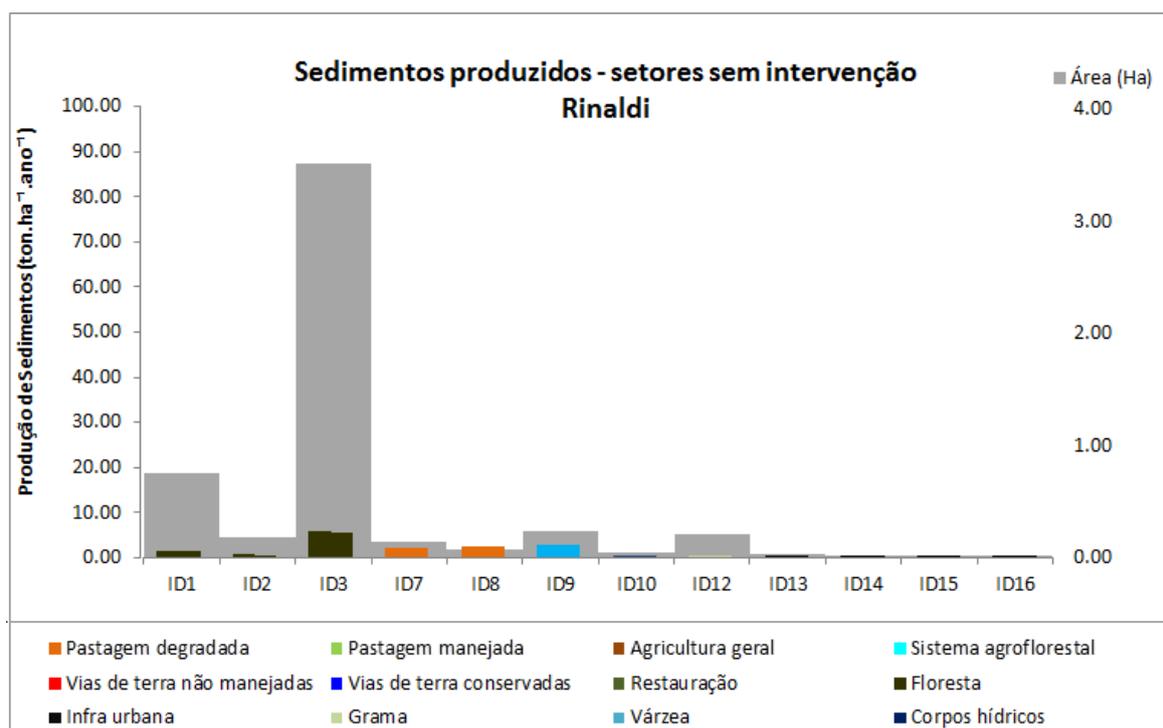


Figura 34 - Gráfico de sedimentos produzidos antes e depois em setores onde não houveram intervenções na área de estudo da propriedade Rinaldi.

Rinaldi.

5.2 Resultados gerados - Propriedade Peçanha

5.2.1 – Mapa de perda e exportação de sedimentos

Resultado da modelagem InVEST para a propriedade Peçanha

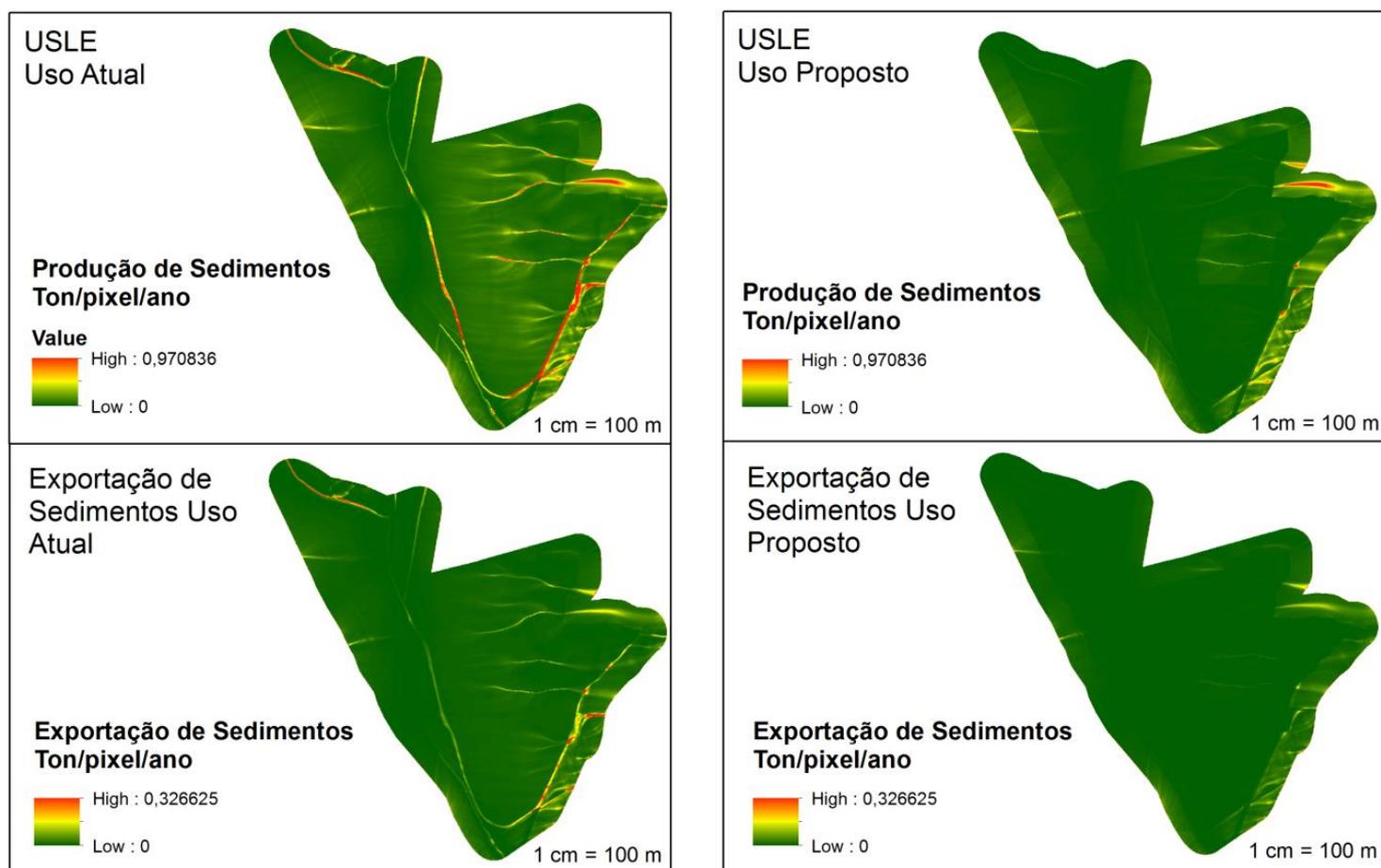


Figura 35 - Resultados da modelagem InVEST para perda e exportação de sedimentos da propriedade Peçanha.

5.2.2 – Tabelas e Gráficos

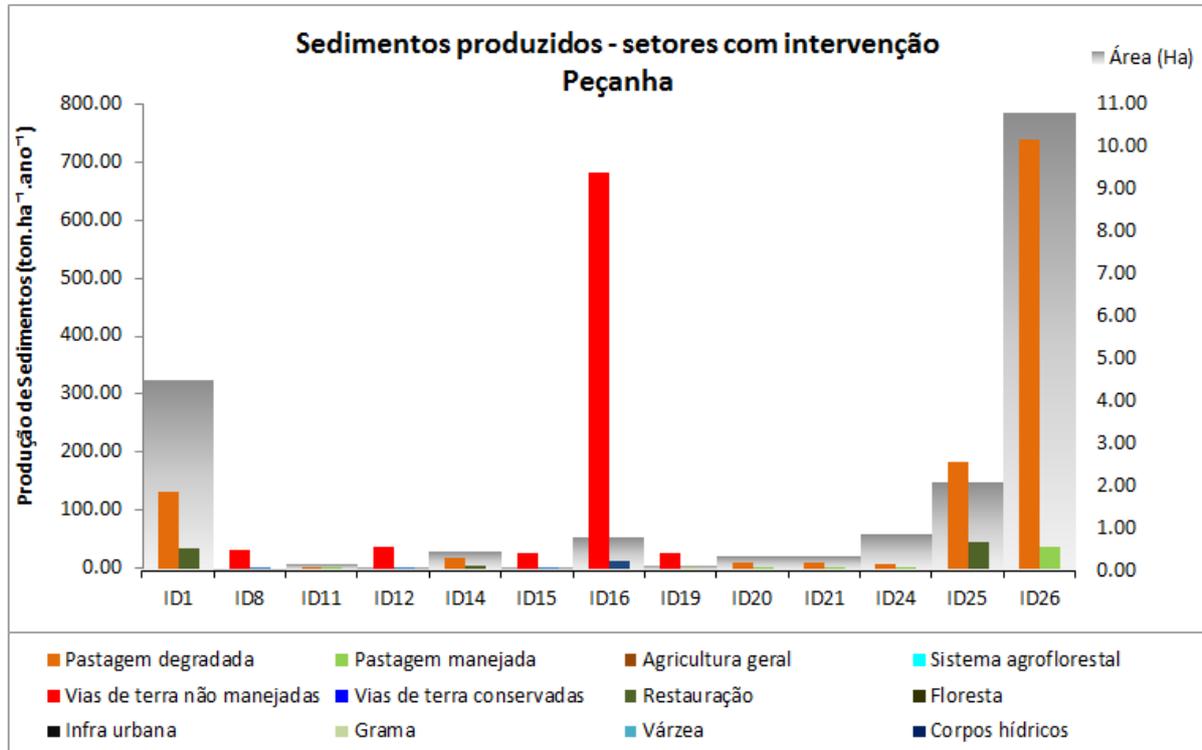


Figura 36 - Gráfico de sedimentos produzidos antes e depois em setores da área de intervenção da propriedade Peçanha.

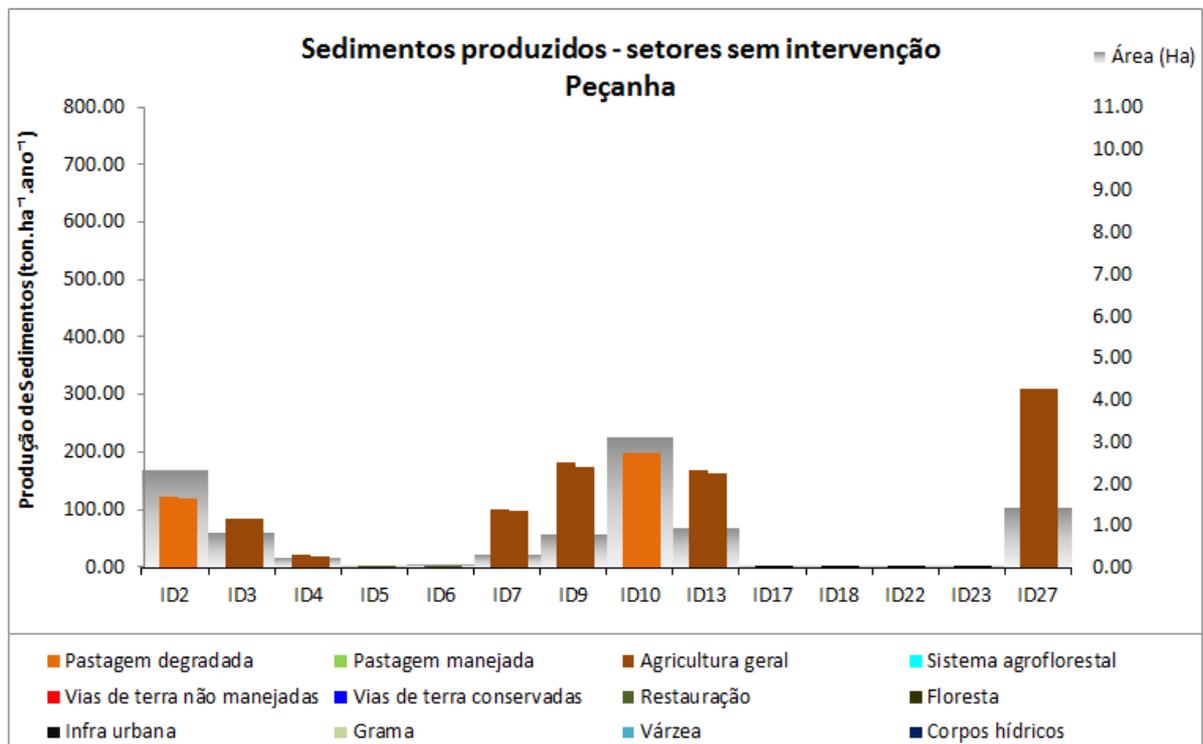


Figura 36 - Gráfico de sedimentos produzidos antes e depois em setores onde não houveram intervenções na área de estudo da propriedade Rinaldi.

6. Discussão

6.1 – Interpretação dos resultados

6.1.1 – Propriedade Rinaldi

6.1.1.1 - Situação Atual da Propriedade

Ao Analisar o resultado da modelagem para o uso atual (Figura 29) em relação ao uso com as intervenções (Figura 27), percebe-se que as vias de terra não manejadas (ID 11 – Figura 26), integrantes ou não da propriedade, são os elementos da paisagem com maior produção de sedimentos. Na propriedade, a área simulada com o uso de agricultura geral (ID 5 e 6 - Figura 26) vem em segundo lugar na produção de sedimentos devido à sua forma de cultivo que desagrega o solo e disponibiliza material a ser erodido com baixa resistência, processo este acentuado pela influência da área de pasto degradado logo acima na topografia (ID 4 – Figura 26) devido à sua pouca cobertura de solo e declividade. Dada esta influência e também por seu potencial erosivo próprio a área de pastagem também entra como prioritária de intervenção.

Verifica-se no Gráfico de sedimentos produzidos (Figura 30) que, apesar de ocupar apenas 2,82% da área de estudo desta propriedade, as vias de terra não manejadas são responsáveis por 31,63% da perda e 41,47% da exportação de sedimentos, que gerando 92,1 toneladas anuais ($347,27 \text{ ton}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$) e exportando 3,80 toneladas anuais ($14,32 \text{ ton}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$) sendo necessário manejá-las tanto nos trechos particulares quanto públicos.

As áreas de agricultura geral dentro da propriedade (ID 5 e 6 – Figura 26) ocupam 9,46% da área de estudo, sendo responsável por 37,36% e 34,44% da perda e da exportação de sedimentos respectivamente. Ambas as áreas somam a perda de 108,77 toneladas anuais (média de $122,21 \text{ ton}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$) e a exportam 3,15 toneladas anuais (média de $3,53 \text{ ton}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$). A diferença de usos das áreas superiores influem diretamente na perda de solos nestas parcelas: sendo a área de ID 6 maior produtora de sedimentos ($131,53 \text{ ton}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$) afetada pela pastagem de ID 4, enquanto o ID 5 de floresta nativa produz $110,03 \text{ ton}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ influenciando no ID 3.

As áreas de pastagem degradada dentro da propriedade (ID 4 e 17 – Figura 26) representam 32,11% da área de estudo, sendo responsável por 25,39% da perda somando $73,92 \text{ ton}\cdot\text{ano}^{-1}$ (média de $24,48 \text{ ton}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$) e 17,91% da exportação de sedimentos somando $1,64 \text{ ton}\cdot\text{ano}^{-1}$ (média de $0,54 \text{ ton}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$). A maior produção de sedimentos entre elas é ocasionada pelo

setor de ID 4, o qual possui topografia mais acidentada e com um ponto de convergência hídrica formando um sulco na paisagem. Tal fato também é observado quando comparamos seu valor de perda de $33,75 \text{ ton.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ quando comparada com o setor vizinho (ID 17 – Figura 26), de mesmo uso, mas $12,17 \text{ ton.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$. Mesmo participando com menor proporção de perda total por área em comparação aos usos anteriormente citados (vias e agricultura geral), continua tendo perda significativa devido sua extensão.

Os demais usos não contribuem significativamente para a geração e exportação de sedimentos.

6.1.1.2 - Benefícios do planejamento

A área de intervenção foi de 4,73 ha, sendo 50,32% da área de estudo. Dos usos evidenciados previamente, os que sofreram alterações foram as vias de terra não manejadas, pastagens degradadas e agricultura geral.

Conforme podemos observar nos mapas resultantes do modelo de geração e exportação de sedimentos para a ocupação planejada (Figura 29), que ambos os fatores tiveram redução dos seus totais.

Em dados gerais, as intervenções na propriedade evitaram anualmente a geração de 262,75 toneladas e a exportação de 8,56 toneladas através dos corpos hídricos.

As vias foram simuladas no modelo como se recebessem revestimento primário como folhelho betuminoso e práticas conservacionistas como bigotes e caixas secas ou bacias de retenção de sedimentos. A queda da geração de sedimentos foi da ordem de 97,98%, evitando a geração de 90,24 e exportação de 3,57 toneladas anuais. A geração de sedimentos passou de 347,27 para $6,99 \text{ ton.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ e a exportação de 14,32 passou a $0,154 \text{ ton.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$. O que antes representava 31,63% passou a ser 6,53% do total de geração de sedimentos e sua participação na exportação total caiu de 41,47% para 6,86%.

Quanto às pastagens, estas sofreram distintas intervenções; a de ID 17 foi destinada à restauração, simulado como se recebesse plantio adensado de espécies nativas em nível. Neste setor, a perda anual evitada foi de 11,94 toneladas, tendo a perda de solos reduzida de 15,74 ($12,17 \text{ ton.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$) para 3,80 toneladas ($2,94 \text{ ton.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$), reduzindo 75,87% das perdas.

A pastagem de ID 4 foi simulada como manejada, preparada inicialmente com subsolagem e terraceamento para frenagem e percolação de água, contando com rotatividade de pastoreio, plantio de cordão de vegetação permanente entre as parcelas. Neste setor, a perda anual evitada foi de 55,24 toneladas, tendo sua geração de sedimento reduzida de 58,18 toneladas

(33,75 ton.ha⁻¹.ano⁻¹) para 2,94 toneladas (1,70 ton.ha⁻¹.ano⁻¹), reduzindo 94,94% das perdas. GALDINO(2012) conclui em seu estudo que com a implementação de manejo adequado do solo e da pastagem pode reduzir em 75,97% das taxas de perda de solo por erosão.

As áreas de agricultura geral que contava com cultivos sazonais com práticas de arado ou não e cultivos permanentes na mesma parcela tiveram seu uso alterado para sistemas agroflorestais, associando de árvores com culturas agrícolas ou forrageiras e construção ativa de cobertura de solo. Os dois setores (ID 5 e 6), somam uma perda anual evitada de 104,34 toneladas, redução aproximada de 96% das perdas totais anteriores. A geração média de sedimentos reduziu de 122,21 para 4.92 ton.ha⁻¹.ano⁻¹ e a exportação de sedimentos de 3,54 para 0,08 ton.ha⁻¹.ano⁻¹.

6.1.2 – Propriedade Peçanha

6.1.2.1 - Situação Atual da Propriedade

Com base no gráfico da Figura 38, nesta propriedade a predominância de uso atual é pastagem degradada, sendo a maior parte da área de estudo (80,90%) e quase a totalidade da área de intervenção (93,75%) ocupada por este uso, gerando a perda de 1423,84 ton.ano⁻¹ (56,59 ton.ha⁻¹.ano⁻¹) e exportação de 61,65 ton. ano⁻¹(6,68 ton.ha⁻¹.ano⁻¹), representando 46,00% e 31,86% dos totais de produção e exportação de sedimentos da área de estudo respectivamente. A partir da modelagem se pode ver que estes efeitos são acentuados nas depressões no meio da pastagem onde o fluxo d'água se concentra e o processo erosivo se intensifica; Já no mosaico de ortofotos (Figura 35) se identificam também processos erosivos nos caminhos preferenciais dos animais, gerando patamares, sulcos e ravinas como se podem notar no setor de ID 25 e nordeste do setor de ID 26, sendo acentuados próximos às áreas das cercas e maiores declividades.

Porém, como observado no resultado da modelagem de uso atual (Figura 35), tanto o mapa de perda total quanto o de exportação em relação ao uso atual, fica evidente que as vias de terra não manejadas são proporcionalmente as maiores produtoras, contribuindo com 803,69 ton.ano⁻¹ (média de 730,62 ton.ha⁻¹.ano⁻¹), representando 25,97% do total e exportadoras, contribuindo com 54,98 ton.ano⁻¹ (média de 49,98 ton.ha⁻¹.ano⁻¹), 28,41% do total de sedimentos considerando a área de estudo, mesmo ocupando apenas 3,52% desta. Nas vias e regiões imediatas se

encontram fortes processos erosivos, causados pela falta de manutenção das mesmas e possivelmente pela falta de manutenção de práticas mecânicas de conservação um dia implantadas que destinavam águas às bacias de retenção de sedimentos posicionadas nas laterais das pistas, que acabaram por perder sua função e levaram novos sedimentos e condução de água para as regiões de pastagem contíguas, evidentes no setor de ID 14 e sudoeste do setor de ID 26.

Outro uso influente na geração de sedimentos que compõe a área de estudo mas não sofrerá intervenções é o de agricultura geral (14,88% em área). Suas áreas produzem 27,93% e exportam 39,63% dos sedimentos, com o potencial médio de $187,93 \text{ ton.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ e $16,67 \text{ ton.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ respectivamente. Interessante notar que apesar do potencial de geração seja maior do que o potencial de exportação, proporcionalmente às outras áreas elas possuem grande contribuição da exportação de sedimentos. Isso pode ser explicado por estas áreas estarem em menores elevações, recebendo maior volume e velocidade da enxurrada e são as áreas mais próximas ao deságue da propriedade nos corpos d'água, tendo seu sedimento diretamente entregue, sem a possibilidade de retenção por outra área adjacente.

6.1.2.2 - Benefícios do planejamento

A área de intervenção foi de 20,85 ha, sendo 67,47% da área de estudo. Dos usos evidenciados previamente, os que sofreram alterações foram as vias de terra não manejadas e pastagens degradadas.

Conforme observado graficamente nos mapas resultantes do modelo de geração e exportação de sedimentos para a ocupação planejada, (Figura 35), ambos os fatores tiveram redução dos seus totais. Em dados gerais, as intervenções na propriedade evitaram a geração de 1790,66 toneladas anuais e a exportação de 107,43 toneladas anuais através dos corpos hídricos.

As vias (IDs 8,12,15,16 – Figura 32) foram simuladas no modelo como se recebessem revestimento primário como folhelho betuminoso e práticas conservacionistas como bigotes e caixas secas ou bacias de retenção de sedimentos. A queda média da geração de sedimentos foi da ordem de 97,56%, evitando a geração de 760,25 e exportação de 54,38 toneladas anuais. Sua geração de sedimentos passou de 776,40 para 16,16 toneladas anuais e sua exportação de 53,12 passou a 0,59 toneladas anuais. O que antes representava 25,08% passou a ser 1,24% do total de geração de sedimentos e sua participação na exportação total caiu de 28,10% para 0,7%.

Uma das áreas de solo nu (ID19) que rodeava a edificação (ID18) considerada vias de terra não manejada teve seu uso modificado para área gramada, evitando a geração de 27,06 toneladas anuais, reduzindo 99,19% das perdas, tendo a geração de sedimentos reduzida de 250,70 para 2,03 $\text{ton}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ e a exportação de sedimentos reduzida de 17,06 $\text{ton}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ para quase 0, considerando boa parte desta ser plana (terraplanagem).

Parte das pastagens (IDs 11,20,21,24 e 26 – Figura 32) foram simuladas como manejadas, preparada inicialmente com subsolagem e terraceamento para frenagem e percolação de água, contando com rotatividade de pastoreio e plantio de vegetação em cordão permanente entre as parcelas. A queda média da geração de sedimentos foi da ordem de 94,94%, evitando a geração 729,70 e exportação de 29.48 toneladas de sedimentos anuais. Sua geração de sedimentos média passou de 61,39 para 3,11 $\text{ton}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ e sua exportação média de 2,42 passou a 0,07 $\text{ton}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$.

As demais áreas de pastagem (IDs 1,14 e 25 – Figura 32) foram simuladas como se destinadas à restauração, recebendo plantio adensado de espécies nativas em nível. A queda média da geração de sedimentos foi da ordem de 75,89%, evitando a geração 251,14 e exportação de 10,25 toneladas de sedimentos anuais. A geração de sedimentos passou de 47,38 para 11,65 $\text{ton}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ e a exportação de 1,74 passou a 0,29 $\text{ton}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$.

6.2 - Comparações das perdas de solo entre modelagem e literatura

SILVA; LUCHIARI (2016) em sua estimativa de perda de solos para a área de pastagem degradada chega a encontrar 33,6 $\text{ton}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ na Bacia do Córrego Baguaçu-SP e SANTOS et al.(1998), aproximadamente 113,256 $\text{ton}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ para a sua área de estudo no município de São João Del Rei. No experimento, a propriedade Rinaldi teve média de 24,48 $\text{ton}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ e no setor de ID4 33,75 $\text{ton}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$, valor muito próximo. Já na propriedade Peçanha a média foi de 56,05 $\text{ton}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$, variando entre 4,61 e 88,03 $\text{ton}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$, a depender do setor.

Como comparação entre valores da perda de solos para vias não pavimentadas, OLIVEIRA (2010) encontra para estradas florestais não pavimentadas no Vale do Rio Doce o valor de 683 $\text{ton}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ de perda de solo para as vias com declividade de 0% a 4% e acima de 12% o valor de 1424 $\text{ton}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ enquanto neste experimento a propriedade Rinaldi expressa perda de 347,27 $\text{ton}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ e a propriedade Peçanha a média de 730,62 $\text{ton}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$.

Para a bacia hidrográfica do rio Una, DA CUNHA (2017) aponta que áreas que apresentaram alta perda de solo, acima de $50 \text{ ton.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$, são dominadas por declividades acentuadas com presença de atividades agrícolas, o que evidencia a adoção de práticas conservacionistas para minimizar a degradação do solo. Para a propriedade Rinaldi o valor médio resultante da modelagem foi de $122,21 \text{ ton.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ e para a propriedade Peçanha, $187,93 \text{ ton.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$. Esta diferença provavelmente se deve ao fato da simulação ter sido feita contando com os piores cenários do manejo agrícola.

Estas comparações trazem caráter de confiabilidade à modelagem servindo de base empírica teórica, uma vez o modelo não calibrado e validado previamente.

Em relação a tolerância a perdas de solo os valores ultrapassam os valores máximos estabelecidos para os solos mais comuns do estado conforme LOMBARDI NETO e BERTONI (1975), evidenciando processos de degradação do solo e consequente perda de fertilidade. Ver item 3.3 deste estudo.

6.3 - Processo de Planejamento

Planejar uma propriedade é uma tarefa complexa que demanda capacidades sensíveis e técnicas. Desde diálogo com o proprietário e interpretação dos seus desejos e necessidades à leitura do território, a observação/escuta ativa vão determinar o bom diagnóstico e proposição.

Para uma melhor interpretação do território é desejável que este seja analisado nas diversas escalas que possibilitem a melhor compreensão de sua dinâmica. Na escala humana a visita à propriedade é de suma importância, realizando anotações e fotografias deste e imediações, buscando evidências, coletando material em campo para ser analisado em laboratório, mas principalmente estabelecendo boa relação com os proprietários e trabalhadores.

O estudo em escalas maiores é possível através de mapas aéreos, topográficos, possibilitando a visualização do todo, processo facilitado por softwares SIG e através de softwares modelagem, que nos permitem fazer análises e predições.

Neste trabalho o uso de software SIG foi importante para compreender as condições ambientais e preparar material para o uso do software de modelagem de serviços ecossistêmicos. O modelo SDR foi capaz de localizar e quantificar as perdas de solo e exportação de sedimentos de modo que a compreensão do comportamento hidrossedimentológico auxiliou no planejamento das intervenções nas propriedades.

A qualidade das informações disponibilizadas pelo levantamento aerofotogramétrico trouxe para a prática digital parte de observações que anteriormente apenas poderiam ser feitas em campo. Através da análise do mosaico de fotografias de alta resolução foi possível consultar elementos da paisagem e suas inter-relações. O MDS gerado, com maior detalhamento em comparação à um levantamento topográfico comum possibilitou ao software de modelagem a geração de mapas com maior detalhamento dos fluxos.

Tal precisão não faz sentido quando se trabalha na escala de grandes bacias hidrográficas, mas quando do planejamento de propriedades, quanto maior a resolução, melhores são os resultados e mais refinado pode ser o planejamento mesmo durante os processos digitais.

Mesmo que na modelagem não sejam identificados exatamente os pontos propostos de intervenção, generalizando por uso a nova cobertura e as práticas conservacionistas a serem aplicadas, tudo deve ocupar seu lugar ótimo na paisagem a fim de entregar seu melhor desempenho, evitando gastos desnecessários em sua execução e prolongando o tempo de manutenção.

No planejamento de propriedades é interessante começar o raciocínio de combate à erosão da parte alta do terreno, propondo usos que produzam menos sedimentos e reduzam a velocidade da água, assim as áreas adjacentes sofrerão menor impacto.

6.4 – Compreensão das dinâmicas hidrossedimentológicas através da modelagem

O sedimento exportado aos corpos hídricos é apenas parte do produzido, uma vez que há retenção de sedimentos no percurso. A taxa de exportação do total produzido depende das qualidades do terreno.

O mesmo uso do solo pode contribuir distintamente na geração e exportação de sedimentos em cada setor ou propriedade, dependendo do tipo de solo, da área total que ocupa, declividade do terreno na qual se encontra e da influência de usos dos setores adjacentes. Este fato é fácil de ser observado quando comparamos os valores reais de um uso específico, mesmo que apenas dentro de uma mesma propriedade.

Áreas adjacentes podem cumprir o papel de reter os sedimentos gerados acima na topografia, acumulando-os, reduzindo a exportação. Um exemplo deste funcionamento é o que ocorre na área de várzea da propriedade Rinaldi (ID 9), áreas de agricultura geral da propriedade Peçanha (IDs 9,13,27) e nas matas ciliares em geral (APPs). Uma vez uma floresta gerando pouco sedimento, recebe sedimentos de outras áreas, impedindo que estes cheguem aos corpos hídricos. Esta capacidade tem seu limite, uma vez alterada sua

cobertura original e capacidade de geração de cobertura e zona de raízes, o material erodido toma conta da superfície e novos sedimentos poderão passar com maior facilidade para os corpos hídricos. DE FREITAS et al. (2022) nos traz que as BMPs em áreas prioritárias de intervenção são mais eficientes na estabilização de produção de água, porém a restauração de APPs lindeiras para diminuir o influxo de sedimentos em corpos d'água, uma vez sendo esta sua principal função ecológica.

Em ambos os casos das situações atuais das propriedades as estradas são as maiores geradoras e exportadoras de sedimentos (Figura 36). A falta de cobertura do solo aliada à declividade potencializa os processos erosivos progressivos no percurso de descida; as vias acabam atuando como calhas, recolhendo parte dos volumes de água dos outros setores e facilitando o acesso do material à área baixa do terreno, causando acúmulo de sedimentos ou entregando diretamente aos corpos hídricos, facilitando a exportação de sedimentos nas áreas de estudo. No estudo realizado na mesorregião de Campos das Vertentes- MG, FERREIRA et al. (2011) evidencia que do total de voçorocas amostradas, 66% destas tiveram suas origens relacionadas à estradas antigas mal manejadas.

Comparando as perdas de mesmos usos iniciais nas duas propriedades percebe-se que as médias são significativamente maiores nas maiores propriedades. O acúmulo de mesmo uso no percurso de descida na topografia sem boas práticas de conservação colaboraram no seu maior valor de perda de solos, explicando o fato de maiores propriedades com maiores faixas de usos produzirem maiores médias de perda de solos.

A hipótese de que o número do TFA utilizado teria influenciado significativamente os resultados de perda e exportação surgiu durante processo de análise, uma vez que diferem entre as propriedades. Porém, ao se testar numa mesma propriedade os diferentes TFAs, os resultados numéricos de perda de solo não apresentavam mudanças substanciais a ponto de gerar tal diferença, apenas a exportação era afetada, uma vez que a disseminação de corpos hídricos pelo terreno facilitariam a exportação, então seguimos ajustando o valor deste fator de entrada conforme o indicado pelo manual do usuário de modo que a malha hídrica se assemelhasse à verdadeira. Outra comprovação é que os valores de mesmo uso diferem em áreas da mesma propriedade, chegando a ter valores próximos entre as propriedades, mostrando que os fatores locais estão influenciando estas variações.

6.5 - Benefícios do planejamento

Todas as alterações planejadas causaram efeitos positivos no combate à erosão do solo, inclusive as áreas adjacentes sem intervenção produziram

menos sedimentos influenciadas por estas (Figuras 31 e 37). Por mais que tenhamos simulado alterações em toda a área de intervenção, as áreas prioritárias indicadas pelos mapas de perda e exportação de sedimentos podem ser indicadas como as primeiras a receberem as BMPs.

As vias de terra quando manejadas passam a contribuir muito menos proporcionalmente em relação à perda total do sistema, equiparando-se a de outros usos, entretanto, outros usos tendem a uma estabilização e cobertura de solo gradativamente maiores, esta tende a perder suas capacidades, necessitando de manutenção constante.

Práticas agrícolas de menor desagregação e revolvimento e maior cobertura de solo demonstraram grande eficácia no combate à erosão hídrica. Os sistemas agroflorestais, como o próprio nome diz tendem progressivamente a comportamentos florestais, inclusive nas dinâmicas de perda de solo. ROSSET et al. (2014) avalia que a transição do modelo atual de agricultura intensiva por modelos menos impactantes traz benefícios econômicos e ambientais para os produtores, assim como produz alimentos mais saudáveis e a gera empregos no campo. Acrescentando ainda que essas mudanças devem ser gradativas, iniciando por novas políticas agrárias com incentivos governamentais e às pesquisas.

A simulação trouxe a comprovação da eficácia na mudança de manejo da pastagem. Da situação de degradação que tende à exposição do solo para um manejo sustentável é evidente a melhoria na capacidade de reduzir perdas. A divulgação desta informação é de grande importância para regiões onde a pastagem é o uso mais comum do solo rural, como a região do Sistema Cantareira. Como o pastoreio rotativo possibilita a criação de maior rebanho por hectare, é possível escolher entre ampliar a produtividade ou reduzir a área de pastagem, destinando-a a outro uso. Cabe ao extensionista rural e demais planejadores sugerirem outras destinações às áreas.

As tendências do comportamento de cada uso ao longo do tempo também devem ser consideradas, uma vez que estas podem ser benéficas ou prejudiciais no controle de erosão, priorizando sempre usos com melhorias gradativas da capacidade de retenção de solo e água.

Mesmo que o uso das parcelas sofram alteração durante o tempo, deve-se garantir que sejam aplicadas as melhores práticas de conservação para que haja estabilidade e regeneração do solo.

Conforme este estudo, as áreas de intervenção se tornam menos representativas na perda e exportação de sedimento dentro da bacia, ficando as áreas não manejadas com participações proporcionalmente maiores e mantendo suas perdas próximas às iniciais, evidenciando a importância do

planejamento conjunto de propriedades, estudando em nível de bacias, iniciando intervenções nas propriedades prioritárias de intervenção e em cada propriedade nas áreas prioritárias

6.6 - Importância das propriedades no planejamento de paisagem na escala Regional

Analisando o território partindo do micro para o macro, é possível compreender principais características das propriedades com seus usos e necessidades e gerar soluções direcionadas às práticas comuns da região.

Analisando numa escala inversa, do macro para o micro podemos compreender funcionamentos que só podem ser percebidos na escala regional e a partir disso possibilitar a participação das propriedades nestes planos integrados, o que geralmente traz benefícios também para a propriedade, seja em incentivos financeiros ou melhoria dos serviços ecossistêmicos. Em relação à biodiversidade, o alinhamento de áreas de restauração em propriedades vizinhas pode ajudar a criar corredores ecológicos. Outro exemplo diz respeito à recarga hídrica e manutenção dos sistemas de coleta e distribuição de água, a implantação de bacias de retenção de água e sedimentos (barraginhas, caixas secas, etc) auxilia tanto a manutenção da umidade na propriedade quanto recarrega o lençol freático, ampliando o volume d'água disponível na bacia e evitando que os reservatórios sejam assoreados.

6.7 Custos da perda de solo

Como mencionado na introdução deste trabalho, prejuízos gerados pela erosão hídrica podem ser classificados em On-site e Off-site, sendo estes referentes à escala de propriedade e bacia ou sistema respectivamente.

Os custos On-site giram em torno da perda de solo, fertilidade, necessidade de irrigação e também da manutenção das vias e processos erosivos.

A perda de nutrientes junto à carga de sedimentos foi estimada por LÓPEZ (1997) como R\$ 205,41 ha⁻¹ ano⁻¹ *. Se considerarmos este valor para as áreas de intervenção, supondo redução total, a propriedade Rinaldi deixaria de ter o prejuízo anual com reposição de nutrientes de R\$ 971,59 e a propriedade Peçanha R\$ 4.282,80.

A perda de fertilidade, porém, provém também da perda da camada superficial dos solos. GT7 (2018) encontra para pastagens degradadas o custo de reposição de nutrientes sendo R\$ 10,10 ha⁻¹ ano⁻¹ *.

Os custos Off-site ficam à cargo da municipalidade e empresas de captação e distribuição de recursos hídricos, pois estes sedimentos das áreas privadas alcançam vias, corpos d'água e reservatórios, causando assoreamento e alterando a qualidade da água. Tais gastos, porém, são redistribuídos e retornam indiretamente aos usuários através dos custos dos serviços.

LÓPEZ (1997) calcula o custo operacional do tratamento de água causado pela erosão seria de R\$ 26,88 ha⁻¹ ano⁻¹, cada família abastecida pagando mensalmente o equivalente a R\$ 5,19 *.

O custo de manutenção anual das vias foi estimado por FARIA (2020) para estradas florestais secundárias e terciárias que correspondem a uma faixa de rodagem de aproximadamente 5m de R\$ 9,39 por metro linear ou R\$18520,71 ha⁻¹ ano⁻¹. Utilizando esta estimativa podemos inferir estes valores para ambos os custos, On-site e Off-site.*

LÓPEZ (1997) observa que o custo On-site representa 96,2% do custo da erosão do solo na bacia, a conservação de solos ficaria em mãos dos produtores que a empreenderiam na medida que esta fosse economicamente viável para eles, porém, se os limites de perda de solo toleráveis fossem alcançados, haveria uma redução de 84% nos custos causados pela erosão do solo na bacia, considerando apenas o aumento no custo de tratamento da água para abastecimento urbano. Fica evidente como programas conservacionistas que incentivem os proprietários rurais a utilizar de BMPs trariam grande benefícios e economia à sociedade.

Podemos observar na Tabela 7, os custos anuais por perda de solos em cada propriedade; são quantidades consideráveis, trazendo prejuízos tanto para os proprietários quanto para a sociedade. Os custos Off-site alcançam aproximadamente 12,5% dos custos On-Site.

CUSTO ANUAL DAS PERDAS	Rinaldi	Peçanha	Tipo de Perda
Nutrientes	R\$ 971.59	R\$ 4,282.80	On-Site
Fertilidade	R\$ 47.77	R\$ 210.58	On-Site
Custo Operacional do Tratamento da água	R\$ 127.14	R\$ 560.45	Off-Site
Totais	R\$ 1,146.50	R\$ 5,053.83	-

Tabela 7 - Custos das perdas por propriedade

*Valores corrigidos para Junho de 2022 segundo site do Banco Central do Brasil utilizando-se o índice IGP-M (FGV).

<https://www3.bcb.gov.br/CALCIDADAOPublico/corrigerPorIndice.do?met hod=corrigerPorIndice>

6.8 Custos de conversão

URCHEI (2014) avalia a implantação de Sistema Agroflorestal com cultivos diversificados com alta variedade. Contando com aquisição de mudas(38,2%), mão de obra de implantação (22,6%) e maquinário (26,4%), o valor de implantação foi de R\$ 23.971,76 ha⁻¹. O custo de manutenção anual decresce sendo no primeiro ano R\$ 14.443,58 ha⁻¹ e no quarto ano estava em R\$6.797,17 ha⁻¹. Este tipo de sistema produtivo, dependendo do consórcio escolhido, pode gerar retornos financeiros em tempo curto e se bem manejado pode encontrar o balanço energético relativamente mais cedo que outros sistemas produtivos, acelerando o processo de recomposição orgânica do solo e reduzindo custos com insumos. Em locais onde os produtores trabalham em mutirões, os custos podem ter parte do valor de mão de obra abatido, resultando em grande economia aos produtores.*

Segundo DUARTE et al. (2018), o custo estimado de implantação de um hectare de Restauração considerando plantio total com mudas para a região de Mata Atlântica variava segundo as condições ambientais, variando atividades e insumos necessários para seu sucesso. Em condições ambientais favoráveis (ex.: pluviosidade adequada, solo fértil e sem restrições, baixa presença de pragas, proximidade ao viveiro), o custo de restauração seria de R\$ 13.627,50. Em condições ambientais desfavoráveis (ex.: presença de espécies indesejáveis em abundância, veranicos, solos degradados, alta presença de formigas cortadeiras, distante do viveiro) o valor iria para R\$37.220,15.*

A restauração pode também ocorrer através da implantação de um sistema agroflorestal uma vez que parte do consórcio pode conter as árvores de uma futura floresta, servindo por um tempo como sistema predominantemente produtivo e posteriormente uma floresta produtiva.

Implantação de Pastoreio Rotativo R\$ 3500,00 ha⁻¹ para transição de sistema sem troca de pastagem e R\$ 4590,00 ha⁻¹ para transição do sistema com troca de pastagem, dessecando o solo e adubando (GRILLO et al., 2018). Estas formas de pastoreio proverão maior produtividade, cobertura e fertilidade de solo se manejado corretamente, ao mesmo tempo mais lucrativo e regenerando a vida no solo, conservando solo e água*. Em adição, o cercamento das pastagens ao mesmo tempo facilita e reduz os custos do processo de restauração e APPs.

Antes das conversões de usos serem implementadas, é interessante que práticas mecânicas de conservação de água sejam executadas no território para que estas estruturam o novo território ampliando a capacidade de retenção de água no solo e evitando a erosão, aumentando a produtividade. Apesar de seus benefícios serem conhecidos, por ser um investimento inicial considerável muitas vezes não são adotados.

Cada proprietário e propriedade tem suas tendências e aptidões, que determinarão suas escolhas de práticas e uso do solo. A capacidade de aporte financeira destes, porém, pode ser uma barreira para que práticas mais sustentáveis sejam adotadas. Para isso é necessário que haja possibilidades de crédito e microcrédito rural, incentivos como PSAs que contemplem estas práticas e outras políticas públicas que tragam acessibilidade financeira e à informação.

Na Tabela 8 abaixo, os menores valores segundo as intervenções propostas para a área de intervenção do caso dos Rinaldi seriam a manutenção das vias (nem todas fazem parte da propriedade), a conversão da pastagem para rotativa sem troca de pasto, implantação de sistema agroflorestal e restauração em condições favoráveis. Para os maiores valores acrescentariam a troca de pasto e se considerariam as condições de restauração desfavoráveis.

Para a área de intervenção do caso dos Peçanha, os menores valores correspondem à manutenção das vias (nem todas fazem parte da propriedade, conversão do sistema de pastagem à rotativa sem troca de pastagem e

restauração em condições favoráveis. Para os maiores valores se acrescentaria a troca de pasto e condições desfavoráveis para reflorestamento.

CUSTOS DA CONVERSÃO	Rinaldi menores valores	Rinaldi maiores valores	Tipo de Custo	Peçanha menores valores	Peçanha maiores valores	Tipo de Custo
Vias	R\$ 4,911.60	R\$ 4,911.60	On-Off	R\$ 20,141.97	R\$ 20,141.97	On-Site
Pastagens Manejadas	R\$ 6,040.18	R\$ 7,921.27	On-Site	R\$ 43,791.92	R\$ 57,429.98	On-Site
Sistemas Agroflorestais	R\$ 21,335.67	R\$ 21,335.67	On-Site	R\$ -	R\$ -	On-Site
Restauração	R\$ 17,620.00	R\$ 48,124.65	On-Site	R\$ 95,913.71	R\$ 261,964.60	On-Site
Totais	R\$ 49,907.45	R\$ 82,293.19		R\$ 159,847.60	R\$ 339,536.55	

Tabela 8 - Custo de conversão das intervenções prevista nas propriedades.

Se considerarmos o tempo de retorno dos custos de conversão (Tabela8) em relação aos custos das perdas evitadas apenas (Tabela 7), este seria entre 43 e 71 anos para a propriedade Rinaldi e entre 31 e 67 anos para a propriedade Peçanha. Este tempo de retorno, porém, é muito menor pensando no aumento de produtividade da propriedade com os novos sistemas implantados, redução de gastos com irrigação e o benefício do aumento da disponibilidade hídrica.

Ainda assim podem ser custos altos principalmente para pequenos proprietários, que são a maioria quando se trata das áreas do Sistema Cantareira, evidenciando a necessidade de programas de financiamento e crédito rural.

Uma forma de incentivar os proprietários de áreas rurais para a adoção de práticas pelos serviços ecossistêmicos proporcionados é através da geração de benefícios e renda. O sistema de pagamentos por serviços ambientais (PSA's), amparado na lógica de provedor-recebedor ou protetor-recebedor que segundo (AZEVEDO, 2017), estabelece que quem contribui para melhorar um serviço ambiental, protegendo um bem natural e adotando práticas sustentáveis que trazem benefício para a comunidade, deve receber uma compensação financeira proporcional ao serviço prestado.

No Brasil, a Agência Nacional de Águas (ANA) criou o Programa Produtor de Águas, ao qual os proprietários podem aderir voluntariamente, recebendo pelos serviços ambientais gerados ou preservados. Os PSAs e auxílios às práticas regenerativas e de conservação também podem vir através de iniciativas privadas parceiras dos projetos, desta forma tirando a carga financeira da implantação dos proprietários.

Segundo (BISPO et al., 2020), estes estímulos na forma de PSAs são implantados baseados na semente nas “oportunidades de custo” e continuam em estágio de refinamento. Conhecer as principais fontes difusas de produção de sedimento e ampliar o espectro de boas práticas de manejo a atender a necessidade de conservação de água e solo pode aumentar a eficiência de utilização dos recursos investidos em estratégias de gestão em bacias hidrográficas (TIECHER et al., 2014). Sendo assim, é importante que haja o conhecimento e discriminação de cada fonte geradora de sedimentos para que seja preenchida a lacuna de critérios aplicáveis na avaliação e monitoramento dos impactos, positivos ou negativos das práticas de manejo adotadas em propriedades rurais participantes dos programas de PSAs (SAAD et al., 2018).

*Valores corrigidos para Junho de 2022 segundo site do Banco Central do Brasil utilizando-se o índice IGP-M (FGV).
<https://www3.bcb.gov.br/CALCIDADAOPublico/corrigirPorIndice.do?method=corrigirPorIndice>

7. Conclusão

Através do uso do modelo InVEST, Sediment Delivery Ratio, foi possível estimar a perda e exportação de sedimentos nos cenários atual e proposto. A partir dos mapas gerados da situação atual foi possível compreender quais as zonas críticas nas áreas de intervenção, influenciando o processo de escolha do uso do solo ou evidenciando futuras intervenções pontuais específicas.

Como resposta da comparação entre cenários, ficou evidente grande redução das perdas e exportações de sedimentos o que confirma não apenas suas diferenças entre usos e a eficiência da adoção de melhores práticas de manejo, mas também reforçam a importância do planejamento de propriedade, trabalho realizado por extensionista rurais.

A modelagem feita com inputs em alta resolução como MDE e Ortofotomosaico georreferenciado auxiliaram no processo de compreensão hidrossedimentológica das propriedades, indicando visualmente pontos específicos de intervenção. A comparação entre os cenários e usos trouxe reflexões sobre cada setor e da interação destes com os setores adjacentes.

Através de comparação de custos com literatura foi possível estimar os custos por erosão das situações atuais e os custos de conversão dos usos atuais em usos distintos ou melhores práticas de manejo, gerando um tempo de retorno baseado nas perdas evitadas. A expressividade dos valores de conversão de sistemas deixa clara sua inacessibilidade a pequenos produtores dispostos a readequar suas propriedades, ressaltando a importância de políticas públicas dedicadas à facilitação deste acesso.

Bibliografia

AGASSI, Menachem. **Soil Erosion, Conservation, and Rehabilitation**. 1. ed. [s.l.] : CRC Press, 1996. v. 67 DOI: 10.20710/dojo.67.6_700.

ARAÚJO, A. S. F. DE; MONTEIRO, R. T. R. Indicadores biológicos de qualidade do solo. **Bioscience Journal, Uberlândia** ., [S. l.], v. 23, n. 3, p. 66–75, 2007.

AZEVEDO, L. M. N. **Calibração, validação e aplicação do modelo InVEST para a estimativa de benefícios aos serviços ecossistêmicos na bacia do Ribeirão Pípiripau (DF/GO)**. 2017. UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA FACULDADE - FACULDADE DE TECN, [S. l.], 2017.

BALBINOT, Rafaelo; OLIVEIRA, Nayara Kaminski De; VANZETTO,

Suelen Cristina; PEDROSO, Keylla. O papel da floresta no ciclo hidrológico em bacias hidrográficas The forest role in the hydrological cycle at hydrological basins. **Ambiência**, [S. l.], v. 4, n. 1, p. 131–149, 2008.

BENNETT, Neil D. et al. Characterising performance of environmental models. **Environmental Modelling and Software**, [S. l.], v. 40, p. 1–20, 2013. DOI: 10.1016/j.envsoft.2012.09.011. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2012.09.011>.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. Conservação do solo. 2. ed. São Paulo: Editora ícone, 352 p., 1993.

BISPO, Diêgo Faustolo Alves; BATISTA, Pedro Velloso Gomes; GUIMARÃES, Danielle Vieira; SILVA, Marx Leandro Naves; CURTI, Nilton; QUINTON, John Norman. Monitoring land use impacts on sediment production: A case study of the pilot catchment from the Brazilian program of payment for environmental services. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [S. l.], v. 44, p. 1–15, 2020. DOI: 10.36783/18069657rbcs20190167.

BORGES, Kelly Maria Resende; CARVALHO JÚNIOR, Osmar Abílio; MARTINS, Eder Souza; GOMES, Roberto Arnaldo Trancoso; GUIMARÃES, Renato Fontes. Vulnerabilidade natural: a perda de solo da bacia do rio Carinhanha (MG/BA) usando uma abordagem qualitativa da equação universal de perda de solos. **GEOgraphia**, [S. l.], v. 14, n. 27, p. 101, 2013. DOI: 10.22409/geographia2012.1427.a13636.

BORSELLI, Lorenzo; CASSI, Paola; TORRI, Dino. Prolegomena to sediment and flow connectivity in the landscape: A GIS and field numerical assessment. **Catena**, [S. l.], v. 75, n. 3, p. 268–277, 2008. DOI: 10.1016/j.catena.2008.07.006.

BRASIL. **Programa Produtor de Água e Relatório de Diagnóstico Socio-ambiental da Bacia do Ribeirão Pipiripau, Brasília, DF**. [s.l.: s.n.].

BROUWER, Roy; BRANDER, Luke M.; KUIK, Onno; PAPYRAKIS, Elissaios; BATEMAN, Ian J. A synthesis of approaches to assess and value ecosystem services in the EU in the context of TEEB. **TEEB follow-up study**

for Europe, [S. l.], n. May, p. 144, 2013.

CAMPBELL, Marti. Benefits of Forest Restoration; Literature Review. **CForest Thinning for Forest Restoration Introduction**, [S. l.], n. May, p. 1–17, 2012.

CASARIN, Rui Donizete. Controle de erosão em estradas rurais não pavimentadas, utilizando sistema de terraceamento com gradiente associado a bacias de captação. [S. l.], 2008.

CAVALIERI, Adriana. Estimativa de adequação de uso das terras da quadrícula de Moji Mirim (SP) utilizando diferentes métodos. [S. l.], n. June 1998, p. 127, 1998.

Chaves, H. M. L. Estimativa da erosão atual e potencial no Vale do São Francisco. Relatório Final de Consultoria, Codevasf – FAO, Brasília. 35 p., 1994.

CORRÊA, CARLA MARIA CAMARGO. Perdas de solo e a qualidade da água procedente de estrada de uso florestal no planalto Catarinense. [S. l.], p. 158, 2005.

COSTA, Arthur; TAVARES, Falcão. Gestão Do Uso Da Terra Da Microbacia Do Rio Jundiaí-Mirim. [S. l.], 2001.

DA CUNHA, Elias Rodrigues; BACANI, Vitor Matheus; PANACHUKI, Elói. Modeling soil erosion using RUSLE and GIS in a watershed occupied by rural settlement in the Brazilian Cerrado. **Natural Hazards**, [S. l.], v. 85, n. 2, p. 851–868, 2017. DOI: 10.1007/s11069-016-2607-3.

DA CUNHA, Ricardo Borges; MARTINS, Cesar Augusto Avila. IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS COM PERDA DE SOLO ACIMA DO TOLERÁVEL USANDO NDVI PARA O CÁLCULO DO FATOR C DA USLE. **RA'E GA - O Espaço Geográfico em Análise**, [S. l.], v. 39, p. 43–56, 2017. DOI: 10.5380/raega.

DANIELS, R. B.; GILLIAM, J. W. **Sediment and Chemical Load Reduction by Grass and Riparian Filters** Soil Science Society of America

Journal, 1996. DOI: 10.2136/sssaj1996.03615995006000010037x.

DE CARVALHO, Daniel Fonseca; DA SILVA, Leonardo Duarte Batista. Apostila de Hidrologia. *In*: 1. ed. [s.l: s.n.]. p. 60–80.

DE FREITAS, Letícia Duarte; DE MORAES, Jener Fernando Leite; DA COSTA, Adriana Monteiro; MARTINS, Letícia Lopes; SILVA, Bruno Montoani; AVANZI, Junior Cesar; UEZU, Alexandre. How Far Can Nature-Based Solutions Increase Water Supply Resilience to Climate Change in One of the Most Important Brazilian Watersheds? **Earth**, [S. l.], v. 3, n. 3, p. 748–767, 2022. DOI: 10.3390/earth3030042.

DE OLIVEIRA, Vinícius Augusto; DE MELLO, Carlos Rogério; DURÃES, Matheus Fonseca; DA SILVA, Antônio Marciano. Vulnerabilidade Dos Solos a ' Erosão Hídrica Na Bacia Hidrográfica Do Rio Verde, Sul De Minas Gerais. **Ciencia e Agrotecnologia**, [S. l.], v. 38, n. 3, p. 262–269, 2014. DOI: 10.1590/S1413-70542014000300006.

DEFRIES, Ruth S.; RUDEL, Thomas; URIARTE, Maria; HANSEN, Matthew. Deforestation driven by urban population growth and agricultural trade in the twenty-first century. **Nature Geoscience**, [S. l.], v. 3, n. 3, p. 178–181, 2010. DOI: 10.1038/NGEO756. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1038/ngeo756>.

DILL, Paulo Roberto Jaques; MARIA, Eloiza; DIAS, Cauduro; BATISTA, João; PAIVA, Dias De. Assoreamento do Reservatório do Vacacai Mirim / Santa Maria e sua Relação com a Deteriorização da Bacia Hidrográfica Contribuinte. [S. l.], v. 9, p. 7–15, 2004.

DRUGOWICH, Mário Ivo et al. **CATI. Comissão Técnica de Conservação do Solo. Boas Práticas em Conservação do Solo e da Água**. [s.l: s.n.]. Disponível em: www.cati.sp.gov.br.

DUARTE, Edson et al. **Restauração da Vegetação Nativa no Brasil - Caracterização de técnicas e estimativas de custo como subsídio a programas e políticas públicas e privadas de restauração em larga escala**. [s.l: s.n.].

DURÃES, Matheus Fonseca; COELHO FILHO, José Alexandre Pinto; OLIVEIRA, Vinícius Augusto De. Water erosion vulnerability and sediment delivery rate in upper Iguaçú river basin – Paraná. **Rbrh**, [S. l.], v. 21, n. 4, p. 728–741, 2016. DOI: 10.1590/2318-0331.011616029.

EDUARDO, Eliete Nazaré; DE CARVALHO, Daniel Fonseca; MACHADO, Roriz Luciano; SOARES, Paula Fernanda Chaves; DE ALMEIDA, Wilk Sampaio. Erodibilidade, fatores cobertura e manejo e práticas conservacionistas em argissolo vermelho-amarelo, sob condições de chuva natural. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, [S. l.], v. 37, n. 3, p. 796–803, 2013.

FAO. **Status of the World's Soil Resources. Status of the World's Soil Resources (SWSR) - Main Report**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <http://www.fao.org/3/a-i5199e.pdf>.

FARIA, Felipe Nascimento De. **ASPECTOS TÉCNICOS E CUSTOS NA DETERMINAÇÃO DA DENSIDADE DE ESTRADAS EM PLANTIOS FLORESTAIS**. 2020. UNICENTRO, [S. l.], 2020.

FARINASSO, Miguel; CARVALHO JÚNIOR, Osmar Abílio De; GUIMARÃES, Renato Fontes; GOMES, Roberto Arnaldo Trancoso; RAMOS, Verônica Moreira. Avaliação Qualitativa do Potencial de Erosão Laminar em Grandes Áreas por Meio da EUPS Equação Universal de Perdas de Solos Utilizando Novas Metodologias em SIG para os Cálculos dos seus Fatores na Região do Alto Parnaíba PI-MA. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, [S. l.], v. 7, n. 2, p. 73–85, 2006. DOI: 10.20502/rbg.v7i2.80.

FERREIRA, Vinicius martins; SILVA, Marx Leandro Naves; CURI, Nilton; OLIVEIRA, Anna Hoffmann; SILVA, Mayesse Aparecida Da; AVANZI, Junior Cesar. Influência Antrópica E Atributos De Solo: Inter- Relações Em Ambientes De Voçorocas Na Mesorregião Campos Das Vertentes, Mg. **Geografia**, [S. l.], v. 36, n. 1, p. 209–219, 2011. Disponível em: <http://www.periodicos.rc.biblioteca.unesp.br/index.php/ageteo/article/view/4915/5144>.

FICHINO, Betânia Santos. **Trade-off entre serviços ecossistêmicos de provisão, suporte e regulação em Florestas de Araucária**. 2014.

Universidade de São Paulo, [S. l.], 2014.

FREITAS, Letícia Duarte De. **QUANTIFICAÇÃO E ESPACIALIZAÇÃO DE SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS HÍDRICOS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO ATIBAINHA**. 2020. IPÊ – Instituto de Pesquisas ecológicas, [S. l.], 2020.

GALDINO, Sérgio. **Estimativa da perda de terra sob pastagens cultivadas em solos arenosos da bacia hidrográfica do Alto Taquari – MS/ST**. 2012. Universidade Estadual de Campinas, [S. l.], 2012. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/937957/estimativa-da-perda-de-terra-sob-pastagens-cultivadas-em-solos-arenosos-da-bacia-hidrografica-do-alto-taquari---msmt#:~:text=Publicações-,Estimativa da perda de terra sob pastagens cultivadas.>

GOLMOHAMMADI, Golmar; PRASHER, Shiv; MADANI, Ali; RUDRA, Ramesh. Evaluating three hydrological distributed watershed models: MIKE-SHE, APEX, SWAT. **Hydrology**, [S. l.], v. 1, n. 1, p. 20–39, 2014. DOI: 10.3390/hydrology1010020.

GRILLO, Gustavo Schneider; COSTA, Lucas Teixeira; VIVIANE, Francisca; SANTOS, Dos; BELARMINO, Clovis. Rentabilidade e custos do sistema de pastejo rotacionado na recria de bovinos de corte: um estudo em uma empresa rural na região do Pampa Profitability and costs of the rotational grazing system in the rearing of cattle beef : a study in a rural enterpri. *In: VI SIMPOSIO DA CIENCIA DO AGRONEGOCIO: SERVICOS ECOSSISTEMICOS NO AGRONEGOCIO 2018*, Porto Alegre- RS. **Anais [...]**. Porto Alegre- RS p. 1–10. Disponível em: <https://www.ufrgs.br/cienagro/wp-content/uploads/2018/10/Rentabilidade-e-custos-do-sistema-de-pastejo-rotacionado-na-recria-de-bovinos-de-corte-um-estudo-em-uma-empresa-rural-na-região-do-Pampa.pdf>.

GT7, Grupo de Pesquisa: PERDA DE SOLO E VALORAÇÃO ECONÔMICA DO CULTIVO DA SERINGUEIRA E OUTROS USOS NO

NOROESTE DO ESTADO DE SÃO PAULO. *In*: TRANSFORMAÇÕES RECENTES NA AGROPECUÁRIA BRASILEIRA: DESAFIOS EM GESTÃO, INOVAÇÃO , SUSTENTABILIDADE E INCLUSÃO SOCIAL 2018, Campinas - SP. **Anais** [...]. Campinas - SP: UNICAMP, 2018. p. 1–15. Disponível em: <http://www.fao.org/3/l8739EN/i8739en.pdf%0Ahttp://dx.doi.org/10.1016/j.adolescence.2017.01.003%0Ahttp://dx.doi.org/10.1016/j.childyouth.2011.10.007%0Ahttps://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/23288604.2016.1224023%0Ahttp://pdx.sagepub.com/lookup/doi/10>.

GUERRA, Antonio José Teixeira. **Erosão e conservação dos solos: conceitos, temas e aplicações**. 3. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2007.

GUIMOND, Laurie; SIMARD, Myriam. Gentrification and neo-rural populations in the Québec countryside : Representations of various actors. **Journal of Rural Studies journal**, [S. l.], v. 26, p. 449–464, 2010. DOI: 10.1016/j.jrurstud.2010.06.002.

HILLEL, Daniel. **Environmental Soil Physics**. San Diego, CA: Academic Press, 1998.

LIM, Chul Hee; SONG, Cholho; CHOI, Yuyoung; JEON, Seong Woo; LEE, Woo Kyun. Decoupling of forest water supply and agricultural water demand attributable to deforestation in North Korea. **Journal of Environmental Management**, [S. l.], v. 248, n. October 2018, p. 109256, 2019. DOI: 10.1016/j.jenvman.2019.07.027. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.07.027>.

LOMBARDI NETO, F.; BERTONI, J. Tolerância de perdas de terras para solos do Estado de São Paulo. Campinas: Instituto Agrônômico, 1975.

LÓPEZ, Ariel Adderraman Ortiz. **Análise dos Custos Privados e Sociais da erosão do solo- o caso da bacia do Rio Corumbatai**. 1997. Universidade de São Paulo - Campus Piracicaba, [S. l.], 1997.

LOWRANCE, Richard; TODD, Robert; FAIL, Joseph; HENDRICKSON,

Ole; LEONARD, Ralph; ASMUSSEN, Loris. Riparian Forests as Nutrient Filters in Agricultural Watersheds. **BioScience**, [S. l.], v. 34, n. 6, p. 374–377, 1984. DOI: 10.2307/1309729.

MAES, Joachim et al. Mapping ecosystem services for policy support and decision making in the European Union. **Ecosystem Services**, [S. l.], v. 1, n. 1, p. 31–39, 2012. DOI: 10.1016/j.ecoser.2012.06.004.

MARQUES, João Fernandes. Custos da erosão do solo em razão dos seus efeitos internos e externos à área de produção agrícola. **Revista de economia e sociologia Rural**, [S. l.], v. 36, n. 1, p. 61–80, 1998.

MARTINS, Sérgio Gualberto; SILVA, Marx Leandro Naves. Fator cobertura e manejo do solo e perdas de solo e água em cultivo de eucalipto e em Mata Atlântica nos Tabuleiros Costeiros do estado do Espírito Santo Cover-management factor and soil and water losses from eucalyptus cultivation and Atlantic Forest at. **Scientia Forestalis**, [S. l.], v. 38, n. 87, p. 517–526, 2010.

MEA. ECOSYSTEMS AND THEIR SERVICES. **Ecosystems and Human Well-being: Synthesis**. Island Press. Washington, DC: Island Press, 2005. Disponível em: <http://www.nature.com/articles/ngeo756>.

MENDES, C. A. R. **Erosão Superficial Em Encosta Íngreme Sob Cultivo Perene E Com Pousio No Município De Bom Jardim - Rj**. 2006. Universidade Federal do Rio de Janeiro UFRJ, [S. l.], 2006. Disponível em: <http://www.ia.ufrj.br/lgcs/producao/gevasio/2006/4.pdf>.

MIGUEL, Pablo; SIMÃO, Ricardo; DALMOLIN, Diniz; PEDRON, Fabrício De Araújo; SAMUEL-ROSA, Alessandro. SOLO E DINÂMICA DE OCUPAÇÃO DAS TERRAS EM ÁREAS DO REBORDO DO PLANALTO DO RIO GRANDE DO SUL. **Current Agricultural Science and Technology (CAST)**, [S. l.], v. 17, n. 4, p. 447–455, 2012.

MINELLA, J. P. G. **UTILIZAÇÃO DE TÉCNICAS HIDROSEDIMENTOMÉTRICAS COMBINADAS COM A IDENTIFICAÇÃO DE FONTES DE SEDIMENTOS PARA AVALIAR O EFEITO DO USO E DO MANEJO DO SOLO NOS RECURSOS HÍDRICOS DE UMA BACIA**

HIDROGRÁFICA RURAL NO RIO GRANDE DO SUL. 2007. Universidade Federal do Rio Grande do Sul UFRS, [S. l.], 2007.

MONSTER, Cláudia. **Áreas prioritárias para serviços ecossistêmicos hidrológicos no Sistema Cantareira.** 2018. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” ESALQ - USP, [S. l.], 2018.

MUELLER, Julie M.; SWAFFAR, Wes; NIELSEN, Erik A.; SPRINGER, Abraham E.; LOPEZ, Sharon Masek. Estimating the value of watershed services following forest restoration. **Water Resources Research**, [S. l.], v. 49, n. 4, p. 1773–1781, 2013. DOI: 10.1002/wrcr.20163.

OLIVEIRA, Flávio Pereira De; SILVA, Marx Leandro Naves. Avaliação de perdas de solo em estradas florestais não pavimentadas no Vale do Rio Doce , Minas Gerais Soil loss assessment on unpaved forest roads at the Rio Doce Valley , Minas Gerais state , Brazil. **Scientia Forestalis**, [S. l.], v. 38, n. 87, p. 331–339, 2010.

OSBORNE, Lewis L. Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. **Freshwater Biology**, [S. l.], v. 29, n. 2, p. 243–258, 1993.

PEREIRA, Vânia Rosa; FILHO, José Teixeira. Identificação das áreas susceptíveis aos processos erosivos em duas bacias do Sistema Cantareira por meio de diferentes cenários. **Acta Scientiarum - Agronomy**, [S. l.], v. 31, n. 1, p. 155–163, 2009. DOI: 10.4025/actasciagron.v31i1.6643.

PÉREZ NIETO, Joel; VALDÉS VELARDE, Eduardo; ORDAZ CHAPARRO, Víctor. Vegetal Cover and Soil Erosion in Shaded Coffee Agroforestry Systems. **Terra Latinoamericana**, [S. l.], v. 30, n. 3, p. 249–259, 2012.

PETERJOHN W.T.; CORRELL D.L. Nutrient Dynamics in an Agricultural Watershed : Observations on the Role of A Riparian Forest. **Ecological Society of America**, [S. l.], v. 65, n. 5, p. 1466–1475, 1984. Disponível em: <http://www.jstor.org/stable/1939127>.

PODOLAK, K.; EDELSON, D.; KRUSE, S.; AYLWARD, B.; ZIMRING, M.; WOBROCK, N. **Estimating the Water Supply Benefits from Forest Restoration in the Northern Sierra Nevada**. San Francisco, CA.

RENARD, K. G.; FOSTER, G. R.; WEESIES, G. A.; MCCOOL, D. K.; YODER, D. C. PREDICTING SOIL EROSION BY WATER: A GUIDE TO CONSERVATION PLANNING WITH THE REVISED UNIVERSAL SOIL LOSS EQUATION (RUSLE). *In: Agriculture Handbook No 703*. [s.l.] : U.S. Department of Agriculture, 1997. p. 404.

ROSSET, J. S.; COELHO, G. F.; GRECO, M.; STREY, L.; GONÇALVES JUNIOR, A. C. Agricultura Convencional versus Sistemas Agroecológicos: Modelos, Impactos, Avaliação da Qualidade e Perspectivas. **Scientia Agraria Paranaensis**, [S. l.], v. 13, n. 2, p. 80–94, 2014. DOI: 10.18188/1983-1471/sap.v13n2p80-94.

SAAD, Sandra Isay; MOTA DA SILVA, Jonathan; SILVA, Marx Leandro Naves; GUIMARÃES, João Luis Bittencourt; SOUSA JÚNIOR, Wilson Cabral; FIGUEIREDO, Ricardo de Oliveira; ROCHA, Humberto Ribeiro Da. Analyzing ecological restoration strategies for water and soil conservation. **PLOS ONE**, [S. l.], v. 13, n. 2, p. e0192325, 2018. DOI: 10.1371/journal.pone.0192325. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0192325>. Acesso em: 29 out. 2021.

SANTOS, Djall; CURI, Nilton; FERREIRA, Mozart Martins; EVANGELISTA, Antonio Ricardo; DA CRUZ FILHO, Agostinho Beato; TEIXEIRA, Wenceslau Geraldes. Perdas de solo e produtividade de pastagens nativas melhoradas sob diferentes práticas de manejo. **Pesquisa Agropecuaria Brasileira**, [S. l.], v. 33, n. 2, p. 183–189, 1998.

SHARP, R et al. **INVEST 3.9.0.post0+ug.gbbfa26d.d20201215 User's Guide**. [s.l.] : Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy, and World Wildlife Fund., 2015. Disponível em: http://data.naturalcapitalandresilienceplatform.org/invest-releases/documentation/current_release/index.html.

SILVA, Fernando das Graças Braga Da; MINOTTI, Ricardo Tezini; LOMBARDI NETO, Francisco; PRIMAVESI, Odo; CRESTANA, Silvio. Previsão da perda de solo na Fazenda Canchim - SP (EMBRAPA) utilizando geoprocessamento e o USLE 2D. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [S. l.], v. 15, n. 2, p. 141–148, 2010. DOI: 10.1590/s1413-41522010000200006.

SILVA, Laís Coêlho do Nascimento; LUCHIARI, Ailton. Estimativa de Perda de Solos por Erosão Laminar na Bacia Hidrográfica do Córrego Bagaçu-SP. **Geography Department University of Sao Paulo**, [S. l.], v. 32, p. 15, 2016. DOI: 10.11606/rdg.v32i0.114308.

SILVA, Valtercides. Estimativa Da Erosão Atual Da Bacia Do Rio Paracatu (Mg / Go / Df) Estimate of the Current Erosion of the Paracatu River Basin, Brazil. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, [S. l.], v. 34, n. 3, p. 147–159, 2004.

SLATTERY, Mike; GREINER, Jennifer. **Chesapeake Forest Restoration Strategy**. [s.l: s.n.].

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

STRAUCH, Michael; LIMA, Jorge E. F. W.; VOLK, Martin; LORZ, Carsten; MAKESCHIN, Franz. The impact of Best Management Practices on simulated streamflow and sediment load in a Central Brazilian catchment. **Journal of Environmental Management**, [S. l.], v. 127, 2013. DOI: 10.1016/j.jenvman.2013.01.014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.01.014>. Acesso em: 1 mar. 2021.

TELLES, TS; GUIMARÃES, MDEF. Avaliação Dos Custos Da Erosão Do Solo. **48º Congresso SOBER (Sociedade Brasileira de Economia Administração e Sociologia Rural)**, [S. l.], p. 14, 2010. Disponível em: <http://www.sober.org.br/palestra/15/645.pdf>.

TIECHER, Tales; MINELLA, Jean Paolo Gomes; MIGUEL, Pablo;

ALVAREZ, Jimmy Walter Rasche; PELLEGRINI, André; CAPOANE, Viviane; CIOTTI, Lucas Henrique; SCHAEFER, Gilmar Luiz; DOS SANTOS, Danilo Rheinheimer. Contribuição das fontes de sedimentos em uma bacia hidrográfica agrícola sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, [S. l.], v. 38, n. 2, p. 639–649, 2014. DOI: 10.1590/S0100-06832014000200028.

UEZU A, SARCINELLI O, CHIODI R, JENKINS CN, Martins CS. **Atlas dos serviços ambientais do sistema Cantareira**. 1. ed. [s.l.] : Memnon Edições Científicas, 2017.

URCHEI, Marcos Corrêa Neves; Waldemore Moriconi; Luiz Octávio Ramos Filho; João Carlos Canuto; Mario Artemio. AVALIAÇÃO ECONÔMICA DA IMPLANTAÇÃO E MANUTENÇÃO DE UM SISTEMA AGROFLORESTAL COM CULTIVO DIVERSIFICADO ECONOMIC. *In: X CONGRESSO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE SISTEMA DE PRODUÇÃO 2014*, Foz do Iguaçu -PR. **Anais [...]**. Foz do Iguaçu -PR: SBSP - Sociedade Brasileira de Sistemas de Produção, 2014. p. 5.

URIARTE, María; YACKULIC, Charles B.; LIM, Yili; ARCE-NAZARIO, Javier A. Influence of land use on water quality in a tropical landscape: A multi-scale analysis. **Landscape Ecology**, [S. l.], v. 26, n. 8, p. 1151–1164, 2011. DOI: 10.1007/s10980-011-9642-y.

VÁZQUEZ-FERNÁNDEZ, Gonzalo Álvaro; VÁZQUEZ-FERNÁNDEZ, Gonzalo Álvaro; FORMAGGIO, Antônio Roberto; FORMAGGIO, Antônio Roberto; EPIPHANIO, José Carlos Neves; EPIPHANIO, José Carlos Neves; GLERIANI, José Marinaldo; GLERIANI, José Marinaldo. Determinação de Sequências Culturais em Microbacia Hidrográfica para Caracterização do Fator C da EUPS, Utilizando Fotografia Aérea. *In: VIII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO 1996*, Salvador - BA. **Anais [...]**. Salvador - BA: INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 1996. p. 63–67.

VIANI, Ricardo A. Gorn.; BRACALE, Henrique. **Produtor de Água no PCJ - Lições aprendidas e próximos passos**. São Paulo - SP 2015: The Nature Conservancy, 2015. Disponível em: <https://www.tnc.org.br/content/dam/tnc/nature/en/documents/brasil/produtor-de->

agua-pcj-licoos-aprendidas.pdf.

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**, [S. l.], v. 138, n. 1, p. 74–88, 2012. DOI: 10.1016/j.geomorph.2011.08.026. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.geomorph.2011.08.026>.

WILSON, L. G. Sediment Removal from Flood Water by Grass Filtration. **Transactions of the ASAE**, [S. l.], v. 10, n. 1, p. 0035–0037, 1967. DOI: 10.13031/2013.39587.

ZIEGLER, Alan D.; GIAMBELLUCA, Thomas W.; SUTHERLAND, Ross A.; NULLET, Mike A.; YARNASARN, Sanay; PINTHONG, Jitti; PREECHAPANYA, Pornchai; JAIAREE, Sathaporn. Toward understanding the cumulative impacts of roads in upland agricultural watersheds of northern Thailand. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, [S. l.], v. 104, n. 1, p. 145–158, 2004. DOI: 10.1016/j.agee.2004.01.012.