

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL

FACULDADE DE AGRONOMIA

PPG CIÊNCIA DO SOLO

**AVALIAÇÃO DE SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS
EM PAISAGENS AGRÍCOLAS DOS MUNICÍPIOS DE IBIRUBÁ
E QUINZE DE NOVEMBRO (RS) COM O PROTOCOLO ECOSER**

Claudia Bos Wolff

(Dissertação)

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
FACULDADE DE AGRONOMIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO

**AVALIAÇÃO DE SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS
EM PAISAGENS AGRÍCOLAS DOS MUNICÍPIOS DE IBIRUBÁ
E QUINZE DE NOVEMBRO (RS) COM O PROTOCOLO ECOSER**

Claudia Bos Wolff
Engenheira Agrônoma (UFRGS)

Dissertação apresentada como
um dos requisitos à obtenção do
Grau de Mestre em Ciência do Solo

Porto Alegre (RS), Brasil
Maio de 2017

CIP - Catalogação na Publicação

Wolff, Claudia Bos

Avaliação de serviços ecossistêmicos em paisagens agrícolas dos municípios de Ibirubá e Quinze de Novembro (RS) com o protocolo ECOSER / Claudia Bos Wolff. -- 2017.

119 f.

Orientador: Carlos Gustavo Tornquist.

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Faculdade de Agronomia, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Porto Alegre, BR-RS, 2017.

1. Serviços ecossistêmicos. 2. Gestão ambiental. 3. Geoprocessamento. 4. Avaliação ambiental da agricultura. 5. Ecologia de paisagem. I. Tornquist, Carlos Gustavo, orient. II. Título.

Elaborada pelo Sistema de Geração Automática de Ficha Catalográfica da UFRGS com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

**AVALIAÇÃO DE SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS EM PAISAGENS
AGRÍCOLAS DOS MUNICÍPIOS DE IBIRUBÁ E QUINZE DE
NOVEMBRO (RS) COM O PROTOCOLO ECOSER**

CLAUDIA BOS WOLFF
Engenheira Agrônoma (UFRGS)

Orientador: Carlos Gustavo Tornquist

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em
Ciência do Solo da Faculdade de Agronomia da Universidade Federal do Rio
Grande do Sul, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em
Ciência do Solo.

BANCA EXAMINADORA:

Prof.^a Dr.^a Fabiane Vezzani

Prof. Dr. Elvio Giasson

Prof. Dr. Fioravante Jaekel dos Santos

Aprovada em 23/05/2017

Homologada em 10/01/2018

*A Marina e Maurício,
pérolas da minha vida;*

*A Paulo (in memoriam) e Vera,
que tanto me ensinaram e incentivaram,*

Dedico.

AGRADECIMENTOS

À UFRGS, Faculdade de Agronomia, pelo ensino público de excelente qualidade, essenciais para minha formação profissional desde o curso de graduação e nesta nova etapa de aprimoramento técnico.

Ao PPG Ciência do Solo, pela oportunidade de realização do curso de mestrado e infraestrutura oferecida.

Ao Professor Carlos Gustavo Tornquist, pelo desafio da orientação, especialmente uma orientada sem dedicação exclusiva, pela amizade de longa data, pelos conhecimentos transmitidos e acima de tudo, pelo incentivo para que eu continuasse, mesmo com forças contrárias, transmitindo tranquilidade e iluminando o caminho.

Ao professor Ben-Hur Costa Campos e sua equipe do Instituto Federal do Rio Grande do Sul - campus Ibirubá e ao grupo de pesquisa do professor Tornquist, pelo fornecimento de parte dos dados para esta pesquisa.

À equipe do ECO-SER, pela disponibilização do Protocolo, do conjunto de ferramentas e em especial à Maria Paula Barral pelo pronto atendimento esclarecendo as dúvidas no decorrer do trabalho.

Aos professores do PPG Ciência do Solo e demais programas, pelos conhecimentos transmitidos.

Aos professores da banca Fabiane Vezzani, Fioravante Jaekel dos Santos e Élvio Giasson pelas contribuições e aprimoramento do estudo.

Aos funcionários do Departamento de Solos, em especial ao Jader, sempre muito prestativo e atencioso.

Ao PPG Ecologia/UFRGS pela oportunidade de realização das disciplinas, possibilitando uma “outra forma de olhar” em um novo campo de conhecimentos.

Ao Professor Fernando Gertum Becker, pelos conhecimentos transmitidos e troca de ideias, sempre com muito entusiasmo.

Aos colegas do PPG Ciência do Solo pelo companheirismo, amizade, tendo imperado a parceria e o apoio mútuo, que fizeram toda a diferença (diferente de outros espaços onde a palavra é rivalidade). Em especial, a Janderson, Giovanni e Fernanda, pela presteza em colaborar.

Aos colegas da DILCA/FEPAM, pela parceria e trabalho em equipe que possibilitaram minha ausência em alguns períodos.

Aos colegas e amigos da FEPAM por todo apoio, essencial nos períodos turbulentos, especialmente a Ênio de Jesus, Arno Kayser, Leandro Kruger e Paulo Duarte.

Aos colegas e amigos do GEO/FEPAM, Lilian Waquil, Rejane Valdameri e Alexandre Alves, pelos esclarecimentos, ajuda, “aulas” de ArcGis e revisão do trabalho.

Ao Glaucus Ribeiro, “meu geólogo preferido”, por todos esclarecimentos e ensinamentos sobre o mundo que está abaixo do solo.

Às novas colegas da SEMA, Karolina Turcato e Thayse do Prado, pelas trocas de ideias, colaborações no trabalho e convívio agradável.

Aos grandes amigos, velhos e novos, que fazem a vida mais leve, em especial, Juliana dos Santos e Clarice Glufke, pela certeza do ombro amigo e apoio nas adversidades, além dos inúmeros momentos de alegria.

A Paulo Roberto (*in memorium*), meu pai, com sua constante busca do saber, sempre pronto a aprender e a ensinar, exemplo de vida até em seus últimos momentos, tanto a agradecer.

À Vera, minha mãe, por toda educação, apoio, incentivo e fundamental ajuda com “as crianças”.

Aos meus irmãos, cunhadas e sobrinhos, pelo convívio, carinho, amor, amizade e por preservarem a união e a tranquilidade na família.

Ao Luis Fernando (Duca), meu irmão, colega, parceiro e grande amigo, por toda colaboração, pelas trocas de ideias e revisão.

A Marina e Maurício, meus amados filhos, por todo amor, alegrias, incentivo e por suportarem minha falta de tempo.

Ao Marcelo, esposo e companheiro de tanto tempo, pelo amor, carinho, apoio, por suportar minha falta de tempo e “tocar” as atividades da nossa Quinta da Passiflora, com tanta dedicação para que eu pudesse me afastar um pouco.

Agradeço a todos que colaboraram para possibilitar a realização desta meta pessoal.

AValiação DE SERVIÇOS ECOSISTêmICOS EM PAISAGENS AGRÍCOLAS DOS MUNICÍPIOS DE IBIRUBÁ E QUINZE DE NOVENBRO (RS) COM O PROTOCOLO ECOSER ¹

Autora: Eng.^a Agr.^a Claudia Bos Wolff

Orientador: Prof. Dr. Carlos Gustavo Tornquist

RESUMO

As atividades agrícolas podem causar diversos impactos ao meio ambiente, os quais, em sua maioria, são provenientes de fontes difusas de poluição. Por outro lado, as terras agrícolas podem fornecer à sociedade diversos benefícios, chamados serviços ecossistêmicos (SE), seja por preservarem áreas nativas quanto por realizarem práticas conservacionistas e agroecológicas. Um tema atual, que vem sendo debatido em âmbito nacional e regional, é a identificação de SE, objetivando incentivar práticas que resultem na recuperação ou na manutenção da qualidade ambiental. Os SE auxiliam a compreensão das complexas relações que existem entre a natureza e o ser humano. Nesse sentido, constituem um forte elemento para a gestão ambiental. Neste estudo foi analisada a viabilidade de utilização de um sistema de indicadores, o protocolo ECOSER, para identificar e estimar os SE de uma região agrícola no Planalto do Rio Grande do Sul, abrangendo os municípios de Ibirubá e Quinze de Novembro. Foram mapeados, em ambiente de geoprocessamento, quatorze SE, entre intermediários (ou funções ecossistêmicas – FE) e finais. As FE são os atributos e processos da natureza que suportam e dão origem aos SE. O ECOSER considera o carbono orgânico no solo e na biomassa; o controle da erosão; a fertilidade do solo; a retenção de enxurrada pela cobertura vegetal e pelos banhados; a proteção de aquíferos pela cobertura vegetal; a retenção de sedimentos e contaminantes pelos banhados e pela vegetação ripária. Os SE foram estimados a partir da integração dos mapas de FE, tendo sido apreciadas provisões relevantes dos SE de Regulação Climática e de Produção Potencial das Culturas. Os demais SE avaliados, Atenuação de Inundações, Manutenção da Qualidade da Água Subterrânea e da Água Superficial, apresentaram provisões insignificantes na região de estudo. Alguns ajustes e modificações foram necessários para a implementação do ECOSER. Este protocolo permitiu a identificação, estimativa e espacialização dos FE e SE mais relevantes, bem como a localização de áreas degradadas ou mais sensíveis à degradação. Entretanto, foram notadas algumas limitações da abordagem proposta pelo ECOSER, como a excessiva complexidade na definição de zonas ripárias; a subjetividade na determinação da vulnerabilidade dos aquíferos e o uso do indicador fertilidade do solo como FE, a qual nesta situação não agregou informação adicional ao estudo. Em síntese, o ECOSER possibilitou a análise ambiental integrada das atividades agrícolas na paisagem rural, avaliando de forma espacialmente explícita os SE da região, evidenciando grande potencial de utilização como instrumento de gestão.

¹ Dissertação de Mestrado em Ciência do Solo. Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. (119 p) Maio de 2017.

ECOSYSTEM SERVICES ASSESSMENT IN AGRICULTURAL LANDSCAPES OF IBIRUBA AND QUINZE DE NOVEMBRO - RS WITH THE ECOSER PROTOCOL¹

Author: Eng. Agr. Claudia Bos Wolff
Adviser: Prof. Dr. Carlos Gustavo Tornquist

ABSTRACT

The agricultural activities may cause a variety of environmental impacts, in most of cases from diffuse sources of pollution. On the other hand, agricultural lands may provide various benefits, named ecosystem services (ES), for human populations, both by preserving natural areas or by organic and conservationist farming. A current theme at regional and national debate is the ES assessment to promote practices that improve environmental quality. ES approach helps the comprehension of the complex relationships between nature and people; therefore, ES are a major element for environmental management. In this study, we analyzed the suitability of using an indicators' system, the ECOSER protocol, to assess the ES provided at an intensive farming area of "Planalto" region, Rio Grande do Sul, Ibirubá and Quinze de Novembro municipalities. Fourteen ES, intermediate (or ecosystem functions - EF) and final ones, are GIS-based mapped. The EF refer to properties or processes of ecosystems that carry the ES. ECOSER took biomass and soil organic carbon, erosion control, soil fertility, runoff control by vegetation and wetlands, aquifers protection by vegetation, sediments and contaminants retention by wetlands and riparian vegetation into account. The ES are evaluated by integrating EF-maps. Relevant provisions are estimated for the climatic regulation and potential crop production ES. The supply of the other ES analyzed, flood mitigation, surface and ground water quality maintenance, was negligible. Some adjustments were necessary to execute ECOSER. It was possible to identify, spatialize and estimate the most important EF and ES, as well to locate degraded or more sensitive to degradation areas. Some of the approach limitations were identified, such as the high complexity to define riparian zones, the subjectivity in determining aquifer vulnerability and the use of soil fertility as an EF, which did not aggregate any further information to this study. In other words, ECOSER enabled an integrated environmental analysis of agricultural activities at rural landscapes by spatial explicit evaluation of ES supply at the region under study, therefore highlighting its' potential use as a management tool.

¹ M.Sc. dissertation in Soil Science - Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre (119 p) May 2017.

SUMÁRIO

	Página
1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
2.1 Serviços Ecossistêmicos	4
2.2 Indicadores para Avaliação de Impacto Ambiental	8
2.3 Sistemas de Indicadores de Impacto Ambiental	13
2.3.1 ISAGRI	13
2.3.2 AGROECOINDEX ^(R)	14
2.3.3 ECOSER	16
3. OBJETIVO	20
3.1 Objetivo Geral	20
3.2 Objetivos Específicos	20
4. MATERIAL E MÉTODOS	21
4.1 Caracterização da área de estudo	21
4.2 Base de Dados Geoespacial.....	26
4.3 Aplicação do ECOSER	27
4.3.1 Função Ecossistêmica Armazenamento de Carbono Orgânico no Solo	28
4.3.2 Função Ecossistêmica Armazenamento de Carbono na Biomassa	29
4.3.3 Função Ecossistêmica Controle da Erosão	30
4.3.4 Função Ecossistêmica Fertilidade dos Solos	34
4.3.5 Função Ecossistêmica Retenção de Precipitação pela Cobertura Vegetal	35
4.3.6 Função Ecossistêmica Retenção de Enxurrada pelos Banhados	37
4.3.7 Função Ecossistêmica Proteção de Aquíferos pela Cobertura Vegetal	38
4.3.8 Função Ecossistêmica Retenção de Nutrientes nos Banhados	42
4.3.9 Função Ecossistêmica Retenção de Sedimentos pela Vegetação Ripária	45
4.3.10 Provisão relativa dos Serviços Ecossistêmicos Considerados	47
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	50
5.1 As Funções Ecossistêmicas estimadas pelo ECOSER	50
5.1.1 Função Ecossistêmica Armazenamento de Carbono Orgânico no Solo	50
5.1.2 Função Ecossistêmica Armazenamento de Carbono na Biomassa	54
5.1.3 Função Ecossistêmica Controle da Erosão	55
5.1.4 Função Ecossistêmica Fertilidade dos Solos	60
5.1.5 Função Ecossistêmica Retenção de Precipitação pela Cobertura Vegetal	61

5.1.6 Função Ecosistêmica Retenção de Enxurrada pelos Banhados	63
5.1.7 Função Ecosistêmica Proteção de Aquíferos pela Cobertura Vegetal	67
5.1.8 Função Ecosistêmica Retenção de Nutrientes nos Banhados.	72
5.1.9 Função Ecosistêmica Retenção de Sedimentos pela Vegetação Ripária.....	80
5.2. Integração para Estimativa dos Serviços Ecosistêmicos em Escala Regional	84
5.2.1 Serviço Ecosistêmico Manutenção da Qualidade da Água Subterrânea.....	84
5.2.2 Serviço Ecosistêmico Manutenção da Qualidade da Água Superficial.....	86
5.2.3. Serviço Ecosistêmico Atenuação de Inundações	87
5.2.4 Serviço Ecosistêmico Regulação Climática	89
5.2.5 Serviço Ecosistêmico Produção Potencial das Culturas	90
5.3 Limitações da Abordagem.....	102
6. CONCLUSÕES	104
7. CONSIDERAÇÕES FINAIS	105
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	108

RELAÇÃO DE TABELAS

	Página
1. Uso e cobertura das terras em Ibirubá e Quinze de Novembro..	23
2. Fatores de alteração para estoques de COS.....	29
3. Fatores de armazenamento de C na biomassa	30
4. Atribuição do número de curva (CN) conforme uso e tipo hidrológico do solo	36
5. Profundidade do aquífero e valor do parâmetro D.....	39
6. Taxa de infiltração e valor do parâmetro R	39
7. Tipo de litologia do aquífero e valor do parâmetro A.....	39
8. Tipo do solo e valor do parâmetro S.....	40
9. Declividade do terreno e valor do parâmetro T	41
10. Natureza da zona não saturada e parâmetro I.....	41
11. Condutividade hidráulica e valor do parâmetro C	41
12. Coeficientes de exportação de N e P.....	42
13. Uso das terras e coeficientes de interceptação de fluxo	44
14. Matriz de valoração da contribuição das FE para cada SE.....	49
15. Estoques de COS conforme Classes de Solo e Uso das Terras.	53
16. Classificações de vulnerabilidade do aquífero conforme índice DRASTIC	69
17. Provisão de Serviços Ecosistêmicos na região de Ibirubá e Quinze de Novembro	92

RELAÇÃO DE FIGURAS

	Página
1. Aspecto geral da paisagem em Ibirubá, RS.....	21
2. Delimitação da área de estudo: limites dos municípios de Ibirubá e Quinze de Novembro e localização no Estado do Rio Grande do Sul.....	22
3. Classificação de usos das terras na região de Ibirubá e Quinze de Novembro	24
4. Aspecto geral da paisagem com fragmentos florestais, Quinze de Novembro, RS	25
5. Mapa compilado dos solos da região de Ibirubá, RS.....	26
6. Fluxograma com os procedimentos realizados para obtenção da FE Retenção de Sedimentos pela Vegetação Ripária	46
7. Mapa da FE Armazenamento de COS	51
8. Mapa da FE Armazenamento de C na Biomassa.....	55
9. Mapa da aplicação da EUPSR pelo ECOSER: a) erosão potencial natural (máxima), considerando solo descoberto; b) erosão potencial “atual”, com uso das terras	57
10. Mapa da região com demarcação da área em detalhe da FE “controle da erosão e seus fatores determinantes: a) Zona com alta provisão da FE “controle da erosão”; b) Erosão potencial natural c) Mapa de uso das terras.....	59
11. Mapa da FE Fertilidade do Solo	60
12. Mapa da FE Retenção de precipitação pela cobertura vegetal	62
13. Mapa do escoamento superficial após um evento de tormenta (65 mm em 24 horas)	63
14. Mapa da FE Retenção de enxurrada nos banhados	64

15. Mapa com demarcação de áreas em detalhe da provisão da FE Retençãode enxurrada pelos banhados.....	66
16. Mapa da FE Proteção de aquíferos pela cobertura vegetal	68
17. Mapa da Provisão da FE Proteção do Aquífero com demarcação das áreas em pormenor: a) FE Proteção do Aquífero; b) índice DRASTIC; c) classe de solo e d) uso das terras	70
18. Mapa do Índice DRASTIC na região de Ibirubá.....	71
19. Mapa do P total acumulado junto aos cursos hídricos no período de um ano, com área demarcada.....	74
20. Mapa do N total acumulado junto aos cursos hídricos no período de um ano, com área demarcada.....	75
21. Mapa da FE Retenção N em banhados.....	76
22. Mapa da FE de Retenção de P em banhados.....	77
23. Mapa com demarcação da área em detalhe da FE Retenção de P em banhados	78
24. Mapa com demarcação das áreas em detalhe da FE Retenção de N em banhados.....	79
25. Mapa da FE Filtragem de sedimentos pela vegetação ripária	81
26. Mapa com FE retenção e filtragem pela vegetação ripária sobreposta ao PI de sedimentos exportados para cursos hídricos. a) detalhe dos PI. b) mapa com demarcação da área em detalhe..	82
27. Mapa da FE Filtragem de sedimentos pela vegetação ripária. a)Detalhe da provisão da FE b) Mapa de demarcação da área em detalhe.....	83
28. Mapa do SE Manutenção da Qualidade da Água Subterrânea	85
29. Aspecto de curso hídrico sem mata ciliar, com turbidez da água devido a sedimentos em suspensão	86
30. Mapa do SE Manutenção da Qualidade da Água Superficial	87
31. Mapa do SE Atenuação de Inundações	88
32. Mapa do SE Regulação Climática	90
33. Mapa do SE Produção Potencial das Culturas	91

34. Mapa de provisão de distintos SE. a) até e) Detalhe de provisão dos SE na mesma área. f) Mapa com demarcação da área em detalhe	93
35. Mapa de provisão de distintos SE. a) até e) Detalhe de provisão dos SE na mesma área. f) Mapa com demarcação da área em detalhe.....	94
36. Mapa de “hotspots”, demarcação das áreas com provisão de diversos SE	95
37. Mapa de áreas “hotspots” de SE e uso das terras correspondente a) e b) detalhe das áreas “hotspots”. No centro, mapa com localização das áreas em pormenor. c) e d) uso das terras.....	97
38. Mapa de “hotspots” de SE próximas à zona urbana e uso das terras correspondente. a) Detalhe dos “hotspots”. b) Mapa com demarcação das áreas em zoom. c) Mapa de uso das terras.....	98
39. Mapa de uso das terras e de “hotspots” demonstrando a baixa provisão de SE nos banhados. Detalhes: a) uso das terras;b)“hotspots”;c) Mapa de demarcação das áreas.....	99
40. Mapa de uso das terras e de “hotspots” demonstrando a diferença de provisão de SE nos banhados. Detalhes: a) uso das terras;b) “hotspots”; c) Mapa com demarcação das áreas em zoom. Banhados numerados de 1 a 3	101

RELAÇÃO DAS ABREVIATURAS

AU: Área Úmida
C: Carbono
CH: Curso hídrico
CH₄: Metano
CICES: Classificação Internacional Conjunta de Serviços Ecossistêmicos
CN: Curva Número (Método de Número de Curva)
CO₂: Dióxido de Carbono
COS: Carbono Orgânico do Solo
ES: Escoamento Superficial
EUPSR: Equação Universal de Perda de Solo Revisada
FE: Função Ecossistêmica
GX: Gleissolo
IBGE: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ICOR: Índice de Medidas de Prevenção e Correção
IDEG: Índice de Vetores de Degradação
IEA: Índice de Estado de Ecossistema Agrícola
IPCC: Painel Intergovernamental de Câmbios Climáticos
ISAGRI: Índice de Sustentabilidade Agrícola
IUT: Índice Topográfico de Umidade
LVd: Latossolo Vermelho Distrófico típico
LVdf: Latossolo Vermelho distroférico
MDE: Modelo Digital de Elevação
MEA: Millennium Ecosystem Assessment
Mte: Chernossolo
N: Nitrogênio
NC: Número de Curva
N₂O: Óxido Nitroso
OECD: Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico
P: Fósforo
PSA: Pagamento por Serviços Ambientais
Rde: Neossolo regolítico
RU: Neossolo flúvico
RS: Rio Grande do Sul
SPD: Sistema de Plantio Direto
SE: Serviço Ecossistêmico
SEEA: Sistema de Contabilidade Ecológico-Econômica
SIG: Sistema de Informação Geográfica
TWI: Índice Topográfico de Umidade (Topographic Wetness Index)

1. INTRODUÇÃO

As atividades humanas, sejam elas industriais, minerárias, urbanas ou agrícolas, podem causar diversos impactos ao meio ambiente. A mineração, por exemplo, geralmente provoca grandes modificações na paisagem, destruindo habitats, eliminando vegetação nativa e expulsando animais silvestres, causando prejuízos diretos e indiretos à biodiversidade. Além disso, esta atividade, assim como a industrial, gera resíduos, muitas vezes tóxicos, que podem contaminar solo, água e ar. Por outro lado, os esgotos, tanto de origem industrial quanto os domésticos, provocam poluição em diversos cursos hídricos, enquanto o acúmulo de lixo gerado em áreas com elevada densidade populacional acarreta em poluição do solo e do lençol freático.

As atividades agrícolas, por sua vez, não são diferentes. A aplicação de agrotóxicos, por exemplo, além de contaminar o solo e a água, pode causar prejuízo a diversos organismos não alvo dos pesticidas. Estes produtos, assim como os fertilizantes, podem poluir o lençol freático e os cursos hídricos ao serem transportados pela água ou carregados pelo vento, distúrbio muitas vezes agravado pela remoção da mata ciliar. A erosão, intensificada pela compactação e exposição do solo ao sol e à chuva, é um grave problema que, além de ocasionar a diminuição da fertilidade do solo e da produtividade agrícola, provoca degradação e assoreamento de cursos hídricos. Por outro lado, o confinamento de animais acarreta o aumento nas emissões de gases de efeito estufa, enquanto que a introdução de espécies exóticas invasoras em ambientes naturais pode trazer sérios transtornos de contaminação biológica. Além dos impactos já citados, a abertura de novas áreas para cultivo e pecuária é considerada uma das maiores ameaças à biodiversidade, por ocasionar a perda e/ou fragmentação de habitats naturais.

Para evitar ou minimizar estes impactos, é fundamental realizar a gestão ambiental, que será favorecida se estiver alicerçada em um conjunto de informações com indicadores viáveis e embasados cientificamente de forma a facilitar o diagnóstico e a interpretação de processos críticos. Um dos instrumentos de gestão, o licenciamento ambiental é utilizado para estabelecer condicionantes para o desenvolvimento de atividades potencialmente poluentes com menor impacto negativo. Entretanto, a análise pontual, em cada processo individual, dificulta a visualização de possível impacto em escala maior que a do empreendimento. Uma temática recente de análise ambiental compreende o mapeamento e avaliação dos serviços ecossistêmicos (SE) e tem despontado como um forte elemento para o desenvolvimento de políticas de conservação ambiental. Os SE correspondem aos benefícios gerados pelos ecossistemas que estão disponíveis aos homens e à sociedade. Os sistemas agrícolas utilizam e proporcionam diversos tipos de SE, a identificação de áreas mais vulneráveis ou com maior provisão de SE facilita a avaliação ambiental frente a eventuais alterações de uso.

Prevista no Código Florestal como Pagamento por Serviços Ambientais (PSA), a valoração da natureza é um mecanismo recente de incentivo a práticas que resultem na recuperação ou na manutenção dos SE. É um tema que tem sido debatido em diversos fóruns estaduais e nacionais, com legislação específica em tramitação no Congresso Nacional (Projetos de Lei n.º 5487/09, 792/2007 e 312/2015; BRASIL, 2009; 2015) e tem sido debatido frequentemente no RS, nas redes ambientais do Ministério Público gaúcho. A visibilidade ao valor dos SE é uma ferramenta de comunicação poderosa que contribui para a conscientização da magnitude destes serviços em relação aos provenientes do capital construído pelo homem.

Independentemente de pagamento pelos SE, suas avaliações representam uma análise relevante dos impactos antrópicos, possibilitando apontar um uso mais sustentável dos recursos naturais. Tendo em vista que a atividade rural apresenta diversas fontes difusas de poluição, é fundamental que a análise seja regional, acompanhada da espacialização dos dados. Uma referência espacial precisa de um conjunto de dados relevantes em um Sistema de Informações Geográficas (SIG) permite integrar diversas informações

qualificando a avaliação. O licenciamento ambiental da silvicultura, por exemplo, foi pioneiro no Rio Grande do Sul por incorporar a percepção do meio ambiente como um contexto espacialmente explícito. Para as demais atividades agrícolas, porém, não existe ainda a adoção sistemática de uma ferramenta de auxílio à decisão que inclua o conjunto de empreendimentos existentes no meio rural. A realização de avaliação, mapeamento e quantificação dos SE espacialmente explícito pode ser uma ferramenta importante para o planejamento ambiental, especialmente no espaço rural, facilitando a análise de impactos, qualificando a tomada de decisões e subsidiando futuras análises econômicas.

Neste contexto da necessidade de que a avaliação ambiental das atividades rurais seja integrada e apoiada em ferramentas de SIG, bem como de identificação e avaliação da provisão de SE, verifica-se a importância da realização de estudos no contexto brasileiro, pois, apesar de ser uma área de pesquisa crescente, poucos estudos foram realizados no Brasil. Nesta perspectiva, o objetivo deste trabalho foi testar a aplicação de um protocolo para identificação e avaliação de SE numa região agrícola do RS, nos municípios de Ibirubá e Quinze de Novembro, e seu potencial de utilização como ferramenta de apoio à análise ambiental integrada.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Serviços Ecossistêmicos

Os ecossistemas proporcionam diversos benefícios para a humanidade, cuja sobrevivência depende fundamentalmente do fluxo dos SE. Apresentando uma relação direta com a biodiversidade, os SE incluem processos que mantêm a vida humana e a de outros organismos vivos (como purificação de água e regulação do clima), as condições estéticas (serenidade, beleza, inspiração cultural, por exemplo), a preservação de opções para o futuro (conservação genética, diversidade de espécies) e a produção de bens (lenha, alimentos, fibras, energia). Proveniente da Ecologia e muito utilizado na Biologia da Conservação, o conceito de SE tem sido empregado na esfera política. A sua contabilização visa poder compará-los com os serviços econômicos ou com o capital manufaturado balanceando melhor sua importância nas decisões políticas (Vezzani, 2015; MEA, 2005; Ferraro, 2011; Smith e Sullivan, 2014, Costanza et al., 1997; Duarte et al., 2016). O conceito de SE implica em uma abordagem holística na gestão ambiental ao mesmo tempo em que tenta explorar as variadas relações e dependências entre processos e estruturas dos ecossistemas (Matzdorf e ClaasMeyer; 2014).

O termo SE surgiu com maior significância a partir de 1998, mas foi após a publicação pela ONU da *Millennium Ecosystem Assessment* – MEA (Avaliação dos Ecossistemas do Milênio) em 2005, que houve um crescimento exponencial de estudos de SE (Vezzani, 2015; Prado et al., 2016). Com o objetivo de avaliar a saúde dos ecossistemas e sua relação com o bem-estar humano, a MEA se propôs a sistematizar, avaliar, sintetizar, interpretar, integrar

divulgar as informações existentes de forma útil e apropriável pelos interessados (MEA, 2005; Ferraro, 2011; Smith e Sullivan, 2014).

Muitos estudos têm sido desenvolvidos com diferentes classificações dos SE, desde iniciativas locais, de alguns países, até os elaborados a nível global. Entre os métodos globais estão a MEA, a TEEB - *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (A Economia dos Ecossistemas e da Biodiversidade) e o SEEA - *System of Economic and Environmental Accounts* (Sistema de Contabilidade Ecológico-Econômica) e a *Common International Classification of Ecosystem Services* – CICES (Classificação Internacional Conjunta de Serviços Ecossistêmicos) foi desenvolvida com o objetivo de facilitar a navegação entre estes diferentes sistemas. A CICES é, basicamente, uma estrutura hierárquica desenvolvida a partir da MEA (Wittmer et al., 2013; SEEA, 2012; Haines-Young e Potschin, 2013).

A TEEB foi desenvolvida pelo UNEP - *United Nations Environment Programme*, programa ambiental das Nações Unidas, entre 2007 e 2010, tendo como principal objetivo incluir o valor da biodiversidade e dos SE em todos os níveis de decisão. Considerado a extensão econômica da MEA, o relatório do TEEB foi extensivamente divulgado pela mídia de massa, trazendo os SE a uma grande audiência (Costanza et al., 2014; Wittmer et al., 2013; Vezzani, 2015).

Desenvolvido em conjunto pela Comissão Européia, FAO (*Food and Agriculture Organization*), OECD (Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico) e Nações Unidas, o SEEA foi adotado como padrão internacional pela *United Nations Statistical Commission* (UNSC). É um sistema de múltiplos propósitos com padrões internacionais de conceitos, classificações e regras para produção de estatísticas universais comparáveis, integrando economia e meio ambiente (Wittmer et al., 2013; SEEA, 2012; Haines-Young e Potschin, 2013). O SEEA descreve os fluxos do meio ambiente para a economia como entradas naturais, englobando todos componentes bióticos e abióticos (minerais, fibras, pesca, água), e reconhece um contra-fluxo denominado residual, que abarca resíduos sólidos, emissões atmosféricas, águas servidas, entre outros. O SEEA considera todos tipos de recursos naturais e ecossistemas nos quais estão localizados mas exclui recursos biológicos cultivados. Desta forma, apenas as estruturas e os processos existentes sem a

intervenção humana representariam bens e serviços do meio ambiente (SEEA, 2012). Este aspecto foi considerado negativo por Haines-Young e Potschin (2013), uma vez que muitos ecossistemas já foram altamente influenciados pelas ações humanas e é importante descrever como eles contribuem ao bem-estar humano e como as ações humanas podem interferir neles.

A MEA e o CICES, por outro lado, trabalham com todos os tipos de ecossistemas, desde os que praticamente não sofreram perturbações, como matas nativas, até os intensamente modificados, como áreas agrícolas e urbanas. Para a MEA, existe uma interação dinâmica entre as pessoas e os ecossistemas, pois aquelas influenciam direta e indiretamente os ecossistemas e são afetadas pelos mesmos. Apesar de enfatizar a relação bem-estar humano e ecossistemas, a MEA reconhece que a biodiversidade e os ecossistemas têm um valor intrínseco independente de qualquer interesse humano (MEA, 2005).

Enquanto o CICES e a MEA distinguem serviços de funções ecossistêmicas (FE), não se observa esta diferenciação em algumas linhas de pesquisas. Laterra et al. (2015; 2011), por exemplo, consideram que o armazenamento de Carbono (C) no solo e na biomassa e a proteção contra a erosão são FE que contribuem com o fornecimento de uma ou mais SE, já Duarte et al. (2016) se referem aos mesmos como SE. Segundo o CICES e a MEA, os SE ou SE finais correspondem aos resultados dos ecossistemas que afetam diretamente o bem-estar das pessoas, ativa ou passivamente. Estes representam entradas na economia na forma de provisão (alimentos, energia) ou de serviços prestados (assimilação e processamento de resíduos, por exemplo), podendo ter valor social ou econômico. As FE ou SE intermediários são os atributos e processos físicos, químicos ou biológicos que contribuem para a manutenção do ecossistema, que suportam e dão origem aos SE. Um SE pode ser produto de duas ou mais FE e uma FE pode contribuir para dois ou mais SE (MEA, 2005; Laterra et al., 2015; Haines-Young e Potschin. 2013; Costanza et al., 1997).

A CICES exclui os serviços de suporte ou intermediários (FE) da classificação para evitar contabilização duplicada, uma vez que estes serviços podem suportar diversos outros, e recomenda a abordagem de serviços finais. Desta forma, a CICES foca apenas nos serviços de provisão, de regulação e

culturais. Os SE de provisão envolvem toda produção nutricional, material e energética (alimentos, água, madeira e fibras). Os serviços regulatórios e de manutenção abarcam todas formas em que os organismos vivos podem mediar ou moderar ações ambientais que afetam o ser humano, como controle de doenças, inundações, alterações no clima, qualidade da água, degradação de lixo e de substâncias tóxicas. Serviços culturais, por sua vez, correspondem à produção dependente de processos vivos que afeta o estado mental e psicológico das pessoas (inclui recreação, benefícios estéticos, espirituais e psicológicos), enquanto os serviços de suporte correspondem aos processos e estruturas de apoio, como formação do solo, fotossíntese e ciclagem de nutrientes (MEA, 2005; Litterra et al., 2015; Haines-Young e Potschin, 2013; Vezzani, 2015).

A agricultura se beneficia com diversos SE regulatórios (polinização, controle de pragas, sombra e abrigo, por exemplo), enquanto a sociedade se beneficia com SE de provisão (como produção de alimentos e fibras), de regulação do clima e de proteção da qualidade da água. Sinergias ocorrem quando as FE ou SE mostram relações diretas entre si ou respondem na mesma direção (Frank, 2007; Mastrangelo et al., 2014), porém, a simples agregação de diversos serviços não implica em que eles sejam aditivos ou mantenham uma relação sinérgica. Uma relação negativa entre produção primária e provisão de SE (denominada “*trade-off*”) é bastante comum, conforme ressaltaram Smith e Sullivan (2014) e Viglizzo et al. (2012). O termo “*trade-off*” tem sido utilizado quando o aumento no fornecimento de um SE implica no declínio de outro SE ou FE. As áreas úmidas (AU), por exemplo, fornecem os SE de remoção do excesso de nitrogênio (N) e purificação da água, porém a emissão de óxido nitroso (N₂O) pelas AU contribui para o aquecimento global. Desta forma, uma decisão em determinada direção tanto pode mitigar quanto agravar os conflitos relacionados ao uso da terra. O manejo agrícola é a chave para obtenção dos benefícios dos SE e para reduzir impactos ambientais (Power, 2010; Viglizzo et al, 2012).

Muitos estudos de mapeamento e quantificação de SE vem sendo conduzidos mundialmente, porém estão concentrados em poucos países e as áreas tropicais carecem de pesquisas (Duarte et al., 2016). Estas regiões são justamente as com maiores riscos para perda de habitats e de biodiversidade,

caso do Brasil, país considerado megadiverso pela imensa biodiversidade que contempla. Este aspecto reforça a importância de realizar estes tipos de estudos no território brasileiro.

2.2. Indicadores para Avaliação de Impacto Ambiental

A agricultura intensiva tem sido considerada a maior contribuinte com fontes difusas de poluição em cursos hídricos em diversas partes do mundo. Sistemas agrícolas extensivos, por sua vez, são importantes para a manutenção da diversidade biológica, das paisagens e da qualidade da água (Petersen e Campling, 2005; Mastrangelo e Laterra, 2015; Berka et al., 2001; Overbeck et al., 2007). Existe uma ampla variação na qualidade ambiental entre diferentes paisagens conforme a distribuição de áreas com pastagem, lavouras, culturas permanentes e outros usos agrícolas, porém os indicadores agroambientais normalmente disponíveis dificilmente conseguem sinalizar a diversidade das paisagens agrícolas (Mastrangelo e Laterra, 2015). Um exemplo disto é a diminuição de ocorrência de aves em áreas com agricultura intensiva, comparada com sistemas silvipastoris que integrem produção e conservação, de média intensidade. Estes últimos proporcionaram grandes ganhos para conservação (30-50% mais aves) com pequena perda de produção (10-15% menos), conforme constatado por Mastrangelo e Laterra (2015).

A conversão de terras, a incorporação de tecnologias na agropecuária (em especial os insumos) e a consequente perda de biodiversidade, afetam decisivamente a estrutura e a funcionalidade dos ecossistemas (Viglizzo et al., 2003; Carreño e Viglizzo, 2007). Reduzindo a eficiência na captura de recursos biológicos essenciais, a produção de biomassa, a decomposição e a reciclagem de nutrientes essenciais, seus impactos têm sido significativos sobre funções ecológicas essenciais (Viglizzo et al., 2003; Carreño e Viglizzo, 2007; Cardinale et al., 2012). Entre estes impactos estão a degradação do solo pela erosão e pela compactação, a infestação por plantas invasoras e a abertura de novas áreas para agricultura, porém o uso de agroquímicos (agrotóxicos, fertilizantes) foi identificado como a maior fonte de ameaças à qualidade da água, à saúde

dos cursos hídricos e do solo, à polinização e ao controle biológico de pragas por Smith e Sullivan (2014).

Atuando no desenvolvimento e na avaliação de políticas, a OECD que reúne os governos de 30 países, ressalta o papel crucial de Índices Agroambientais. O foco de seu trabalho é na relação da agricultura com o contexto econômico, social e ambiental, na relação entre as atividades agrícolas e o impacto da agricultura no meio ambiente, nas tendências no uso de insumos agrícolas ou recursos naturais, e no impacto ambiental da agricultura (OECD, 2003; 2004; 2008; Langeveld et al., 2004). Por sua vez, a Agência Ambiental Europeia lançou o Relatório IRENA (Indicator Reporting on the Integration of Environmental Concerns into Agriculture Policy; EEA, 2006) com o objetivo de desenvolver indicadores agroambientais para monitorar os progressos na integração da variável ambiental nas políticas agrícolas. Estabelecendo indicadores ligados aos temas água, solo e uso da terra, mudanças climáticas e qualidade do ar, biodiversidade e paisagem, estes indicadores devem ser confiáveis, simples de calcular, de fácil interpretação e comunicação, pertinentes para os grupos alvo, baseados cientificamente, relacionados a políticas relevantes, ter boa relação custo benefício e ser facilmente aplicáveis pelos licenciadores e gestores ambientais (Petersen e Campling, 2005; Langeveld et al., 2004; Viglizzo et al., 2003).

A dificuldade de isolar a contribuição individual de fontes agrícolas difusas reforça a importância de utilizar tecnologias que unam planejamento com SIG para a avaliação dos riscos de poluição. Berkha et al. (2001) correlacionaram dados de indicadores de qualidade da água, do solo e balanço de N em um SIG e constataram relações significativas entre o excesso de aplicação de N com a diminuição do oxigênio dissolvido na água durante o verão e com as maiores concentrações de amônia e de nitrato na água no inverno. No período seco do verão, o rio principal recebe a contribuição do lençol freático contaminado, enquanto que no inverno úmido o escoamento superficial (ES) contribui para aumentar os níveis de amônia, fosfato e coliformes no rio. Os autores também observaram correlação significativa entre textura do solo e tipo de drenagem com os indicadores de qualidade da água.

Os SIG possibilitam a integração de indicadores de mudanças no uso das terras aos seus condutores naturais, sociais, políticos e econômicos propiciando a correção da ocupação do solo incorporando a variável ambiental (Valle Junior et al, 2014a). Estas ferramentas foram utilizadas por Valle Junior et al. (2014b) para comparar mapas de uso e de capacidade do solo com a qualidade da água subterrânea em uma microbacia rural no norte de Portugal. Os autores constataram a relação direta de danos ambientais com o avanço da agricultura em áreas de matas e de campo, provocando resultados negativos na qualidade da água. Nesta mesma região, outro estudo sobre conflitos ambientais espacializados e integrados com mapas de uso das terras e de qualidade do solo em ambiente SIG foi conduzido por Valle Junior et al (2015). Os autores relacionaram a qualidade ecológica da água superficial de alguns arroios com o padrão de uso da terra e associaram os maiores impactos nas comunidades de macroinvertebrados aos seguintes parâmetros de qualidade da água: alterações na temperatura, saturação de oxigênio, turbidez, sólidos suspensos, condutividade, oxigênio dissolvido e teores de nitratos, fosfatos e sulfatos. Os resultados indicaram a existência de efeito significativo do uso da terra na qualidade da água, e sua influência direta na distribuição da biota. As maiores alterações nos parâmetros analisados foram devidas à ausência de vegetação ripária, o que enfatiza o papel crucial desta vegetação na conservação dos ecossistemas aquáticos.

A tendência atual de simplificação de paisagens para maximizar a produção agrícola aumentou a necessidade de promover a multifuncionalidade como uma estratégia para assegurar o fornecimento de múltiplos benefícios dos ecossistemas para a sociedade e assim, aumentar o retorno com a conservação e os esforços de restauração (Mastrangelo et al., 2014). Enquanto a homogeneização do ambiente rural favorece o aproveitamento da energia solar e o aumento da produtividade e rendimento econômico, a perda associada de biodiversidade e a deterioração de diversos processos ecossistêmicos podem afetar negativamente a sustentabilidade agrícola e a viabilidade de outros SE (Laterra et al., 2012). A multifuncionalidade corresponde ao conjunto dos múltiplos SE a nível de paisagem e tem sido uma meta comum nas avaliações ambientais (Mastrangelo et al., 2014). Exemplos de análise das terras visando a

multiplicidade de objetivos foram as realizadas por Calzolari et al. (2016) e por Duarte et al. (2016) que demarcaram áreas que proporcionam diversos SE ou muitos componentes de um SE em particular, denominadas *hotspots*, a partir da avaliação das funções do solo, da vegetação e da qualidade do habitat.

A heterogeneidade espacial fundamenta os princípios e práticas da Ecologia de Paisagens, ramo da Ecologia que busca o entendimento e aperfeiçoamento da relação entre o padrão espacial e os processos ecológicos em diversas escalas (Turner, 2005). Os processos determinantes dos SE apresentam marcada variabilidade espacial, havendo portanto, uma relação estreita entre estudos de SE e a Ecologia de Paisagens. Os esforços atuais desta ciência são no sentido de alcançar a sustentabilidade da paisagem, que corresponde ao processo adaptativo de manutenção e/ou aumento da biodiversidade, dos SE e do bem-estar humano, independente de mudanças ambientais e socioculturais (Wu, 2013). Como forma de garantir maior diversidade e sustentabilidade da paisagem, diversos autores recomendam o estabelecimento de limites de conversão de uso do solo para agricultura (Lavelle et al., 2014; Iverson et al., 2014). Neste sentido, ao avaliar a influência da intensidade de uso da terra na lixiviação de nutrientes e na matéria orgânica, Mander et al. (2000), constataram, em escala de bacia hidrográfica, que as menores perdas de N e fósforo (P) estavam associadas à maior heterogeneidade de uso do solo. Além disso, da mesma forma que Frank (2007), os autores constataram diferenças conforme a escala de análise. Frank (2007), estudando o impacto da agricultura na região do Pampa argentino, verificou que na escala da região ecológica, o uso da terra aparece como o principal fator determinante do impacto agrícola, porém, em uma escala maior, com maior nível de detalhamento, o impacto provocado por uma propriedade agrícola se mostra fortemente determinado pela combinação de atividades que definem a configuração de seu sistema de produção.

Outra avaliação do efeito da homogeneização da paisagem agrícola foi realizada por Power (2010) que previu alterações na produção, na conservação da biodiversidade e no fornecimento de SE devido ao conseqüente aumento no nível de danos por pragas e redução da população dos inimigos naturais. Segundo o autor, a intensificação da agricultura, além de provocar

poluição da água, interage com a alteração do clima de diversas maneiras, seja pelo aumento no uso de pesticidas e fertilizantes ou pela maior produção de metano e emissão de NO₂ com os confinamentos de animais. Dessa maneira, tende a ocorrer alagamentos e secas com maior frequência, acarretando por um lado, maior perda de nutrientes pela enxurrada e por outro lado, maior comprometimento dos recursos hídricos pelas secas (Power, 2010). Assim também Grau et al. (2011) afirma que mesmo que os sistemas agrícolas modernos possam ser mais eficientes na produção de alimentos que os tradicionais, isto não basta para a sustentabilidade ecológica do planeta.

Neste sentido, Lavelle et al. (2014) observaram grandes impactos negativos de lavouras anuais em propriedades ecossistêmicas do solo, entre essas, nas comunidades de macroinvertebrados ao avaliar a provisão de SE de diferentes tipos de uso do solo em uma bacia hidrográfica na Colômbia. Os autores constataram que a manutenção de sítios favoráveis para estes organismos, servindo de fonte de recolonização das áreas, e a rotação de áreas de cultivo pode mitigar os impactos. Por sua vez, Marichal et al. (2014) constataram diminuição no estoque de COS e na taxa de infiltração de água com maior intensidade de uso do solo enquanto que a qualidade química do solo e a capacidade de armazenamento de água disponível às plantas aumentaram.

Já Duarte et al. (2016) propuseram a seleção de áreas prioritárias, que melhor justificam o manejo apropriado e o maior aporte financeiro com base nas relações de sinergia entre os FE e a proteção da biodiversidade. Aplicando a ferramenta de modelagem espacialmente explícita InVEST (*Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs*, Tallis et al., 2013) os autores quantificaram, espacializaram e avaliaram a sobreposição de duas FE (retenção de sedimentos e o estoque de C) com um indicador da biodiversidade (qualidade do habitat). Duarte et al. (2016) consideram a abordagem de SE um meio promissor para aliar desenvolvimento econômico e social com a proteção do meio ambiente e de seus processos ecológicos.

2.3. Sistemas de Indicadores de Impacto Ambiental

Objetivando facilitar a comparação entre sistemas agrícolas diferentes e a interpretação da alta complexidade da relação entre o meio ambiente e a sociedade humana em escala espacial, são propostos por diversos autores indicadores agroambientais e sistemas para sua integração. A seguir são detalhados alguns destes sistemas propostos para avaliação de áreas rurais.

2.3.1. ISAGRI

Com base na metodologia da OECD, que prevê o uso de indicadores nas dimensões de estado, pressão e resposta, Silva (2007) propõe a construção de um Índice de Sustentabilidade Agrícola, denominado ISAGRI. É composto de índices parciais, denominados Índice de Estado de Ecossistema Agrícola – IEA, Índice de Vetores de Degradação – IDEG e Índice de Medidas de Prevenção e Correção – ICOR. O IEA corresponde à identificação da qualidade do ambiente e dos recursos naturais sendo integrado por parâmetros físico-químicos da água, porosidade e resistência do solo à penetração. O IDEG caracteriza a degradação do ambiente ocasionada pelo uso e foi avaliado pelo uso de fertilizantes e de agrotóxicos e pela perda de solo. Por sua vez, o ICOR corresponde às medidas adotadas para a manutenção da qualidade ambiental e foi ponderado pelo manejo de solo e práticas conservacionistas (Silva, 2007).

Avaliando diferentes microbacias, Silva (2007) considerou sustentáveis as práticas de rotação de culturas, manutenção dos resíduos nas lavouras, adubação verde, uso de esterco animal e outros adubos orgânicos, plantio direto e uso de métodos de cultivo que maximizam a atividade biológica e mantenham a fertilidade do solo. Como indicadores da qualidade da água foram utilizados turbidez, pH, oxigênio dissolvido, concentração de amônia, nitrato, clorofila e P. O Índice de erosão considerou a erosividade (fator chuva), erodibilidade (fator tipo de solo), topografia (fator relevo local), uso e manejo do solo (fator uso/cobertura vegetal e manejo) e práticas conservacionistas (fator conservação do solo). Segundo a autora, o ISAGRI permitiu a comparação relativa do nível de sustentabilidade ambiental entre sistemas agrícolas diferentes e a comparação em escala espacial, sendo que seus indicadores mostraram adaptabilidade, sensibilidade e universalidade às diferentes condições consideradas (Silva, 2007).

2.3.2. AGROECOINDEX®

Uma metodologia desenvolvida por Viglizzo et al (2006) para avaliar a gestão ambiental de empresas agropecuárias vem sendo utilizada para fins de análises de impacto ambiental, valoração de serviços ecológicos e ordenamento territorial em diferentes escalas. Denominado AGROECO-INDEX®, utiliza um SIG para espacializar indicadores agroambientais possibilitando a comparação gráfica de atributos em áreas diferentes e a observação de padrões espaciais e gradientes de densidade para cada parâmetro estudado (Frank, 2007; Viglizzo et al., 2006; Viglizzo et al., 2003; Viglizzo, 2010). O AGROECOINDEX® estima indicadores de uso da terra; de consumo e eficiência de uso de energia fóssil e de água; de produção de energia; o balanço de N e de P; o risco de erosão e de contaminação por N, P e agrotóxicos; os estoques de carbono orgânico do solo (COS) e da biomassa lenhosa; o balanço de gases de efeito estufa; a intervenção no habitat e o impacto sobre o mesmo; e a agrodiversidade (Frank, 2007, Viglizzo et al., 2006 e Viglizzo et al., 2003).

O uso de energia fóssil se relaciona com a intensificação na agricultura, está ligado ao uso de combustível e de insumos sintéticos (fertilizantes, agrotóxicos). O aumento de seu consumo é frequentemente associado a danos ambientais como emissão de gases de efeito estufa e contaminação dos solos e da água. Para cada tipo de uso da terra, é calculado o custo anual por hectare dos principais insumos e práticas agrícolas, expresso em joules por hectare. A eficiência no uso de energia fóssil é calculada considerando a soma de megajoules (Mj) de energia fóssil requerida para produzir um Mj de produto, estimado pela soma dos conteúdos energéticos dos produtos agropecuários obtidos (carne, grão, leite, etc.). (Frank, 2007; Viglizzo et al., 2006; Viglizzo et al., 2003).

Para o balanço de N e P, Viglizzo et al. (2003) e Frank (2007) consideraram sua exportação pelos produtos agrícolas como perdas que foi descontada das entradas destes nutrientes ao longo de um ano. Como entradas de N e P foram ponderados os fertilizantes aplicados e o alimento adquirido de fora da unidade de análise fornecido aos animais. Especificamente para o N, também foram apreciadas a precipitação pluviométrica e a fixação biológica. Por

sua vez, o risco de contaminação por N e P foi estimada por Viglizzo et al. (2003) pela divisão da quantidade residual dos nutrientes pelo montante de água (em excesso) disponível para sua diluição.

Frank (2007) utilizou um índice relativo para o risco de contaminação por agrotóxicos, multiplicando a toxicidade e a quantidade de produto aplicado por outros fatores de risco alusivos à persistência e mobilidade dos compostos. Dentre estes fatores estão a solubilidade na água, cuja avaliação inclui a capacidade de recarga do aquífero; a adsorção do composto pela fase orgânica do solo e a meia vida do produto. Já o risco de erosão foi calculado pelo emprego da Equação Universal de Erosão Eólica (WEQ; Woodruff e Siddoway, 1965) e da Equação Universal de Perda de Solo (EUPS; Wischmeyer e Smith, 1978).

Por sua vez, qualidade do habitat foi estimada por Frank (2007) com base no grau de intervenção humana conforme a proporção de área cultivada com culturas anuais (uso da terra), o método de cultivo e a contaminação por agrotóxicos. Para intervenção no habitat, Frank (2007) comparou uma série de características da vegetação presente (ou ausente), especialmente quanto ao seu valor como oferta de refúgio e alimentação para a biodiversidade autóctone. Considerando que o arranjo espacial da vegetação determina em grande parte a distribuição e abundância de muitas espécies animais e vegetais, Frank (2007) avaliou as seguintes características: quantidade de espécies (uma ou muitas), a origem destas espécies (nativa ou introduzida), o ciclo de vida (perene, anual) e o porte (arbóreo, arbustivo e herbáceo). Quanto mais distintas de sua condição original, maiores foram os valores do indicador, assumindo que isto significaria efeitos mais negativos sobre a flora e a fauna nativas.

Frank (2007) utilizou a agrodiversidade para mensurar a diversidade nos sistemas agrícolas. Tendo em vista que a maior diversidade de atividades produtivas confere maior estabilidade frente a alterações inesperadas nas condições ambientais ou econômicas, este indicador foi ponderado pela quantidade e proporção de espécies de interesse produtivo.

Para o balanço de gases de efeito estufa, Frank (2007) e Viglizzo et al. (2003) determinaram as emissões de dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) e N_2O . Os resultados de CH_4 e N_2O foram convertidos ao equivalente a CO_2 ,

conforme seu potencial de efeito estufa (multiplicando-os por 21 e 310, respectivamente), por unidade de área e tempo.

A demanda de água das atividades agrícolas foi avaliada por Frank (2007) a partir de dados da bibliografia, sendo este valor foi multiplicado pelas quantidades produzidas em cada área. A eficiência de uso da água, expressa em percentual, foi calculada como a proporção das precipitações efetivamente capturadas pelos cultivos e pelo gado, ou seja, o quociente entre o consumo de água e as precipitações durante o mesmo período.

2.3.3. ECOSER

O protocolo ECOSER foi proposto por Laterra et al. (2011) para conduzir explicitamente a análise da provisão, utilização e vulnerabilidade de bens e serviços de forma multidisciplinar, conjugando métodos de avaliação biofísica de diversos tipos de SE com seu valor socioeconômico relativo (seja monetário ou não) e de forma espacialmente explícita. A valoração econômica e biofísica dos SE pode ser utilizada na comparação com indicadores econômicos e sociais e servir como ferramenta de suporte a gestores ambientais, além disso, a análise de “*trade offs*” e sinergias entre benefício econômico e custo ecológico oferece uma abordagem promissora aos problemas de ordenamento territorial e gestão ambiental do espaço rural (Viglizzo et al., 2011; Viglizzo e Frank, 2006; Carreño e Viglizzo, 2007).

O ECOSER está estruturado na integração de modelos e índices que descrevem FE em valores relativos de SE e na vulnerabilidade do SE. Os benefícios diretos das FE são integrados em seis tipos de SE: atenuação dos impactos de inundação, manutenção da qualidade dos corpos hídricos, manutenção da qualidade dos aquíferos, produção de grãos, produção animal e regulação climática. No contexto do ECOSER, os SE representam o conjunto de FE capazes de transformar o capital natural em benefícios potenciais para os indivíduos e sociedades humanas (Laterra et al., 2011; 2012; 2015).

A capacidade funcional dos ecossistemas é avaliada pelos seguintes índices (ou FE): sequestro de C no solo e na biomassa, controle de erosão, fertilidade do solo, retenção da enxurrada pela vegetação ripária e pelos banhados, proteção do aquífero pela cobertura vegetal, filtragem de sedimentos

e contaminantes pelos banhados e pela vegetação ripária. O sequestro de C indica a influência dos ecossistemas sobre a composição atmosférica, enquanto o controle de erosão representa a capacidade do ecossistema de reter sedimentos. A capacidade dos banhados de armazenar e devolver lentamente a água superficial após períodos de grande precipitação apresenta a grande influência no ciclo hidrológico. Por outro lado, a função de proteção do aquífero depende do risco intrínseco de contaminação do mesmo por lixiviação de agroquímicos. Quanto maior o risco, maior será a relevância do ecossistema natural para a proteção de sua qualidade (Latterra et al., 2011; 2012).

A FE de filtragem da precipitação pela vegetação ripária corresponde à sua habilidade em reter os sedimentos, nutrientes e outros contaminantes transportados pela água antes que atinjam os cursos hídricos. Por sua vez, para a filtragem da água pelas AU, além da estimativa de quantidade de nutrientes carregados pelo ES até estas áreas, é avaliada sua capacidade potencial de retenção com base no modelo de espacialização de exportação, transporte e acumulação, retenção e desdobramento de N e P.

A capacidade de infiltração de água é definida como a porção da água da chuva capaz de penetrar no solo ao invés de escoar superficialmente e resulta da combinação de efeitos do tipo de cobertura e manejo, tipo hidrológico e umidade inicial do solo. Já o índice de produtividade é composto por fatores climáticos e do solo que afetam a produtividade primária, como umidade, drenagem, profundidade efetiva, textura e estrutura, alcalinidade ou acidez, salinidade, matéria orgânica, CTC (capacidade de troca catiônica), fertilidade e erodibilidade. Representa a capacidade de produção e de suporte ao crescimento vegetal de determinada porção da paisagem (Latterra et al., 2011; 2012).

Teruya et al. (2015) aplicaram o protocolo ECOSER no estudo da bacia hidrográfica de Arroyo Grande, na Argentina, onde predominam dois tipos de ecossistemas, agrícola e florestas nativas. Analisaram onze tipos de SE e constataram que os sistemas agrícolas provêm a maior quantidade de SE, porém são dependentes de outros SE que são proporcionados pelas florestas. Estas provêm serviços essenciais à manutenção do sistema agrícola, em sua maioria,

serviços de suporte e provisão (relacionados à provisão de água e à sua qualidade).

Valdés et al. (2017) estimaram a provisão de SE em uma microbacia hidrográfica na Colômbia com o ECOSER. Segundo os autores, o protocolo apresentou resultados coerentes com as variáveis envolvidas e possibilitou criar cenários de comportamento do fluxo dos SE. Por sua vez, Weyland et al. (2017) mapearam os SE e identificaram os *hotspots* de sua provisão em quatro regiões ecológicas argentinas com o ECOSER. Os autores elaboraram, a partir da consulta a especialistas, matrizes de integração das FE em SE distintas para cada região ecológica avaliada, além de uma matriz geral para todo território com a média entre aqueles valores. Os pesquisadores compararam os resultados da aplicação do ECOSER com cada matriz e verificaram diferença na localização dos *hotspots* de suprimento de SE. Weyland et al. (2017) concluíram que a utilização de matrizes elaboradas levando em conta as condições ecológicas específicas da região provê informação espacialmente explícita mais confiável do que uma genérica.

Estes são alguns exemplos das diversas abordagens que tem sido propostas para o planejamento e gestão ambiental de forma a auxiliar a tomada de decisão com vistas ao uso sustentável dos recursos. É uma área de pesquisa que está crescendo e pode apontar soluções e/ou facilitar o trabalho dos órgãos de planejamento e de gestão ambiental, tanto municipais, estaduais quanto nacionais. Neste sentido, é fundamental a realização de estudos com experimentação destas abordagens no contexto brasileiro. Tendo em vista a emergente demanda pela avaliação de SE com o estabelecimento de políticas de incentivo à conservação e/ou incremento da provisão dos SE, optou-se por utilizar a abordagem proposta pelo ECOSER nesta pesquisa.

3. OBJETIVOS

3.1 Objetivo Geral

Avaliar funções e serviços ecossistêmicos em escala regional (Ibirubá e Quinze de Novembro, RS) pela aplicação de um protocolo apoiado em ferramentas de geoprocessamento e dados ambientais disponíveis (ECOSER) de forma que possam ser utilizadas como subsídio na análise e gestão ambiental.

3.2 Objetivos Específicos

Elaborar um banco de dados geoespacial requerido pelo ECOSER para a região de estudo.

Executar a estimativa de funções e serviços ambientais providos na região conforme proposta por ECOSER.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Caracterização da área de estudo

O presente estudo foi realizado na região de Ibirubá, compreendida pelos municípios de Ibirubá (611,8 km²) e Quinze de Novembro (223,6 km²), no Planalto Riograndense, bacia hidrográfica do Alto Jacuí (figuras 1 e 2). Localiza-se em uma região predominantemente agrícola, de relevo suave ondulado, caracterizada pela presença de coxilhas tabulares (elevações arredondadas com topo achatado). A geologia pertence à Bacia do Paraná, especialmente rochas basálticas das Formações Serra Geral. Em locais de maior elevação relativa na paisagem, ao Sul e a Oeste, pode ocorrer uma sequência sedimentar de conglomerados e arenitos sobre a Formação Serra Geral, correspondente à Formação Tupanciretã (Viero e Silva, 2010; Santos et al., 1970; RADAMBRASIL, 1986).



Figura 1. Aspecto geral da paisagem, Ibirubá, RS (Foto: Tornquist, C.G., 2015).

A cobertura original da região era predominantemente mata (Floresta Ombrófila Mista) e campos naturais (Savana) em menor proporção. A Floresta Ombrófila Mista, também denominada Mata com Araucária, apresenta dominância do pinheiro brasileiro (*Araucaria angustifolia*). A Savana, por sua vez, é caracterizada pela vegetação herbácea, com exceção das margens de cursos d'água, onde ocorrem as matas de galeria com vegetação arbórea, especialmente representada por Mirtáceas e Lauráceas.

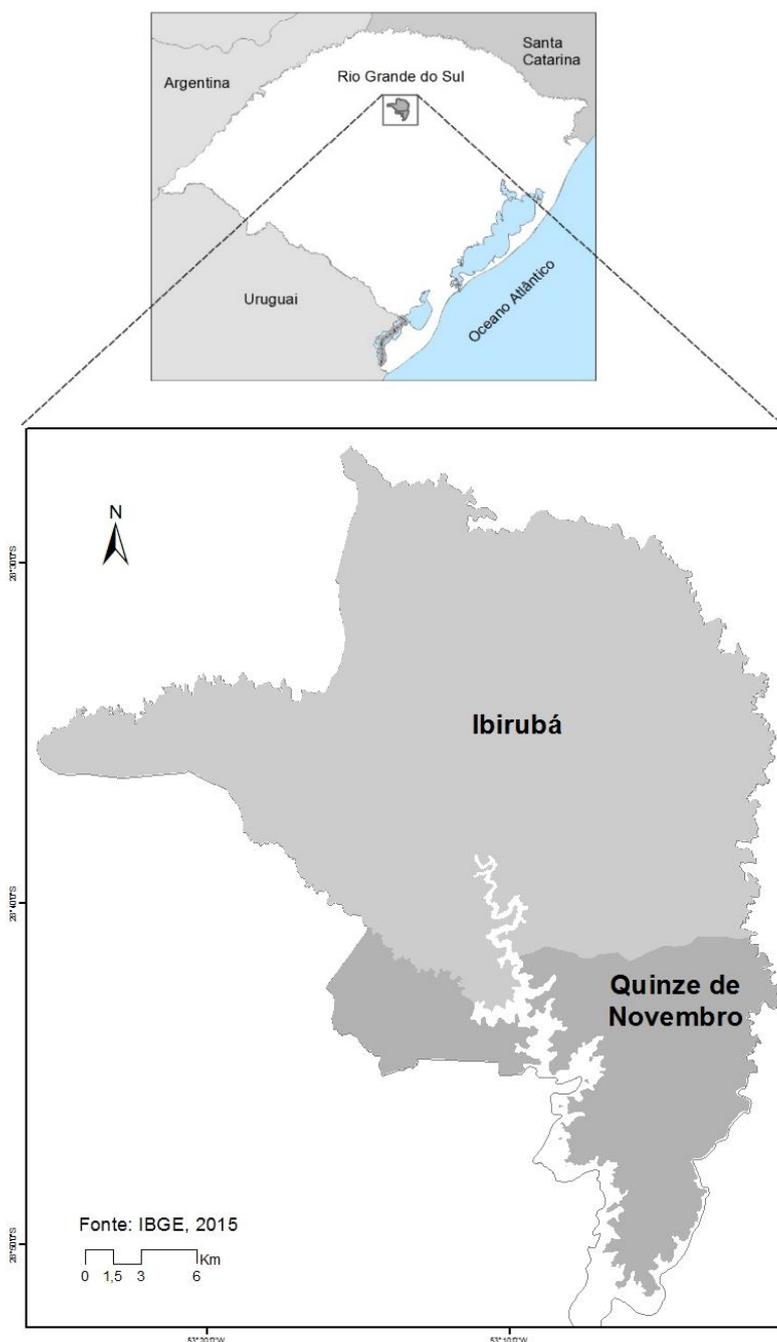


Figura 2. Delimitação da área de estudo: limites dos municípios de Ibirubá e Quinze de Novembro e localização no Estado do Rio Grande do Sul.

A partir da colonização da região, após o ano de 1900, a vegetação nativa foi sendo substituída pela agricultura. A cobertura original com florestas, que era de 74%, passou a aproximadamente 10% da área em 1975 (Tornquist, 2007). Na década de 70 houve grande expansão da agricultura mecanizada no Planalto Riograndense, predominando o cultivo de trigo e soja sob preparo convencional, com lavração e gradagem duas vezes ao ano. Estas práticas de manejo associadas à queima da resteva das lavouras causaram intensa degradação dos solos agrícolas, culminando com um período de grande erosão (Mielniczuk, 1999). Em algumas lavouras da região, Tornquist (2007) observou acúmulo de sedimentos em posições inferiores da paisagem e consequente uniformização do relevo. Aquele manejo era inapropriado para o clima da região, subtropical úmido (Cfa, pela classificação de Köppen) com verão quente e médias anuais de 18°C de temperatura e 1.750 mm de precipitação (INMET) e paulatinamente foram sendo adotadas práticas conservacionistas, em especial o sistema de plantio direto (SPD). Na atualidade, os cultivos principais são soja e milho no verão e aveia e trigo no inverno em SPD. Em 1977 houve a construção da barragem de Passo Real, que inundou aproximadamente 4 % da área total dos dois municípios, conforme pode-se verificar na tabela 1 (Broeto, 2016; Tornquist, 2007). A área alagada pelo Passo Real não foi computada para aplicação do estudo atual (figuras 3 e 4).

Tabela 1. Uso e cobertura das terras em Ibirubá e Quinze de Novembro (modificado de Broetto, 2016).

Ano	Mata	Campos naturais	Lavouras	Área urbana	Barragem Passo Real
----- Área (%) -----					
1900	74	26	0	0	0
1956	22	23	55	0	0
1977	19	6	70,7	0,3	4
1988	17	2	76,7	0,3	4
2002	9	0,5	86	0,5	4
2010	11	0,3	84	0,7	4

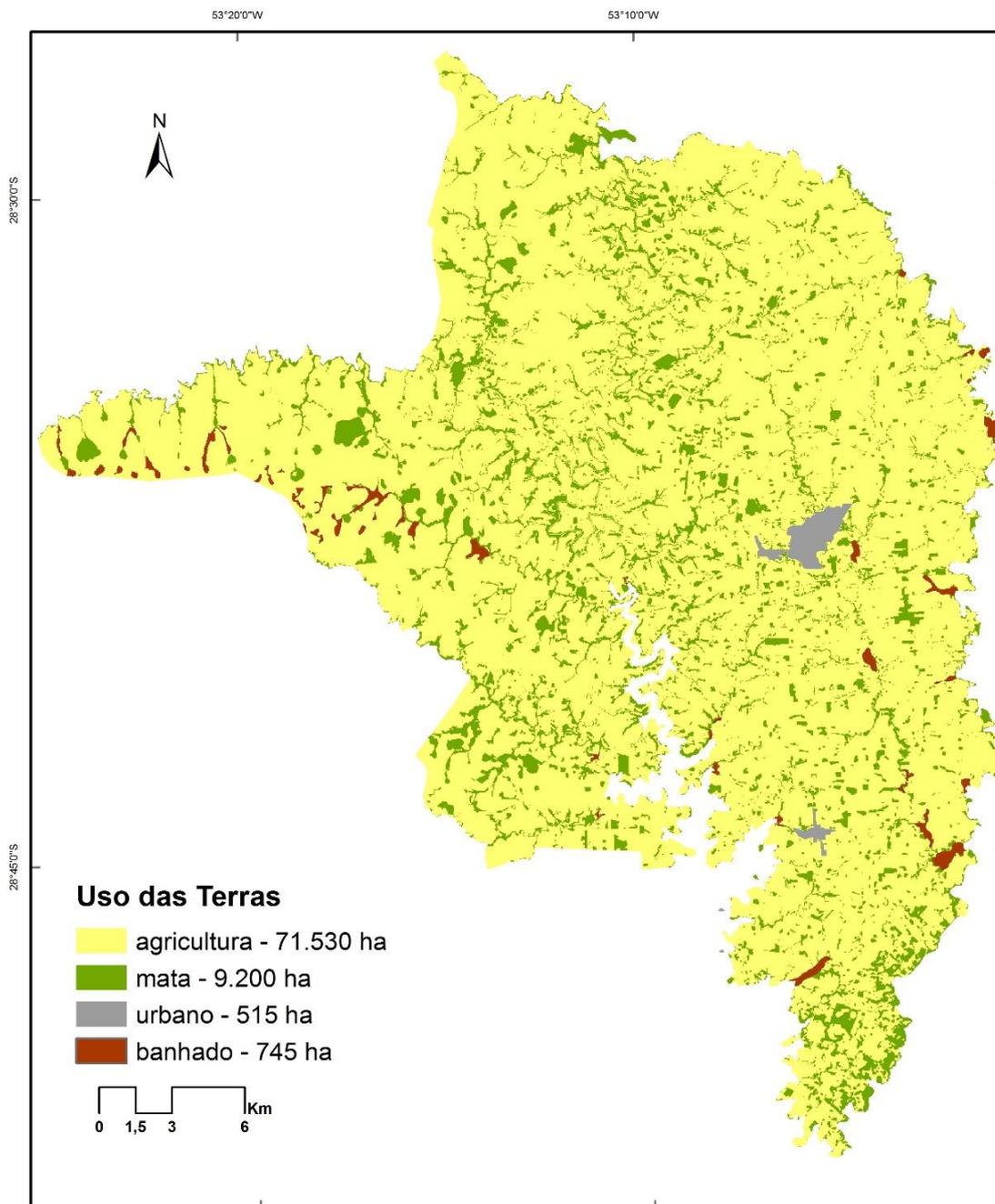


Figura 3. Classificação de usos das terras na região de Ibirubá e Quinze de Novembro.



Figura 4. Aspecto geral da paisagem com fragmentos florestais, Quinze de Novembro, RS (Foto: Tornquist, C.G., 2015).

Estudos e levantamentos detalhados dos solos foram realizados na região desde o final da década de 60, tendo sido produzido um mapa de solos na escala 1:80.000 (Klamt, 1969; Santos et al., 1970). Este mapa (figura 5) foi digitalizado e atualizado cartograficamente por Tornquist (2007), e a legenda foi adaptada conforme a terceira edição do Sistema Brasileiro de Classificação dos Solos (EMBRAPA, 2013).

Predominam na região os Latossolos (Latosolo Vermelho distroférico - LVdf e Latossolo Vermelho Distrófico - LVd) e em menor área encontram-se a associação Chernossolo-Neossolo (MTe-RDe), Neossolo Flúvico (RU) e Gleissolo (GX). Atualmente os Gleissolos estão praticamente todos sob açudes, mas os polígonos correspondentes do mapa original de Santos et al. (1970), UM Batu, foram mantidos com objetivo de incluir os banhados para testar o protocolo ECOSER.

A mineralogia dos solos da região é constituída de óxidos de ferro e alumínio com diferentes graus de cristalinidade, argilominerais 1:1, principalmente caulinita; além de quartzo e outros minerais resistentes ao intemperismo. O conteúdo de silte geralmente é baixo e, exceto nos Neossolos e Chernossolos, raramente encontram-se argilominerais 2:1 (Klamt, 1969).

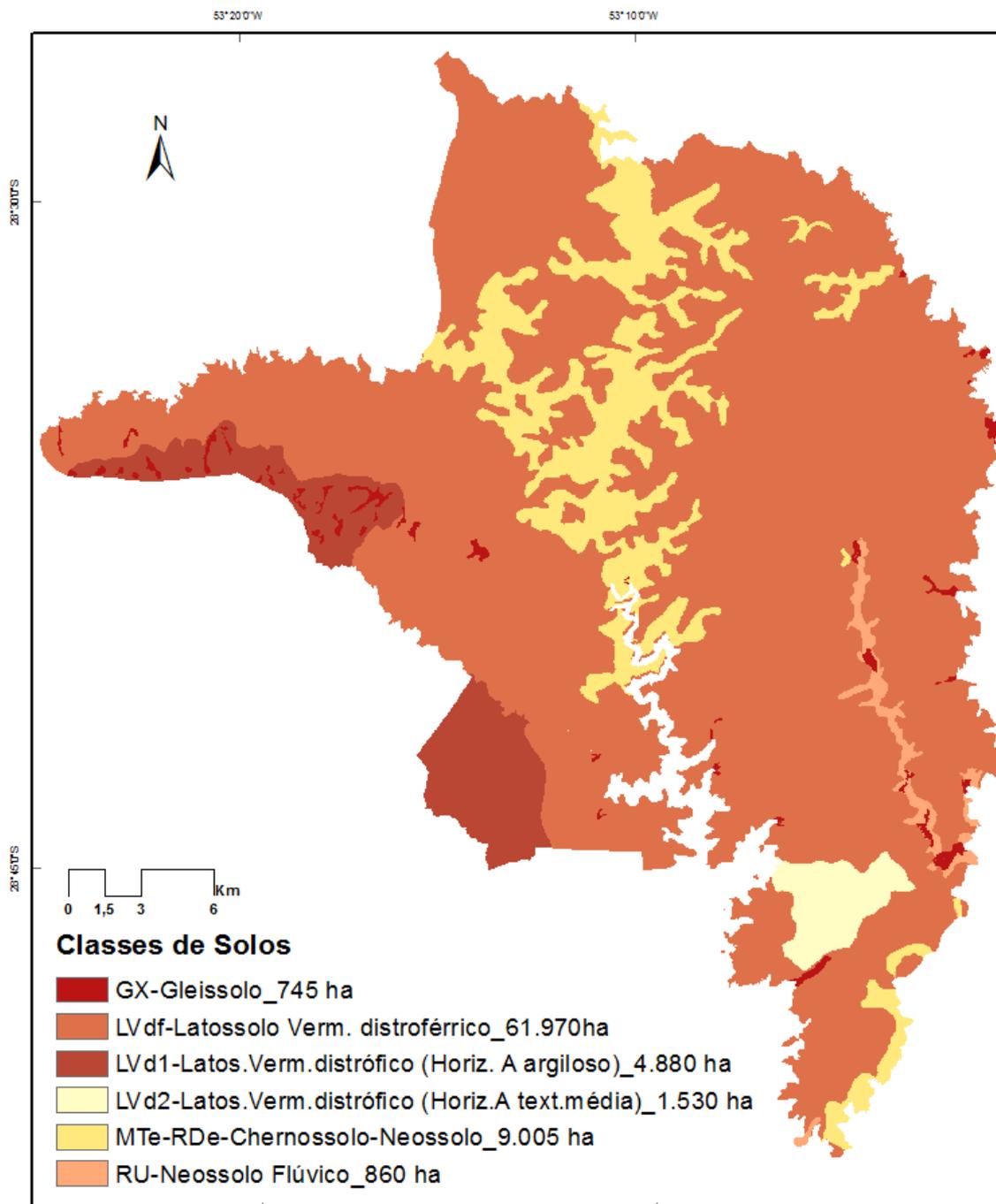


Figura 5. Mapa compilado dos solos da região de Ibirubá, RS (modificado de Tornquist, 2007).

4.2. Base de Dados Geoespacial

A etapa inicial do estudo consistiu na organização de um banco de dados geoespacial, desenvolvido em ambiente ArcGIS 10.2 (ESRI, 2013), com os planos de informação (PI) necessários para o estudo recomendados pelos desenvolvedores do ECOSER:

- Modelo Digital de Elevação (MDE): STRM (*Shuttle Radar Topography Mission*), com resolução espacial de 30 metros (Rabus et al., 2003);
- limites municipais (IBGE, 2015);
- mosaico georeferenciado e ortorretificado de imagens orbitais de alta resolução (obtidas por fusões das bandas multiespectrais e pancromáticas de imagens dos satélites QuickBird e GeoEye), imageadas entre os anos de 2013 e 2015, e disponibilizadas gratuitamente na coleção de dados básicos do ArcGIS (ESRI, 2013);
- uso das terras: plano vetorial com classificação segundo legenda simplificada (classes agricultura, mata, banhado e zona urbana) obtido mediante interpretação visual das imagens de satélite na escala 1:5.000 (Broetto, 2016)
- rede de drenagem modificada da base de dados vetorial digital 1:50.000 do RS (Hasenack e Weber, 2010);
- precipitação: utilizada a série de histórica de dados de precipitação em Cruz Alta, disponíveis de 1961 a 2010, estação Cruz Alta, RS (OMM: 83912), obtidos do BDMEP–INMET (INMET, 2016), para a totalidade da região de estudo;
- pedologia: mapa do levantamento semi-detalhado de solo, publicado na escala 1:80.000 (Santos et al., 1970), vetorizado e com legenda atualizada por Tornquist (2007).

4.3. Aplicação do ECOSER

O protocolo ECOSER utilizado neste estudo vem sendo desenvolvido como um projeto de pesquisa junto à Universidade de Mar del Plata (UNMdP), na Argentina. A documentação de referência, na forma de um tutorial, é disponibilizada na página eletrônica do projeto (ECOSER, 2016).

O protocolo está dividido em dois módulos, o primeiro corresponde à avaliação e mapeamento de FE, estimativa de provisão de SE, até a captura dos benefícios, ou seja, a estimativa de SE efetivamente utilizados pelos indivíduos e sociedade em geral. O módulo 2 prevê a estimativa da vulnerabilidade do sistema sócio-ecológico em relação a eventual perda de SE. Nesta pesquisa foi empregado o módulo 1, até a provisão de SE.

Do ponto de vista conceitual o ECOSER propicia a quantificação, a integração e o mapeamento das FE, integradas para a estimativa do aporte dos SE, como apresentado no item 2.3.3. Do ponto de vista operacional, o ECOSER é implementado em ambiente de geoprocessamento no *software* ArcGIS, pela aplicação de ferramentas desenvolvidas pelo grupo de pesquisa, implementadas como *ArcToolboxes*, para o cálculo das FE e dos SE a partir da base de dados geoespaciais construída utilizando dados prioritariamente no formato *raster*.

A seguir descrevemos em detalhe as etapas de implementação do protocolo, com ênfase nas devidas adaptações locais recomendadas e necessárias para a aplicação adequada no contexto de áreas rurais e agrícolas no Rio Grande do Sul.

4.3.1 Função Ecosistêmica Armazenamento de Carbono Orgânico no Solo

O protocolo ECOSER utilizou a metodologia de 1º nível (*tier 1*) das diretrizes propostas pelo IPCC para realização dos inventários nacionais (IPCC, 2006 a, b,c). Em síntese, os estoques de COS originais (chamados de “estoques de referência”) foram estimados para a região de interesse com valores tabelados por classes genéricas de solos e clima. Estes valores são médias globais obtidas em publicações e bases de dados pelo IPCC. As variações destes estoques de referência pela conversão para outros usos (agricultura no caso deste estudo) foram estimadas usando “fatores de alteração” conforme uso do solo adotado, práticas agrícolas utilizadas e adição de C ao solo pelo sistema de cultivos implantado.

Para avaliar os estoques atuais de COS foram utilizados: a) mapa de estoque de COS (0-30cm) sob vegetação original, obtido pela reclassificação do mapa de solos. Os valores de estoque de COS original foram inferidos por Tornquist (2007) a partir dos estoques obtidos em áreas sob vegetação nativa, sendo ajustados para Mg pixel^{-1} ($\text{pixel} = 900 \text{ m}^2$); b) mapa de fatores de alteração, obtido pela reclassificação do mapa de uso atual (2015) das terras (Broetto, 2016), usando os fatores propostos pelo IPCC (Tabela 2), aplicando a ferramenta do ECOSER, com modificações. Diferentemente da versão original (Barral, 2015), que utilizou fatores de alteração sugeridos para clima temperado úmido (correspondente à situação da Argentina), neste estudo

foram calculadas médias entre aqueles valores e os recomendados para clima tropical úmido, conforme IPCC (2006a).

Com os dois PI obtidos conforme descrito acima, a ferramenta “*Almacenamiento de Carbono Orgánico en el Suelo*” do ECOSER aplicou, pixel a pixel, a equação n.º 1, proposta pelo IPCC (2006a,c) para obter um PI correspondente ao armazenamento de COS na região de estudo.

Tabela 2. Fatores de alteração para estoques de COS (adaptados de IPCC, 2006):

Uso	F _{lu}	F _{mg} ¹	F _a ²
Agricultura	0,59	1,12	1,0
Mata	1,0	1,0	1,0
Zona Urbana	0,0	0,0	0,0
Banhado	1,0	1,0	1,0

1. considerando “manejo mínimo” do solo;

2. considerando “adição média (retorno) de resíduos”.

$$COS_i = COS_r * F_{lu} * F_{mg} * F_a \quad (\text{equação 1})$$

onde:

COS_i = estoque de COS ($Mg\ ha^{-1}$) estimado no pixel i; COS_r = estoque de COS ($Mg\ ha^{-1}$) de referência (original); F_{lu} = fator de alteração - uso do solo;

F_{mg} = fator de alteração - prática agrícola;

F_a = fator de alteração - aporte de C ao solo.

4.3.2 Função Ecosistêmica Armazenamento de Carbono na Biomassa

O ECOSER recomenda estimar estoques de C retidos na biomassa quando inexistem dados locais tanto para áreas com vegetação original remanescente (fragmentos de Mata Atlântica) quanto em áreas agrícolas (lavouras anuais).

Para tanto, um PI pode ser obtido com base nos fatores médios propostos pelo IPCC (2006 a, b) pela reclassificação do mapa de uso das terras conforme Tabela 3.

Tabela 3. Fatores de armazenamento de C na biomassa (IPCC, 2006 a, b):

Uso das Terras	CO na biomassa (Mg ha ⁻¹)
Agricultura	5,67
Mata	6,34
Urbano	0,0
Banhado	0,0

4.3.3 Função Ecológica Controle da Erosão

O controle da erosão foi determinado pela aplicação da Equação Universal de Perda de Solo Revisada-EUPSR (Renard et al., 1991) em ambiente de geoprocessamento, considerando a diferença entre as taxas de erosão para o solo descoberto (que seria a maior taxa possível) e para cada uso atual das terras, avaliados em cada classe de solo. Assim calculado, o controle da erosão representa o efeito potencial da cobertura atual na atenuação das perdas de solo. Neste estudo foi utilizado o termo “erosão potencial natural” para a taxa máxima, com o solo desprovido de vegetação, enquanto “erosão potencial atual” foi utilizada para a erosão considerando os fatores cobertura (uso das terras) e práticas agrícolas.

O ECOSER computou esta FE com um PI para cada fator da EUPSR conforme a equação 2:

$$A_i = R_i * K_i * LS_i * C_i * P_i \quad (\text{equação 2})$$

Onde:

A = perda média anual de sedimentos por erosão hídrica (Mg ano⁻¹)
estimada no pixel i;

R = índice de erosividade das chuvas (MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹);

K = índice de erodibilidade do solo (Mg ha h MJ⁻¹ mm⁻¹ ha⁻¹);

LS = comprimento de rampa (L) e declividade (S);

C = uso das terras;

P = práticas de conservação utilizadas.

A seguir detalhamos a obtenção dos fatores da EUPSR conforme proposto pelo ECOSER

- Índice de Erosividade da chuva (R):

A erosividade da chuva para a região de Ibirubá e Quinze de Novembro foi obtida com uso do *software* netErosividadeRS, produzido pelo Grupo de Pesquisa em Recursos Hídricos da Universidade Federal de Viçosa (GPRH, 2015). Este *software* estima os valores de erosividade da chuva mensais e anuais em qualquer localidade no RS interpolando dados pluviográficos com os de altimetria. O netErosividadeRS utiliza séries sintéticas de 100 anos de duração de 94 estações pluviométricas do RS e de 9 estações de SC que incluem as informações de pluviosidade total diária, duração do evento, máxima intensidade de precipitação instantânea, tempo de ocorrência da máxima intensidade e parâmetros que caracterizam o perfil da chuva (Moreira et al., 2016; Gonçalves et al., 2006).

A erosividade das chuvas, representada pelo índice EI30, expressa o produto da energia cinética total da chuva por sua intensidade máxima, em mm h⁻¹, calculada para uma duração de 30 minutos, enquanto o KE > 25, resulta da soma da energia cinética de chuvas com intensidade maior que 25 mm (Cassol, 2007; Bertol, 2007; Moreira et al., 2016). Foi utilizado o índice KE > 25, por ser considerado mais apropriado para regiões tropicais por diversos autores (Moreira et al., 2016; Lal, 1988; Gonçalves, 2005).

Neste estudo, foi utilizada a média entre os valores de KE > 25 anual (MJ ha⁻¹), obtidos pelos dois métodos utilizados no netErosividadeRS (Foster et al., 1981; Wagner e Massambani, 1988) para cada município e corrigido para a área do pixel (900 m²). Os valores obtidos foram de 7,4 MJ pixel⁻¹ para Ibirubá e 7,3 MJ pixel⁻¹ para Quinze de Novembro.

- Índice de Erodibilidade dos solos (K):

A erodibilidade do solo, representada pelo fator K, corresponde à suscetibilidade à erosão de um determinado solo. É diferente para cada tipo de solo devido ao material de origem e à localização geográfica (Silva e Alvares, 2005). Para determinar a erodibilidade podem ser utilizados métodos diretos, a partir da relação entre as perdas de solo e o fator erosividade das chuvas, ou indiretos, por meio de equações matemáticas que contemplam parâmetros

relativos baseados em características físicas e químicas de cada solo (Silva et al., 2000).

Os valores do fator K para os solos brasileiros encontrados na literatura variam bastante, sendo de 0,0162 a 0,043 para Latossolos no Estado de São Paulo (Silva e Alvares, 2005; Silva et al., 2011); 0,021 (Denardin e Wünsche, 1981) e 0,009 (Bertol et al., 2007) para o Latossolo Vermelho distrófico típico em Passo Fundo, RS; 0,0092 para Latossolo Vermelho distroférico típico no RS (Cassol, 2007); 0,008 para Latossolo Vermelho-Escuro e para Latossolo Vermelho distrófico típico no Paraná; 0,002 para Latossolo Vermelho distrófico típico, em Sete Lagoas, Minas Gerais (Bertol et al., 2007) e 0,0093 para um Latossolo Vermelho distrófico típico em Augusto Pestana, RS (Schmidt, 2017). Lino (2010) estabeleceu os valores médios para o fator K dos latossolos no Rio Grande do Sul, conforme a textura (média, argilosa e muito argilosa) como 0,0270; 0,0168 e 0,0088, respectivamente.

Quanto às outras classes de solos, Miguel (2010) obteve valores de 0,0367 para Neossolo Litólico distro-úmbrico; 0,01844 para o Neossolo Litólico eutro-úmbrico, 0,0297 para o Neossolo Regolítico distro-úmbrico e 0,0428 para o Neossolo Flúvico Tb Eutrófico em Santa Maria; Silva e Alvares (2005), encontraram 0,0309 para Chernossolos e 0,0351 para Neossolos; já Silva et al. (2011) determinaram os valores médios de erodibilidade para os solos brasileiros obtendo 0,0287 para Chernossolos; 0,0197 para Neossolos Regolíticos; 0,0450 para Neossolos Flúvicos e 0,0344 para Gleissolos. Lino (2010) estabeleceu os valores médios para o fator K dos Neossolos no Rio Grande do Sul, conforme a textura (média, argilosa e muito argilosa) como 0,0465; 0,0460 e 0,0420, respectivamente, enquanto para o Chernossolo o autor estabeleceu o valor de 0,0166 para o fator K.

Tendo em vista a grande variabilidade dos valores obtidos na literatura para o fator K, optou-se por calculá-los pelo método proposto por Roloff e Denardin (1984). Os dados dos perfis descritos em Santos et al. (1970) foram utilizados nas equações 3 e 4, sendo a 3 para os Latossolos e a 4 para o Chernossolo e o Neossolo Regolítico. Foi realizada a média entre os valores dos dois últimos solos para o fator K da associação Mte-RDe.

Fator K para Latossolos (KI):

$$Kl = 0,00437\sqrt{Mn} + 0,0350Fs - 0,0111Aa$$

(equação 3)

Fator K para solos com B textural (Kt):

$$Kt = 0,00917\sqrt{Mn} - 0,0526Fs - 0,0176Af$$

(equação 4)

Onde:

Mm = silte (silte + Af) (g g⁻¹)

Fs = teor de Fe₂O₃ extraído por ácido Sulfúrico (g g⁻¹)

Aa = As /fração argila (g g⁻¹)

Af = areia fina (g g⁻¹)

As = teor de Al₂O₃ extraído por ác. sulfúrico (g g⁻¹)

Os valores de K (em t ha⁻¹ MJ⁻¹ mm⁻¹) calculados foram:

Latossolo Vermelho distroférico LVdf (UM Erechim) k = 0,0144

Latossolo Vermelho distrófico típico LVd (UM Cruz Alta) k = 0,0064

Latossolo Vermelho distrófico LVd1 (UM Passo Fundo) k = 0,0087

Associação Chernossolo-Neossolo MTe-RDe (UM Ciríaco - Charrua)
k = 0,0428

O valor de erodibilidade do Gleissolo e do Neossolo Flúvico foi considerado praticamente nulo (valor 0,0001), por localizarem-se em áreas de deposição.

- Fator topográfico (LS):

Empregando as funções específicas do ArcGis a partir do MDE foram gerados os PI, conforme descrito a seguir:

- Acumulação de fluxo, com a função *flow Accumulation*;
- Comprimento de fluxo, com a função *flow Lenght*;
- Declividade em graus, com a função *Slope*;
- Expoente “m”, obtido a partir da reclassificação da declividade (em percentual).

Estes planos foram utilizados para determinar o fator topográfico com a ferramenta do ECOSER “fator LS”, empregou a equação de Wisheier & Smith(1978):

$$LS = (\lambda / 22,13)^m * (0,065 + 0,045S + 0,0065S^2)$$

(equação 5)

S = declividade em graus;

Expoente m = 0.5 para declividade maior que 5%

m = 0.4 para declividade entre 3.5% e 4.5%

m = 0.3 para declividade entre 1% e 3%

m = 0.2 para declividade menor que 1%

λ foi calculado pela seguinte equação:

$$\lambda = (\text{acumulação de fluxo} \times \text{longitude do pixel} / 3,1416)^{0,5}$$

(equação 6)

Fator cobertura (C):

O PI uso do solo foi reclassificado utilizando os valores de 0,4 para agricultura; 0,006 para matas e 0,0 para banhados e zona urbana.

Fator práticas conservacionistas (P):

Para o fator P foi atribuído o valor 1, ou seja, não foi considerada a adoção de práticas conservacionistas.

4.3.4 Função Ecológica Fertilidade dos Solos

Esta FE representa a estimativa da capacidade do ecossistema de fornecer o suporte necessário para a produção agrícola. O Protocolo estabelece quatro categorias de potencial produtivo dos solos, em uma escala de 0 a 100:

- 100 a 70 - muito boa
- 69 a 50 - boa
- 49 a 30 - regular
- 29 a 0 - baixa

Como a maior parte da região de estudo foi convertida para agricultura, com correção da acidez e substancial aporte de nutrientes há várias décadas, foi utilizado o valor 85 para todas as classes de solo que ocorrem na região.

4.3.5 Função Ecológica Retenção de Precipitação pela Cobertura Vegetal

Esta FE estimou o efeito de mitigação do excesso de precipitação (tormenta) pela vegetação durante um ano. Foi calculada subtraindo o ES da precipitação ocorrida em determinado evento de tormenta (equação 7).

$$FE \text{ Ret_Veg} = [P - (P - 0,2 S)^2 / (P + 0,8 S)] * d \quad (\text{equação 7})$$

Onde:

FE Ret_Veg = mitigação da precipitação pela cobertura vegetal (mm)

P = precipitação de evento de tormenta (mm)

d = dias de tormenta durante um ano

S = quantidade de chuva retida pelo ecossistema antes que ocorra o escoamento, que é calculado pela equação 8.

$$S = 25.400 / (CN - 254) \quad (\text{equação 8})$$

CN = Curva Número

O ECOSER preconizou a utilização do método de número de curva (*curve number*, CN) desenvolvido nos anos 1950 pelo *Soil Conservation Service* (SCS), atualmente *National Resources Conservation Service* (NRCS) do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos, que é amplamente utilizado para calcular o ES por eventos de tormenta (Fu et al., 2013). Apesar de o método subestimar a enxurrada em condições de baixa precipitação em regiões tropicais, segundo Dile et al. (2016), estes autores consideraram vantajosa sua utilização devido à praticidade de aplicação e boa resposta a propriedades como tipo e uso dos solos.

O método considerou que o ES produzido em um dado evento de precipitação é uma função da altura total da lâmina de água precipitada e de um parâmetro, denominado "*Curve Number*" (CN), que representa as perdas que ocorrem devido à infiltração, à interceptação vegetal e à retenção em depressões do terreno. Os valores de CN foram obtidos empiricamente, sendo confrontado

cada tipo de uso e de cobertura do solo em uma tabela padrão, produzida em função das condições originárias nos EUA, e levando em conta quatro grupos de solos classificados de acordo com a taxa de infiltração.

Para a implementação do ECOSER na região de estudo foram definidos como tipos hidrológicos C para os Latossolos e Neossolos Flúvicos e D para as associações Chernossolo/Neossolo Regolítico e os Gleissolos, sendo então criado um mapa raster com esta classificação.

O cruzamento dos PI “uso das terras” e “tipo hidrológico” gerou um novo plano que foi reclassificado para o CN, conforme tabela 4.

Um PI de precipitação foi produzido considerando o número de dias por ano de precipitação maior que 50 mm em um período de 24 horas, e o volume efetivamente precipitado, em mm. Para a região de estudo, foram utilizados os dados da série histórica de Cruz Alta disponível para um período de 50 anos. Neste conjunto de dados foram observados, em média, 5 dias por ano com precipitação média de 68 mm em toda região de estudo (INMET, 2016).

Tabela 4. Atribuição do número de curva (CN) conforme uso e tipo hidrológico do solo (Barral, 2015).

Tipo Hidrológico	Uso das terras	CN
C	agricultura	88
	mata	70
	banhado	98
	urbano	90
D	agricultura	91
	mata	77
	banhado	98
	urbano	92

Aplicando a ferramenta específica no ECOSER “retenção de enxurrada” com os PI de CN e de precipitação foi calculado o valor da FE em cada pixel.

4.3.6 Função Ecológica Retenção de Enxurrada pelos Banhados

Diversos fatores influenciam a eficácia dos banhados em atenuar inundações. O ECOSER considera a área e localização destas AU em relação à

rede de drenagem e às planícies de inundação à montante, caracterizadas em ambiente de geoprocessamento pelo Índice de Umidade Topográfica (IUT) (*Topograph Wetness Index –TWI*).

O IUT é muito utilizado para inferir a distribuição espacial da umidade do terreno com base no controle topográfico sobre os processos hidrológicos (Grabs et al., 2009). Expressa aproximadamente o volume relativo e a quantidade de movimento do fluxo que passará por cada ponto do terreno e reflete sua tendência de gerar escoamento superficial. (Roa-Lobo e Kamp, 2012; Gutiérrez, 2012; Wiessmeier, 2013).

Como o ArcGIS não apresenta uma função para o cálculo direto do IUT, o ECOSER recomenda o pacote de ferramentas TauDEM 5 *toolbox* (*Terrain Analysis Using Digital Elevation Models*; Tartobon, 2016) para o ArcGIS. TauDEM 5 disponibiliza uma série de funções e ferramentas de análise e extração de informações hidrológicas com base no MDE.

Dada a inexistência de mapeamento específico para banhados na região de estudo, estes foram arbitrariamente definidos como coincidentes com as áreas de Gleissolos (Unidade de Mapeamento Batú) do mapeamento de Santos et al. (1970). Foi gerado um PI com as células correspondentes aos banhados tendo valor equivalente à área de cada banhado (em ha) e as demais com valor nulo.

Os PI “áreas dos banhados” e “IUT” foram relativizados a uma escala de 0 a 1, sendo então multiplicados conforme equação 9 para gerar a informação da FE Retenção de enxurrada pelos banhados.

$$REB_i = AB_i * IUT_i \quad (\text{equação 9})$$

Onde:

REB = capacidade do banhado de reter o ES (escala relativa de 0 a 1),

AB = localização e área dos banhados,

IUT = índice topográfico de umidade.

4.3.7 Função Ecológica Proteção de Aquíferos pela Cobertura Vegetal

O ECOSER adotou a sistemática de inicialmente estimar a vulnerabilidade do aquífero, seguido da proteção exercida pela vegetação. É

recomendado o índice DRASTIC (Aller et al., 1987) para avaliar a vulnerabilidade dos aquíferos. O índice é obtido a partir de parâmetros hidrogeológicos e geomorfológicos de acordo com a equação 10, valorados conforme sua importância no transporte de poluentes.

$$ID_i = D_i * 5 + R_i * 4 + A_i * 3 + S_i * 2 + T_i * 1 + I_i * 5 + C_i * 3$$

(equação 10)

onde:

ID = índice DRASTIC

D = Profundidade do nível piezométrico

R = Recarga líquida

A = Litologia do aquífero

S = Natureza do solo

T = Topografia

I = Natureza da zona não saturada

C = Permeabilidade

Todos calculados para o pixel "i".

Os parâmetros do Índice DRASTIC são descritos a seguir:

- profundidade do nível piezométrico (D): representa a espessura de solo que o contaminante deve atravessar até alcançar a água subterrânea. Tem relação diretamente proporcional ao tempo de migração de um potencial contaminante no trajeto entre a superfície do terreno e o lençol freático.

O parâmetro D foi estabelecido conforme apresentado na tabela 5.

Tabela 5. Profundidade do aquífero e valor do parâmetro D.

Profundidade (m)	Valor D	Profundidade (m)	Valor D
< 1,5	10	10 – 20	5
1,5 – 5	9	20 – 30	2
5 – 10	7	> 30	1

Tendo em vista a profundidade dos solos da região, o parâmetro D foi inferido como sete (7) para os solos Latossolos (LVd2, LVd1, LVaf), nove (9) para a associação Chernossolo - Neossolo Litólico (MTe-RDe) e dez (10) para o Neossolo flúvico e o Gleissolo.

- Recarga líquida (R): corresponde ao volume de água que infiltra por unidade de área a partir da superfície, com potencial de transportar contaminantes ao aquífero por fluxo vertical. Quanto maior for a recarga, maior será o acúmulo de água no subsolo.

Os valores atribuídos ao parâmetro R constam na tabela

6. Tabela 6. Taxa de infiltração e valor do parâmetro R.

Taxa de infiltração (mm)	Valor R	Taxa de infiltração (mm)	Valor R
0 - 50	1	180 – 255	8
50 – 100	3	> 255	9
100 - 180	6		

Como estimativa do parâmetro R na área de estudo, considerando uma taxa de infiltração média de menos que 50 mm ano⁻¹, foi utilizado o valor de um (1).

- Litologia do aquífero (A): interfere na capacidade do meio de transmitir os contaminantes. A classificação do parâmetro A de acordo com o tipo de rocha do aquífero está indicada na tabela 7.

Tabela 7. Tipo de litologia do aquífero e valor do parâmetro A.

Descrição	A
Argilitos, siltitos e rochas calcáreas	2
Ígnea/metamórfica	3
Ígnea/metamórfica alteradas	4
Alternância de argilitos, siltitos e rochas calcáreas	6
Arenitos e conglomerado	8
Vulcânica	9
Calcáreas carstificadas	10

Na região de estudo ocorre o sistema aquífero Guarani, unidade hidroestratigráfica Botucatu, porém está confinado a mais de 100,00 m de profundidade pelas rochas basálticas resultantes do Magmatismo Serra Geral. Neste caso, o aquífero que apresenta maior fragilidade ambiental é o da Serra

Geral, sendo as juntas e fraturas das rochas locais de possível percolação de poluentes (Machado e Freitas, 2005).

Como as rochas do aquífero Serra Geral são vulcânicas, foi considerado nove (9) para o parâmetro “A” em toda a região de estudo.

- Tipo do solo (S): está correlacionada com a capacidade do solo em retardar ou impedir o movimento vertical de contaminantes, que varia com sua origem, composição e textura. O parâmetro S foi estipulado conforme a tabela 8.

As características da associação Chernossolo – Neossolo Litólico (MTe-RDe) são de solo franco-arenoso, portanto parâmetro S de três (3). Para os demais solos, por serem argilosos, foi atribuído valor um (1).

Tabela 8. Tipo do solo e valor do parâmetro S .

Descrição	S
Argila não expansiva	1
Solo franco arenoso	1
Solo orgânico	2
Solo franco argiloso	3
Solo franco siltoso	4
Argila expansiva	7
Turfeira	8
Arenoso	9
Cascalhento	10
Solo muito raso ou rocha aflorante	10

- Topografia (T): corresponde à declividade do terreno a partir da qual há aumento ou diminuição no ES. Quanto menor a declividade, menor velocidade de ES e maior a probabilidade de infiltração de contaminantes.

O parâmetro T foi obtido após a reclassificação, de acordo com a tabela 9, do PI de declividade gerado com a função *slope* do ArcGIS.

Tabela 9. Declividade do terreno e valor do parâmetro T

Declividade (%)	Valor T	Declividade (%)	Valor T
0 – 2	10	12 – 18	3
2 – 6	9	> 18	1
6 – 12	5		

- Natureza da zona não saturada (I): depende da origem, composição e textura da zona vadosa, entre o solo e o nível de água subterrânea.

Na tabela 10 verifica-se o valor do parâmetro I segundo a natureza da zona não saturada.

Tabela 10. Natureza da zona não saturada e parâmetro I

Descrição	I
Argiloso, siltoso e franco	1
Folhelho, ardósia	3
Metamórficas, ígneas	4
Alternância de arenisco, argila e calcárea; arenosa e cascalhenta com conteúdo de argila, calcárea, areniscos	6
Arenosa e cascalho	8
Vulcânicas	9
Calcáreas carstificadas	10

Devido à textura argilosa da maioria dos solos da área de estudo, foi estabelecido um (1) para o parâmetro I em toda área.

- Permeabilidade (C): Corresponde à capacidade do aquífero em transmitir horizontalmente os contaminantes, a condutividade hidráulica do aquífero. Formações geológicas com alta condutividade hidráulica permitem a movimentação horizontal e vertical de grandes volumes de água subterrânea, e, por associação, de grandes volumes de contaminantes em potencial.

Os valores do parâmetro C foram outorgados conforme tabela 11.

Tabela 11. Condutividade hidráulica e valor do parâmetro C .

Condutividade hidráulica (m dia ⁻¹)	Valor C	Condutividade hidráulica (m dia ⁻¹)	Valor C
< 4	1	28 – 40	6
4 – 12	2	40 - 80	8
12 - 28	4	> 80	10

Foi considerado o parâmetro C igual a dois (2), uma vez que os valores de condutividade hidráulica encontrados na literatura são de 1 a 10 m dia⁻¹ para rocha basáltica fraturada (Heath, 1982).

Os PI de Índice DRASTIC e de uso do solo foram confrontados, aplicando a equação 11:

$$PA_i = 1 - (ID_{rel_i} * P_i) \quad (\text{equação 11})$$

Onde:

PA = proteção de aquíferos pela cobertura;

P = proteção pela cobertura vegetal;

ID rel = índice DRASTIC relativizado;

Todos calculados para o pixel "i".

O PI de uso do solo foi reclassificado com um valor relativo à proteção que a cobertura vegetal exerce e em função da quantidade de insumos utilizados, o fator P. Este fator variou de 0 a 1, sendo que valores próximos a zero (0) indicam que a cobertura exerce forte proteção ao aquífero. Quando o ecossistema requer maior quantidade de insumos (agroquímicos), contaminantes em potencial, o fator P seria próximo a um (1), uma vez que a cobertura não estaria protegendo o aquífero. Os valores de P utilizados foram 0,95 para agricultura e 0,1 para matas. Os demais usos não foram considerados.

4.3.8 Função Ecológica Retenção de Nutrientes nos Banhados

A água de enxurrada transporta sedimentos e nutrientes que são liberados, consoante o tipo de cobertura do solo e foram estimados a partir de coeficientes de exportação. Neste estudo foram utilizados os coeficientes propostos pelo ECOSER, expostos na tabela 12.

Tabela 12. Coeficientes de exportação de N e P.

Uso do solo	N (mg L ⁻¹)	P (mg L ⁻¹)
Agricultura	2,68	0,56
Mata	1,09	0,04
Urbano	2,83	0,43

A fim de determinar a quantidade de nutrientes que efetivamente atinge os cursos hídricos e os banhados, foi aplicada a equação 12, considerando os coeficientes de decaimento (k) de 0,1 dia⁻¹ para o N e 0,05 dia⁻¹ para o P.

$$X_t = X_0 * e^{-k*t} \quad (\text{equação 12})$$

Sendo: X_t a massa de nutrientes (kg) que persistirá na enxurrada após ser transportada durante o tempo de viagem t (dias); X_0 a massa inicial (kg) exportada de cada pixel e k o coeficiente de decaimento (dias⁻¹).

Com a ferramenta TauDEM calculou-se a distância percorrida pelos nutrientes. O MDE corrigido (após remoção das depressões espúrias) foi processado para obtenção dos PI de direção e acumulação de fluxo empregando as funções *D8 Flow Direction* e *D8 Contributing Area*. A função *Stream Def By Threshold* foi utilizada para definir as células do PI acumulação de fluxo que correspondem a cursos hídricos, sendo os pixels com valor igual ou menor que 100 identificados como água. Com estes dados e a função *D8 Distance to Stream* foi obtida a informação de distância percorrida pela enxurrada até atingir os cursos hídricos e banhados.

O passo seguinte foi calcular a velocidade da enxurrada em cada pixel, que depende da declividade do terreno, do tipo de uso do solo e do raio hidrológico (equação 13). Estes dois últimos condicionantes foram estimados por um coeficiente de interceptação de fluxo (k), conforme tabela 13.

$$V = k * \sqrt{S} \quad (\text{equação 13})$$

Onde V é a velocidade da enxurrada (m s⁻¹), k é o coeficiente de interceptação de fluxo (m s⁻¹), e S é a declividade (m m⁻¹).

Com os valores de ES obtidos no item 4.3.1.5 (método CN e dados de precipitação) e transformando a unidade em litros, pode ser calculada a quantidade total de nutrientes exportados célula a célula.

Tabela 13. Uso das terras e coeficientes de interceptação de fluxo.

Uso das terras	k
Agricultura	0,274
Mata	0,076
Banhado	0,457
Urbano	0,619

Os PI de uso do solo, MDE, ES (em litros) e distância aos cursos hídricos foram processados aplicando a função específica do ECOSER que emprega as equações 12 e 13. Deste modo, foram gerados os PI correspondentes às massas de N e de P que atingem as AU ($\text{kg ano}^{-1} \text{ pixel}^{-1}$).

O passo seguinte foi estimar a capacidade de retenção dos nutrientes pelos banhados. Para fins deste estudo, foi considerada apenas a desnitrificação como processo responsável pela retenção de N nos banhados, não tendo sido avaliadas a absorção pela biomassa e a sedimentação.

$$N_{\text{ret}} = 7,56 * N_{\text{in}}^{0.49} * A^{0.51} \quad (\text{equação 14})$$

Onde:

N_{ret} = quantidade de N retido pelo banhado (kg ano^{-1});

N_{in} = quantidade de N (kg ano^{-1}) que entra no mesmo;

A = área de banhado relativizada para uma escala de 0 a 1.

Por sua vez, a retenção de P foi calculada

$$: P_{\text{ret}} = P_{\text{in}}^{0.69} * 0,34 \quad (\text{equação 15})$$

Onde:

P_{ret} = quantidade de P (kg ano^{-1}) retido pelo banhado;

P_{in} = carga de P que atinge o mesmo (kg ano^{-1}).

As equações 14 e 15 foram aplicadas com a ferramenta do ECOSER e os PI de área de banhado relativizada e de N e de P acumulados.

4.3.9 Função Ecológica Retenção de Sedimentos pela Vegetação Ripária

A ferramenta original do ECOSER propõe a estimativa dos benefícios ambientais pela retenção de sedimentos pela vegetação nas zonas ripárias usando uma abordagem bastante complexa. No caso, seria necessária a implementação de um modelo adicional, o VFSSMOD - *Vegetative Filter Strip*

Model (Muñoz-Cárpena e Parsons, 2014) para estimar a eficácia da vegetação ripária em reter os sedimentos. Este modelo simula eventos erosivos com a EUPSR e retenção dos sedimentos por “faixas de atenuação” (*filter strips*) vegetadas, homogêneas, implantadas em ambiente ripário com este objetivo.

Considerando: a) a complexidade do VFSSMOD, especialmente a necessidade de dados locais para calibração e validação local; b) que a implantação de faixas de atenuação homogêneas em ambiente ripário como proposta no VFSSMOD não vem sendo preconizada pelos órgãos ambientais, de extensão rural e de pesquisa agropecuária; c) a previsão pela legislação brasileira (Código Florestal) de manutenção (e às vezes recuperação) das APP (Áreas de Preservação Permanente), contempla a função de proteção pela vegetação ripária, com seu potencial de retenção de sedimentos e nutrientes de maneira análoga às faixas de atenuação previstas no ECOSER; optou-se por uma abordagem alternativa, de maior simplicidade, com menor necessidade de dados, adaptada ao contexto brasileiro e em especial à legislação florestal.

Assim, a modificação realizada para a FE “retenção de sedimentos pela vegetação ripária” consistiu em obter um mapa da vegetação ripária atual (considerando como tal apenas as matas e áreas úmidas) conforme a previsão do Código Florestal para cursos d’água com 10m de largura, o que indicaria APP de 30 m em cada margem. O fluxograma com os procedimentos para a estimativa da FE, conforme modificado neste estudo, pode ser visualizado na figura 6.

- Inicialmente foram obtidos PI *raster* da rede de drenagem e as bacias na região de estudo usando o MDE, com aplicação da ferramenta *Hydrology*, da extensão *Spatial Analyst* no ArcGIS 10.2. Os limites das bacias foram convertidos em arquivo vetorial (polígonos) e inspecionados visualmente em comparação com a rede de drenagem da cartografia 1:50.000, sendo suavizados e corrigidos manualmente, quando necessário, para obter um PI vetorial “bacias” topologicamente correto.

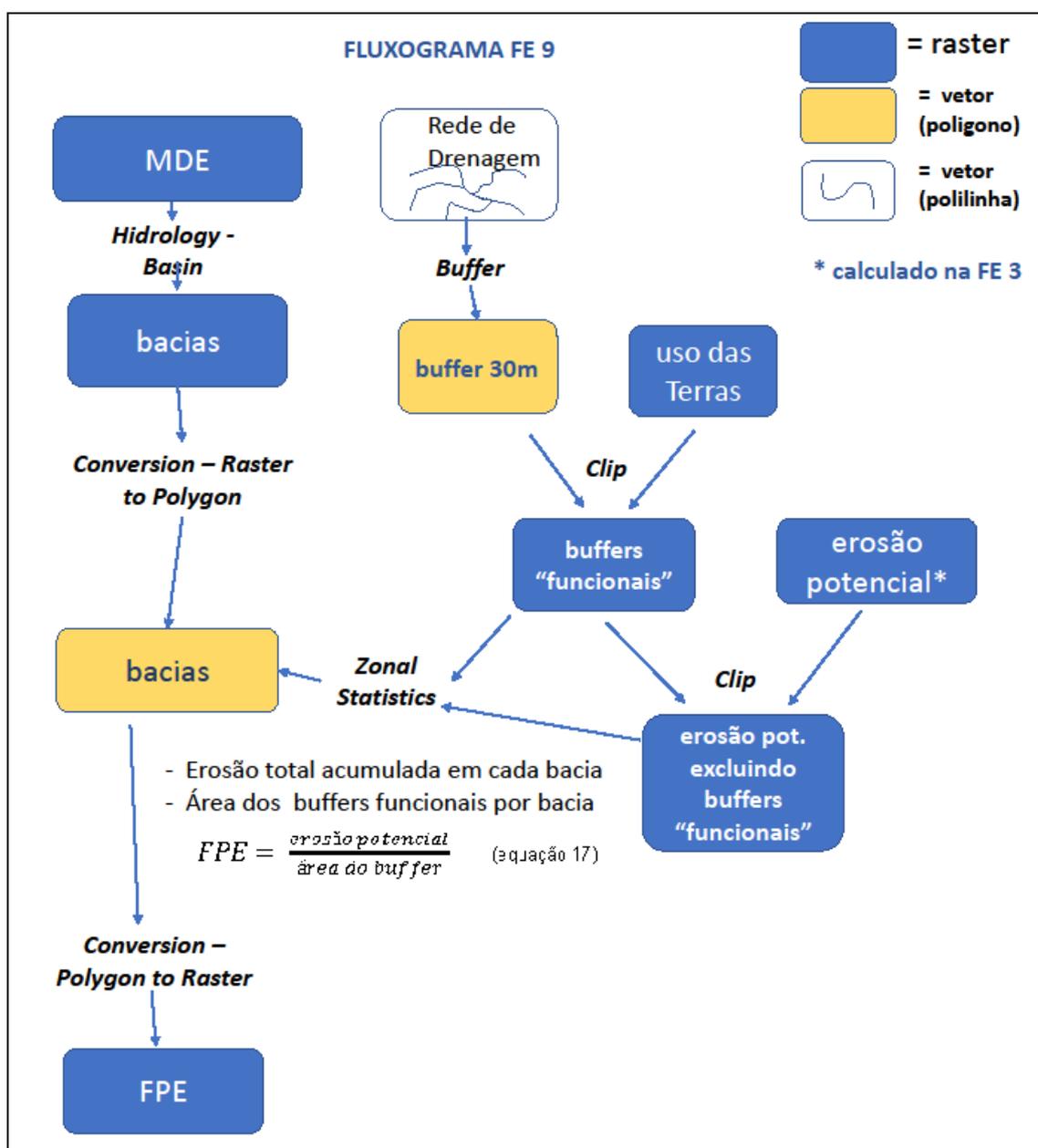


Figura 6. Fluxograma com os procedimentos realizados para obtenção da FE Retenção de Sedimentos pela Vegetação Ripária.

- Foi obtido um PI com *buffers* de 30 m de largura a partir da rede de drenagem gerada;

- foram selecionados apenas os buffers que *a priori* poderiam filtrar ou reter sedimentos (matas ou áreas úmidas) por uma operação de sobreposição entre *buffers* e uso das terras;

- com o PI com *buffers* e *bacias*, foram realizadas operações de "estatística zonal" (ferramenta *Zonal Statistics as Table* da extensão *Spatial Analyst*) para determinação das variáveis de interesse nas *bacias* da área de estudo, sendo estas incluídas na tabela de atributos do PI "*bacias*".

A seguir, foi relacionada a erosão potencial “atual” (usando o PI obtido no item 4.4.3, calculado em Mg de sedimentos anuais por célula) e a área de *buffers* “funcionais” em cada bacia conforme equação 17:

$$FPE = \frac{\textit{erosão potencial}}{\textit{área do buffer}} \quad (\textit{equação 17})$$

Sendo: FPE = índice de filtragem ou retenção potencial de sedimentos (Mg ha⁻¹).

Como operação final, os FPE calculados para cada bacia foram atribuídos aos respectivos *buffers*, sendo relativizados em uma escala de 0-1 gerando o PI relativo à capacidade de filtragem de sedimentos pela vegetação ripária (FE retenção de sedimentos).

4.3.10 Provisão relativa dos Serviços Ecossistêmicos Considerados

Como etapa final, integradora das FE quantificadas e mapeadas em escala regional e relativizadas na escala de 0 a 100, estas foram multiplicadas pixel a pixel, usando uma matriz de pesos (em uma escala de 0 a 1), que pondera cada FE conforme seu aporte de SE, de acordo com o proposto no ECOSER (equação 18).

$$SE_i = \sum b_{ij} \times FE_j \quad (\textit{equação 18})$$

Onde:

SE = Serviço Ecossistêmico

b = valoração da FE na provisão do SE

FE = Função Ecossistêmica

Todos calculados para o pixel “i”.

As matrizes que indicaram o nível de importância de cada função para cada serviço foram elaboradas pelos desenvolvedores a partir de entrevistas estruturadas a especialistas e pessoas de referência dos meios acadêmico,

produtivo, de gestão e de ONGs nas áreas de ciências agrárias, ambientais e biológicas. Esta estruturação é arbitrária e poderia ser alterada com base em informações locais que as justificassem. Para finalização da matriz, pode ser realizada uma segunda rodada com especialistas, de forma a ajustar os valores. Nesta aplicação inicial do ECOSER, foi mantida a matriz original, ajustada para a região do Pampa Argentino (Tabela 14). No caso, as maiores contribuições das FE para os SE são os valores mais próximos a 1. Valores próximos a zero, indicam que a contribuição da FE é praticamente nula.

Tabela 14. Matriz de valoração da contribuição das FE para cada SE (conforme Barral, 2015).

	----- Serviços Ecosistêmicos -----				
	Manutenção da Qualidade da Água Subterrânea	Manutenção da Qualidade da Água Superficial	Atenuação de Inundações	Regulação Climática	Produção Potencial das culturas
Funções Ecosistêmicas					
Armazenamento de COS	0,3	0,3	0,2	0,9	0,8
Armazenamento de C na Biomassa	0,2	0,2	0,2	1,0	0,3
Controle da erosão	0,6	0,9	0,7	0,4	0,8
Fertilidade dos solos	0,2	0,1	0,2	0,2	1,0
Retenção de precipitação pela cobertura vegetal	0,6	0,7	1,0	0,4	0,7
Retenção de enxurrada pelos banhados	0,6	0,7	1,0	0,3	0,7
Proteção de aquíferos pela cobertura vegetal	1,0	0,4	0,3	0,0	0,3
Retenção de nutrientes nos banhados	0,8	1,0	0,3	0,0	0,2
Retenção de sedimentos pela vegetação ripária	0,8	1,0	0,3	0,0	0,2

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A complexidade da construção e implementação do protocolo ECOSER requereu que os resultados fossem apresentados seguindo a sequência de obtenção e cálculo, observando as indicações do manual (“tutorial”) disponibilizado pelos desenvolvedores (Barral, 2015).

5.1 As Funções Ecológicas estimadas pelo ECOSER

A aplicação do ECOSER permitiu quantificar e espacializar as FE próprias da região, possibilitando, por exemplo, a visualização de áreas mais vulneráveis do ponto de vista ambiental.

5.1.1 Função Ecológica Armazenamento de Carbono Orgânico no Solo

A provisão da *FE Armazenamento de COS* apontou o estoque de até 105 Mg COS ha⁻¹ na região de estudo (figura 7). Os estoques de 0 Mg ha⁻¹ (armazenamento nulo de COS) foram arbitrariamente definidos nas zonas urbanas pelo ECOSER ao aplicar o fator de alteração “0” previsto na Tabela 2. O maior armazenamento de COS está vinculado às áreas com solos da associação Chernossolos-Neossolos, de maior fertilidade natural, sob os remanescentes de mata na região. Os menores estoques de COS correspondem à ocorrência de Latossolos Vermelhos distróficos com horizonte superficial de textura média (cerca de 25% de argila), com limitadas fertilidade natural e capacidade de retenção de água, atualmente em sua grande parte sob cultivos anuais intensivos.

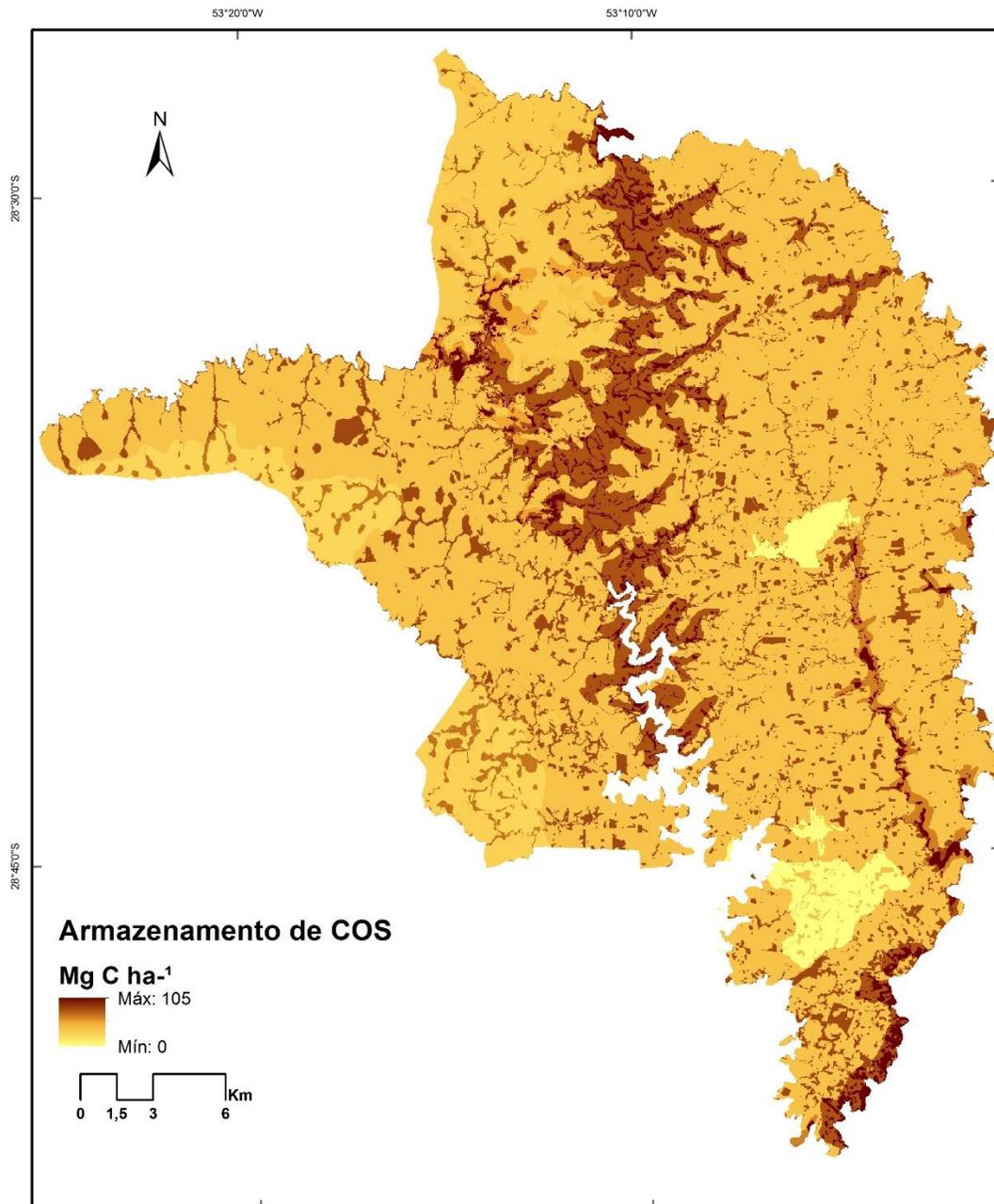


Figura 7. Mapa da *FE Armazenamento de COS*.

A *FE Armazenamento de COS* é determinante para a provisão de serviços essenciais. Além de aumentar a fertilidade, a produtividade e a resiliência do solo contra eventos extremos, o COS é um dreno de C atmosférico e o aumento de seus teores reduz a emissão de CO₂, mitigando as alterações climáticas. O COS é a base para todas transformações e reações físicas, químicas, biológicas e

ecológicas no solo sendo fundamental para a manutenção de sua qualidade. Participa diretamente na regulação de ciclos biogeoquímicos como o do N e do S, melhora a eficiência no uso de insumos, influenciando a provisão de nutrientes às plantas (Villariño et al., 2014; Lal, 2014). Segundo Lal (2014), o aumento da resiliência do solo é a estratégia para atingir as metas, ainda não alcançadas, da Agenda 21 (CNUMAD, 1992) e do Desenvolvimento do Milênio (United Nations Development Programme - UNDP, 2016). O COS impacta favoravelmente a estrutura do solo, reduzindo a compactação, a taxa de erosão, a enxurrada e, conseqüentemente, o assoreamento de cursos hídricos, desta forma contribui para os serviços de manutenção da qualidade da água superficial e subterrânea e atenuação de inundações (Villariño et al, 2014; Lal, 2014).

Os resultados obtidos neste estudo podem ser comparados aos de Tornquist (2007), que caracterizou o estoque de COS nas classes solos conforme o uso e o manejo atual na região de Ibirubá. Os estoques de COS médios nas classes de solo-vegetação considerados dos dois estudos são apresentados na tabela 15. Observa-se que a aplicação da ferramenta do ECOSER baseada nas estimativas de 1º nível do IPCC pode tanto subestimar (em até 24%) os estoques atuais de COS nos Latossolos, como superestimar em até 21% o COS em lavouras anuais nos Chernossolos-Neossolos. Diferenças de resultados também foram constadas por Villariño et al. (2014) na aplicação dos métodos do IPCC (2006c) para estimativa do COS. Mesmo assim é um método eficiente para estimativa dos estoques de COS em áreas extensas que demandariam um esforço muito grande para sua caracterização *in loco*.

Tabela 15. Estoques de COS conforme classes de solo e uso das terras.

Solos	Uso atual	Estoques de COS (0-30cm)		Diferença (%)
		Tornquist (2007)	ECOSER (este estudo)	
		--- Mg ha ⁻¹ ---		
LVdf	mata	80,2	80,2	
	lavoura ¹	77,0	70,7	- 9
LVd1	mata	73,3	73,3	
	lavoura	75,3	64,7	- 14
LVd2	mata	59,9	59,9	
	lavoura	69,3	52,8	- 24
MTe – Rde ²	mata	105,0	105,0	
	lavoura	76,8	92,6	+ 21
RU	mata	96,2	96,2	
	lavoura	84,2	84,8	+ 1

¹ os estoques de COS em Tornquist (2007) são médias de lavouras originalmente sob campo e mata. Todas as áreas cultivadas (lavouras) foram consideradas manejadas sob sistema plantio direto para aplicação da equação proposta no ECOSER.

² estoques de COS para Neossolos Regolíticos conforme Tornquist (2007).

5.1.2 Função Ecosistêmica Armazenamento de Carbono na Biomassa

O mapa de provisão da *FE Armazenamento de C na Biomassa* (biomassa superficial, sem contabilização das raízes) obtido com o ECOSER apontou poucas diferenças regionais na distribuição do C da biomassa (Figura 8). Esta FE, assim como a anterior, tem grande importância na regulação climática, uma vez que a biomassa vegetal constitui o principal meio de absorção de CO₂ da atmosfera.

O critério utilizado pelo protocolo, baseado no 1º nível das diretrizes do IPCC (2006a) para inventários nacionais, é simplista, atribuindo diferenças mínimas para o estoque de C na biomassa na região, em que pese haver diferenças importantes na estrutura dos tipos de vegetação considerados (mata, lavouras anuais, banhados). Neste caso, o estoque de C na biomassa de lavouras anuais seria apenas 10% menor que dos remanescentes da Mata Atlântica da região (5,6 e 6,3 Mg C ha⁻¹ em lavouras e em matas, respectivamente).

Apesar de não se ter identificado estudos com quantificação dos estoques de C na biomassa locais, em outras regiões encontrou-se, por exemplo, 113,4 Mg C ha⁻¹ em fragmentos de mata mais velhos e 71,6 Mg C ha⁻¹ em áreas em regeneração (Ditt e al., 2010). Por outro lado, um estudo reportou a biomassa superficial anual (média de 13 anos) para as principais culturas na região do Planalto do RS (Sisti et. al, 2004), sendo 5,0 Mg C ha⁻¹ para milho; 3,1 Mg C ha⁻¹ para o trigo e 2,3 Mg C ha⁻¹ para a soja; o que representa a média de 3,5 Mg C ha⁻¹, bem menor que a prevista no ECOSER (5,6 Mg C ha⁻¹).

De outra parte, o ECOSER não estima a contribuição da vegetação nos banhados. Efetivamente não foi encontrada informação que permitisse elaborar mais sobre esse aspecto. Foram utilizados valores médios para agricultura e mata, não tendo sido avaliados eventuais diferenças de vegetação nos remanescentes de matas ou nas lavouras, o que poderia resultar em quantificação distinta em cada ambiente para o armazenamento de C na biomassa.

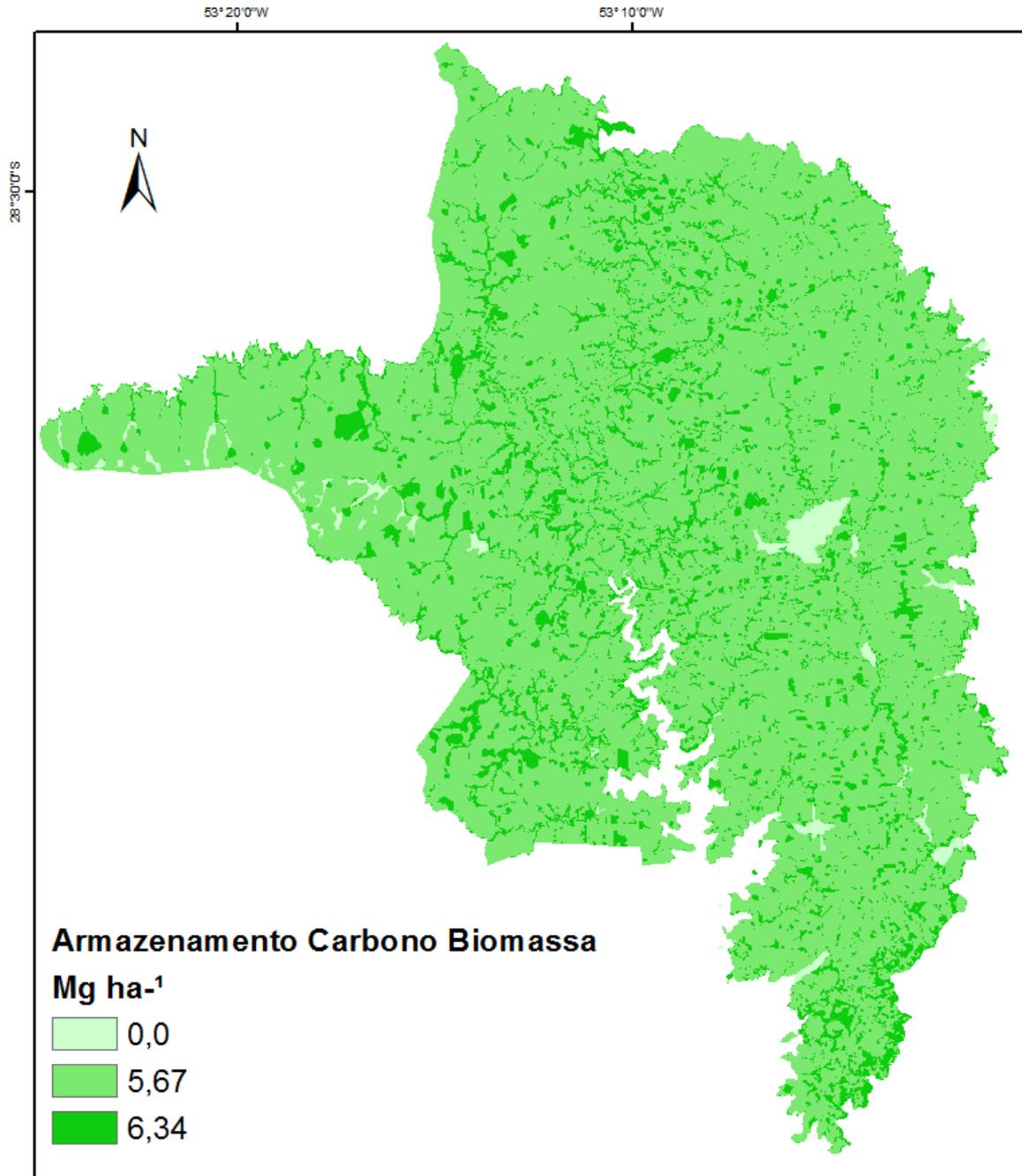


Figura 8. Mapa da FE Armazenamento de C na Biomassa.

5.1.3 Função Ecosistêmica Controle da Erosão

O emprego da ferramenta “controle da erosão” do ECOSER, que é uma aplicação espacialmente explícita da EUPSR, produziu inicialmente um mapa de erosão potencial máxima ou natural, denominada neste estudo de “erosão potencial

natural”, considerando o solo descoberto, desprovido de vegetação (figura 9a) e a erosão potencial tendo em vista o uso atual das terras, considerando os fatores cobertura e práticas agrícolas. Esta última, conforme já informado no item 4.3.3, foi denominada “erosão potencial atual” no presente estudo. Na sequência de implementação da estimativa desta FE, ECOSER estabeleceu a diferença entre as taxas de erosão potencial “natural” e “atual”, que representaria a atenuação (“controle”) da erosão pela vegetação existente, no caso, simplificada para as classes “agricultura” e “mata” (figura 9b).

Nesta abordagem, o ECOSER considerou que predomina na região um baixo controle (relativo) da erosão potencial. Essa interpretação em parte contradiz uma visão dominante na atualidade de que com a implementação do SPD desde meados dos anos 1990 teria reduzido significativamente as taxas de erosão, acarretando em que o tema “erosão do solo” fosse retirado das prioridades científicas e também da extensão rural. Por outro lado, deve ser ponderado que essa aplicação do ECOSER como sugerido pelos desenvolvedores desconsiderou o fator P das práticas conservacionistas, que foi definido como 1 para todos os cálculos com EUPSR. A justificativa seria a usual ausência de informações atualizadas e espacialmente explícitas sobre as práticas conservacionistas. Conforme informação local, na maior parte da região é praticado o SPD, realidade que provavelmente implica em taxas efetivas de erosão menores do que as calculadas.

Por sua vez, a baixa provisão desta FE foi relacionada ao baixo potencial natural de erosão, que situou-se na faixa de 0,1 a 2 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ em praticamente 80% da área de estudo. Enquanto no território brasileiro a erosão potencial natural seria maior que 200 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ em 39% da área e maior que 800 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ em 22% da superfície (Silva et al., 2011), devido ao tipo de solo e ao relevo predominante na região deste estudo, apenas 0,02% de sua superfície estaria enquadrada naquela faixa (maior que 200 Mg ha⁻¹ ano⁻¹) e a máxima erosão potencial natural encontrada foi de 533 Mg ha⁻¹ ano⁻¹.

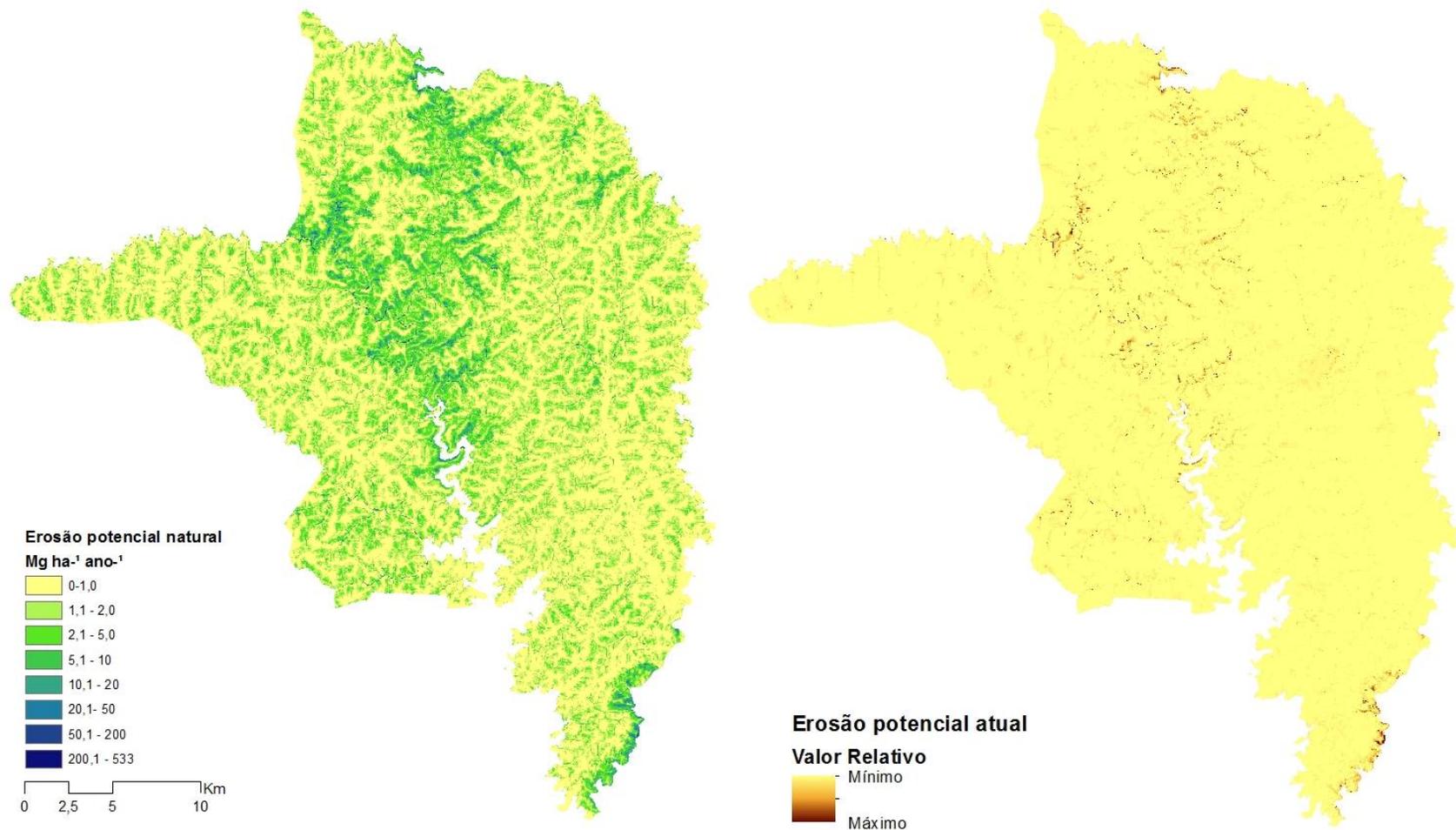


Figura 9. Mapa da aplicação da EUPSR pelo ECOSER: a) erosão potencial natural (máxima), considerando solo descoberto; b) erosão potencial “atual”, considerando o uso das terras.

Esta FE apresenta maior importância quanto maior o potencial de erosão do local. O tipo e grau de cobertura vegetal, a declividade e a textura do solo são elementos chave para avaliar a suscetibilidade à erosão de uma parcela determinada. Segundo Paruelo et al. (2011), sua posição relativa na paisagem, as características dos lotes vizinhos e as perturbações à sua volta seriam determinantes importantes do que pode ocorrer no local. A erosão potencial natural pode ser usada como uma ferramenta para demonstrar cartograficamente áreas mais suscetíveis à erosão e indicar o tipo de cultivo e práticas agrícolas mais apropriadas (Silva et al., 2011).

No PI gerado verificou-se que os locais com maior provisão desta FE equivaleram aos que apresentaram maior possibilidade de perda de solo, mas estão cobertos com mata (figura 10). Nestes locais (0,4% da área de mata), a erosão potencial atual foi estimada em 3 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, significando redução de mais de 99% da erosão potencial natural de 533 Mg ha⁻¹ ano⁻¹. A mesma faixa de erosão potencial natural (533 Mg ha⁻¹ ano⁻¹) quando o solo era utilizado para agricultura apresentou 213 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ de erosão potencial atual (redução de 60%). As matas contribuíram significativamente para a FE, sendo que em 99,6% destas áreas, a erosão potencial “atual” foi menor que 1 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ e apenas 0,4% da área apresentou erosão entre 1 e 3 Mg ha⁻¹ ano⁻¹. Na figura 10 observa-se em detalhe um local com maior provisão da FE devido à proteção do solo exercida pela mata apesar de corresponder à maior suscetibilidade à erosão.

Silva et al. (2011) estabeleceram como limite máximo tolerável de perda de solo de 2,4 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, considerando densidade do solo de 1.200 kg m⁻³ e taxa média de formação de solo de 0.0002 m ano⁻¹. Segundo os autores, a taxa de perda de solo média mundial seria de 11,5 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ e na América do Sul de 16,7 Mg ha⁻¹ ano⁻¹. A aplicação do ECOSER apontou uma taxa menor que 1 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ para a região de Ibirubá. A área utilizada com agricultura na região de estudo apresentou erosão potencial “atual” menor que 1 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ em 98,8%, entre 2 e 10 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ em 1,1 % e maior que 20 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ em apenas 0,4% da superfície. Valores semelhantes foram estimados para a Bacia Hidrográfica do Alto Jacuí por RIO GRANDE DO SUL (2012) que determinaram a taxa média de perda de solo de 0,86 a 2,51 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ para a região.

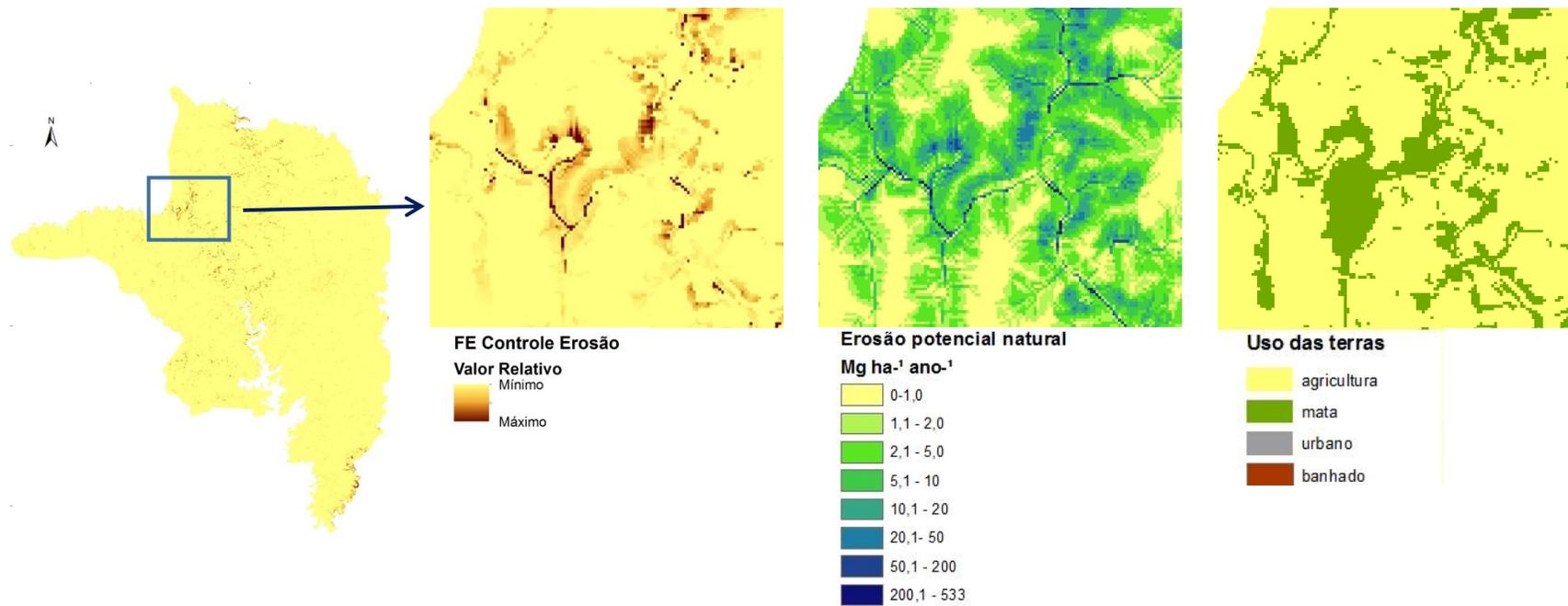


Figura 10. Mapa da região com demarcação da área em detalhe da *FE Controle da Erosão* e seus fatores determinantes: a) Zona com alta provisão da *FE Controle da Erosão*; b) Erosão potencial natural; c) Mapa de uso das terras.

5.1.4 Função Ecosistêmica Fertilidade dos Solos

Conforme mencionado anteriormente, os solos da região vem sendo utilizados há anos e tiveram a fertilidade alterada, tendo sido corrigidos com calcário e fertilizantes. Desta forma, foi considerada uma capacidade produtiva muito boa para toda a região de estudo, pois apenas pequena parcela da mesma não foi convertida para agricultura e corrigida, tendo sido produzido o mapa da *FE Fertilidade dos Solos* a seguir (figura 11).

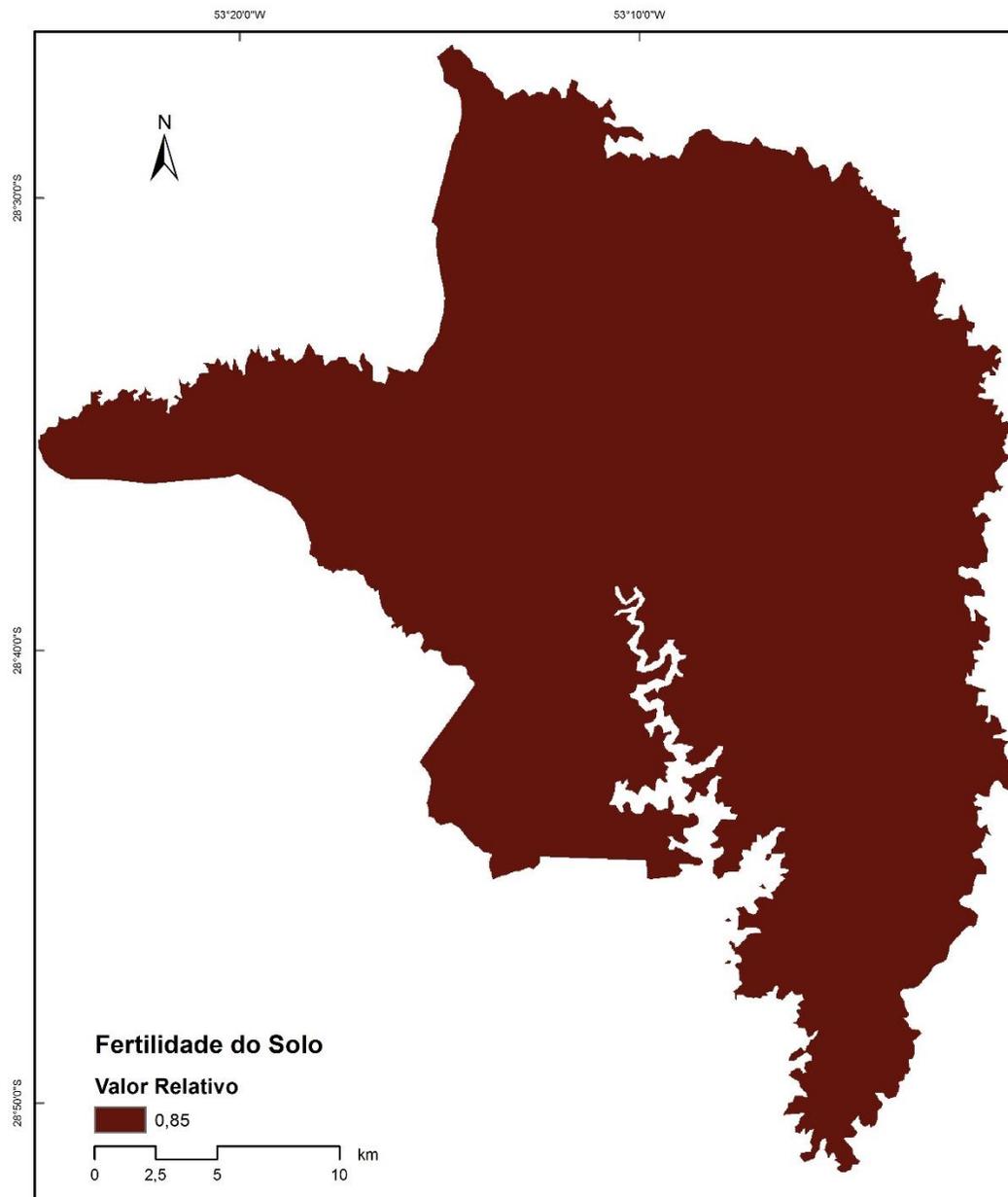


Figura 11. Mapa da *FE Fertilidade dos Solos*.

5.1.5 Função Ecosistêmica Retenção de Precipitação pela Cobertura Vegetal

O protocolo ECOSER estimou a precipitação potencialmente erosiva que seria interceptada pelos ecossistemas ao longo de um ano, usando o método CN. O método indica a probabilidade de que a chuva escoe superficialmente, sendo o CN o resultado da interação do tipo de cobertura com as propriedades do solo. Quanto maior o valor do CN, menor a retenção da enxurrada.

Por definição o protocolo desconsiderou a vegetação eventualmente existente em banhados e zonas urbanas na provisão desta FE (figura 12). Por sua vez, conforme o obtido neste estudo, a mata e a agricultura retiveram em média 74% e 38% do ES, respectivamente. Esta FE representa o papel desempenhado pelos ecossistemas terrestres na regulação do ciclo hidrológico, atuando na amortização de inundações pela interceptação da chuva, pelo armazenamento de água no solo e pela evapotranspiração.

As chuvas que provocam ES consideradas no estudo foram eventos maiores que 50 mm em 24 horas, o que correspondeu em média, a precipitações de 68 mm em 5 dias por ano, resultando em um potencial de enxurrada de 340 mm por ano. Na figura 13 pode ser verificada a distribuição espacial da enxurrada a cada evento de tormenta. O efeito na retenção do ES diferiu conforme o tipo de solo, em função de sua capacidade de infiltração, sendo no mínimo de 13,78 mm e o máximo de 62,15 mm. Nos Latossolos e nos Neossolos foi estimada a retenção de 271 mm ano⁻¹ sob mata e de 145 mm ano⁻¹ sob lavouras, correspondendo à redução de 79% e 43% do ES, nesta ordem. Os Chernossolos reteriam 232 mm ano⁻¹ quando sob mata e 115 mm ano⁻¹, sob lavoura (respectivamente 68% e 34% de redução no ES).

Os PI gerados para a FE são importantes especialmente para visualizar áreas mais críticas, onde a enxurrada seria maior e a vegetação não estaria realizando uma proteção muito efetiva. Assim, poderiam ser direcionados esforços de incremento da cobertura vegetal para diminuir o efeito negativo das chuvas, bem como poderia ser garantida a manutenção da cobertura nos locais mais frágeis.

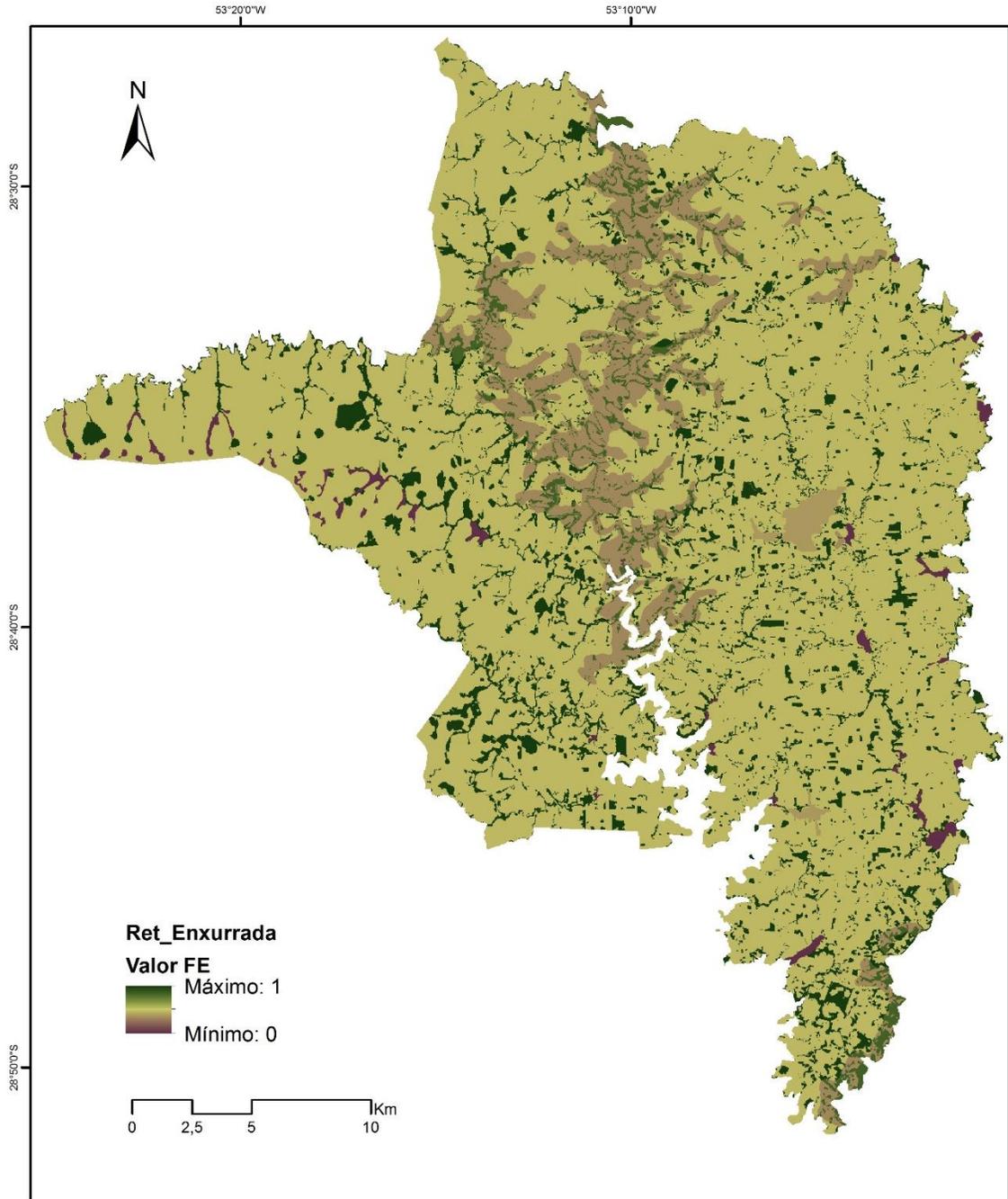


Figura 12. Mapa da *FE Retenção de Precipitação pela Cobertura Vegetal*.

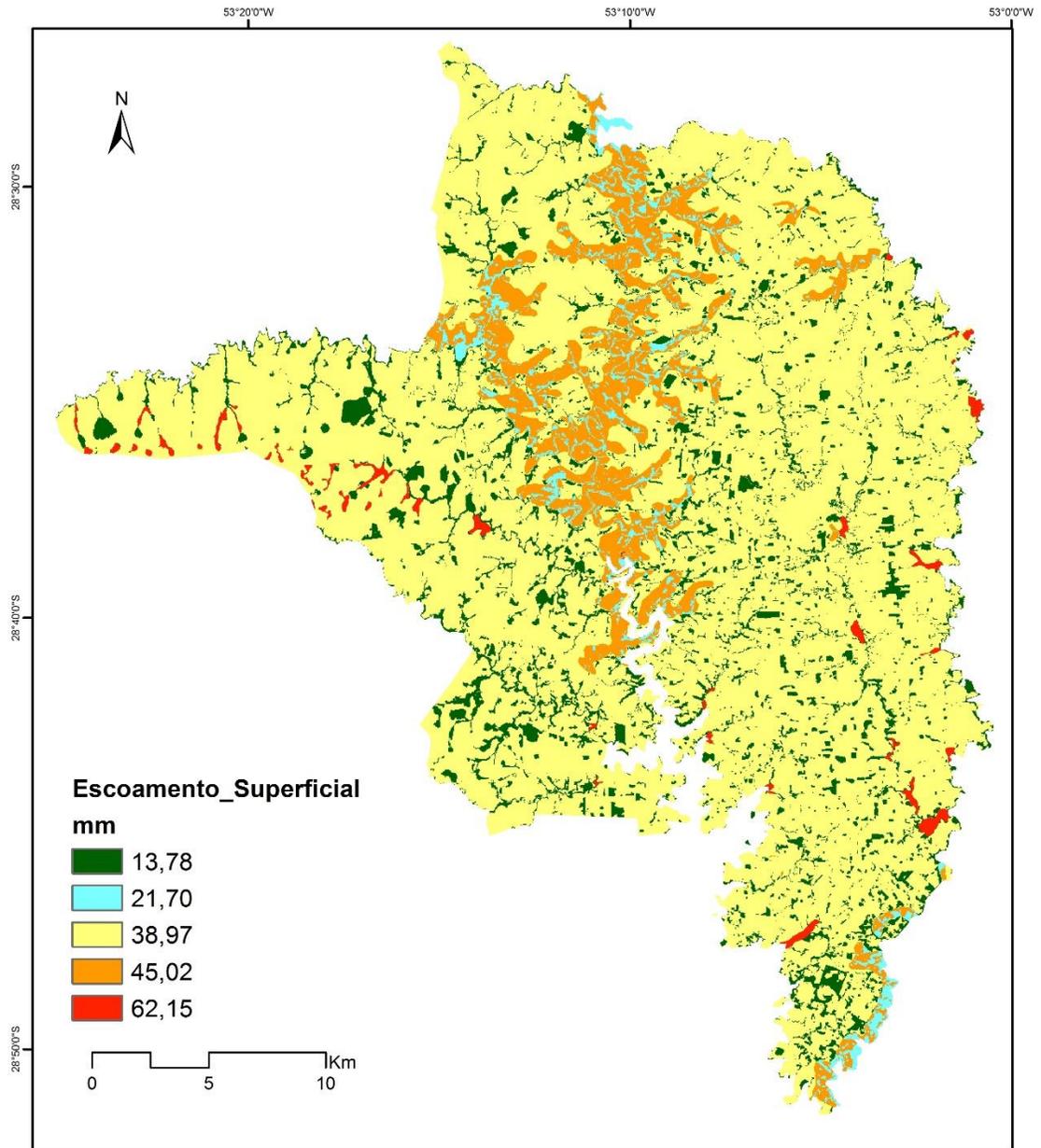


Figura 13. Mapa do escoamento superficial após um evento de tormenta (65 mm em 24 horas).

5.1.6 Função Ecológica Retenção de Enxurrada pelos Banhados

O ECOSER propiciou o mapeamento dos banhados potencialmente mais importantes para a provisão da FE, ou seja, os que apresentam maior capacidade de reter a enxurrada e armazenar água. Essas zonas foram identificadas pelo IUT

por geoprocessamento. Os valores próximos a 1 correspondem à melhor eficiência de provisão da FE (figura 14).

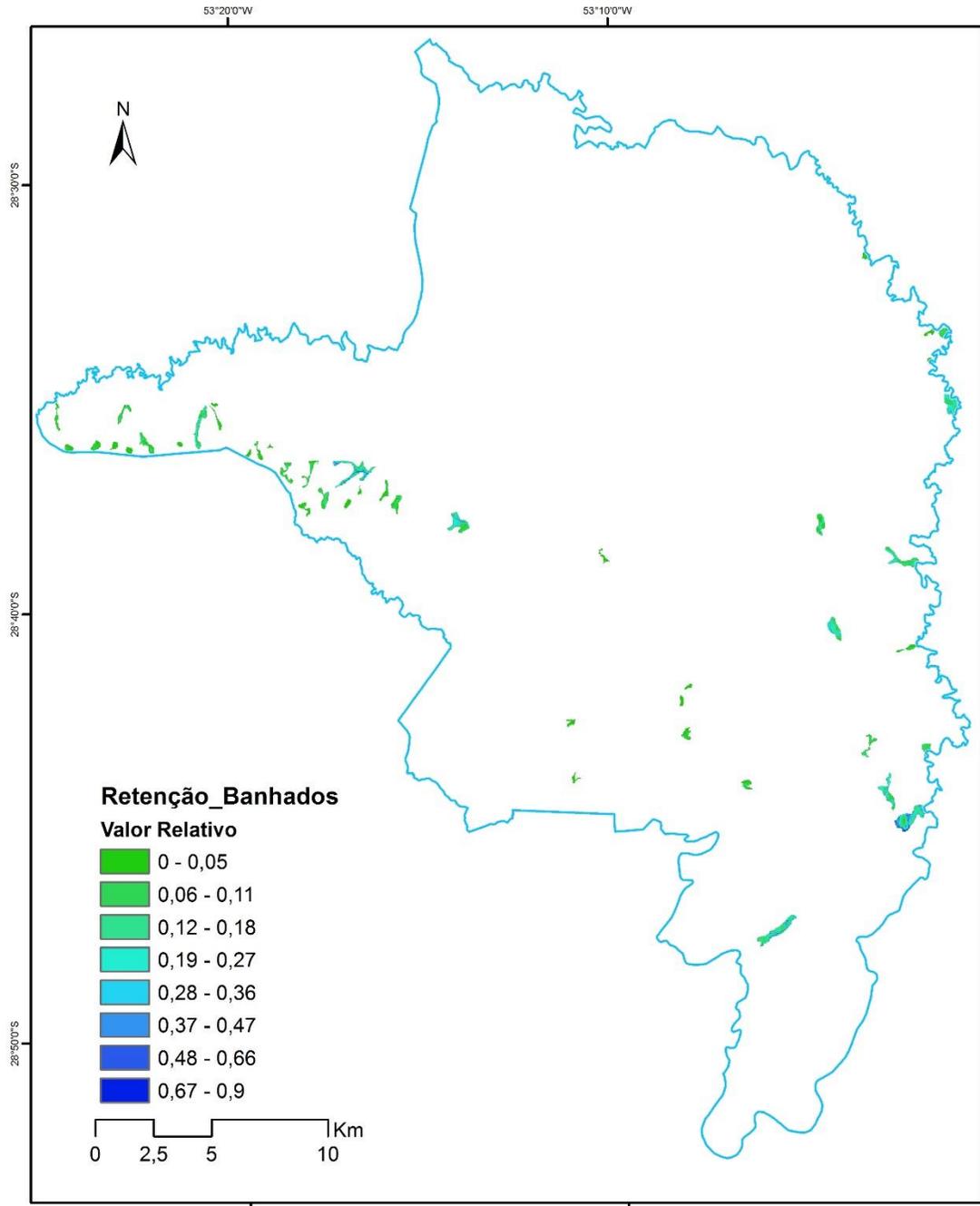


Figura 14. Mapa da *FE Retenção de Enxurrada pelos Banhados*.

É notória a importância dos banhados na atenuação das inundações, pois armazenam água nos momentos de maior intensidade de precipitação e

auxiliam na redução da velocidade do escoamento (Junk et al., 2014). Além disso, propiciam outros benefícios, melhorando a qualidade da água devido à retenção de sedimentos, nutrientes e contaminantes (RAMSAR, 2013).

No detalhe (figura 15) observa-se que dentro das AU há sítios de maior potencial de provisão da FE, normalmente associados ao ambiente ripário mais próximo ao curso d'água que drena. A maior provisão da FE correspondeu aos banhados que, além de localizarem-se em parcela com IUT mais alto, são os de maior área relativa. Assim também Orúe, Booman e Laterra (2011), observaram que a influência destas AU variou em função da posição topográfica na bacia, indicando maior efeito relativo nas subbacias com maior altitude média e maior proporção de agricultura, exatamente por serem as que apresentam as maiores perdas, transporte e acumulação de contaminantes e sedimentos.

Outro aspecto relevante, mas que não foi ponderado nesta aplicação do ECOSER, é a riqueza de biodiversidade que os banhados suportam, conferindo uma alta importância ecológica a estes ambientes (Tassi, 2009; RAMSAR, 2013). O ECOSER apontou que apenas 8% da totalidade da área de banhados apresentou provisão relativa da FE maior que 0,32, evidenciando, portanto, a baixa eficiência destas AU em reter as enxurradas na região de estudo.

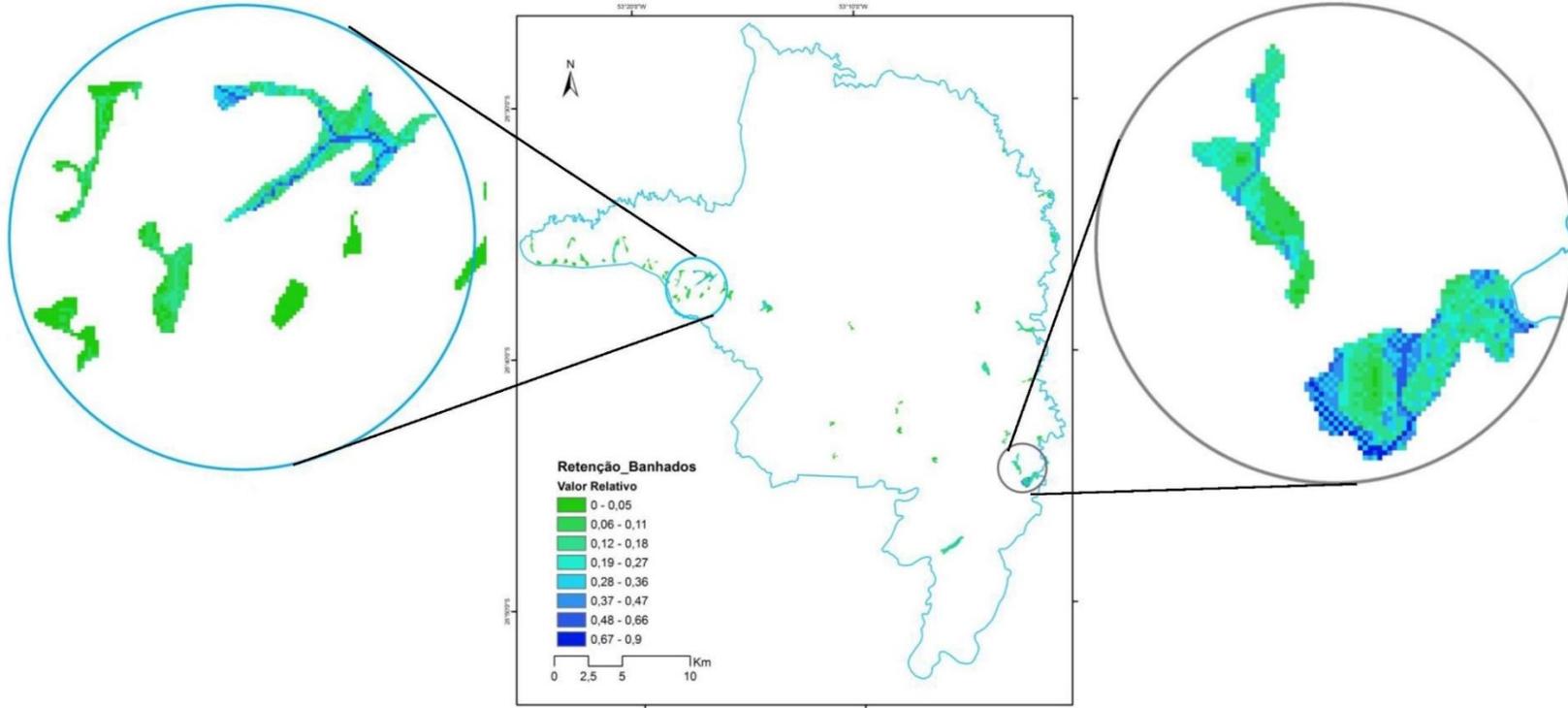


Figura 15. Mapa com demarcação de áreas em detalhe da provisão da *FE Retenção de Enxurrada pelos Banhados*.

5.1.7 Função Ecológica Proteção de Aquíferos pela Cobertura Vegetal

O PI correspondente à *FE Proteção dos Aquíferos*, resultado da aplicação geoespacial do índice DRASTIC permitiu identificar a localização diferenciada da provisão desta FE na região de Ibirubá (figura 16). A proteção dos aquíferos, especialmente em locais de maior vulnerabilidade, é fundamental para a manutenção da qualidade das reservas de água. Em regiões de agricultura intensiva como a do estudo, a extensa utilização de agrotóxicos e fertilizantes representa um grande risco à qualidade destas reservas (Al-Adamat et al., 2003).

No PI gerado para o índice DRASTIC observa-se que os locais cujo solo corresponde às classes Neossolo Flúvico, Gleissolo e associação Chernossolo-Neossolo coincidiram com as áreas intrinsecamente de maior vulnerabilidade (figura 17). Este resultado foi devido principalmente por suas características de textura (média) e profundidade (pequena). Em locais de baixa profundidade de solo a vulnerabilidade do aquífero é maior, devido ao menor tempo de migração do contaminante até o lençol freático, o que diminui a possibilidade de ação de processos naturais atenuantes de contaminações (Tanajura e Leite, 2016). Por outro lado, aproximadamente 85% da área de estudo correspondeu a solos muito profundos e com alto teor de argila, características que previnem a disseminação de contaminantes, diminuindo significativamente a fragilidade do aquífero.

Na região de Ibirubá, o derrame basáltico da Serra Geral confinou o Sistema Aquífero Guarani a mais de 100 m de profundidade, estas condições fizeram com que sua vulnerabilidade seja desprezível. Neste caso, o aquífero mais suscetível a contaminações seria o da Formação Serra Geral, sendo as juntas e fraturas existentes nas rochas pontos frágeis que possibilitam a percolação de poluentes (Machado e Freitas, 2005). Nas regiões de aquíferos fraturados os solos têm grande importância devido à sua influência na recarga e ao seu papel de proteção de contaminações. Esta característica faz com que o método DRASTIC seja o mais aconselhado para o estudo de aquíferos fraturados, segundo Reginato e Ahlert (2013), pois emprega parâmetros que envolvem os tipos de solos e o material da zona não saturada. Al-Adamat et al. (2003) avaliaram que este método proporcionou informações objetivas importantes para uso na gestão ambiental,

apesar da subjetividade da determinação da escala e da pontuação dos coeficientes empregados, aspecto negativo ressaltado por Antonakos e Lambrakis (2007).

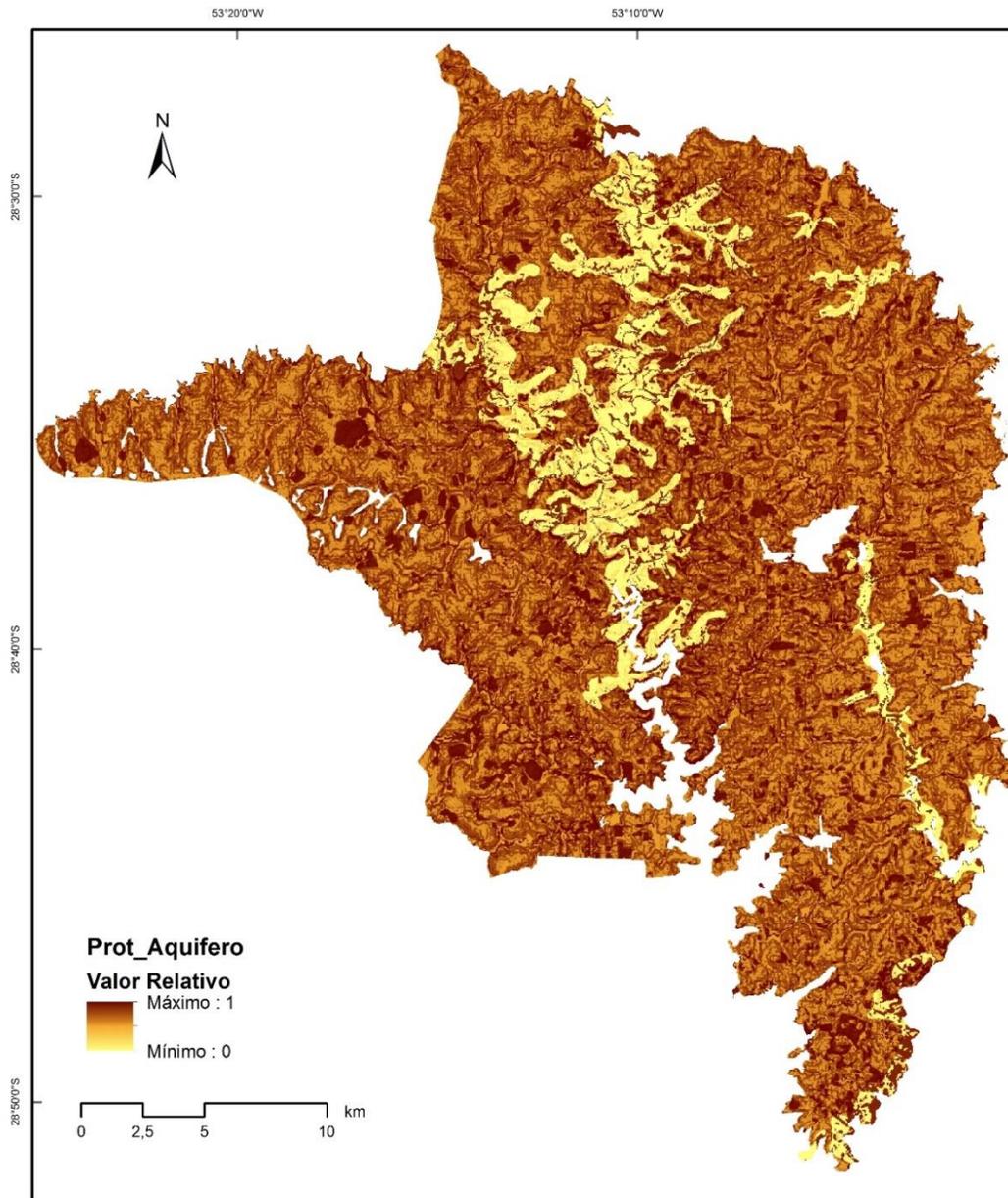


Figura 16. Mapa da *FE Proteção de Aquíferos pela Cobertura Vegetal*.

No detalhe, figura 17, podem ser visualizadas áreas com mesmo tipo de solo (MTe-RDe – Chernossolo-Neossolo) e vulnerabilidade do aquífero semelhante

(maior índice DRASTIC na região), mas maior provisão da FE quando cobertas com mata, e menor quando o uso é agrícola.

A aplicação do ECOSER apontou variação do índice DRASTIC de 80 a 104 (figura 18). O índice foi menor que 89 em 87% da área, entre 90 e 99 em 8% e de 100 a 104 em apenas 5% da superfície. As classificações utilizadas na literatura indicam que a vulnerabilidade do aquífero na região de estudo é baixa a moderadamente baixa (Güller et al., 2013) ou baixa em sua totalidade (Tanajura e Leite, 2016). Não existe uma categorização padrão para o índice DRASTIC, que pode variar de 23 a 230. Algumas classificações são apresentadas na tabela 16.

Tabela 16. Classificações de vulnerabilidade do aquífero conforme índice DRASTIC

Vulnerabilidade	DRASTIC		
	Güller et al. (2013)	Tanajura e Leite (2016)	Chen et al. (2013)
Desprezível			< 118
Baixa	< 95	< 120	118 – 128
Moderadamente Baixa	95 - 123		
Moderada	123 - 151	120 - 159	128 - 136
Moderadamente Baixa	151 e 179		
Alta	> 179	159 - 199	136 - 153
Muito Alta		>199	> 153

Outra avaliação do aquífero fraturado no Rio Grande do Sul associado ao Sistema Aquífero Serra Geral, na região nordeste do estado, indicou vulnerabilidade baixa em 45,6% da área, intermediária em 54,1% e alta em 0,4% (Reginato e Ahlert, 2013). Por sua vez, Löbler et al. (2013) avaliaram o aquífero Guarani no município de Restinga Seca- RS, encontrando vulnerabilidade insignificante e baixa na maior parte do território. Segundo estes autores, esta classe de vulnerabilidade deveu-se à ocorrência predominante de solos com camadas argilosas impermeáveis, que protegem consideravelmente os aquíferos na região do estudo. Assim também na região de Ibirubá, conforme já mencionado, os solos apresentam alto teor de argila, o que contribuiu para o baixo índice DRASTIC e conseqüentemente, maior proteção das águas subterrâneas.

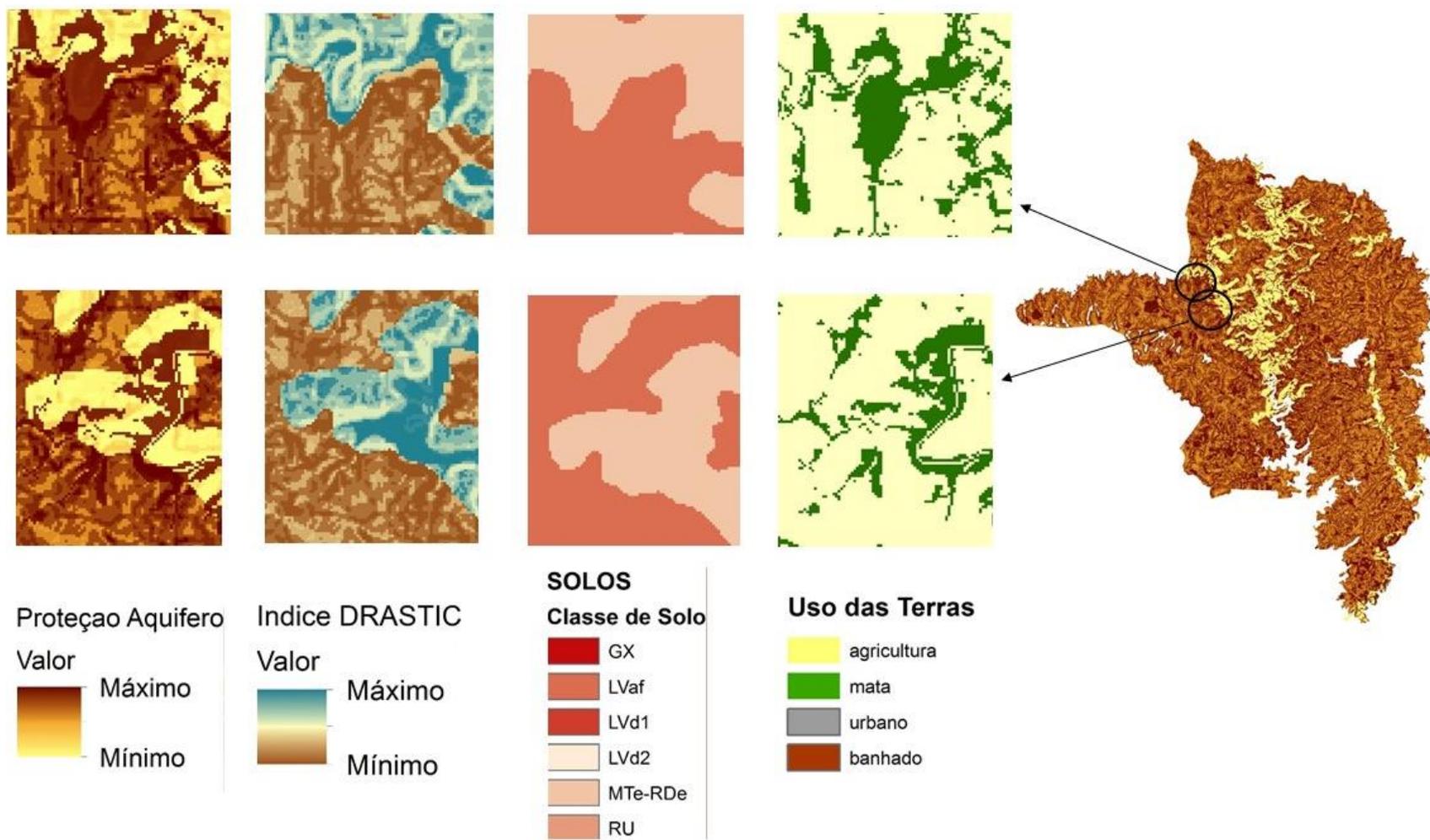


Figura 17. Mapa da Provisão da *FE Proteção de Aquíferos pela Cobertura Vegetal* com demarcação das áreas em pormenor: a) *FE Proteção de Aquíferos*; b) índice DRASTIC; c) classe de solo e d) uso das terras correspondente.

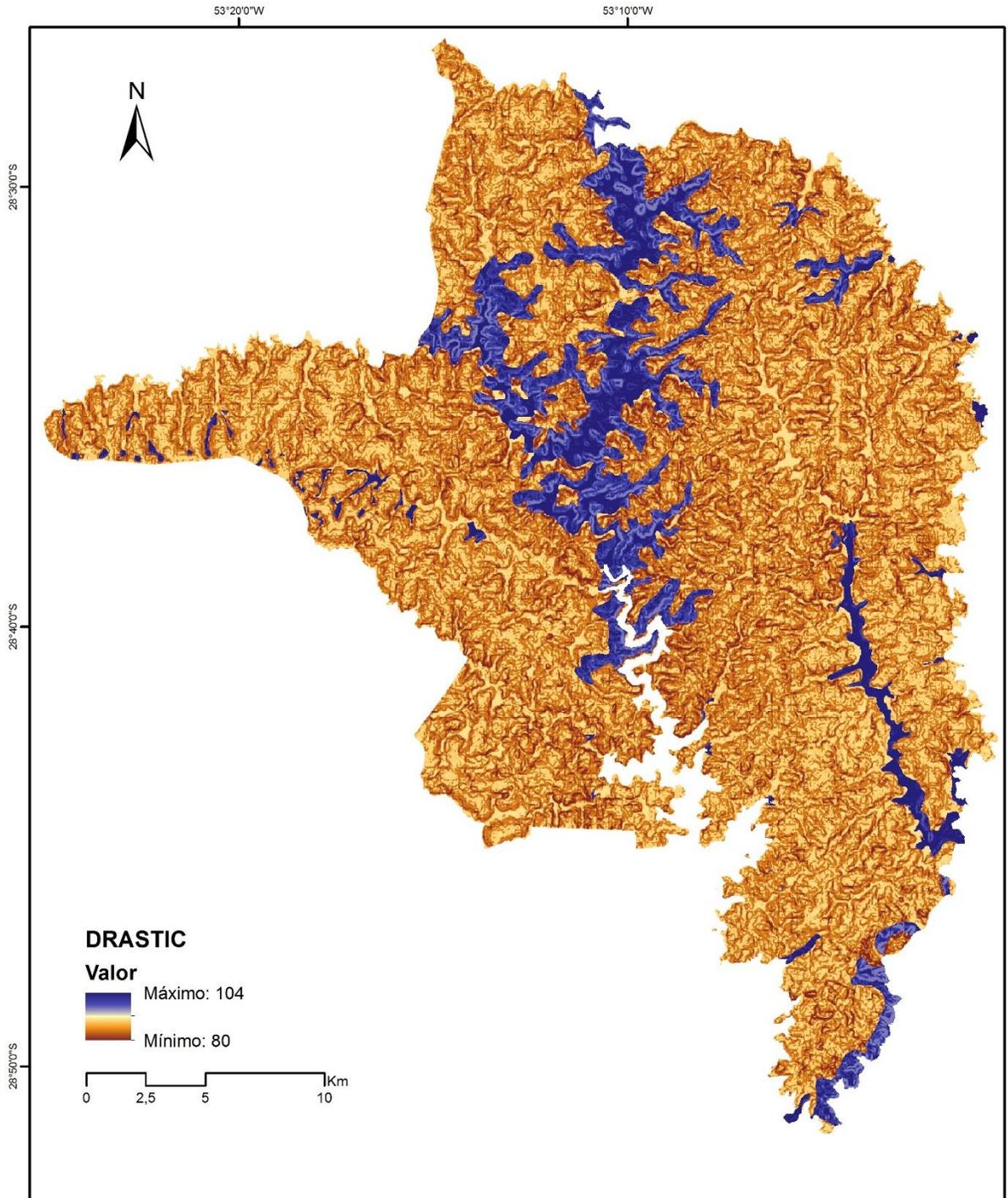


Figura 18. Mapa do Índice DRASTIC na região de Ibirubá.

Um parâmetro que influencia fortemente a vulnerabilidade é a recarga. Quanto maior a recarga, maior volume de água que infiltraria no solo com potencial de transportar poluentes ao aquífero (Tanajura e Leite, 2016). A determinação deste parâmetro, porém, é de difícil realização e, segundo Guller et al. (2013), representa

um grande desafio na maioria das configurações hidrogeológicas. Não foi encontrada na literatura pesquisada informação específica quanto à recarga para a região de estudo, apenas para uma região central do Estado do RS, no município de Santa Maria, de 50 e 100 mm ano⁻¹ (Marion et al., 2010), enquanto neste estudo atual foi estimada uma taxa de infiltração menor que 50 mm ano⁻¹. Por sua vez, Tanajura e Leite (2016) determinaram altas taxas de recarga em uma subbacia na região central do estado de São Paulo, porém este fato deveu-se à constituição arenosa dos aquíferos e predominância de solos quartzarênicos.

O tipo de contaminante não foi objeto de análise nesta modelagem, mas apresenta efeitos diversos na possibilidade de contaminação, conforme vulnerabilidades intrínseca e específica do aquífero. A facilidade com que um contaminante pode atingir o lençol freático e se difundir pelo mesmo é considerada a vulnerabilidade intrínseca, enquanto a probabilidade deste vir a ser poluído pelo contaminante é a sua vulnerabilidade específica (Antonakos e Lambrakis, 2007). A movimentação do contaminante é influenciada por suas propriedades físico-químicas, quantidade e forma de colocação no ambiente; estes aspectos deveriam ser incluídos na análise ambiental caso ocorra alteração no uso das terras. A infiltração de água e potenciais contaminantes é favorecida em regiões planas como a de Ibirubá, especialmente se o contaminante for um pesticida. Atualmente a área de estudo é predominantemente agrícola, portanto a maior fonte de contaminação provém da aplicação de agrotóxicos e fertilizantes. Neste caso, para uma análise mais apropriada, poderia ser aplicado o índice DRASTIC adaptado para pesticidas. Güller et al. (2013), por exemplo, avaliando uma área litorânea na Turquia, constataram diferenças na vulnerabilidade do aquífero conforme o índice utilizado. Enquanto o DRASTIC Geral apontou vulnerabilidade moderadamente baixa e moderada, o DRASTIC Pesticidas indicou vulnerabilidade alta e moderadamente alta para o mesmo aquífero.

5.1.8 Função Ecológica Retenção de Nutrientes nos Banhados

Os banhados ocuparam um pequeno percentual da área total de estudo, aproximadamente 1% (745 ha), e portanto, na situação de Ibirubá, não deveriam representar uma grande provisão da FE comparativamente a outros serviços como

acúmulo de C no solo ou biomassa. Apesar disto, são ambientes importantes pelo potencial de diminuição da contaminação ambiental ao reterem sedimentos e nutrientes carregados pela enxurrada (Tassi, 2009).

O ECOSER permitiu estimar N e de P exportados para os cursos hídricos e áreas úmidas e identificar locais de maior acúmulo destes nutrientes. As quantidades máximas acumuladas nas microbacias corresponderam a 4.200 kg de N ha⁻¹ ano⁻¹ e 879 kg de P ha⁻¹ ano⁻¹. Com o propósito meramente ilustrativo e avaliação do potencial de contaminação dos cursos hídricos, foram elaborados os mapas das figuras 19 e 20 e incluída a rede hidrográfica vetorial. Observa-se certo deslocamento nos planos de informação, pois o mapeamento da exportação de nutrientes foi elaborado com o MDE, conforme detalhado no item 4.3.8, não tendo sido usado o arquivo vetorial. Apesar do pequeno deslocamento daquela informação em relação à rede hidrográfica, é possível verificar a carga potencial de nutrientes que atingiria os cursos hídricos na ausência de banhados ou mata ciliar. Quanto maior a distância do divisor de águas, maiores são as perdas de sedimentos e contaminantes, por outro lado, aumentam as oportunidades de deposição e degradação durante o transporte. A degradação também pode ser incrementada por processos que retardam a velocidade do fluxo, aumentando o tempo de deslocamento, como a maior fricção exercida por distintas coberturas vegetais (Orúe, Booman e Laterra, 2011).

A partir daquela etapa inicial, foram produzidos os PI relativos às quantidades de nutrientes retidos, considerando apenas as áreas definidas inicialmente como banhados (figuras 21 a 24). Estas AU apresentaram a capacidade de filtrar até 620 kg de N ha⁻¹ ano⁻¹ e 16 kg de P ha⁻¹ ano⁻¹, ou seja, até 15% da carga máxima do N e 2% da carga máxima do P. Entretanto, conforme resultados deste estudo, menos de 1% da totalidade dos banhados atingiu este potencial. Apenas 3,5% da área total de banhados estaria retendo mais de 3,0 kg de P ha⁻¹ e 6% reteria mais de 150 kg de N ha⁻¹.

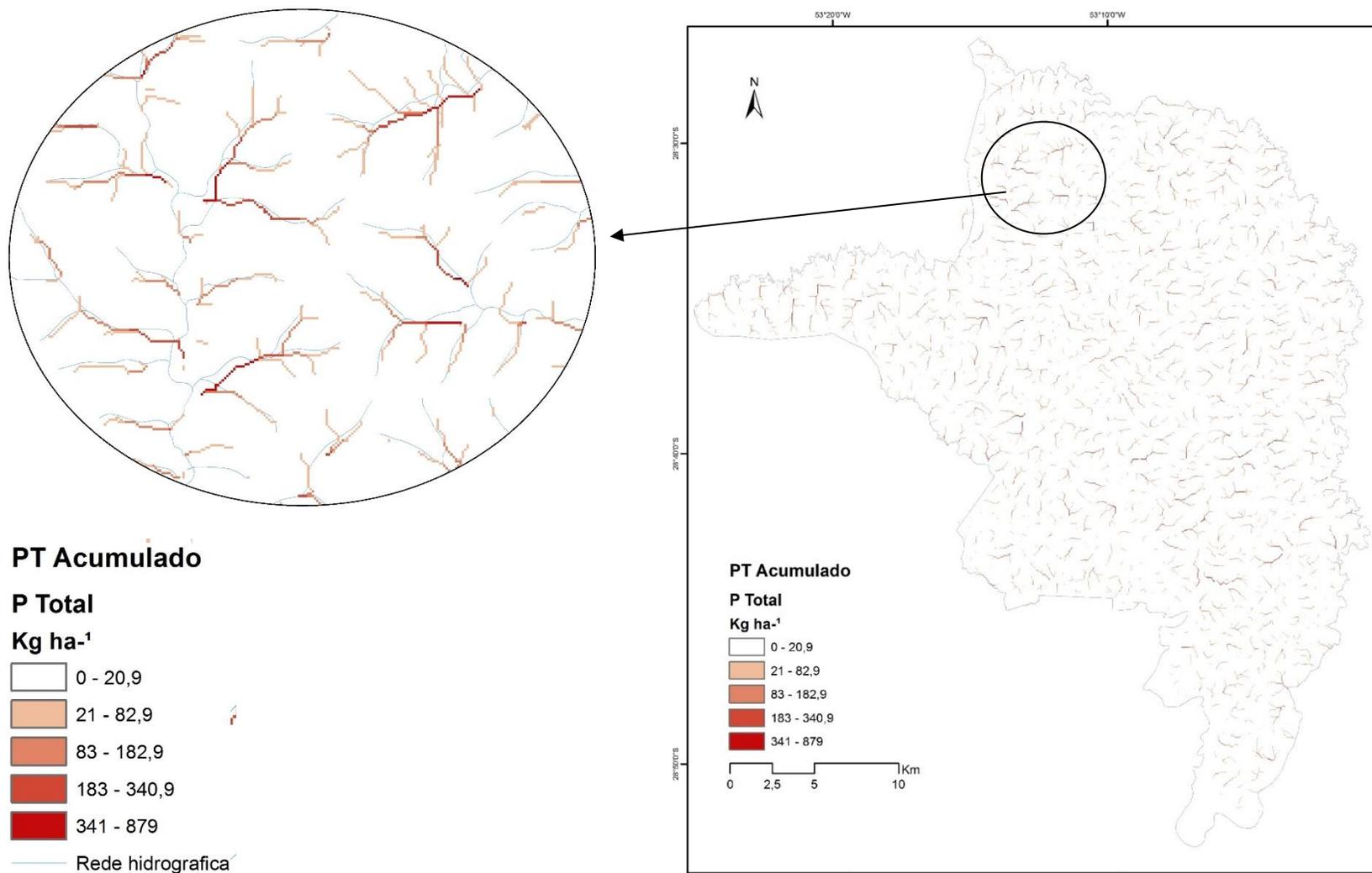


Figura 19. Mapa do P total acumulado junto aos cursos hídricos no período de um ano, produzido pelo ECOSER, área em detalhe demarcada.

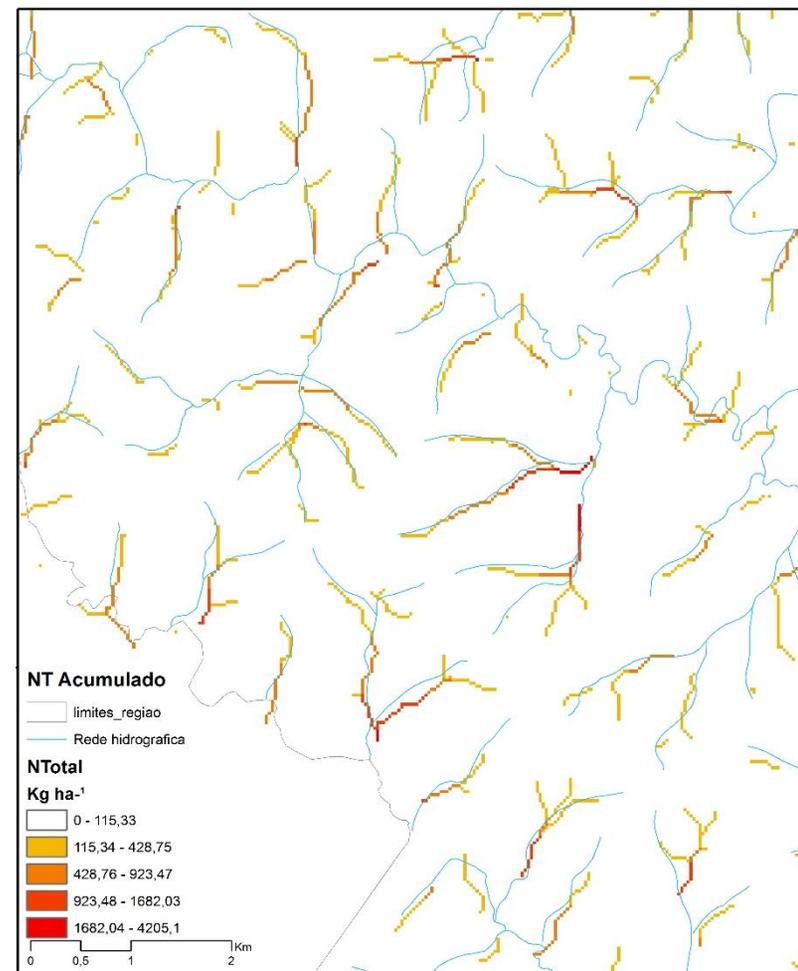
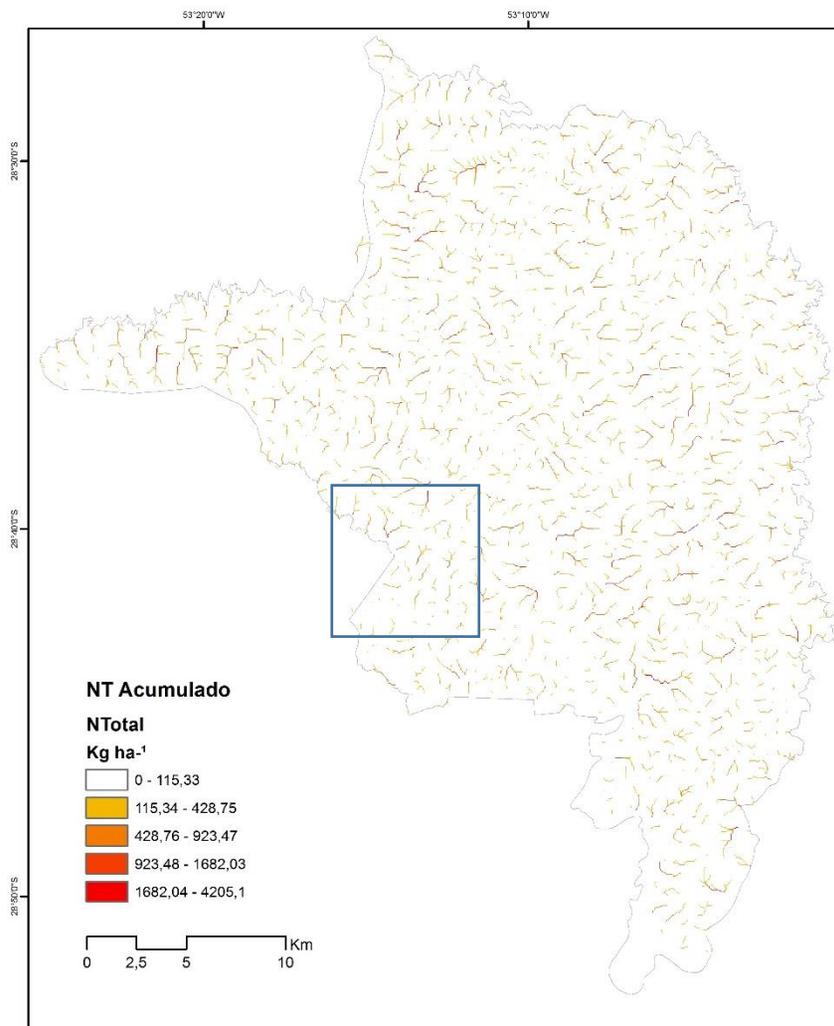


Figura 20. Mapa do N total acumulado junto aos cursos hídricos no período de um ano, produzido pelo ECOSER. Área demarcada em detalhe (b).

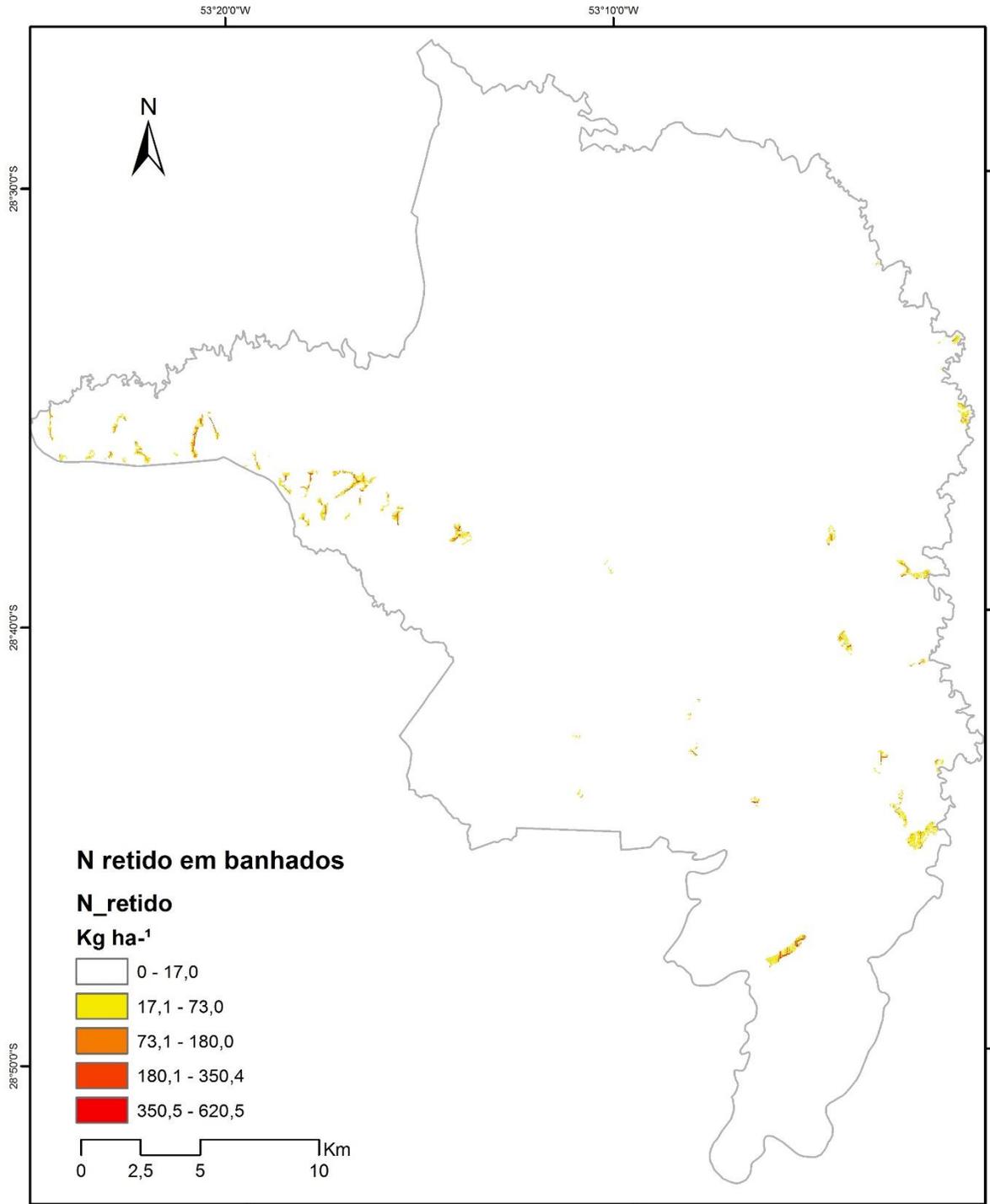


Figura 21. Mapa da *FE Retenção de N nos Banhados*.

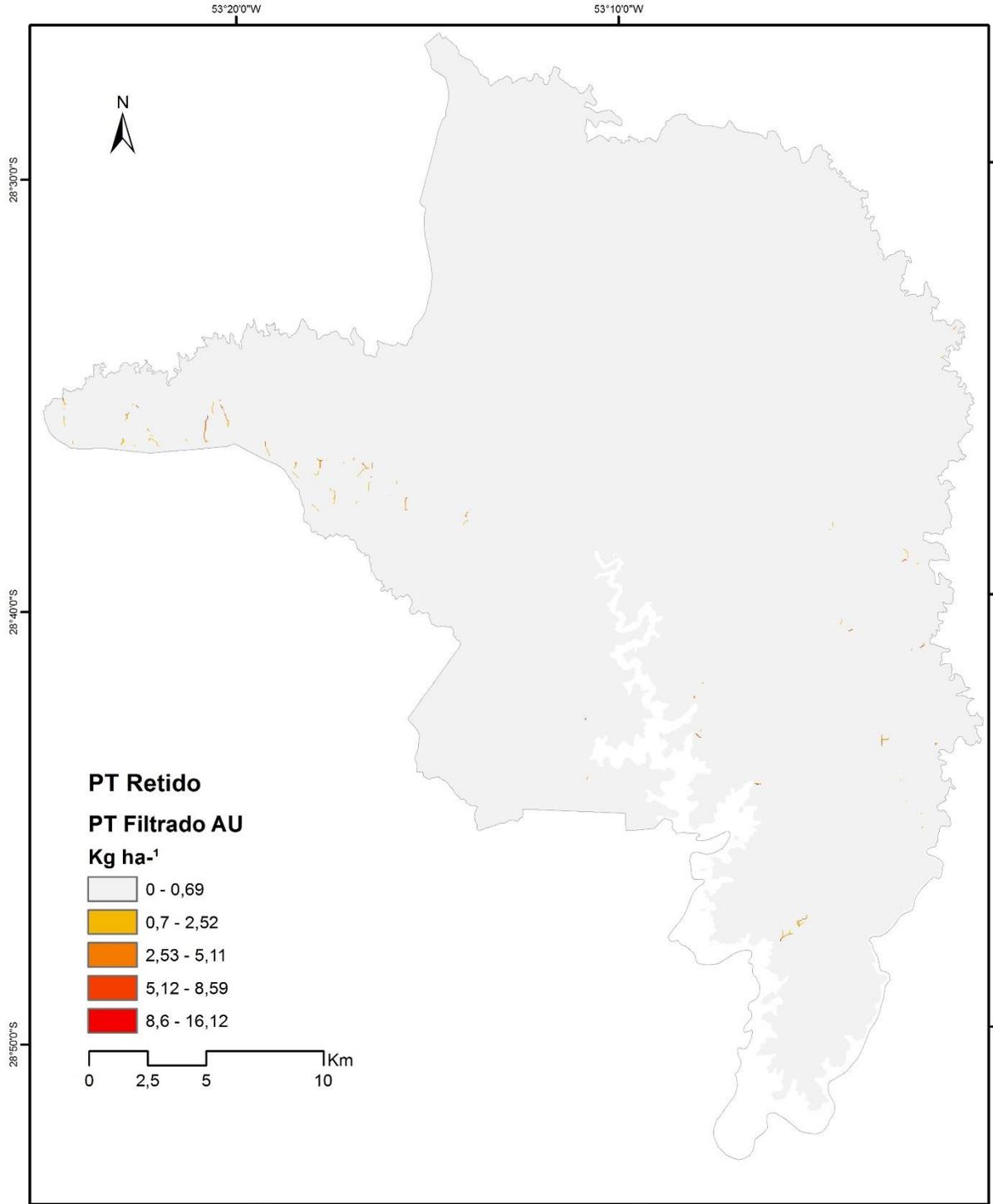


Figura 22. Mapa da *FE Retenção de P nos Banhados*.

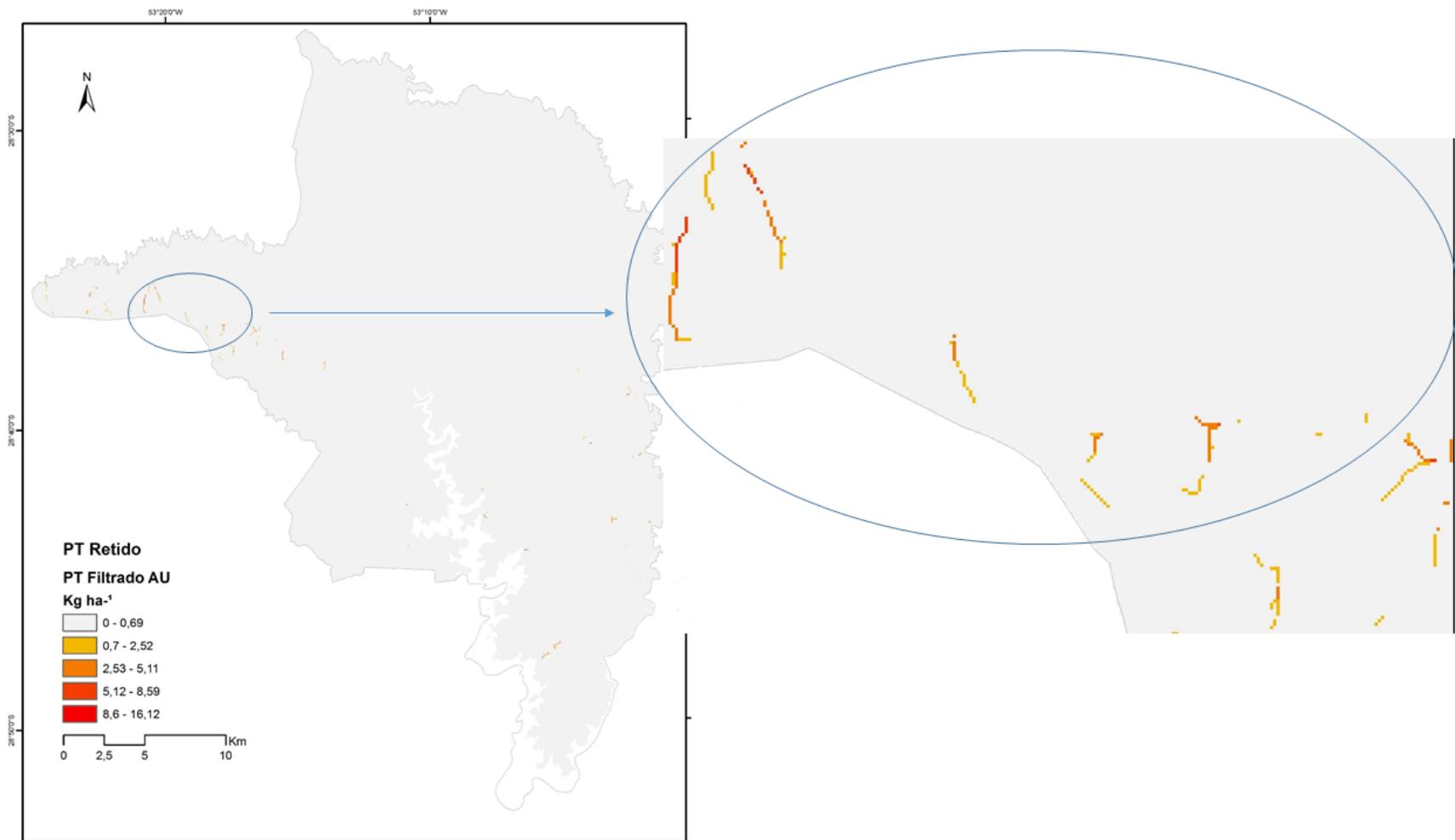


Figura 23. Mapa com demarcação da área em detalhe da *FE Retenção de P em Banhados*.

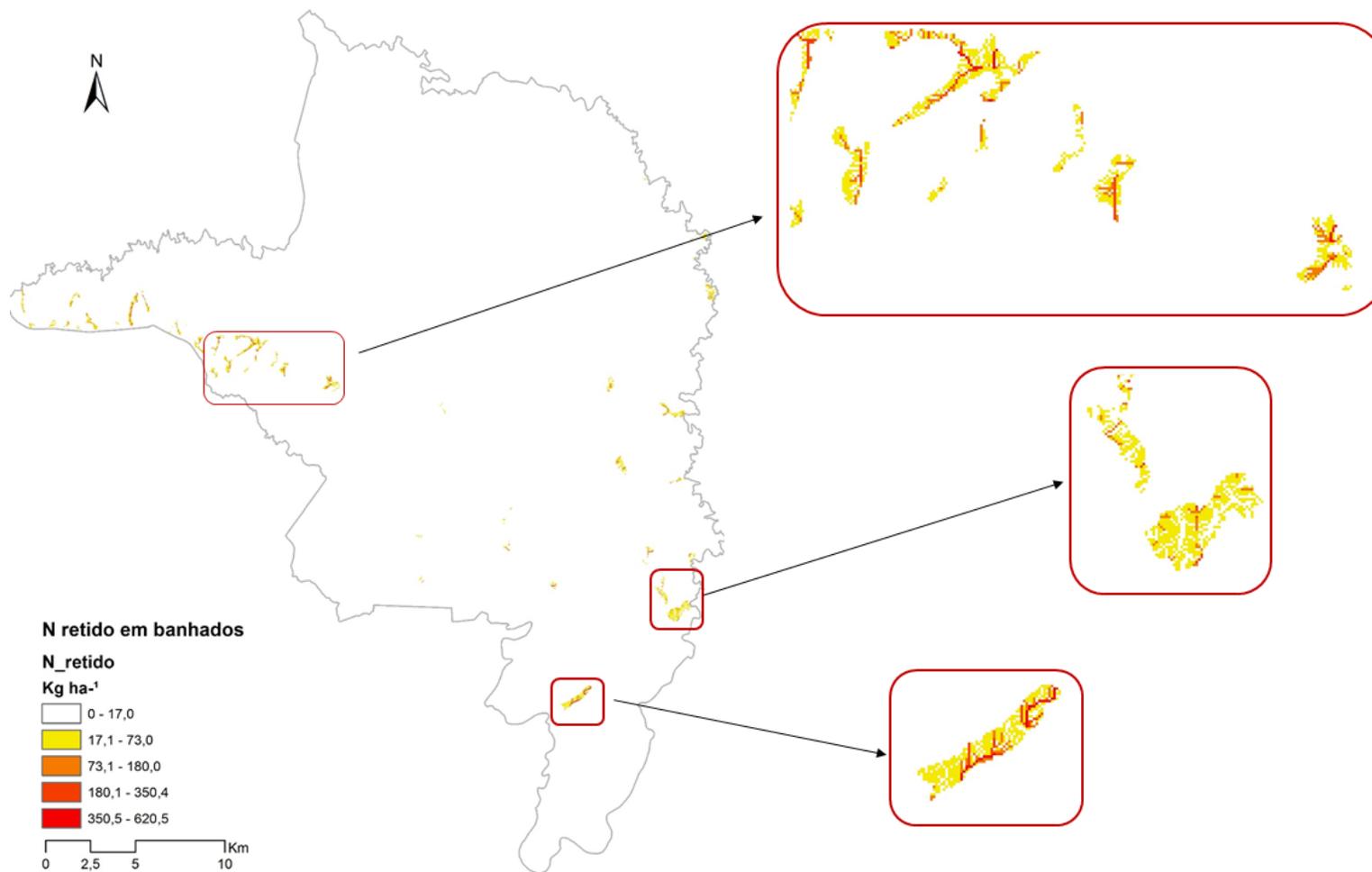


Figura 24. Mapa com demarcação das áreas em detalhe da *FE Retenção de N em Banhados*.

5.1.9 Função Ecológica Retenção de Sedimentos pela Vegetação Ripária

A retenção de sedimentos pela vegetação ripária foi estimada pelo ECOSER conforme explicitado na figura 25. Um detalhamento desta FE evidencia microbacias em que ocorreu maior acúmulo (figura 26), como obtido na primeira etapa - mapeamento da carga de sedimentos. Estes locais apresentam alto potencial de assoreamento de cursos hídricos (CH), ressaltando a importância daquela vegetação. Seu efeito pode ser de até 97% de retenção dos sedimentos, segundo Lovell e Sullivan (2006).

Nesta região de estudo menos de 24% da área legalmente protegida, correspondente à APP de cursos hídricos, estava efetivamente ocupada com mata ciliar ou banhados. A maior parte desta área estava irregular com uso agrícola ou urbano (75,7% e 0,5%, respectivamente). Este resultado, do ponto de vista ambiental, foi ainda pior do que o verificado no Diagnóstico da Bacia Hidrográfica do Alto Jacuí em que foi avaliado que 55,8% destas APP estavam ocupadas com mata ciliar (RIO GRANDE DO SUL, 2012). Segundo aquele diagnóstico, a maior parte da APP tinha comprometimento alto e muito alto devido ao uso por atividades agrícolas (em 20 a 30% e em 30 a 50 % da área, nesta ordem). Esta realidade acarretou em baixa provisão da FE Retenção de sedimentos pela vegetação ripária na paisagem como um todo. Apenas pequenas parcelas apresentaram maior provisão da FE, como pode ser observado no detalhe, figura 27. As áreas mais críticas corresponderam àquelas cuja microbacia recebeu maior carga de sedimentos e provisão mínima ou nula da FE. A ausência da FE correspondeu às parcelas que não dispunham de vegetação ripária ou cuja largura foi insuficiente para contabilização.

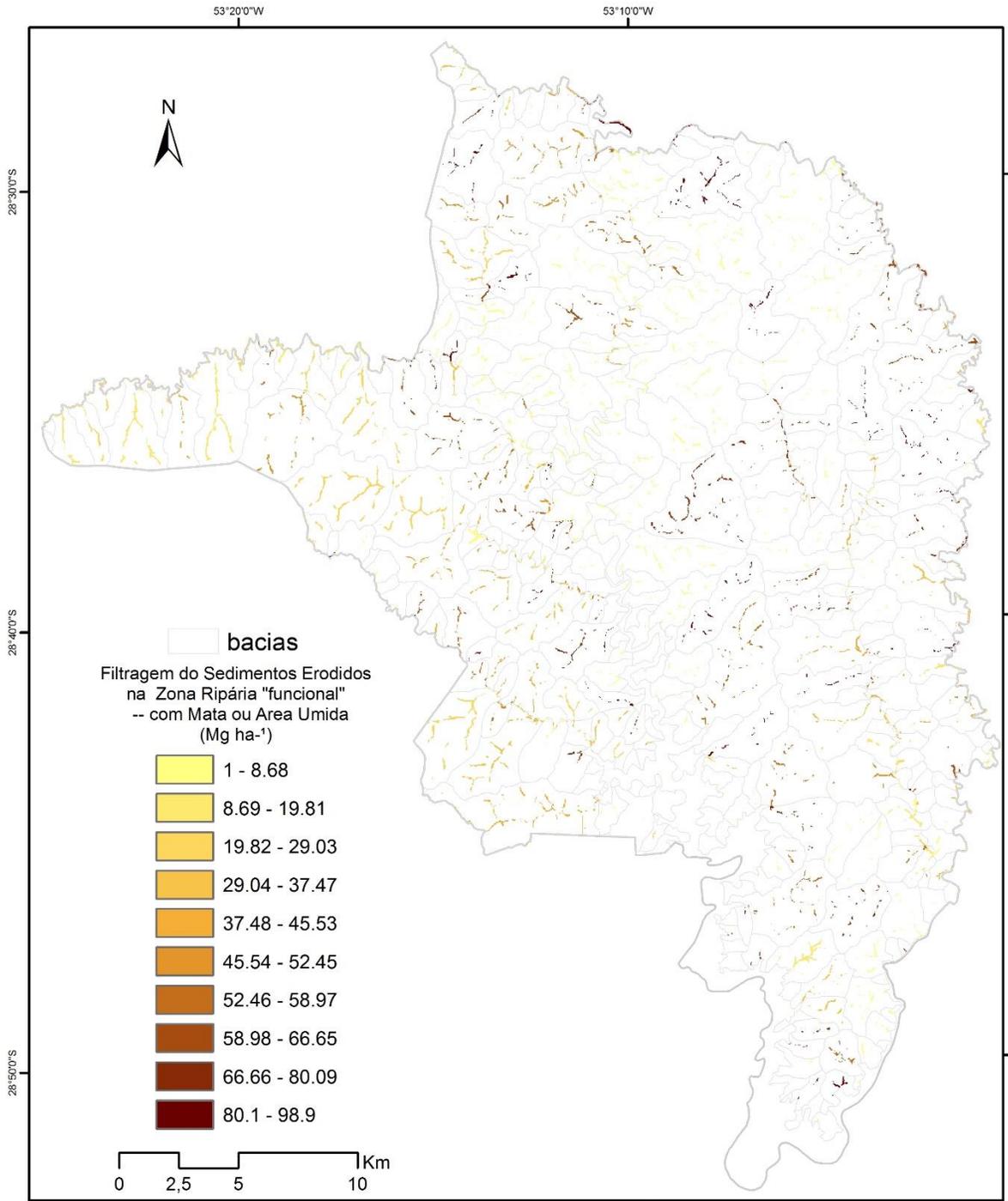


Figura 25. Mapa da *FE Filtragem de Sedimentos pela Vegetação Ripária*.

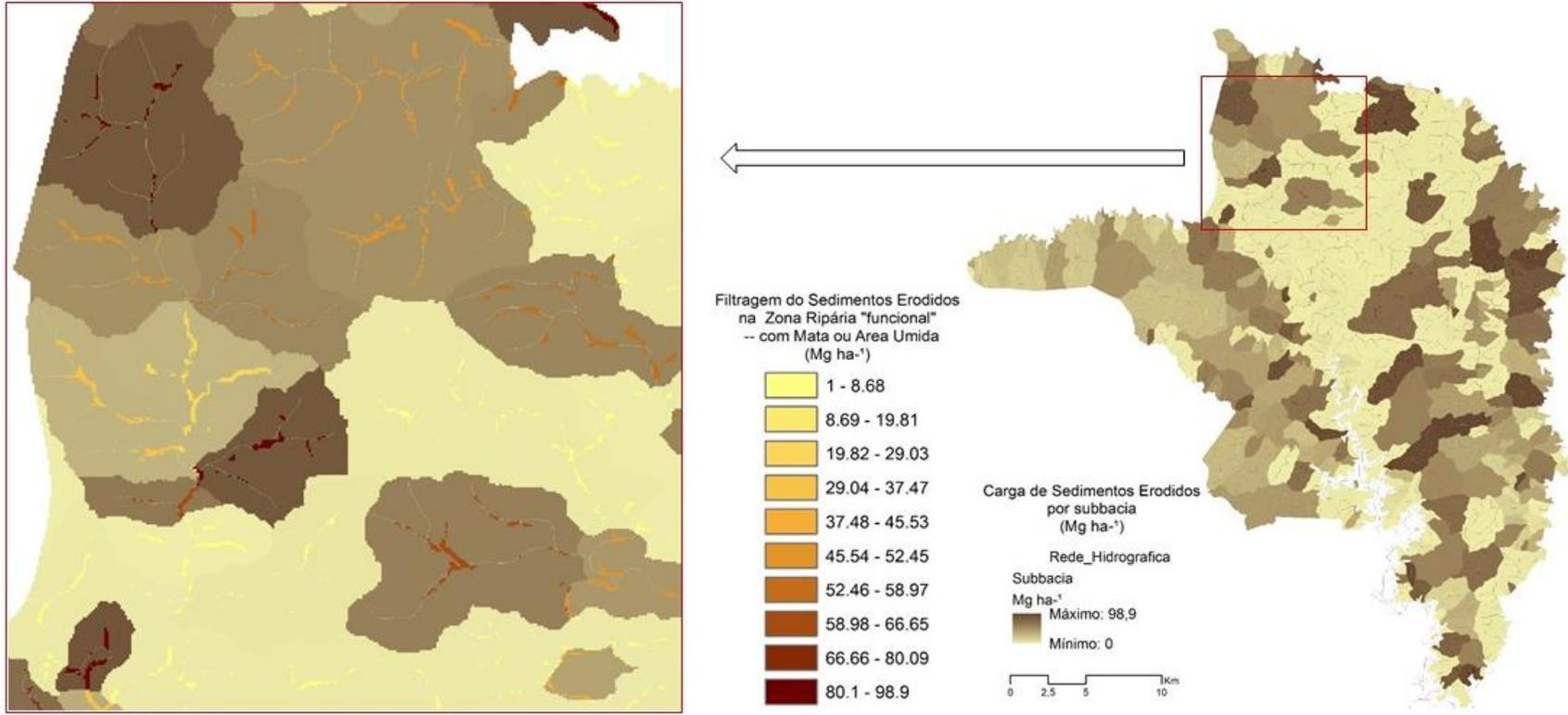


Figura 26. Mapa com *FE Filtragem de Sedimentos pela Vegetação Ripária* sobreposta no PI de sedimentos exportados para cursos hídricos. a) detalhe dos PI. b) mapa com demarcação da área em detalhe.

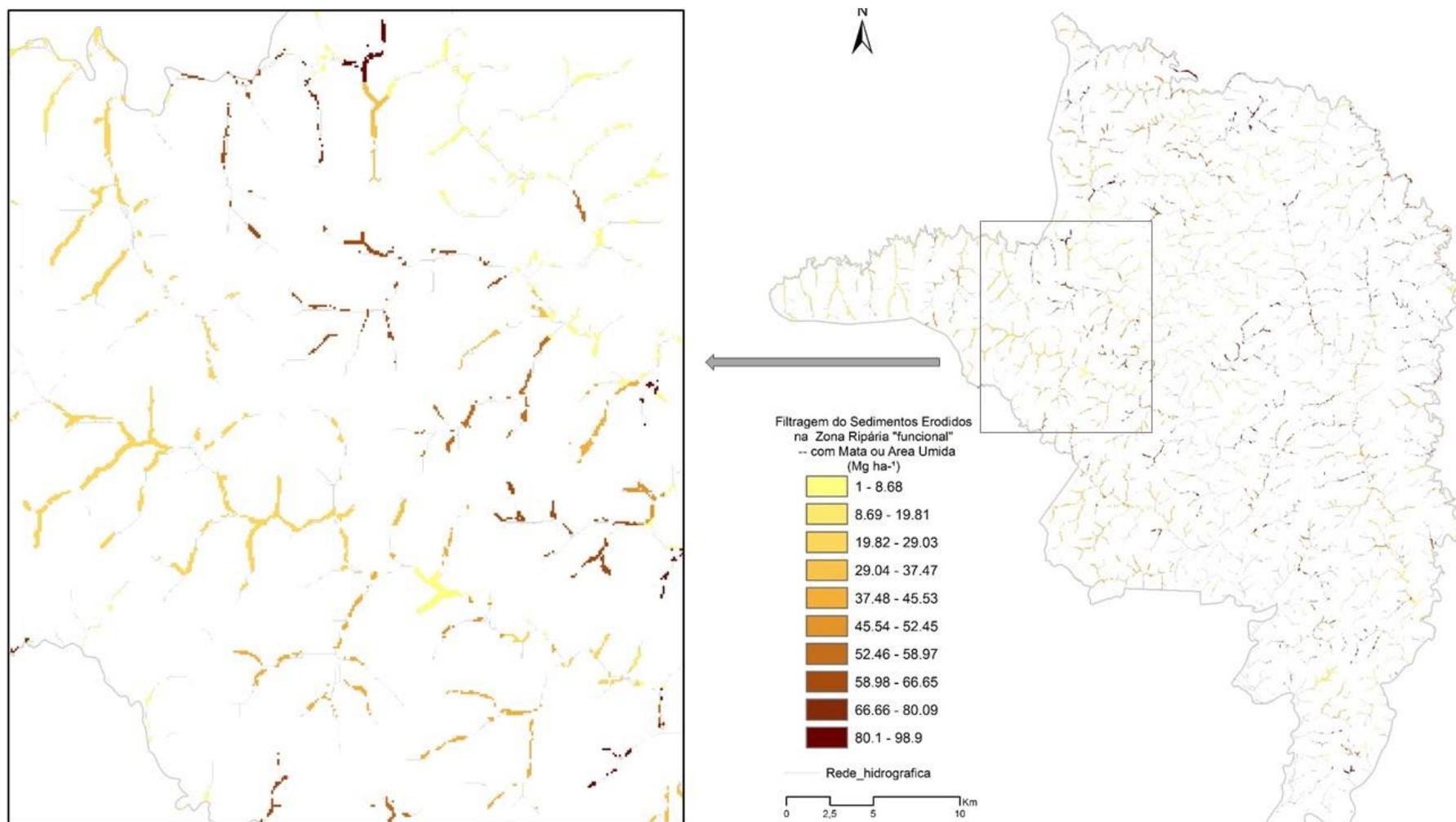


Figura 27. Mapa da *FE Filtragem de Sedimentos pela Vegetação Ripária*. a) Detalhe da provisão da FE; b) Mapa com demarcação da área em detalhe.

5.2. Integração para Estimativa dos Serviços Ecossistêmicos em Escala Regional

O protocolo propiciou a estimativa da distribuição e quantificação do suprimento de cinco SE (manutenção da qualidade da água superficial e da água subterrânea, atenuação de inundações, produção potencial das culturas e regulação climática). Para facilitar a visualização do fornecimento dos SE na paisagem, foi realizada uma classificação conforme pontuação máxima prevista na matriz de valoração (tabela 14). Desta forma, a provisão de até 20% de determinado SE foi classificada como muito baixa; de 20,1% a 40%, baixa; de 40,1% a 60%, moderada; de 60,1% a 80%, alta e acima de 80%, muito alta.

Conforme o ECOSER, uma área muito pequena (16%) da paisagem avaliada apresentou provisão alta ou muito alta dos serviços, havendo predomínio de uma provisão baixa e moderada. De forma geral, a região propiciou principalmente os *SE de Regulação Climática* e de *Produção Potencial das Culturas*.

A seguir são apresentados detalhadamente os resultados obtidos.

5.2.1 Serviço Ecossistêmico Manutenção da Qualidade da Água Subterrânea

Foi estimada uma provisão do *SE Manutenção da Qualidade da Água Subterrânea* baixa em 82% e moderada em aproximadamente 13% da área de estudo. Os resultados podem ser visualizados no mapa da figura 28.

As funções mais importantes para a provisão deste serviço são a *Proteção do Aquífero pela Cobertura Vegetal* e a *Filtragem de Contaminantes e Sedimentos pelos Banhados e pela Vegetação Ripária*. O tipo de uso do solo predominante na região não protegeu o aquífero, ao contrário, representou um risco para contaminação devido ao uso associado de agrotóxicos e fertilizantes. Além disso, os dois ambientes importantes para a retenção de contaminantes e sedimentos estão presentes em diminuta proporção, o que explica a baixa provisão da SE. O resultado obtido, entretanto, não suscitou grande preocupação

ambiental no caso da região de Ibirubá, pois o aquífero se encontra a grande profundidade, reduzindo muito o risco de contaminação.

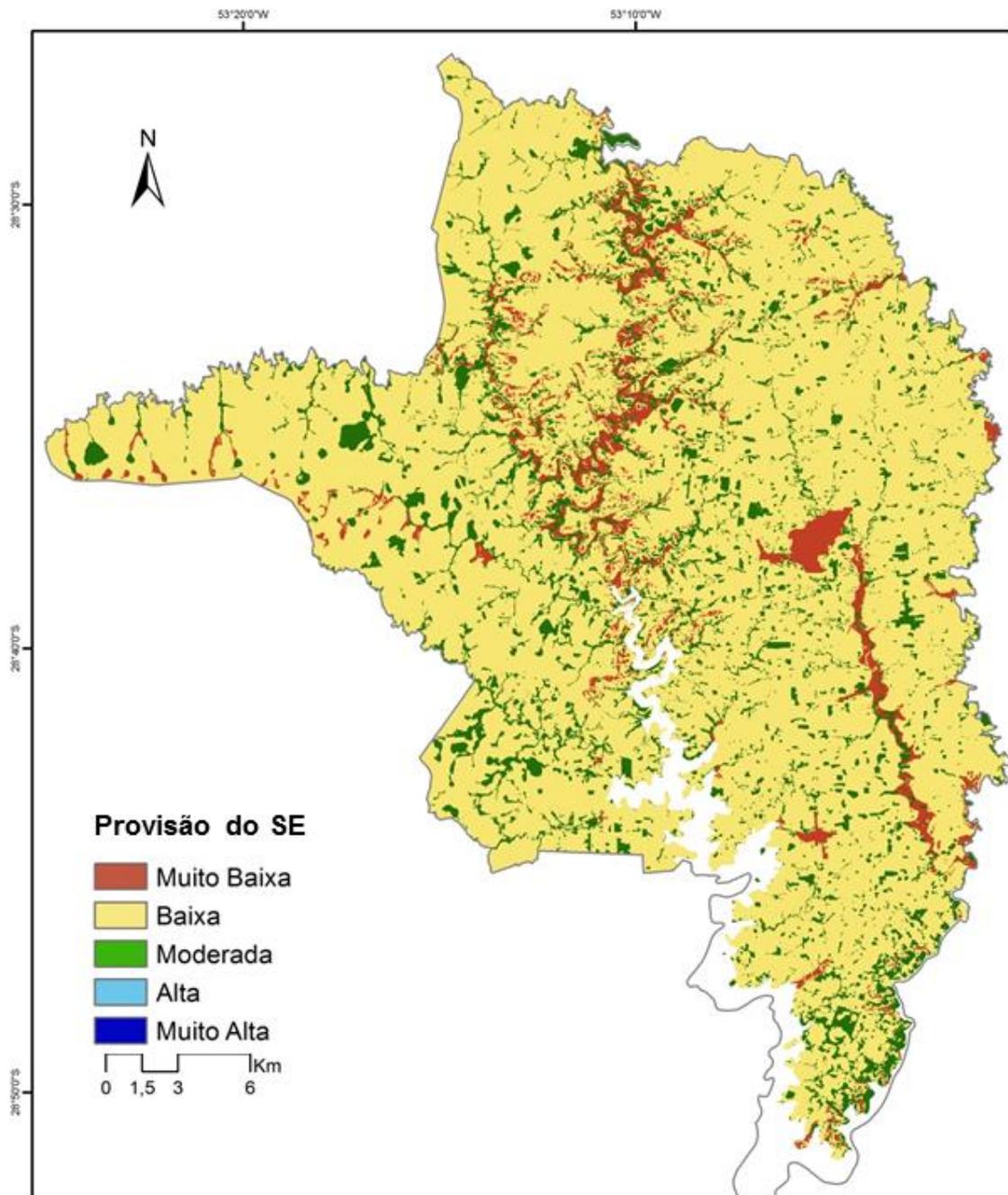


Figura 28. Mapa do SE Manutenção da Qualidade da Água Subterrânea.

5.2.2 Serviço Ecosistêmico Manutenção da Qualidade da Água Superficial

A região praticamente não dispõe do *SE Manutenção da Qualidade da Água Superficial*, que foi baixa e muito baixa ou nula em 65% e 34% da área, nesta ordem. Este resultado é explicado porque as FE de maior influência na contribuição do serviço (55%) possuíram pouca expressão na paisagem, sendo estas a *Filtragem de Sedimentos e Contaminantes pelos Banhados e pela Vegetação Ripária* e o *Controle da Erosão*.

Do ponto de vista da gestão ambiental do território, a análise do mapa gerado indica a necessidade urgente de ações de recuperação ambiental, especialmente de recomposição da mata ciliar, pois há grande potencial de contaminação dos numerosos cursos hídricos (figuras 29 e 30). Apesar de a região ter apresentado baixa erosão potencial natural, as práticas para seu controle não devem ser negligenciadas, pois contribuem muito para a manutenção da qualidade da água superficial, entre outros serviços.



Figura 29. Aspecto de curso hídrico praticamente sem mata ciliar. Observa-se a turbidez da água devido ao aporte de sedimentos. (Foto: Tornquist, C.G., 2015)

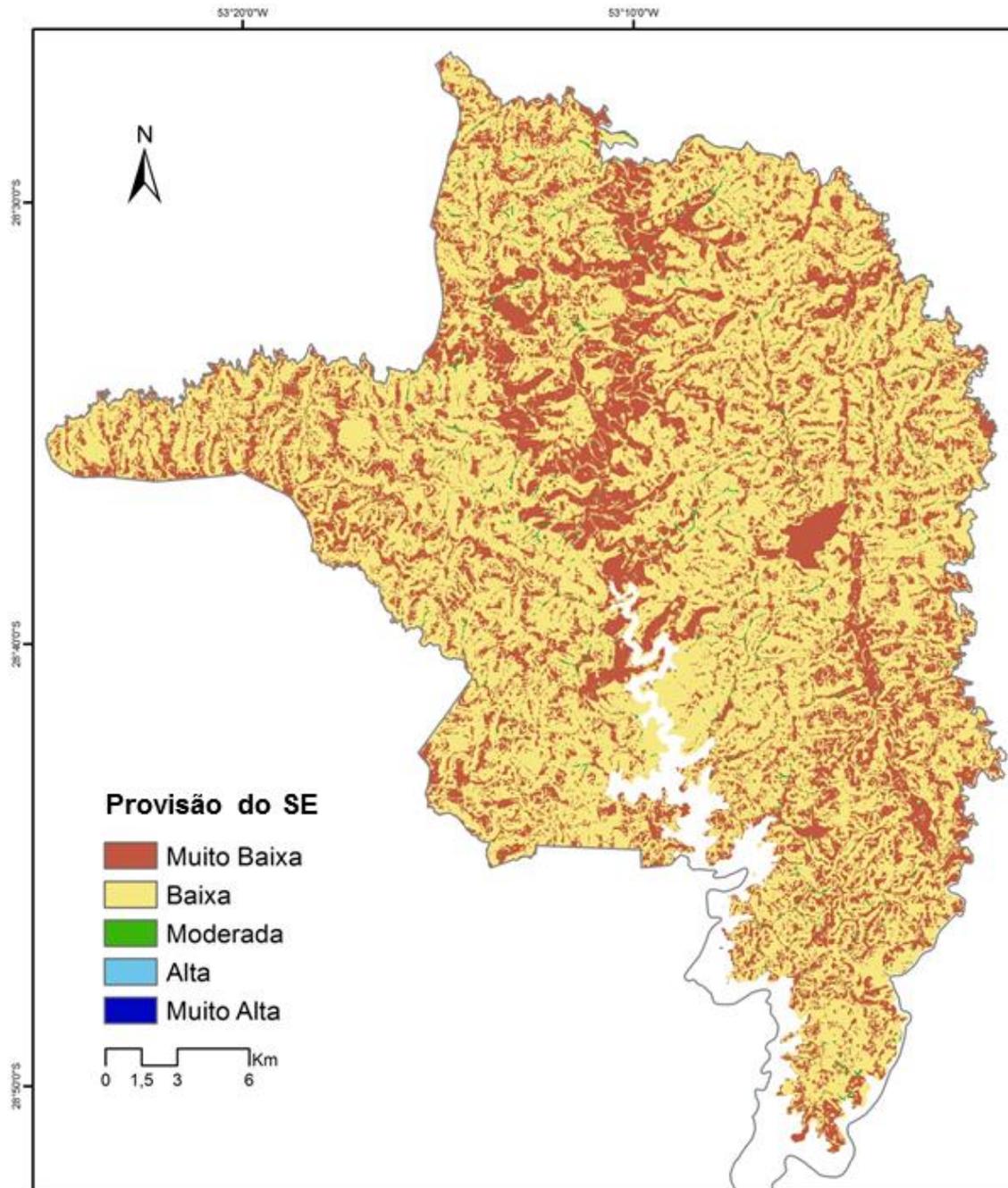


Figura 30. Mapa do SE Manutenção da Qualidade da Água Superficial.

5.2.3 Serviço Ecosistêmico Atenuação de Inundações

Os ecossistemas desta região realizam um aporte do SE Atenuação de Inundações moderada e baixa (em 13% e 86% da área, respectivamente, figura

31). Este SE normalmente é mais valorizado nas proximidades de áreas urbanas, onde as inundações podem causar maiores prejuízos.

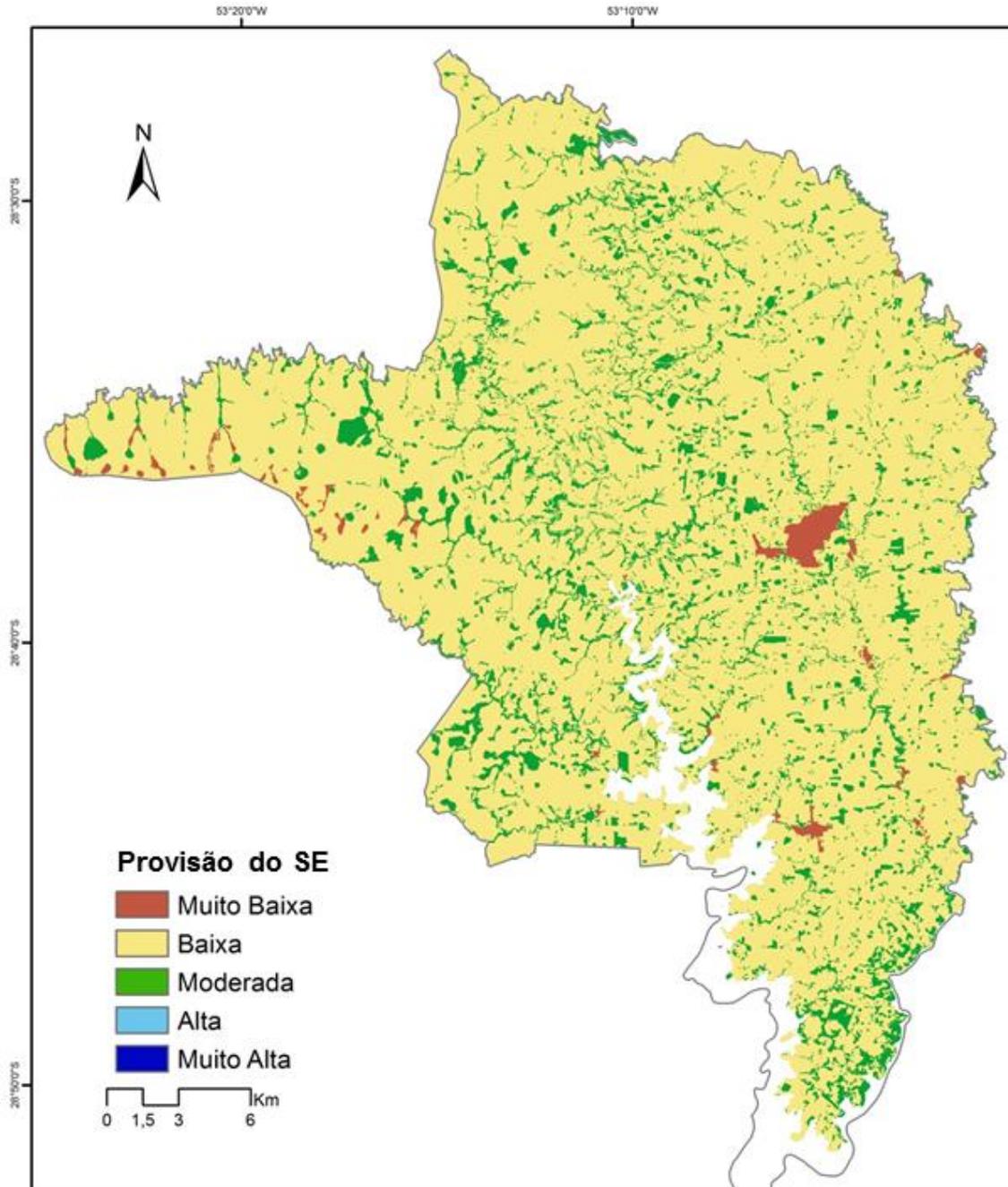


Figura 31. Mapa do SE Atenuação de Inundações.

As FE que mais contribuem com este SE são *Retenção de enxurrada pela Cobertura Vegetal e pelos Banhados* e, em menor proporção, a *FE Controle da Erosão*, as quais não estão sendo providas em muita intensidade na paisagem, conforme observado nos resultados da etapa anterior (item 5.1).

5.2.4 Serviço Ecosistêmico Regulação Climática

Entre os SE quantificados, o ECOSER apontou maior contribuição dos ecossistemas da região para o *SE de Regulação Climática*. Sua provisão é moderada e alta em 82% e 16% da paisagem, respectivamente. As FE mais importantes para este SE são as de *Armazenamento de Carbono Orgânico no Solo e na Biomassa*. Tendo em vista que em 87% da área de estudo, correspondente aos Latossolos, a *FE Armazenamento de COS* foi subestimada em 10 a 24%, conclui-se que os valores de provisão deste SE devem ser maiores do que o quantificado no momento. De qualquer forma, o resultado desta aplicação já indica aporte positivo do SE Regulação Climática pela paisagem.

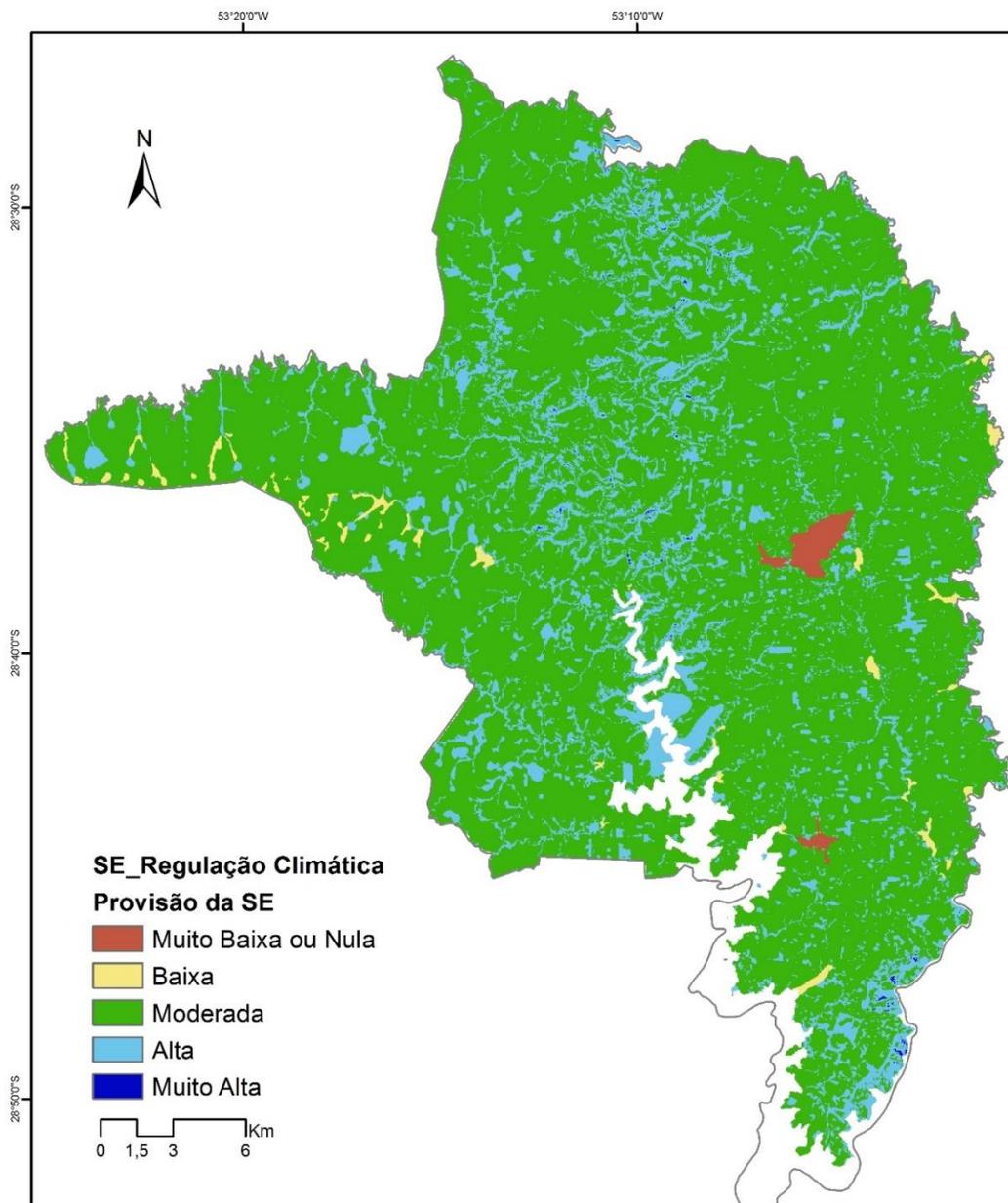


Figura 32. Mapa do *SE Regulação Climática*.

5.2.5 Serviço Ecosistêmico Produção Potencial das Culturas

Praticamente em toda área de estudo não foi constatada provisão muito baixa e muito alta do *SE de Produção Potencial das Culturas*. A maior parte da região (96%) apresentou moderada provisão. Conforme a matriz de valoração, as *FE de Fertilidade do Solo, Controle da Erosão e Armazenamento de COS* são as

mais importantes para provisão deste SE, seguidos pela *Retenção de Enxurrada pelos Banhados e pela Cobertura Vegetal*.

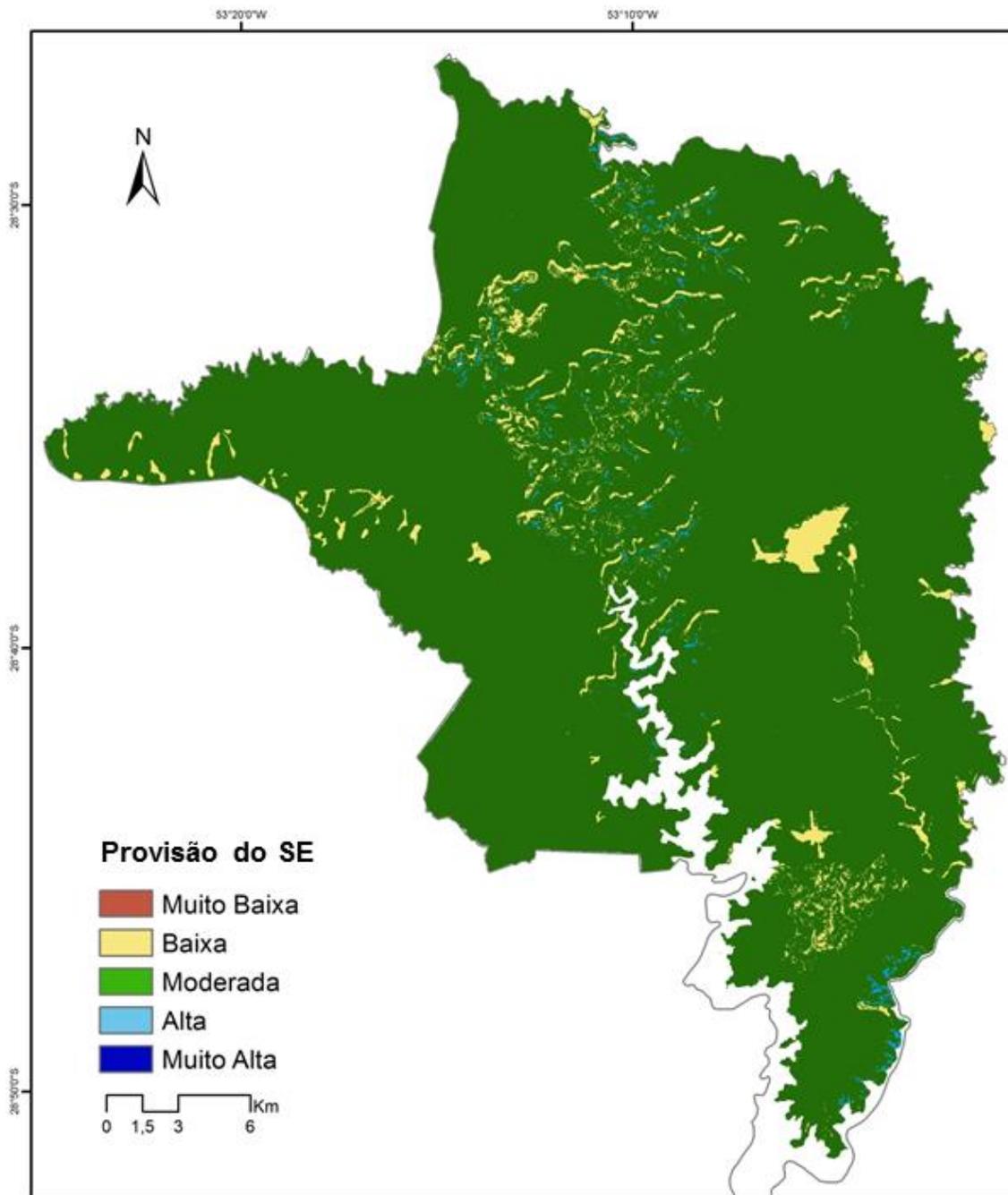


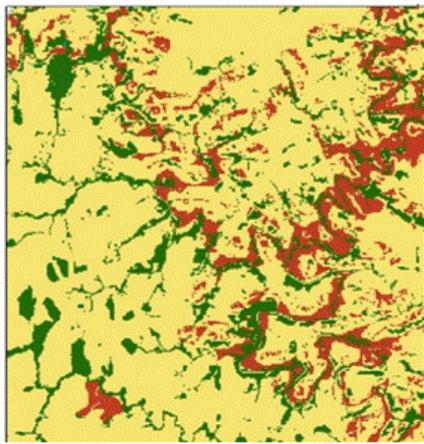
Figura 33. Mapa do SE Produção Potencial das Culturas.

Os dados da tabela 17 e os mapas das figuras 34 e 35 permitem a avaliação comparativa da provisão dos SE pelos diversos ambientes da região.

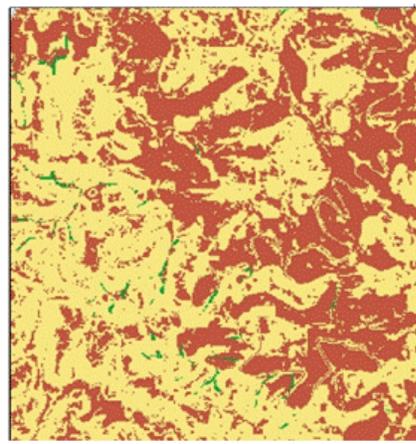
Tabela 17. Provisão de serviços ecossistêmicos na região de Ibirubá e Quinze de Novembro.

Serviço Ecossistêmico	Classe de Provisão do SE				
	Muito Alta	Alta	Moderada	Baixa	Muito Baixa
	----- Área (%) -----				
Manutenção da Qualidade da Água Subterrânea	0	0	12,8	82,0	5,2
Manutenção da Qualidade da Água Superficial	0	0	0,7	65,4	33,9
Atenuação de Inundações	0	0	12,6	86,3	1,2
Regulação Climática	0,1	16,1	82,3	0,9	0,6
Produção Potencial das Culturas	0	0,6	95,7	3,7	0

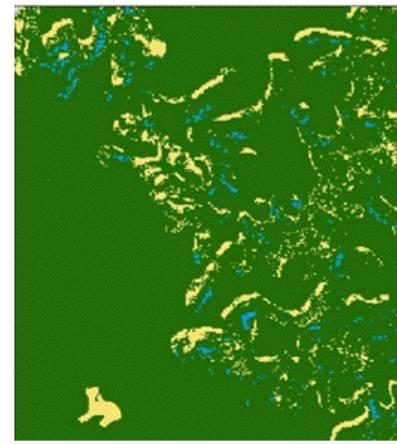
Nos mapas podem ser verificados os locais de maior contribuição de cada SE, ou *hotspots*, na mesma paisagem (figuras 34 e 35). Observa-se que áreas com moderada provisão dos SE *Manutenção da Qualidade da Água Subterrânea* e de *Atenuação de Inundações* em geral coincidem com alta provisão do SE de *Regulação Climática*. Por outro lado, o suprimento do SE *Manutenção da Qualidade da Água Superficial* é baixo ou muito baixo na maioria dos locais. Também pode ser verificada sobreposição espacial de áreas com moderado aporte dos SE *Manutenção da Qualidade da Água Subterrânea*, *Atenuação de Inundações* e *Produção Potencial das Culturas*.



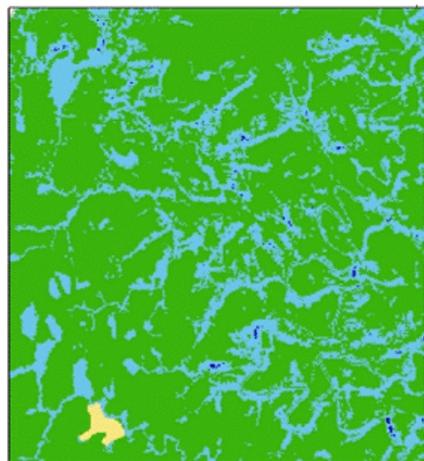
a. SE Manutenção Água Subterrânea



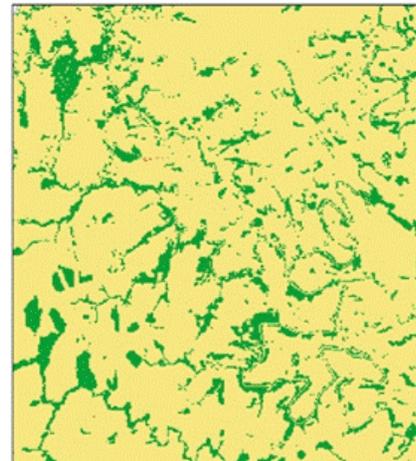
b. SE Manutenção Água Superficial



c. SE Produção Potencial das Culturas



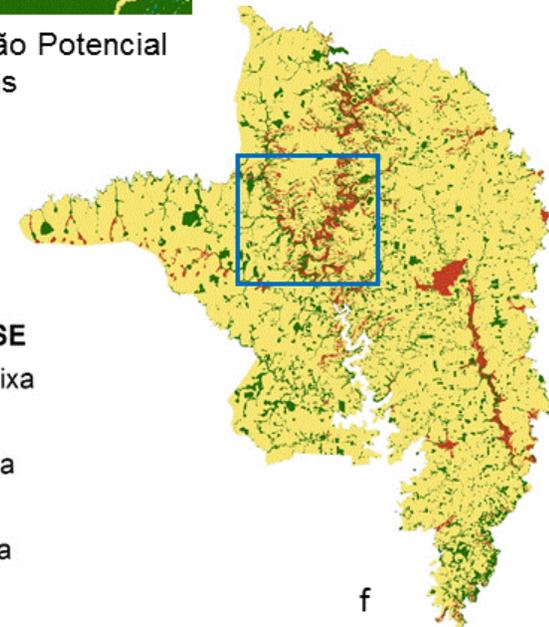
d. SE Regulação Climática



e. SE Atenuação Inundações

Legenda:

Provisão da SE	
■	Muito Baixa
■	Baixa
■	Moderada
■	Alta
■	Muito Alta



f

Figura 34. Mapa de provisão de distintos SE. De a) até e) detalhe de provisão dos SE na mesma área.
f) Mapa com demarcação da área em detalhe.

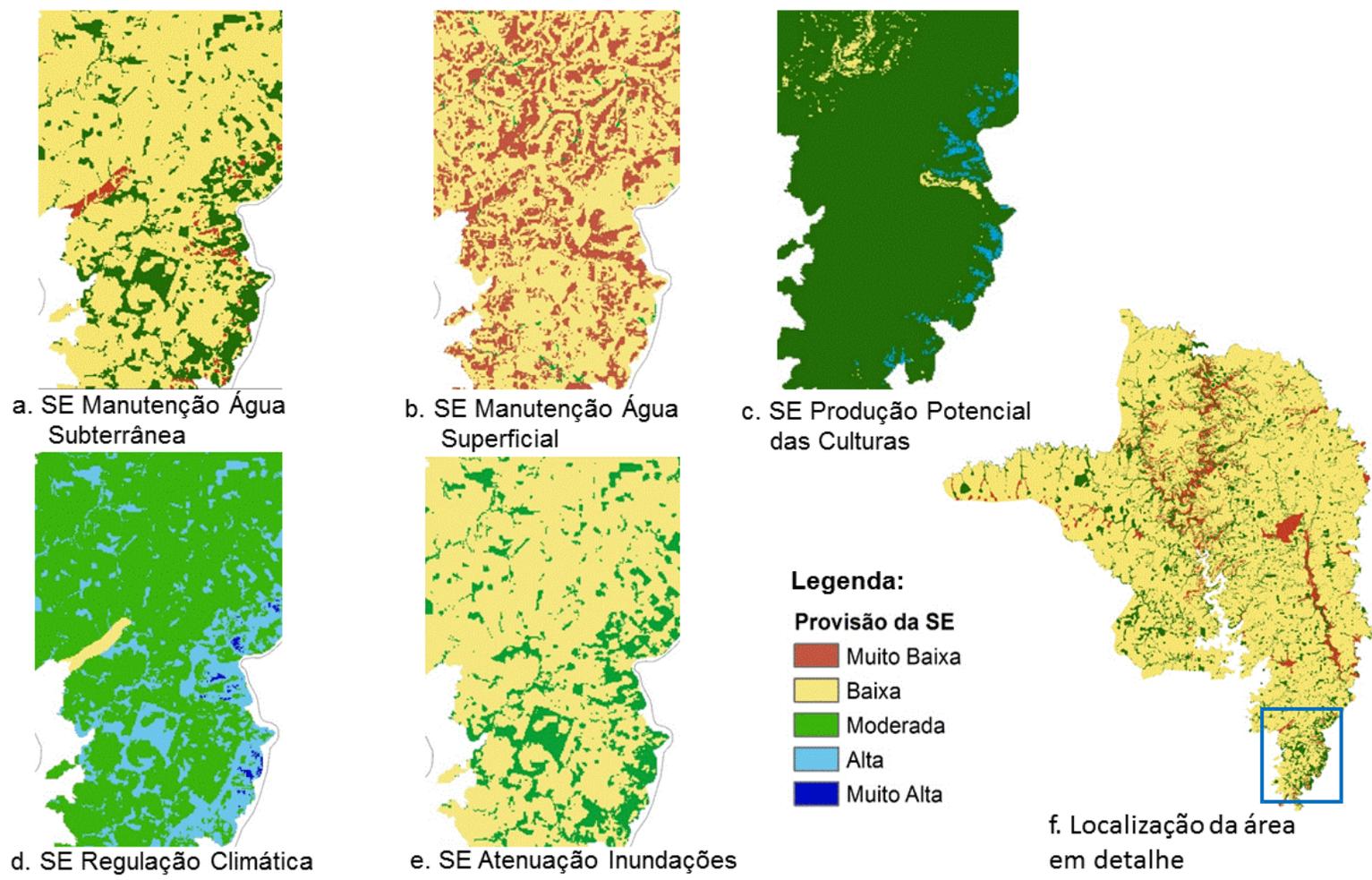


Figura 35. Mapa de provisão de distintos SE. De a) até e) detalhe de provisão dos SE na mesma área. f) Mapa com demarcação da área em pormenor.

Foi realizada a sobreposição dos PI de cada serviço para avaliar a ocorrência de áreas que proporcionam múltiplos SE, tendo sido gerado o mapa da figura 36. Foram ponderados apenas os locais com provisão moderada ou alta.

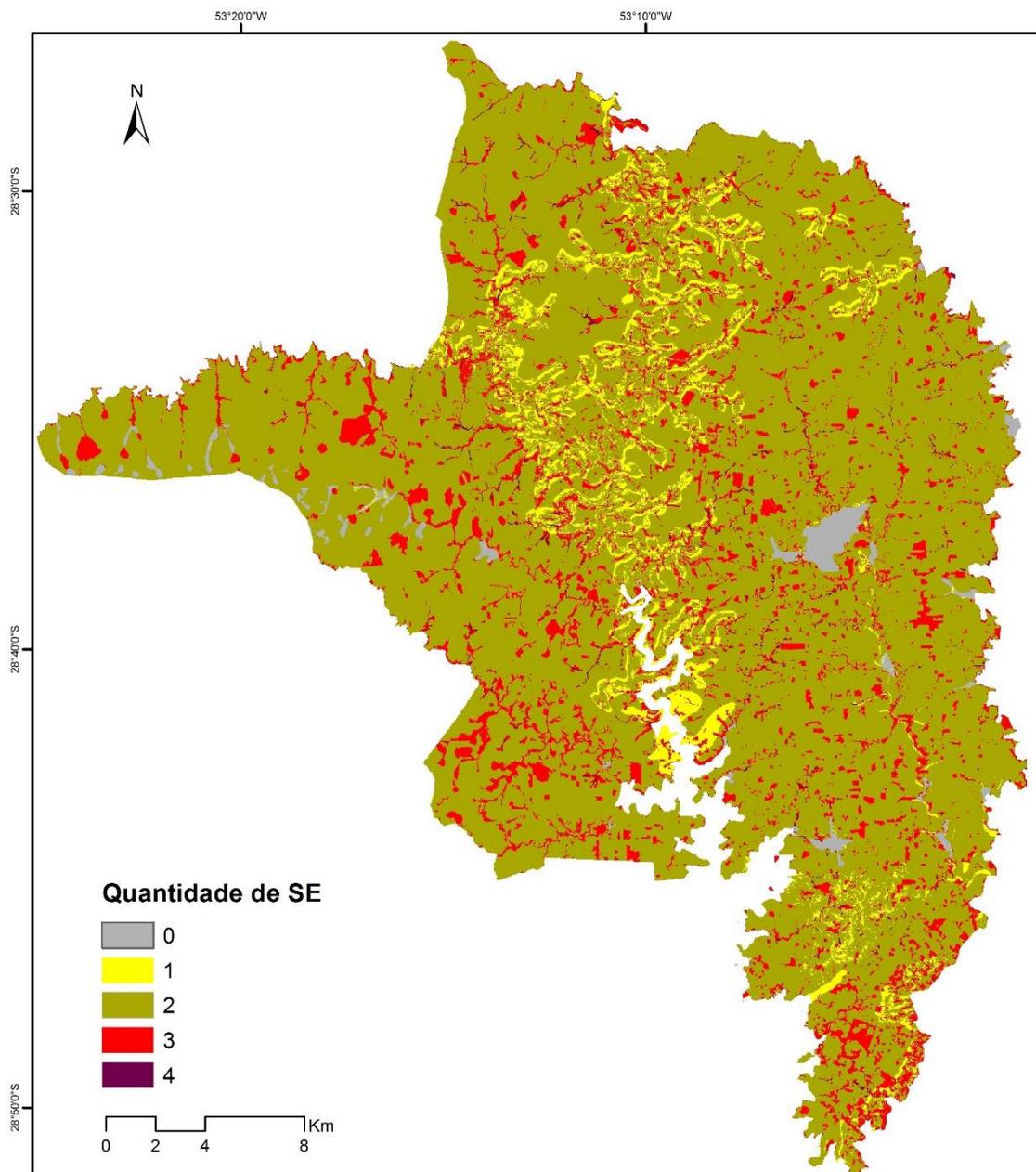


Figura 36. Mapa de "hotspots", demarcação das áreas com provisão de diversos SE.

Conforme esta aplicação do ECOSER, mais de 80% da região de estudo contribui com dois SE, enquanto 6% suporta apenas um SE. Locais com provisão de três ou quatro SE, considerados *hotspots*, foram delimitados em 12% da área total. Em sua grande maioria, estes *hotspots* coincidem com a cobertura do solo com matas, como pode ser verificado nas figuras 37 e 38.

A delimitação de *hotspots* possibilita uma rápida identificação de áreas prioritárias para conservação, nas quais eventual conversão para outros tipos de uso acarretaria em perda significativa de diversos SE. A implantação de um Programa de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) pode ser uma estratégia para conservar estes locais e o ECOSER se mostrou uma ferramenta importante para escolha de áreas críticas. Neste sentido, o mapeamento de sítios relevantes para conservação, próximas a zonas urbanas (figura 38), por exemplo, poderia facilitar a conscientização da população quanto à sua importância e o estabelecimento de mecanismos de incentivo aos proprietários destas terras, como o PSA.

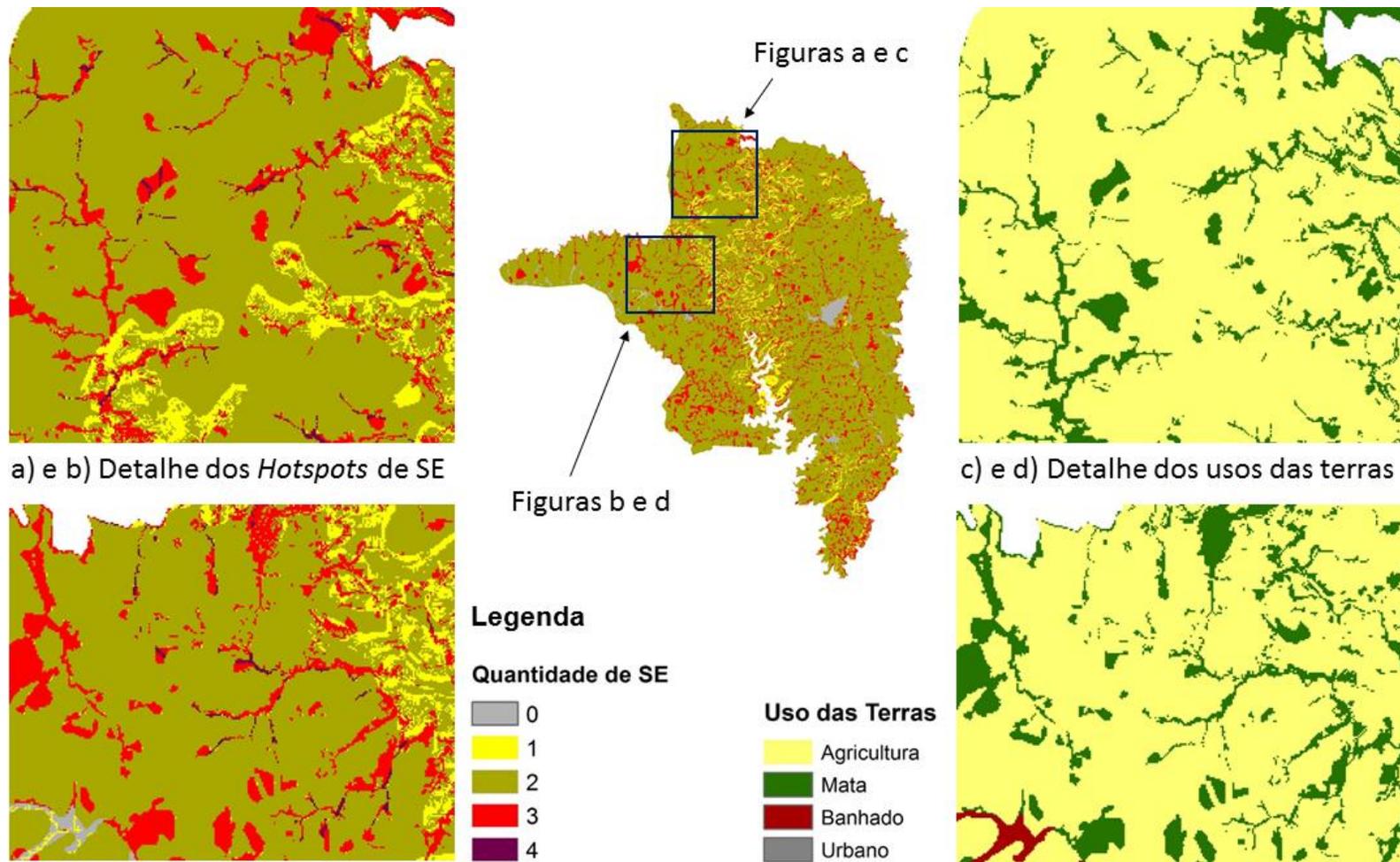


Figura 37. Mapa de áreas “hotspots” de SE e uso das terras correspondente. a) e b) detalhe das áreas “hotspots”. No centro, mapa com localização das áreas em pormenor. c) e d) Mapa de uso das terras em detalhe.

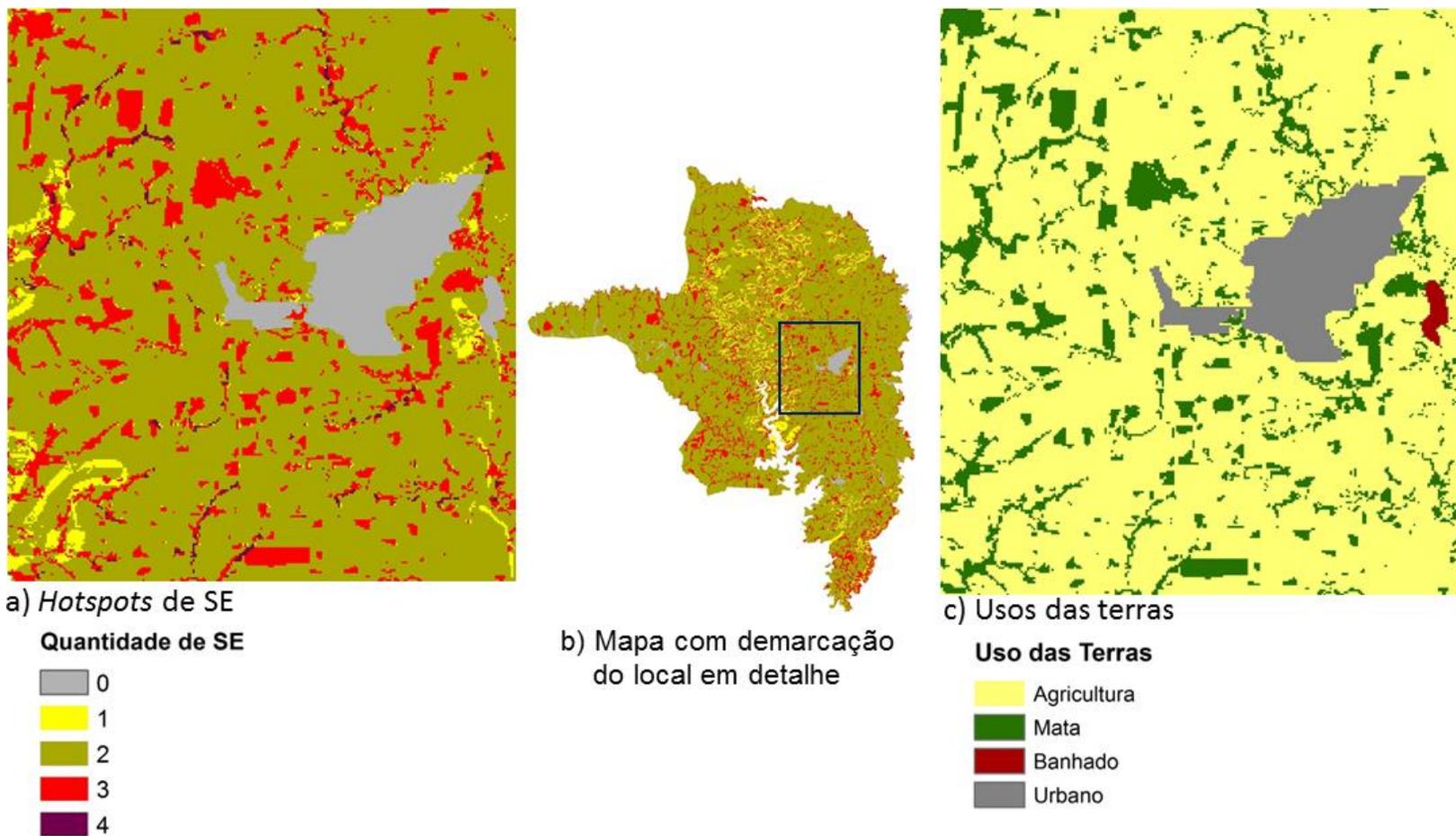


Figura 38. Mapa de “hotspots” de SE próximas à zona urbana e uso das terras correspondente. a) Detalhe dos “hotspots”. b) Mapa com demarcação das áreas em zoom. c) Mapa de uso das terras.

Somente 1,4% da região não está contribuindo com uma provisão moderada ou alta de SE, correspondendo à zona urbana e a grande parte dos banhados (figuras 38 e 39). Este resultado contraria o obtido por Orúe, Booman e Laterra (2011) que constataram contribuição significativa dos banhados na redução das cargas de nutrientes e sedimentos, apesar de ocuparem menos de 2% da área de seu estudo. No mesmo sentido, Sebastián-González e Green (2014) e Ramsar (2013) reforçam que as áreas úmidas fornecem diversos SE essenciais aos seres humanos.

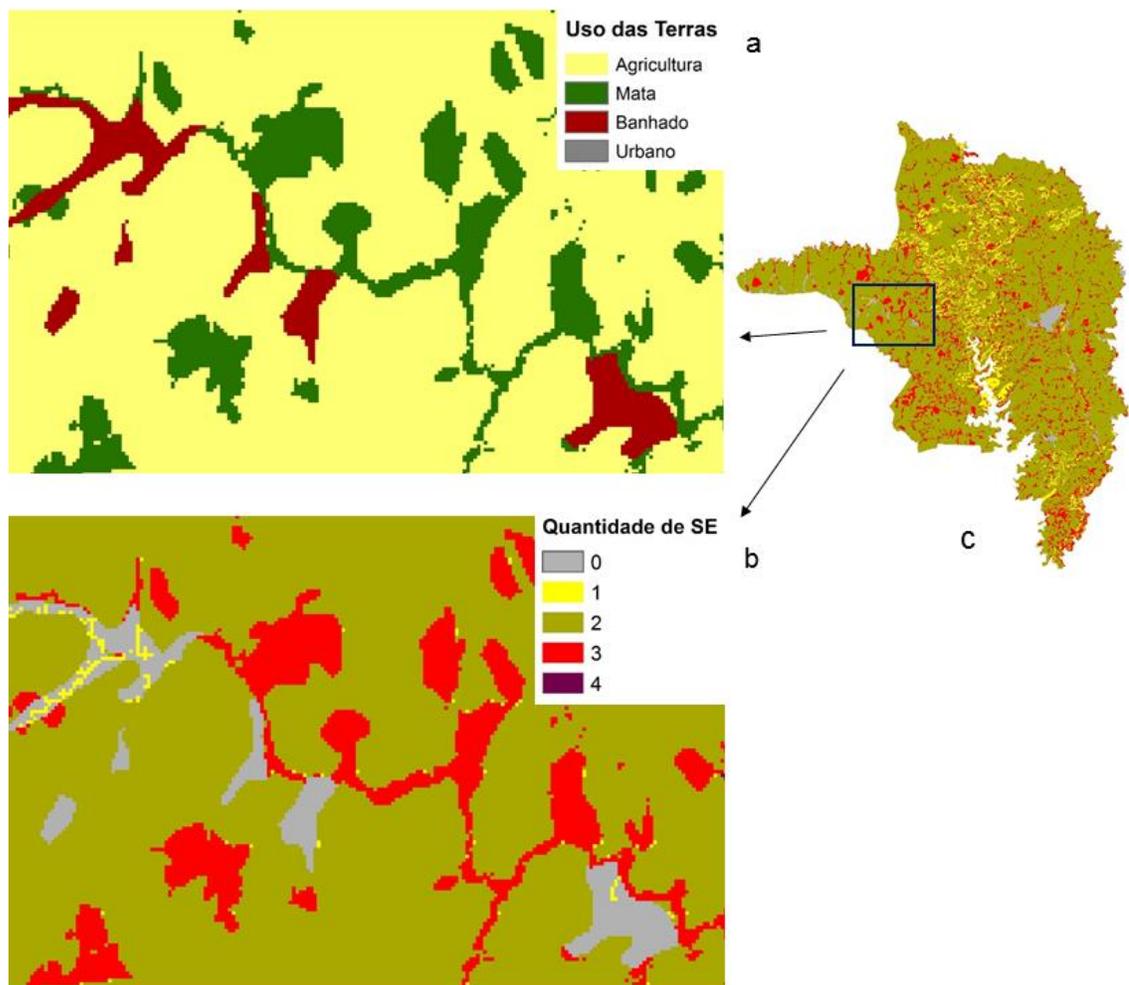


Figura 39. Mapa de uso das terras e de “hotspots” demonstrando a baixa provisão de SE nos banhados. Detalhes: a) uso das terras; b) “hotspots”. c) Mapa com demarcação das áreas em zoom.

Na figura 40 observa-se a diferença de provisão de SE entre os diversos banhados. A provisão foi considerada nula para a AU identificada com o número 1; foi de um e dois SE na n.º 2; e de um SE na totalidade da n.º 3. Os principais fatores que influenciaram a diferença entre aqueles ambientes foram a sua área e sua posição na paisagem. Os banhados de maior contribuição com SE foram os de maior área relativa e cuja posição propiciou um maior aporte da enxurrada e, conseqüentemente, de sedimentos e contaminantes.

Como indicado pelo ECOSER, o reduzido fornecimento de SE pelos banhados poderia induzir a um descaso de seu valor, entretanto, estas áreas apresentam grande relevância ecológica especialmente devido à abundante biodiversidade que suportam (Trabuchi et al., 2014; Tassi, 2009; Ramsar, 2013; Rolon et al, 2008; Sebastián-González e Green, 2014). Neste contexto, concordando com Trabuchi et al. (2014), destaca-se a importância de incluir o maior número possível de parâmetros na análise ambiental, de forma a abranger os diversos ecossistemas e SE. No presente estudo, possivelmente a inclusão de índices de biodiversidade resultaria em melhor avaliação dos banhados. De outra parte, este tipo de indicador é igualmente importante para os outros ecossistemas e deveria constar de toda análise ambiental da paisagem rural. Ressalta-se também, que a inclusão deste parâmetro já está sendo prevista pela equipe responsável pelo ECOSER.

Por sua vez, a grande quantidade de funções e serviços mapeados e quantificados com o ECOSER representa um avanço em relação a outros trabalhos encontrados na literatura, quando são utilizadas poucas variáveis para a análise, como em Duarte et al. (2016). Estes pesquisadores também salientaram a necessidade de modelagem de outros SE e destacaram, em especial, os ligados à hidrologia, os quais foram quantificados e mapeados neste trabalho atual.

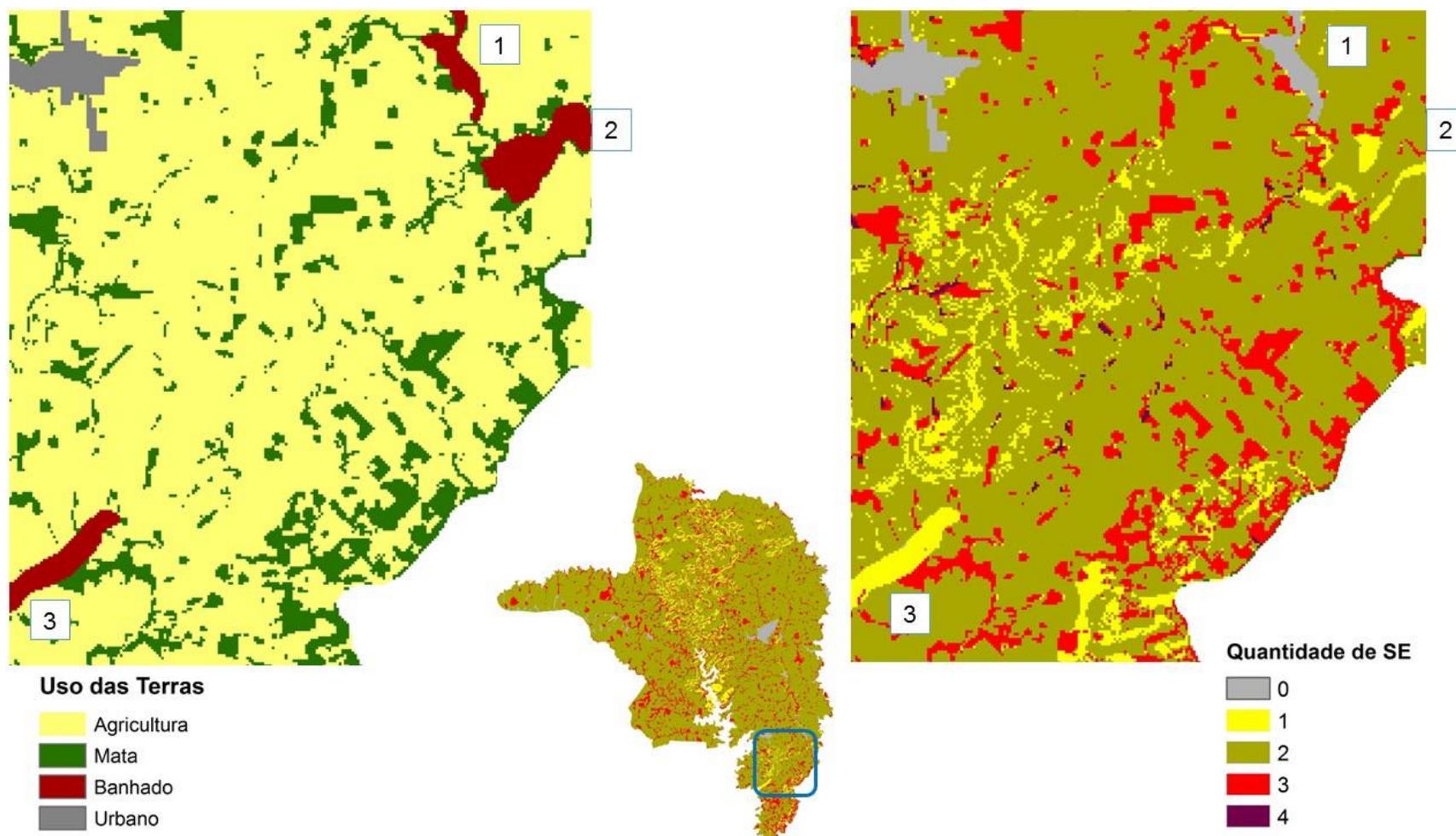


Figura 40. Mapa de uso das terras e de “hotspots” demonstrando a diferença de provisão de SE nos banhados. Detalhes: a) uso das terras; b) “hotspots”. c) Mapa com demarcação das áreas em zoom. Banhados numerados 1 a 3.

Tanto os mapas de SE gerados pelo ECOSER, quanto os PI intermediários, propiciaram informação valiosa para o planejamento ambiental em escala de paisagem. A ferramenta possibilitou a integração de diversos fatores proporcionando uma rápida identificação de áreas com alta provisão de FE e SE, bem como de situações críticas, que necessitam de ações para conservação ou recuperação. Da mesma forma, o protocolo permitiu a identificação de locais com risco de degradação ambiental ou com baixo suprimento de SE. Estes resultados, conforme também salientado por Trabuchi et al. (2014), representam o primeiro passo para identificar locais relevantes para restauração e/ou conservação, propiciando o estabelecimento de prioridades para a gestão ambiental do território baseado no seu potencial de provisão de um conjunto de SE.

5.3 Limitações da Abordagem

A aplicação do protocolo ECOSER nas condições do RS, em se tratando de um “projeto de desenvolvimento” e não um produto acabado, conforme os próprios autores, evidenciou algumas limitações importantes. Assim, adaptações pontuais foram necessárias, o que foi facilitado pela interação e pronta resposta dos desenvolvedores desta abordagem (Grupo de Pesquisa do Prof. Pedro Laterra na UNdMP, Argentina), que mantém um fórum na Internet para intercâmbio entre os usuários

De qualquer forma, entende-se ser importante aos usuários do ECOSER na condição brasileira considerar as seguintes limitações:

- a forma prevista pelo protocolo para definição de zonas ripárias apresentou uma complexidade excessiva, tendo sido realizada adequação do procedimento à realidade do estudo;

- a estimativa de biomassa poderia ser melhorada, por exemplo, com estudos e levantamentos locais (como o Inventário Florestal Contínuo do RS), ou ferramentas de sensoriamento remoto;

- a inclusão de dados detalhados quanto ao manejo dos solos poderia aprimorar a quantificação da FE armazenamento de COS;

- a inclusão de ao menos um índice de biodiversidade é fundamental para que a avaliação dos ecossistemas da região seja mais completa;

- a FE fertilidade do solo não agregou informação adicional nesta região de estudo;

- a determinação da vulnerabilidade dos aquíferos foi prejudicada pela subjetividade na pontuação dos parâmetros empregados, em especial, na estimativa da recarga;

- a validação dos resultados foi dificultada na escala de trabalho adotada;

- a viabilidade de dados em resolução apropriada é o principal fator limitante. No caso deste estudo, a resolução espacial do MDE era pequena, enquanto o PI de uso das terras estava em escala maior.

Por sua vez, a legenda de uso das terras poderia ter sido ampliada, incluindo pastagens anuais e perenes, mata nativa e silvicultura. A homogeneidade da paisagem, com predominância de agricultura intensiva com lavouras anuais, e o relevo plano, simplificaram a aplicação do ECOSER, não tendo demonstrado todo seu potencial.

6. CONCLUSÕES

O protocolo ECOSER permitiu a identificação, espacialização e estimativa de diversas funções e serviços ecossistêmicos na região, mostrando ser adequado para a análise integrada das atividades agrícolas na paisagem rural. O protocolo apresentou grande potencial de uso como instrumento de gestão territorial e ambiental, tendo como maior limitante de utilização, a viabilidade de dados em resolução apropriada. Para melhor emprego do ECOSER, alguns ajustes se fazem necessários, como a inclusão de índice para avaliação da biodiversidade e a adequação do procedimento de definição de zonas ripárias para a realidade local.

De acordo com esta aplicação do ECOSER, a região de estudo apresentou contribuição relevante com os Serviços Ecossistêmicos de *Regulação Climática e de Produção Potencial das Culturas*, tendo sido classificados como provisão moderada ou alta em mais de 95% do território. Para os demais serviços, a provisão não foi significativa, sendo baixa ou nula em mais de 85% da área.

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O ECOSER é um método com base científica, relativamente acessível à maioria dos gestores ambientais, que pode ser aplicado em diversos tipos de ecossistemas desde que feitas pequenas adaptações locais. Os dados necessários para as análises geralmente podem ser obtidos com facilidade e os resultados gerados propiciam inúmeras informações valiosas. Os analistas dos órgãos ambientais, tanto estaduais quanto municipais, em geral possuem uma grande demanda de atividades e necessitam de uma ferramenta ágil, com possibilidade de resposta às diversas questões que se apresentam. O protocolo testado se mostrou viável para atender este propósito, é uma ferramenta compreensível, com linguagem acessível, disponível gratuitamente e ainda há possibilidade de contato com os desenvolvedores para esclarecimentos ou mesmo para seu aprimoramento.

Cada vez mais é acentuada a necessidade de planejar o uso do território rural incluindo a temática ambiental. Nos últimos anos observou-se no RS o incremento de área ocupada com lavouras anuais, especialmente devido ao preço vantajoso da soja, muitas vezes se estabelecendo em áreas novas e frágeis ambientalmente. A intensificação de uso do solo comumente implica em aumento no uso de agrotóxicos e fertilizantes e, conseqüentemente, no potencial de contaminação do meio ambiente. Além disso, as políticas estaduais de incentivo à agricultura irrigada têm aumentado muito a demanda de instalação de equipamentos de irrigação em novas áreas aumentando a preocupação dos órgãos ambientais com os impactos ambientais associados. Especialmente em locais de recarga do aquífero ou com solos mais arenosos, vislumbra-se um bom potencial de utilização do ECOSER para subsidiar a análise ambiental para implantação de novos empreendimentos de atividade de

irrigação. Apesar da subjetividade da quantificação da vulnerabilidade do aquífero, o índice disponibiliza informações relevantes. Na região de estudo, apesar de ser uma paisagem relativamente homogênea, foi possível identificar áreas de maior vulnerabilidade do aquífero.

Os produtos do ECOSER podem ser utilizados para fundamentar a implantação do Programa Estadual de Conservação do Solo. Em particular, a *FE Controle da Erosão* traz subsídios importantes, evidenciando cartograficamente áreas mais suscetíveis à erosão, o que possibilita otimizar as ações da extensão rural na indicação das boas práticas agrícolas.

A quantificação e a espacialização do *SE Manutenção da Qualidade da Água Superficial* e os PI intermediários e finais das FE de *Retenção e Filtragem de Sedimentos e Contaminantes pelos Banhados e pela Vegetação Ripária* promoveram a delimitação de áreas críticas, com maior aporte de sedimentos e contaminantes carreados pela enxurrada, facilitando a visualização de locais onde é imperativa a recomposição da vegetação ciliar. Estas informações são fundamentais para a gestão ambiental, podendo ser utilizadas em diversos níveis de decisão, tanto local quanto regional. Especificamente para o Programa de Recuperação Ambiental previsto no novo Código Florestal (Lei Federal n.º 12.561/2012; BRASIL, 2012), o ECOSER se apresenta como uma excelente ferramenta de apoio à decisão. A lei prevê a recuperação parcial das APP, possibilitando a redução da faixa de proteção de CH de 30m para 5 m (em “área rural consolidada”, com uso anterior a 2008) a partir do compromisso com o Plano de Recuperação Ambiental (PRA) vinculado ao Cadastro Ambiental Rural (CAR). Cabe ao analista ambiental a avaliação dos PRA, ocasião em que os produtos do ECOSER podem subsidiar a análise de forma consistente. A identificação de locais mais críticos, onde há grande potencial de contaminação dos CH pelo maior aporte de sedimentos e contaminantes, facilita a priorização de análise do CAR, assim como servem de respaldo para o parecer do analista, especialmente se houver necessidade de recuperar as APP na íntegra.

A identificação de sítios relevantes para conservação, responsáveis por grande aporte de um ou vários SE, os *hotspots*, oportunizado pelo ECOSER, é um embasamento pertinente para a implantação de um Programa de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA). A abordagem de SE tem grande

potencial de aplicação, é interdisciplinária, sistêmica e dinâmica, servindo como poderosa ferramenta de comunicação para trazer à luz a interdependência entre o ser humano e a natureza. Notadamente, o mapeamento dos *SE Manutenção da Qualidade da Água Superficial e da Água Subterrânea* é fundamental para atingir os objetivos do programa da Agência Nacional das Águas, em andamento, “Produtor de Água” (ANA, 2017), por exemplo.

Em síntese, os produtos do ECOSER servem de fundamento consistente para avaliações, planejamento e gestão ambiental. Permitem auxiliar na implementação racional de políticas de valorização dos SE, assim como podem servir de contraponto à pressão econômica para conversão de áreas para outros usos que muitas vezes implicam em perda de SE.

REFERÊNCIAS

AL-ADAMAT, R. A. N.; FOSTER, I. D. L.; BABAN, S. M. J. Groundwater vulnerability and riskmapping for the Basaltic aquifer of the Azraq basin of Jordan using GIS, Remote sensing and DRASTIC. **Applied Geography**, Oxford, v. 23, p. 303–324, 2003.

ALLER, L. et al. **Drastic**: a standardized system for evaluating ground water pollution potential using hydrogeologic settings. Oklahoma: U.S. Environmental Protections Agency , 1987. 622 p.

ANA – AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Produtor de Água**. [2017]. Disponível em: <<http://www2.ana.gov.br/Paginas/projetos/ProgramaProdutorAgua.aspx>> Acesso em: 10 jan. 2017

ANTONAKOS, A. K.; LAMBRAKIS, N. J. Development and testing of three hybrid methods for the assessment of aquifer vulnerability to nitrates, based on the drastic model, an example from NE Korinthia, Greece. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 333, p. 288-304, 2007.

BARRAL, M. P. **ECO-SER Protocolo colaborativo de evaluación y mapeo de servicios ecosistémicos y vulnerabilidad socio-ecológica para el ordenamiento territorial**. Mar del Plata, 2015. Disponível em: <<http://eco-ser.com.ar>>. Acesso em: 28 jan. 2016.

BERKA, C.; SCHREIER, H.; HALL, K. Liking water quality with agricultural intensification in a rural watershed. **Water, Air, and Soil Pollution**, Dordrecht, v. 127, p. 389-401, 2001.

BERTOL, I. et al. Erodibilidade de um nitossolo háplico alumínico determinada em condições de campo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, p. 541-549, 2007.

BRASIL. Lei n.º 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, 28/05/2012. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/ato2011-2014/2012/lei/112651.htm> Acesso em: 16 abr. 2017.

BRASIL. **Projeto de lei n.º 312/2015**. Institui a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais e dá outras providências. [2015]. Disponível em:

<<http://www.camara.gov.br/proposicoesWeb/fichadetramitacao?idProposicao=946475>>. Acesso em: 16 abr. 2017.

BRASIL. **Projeto de lei n.º 5487/09**. Institui a Política Nacional dos Serviços Ambientais, o Programa Federal de Pagamento por Serviços Ambientais, estabelece formas de controle e financiamento desse Programa, e dá outras providências. [2009]. Disponível em: <<http://www.camara.gov.br/proposicoesWeb/fichadetramitacao?idProposicao=439941>> Acesso em: 16 abr. 2017.

BRASIL, Ministério da Agricultura. **Levantamento de reconhecimento dos solos do Estado do Rio Grande do Sul**. Recife, 1973. 431p. (Boletim técnico, 30).

BROETTO, T. **Indicadores de impactos ambientais da agropecuária em bacias hidrográficas**. 2016. 200 f. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2016.

CALZOLARI, C. et al. A methodological framework to assess the multiple contributions of soils to ecosystem services delivery at regional scale. **Geoderma**, Amsterdam, v. 261, p. 190–203, 2016.

CARDINALE, B.J. et al. Biodiversity loss and its impact on humanity. **Nature**, London, v. 486, p. 59-67, 2012.

CARREÑO, L.; VIGLIZZO, E. **Provisión de servicios ecológicos y gestión de los ambientes rurales em Argentina**. Buenos Aires: INTA, 2007. 68 p.

CASSOL, E. A. **Predição da erosão hídrica do solo**: Disciplina AGR 03006 – Erosão e Conservação do Solo. Porto Alegre, 2007. 16 p. (Notas de aula, maio 2007).

CHEN, S.K.; JANG, C.S.; PENG, Y.H. Developing a probability-based model of aquifer vulnerability in an agricultural region. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 486, p. 494–504, 2013.

CNUMAD - CONFERÊNCIA DAS NAÇÕES UNIDAS SOBRE O MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO. **Agenda 21 Global**. Rio de Janeiro, 1992. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/responsabilidade-socioambiental/agenda-21/agenda-21-global>> Acesso em: 20 out. 2016.

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

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

DENARDIN, J. E.; WÜNSCHE, W.A. Erodibilidade de um Latossolo Vermelho-Escuro. In: ENCONTRO NACIONAL DE PESQUISA SOBRE CONSERVAÇÃO

DO SOLO, 3., 1980, Recife. **Anais...** Recife: Universidade Federal Rural de Pernambuco, 1981. p. 219.

DILE, Y. T. et al. Investigation of the Curve Number Method for Surface Runoff Estimation in Tropical Regions. **Journal of the American Water Resources Association**, Herndon, v.52, n. 5, p. 1155-1169, 2016.

DITT, E.H. et al. Forest conversion and provision of ecosystem services in the Brazilian Atlantic Forest. **Land Degradation and Development**, Chichester, v. 21, p. 591–603, 2010.

DUARTE, G. T.; ROBEIRO, M. C.; PAGLIA, A. P. Ecosystem Services Modeling as a Tool for Defining Priority Areas for Conservation. **PLOS ONE**, San Francisco, 2016. Disponível em: <<http://journals.plos.org/plosone/article/file?id=10.1371/journal.pone.0154573&type=printable>>. Acesso em: 15 jan. 2017

ECO-SER. **Herramientas**. [2016]. Disponível em: <<http://eco-ser.com.ar/ecoser-herramientas.php>> Acesso em: 20 dez. 2016.

EEA – EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY. Integration of environment into EU agriculture policy: the IRENA indicator-based assessment report. **EEA Report**, Copenhagen, n. 2, 2006.

EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 3. ed. Brasília, 2013. 353 p.

ESRI - ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUT. **ArcGIS Professional GIS for the desktop, versão 10.2**. [Software]. 2013.

FERRARO, D. O. Eficiencia energética y servicios ecosistémicos. In: LATERRA, P.; JOBBÁGY, E. G.; PARUELO, J. M. (Org.) **Valoración de servicios ecosistémicos**: conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial. Buenos Aires: INTA, 2011. p. 221- 234.

FOSTER, G. R. et al. Conversion of the universal soil loss equation to SI units. **Journal of Soil Water Conservation**, Ankeny, v. 36, n. 6, p. 355-359, 1981.

FRANK, F.; VIGLIZZO, E. Evaluación ecológica: ejemplo de estudio em las pampas de Argentina. **Forum de Sostenibilidad**, Buenos Aires, v. 4, p.79-89, 2010.

FRANK, F. C. **Impacto agroecológico del uso de la tierra a diferentes escalas en la región pampeana de Argentina**. 2007. 164 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Agrárias) - Programa de Posgrado en Ciencias Agrarias, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata, Balcarce, 2007.

FU, B., et al. Mapping the flood mitigation services of ecosystems : a case study in the Upper Yangtze River Basin. **Ecological Engineering**, Oxford, v. 52, p. 238-246, 2013.

GONÇALVES, F. A. et al. Índices e espacialização da erosividade das chuvas para o Estado do Rio de Janeiro. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 10, p. 269-276, 2006.

GPRH - GRUPO DE PESQUISA EM RECURSOS HÍDRICOS.
netErosividadeRS. [2016]. Disponível em:
<<http://www.gprh.ufv.br/?area=softwares>> Acesso em: 01 fev. 2016.

GRAU, H.R.; GASPARRI, N.I.; GASPARRI, M.A. Cambio y eficiencia de uso del territorio en el Chaco argentino: el conflicto entre producción de alimentos y conservación de la naturaleza en distintas escalas. In: LATERRA, P.; JOBBÁGY, E.G.; PARUELO, J.M. (Org.) **Valoración de servicios ecosistémicos: conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial**. Buenos Aires: INTA, 2011 p. 391-406.

GRABS, T. et al. Modeling spatial patterns of saturated areas: a comparison of the topographic wetness index and a dynamic distributed model. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 373, p.15–23, 2009.

MARICHAL, R. et al. Soil macroinvertebrate communities and ecosystem services in deforested landscapes of Amazonia. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v.83, p.177-185, 2014.

GÜLLER, C.; KURT, M.A.; KORKUT, R.N.. Assessment of groundwater vulnerability to nonpoint source pollution in a Mediterranean coastal zone (Mersin, Turkey) under conflicting land use practices. **Ocean & Coastal Management**, Essex, v.71, p.141-152, 2013.

GUTIÉRREZ, N. L. **Metodología para el cálculo de la humedad del suelo usando parámetros topográficos (MDE), climáticos y edáficos en un sector del piedemonte depositacional del municipio de Villavicencio**. 2012. 129 p. Dissertação (Mestrado em Geomática) - Escuela de Posgrados, Facultad de Agronomía, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, 2012.

HAINES-YOUNG, R.; POTSCHIN, M. **Common International Classification of Ecosystem Services (CICES)**: Consultation on Version 4, August-December 2012. EEA Framework Contract n.º EEA/IEA/09/003. Nottingham: The University of Nottingham 2013. Disponível em:<
https://unstats.un.org/unsd/envaccounting/seearev/GCCComments/CICES_Report.pdf> Acesso em: 06 ago. 2016.

HASENACK, H.; WEBER, E. (org.). **Base cartográfica vetorial contínua do Rio Grande do Sul** - escala 1:50.000. Porto Alegre: UFRGS/Instituto de Biociências. Centro de Ecologia, 2010. 1 DVD-ROM (Geoprocessamento, 3). Disponível em: < <http://www.ecologia.ufrgs.br/labgeo> > Acesso em: 03 mar. 2015.

HEATH, R. C. **Basic ground-water hydrology**. North Carolina: Department of Natural Resource and Community Development, 1982. (Geological Survey Watter Supply Papper, 2220)

IBGE. **Banco de dados: cidades**. [2016]. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/>>. Acesso em: 10 jan. 2016.

IBGE. **Malha municipal digital do Brasil, situação em 2015**. [2016]. Disponível em: <<http://mapas.ibge.gov.br/bases-e-referenciais/bases-cartograficas/mapas-municipais>>. Acesso em: 20 jul. 2016.

INMET - INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. **Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa**. [Base de dados]. [2016]. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep>> Acesso em: 20 fev. 2016.

IPCC. Cropland. In: **2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. Japan: Institute for Global Environmental Strategies, 2006a. p. 1-66.

IPCC. Forest land. In: **2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. Japan: Institute for Global Environmental Strategies, 2006b. p. 1-83.

IPCC. Generic methodologies applicable to multiple land-use categories. In: **2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. Japan: Institute for Global Environmental Strategies,, 2006c. p. 1-59.

IVERSON, L. et al. Ecosystem services in changing landscapes: an introduction. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 29, p. 181–186, 2014.

VALLE JUNIOR, R.F. et al. Environmental land use conflicts: a threat to soil conservation. **Land Use Policy**, Adelaide, v. 41, p. 172-185, 2014a.

VALLE JUNIOR, R.F. et al. Groundwater quality in rural watersheds with environmental land use conflicts. **Science of the Total Environment**, Barcelona, v. 493, p. 812-827, 2014b.

VALLE JUNIOR, R.F. et al. Impacts of land use conflicts on riverine ecosystems. **Land Use Policy**, Adelaide, v. 43, p.48-62, 2015.

JUNK, W.J. et al. Brazilian wetlands: their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, New Jersey, v. 24, p. 5-22, 2014.

KLAMT, E. **Morfologia, gênese e classificação de alguns solos do município de Ibirubá e regiões onde ocorrem**. 1969. 94f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1969.

LAL, R. Drop size distribution and energy load of rain storms at Ibadan, western Nigeria. **Soil and tillage research**, Amsterdam, v. 48, p. 103-114, 1998.

LAL, R. Societal value of soil carbon. **Journal of Soil And Water Conservation**, Ankeny, v. 69, n. 6, p. 186A-192A, 2014.

LANGEVELD, J.W.A. et al. Linking farm management to agri-environmental indicators: recent experiences from the Netherlands. In: OECD EXPERT MEETING ON FARM MANAGEMENT INDICATORS FOR AGRICULTURE AND THE ENVIRONMENT, 2004, Palmerston North. **Proceedings ...** Palmerston North: OECD, 2004. 12p. Disponível em: <<https://community.oecd.org/streamPage.jspa?cwsDb=Farm%20Management%20Indicators&community=2283>>. Acesso em: 01 mar. 2015.

LATERRA, P.; ORÚE, M.E.; BOOMAN, G.C. Spatial complexity and ecosystem services in rural landscapes. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 154, p.56-67, 2012.

LATERRA, P.; CASTELLARINI, F.; ORÚE, E. ECOSER: un protocolo para la evaluación biofísica de servicios ecosistémicos y la integración con su valor social. In: LATERRA, P.; JOBBÁGY, E.G.; PARUELO, J.M. (Org.) **Valoración de servicios ecosistémicos: conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial**. Buenos Aires: INTA, 2011. p. 359-389.

LATERRA, P. et al. **ECOSER**: protocolo colaborativo de evaluación y mapeo de servicios ecosistémicos y vulnerabilidad socio-ecológica para el ordenamiento territorial. 2015. Disponível em: <<http://eco-ser.com.ar>>. Acesso em: 01 jun. 2016.

LAVELLE, P. et al. Soil ecosystem services and land use in the rapidly changing Orinoco River Basin of Colombia. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 185, p. 106–117, 2014.

LINO, J.S. **Evolução do Sistema Plantio Direto e produção de sedimentos no Rio Grande do Sul**. 2010. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

LÖBLER, C.A. et al. Pontos potenciais de contaminação e vulnerabilidade natural das águas subterrâneas do município de Restinga Seca – RS. **Revista Brasileira de Geografia Física**, Recife, v. 6, n. 3, p. 500-509, 2013.

LOVELL, S.T.; SULLIVAN, W.C. Environmental benefits of conservation buffers in the United States: evidence, promise, and open questions. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 112, p. 249–260, 2006.

MARION, F.A.; MELLO FILHO, J.A.; SILVA, J.L.S. Análise da vulnerabilidade natural das águas subterrâneas por geoprocessamento no campus da UFSM – RS. **Terr@Plural**, Ponta Grossa, v.4, n.1, p.65-76, 2010.

MACHADO, J.L.F.; FREITAS, M.A. **Projeto mapa hidrogeológico do Rio Grande do Sul**: relatório final. Porto Alegre: CPRM, 2005. 1 CD-ROM + 1 mapa. Escala 1:750.000.

MANDER, U.; KULL, A.; KUUSEMENTS, V. Nutrient flows and land use change in rural catchment: a modeling approach. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 15, p. 187-199, 2000.

MASTRANGELO, M.E. et al. Concepts and methods for landscape multifunctionality and a unifying framework based on ecosystem services. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 29, p. 345–358, 2014.

MASTRANGELO, M.E.; LATERRA, P. From biophysical to social-ecological trade-offs: integrating biodiversity conservation and agricultural production in the Argentine Dry Chaco. **Ecology and Society**, Wolfville, v.20, n.1, [art.] 20, 2015.

MATZDORF, B.; MEYER, C. The relevance of the ecosystem services framework for developed countries' environmental policies: a comparative case study of the US and EU. **Land Use Policy**, Adelaide, v. 38, p. 509–521, 2014.

MIELNICZUK, J. Manejo do solo no Rio Grande do Sul: uma síntese histórica. **Revista de Agronomia**, Porto Alegre, v.12, n.2, p.11-22, 1999.

MIGUEL, P. **Caracterização pedológica, uso da terra e modelagem da perda de solo em áreas de encosta do rebordo do planalto do RS**. 2010. 112 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Centro de Ciências Rurais, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2010.

MEA – MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT . **Ecosystems and human well-being**: synthesis. Washington: Island Press, 2005.

MOREIRA, M.C. et al. Spatial interpolation of rainfall erosivity using artificial neural networks for southern Brazil conditions. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 40, p. 1-11, 2016.

MUÑOZ-CARPENA, R.; PARSONS, J.E. **VFSMOD-W**: vegetative filter strips modelling system. Model documentation and user's manual. Florida: University of Florida 2014. Disponível em: <http://abe.ufl.edu/carpenna/files/pdf/software/vfsmod/VFSMOD_UsersManual_v6.pdf>. Acesso em: 10 jul. 2016.

OECD - ORGANISATION FOR ECONOMIC DEVELOPMENT AND CO-OPERATION. **Environmental indicators**: development, measurement and use. Paris: 2003. Disponível em: <www.oecd.org/dataoecd/7/47/24993546.pdf>. Acesso em: 01 mar. 2015.

OECD-ORGANISATION FOR ECONOMIC DEVELOPMENT AND CO-OPERATION. **Environmental performance of agriculture in OECD**

countries since 1990. Paris:, 2008. Disponível em: <<http://www.oecd.org/greengrowth/sustainable-agriculture/44254899.pdf>>. Acesso em: 01 mar. 2015.

OECD - ORGANISATION FOR ECONOMIC DEVELOPMENT AND CO-OPERATION. **Key environmental indicators.** Paris: 2004. Disponível em: <<http://www.oecd.org/env/indicators-modelling-outlooks/37551205.pdf>> Acesso em: 01 mar. 2015.

ORÚE, M.; BOOMAN, G.C.; LATERRA, P. Uso de la tierra, configuración del paisaje y el filtrado de sedimentos y nutrientes por humedales y vegetación ribereña. In: LATERRA, P.; JOBBÁGY, E.G.; PARUELO, J.M. (Org.) **Valoración de servicios ecosistémicos: conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial.** Buenos Aires: INTA, 2011. p.237-263.

OVERBECK, G.E. et al.. Brazil's neglected biome: the South Brazilian Campos. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, Jena, v. 9, p. 101-116, 2007.

PARUELO, J.; ALCARAZ-SEGURA, D.; VOLANTE, J. El seguimiento del nivel de provisión de los servicios ecosistémicos. In: LATERRA, P.; JOBBÁGY, E.G.; PARUELO, J.M. (Org.) **Valoración de servicios ecosistémicos: conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial.** Buenos Aires: INTA, 2011. p 141-160.

PETERSEN, J.E.; CAMPLING, P. (Org.). Agriculture and environment in EU-15, the IRENA indicator report. **EEA Report**, Copenhagen, n.6, 2005. Disponível em: <http://www.eea.europa.eu/publications/eea_report_2005_6>. Acesso em: 15 mar. 2015.

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

POWER, A. G. Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. **Philosophical Transactions of the Royal Society B.**, Harpenden, v. 365, p. 2959–2971, 2010.

RABUS, B. et al. The shuttle radar topography mission: new class of digital elevation models acquired by space borne radar. **Journal of Photogrammetry & Remote Sensing**, Amsterdam, v. 57, p. 241-262, 2003.

RADAMBRASIL. **Folha SH.22 Porto Alegre e parte das folhas SH.21 Uruguaiana e SI.22 Lagoa Mirim:** geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação, uso potencial da terra. Rio de Janeiro: IBGE, 1986. 791p.

RAMSAR CONVENTION SECRETARIAT. **The Ramsar Convention manual:** a guide to the convention on wetlands (Ramsar, Iran, 1971). 6.ed.. Gland: Ramsar Convention Secretariat, 2013

REGINATO, P.A.R.; AHLERT, S. Vulnerabilidade do sistema aquífero Serra Geral na região nordeste do estado do Rio Grande do Sul. **Águas Subterrâneas**, São Paulo, v. 27, n. 2, p. 32-46, 2013.

RENARD, K.G. et al. **Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the revised universal soil loss equation (RUSLE)**. Washington: USDA, 1997. (Agricultural Handbook, 8)

RIO GRANDE DO SUL. Secretaria do Meio Ambiente. **Relatório da Etapa A: diagnóstico dos recursos hídricos: elaboração de serviço de consultoria relativo ao processo de planejamento dos usos da água na bacia hidrográfica do Alto Jacuí - Etapas A E B.** Porto Alegre: SEMA-RS. DRH/Engelplus, 2012, 259 p.

ROA-LOBO, J.; KAMP, U. Uso del índice topográfico de humedad (ith) para el diagnóstico de la amenaza por desborde fluvial, Trujillo-Venezuela. **Revista Geográfica Venezolana**, Mérida, v. 53, n. 1, p. 109-126, 2012.

ROLOFF, G.; DENARDIN, J.E. Estimativa simplificada da erodibilidade do solo. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 10, 1984, Florianópolis. **Resumos...** Florianópolis: SBCS, 1984. p.146-147.

ROLON, A.S. et al. Influence of area, habitat and water chemistry on richness and composition of macrophyte assemblages in southern Brazilian wetlands. **Journal of Vegetation Science**, Uppsala, v. 19, p. 221-228, 2008.

SANTOS, M. C. L et al. **Levantamento e utilização agrícola dos solos do município de Ibirubá.** Porto Alegre: INCRA/ Secretaria da Agricultura. Departamento de Solos da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1970.

SCHMIDT, M.R. **Fator de cobertura e manejo da equação universal de perdas de solo e erodibilidade de um latossolo vermelho.** 2017. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2017.

SEBASTIÁN-GONZÁLEZ, E.; GREEN, A. Habitat use by waterbirds in relation to pond size, water depth, and isolation: lessons from a restoration in southern Spain. **Restoration Ecology**, Malden, v. 22, n. 3, p. 311–318, 2014.

SEEA. **System of Environmental-Economic Accounting: central framework.** New York: United Nations, 2012. Disponível em: <https://unstats.un.org/unsd/envaccounting/seeaRev/SEEA_CF_Final_en.pdf> Acesso em: 01 mar. 2015.

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

SILVA, A.M.; ALVARES, C.A.; WATANABE, C.H. Natural potential for erosion for Brazilian territory. In GODONE, D. (Ed.) **Soil erosion studies**. Croatia:

InTech, 2011. Disponível em: <<http://www.intechopen.com/books/soil-erosion-studies/natural-potential-for-erosion-forbrazilian-territory>> Acesso em: 10 jun. 2016.

SILVA, L.F. **A construção de um índice de sustentabilidade ambiental agrícola (ISA)**: uma proposta metodológica. 2007. 214 f. Tese (Doutorado) - Pós-Graduação em Economia Aplicada, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2007.

SILVA, M.L.N. et al. Avaliação de métodos indiretos de determinação da erodibilidade de latossolos brasileiros. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.35, n.6, p.1207-1220, 2000.

SISTI, C.P.J. et al. Change in carbon and nitrogen stocks in soil under 13 years of conventional or zero tillage in Southern Brazil. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 76, p. 39–58, 2004.

SMITH, H.F.; SULLIVAN, C.A. Ecosystem services within agricultural landscapes: farmers' perceptions. **Ecological Economics**, Amsterdam, v. 98, p. 72–80, 2014.

TALLIS E.H. et al. **InVEST 3.0.1: User's Guide**. Stanford, USA: The Natural Capital Project, 2013. 321 p. Disponível em: <<http://www.naturalcapitalproject.org/invest/>> Acesso em: 10 jun. 2016.

TANAJURA, D. S.; LEITE, C.B.B. Quantificação da vulnerabilidade natural à contaminação das águas subterrâneas da sub-bacia hidrográfica Jacaré-Pepira/SP. **Águas Subterrâneas**, São Paulo, v. 30, n. 3, p. 306-325, 2016.

TARTOBON, D. **Terrain analysis using digital elevation models (TauDEM)** [2016]. Disponível em: <<http://hydrology.usu.edu/taudem/taudem5/index.html>> Acesso em: 20 mai 2016.

TASSI, R. **Gerenciamento hidroambiental de terras úmidas**. 2009. 240 f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009.

TERUYA, J.; MASTRANTONIO, L.; PORTELA, J. **Evaluación biofísica de servicios ecosistémicos en la cuenca del Arroyo Grande, Tunuyán, Mendoza**. [2015] (Cuarto Congreso Internacional de Servicios Ecosistémicos en los Neotrópicos: de la investigación a la acción. Mar del Plata, Argentina, 2015)

TORNQUIST, C. G. **Simulação da dinâmica do carbono orgânico do solo em escala regional**: aplicação do modelo Century e sistemas de informações geográficas. 2007. 156 f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2007.

TRABUCCHI, M., et al. Mapping ecological processes and ecosystem services for prioritizing restoration efforts in a semi-arid Mediterranean river basin. **Environmental Management**, New York, v. 53, p. 1132-1145, 2014.

TURNER, M. Landscape Ecology: What Is the State of the Science? **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, New York, v. 36, p. 319-44, 2005.

UNDP - UNITED NATIONS DEVELOPMENT PROGRAMME. [Informações obtidas no site]. [2016]. Disponível em: <<http://hdr.undp.org>>. Acesso em 10 set. 2016.

VALDÉS, J.C.Q. et al. Procesos de Geoprocesamiento en la Espacialización de Servicios Ecosistémicos en Áreas de Interés Local, Caso de Estudio: Cuenca la Presidenta. **Ingenierías USBMed**, Medellín, v. 8, n. 1, p. 19-28, 2017.

VEZZANI, F. M. Solos e os serviços ecossistêmicos. **Revista Brasileira de Geografia Física**, Recife, v. 8, p. 673-684, 2015.

VIERO, A.C.; SILVA, D.R.A. (Org) **Geodiversidade do Estado do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: CPRM, 2010. 250 p.

VIGLIZZO, E. F. et al. A rapid method for assessing the environmental performance of commercial farms in the pampas of Argentina. **Environmental Monitoring and Assessment**, Dordrecht, v. 117, p. 109-134, 2006.

VIGLIZZO, E. F. et al. Ecosystem service evaluation to support land-use policy. **Agriculture, Ecosystems and Environment**. Amsterdam, v. 154, p. 78-84, 2012.

VIGLIZZO, E. F. et al. Environmental assessment agriculture at a regional scale in the pampas of Argentina. **Environmental Monitoring and Assessment**, Dordrecht, v. 87, p. 169-195, 2003.

VIGLIZZO, E.F. **Gestión ambiental y ordenamiento territorial: modelo AgroEcoIndex**. Buenos Aires: INTA, 2010. 220p. (Documentos institucionales, 128)

VIGLIZZO, E.F. et al. Valuación de bienes y servicios ecosistémicos: ¿verdad objetiva o cuento de la buena pipa? In: LATERRA, P.; JOBBÁGY, E.G.; PARUELO, J.M. (Org.) **Valoración de servicios ecosistémicos: conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial**. Buenos Aires: INTA, 2011.

VIGLIZZO, E.F.; FRANK, F.C. Land use options for Del Plata Basin in South America: Tradeoffs analysis based on ecosystem service provision. **Ecological Economics**, Amsterdam, v. 57, p. 140-151, 2006.

VILLARINO, S.H. et al. Agricultural impact on soil organic carbon content: testing the IPCC carbon accounting method for evaluations at county scale.

Agriculture, Ecosystems and Environment. Amsterdam, v. 185, p. 118–132, 2014.

WAGNER, C.S.; MASSAMBANI, O. Análise da relação intensidade de chuva: energia de Wischmeier e Smith e sua aplicabilidade à região de São Paulo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Viçosa, v. 12, p.197-203, 1988.

WEYLAND, F.; BARRAL, M.P.; LATERRA, P. Assessing the relationship between ecosystem functions and services: importance of local ecological conditions. **Ecological Indicators**, New York, v. 81, p. 201–213, 2017.

WIESMEIER, M. et al. Amount, distribution and driving factors of soil organic carbon and nitrogen in cropland and grassland soils of southeast Germany (Bavaria). **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v.176, p. 39– 52, 2013.

WISCHMEIER, W.H.; SMITH, D.D. Rainfall energy and its relationship to soil loss. **Transactions American Geophysical Union**, Washington, v. 39, p. 285-291, 1958.

WISCHMEIER, W.H.; SMITH, D.D. **Predicting rainfall erosion losses**: a guide to conservation planning. Washington DC: U.S. Department of Agriculture, 1978, 58 p. (Agriculture Handbook, 537).

WITTMER, H. et al. **Guidance Manual for TEEB Country Studies. Version 1.0**. Geneva: TEEB, 2013. Disponível em: <<http://www.teebweb.org/resources/guidance-manual-for-teeb-country-studies>> Acesso em: 05 dez. 2016.

WOODRUFF, N.; SIDDOWAY, F. A wind erosion equation. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.29, p.602–608. 1965.

WU, J. Key concepts and research topics in landscape ecology revisited: 30 years after the Allerton Park workshop. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 28, p.1–11, 2013.