

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

**INDICADORES DE IMPACTOS AMBIENTAIS DA AGROPECUÁRIA EM
BACIAS HIDROGRÁFICAS**

**Tiago Broetto
(Tese)**

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

**INDICADORES DE IMPACTOS AMBIENTAIS DA AGROPECUÁRIA EM
BACIAS HIDROGRÁFICAS**

Tiago Broetto
Engenheiro-Agrônomo (UFSM)

Tese apresentada como um
dos requisitos à obtenção do
Grau de Doutor em Ciência
do Solo

Porto Alegre (RS) Brasil
Janeiro de 2016

Ficha catalográfica

TIAGO BROETTO
Engenheiro Agrônomo (UFRGS)

TESE

Submetida como parte dos requisitos

para a obtenção do Grau de

DOUTOR EM CIÊNCIA DO SOLO

Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo

Faculdade de Agronomia

Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Porto Alegre (RS), Brasil

Aprovada em: 27.01.2016
Pela Banca Examinadora

Homologado em:
Por:

CARLOS GUSTAVO TORNQUIST
Professor Orientador
PPG-Ciência do Solo

FLÁVIO ANASTÁCIO CAMARGO
Coordenado do Programa de Pós
Graduação em Ciência do Solo

BEM-HUR COSTA CAMPOS
Professor Co-orientador
Instituto Federal do Rio Grande do
Sul

PEDRO ALBERTO SELBACH
Diretor da Faculdade de Agronomia

PAULO CÉSAR DO NASCIMENTO
PPG-Ciência do Solo

PEDRO ESCOSTEGUY
PPG Agronomia – UPF

FABIANE MACHADO VEZZANI
PPG-Ciência do Solo – UFPR

Dedico esta tese a minha
família, em especial minha mãe
Gessi e meu falecido pai Lirio, pois
ambos, mesmo diante de dificuldades,
nunca mediram esforços para que eu e meus
irmãos estudássemos e conseguíssemos
alcançar este grau de conhecimento.

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal do Rio Grande do Sul e ao Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, pela oportunidade de realização do curso de Doutorado em Ciência do Solo.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, pela concessão da bolsa de estudos de doutorado e a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES pela concessão da bolsa de estudos de Doutorado Sanduíche no exterior.

Ao meu orientador, Professor Dr. Carlos Gustavo Tornquist por sempre ter sido um excelente orientador, amigo e companheiro, e ter possibilitado, nesses 6 anos de trabalho (mestrado e doutorado), um inestimável crescimento profissional e pessoal.

Ao professor Ben-Hur Costa Campos pela importante co-orientação, e ter tornado o desenvolvimento deste trabalho possível, juntamente com toda a sua equipe do Instituto Federal do Rio Grande do Sul - campus Ibirubá.

A Prefeitura de Quinze de Novembro, a Secretaria do Estado de Agricultura, Pecuária e Abastecimento – SEAPA, aos produtores rurais de Quinze de Novembro e Ibirubá por terem colaborado em pelo menos uma das etapas deste projeto, o possibilitado a sua realização.

Aos professores do Departamento de Solos, em especial os professores, Alberto Vasconcellos Inda Junior, Paulo Cesar do Nascimento e Elvio Giasson, por todo o conhecimento e experiência transmitidos tanto em sala de aula como nos demais momentos de orientação.

Aos laboratoristas Luís Antonio e Adão Luís, pela ajuda nas determinações analíticas e também pela parceria em momentos de lazer.

Ao secretário do PPGCS Jader, pela presteza e excelente trabalho.

Aos bolsistas de iniciação científica, em especial Júlio Cesar Schneider que além de competente e sempre estar a disposição para o trabalho, ainda mostrou-se um bom amigo.

A todos os colegas do PPGCS, pelos bons momentos de estudo, discussões científicas, descontração e amizade. Em especial, agradeço aos colegas e amigos Jessé Rodrigo Fink, Jovana Bavaresco, Jefferson Antônio

Fink, Giliardi Dalazen, Michael Mazurana, e aos colegas da sala da Gênese do solo.

À minha namorada Rúbia Machado de Oliveira, pelo apoio incentivo, ajuda e compreensão em todos os momentos ao longo desse percurso, o quais foram muito importantes para eu chegar até aqui.

À minha família, Lirio Broetto, Gessi Pavinado Broetto, Douglas Broetto e Daiane Broetto, pelo incentivo ao estudo e terem possibilitado das mais diversas maneiras eu chegar até aqui.

INDICADORES DE IMPACTOS AMBIENTAIS DA AGROPECUÁRIA EM BACIAS HIDROGRÁFICAS¹

Autor: Tiago Broetto

Orientador: Prof. Dr. Carlos Gustavo Tornquist

Co-Orientador: Professor Dr. Ben-Hur Costa Campos

RESUMO

Nas bacias hidrográficas rurais da região Sul do Brasil, a agricultura, a bovinocultura e a suinocultura, estão entre as atividades agropecuárias que mais afetam a qualidade das águas superficiais. Os objetivos desse estudo foram: propor e testar indicadores para avaliar qualidade das águas superficiais em região onde predomina o manejo pelo sistema plantio direto (SPD); estabelecer indicadores associados à suinocultura, bovinocultura leiteira e agricultura, em diferentes escalas, para avaliação do risco de impacto ambiental dessas atividades, e para elaborar uma ferramenta de apoio ao licenciamento suinícola; avaliar a condição da zona ripária, em bacias hidrográficas, e a pressão das atividades agropecuárias sobre essa área, e, relacionar o uso e o manejo do solo e a condição da zona ripária, em bacias hidrográficas, com a qualidade das águas superficiais. O estudo foi realizado em sete bacias hidrográficas na região de Quinze de Novembro, RS. Nessas bacias, a água foi monitorada por nove meses, com frequência mensal. Uma base de dados geoespacial foi criada por meio de sistemas de informações geográficas, apoiada em levantamentos de dados a campo, feitos em todas as propriedades rurais das bacias de estudo. Em todos os cursos d'água avaliaram-se as condições das zonas ripárias, principalmente, no que refere-se a área de preservação permanente e acesso de animais aos cursos d'água. indicadores agropecuários e ambientais foram propostos, para análise de pressão ambiental de atividades agropecuárias, e, tinham como premissas serem espacialmente explícitos e de fácil obtenção. Alguns dos indicadores propostos foram: taxa de lotação de bovinos nas pastagens, taxa anual de aplicação de dejetos líquidos de suínos (DLS) por hectare, percentual da área consolidada que precisa ser recuperada, área consolidada com aplicação de DLS, etc. Os indicadores de qualidade da água foram correlacionados com os diferentes usos das bacias. Os resultados mostraram que o SPD tem sido conduzido com o monocultivo da soja e limitada diversidade de culturas nas rotações. As áreas agrícolas que recebem DLS, muitas vezes, coincidem com áreas de preservação permanente, e, podem contaminar os cursos d'água. A bovinocultura de leite como praticada na região, provoca degradação dos cursos d'água pelo trânsito livre dos bovinos nos cursos d'água. Em consequência, foi observada degradação dos indicadores de qualidade das águas superficiais nessas bacias. Os indicadores propostos foram adequados para avaliar da pressão ambiental dessas atividades agropecuárias e podem ser utilizados como ferramenta de apoio ao licenciamento e monitoramento ambiental.

¹ Tese de Doutorado em Ciência do Solo. Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. (200 p.) Janeiro, 2016. Trabalho realizado com apoio financeiro do CNPq e da CAPES.

ENVIRONMENTAL IMPACT INDICATOR OF AGRICULTURAL ACTIVITIES IN WATERSHEDS¹

Author: Tiago Broetto

Adviser: Prof. Carlos Gustavo Tornquist

Co-Adviser: Prof. Ben-Hur Costa Campos

ABSTRACT

Grain production, dairy and swine production are agricultural activities affect the surface water quality in rural watersheds in the south of Brazil. The objectives of this study were to propose and evaluate water quality indicators for agricultural watersheds; establish associated indicators to the swine production, dairy cattle production in different scales, to evaluate, the risk of environmental impact of these activities, and to create a tool to help in the swine licensing; evaluate the riparian zone conditions in watersheds and the environmental pressure of the agricultural activities in these areas; relate the land use and land management, and the riparian zone condition, in watersheds, with the surface water quality. The study was conducted in seven watersheds in Quinze de Novembro region, Rio Grande do Sul, Brazil. Surface waters were monitored for nine months. A geospatial database was created in GIS with field data from farmland in the study watersheds, comprising riparian zones (mainly the APP - areas of permanent preservation) and access of cattle to streambank. Agricultural and environmental indicators were proposals to analyze of the environmental pressure of the agricultural activities. These indicators included: Stocking rate of cattle, annual rate of pig slurry disposal per hectare, percentage of the consolidated area, that need reclamation, consolidated area with disposal of pig slurry. The surface water quality indicators were correlated with several land uses in the watersheds. The results shown that no-tillage have been conducted with soybean monoculture or simple rotations. Disposal of pig slurry often occurs in consolidated areas which pose high risk of surface water contamination. Dairy cattle contributed to the degradation of the streams because of free access to streambanks. The proposed indicators were adequate to assess environmental pressure of agricultural activities and can be used as a support tool in environmental licensing monitoring.

¹Doctorate Dissertation in Soil Science – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre (200 p.) January 2016.

SUMÁRIO

| | | |
|----------|--|-----------|
| 1 | Introdução..... | 1 |
| 2 | Revisão Bibliográfica..... | 5 |
| 2.1 | Impactos ambientais das atividades agropecuárias | 5 |
| 2.2 | Escala de análise dos impactos ambientais | 9 |
| 2.3 | Mitigação dos impactos ambientais das atividades agropecuárias..... | 12 |
| 2.4 | Legislação ambiental aplicada à agropecuária intensiva..... | 15 |
| 2.4.1 | Solos | 16 |
| 2.4.2 | Águas | 17 |
| 2.4.3 | Proteção e recuperação das zonas ripárias | 18 |
| 2.4.4 | Criações confinadas | 20 |
| 2.5 | Indicadores de impactos ambientais da agropecuária..... | 22 |
| 2.5.1 | Atributos ambientais utilizados como indicadores de qualidade da água 24 | |
| 2.6 | Síntese | 34 |
| 3 | Hipótese..... | 35 |
| 4 | Objetivos..... | 36 |
| 5 | Material e Métodos..... | 37 |
| 5.1 | Caracterização geral da área de estudo..... | 37 |
| 5.1.1 | Localização | 37 |
| 5.1.2 | Geologia e geomorfologia | 39 |
| 5.1.3 | Solos | 39 |
| 5.1.4 | Evolução do uso e manejo de solos | 40 |
| 5.1.5 | Delimitação da área de estudo..... | 44 |
| 5.2 | Base de dados geoespacial..... | 46 |
| 5.3 | Descrição dos estudos e procedimentos utilizados | 49 |
| 5.3.1 | Estudo em área maior que os limites de bacias hidrográficas..... | 49 |
| 5.3.2 | Estudos 2 ao 6 em bacias hidrográficas..... | 50 |
| 5.4 | Análise estatística..... | 67 |
| 5.4.1 | Água..... | 67 |
| 6 | Resultados e discussões | 68 |
| 6.1 | Estudo em área maior que os limites de bacias hidrográficas..... | 68 |
| 6.1.1 | Estudo 1 – Sistema de culturas, diversidade de culturas, quantidade de resíduos e cobertura do solo no distrito de Santa Clara do Ingaí..... | 68 |
| 6.2 | Estudos em bacias hidrográficas..... | 80 |
| 6.2.1 | Estudo 2 - Indicadores agroambientais no município de Quinze de Novembro..... | 80 |
| 6.2.2 | Estudo 3 - Indicadores agroambientais em bacias hidrográficas selecionadas da região de Quinze de Novembro..... | 84 |
| 6.2.3 | Estudo 4 - Indicadores geoespaciais para avaliação do impacto ambiental da suinocultura em escala detalhada (gleba) | 87 |
| 6.2.4 | Estudo 5 – Pressão das atividades agropecuárias sobre a zona ripária de bacias hidrográficas | 98 |
| 6.2.5 | Estudo 6 - Indicadores de qualidade das águas superficiais em escala de bacia hidrográfica..... | 110 |

| | | |
|-----------|--|------------|
| 7 | Síntese dos impactos ambientais observados..... | 159 |
| 8 | Conclusão..... | 166 |
| 9 | Considerações finais | 167 |
| 10 | Referências Bibliográficas | 169 |
| 11 | Apêndices | 189 |

Relação de Tabelas

| | |
|--|----|
| 1. Indicadores de qualidade da água e valores de referência para enquadramento das águas superficiais conforme Res. 357 (CONAMA, 2005) | 17 |
| 2. Área de preservação permanente a ser recuperada em áreas rurais consolidadas a serem executadas a partir da implementação dos Programas Estaduais de Regulamentação Ambiental previstos no Código Florestal brasileiro (Brasil, 2012) | 19 |
| 3. Porte dos empreendimentos suínocolas e de bovinos conforme o número de animais e tipo de produção..... | 21 |
| 4. Evolução do uso do solo na região de Quinze de Novembro desde 1900 a 2002 (Tornquist, 2007) e atualizados para este estudo (data referência 2010) | 41 |
| 5. Dados básicos - geográficos, agropecuários e ambientais - do município de Quinze de Novembro, RS..... | 47 |
| 6. Dados geográficos, agropecuários e ambientais das bacias suínocolas de Quinze de Novembro, RS..... | 48 |
| 7. Dados básicos - geográficos, agropecuários e ambientais - das sete bacias selecionadas na região de Quinze de Novembro, RS | 48 |
| 8. Características morfométricas de sete bacias hidrográficas da região de Quinze de Novembro, RS..... | 52 |
| 9. Indicadores ambientais e agropecuários desenvolvidos para escala municipal | 54 |
| 10. Indicadores ambientais e agropecuários desenvolvidos para bacias hidrográficas da região de Quinze de Novembro, RS, 2013/14..... | 55 |
| 11. Indicadores agropecuários e ambientais da suinocultura em escala de bacia hidrográfica no município de Quinze de Novembro, RS | 59 |
| 12. Indicadores agropecuários e ambientais da suinocultura em escala de gleba agrícola (lavoura) no município de Quinze de Novembro, RS | 59 |
| 13. Indicadores agropecuários e ambientais com potencial de risco de impactos ambientais em bacias hidrográficas, região de Quinze de Novembro, RS | 63 |
| 14. Quantificação relativa dos indicadores agropecuários e ambientais com potencial de risco de impactos ambientais em bacias hidrográficas, região de Quinze de Novembro, RS..... | 63 |
| 15. Ocorrência das culturas em uso no distrito de Santa Clara do Ingaí, Quinze de Novembro, RS, (média 2012-2014)..... | 73 |
| 16. Sistemas de cultivo utilizados em três anos agrícolas em Santa Clara do Ingaí, Quinze de Novembro, RS..... | 73 |
| 17. Diversidade de culturas utilizadas por gleba agrícola entre 2012-2014 em Santa Clara do Ingaí, Quinze de Novembro, RS | 74 |
| 18. Matéria seca residual e cobertura do solo nas lavouras do distrito de Santa Clara do Ingaí, após ciclo das culturas de inverno e verão no período de 2012 – 2014..... | 76 |
| 19. Diversidade e área relativa das culturas agrícolas utilizadas em sete bacias hidrográficas na região de Quinze de Novembro, RS, 2014/15..... | 79 |
| 20. Indicadores ambientais e agropecuários de Quinze de Novembro, RS..... | 82 |
| 21. Indicadores ambientais e agropecuários da suinocultura e bovinocultura em sete bacias hidrográficas da região de Quinze de Novembro, RS, 2013/14 | 85 |

| | |
|--|-----|
| 22. Aplicação de indicadores agropecuários e ambientais para avaliação dos impactos da suinocultura em bacias hidrográficas no município de Quinze de Novembro, RS | 90 |
| 23. Aplicação de indicadores agropecuários e ambientais da suinocultura em escala de gleba agrícola (lavoura) no município de Quinze de Novembro, RS..... | 90 |
| 24. Correlações entre indicadores ambientais e agropecuários associados a supressão da zona ripária de bacias hidrográficas da região de Quinze de Novembro, RS | 99 |
| 25. Indicadores agropecuários e ambientais com potencial de risco de impactos ambientais em bacias hidrográficas, região de Quinze de Novembro, RS | 101 |
| 26. Quantificação relativa de fatores agropecuários e ambientais com potencial de risco de impactos ambientais em bacias hidrográficas, região de Quinze de Novembro, RS. Valores extremos identificados em negrito..... | 102 |
| 27. Resumo dos indicadores de qualidade da água nas bacias e sub-bacias hidrográficas avaliadas | 111 |
| 28. Correlações entre fatores determinantes de impactos ambientais e indicadores de qualidade da água de sete bacias hidrográficas da região de Quinze de Novembro, RS..... | 112 |
| 29. Análise de correlação entre fatores relacionados com qualidade ambiental e indicadores de qualidade da água amostrada em um ponto intermediário ao longo da drenagem de cinco bacias hidrográficas na região de Quinze de Novembro, RS | 113 |
| 30. Condutividade elétrica em águas superficiais de bacias hidrográficas da região de Quinze de Novembro, RS, - Comparação entre as bacias | 116 |
| 31. Oxigênio dissolvido em águas superficiais de bacias hidrográficas da região de Quinze de Novembro, RS, - Comparação entre as bacias | 117 |
| 32. Demanda bioquímica de oxigênio em águas superficiais de bacias hidrográficas da região de Quinze de Novembro, RS, - Comparação entre as bacias | 118 |
| 33. Nitrato em águas superficiais de bacias hidrográficas da região de Quinze de Novembro, RS, - Comparação entre as bacias | 124 |
| 34. Fósforo solúvel em águas superficiais de bacias hidrográficas da região de Quinze de Novembro, RS, - Comparação entre as bacias | 125 |
| 35. Coliformes totais em águas superficiais de bacias hidrográficas da região de Quinze de Novembro, RS, - Comparação entre as bacias | 129 |
| 36. Coliformes fecais em águas superficiais de bacias hidrográficas da região de Quinze de Novembro, RS, - Comparação entre as bacias | 130 |
| 37. <i>E. Coli</i> em águas superficiais de bacias hidrográficas da região de Quinze de Novembro, RS, - Comparação entre as bacias | 131 |
| 38. pH em águas superficiais de bacias hidrográficas da região de Quinze de Novembro, RS, - Comparação entre as bacias | 133 |
| 39. Coliformes fecais em águas superficiais de bacias hidrográficas da região de Quinze de Novembro, RS, - Comparação entre os pontos de coleta . | 136 |
| 40. Coliformes totais em águas superficiais de bacias hidrográficas da região de Quinze de Novembro, RS, - Comparação entre os pontos de coleta . | 137 |
| 41. <i>E. Coli</i> em águas superficiais de bacias hidrográficas da região de Quinze de Novembro, RS, - Comparação entre os pontos de coleta | 139 |
| 42. DBO em águas superficiais de bacias hidrográficas da região de Quinze de Novembro, RS, - Comparação entre os pontos de coleta | 140 |

| | |
|--|-----|
| 43. Nitrato em águas superficiais de bacias hidrográficas da região de Quinze de Novembro, RS, - Comparação entre os pontos de coleta | 141 |
| 44. Oxigênio dissolvido em águas superficiais de bacias hidrográficas da região de Quinze de Novembro, RS, - Comparação entre os pontos de coleta . | 142 |
| 45. pH em águas superficiais de bacias hidrográficas da região de Quinze de Novembro, RS, - Comparação entre os pontos de coleta | 143 |
| 46. Condutividade elétrica em águas superficiais de bacias hidrográficas da região de Quinze de Novembro, RS, - Comparação entre os pontos de coleta | 144 |
| 47. Teores de fósforo solúvel em águas superficiais de bacias hidrográficas da região de Quinze de Novembro, RS, - Comparação entre os pontos de coleta | 145 |
| 48. Coliformes totais em águas superficiais de bacias hidrográficas da região de Quinze de Novembro, RS, - Comparação entre as datas de coleta ... | 147 |
| 49. Coliformes fecais em águas superficiais de bacias hidrográficas da região de Quinze de Novembro, RS, - Comparação entre as datas de coleta ... | 148 |
| 50. <i>E. Coli</i> em águas superficiais de bacias hidrográficas da região de Quinze de Novembro, RS, - Comparação entre as datas de coleta | 149 |
| 51. Oxigênio dissolvido em águas superficiais de bacias hidrográficas da região de Quinze de Novembro, RS, - Comparação entre as datas de coleta ... | 153 |
| 52. Demanda bioquímica de oxigênio em águas superficiais de bacias hidrográficas da região de Quinze de Novembro, RS, - Comparação entre as datas de coleta..... | 154 |
| 53. Fósforo em águas superficiais de bacias hidrográficas da região de Quinze de Novembro, RS, - Comparação entre as datas de coleta | 155 |
| 54. Nitrato em águas superficiais de bacias hidrográficas da região de Quinze de Novembro, RS, - Comparação entre as datas de coleta | 156 |
| 55. Condutividade elétrica em águas superficiais de bacias hidrográficas da região de Quinze de Novembro, RS, - Comparação entre as datas de coleta | 157 |
| 56. pH em águas superficiais de bacias hidrográficas da região de Quinze de Novembro, RS, - Comparação entre as datas de coleta | 158 |

Relação de Figuras

| | |
|--|-----|
| 1. Localização da região de Quinze de Novembro no estado do Rio Grande do Sul. | 38 |
| 2. Mapa compilado dos solos da região de Quinze de Novembro, RS (Tornquist, 2007, modificado de Santos et al., 1970). Escala (1:80.000)... | 40 |
| 3. Evolução do uso do solo na região Ibirubá (modificado de Tornquist, 2007). | 43 |
| 4. Localização do Distrito de Santa Clara do Ingaí no município de Quinze de Novembro, RS. | 44 |
| 5. Localização de sete bacias hidrográficas selecionados na região de Quinze de Novembro, no Planalto do Rio Grande do Sul. | 45 |
| 6. Bacias suinícolas do município de Quinze de Novembro, RS, ano 2013. | 46 |
| 7. Localização de pontos de coleta de águas superficiais na região de Quinze de Novembro. | 66 |
| 8. Mapa detalhado do uso do solo, para o ano agrícola de 2012, no distrito de Santa Clara do Ingaí, Quinze de Novembro, RS. | 70 |
| 9. Mapa detalhado do uso do solo, para o ano agrícola de 2013, no distrito de Santa Clara do Ingaí, Quinze de Novembro, RS. | 71 |
| 10. Mapa detalhado do uso do solo, para o ano agrícola de 2014, no distrito de Santa Clara do Ingaí, Quinze de Novembro, RS. | 72 |
| 11. Espacialização dos indicadores ambientais aplicados no município de Quinze de Novembro, RS. | 83 |
| 12. Indicadores ambientais em sete bacias selecionadas na região de Quinze de Novembro, RS. | 86 |
| 13. Localização das áreas com aplicação de dejetos líquidos de suínos e propriedades suinícolas de Quinze de Novembro, RS. | 89 |
| 14. Taxa de aplicação de DLS (IG1) em bacias hidrográficas de Quinze de Novembro, RS. | 91 |
| 15. Localização das glebas com aplicação de DLS em relação resistência aos impactos ambientais (cf. Kämpf et al., 2006) dos solos de Quinze de Novembro, RS. | 92 |
| 16. Declividades das bacias que recebem dejetos de suínos em Quinze de Novembro, RS. | 93 |
| 17. Indicadores ambientais associados a suinocultura em uma bacia hidrográfica de Quinze de Novembro, RS. | 94 |
| 18. Ponto de fluxo preferencial 1 do escoamento superficial de uma lavoura para área de amortecimento entre o curso d'água e a lavoura. | 95 |
| 19. Ponto de fluxo preferencial 2 do escoamento superficial de uma lavoura para área de amortecimento entre o curso d'água e a lavoura. | 96 |
| 20. Locais de acesso do gado bovino, áreas que recebem dejetos de suínos e áreas de preservação permanente degradadas que precisam ser recuperadas na bacia MAN, na região de Quinze de Novembro, RS, 2015. | 103 |
| 21. Locais de acesso do gado bovino, áreas que recebem dejetos de suínos e áreas de preservação permanente degradadas que precisam ser recuperadas na bacia LEA, na região de Quinze de Novembro, RS, 2015. | 104 |
| 22. Locais de acesso do gado bovino, áreas que recebem dejetos de suínos e áreas de preservação permanente degradadas que precisam ser | |

| | |
|--|-----|
| recuperadas na bacia SCH, na região de Quinze de Novembro, RS, 2015. | 105 |
| 23. Locais de acesso do gado bovino, áreas que recebem dejetos de suínos e áreas de preservação permanente degradadas que precisam ser recuperadas na bacia TIE, na região de Quinze de Novembro, RS, 2015. | 106 |
| 24. Locais de acesso do gado bovino, áreas que recebem dejetos de suínos e áreas de preservação permanente degradadas que precisam ser recuperadas na bacia ALI, na região de Quinze de Novembro, RS, 2015. | 107 |
| 25. Locais de acesso do gado bovino, áreas que recebem dejetos de suínos e áreas de preservação permanente degradadas que precisam ser recuperadas na bacia SAN, na região de Quinze de Novembro, RS, 2015. | 108 |
| 26. Locais de acesso do gado bovino, áreas que recebem dejetos de suínos e áreas de preservação permanente degradadas que precisam ser recuperadas na bacia DRS, na região de Quinze de Novembro, RS, 2015. | 109 |
| 27. Local um de degradação da zona ripária e da drenagem da bacia DRS a montante do ponto Foz de coleta de água. | 121 |
| 28. Local dois de degradação da zona ripária e da drenagem da bacia DRS a montante do ponto Foz de coleta de água. | 121 |
| 29. Área próxima ao ponto de coleta de água na drenagem ALI com acesso de bovinos ao curso d'água. | 123 |
| 30. Valores médios mensais de temperatura e precipitação pluvial no período de amostragem de água na região de Quinze de Novembro, RS. | 150 |
| 31. Vazão média bacias hidrográficas da região de Quinze de Novembro, RS, no período de outubro de 2013 a junho de 2014, e a vazão correspondente aos meses de janeiro e abril de 2014. | 151 |
| 32. Área de lavoura manejada com gradagem na região de Quinze de Novembro, 2014. | 159 |
| 33. Área de potreiro sendo manejada com gradagem na região de Quinze de Novembro, 2014. | 160 |
| 34. Área cultivada com milho para silagem sendo manejada com gradagem na região de Quinze de Novembro, 2014. | 160 |
| 35. Área cultivada com gramínea perene sendo manejada com gradagem na região de Quinze de Novembro, 2014. | 161 |
| 36. Área degradada pela bovinocultura em uma bacia hidrográfica na região de Quinze de Novembro, 2013. | 162 |
| 37. Área de preservação permanente degradada pela bovinocultura em uma bacia hidrográfica na região de Quinze de Novembro, 2013. | 163 |
| 38. Local de acesso de bovinos ao curso d'água de uma bacia hidrográfica na região de Quinze de Novembro, 2013. | 163 |

RELAÇÃO DE APÊNDICES

| | |
|--|-----|
| 1. Mapas de uso da terra para a bacia SAN na região de Quinze de Novembro no ano agrícola 2013/14. | 189 |
| 2. Mapas de uso da terra para a bacia SAN na região de Quinze de Novembro no ano agrícola 2014/15. | 190 |
| 3. Mapas de uso da terra para a bacia MAN na região de Quinze de Novembro no ano agrícola 2013/14. | 191 |
| 4. Mapas de uso da terra para a bacia MAN na região de Quinze de Novembro no ano agrícola 2014/15. | 192 |
| 5. Mapas de uso da terra para a bacia ALI na região de Quinze de Novembro no ano agrícola 2014/15. | 193 |
| 6. Mapas de uso da terra para a bacia TIE na região de Quinze de Novembro no ano agrícola 2013/14. | 194 |
| 7. Mapas de uso da terra para a bacia TIE na região de Quinze de Novembro no ano agrícola 2014/15. | 195 |
| 8. Mapas de uso da terra para a bacia DRS na região de Quinze de Novembro no ano agrícola 2013/14 e 2015. | 196 |
| 9. Mapas de uso da terra para a bacia SCH na região de Quinze de Novembro no ano agrícola 2013/14. | 197 |
| 10. Mapas de uso da terra para a bacia SCH na região de Quinze de Novembro no ano agrícola 2014/15. | 198 |
| 11. Mapas de uso da terra para a bacia LEA na região de Quinze de Novembro no ano agrícola 2013/14. | 199 |
| 12. Mapas de uso da terra para a bacia LEA na região de Quinze de Novembro no ano agrícola 2014/15. | 200 |

1 INTRODUÇÃO

A população mundial deverá atingir mais de nove bilhões de habitantes até 2050 com esperado incremento na demanda por alimentos, especialmente os oriundos da agropecuária. Em particular, o Brasil tem expandido nas últimas décadas sua contribuição para a disponibilidade de produtos agropecuários, apoiando os produtores rurais com amplos incentivos públicos, especialmente na forma de créditos subsidiados e facilitados e programas de fomento específicos para alguns setores.

No sul do Brasil, especialmente os municípios de Quinze de Novembro, Ibirubá e Fortaleza dos Valos, os quais têm em comum, áreas banhadas pelo reservatório da Usina Hidrelétrica do Passo Real (UHE), as atividades agropecuárias desenvolvidas são representativas do Planalto Meridional do Rio Grande do Sul, as quais, são calcadas na agricultura intensiva de grãos e nas criações intensivas de bovinos de leite e suínos. Indicadores agropecuários regionais mostram que os rendimentos das culturas e criações conduzidas pelos agricultores estão entre os melhores do RS e mesmo do Brasil. Entretanto, há evidências de que essas atividades provocam importantes impactos ambientais nos solos e nas águas da região.

As áreas agrícolas, utilizadas para a produção de grãos, normalmente, são manejadas sob Sistema Plantio Direto, no entanto, muitas vezes sem atender os princípios desse sistema de manejo do solo, de rotação de culturas e uso de práticas alternativas de conservação do solo, como, terraceamento e cultivo em nível. Além disso, tem se tornado prática comum, no Planalto Meridional, a gradagem no inverno, para enterrar a aveia semeada a lanço, e a remoção de terraços. Essas práticas podem resultar em erosão do solo, assoreamentos dos cursos d'água e degradação das águas superficiais com materiais orgânicos e inorgânicos.

A bovinocultura leiteira pode causar impactos diretos e indiretos ao solo e água. Os bovinos podem compactar as áreas agrícolas utilizadas como

pastagem, e, com isso, reduzir a infiltração e aumentar o escoamento superficial da água da chuva, o que degradaria, indiretamente, as águas superficiais, pelo translocamento de nutrientes e pesticidas. Soma-se a isso, a contaminação direta dos animais, por meio do trânsito destes no curso d'água, destruindo os taludes, e pela defecação direta dentro do curso d'água ou nas proximidades.

Os impactos ambientais da suinocultura estão associados a produção de dejetos líquidos de suínos (DLS). Normalmente, os DLS são aplicados em áreas agrícolas, muitas vezes, em altas taxas anuais (mais que $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), o que pode resultar em acúmulo de altos teores de nutrientes no solo, principalmente, nitrogênio, fósforo, cobre e zinco, os quais podem ser carregados para as águas superficiais, oferecendo risco de eutrofização e mortalidade dos peixes. Em adição a isso, há a poluição do ar, pela emissão de gases de efeito estufa, e odores desagradáveis, resultantes da decomposição dos DLS.

Alguns aspectos de uso e manejo de solos e do planejamento e implementação das criações intensivas podem contribuir para a mitigação destes impactos, muitos desses, inclusive, previstos na legislação vigente. Por exemplo, os cultivos anuais sob Sistema Plantio Direto (SPD), quando bem conduzidos, podem reduzir consideravelmente as perdas de solo e água, evitando o carregamento de nutrientes, agroquímicos e, mesmo, dejetos de animais para os cursos d'água, contribuindo, adicionalmente, para a redução das concentrações de gases de efeito estufa pelo acúmulo de matéria orgânica do solo.

O licenciamento ambiental, das criações intensivas, estabelece critérios locais e operacionais, que, se seguidos a contento, mitigam fortemente os impactos destas atividades nos solos, águas e atmosfera. De outra parte, a manutenção da vegetação em zonas ripárias, seja arbórea, arbustiva ou mesmo de campos úmidos e banhados, associada às Áreas de Preservação Permanente (APP) de nascentes e cursos d'água, previstas em legislação, podem funcionar como uma faixa de amortecimento (*buffer strip*) ou até filtro biológico (*filter strip*), desempenhando papel fundamental na atenuação da carga de sedimentos e poluentes no escoamento superficial das

glebas de produção intensiva. A recuperação da APP degradada pode, adicionalmente, contribuir com sequestro de C e acúmulo de N.

Na região de estudo, frequentemente, são observados produtores rurais revolvendo o solo, propriedades rurais com zonas ripárias degradadas (quando deveriam ser formalmente protegidas), trânsito de bovinos nos cursos d'água e expansão das áreas agrícolas em detrimento da vegetação original restante. Além disso, o licenciamento ambiental da suinocultura, de responsabilidade municipal no Rio Grande do Sul, muitas vezes, é realizado por profissionais não qualificados para a função, o que resulta em dificuldades de determinar o efetivo impacto ambiental da atividade licenciada.

A avaliação dos impactos ambientais pode ser feita por meio de indicadores agropecuários e ambientais baseados em ferramentas de geoprocessamento. Indicadores são uma forma mais fácil de compreender, interpretar e julgar sistemas complexos. Como exemplo, indicadores associados ao uso e manejo do solo, classes de solo, características da paisagem, aspectos locacionais da atividade, APP preservada e degradada, uso de dejetos animais como fertilizantes orgânicos, número de animais de criação por unidade de área, estão associados à qualidade das águas superficiais. Estes podem ser mapeados e quantificados para indicar áreas de alta pressão ambiental e necessidade de ações de mitigação de impactos e monitoramento.

Neste contexto, torna-se importante, a escala de avaliação, pois, escala pouco detalhada, pode mascarar o impacto ambiental (apontado pelos indicadores), que está ocorrendo em uma localidade, dentro de uma região ou município. Em estudos ambientais envolvendo atividades agropecuárias, a visão de bacia hidrográfica é recomendada. As bacias hidrográficas constituem a unidade geográfica "local" de planejamento e execução das ações em programas de planejamento e desenvolvimento rural, e, da mesma forma, são ideais para constituir a necessária unidade espacial da gestão ambiental do espaço rural. Apesar disso, em alguns casos, as análises precisam ser feitas em escala mais detalhada, visualizando as propriedades e mesmo as glebas agrícolas, pois, os impactos ambientais podem estar ocorrendo em pontos isolados, dentro das bacias hidrográficas.

Este estudo desenvolveu indicadores agropecuários e ambientais para avaliar a pressão ambiental de atividades agropecuárias da região de Quinze de Novembro, que abrange a parte norte do reservatório da UHE Passo Real. Esta avaliação consistiu de estudo para avaliar a qualidade do SPD com vistas a conservação do solo; do levantamento de indicadores agropecuários e ambientais em diferentes escalas de avaliação (municipal, bacia hidrográfica e gleba agrícola) para a determinação da pressão ambiental exercida pelas atividades agropecuárias da região de estudo; da proposição e aplicação de um conjunto destes indicadores como ferramenta de apoio e qualificação do licenciamento ambiental da suinocultura; da avaliação da condição da zona ripária em bacias hidrográficas, e a pressão da agricultura, suinocultura e bovinocultura sobre essa área; da relação do uso e manejo do solo e da condição da zona ripária em bacias hidrográficas, com a qualidade das águas superficiais.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Impactos ambientais das atividades agropecuárias

O Brasil é um país exportador de produtos agropecuários, destacando-se na produção de grãos (soja e milho), fibras (algodão), carnes (gado, suínos e aves), entre outros, como café, cana de açúcar e laranja. Segundo o Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento (MAPA, 2015a), o Brasil é o maior exportador de carnes bovina e avícola do mundo, sendo que, a expectativa para 2020 é que o Brasil seja responsável por 44,5 e 48,1% do fornecimento mundial desses produtos, respectivamente. Além disso, o Brasil contribuirá com 14,2% do fornecimento de carne suína. Com relação a produção de grãos, o Brasil exporta para mais de 180 países, com destaque para a China, União Européia, Estados Unidos e países do Mercosul (MAPA, 2015b).

As atividades agropecuárias desenvolvidas atualmente no Brasil para atender a demanda mundial crescente por alimentos (UNFPA, 2008), fibras e combustíveis, têm utilizado um modelo de produção cada vez mais intensivo e tecnificado. Essa intensificação e tecnificação têm levado os produtores rurais a utilizarem áreas naturalmente frágeis para produção agropecuária e, muitas vezes, com técnicas e práticas agrícolas que não consideram a conservação e preservação dos recursos naturais, o que pode resultar na degradação do solo, água e ar (Merten e Minella, 2002).

Algumas dessas atividades são concentradas em regiões do país, como a suinocultura, predominante na região Sul do Brasil, apesar de recentemente estar havendo expansão no Centro Oeste. No Rio Grande do Sul, principalmente no Planalto Sul-Rio-Grandense, as principais atividades

agropecuárias são: culturas anuais de grãos (milho, soja e trigo, principalmente), bovinocultura de leite (e de carne em menor volume) e a suinocultura. Essas atividades podem degradar o ambiente direta ou indiretamente, por meio da erosão do solo, contaminação do solo e das águas superficiais, odores dos dejetos dos animais no ar, e emissão de gases de efeito estufa.

A produção de grãos, nessa região do estado, é conduzida, principalmente, sob sistema plantio direto (SPD), que em sua conceituação original, prescinde de qualquer revolvimento do solo (com exceção dos mecanismos de semeadura), requer rotação de culturas³, manutenção de restos culturais para a cobertura do solo e uso de práticas alternativas de conservação do solo, como terraços e cultivo em nível. Apesar disso, a tomada de decisão nas propriedades rurais nem sempre é feita considerando as melhores práticas agrícolas, mas a opção mais rentável no momento. Por conta disso, nos últimos anos, tem-se observado a monocultura da soja⁴, por ser mais rentável que o milho e outras culturas de produção; a sucessão de culturas⁵, aveia / soja e trigo / soja, por serem culturas mais rentáveis, no caso da soja e trigo, e a aveia ser uma cultura de cobertura do solo e pastagem para o gado leiteiro; a remoção de terraços das áreas agrícolas, pois, constantemente, são inseridas no meio rural, máquinas agrícolas maiores, que têm o rendimento operacional reduzido pelo pouco espaço entre os terraços; e a semeadura a lanço da aveia, no inverno, com posterior revolvimento do solo, usando grade niveladora para incorporar a semente (Denardin et al., 1999; Gilles et al., 2009).

A remoção de terraços, o monocultivo e o revolvimento do solo, associados a precipitações pluviométricas de alta intensidade e volume, comuns no sul do Brasil, podem causar erosão hídrica do solo, a qual é o principal impacto ambiental de atividades agropecuárias no meio rural. Estas práticas reduzem a fertilidade do solo, a capacidade de retenção e a taxa de

³ Rotação de culturas é a alternância ordenada de diferentes culturas, num determinado espaço de tempo, na mesma lavoura, obedecendo finalidades definidas, sendo que uma espécie vegetal não é repetida, no mesmo lugar, com intervalo menor do que um a três anos (Barni et al., 2003).

⁴ Monocultura ou monocultivo é o estabelecimento da mesma espécie vegetal, na mesma área por anos sucessivos (Barni et al., 2003).

⁵ Sucessão de culturas é a sequência de culturas, dentro do mesmo ano agrícola na mesma área de cultivo, o cultivo da soja após trigo ao longo dos anos (Barni et al., 2003).

infiltração de água no solo, aumentam a taxa de decomposição da matéria orgânica do solo (MOS) e favorecem a perda de sedimentos por escoamento superficial, o que aumenta a possibilidade de assoreamento e eutrofização das águas superficiais, e, compromete assim, a conservação do solo e da água (Sharpley et al., 1992; Cogo et al., 2003; Sobrinho et al., 2003; Mielniczuk et al., 2003; Gilles et al., 2009).

Além dos impactos oriundos do uso e manejo do solo para fins agrícolas, o uso deste para a produção pecuária como o gado leiteiro, em sistema de integração lavoura pecuária – ILP, pode também causar impactos negativos à qualidade do solo e água, apesar de que, na sua essência, a ILP busca intensificar o uso do solo e melhorar as suas propriedades (Andreolla, 2010).

A bovinocultura leiteira é uma atividade conduzida com frequência no sistema intensivo de produção, o qual apresenta grande quantidade de animais por unidade de área (Veiga, 2005). Usualmente os animais se alimentam de aveia e azevém nas áreas de produção de grãos, no inverno, e ficam limitados a áreas de pastagens com gramíneas perenes, como Tifton (*Cynodon dactylon*), no verão. A alta lotação de animais nessas áreas de pastejo e a entrada desses animais nas pastagens, muitas vezes, com umidade do solo inadequada, pode resultar na compactação do solo (Albuquerque, 2001; Balbinot Júnior, et al., 2009; Anghinoni et al., 2011). Com isso, há redução da infiltração e retenção da água no solo e aumento do escoamento superficial, originando perdas de solos, carbono e nutrientes, os quais poderão contaminar e assorear os corpos hídricos (Pietola, 2005; Anghinoni et al., 2011).

Baggio et al. (2009) demonstraram que, em situações de pastos de aveia com azevém, os animais caminham mais e pastejam por mais tempo em situações de baixa oferta de forragem. Em altas lotações, não somente cada animal individualmente caminha mais, mas o grupo de animais é maior, o que faz com que a área física de impacto dos animais seja, finalmente, 3 a 5 vezes maior quando se compara extremos de altura de manejo do pasto. O pastejo pesado (10 cm de altura de forragem) acarreta perdas na qualidade do solo, com diminuição nos estoques de carbono e nitrogênio total ao longo do tempo (Anghinoni et al., 2011).

O impacto dos bovinos pode, também, ocorrer diretamente nos cursos d'água, quando esses, têm acesso livre as águas superficiais para dessedentação, pois, além do assoreamento pelo trânsito dos bovinos, eles também depositam dejetos sólidos e líquidos no corpo d'água ou próximo deste. Alguns estudos mostraram que até 20% dos bovinos de produção leiteira costumam defecar e urinar após beber água, e a defecação ocorre ou dentro do curso d'água ou até 3 metros de distância deste (Gary et al., 1983; Bagshaw, 2002).

Os impactos ambientais oriundos da suinocultura são basicamente por causa dos dejetos líquidos dos suínos (DLS) (Allegretti et al., 2014). As propriedades rurais que possuem unidades produtoras de suínos, normalmente, possuem pequenas áreas agricultáveis e os DLS são aplicados sucessivamente nessas áreas, as quais são cultivadas, normalmente, com gramíneas anuais e perenes (para o pastejo do gado leiteiro). No entanto, apesar da melhora da fertilidade do solo nessas áreas, a disposição de DLS, quando feita sem considerar critérios agronômicos e ambientais, o que frequentemente acontece nas propriedades rurais, pode originar impactos ambientais no solo, água e ar.

Com a aplicação continuada de DLS em altas doses por hectare, doses maiores que $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, podem ocorrer acúmulo de carbono (Angers, 2010), macronutrientes (N e P) e micronutrientes (Cu e Zn) no solo (Giotto et al., 2010a). Assim, poderá ocorrer desbalanço nutricional e toxidez de nutrientes para as plantas (Gräber, 2005), lixiviação para os lençóis freáticos (Anami et al., 2008), e perdas por escoamento superficial (Allen e Mallarino, 2008), podendo ocorrer, eutrofização das águas superficiais e contaminação com coliformes fecais (CF) (Unc et al., 2004). Além disso, pode haver a redução da qualidade de vários outros indicadores de qualidade da água, e contaminação dos animais e seres humanos pelo consumo de água imprópria, o que pode resultar em doenças graves (Rissato et al., 2012).

Outros impactos associados às criações são o odor e as emissões de gases de efeito estufa (GEE). A volatilização da amônia e ácidos orgânicos são os principais causadores de odores, e isso ocorre quando os microorganismos decompositores da parte sólida dos dejetos dos suínos têm o seu desenvolvimento interrompido, principalmente pelas condições ambientais

(temperatura $<15^{\circ}\text{C}$), ficando limitada a remoção da carga orgânica dos DLS (Higarashi et al., 2007).

Os impactos ambientais em águas superficiais de bacias hidrográficas podem ocorrer não só em função das atividades agropecuárias atuantes nas áreas agrícolas, mas, também, devido à falta de proteção dos cursos d'água por vegetação. As zonas ripárias bastante degradadas comprometem o papel de faixas de amortecimento para sedimentos e contaminantes carreados das áreas adjacentes com uso agrícola intensivo (Lovell e Sullivan, 2006; Aguiar Jr. et al., 2015). Broetto (2012) e Broetto et al., (2014) observaram altas concentrações de coliformes fecais (CF) nas águas superficiais de bacias com áreas agrícolas recebendo altas taxas de aplicação de DLS e com zonas ripárias degradadas. Adicionalmente, em algumas situações, estas zonas ripárias tinham livre trânsito de bovinos.

2.2 Escala de análise dos impactos ambientais

Um aspecto crítico em estudos ambientais com foco nas atividades agropecuárias é a definição das escalas de estudo, pois há fenômenos que ocorrem de forma pontual e têm relevância local, e que podem não ser identificados em função da escala de trabalho. Na mesma linha, Frank (2007) e Viglizzo et al. (2011) ponderam que a escala de avaliação é um fator importante em estudos ambientais, porque, conforme a escala, surgem fatores diferenciados no ambiente os quais apresentam diferentes níveis de organização e, em muitos casos o conhecimento obtido em uma escala de avaliação é insuficiente para explicar um fenômeno em outra escala.

Santos (2012) propõe dois conceitos sobre escala de trabalho, que se contrapõe: *Escala cartográfica* seria uma medida de proporção entre o que é representado num mapa e suas dimensões no mundo real, sendo que, quanto maior for a dimensão compreendida por um fenômeno menor será a escala para representá-lo cartograficamente, assim como quanto menor for a dimensão compreendida por um fenômeno, maior deverá ser a escala para representá-lo. *Escala geográfica* seria a representação mais adequada e mais próxima possível da realidade, das relações entre as sociedades e o espaço

físico, sendo inversamente proporcional à escala cartográfica, ou seja, quanto maior o fenômeno, maior a escala (Santos, 2012).

No Sul do Brasil, o estudo de Seganfredo (2007) relacionou quantidades de dejetos de suínos, bovinos e aves produzidos na região Sul do Brasil com as áreas cultivadas, considerando quatro escalas geográficas (mesorregião, microrregião, município e lavoura), e especulou que em escala regional os impactos ambientais locais (de fontes pontuais) podem ser diluídos, mascarando o efetivo impacto “pontual”, o qual pode ser elevado, com repercussões sanitárias e ambientais para humanos e ecossistemas.

Estudos ambientais no âmbito de bacias hidrográficas são recomendados para estabelecer quantitativamente o impacto da agropecuária sobre os ecossistemas e recursos naturais (ar, solos, águas, vegetação/biodiversidade, paisagem), considerando as condicionantes agronômicas, ambientais e legais, e avaliar as melhores práticas de manejo que sejam viáveis para a mitigação dos impactos. Por exemplo, as alterações das concentrações de nutrientes e sedimentos em águas superficiais de bacias hidrográficas costumam estar relacionadas com práticas agropecuárias em toda a bacia (poluição difusa) e não somente pontos específicos (poluição pontual) (Poudel et al., 2013; Tiecher et al., 2014).

Em bacias hidrográficas da Nova Zelândia com usos do solo similares aos do RS, 66% das perdas de sedimentos e de fósforo ocorreram em áreas críticas da bacia, nas quais ocorrem coincidência entre os mecanismos favoráveis ao transporte e a presença de contaminantes (McDowell e Srinivasan, 2009). No RS, os solos agrícolas foram considerados as principais fontes de sedimentos em bacias rurais (Minella et al., 2007).

A identificação precisa da origem dos poluentes demanda estudos intensivos, com ampla cobertura espacial para a alocação de pontos de amostragem de águas e solos, que levem em conta os fatores determinantes da degradação ambiental nas bacias hidrográficas. Estas informações seriam centrais para a gestão de qualidade das águas (Srinivasan e McDowell, 2009; Vogt et al., 2014).

No sul do Brasil um grande número de estudos utilizou a bacia hidrográfica como delimitação espacial, usualmente fazendo monitoramento da qualidade das águas superficiais e inferindo possíveis causas de degradação,

eventualmente propondo práticas mitigatórias. Um estudo pioneiro pela sua abrangência é reportado por Abichequer e Bassi (2005), no qual quatro bacias hidrográficas em diferentes regiões fisiográficas do estado foram estudadas, e envolveu diversas instituições estaduais e federais (Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS, Universidade Federal de Santa Maria – UFSM, Fundação Estadual de Pesquisa Agropecuária – FEPAGRO e Emater-RS). Uma dessas 4 bacias (localizada em Maximiliano de Almeida) apresenta características de uso do solo e classes de solos semelhantes ao desse estudo, com lavouras de soja, trigo e suinoculturas.

No estudo reportado por Abichequer e Bassi (2005) observou-se águas superficiais muito degradadas, principalmente, por atividades agropecuárias, mas também por falta de saneamento básico nas propriedades rurais, no entanto, também foi observada significativa melhora na qualidade das águas após a implantação de medidas de mitigação de impactos ambientais, como por exemplo aumento da cobertura do solo através do plantio de adubos verdes combinado com uso de preparos conservacionistas (cultivo mínimo, plantio direto), práticas de conservação do solo (terraceamento, cordões vegetados, readequação de estradas e outras), reflorestamento comercial e conservacionista (abrangendo a mata ciliar), correção do solo com calcário, implementação de medidas de proteção de fontes de água destinadas ao abastecimento doméstico, construção de banheiros, fossas e sumidouros e educação ambiental.

A microbacia do Lageado dos Fragosos, que pertence a bacia do rio Jacutinga no município de Concórdia, SC, e a microbacia do rio Coruja/Bonito, no município do Braço do Norte, também foram alvo de estudos relacionados a suinocultura (Miranda, 2005; Mattias, 2006; Hadlich e Scheibe, 2007; Mattias et al., 2010). Miranda (2005) utilizou o modelo denominado Pressão – Estado – Resposta (do inglês - PSR) para avaliar a pressão ambiental da suinocultura sobre o ambiente, e notou que há um grande conflito entre a legislação ambiental associada a suinocultura e as características das propriedades suinícolas da Bacia do rio Jacutinga, sendo que, os principais conflitos são: área insuficiente para a disposição dos DLS produzidos nas propriedades, subdimensionamento das esterqueiras e, principalmente, muitos estabelecimentos localizados em áreas próximas ao curso d'água. Alguns dos impactos

ambientais da pressão suinícola nessa região foram evidenciados por Mattias, (2006) e Mattias et al., (2010), que observou grandes aumentos nos solos dos teores de metais pesados, como Cu e Zn, nas áreas de disposição de DLS.

Em trabalho que precedeu este estudo na região de Quinze de Novembro, Broetto et al. (2014) estudaram os impactos agrônômicos e ambientais da aplicação continuada de DLS em duas bacias hidrográficas em Quinze de Novembro, RS, com ênfase na qualidade dos solos e águas superficiais. Os autores observaram incremento nos teores de Cu, Zn e P no solo, em alguns casos, até 30 cm de profundidade, e presença de contaminantes oriundos de dejetos de animais nas águas superficiais, como por exemplo, coliformes fecais. Minella et al. (2007) estudaram duas bacias hidrográficas (uma em Arvorezinha, RS, e outra em Agudo, RS) objetivando identificar as principais fontes de sedimentos para as águas superficiais nessas bacias, e observaram que 68% e 56% da contribuição ocorre pelas lavouras em Agudo e Arvorezinha, respectivamente. Na mesma linha de pesquisa de Minella et al. (2007), Tiecher et al. (2014) observaram em uma bacia hidrográfica rural com predomínio de cultivos anuais sob plantio direto com intensa exploração dos recursos naturais em Júlio de Castilhos (RS) que as principais fontes de sedimentos para as águas superficiais são as estradas, pela falta de planejamento na implantação e conservação e as lavouras com manejos inadequados, associados a ocorrência de precipitações pluviométricas de alta intensidade.

2.3 Mitigação dos impactos ambientais das atividades agropecuárias

Existe um grande rol de práticas que permitem atenuar os impactos ambientais da agricultura. Dentre estas podemos citar o PD, estruturas físicas de conservação do solo (como terraços, canais escoadouros vegetados, cultivo em contorno), ILP, tratamento de resíduos da produção animal, manutenção de vegetação na zona ripária dos cursos d'água, disponibilização de bebedouros nas pastagens e não nos cursos d'água, entre outros (Merten et al. 2011).

O PD é uma prática conservacionista do solo que tem na sua essência o revolvimento mínimo do solo, a manutenção de palha na superfície

do solo e a rotação de culturas. Essa prática conservacionista, quando bem executada, poderá reduzir a erosão hídrica na superfície do solo em função da dissipação da energia cinética da gota da chuva pela palha e, por consequência, redução da desagregação das partículas do solo e do selamento superficial, aumentando assim a infiltração de água no solo. Além disso, a cobertura do solo com palha funciona como agente direto na redução da velocidade do escoamento superficial e, conseqüentemente, da capacidade erosiva da chuva (Cogo, 1981; Cogo et al., 2003).

Os efeitos benéficos do PD na redução da erosão do solo são bem conhecidos, no entanto, o uso apenas dessa prática conservacionista não é suficiente para mitigar ao mínimo a erosão hídrica, sendo que o ideal é utilizar o PD associado com outras práticas conservacionistas como terraços, cultivo em faixas e em nível (Hernani et al., 2002). Além disso, o PD contribui para a redução da emissão de CO₂ para a atmosfera, pois a manutenção de cobertura no solo ajuda a fixar carbono no mesmo (Reis et al., 2014).

A ILP busca melhorar e intensificar o uso do solo, a infraestrutura, a mão de obra, minimizar custos, diluir riscos e agregar valores aos produtos agropecuários (Andreolla, 2010). Segundo Balbinot Júnior et al. (2009), a ILP é um sistema de produção que alterna, na mesma área, o cultivo de pastagens temporais e perenes, destinadas a produção animal, e culturas destinadas a produção vegetal, sobretudo grãos. Se o sistema ILP for bem feito, considerando seus fundamentos básicos, como por exemplo, correção da acidez e fertilidade do solo, uso do PD, rotação de culturas e manejo correto da pastagem em termos de adubação e altura de pastagem, ele apresenta inúmeras vantagens para o solo. Duas das principais vantagens são: elevada velocidade de ciclagem de nutrientes e melhoria da qualidade do solo (Balbinot Júnior et al., 2009). Os animais em pastejo representam agentes aceleradores da ciclagem de nutrientes. Grande parte dos nutrientes ingeridos retorna ao solo via fezes e urina, os quais são liberados à solução do solo em curto intervalo de tempo, estando disponíveis para novamente serem absorvidos pelas raízes das plantas (Balbinot Júnior et al., 2009). Por manter os teores de matéria orgânica em níveis adequados, proporcionar maior sustentabilidade e capacidade de produção dos solos agrícolas, o sistema de ILP-PD, em intensidades moderadas de pastejo (2 animais ha⁻¹), é considerado um dos

sistemas de manejo mais eficientes em melhorar a estrutura do solo (Souza, 2008; Anghinoni et al., 2011). Intensidades de pastejo moderadas (20 e 40 cm de altura de forragem) promovem aumento nos estoques de carbono e nitrogênio total no solo de forma similar ao PD sem pastejo (Anghinoni et al., 2011).

Em propriedades rurais com bovinocultura leiteira no RS, e em particular na região de Quinze de Novembro, os bovinos são comumente dessedentados nos cursos d'água (sangas, arroios e, às vezes, em nascentes), sendo rara a utilização de bebedouros nas pastagens ou piquete de descanso/espera. Assim, os bovinos muitas vezes defecam e urinam dentro ou próximo dos cursos d'água após o consumo da água (Gary et al., 1983; Bagshaw, 2002). A disponibilização de bebedouros para os animais em pontos estratégicos das pastagens e distante dos cursos d'água poderia mitigar esse impacto ambiental. Por exemplo, Miner et al., (1992) e Sheffield et al., (1997) sugeriram que os bovinos preferem consumir água em um bebedouro do que em fontes naturais, podendo bebedouros a disposição nas pastagens reduzir em aproximadamente 80 e 55% as quantidades de P e N respectivamente que atingiriam os cursos d'água pelos dejetos.

O tratamento de resíduos de criações confinadas, principalmente dos DLS, implica na necessidade da redução da carga orgânica e poder poluente desse resíduo para a aplicação em solo agrícola, a qual é a destinação final usualmente recomendada. Normalmente, não há tratamento *strictu sensu* dos DLS nas propriedades rurais, pois as técnicas e equipamentos são economicamente incompatíveis com o perfil econômico-financeiro desta atividade. A alternativa mais simples, exigida no licenciamento ambiental no RS, é a permanência desses resíduos nas esterqueiras por um período de 120 dias, com a finalidade de fermentação anaeróbia e redução da carga poluente (FEPAM, 2014), apesar de serem pouco eficientes na remoção de alguns atributos como nitrogênio, coliformes fecais e totais (Santos et al., 2007; 2014).

Outra prática que pode mitigar a contaminação das águas superficiais pelas atividades agropecuárias é o estabelecimento de “faixa de amortecimento” (*buffer strip*), às vezes chamadas de “filtro biológico” (*filter strip*), que, na conceituação usada na América do Norte, seriam parte das terras agrícolas explicitamente delimitadas, próximas aos cursos d'água ou

zonas deposicionais, para introdução de plantas de hábito arbóreo, arbustivo ou herbáceo, mantidas (perenizadas) para reduzir a velocidade do escoamento superficial, permitindo a retenção de sedimentos e nutrientes, e absorção/reciclagem (Hoffmann et al., 2009). Estas zonas podem reter mais de 80% dos sedimentos, nutrientes e contaminantes carreados das lavouras para os corpos d'água (Lovell and Sullivan, 2006). No entanto, o dimensionamento e locação destas faixas são críticos, pois, com o passar do tempo os nutrientes e contaminantes podem acumular-se e, as faixas que seriam dreno podem passar a ser fonte de contaminantes. Além disso, a eficiência de faixas de amortecimento é dependente do manejo, tipo de plantas e dimensão (Lee et al., 2003; Dorioz et al., 2006; Hoffmann et al., 2009). Segundo Lee et al. (2003), uma faixa de amortecimento de 7 m e outra de 16,3 m de largura reduziram a massa de transporte de sedimentos em mais de 92 e 97% respectivamente. Lafrance et al. (2012) testaram a eficiência de diferentes larguras de faixas de amortecimento, para reduzir o teor de herbicidas dissolvidos no escoamento superficial e observaram em todas as faixas avaliadas eficiência maior que 85%. Borin et al. (2005) observaram eficiência de retenção de P maior que 80% com de faixas de amortecimento de 6 m de largura.

No Brasil não foram identificados estudos de faixas de amortecimento que tenham adotado integralmente essa visão norte americana, ou seja, a alocação de parte das lavouras com faixa de amortecimento, com fim específico de atenuação da carga de contaminantes e sedimentos. Entretanto, a definição de APP ripárias como atualmente estabelecidos na legislação pode, ainda que parcialmente, atender esse objetivo, mas, ainda são necessários estudos e levantamentos na escala apropriada para relacionar explicita e quantitativamente a eficácia da APP com a qualidade das águas.

2.4 Legislação ambiental aplicada à agropecuária intensiva

A legislação brasileira de mais alto nível que trata de aspectos ambientais na agricultura inclui a Política Nacional do Meio Ambiente, a Lei dos Recursos Hídricos e o Código Florestal. Além disso, existem inúmeras resoluções do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) que afetam

subsidiariamente as atividades agropecuárias. Por exemplo, não há no Brasil uma legislação específica para a bovinocultura, suinocultura e avicultura, mas um conjunto de leis, decretos, resoluções e portarias nos diversos níveis da Administração Pública que regulamentam essas atividades, devendo sempre ser respeitado a legislação mais restritiva.

2.4.1 Solos

A lei 11.520, que estabelece o Código Estadual do Meio ambiente no RS (Rio Grande do Sul, 2000), aborda o aspecto solo, recomendando usos e manejos dos solos que visem à conservação, melhoria e recuperação, respeitando a sua capacidade de uso. A Resolução 420 (CONAMA, 2009) dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Segundo esta resolução, a qualidade do solo em relação a substâncias químicas (inorgânicas e orgânicas) é separada em classes, sendo a classe I a condição ideal e a classe IV a pior condição. A separação das classes é feita conforme os valores de referência da qualidade do solo (VRQs), que representam a condição natural dos solos, valores de prevenção (VP), estabelecidos em ensaios de fitotoxicidade ou avaliação de risco ecológico, e valores de investigação (VI), obtidos com base na avaliação de risco a saúde humana. Por exemplo, solos de classe I são aqueles que apresentam valores de substâncias químicas menores ou iguais aos VRQs e solos de classe 4 são aqueles que apresentam concentrações de pelo menos uma substância química maior que o VI.

Além dos valores orientadores para prevenção e investigação, cada estado deverá estabelecer valores de referência tanto por substância como por tipo de solo. Isto é importante porque principalmente no Planalto Sul-Rio-Grandense, onde o material de origem (basalto) é naturalmente rico em alguns elementos químicos, como micronutrientes (Cu, Zn), até mesmo sem a intervenção antrópica, os teores do solo poderiam estar acima dos limites propostos nesta Resolução. Estudos em andamento em universidades do RS

(Universidade Federal do Rio Grande do Sul e Universidade de Passo Fundo) deverão estabelecer esses valores regionalmente.

2.4.2 Águas

Conforme os fundamentos da Lei 9.433, Lei dos Recursos Hídricos (Brasil, 1997), a água é um bem de domínio público, a bacia hidrográfica é a unidade territorial para implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e atuação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, e a sua gestão deve contar com o Poder Público, os usuários e as comunidades. Várias leis e regulamentações afetam a qualidade das águas superficiais, mas a Resolução 357 do CONAMA (2005) dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento. Nessa resolução as águas são classificadas conforme sua qualidade, sendo as águas doces de *classe especial* as de melhor qualidade, e na sequência da água de melhor qualidade para a de pior as seguintes classes: *classe I*, *classe II*, *classe III* e *classe IV*. Essas classes são determinadas levando em consideração atributos físico-químicos da água, conforme o uso que será dado à água. As águas de classe IV, por exemplo, só devem ser usadas para navegação e harmonia paisagística. Quanto pior a classe, mais rigoroso deve ser o tratamento para tornar a água potável para o consumo humano.

Tabela 1. Indicadores de qualidade da água e valores de referência para enquadramento das águas superficiais conforme Res. 357 (CONAMA, 2005)

| Indicador | Unidade | Classe 1 | Classe 2 |
|------------------|-----------------------------------|----------|----------|
| pH | - | 6 - 9 | 6 - 9 |
| P total | mg L ⁻¹ | 0,1 | 0,1 |
| Nitrato | mg L ⁻¹ | 10 | 10 |
| DBO ₅ | mg L ⁻¹ O ₂ | 3 | 5 |
| CF | NMP 100 ml ⁻¹ | 200 | 1000 |

CE = condutividade elétrica; DBO₅ = demanda bioquímica de oxigênio em cinco dias; CF = coliformes fecais; NMP = número mais provável.

No entanto, é importante salientar que os valores de referência (Tabela 1) estabelecidos por essa resolução para os indicadores de qualidade da água foram estabelecidos considerando uma vazão de referência, devendo-

se considerar a que a sazonalidade da vazão que permitiria alterar os limites das classes em corpos d'água específicos, desde que de forma fundamentada.

2.4.3 Proteção e recuperação das zonas ripárias

As zonas ripárias são parte dos ecossistemas terrestres próximas a ecossistemas aquáticos: rios, lagos, banhados, várzeas (planícies de inundação), etc. Segundo Kobiyama (2003), a definição das zonas ripárias e a sua área de abrangência é uma atividade bastante complexa, mas deve ser protegida e preservada para a manutenção da qualidade dos sistemas aquáticos. O Código Florestal brasileiro (CF), criado em 1934, atualizado pela lei 4.471/1965 (Brasil, 1965) e novamente atualizado pela lei 12.561/2012 (Brasil, 2012) é a principal ferramenta de proteção das zonas ripárias do ponto de vista legal, as quais se encontram parcialmente incluídas no escopo de Áreas de Preservação Permanente (APP).

O novo código florestal (NCF) brasileiro manteve a ênfase em regar os usos das terras com fins de preservação e conservação da vegetação nativa e recursos associados, solo, água, e outros, no entanto, novas regras sobre APP foram estabelecidas. Segundo o NCF, APP são áreas protegidas cobertas ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica, a biodiversidade, o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas. São APPs, margens de rios, lagos e lagoas naturais, área no entorno de reservatórios artificiais (represas), topos de morros com altura mínima de 100 m e encostas de morros com declividade superior a 45 graus ou 100%, área no entorno de nascentes e olhos d'água, restingas, manguezais, bordas dos tabuleiros ou chapadas, e áreas com altitudes superiores a 1800 metros.

Para as margens de rios, a largura mínima de APP deve ser 30 m, quando o córrego ou rio tem menos de 10 m de largura, medidos a partir no nível regular da água. Quando a largura é maior que 10 m a largura da APP aumenta, podendo chegar até a 500 metros quando a largura do rio for maior que 600 metros. Para nascentes e olhos d'água a distância mínima é de 50

metros em qualquer condição topográfica. No caso de lagos artificiais oriundos de represas, a área de APP será definida na licença ambiental do empreendimento, e para os reservatórios naturais situados em áreas rurais, com até 20 hectares de superfície, a área de preservação permanente deverá ter, no mínimo, 50 metros. O CF proíbe qualquer supressão a essas áreas a não ser em caso de utilidade pública e de baixo impacto ambiental, e onde houver supressão deve haver a recuperação.

Áreas enquadradas como APP que foram degradadas ou tinham atividades antrópicas até 2008 deverão ser parcialmente recuperadas. Para tanto, um novo conceito (“*área rural consolidada*”) foi introduzido no CF de 2012. Essas áreas que tinham ocupação antrópica pré-existente a 22 de julho de 2008, com edificações, benfeitorias ou atividades agrossilvopastoris, admitida neste último caso, a adoção de regime de pousio, são consideradas “áreas consolidadas”. Neste caso foi autorizada a continuidade das atividades agrossilvopastoris e de turismo rural, acompanhada de recuperação parcial das APP. A recuperação a ser implementada será conduzida via Programas de Regulamentação Ambiental (PRA), de âmbito estadual, o qual tem como requisito a implementação do Cadastro Ambiental Rural (CAR) e leva em conta a área das propriedades em termos de módulos fiscais (Tabela 2).

Tabela 2. Área de preservação permanente a ser recuperada em áreas rurais consolidadas a serem executadas a partir da implementação dos Programas Estaduais de Regulamentação Ambiental previstos no Código Florestal brasileiro (Brasil, 2012)

| Módulos Fiscais | Após julho de 2008 | Antes de julho de 2008 áreas consolidadas |
|-----------------|---|---|
| | ----- metros ----- | |
| < 1 | 30 | 5 |
| 1 - 2 | 30 | 8 |
| 2 - 4 | 30 | 15 |
| > 4 | Recomposição das APPs considerando a largura do rio | |

O CAR, atualmente em implementação, é um registro público eletrônico de âmbito nacional, obrigatório para todos os imóveis rurais, e tem a finalidade de integrar as informações ambientais das propriedades e posses rurais, compondo base de dados para controle, monitoramento, planejamento ambiental e econômico e combate ao desmatamento (Brasil, 2012). Para fins de regulamentação do CAR, foram elaboradas as instruções normativas 02 e

03 de 2014 do Ministério do Meio Ambiente (MMA) e os decretos 7830 de 2012 e 8253 de 2014 (MMAa, 2012; MMAb, 2014; Brasil, 2012b e Brasil, 2014).

2.4.4 Criações confinadas

Atualmente, não existe legislação nacional específica para a produção, armazenagem e destinação final de resíduos das criações confinadas. Porém a adequação ambiental da bovinocultura e da suinocultura são em grande parte regulamentadas e asseguradas por um conjunto de leis, decretos, resoluções e portarias em níveis municipal, estadual e federal. Em particular, a suinocultura é uma atividade sujeita ao licenciamento ambiental, conforme Política Nacional do Meio Ambiente (Brasil, 1981).

No Rio Grande do Sul, a Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler (FEPAM) é a instituição responsável pelo licenciamento ambiental. No entanto, a Lei Estadual n° 11.520 (Rio Grande do Sul, 2000) estabelece em seu artigo 69, que "cabará aos municípios o licenciamento ambiental dos empreendimentos e atividades consideradas como de impacto local. Porém, apenas em 2005, com a Resolução 102/2005 do Conselho Estadual do Meio Ambiente (CONSEMA, 2005), foi regulamentado que bovinocultura, avicultura e suinocultura são atividades de impacto local. Atualmente, os municípios previamente cadastrados na Secretaria Estadual do Meio Ambiente (SEMA) devem licenciar os empreendimentos de bovinocultura, avicultura e suinoculturas em acordo com as diretrizes determinadas pela FEPAM (2014). Estas diretrizes fazem menção à aspectos locacionais dos empreendimentos, características de toda a infraestrutura, porte do empreendimento, manejo dos resíduos (dejetos líquidos), tratamento dos resíduos, características das áreas de recebimento dos resíduos.

As distâncias mínimas das instalações dos empreendimentos de bovinocultura e suinocultura, até os cursos d'água, variam conforme o porte do estabelecimento (Tabela 3), sendo 25 m e 250 m, para portes mínimos e excepcionais, respectivamente, para as duas atividades.

Conforme as diretrizes da FEPAM (FEPAM, 2014), as áreas de criação de suínos deverão localizar-se a uma distância mínima de 300 metros

de núcleos populacionais e 50 metros das frentes de estradas, das divisas das propriedades e da casa do empreendedor e dos seus funcionários. No caso da bovinocultura a distância das frentes de estradas, divisas e casas da vizinhança deve ser de no mínimo 20 metros. Os demais aspectos apresentados a seguir são idênticos para as duas atividades.

Tabela 3. Porte dos empreendimentos suínícolas e de bovinos conforme o número de animais e tipo de produção.

| Tipo de produção | Mínimo | Pequeno | Médio | Grande | Excepcional |
|---|---------|-----------|-----------|------------|-------------|
| ----- Suínos (número de cabeças) ----- | | | | | |
| Terminação | Até 100 | 101 - 500 | 501 - 600 | 601 – 1000 | >1000 |
| ----- Bovinos (número de cabeças) ----- | | | | | |
| Confinado | Até 50 | 51 - 200 | 201 - 400 | 401 - 600 | >1000 |
| Semi-confinado | Até 50 | 51 - 200 | 201 - 400 | 401 - 600 | >1000 |

A localização da área de criação, bem como das estruturas de armazenagem e/ou tratamento dos dejetos, em relação as habitações de terrenos vizinhos e construções de uso coletivo deverá obedecer aos distanciamentos mínimos de, 100, 200, 300 e 400 metros para empreendimentos de mínimo, pequeno, médio e grande porte respectivamente.

Com relação ao manejo dos resíduos, as esterqueiras de armazenagem dos dejetos líquidos devem ser dimensionadas para terem uma capacidade de armazenamento de toda a produção de dejetos por 120 dias, além disso, devem ter um volume de segurança adicional de 20%. As doses de dejetos a serem aplicadas nas áreas agrícolas devem levar em conta as recomendações de adubação determinadas pela análise de solo e as necessidades das culturas a serem cultivadas, assim como, os teores de nutrientes presentes nos dejetos. As áreas de recebimento dos resíduos devem apresentar as seguintes características: solos com boa drenagem, profundos (> 50 cm), as áreas devem ter patamares, terraços, curvas de nível e outras técnicas de manejo conservacionistas, declividades inferiores a 30° e o lençol freático deve estar a pelo menos 1,5 m da superfície do solo.

2.5 Indicadores de impactos ambientais da agropecuária

A determinação dos impactos ambientais nos agroecossistemas é complexa devido ao grande número de variáveis intervenientes, muitas vezes, de difícil obtenção (Girardin et al., 1999). Neste contexto, uma alternativa usual para avaliar esses impactos busca usar *indicadores ambientais*. Indicadores são amplamente utilizados em diversos ramos da Ciência, mas ainda tem pouca expressão na agricultura. Girardin et al. (1999), resume a definição de indicadores ambientais como uma forma mais fácil de compreender, interpretar e julgar sistemas complexos, os quais são difíceis ou impossíveis de se medir e avaliar de uma forma direta, além disso, devem ser de fácil aplicação, ou seja, custo e tempo adequados a viabilidade para efetuar a medida. Conforme esses autores, indicadores podem ser simples ou compostos. Indicadores simples normalmente provem de medição direta ou estimada por modelagem. Indicadores compostos são chamados de *índice*, sendo oriundos da composição ou agregação de indicadores simples. Estes são usualmente os mais adequados para avaliação ambiental de estudo de agroecossistemas.

Conforme Chaer (2010), a formulação de um índice passa por 5 passos: definição de pesos de importância para cada variável avaliada, definição de um subconjunto de indicadores para o fenômeno em questão, definição de pesos para cada indicador de acordo com a sua importância relativa, pontuação dos valores do indicador e por fim o cálculo do índice geral. Segundo Smith et al. (2000), a escolha dos indicadores e seus respectivos pesos devem considerar critérios como: relevância biológica, repetibilidade das medidas, integração de efeitos, existência de um banco de dados e o custo, entre outros critérios.

Alguns exemplos de sistemas de avaliação ambiental para a agropecuária: a) IRENA (2006) desenvolvido na Europa, b) ISAGRI, desenvolvido pela UNICAMP em Campinas, SP (Silva, 2007), c) AMBITEC, desenvolvido pela EMBRAPA em Jaguariúna, SP (Irias et al., 2004), d) e o AGROECOINDEX®, desenvolvido na Argentina (Viglizzo et al., 2006; Frank., 2007).

O IRENA é um relatório de qualidade ambiental usando um conjunto de 42 indicadores ambientais elaborado pela Agência Ambiental Europeia

(EEA, 2006), tais como: áreas protegidas, consumo de fertilizantes e balanço de nutrientes, taxas de erosão, mudança do uso das terras, manejo do solo, uso de resíduos de animais, emissões de gases de efeito estufa.

O ISAGRI foi desenvolvido na UNICAMP/SP. Este índice foi construído utilizando-se do escopo teórico de indicadores de estado, pressão e resposta (PER) proposto pela Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE). Trata-se de um índice sintético composto por 8 indicadores divididos em 3 dimensões: estado, pressão e resposta. O ISAGRI mostrou-se sensível e adaptável a diferentes situações de bacias, mas ainda precisa ser testado em outras regiões e condições daquelas que foi elaborado.

O AMBITEC é um sistema criado pela EMBRAPA para avaliação de impacto ambiental, oriundo de inovações tecnológicas nos segmentos agropecuários, produção animal, e agro-indústria. O Sistema AMBITEC é composto por planilhas de aplicação simples e baixo custo as quais utilizam indicadores de impactos das inovações tecnológicas ponderados conforme a escala de ocorrência e a importância. Segundo os autores (Irias et al., 2004) o Sistema AMBITEC é de uso simples e flexível, permitindo o usuário adaptar as planilhas em situações específicas de aplicação, escala, ambiente e variedade de tecnologias.

O AGROECOINDEX® proposto por Viglizzo et al. (2006) é um exemplo recente de índice de avaliação dos impactos ambientais da agropecuária. Já foi utilizado (e validado) no estudo do desempenho ambiental das propriedades rurais nos Pampas Argentinos. O AGROECOINDEX® abrange 11 indicadores considerados mais relevantes na região dos Pampas argentinos. Alguns dos indicadores usados no AGROECOINDEX® são: risco de contaminação por nitrogênio, risco de contaminação por fósforo, risco de contaminação por pesticidas, risco de erosão do solo, mudanças nos estoques de carbono orgânico do solo e balanço da emissão de gases de efeito estufa. Este índice apresentou algumas limitações, mas conseguiu diferenciar satisfatoriamente propriedades que apresentavam problemas ambientais em torno do sistema produtivo daquelas que estavam de acordo com a sustentabilidade ambiental.

Em uma abordagem diferenciada, a Federação Brasileira de Plantio Direto (FEBRPDP) e Itaipu Binacional estão implementando uma sistemática de qualificação da agricultura de produção de grãos no Paraná, principalmente pela melhoria da prática do SPD nas microbacias da bacia rio Paraná com o objetivo de reduzir a quantidade de sedimentos que alcança e assoreia o lago da UHE Itaipu. Para isso, eles propuseram diversos indicadores com participação da população que vive nessas microbacias com o intuito de aproveitar a experiência da sociedade. Alguns dos indicadores propostos foram: uso de fertilizante orgânico, presença de cobertura do solo, rotação de culturas, erosão, área da propriedade com SPD, uso de terraços, e tempo de adoção do PD (Itaipu Binacional e FEBRPDP, 2011).

Em síntese, estes sistemas têm em comum avaliar uso do solo e o reflexo deste sobre, biodiversidade e agrodiversidade, qualidade do solo e das águas. Usualmente na sua etapa final produzem um índice, uma “nota”, valor integrador que permite a comparação entre alguns aspectos ambientais de interesse imediato, como o solo Chaer (2010) ou o SPD (Itaipu Binacional e FEBRAPDP, 2011) e bacias, municípios ou regiões (Viglizzo, 2006; Silva, 2007). Os principais sistemas de indicadores para avaliação da performance ambiental da agricultura utilizam pelo menos:

- uso de recursos naturais (energia, nutrientes) e balanço de nutrientes;
- qualidade das águas;
- qualidade do solo e taxas de erosão;
- diversidade de cultivos (agrodiversidade);
- biodiversidade.

2.5.1 Atributos ambientais utilizados como indicadores de qualidade da água

2.5.1.1 Água

As águas, tanto superficiais como subsuperficiais, são essenciais para os ecossistemas naturais e agroecossistemas. Alguns atributos são

normalmente elencados para definir a qualidade dessas águas, a partir dos quais se pode inferir a qualidade ambiental.

2.5.1.1.1 Nitrogênio

O nitrogênio (N) em solução nas águas pode ser encontrado como nitrato (NO_3^-), amônio (NH_4^+) e N orgânico, sendo o NO_3^- nitrato a forma mais estudada (Alvarez-Cobelas, 2008). A principal fonte de N para as águas superficiais é o solo, suas diferentes formas são encontradas naturalmente nos solos devido a mineralização da MO pelos micro-organismos heterotróficos. A aplicação de N ao solo via fertilizantes, simples, misturados, orgânicos ou outro, pode resultar no aumento das concentrações de N, nas diferentes formas, nas águas superficiais, em função das perdas desse elemento do solo pelo escoamento superficial da água da chuva (Eghball and Gilley, 1999). Apesar das diversas formas de N estarem presentes no solo, muitos estudos de bacias hidrográficas têm focado principalmente no NO_3^- , pois entende-se que essa é a forma dominante de exportação de N das áreas agrícolas para os corpos d'água (Vogt et al., 2015).

A exportação de N para as águas superficiais muitas vezes está relacionada com o tamanho e a quantidade de áreas úmidas presentes na bacia hidrográfica. Isso acontece porque áreas úmidas tendem a reter água por um período maior de tempo o que também promove a retenção de N, e a volatilização e desnitrificação (Pellerin et al., 2004).

O uso e manejo do solo na bacia também tem grande importância com relação as quantidades de N exportados para as águas superficiais. Conforme Alvarez-Cobelas et al. (2008), em um estudo global no qual os autores analisaram mais de 600 artigos e revisões, de todo o mundo, relacionados a exportação de N, bacias hidrográficas dominadas por culturas anuais exportam 2 vezes mais N do que aquelas dominadas por pastagens e 4 vezes mais do que aquelas dominadas por floresta. E essas relações foram ainda maiores quando considera-se o nitrato, o qual teve exportação 10 e 30 vezes maior nas bacias com predomínio de culturas anuais em relação as bacias com floresta e pastagens.

Uma vez aumentado às concentrações de N nas águas superficiais, e se atingidos níveis críticos, há risco potencial de degradação do ecossistema aquático e na cadeia trófica. O nitrogênio amoniacal pode ser tóxico para peixes e muitos outros organismos aquáticos (Obaja et al., 2003). O nitrato pode causar metahemoglobinemia, devido à redução do NO_3^- a NO_2^- (por bactérias do trato intestinal) e consequente oxidação do Fe^{2+} da hemoglobina a Fe^{3+} , formando metahemoglobina que é incapaz de se ligar ao O_2 , dificultando as trocas gasosas no organismo humano (Kunz et al., 2007; Nascimento et al., 2008). O nitrito ainda pode se combinar com aminas secundárias, provenientes da dieta alimentar e formar nitrosaminas que são substâncias mutagênicas e carcinogênicas (Rath e Canaes, 2009). Além disso, o N carregado para as águas pode contribuir para a eutrofização das mesmas (Ceretta et al., 2005).

2.5.1.1.2 Fósforo

Existem inúmeras denominações, na literatura, para formas de fósforo (P) na água (Pellegrini, 2005), sendo que é comum encontrar P particulado, P solúvel ou dissolvido e P total que é a soma dessas duas formas. O P dissolvido ainda pode ser dividido na fração orgânica e inorgânica, sendo esta última a forma mais importante por ser a principal forma de fósforo assimilada pelos vegetais aquáticos (Gebler et al., 2012). Na água, o P pode estar sob diferentes espécies iônicas em função do pH do meio: H_3PO_4 , H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} e PO_4^{3-} . Como nessas águas a faixa de pH mais frequente situa-se entre 5 e 8, as formas iônicas predominantes são H_2PO_4^- e HPO_4^{2-} .

O P é transferido por escoamento superficial das áreas agrícolas para os corpos hídricos principalmente na forma particulada (75 – 90%), no entanto, nas áreas com gramíneas e florestas, onde há pouco transporte de sedimentos, predomina o transporte de P solúvel (Sharpley et al., 1995). Segundo esses autores, as quantidades e formas de P que irão alcançar as águas superficiais são dependentes de muitos fatores, tais como: intensidade e quantidade de precipitações pluviométricas, uso e manejo do solo, classe de solo, declividade do terreno, cobertura do solo, quantidade e tipo de fonte de P adicionada ao solo, entre outros.

Girotto et al. (2009) observaram em experimento de longa duração (após sete anos), em um Argissolo, com aplicação de doses de dejetos líquidos de suínos de 20, 40 e 80 m³ ha⁻¹ (no mínimo duas vezes por ano), que as perdas de P_{disp.} por escoamento superficial foram respectivamente 3,7, 5,1 e 6,7 vezes maiores, em relação ao tratamento controle. Bertol et al. (2010) observaram aumento das concentrações e cargas do P reativo dissolvido, do P particulado e do P total na água do escoamento superficial em um experimento com o uso de DLS (dose de 60 m³ ha⁻¹ de DLS aplicada em Latossolos, com chuvas simuladas 24 horas após) comparado com fertilizante mineral.

O acúmulo de P nas águas superficiais tem como principal risco a eutrofização, que tem repercussão negativa na disponibilidade de água para consumo humano e animal, para a pesca, e mesmo para o uso recreativo. A eutrofização é o crescimento acelerado de algas e plantas aquáticas, e posterior depleção de oxigênio no meio hídrico pela sua decomposição (Sharpley et al., 1995; 2003). O risco de eutrofização das águas superficiais não é definido explicitamente na legislação das águas no Brasil, mas existem indicações de que teores de P total acima de 0,02 mg L⁻¹ e de P solúvel acima de 0,01 mg L⁻¹, podem ser considerados como o limiar de risco (Vollenweider, 1971; Jarvie et al., 2006; Gebler et al., 2012; 2014).

A Resolução 357 (CONAMA, 2005), tratada anteriormente, apresenta diretrizes para classificação de águas superficiais no Brasil, mas não são considerados os teores de P solúvel nas águas, apesar da importância desse indicador, principalmente após o advento do plantio direto (PD), que reduz o transporte de sedimentos com a palha na superfície e aumenta a disponibilidade de P em função do aumento dos teores de matéria orgânica no solo (MOS) (Gatiboni et al., 2007).

2.5.1.1.3 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅) e oxigênio dissolvido (OD)

A DBO₅ é uma medida de poluição por efluentes que avalia a quantidade de oxigênio necessário para que os micro-organismos decompositores degradem a fração facilmente decomponível dos compostos orgânicos carbonáceos presentes na água ou em resíduos orgânicos. Portanto,

retrata a quantidade de oxigênio necessária para estabilizar, através de processos biológicos, a matéria orgânica presente em efluentes (Medri, 1997; APHA, 2005; Kwak, et al., 2013). É uma indicação indireta do carbono orgânico biodegradável em meio hídrico, porém é um dos indicadores mais comuns e utilizados para a determinação da MO em águas residuais e dejetos de animais (APHA, 2005; Brookman, 1997; Albuquerque et al., 2012).

Os maiores aumentos em termos de DBO, em um corpo d'água, são provocados por despejos de origem predominantemente orgânica. Quanto maior a DBO de um efluente, maior a poluição causada (Bordin et al., 2005). A presença de grandes concentrações de matéria orgânica aumenta a DBO, e reduz o oxigênio na água, o que pode levar à mortandade de peixes e outras formas de vida aquática (Guimarães, 2001; Liu et al., 2007). Os teores de OD na água variam de 0 a 18 mg L⁻¹, e também podem ser reduzidos em condição de altas temperaturas e presença de altos teores de nutrientes como N e P, geralmente oriundos de áreas agrícolas no entorno dos cursos d'água, pois isso estimula a eutrofização das águas. Valores de 4 a 5 mg L⁻¹ de OD são o mínimo necessário para a sobrevivência da maioria das espécies de peixes (Welch e Jacoby, 2004).

2.5.1.1.4 Coliformes

Coliformes são grupos de bactérias que podem indicar contaminação das águas superficiais. Alguns dos gêneros mais importantes nesse sentido são: *Escherichia*, *Citrobacter*, *Enterobacter* e *Klebsiella*. Há dois grupos de coliformes, os totais e os fecais.

Os coliformes totais reúnem um grande número de bactérias, entre elas a *Escherichia coli*, de origem exclusivamente fecal e que dificilmente se multiplica fora do trato intestinal. As outras bactérias dos gêneros *Citrobacter*, *Enterobacter* e *Klebsiella*, igualmente identificadas pelas técnicas laboratoriais como coliformes totais, podem existir no solo e nos vegetais. Desta forma, não é possível afirmar categoricamente que uma amostra de água com resultado positivo para coliformes totais tenha entrado em contato com fezes.

Já os coliformes fecais, também conhecidos como *termotolerantes*, aparecem exclusivamente no trato intestinal de organismos homeotérmicos.

Em laboratório, a identificação de coliformes totais e fecais é feita através da temperatura, os coliformes fecais continuam vivos com temperaturas $>44^{\circ}$ C, enquanto os coliformes totais têm crescimento restrito a 35° C. A presença de coliformes fecais é usada como indicador sanitário, pois permite afirmar que houve presença de matéria fecal, apesar de não serem patogênicos em sua maioria, indicam que o ecossistema foi contaminado com esgoto e/ou dejetos. Em consequência disto, outros patógenos podem estar presentes, com risco de transmissão de doenças à comunidade.

Unc e Goss (2004) afirmam que coliformes fecais de DLS podem sobreviver no solo por longos períodos (até 68 dias) após a aplicação. Estes mesmo autores também dizem que o transporte de bactérias fecais é passivo e necessita de fluxo de água. Uma vez que estas bactérias atinjam as fontes de água, o período de sobrevivência pode ser estendido a vários meses (Goss et al., 1996). Crane and Moore (1986) e University of Wisconsin (2007a, 2007b) afirmam que *E. Coli* é capaz de sobreviver de 30 a 365 dias no solo, 10 a 182 dias em dejetos de gado, 99 dias na grama e 35 dias na água dependendo das composições químicas, físicas e biológicas médias da água. Por outro lado, altas temperaturas e baixa umidade podem favorecer a mortalidade de *E. Coli* (Harmel et al. 2013).

Conforme Larsen et al. (1994), a qualidade da água é afetada pelo pastoreio dos animais sendo que os principais fatores que interferem são: número e tamanho dos bovinos, localização dos depósitos fecais em relação aos corpos d'água, características do local de deposição dos dejetos e o tempo de sobrevivência entre a deposição dos dejetos e o evento de escoamento superficial. No entanto, o fator mais importante é a distância das áreas que receberam os resíduos até os cursos d'água, pois a aplicação do resíduo a 60 cm do curso d'água e a 2,1 metros contribuem com 83 e 95% menos bactérias do que se o resíduo fosse despejado diretamente no curso d'água (retirado de Wagner et al., 2012).

Práticas que visam reduzir a quantidade de bactérias no escoamento superficial envolvem manter adequada cobertura do solo para assim aumentar a infiltração de água no solo e reduzir o escoamento (FCA, 1999; Ball et al., 2002; NRCS, 2007), o que promove a infiltração no solo e a remoção de bactérias pela sorção, inativação e predação (Ferguson, 2003).

2.5.1.1.5 Condutividade elétrica – CE

A CE é uma variável empregada para se avaliar a salinidade de águas, corresponde à medida da capacidade dos íons presentes na água conduzir eletricidade e cresce proporcionalmente ao aumento da concentração de sais (Araújo Neto et al., 2014). Em águas superficiais de bacias hidrográficas rurais, as principais fontes de íons são os fertilizantes minerais e orgânicos oriundos das lavouras (Silva et al., 2015).

A condutividade elétrica não determina, especificamente, quais os íons que estão presentes em determinada amostra de água, mas pode contribuir para possíveis reconhecimentos de impactos ambientais que ocorram na bacia de drenagem ocasionados por lançamentos de resíduos industriais, mineração, esgotos, etc. A condutividade elétrica da água pode variar de acordo com a temperatura e a concentração total de substâncias ionizadas dissolvidas.

2.5.1.1.6 pH

O pH é um índice que caracteriza o grau de acidez ou de alcalinidade de um determinado ambiente (Ayers e Wesrcot, 1994). O balanço dos íons hidrogênio e hidróxido (OH^-) determina quão ácida ou básica ela é. Na água quimicamente pura os íons H^+ estão em equilíbrio com os íons OH^- e seu pH é neutro, ou seja, igual a 7. Os principais fatores que determinam o pH da água são o gás carbônico dissolvido e a alcalinidade (Corcovia e Celligoi, 2012).

O pH reflete o tipo de solo por onde a água percorre, ou ainda, em lagoas com grande população de algas, nos dias ensolarados, o pH pode subir muito, chegando a 9 ou mais. Isso porque as algas, ao realizarem fotossíntese, retiram muito gás carbônico, que é a principal fonte natural de acidez da água. O pH em águas brasileiras normalmente varia de 6 a 9, geralmente um pH fora dessa faixa para mais ou para menos está associado à contaminação com resíduos industriais ou de outra origem (Piveli e Kato, 2006).

Além disso, o pH pode estar associado a temperatura, Esteves (1998) observou que é comum encontrar valores altos de pH em regiões de balanço hídrico negativo como ocorre com os açudes do semi-árido no Nordeste brasileiro. Na época de estiagem, este fato é acentuado pelos altos valores de carbonatos e bicarbonatos encontrados nas águas e que se tornam mais concentrados pela evaporação.

2.5.1.2 Solo

2.5.1.2.1 Matéria orgânica do solo

A matéria orgânica (MO) é um dos atributos chave nos solos. Ela tem papel fundamental nas características físicas, químicas e microbiológicas do solo. Fisicamente a MO está intimamente relacionada com a agregação do solo e por meio dos agregados ela afeta outros atributos como densidade, porosidade, aeração, capacidade de retenção e infiltração de água. Quimicamente ela afeta a disponibilidade de nutrientes para as culturas, a capacidade de troca de cátions (CTC) e age na complexação de elementos tóxicos e micronutrientes. Nos processos biológicos do solo, a MO serve como fonte de C, energia e nutrientes para os micro-organismos do solo (Bayer e Mielniczuk, 2008; Oades et al., 1989). Um solo bem estruturado, com altos teores de MO, é desejável, pois tem maior resistência às perdas de solo e nutrientes por erosão, colaborando para a agricultura sustentável (Jankauskas et al., 2007).

A dinâmica da MO no solo, é diretamente relacionada com o ciclo do C no solo, e este é dependente de diversos fatores, tais como: uso e manejo do solo, mineralogia do solo, quantidade e qualidade da matéria seca adicionada ao solo, temperatura e umidade do solo entre outros (Wambeke, 1992; West e six, 2007; Groppo et al., 2015). A interação desses fatores irá determinar um balanço positivo ou negativo do C no solo, ou seja, se as quantidades adicionadas ao solo de MS, que vão ser transformadas em C do solo, forem maiores que as quantidades de C perdidas, haverá um acúmulo de C no solo.

As adições de C ao solo podem vir de várias origens, sendo a principal delas a decomposição da MS das culturas agrícolas. Portanto, quanto maior a produção de MS mais C pode ser acumulado no solo. Além disso, o sistema radicular das plantas pode colaborar com cerca de 40% das adições de C ao solo em relação ao total da MS da parte aérea das plantas (Bolinder et al., 1997). Em áreas de ILP, onde os fundamentos básicos desse sistema são atendidos, espera-se aumento das concentrações de C no solo ao longo do tempo, devido ao crescimento contínuo de plantas na área, seja pastagem ou culturas para exploração vegetal, rotação de culturas, incremento da massa produzida por tempo em decorrência do pastejo e maior ciclagem de nutrientes (Balbinot Júnior et al., 2009). Outras formas de adição de C ao solo são por meio da adição de resíduos orgânicos, como por exemplo, DLS, dejetos de bovinos, cama de aves, entre outros. As perdas de C, por outro lado, são decorrentes da decomposição microbiana, da erosão e lixiviação do solo (Bayer e Mielniczuk, 2008). O alcance de C as águas superficiais (seja pela disposição direta de resíduos orgânicos ou por exportação dos solos agrícolas) é a principal causa pelo aumento da DBO₅ e redução do oxigênio dissolvido nas águas.

2.5.1.2.2 Nitrogênio do solo

O nitrogênio (N) do solo está intimamente relacionado com a matéria orgânica, pois aproximadamente 95% do N no solo é N orgânico. O N orgânico será transformado para a forma inorgânica por meio da mineralização (Fioreze et al., 2012), e assim, o N resultante poderá ser absorvido pelas plantas ou perdido por lixiviação, escoamento superficial e/ou volatilização (Povilaitis et al., 2014). As principais formas do N inorgânico no solo são: amônio (NH₄⁺) e nitrato (NO₃⁻). Essas duas formas químicas são preferencialmente absorvidas pelas plantas, no entanto, o nitrato é muito móvel no solo e pode ser facilmente lixiviado para o lençol freático ou perdido por escoamento superficial.

O N é um elemento essencial para o crescimento e desenvolvimento das plantas, e por isso, ele é aplicado no solo por meio de fertilizantes. Quanto maior a expectativa de produtividade maior será a dose de N aplicada no solo (SBCS, 2004). Por isso, é muito comum em áreas agrícolas a aplicação de

altas doses de N por hectare, doses acima de 200 quilos de N, independente do tipo de fertilizante utilizado. Grande parte desse elemento pode ser perdida por erosão hídrica, seja pela perda de sedimentos ou pela perda de água (Guadagnin et al., 2005), podendo contaminar os corpos hídricos e apresentar os problemas citados acima para a saúde humana, além da eutrofização das águas.

2.5.1.2.3 Fósforo do solo

O fósforo (P) está presente no solo em duas formas, orgânica e inorgânica. A forma inorgânica pode estar ligada a matriz do solo ou disponível na solução do solo como ortofosfato (H_3PO_4 , H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} , PO_4^{3-}), variando com o pH, enquanto que a forma orgânica aparece principalmente ligada a matriz do solo ou em formas ainda pouco conhecidas. Em geral o P orgânico corresponde de 30 a 65% do P total do solo. Além disso, o P pode ser classificado como P na solução do solo, P lábel e P não lábel. O P lábel está ligado a matriz do solo com baixa energia de ligação e pode facilmente repor as perdas de P da solução do solo, para manter o equilíbrio da relação solo/solução do solo. Por outro lado, o P não lábel está ligado a matriz do solo e é de lenta ou difícil solubilização, permanecendo nesse estado por anos (Zaimes e Schultz, 2002).

A dinâmica do P do solo envolve processos, como imobilização-mineralização, adsorção-dessorção e precipitação-solubilização (Zaimes e Schultz, 2002). O que mais afeta essa dinâmica são as adições de P ao solo com fertilizantes minerais e resíduos orgânicos (Macleod e Haygarth, 2003), pois para cada 1000 kg ha^{-1} de P total do solo apenas 1 kg ha^{-1} está na solução do solo (Zaimes e Schultz, 2002). Porém quando se aplica DLS continuamente no solo, o qual apresenta mais de 60% do P na forma inorgânica (Sui et al., 1999), mais de 80% do P adicionado ao solo se encontrará em formas inorgânicas, predominantemente lábeis, o que representa risco potencial de contaminação de águas superficiais e subsuperficial (Gatiboni et al., 2008; Ceretta et al., 2010).

2.6 Síntese

Apesar da legislação ambiental brasileira pertinente ao ambiente rural e atividades agropecuárias ser bastante rigorosa e de se dispor de grande quantidade de informações técnicas sobre manejo e conservação solo e da água no meio rural, observa-se no sul do Brasil, áreas agrícolas sendo manejadas à revelia da legislação. Muitas glebas agrícolas apresentam sinais de processos erosivos, com conseqüente degradação das águas superficiais. Além disso, a expansão das atividades de bovinocultura leiteira e suinocultura, ocorrida nas últimas décadas, têm intensificado esses problemas.

A avaliação completa e conclusiva desses impactos ambientais é bastante complexa. Por exemplo, a determinação dos impactos locais e combinados, no âmbito de uma mesma bacia hidrográfica, pela expansão de atividades produtivas já existentes e novas atividades.

3 HIPÓTESE

Os impactos ambientais das atividades agropecuárias (produção de grãos, suinocultura e bovinocultura leiteira) sobre a vegetação ripária e águas superficiais, podem ser caracterizados e quantificados, de forma abrangente, por indicadores ambientais, obtidos em levantamentos a campo e técnicas de geoprocessamento, em diferentes escalas de avaliação.

4 OBJETIVOS

- a) Avaliar, por meio de indicadores relacionados ao Sistema Plantio Direto, a qualidade desse sistema de manejo do solo, utilizado para a produção de grãos da região de estudo, com vistas a conservação do solo e da água.
- b) Estabelecer indicadores ambientais e agropecuários associados à suinocultura, bovinocultura de leite e agricultura, em escala municipal e de bacia hidrográfica, para avaliação do potencial de impacto ambiental dessas atividades.
- c) Elaborar indicadores de impactos ambientais, em escala de gleba agrícola, para a suinocultura, e aplica-los como ferramenta de apoio ao licenciador da atividade suinícola.
- d) Avaliar a condição da zona ripária, em bacias hidrográficas, e a pressão da agricultura, suinocultura e bovinocultura sobre essa área.
- e) Relacionar o uso e o manejo de solo e a condição da zona ripária em bacias hidrográficas, com a qualidade das águas superficiais.

5 MATERIAL E MÉTODOS

5.1 Caracterização geral da área de estudo

5.1.1 Localização

Esse estudo foi realizado na região do entorno da parte norte do lago da usina hidrelétrica (UHE) Passo Real, abrangendo partes dos municípios de Ibirubá, Quinze de Novembro e Fortaleza dos Valos, os quais foram referidos como região de Quinze de Novembro, devido a maior parte da área de estudo estar localizada nesse município (Figura 1).

A região de Quinze de Novembro localiza-se na região fisiográfica do Planalto Meridional do Rio Grande do Sul (coordenadas da sede municipal de Quinze de Novembro são: 28°44'30,948"S; 53° 5'39,925"W - *datum* SIRGAS2000). O clima da região é subtropical úmido com verão quente (*Cfa* na classificação de Köppen), com temperatura média anual de 18 °C e precipitação média anual de 1.750 mm, segundo o Instituto Nacional de Meteorologia (INMET).

A UHE do Passo Real foi construída entre 1967 e 1972 para aproveitamento energético do Rio Jacuí, submergindo cerca de 223 km² dos municípios de Quinze de Novembro, Ibirubá, Fortaleza dos Valos, Selbach, Alto Alegre, Campos Borges, Jacuizinho e Salto do Jacuí (CEEE, 2010). Após a construção da UHE do Passo Real, houve estabelecimento de residências de veraneio e clubes náuticos no perímetro do reservatório. Mesmo assim, prevaleceram na maior parte das proximidades do lago, áreas agrícolas e vegetação ripária em diferentes graus de conservação (CEEE, 2010).

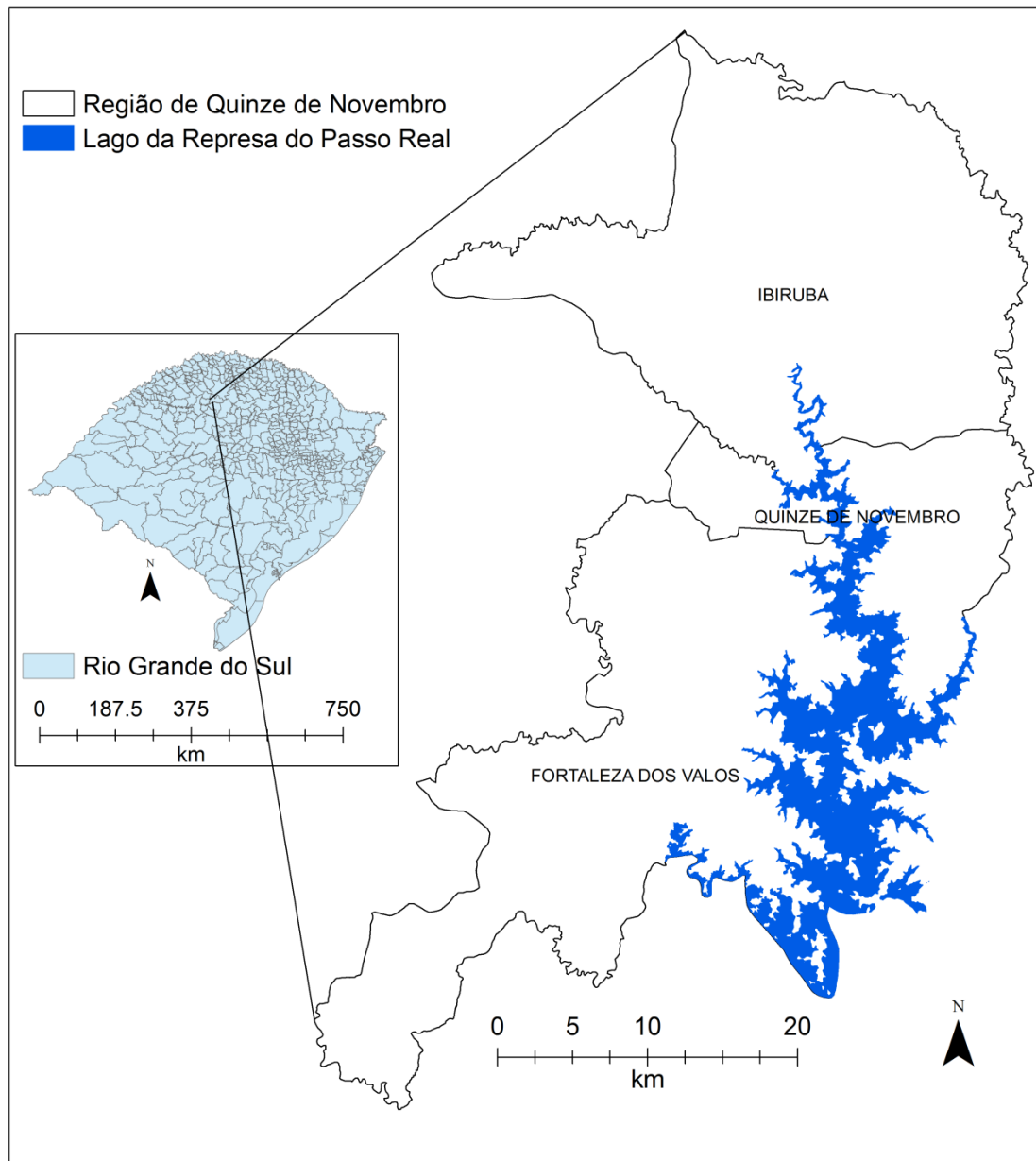


Figura 1. Localização da região de Quinze de Novembro no estado do Rio Grande do Sul.

5.1.2 Geologia e geomorfologia

A geologia da região de estudo pertence à Bacia do Paraná, sendo dominada pelo Grupo São Bento, especialmente basalto da Formação Serra Geral⁶ e Formação Botucatu⁷, do período Jurássico-Cretáceo e Triássico respectivamente (CPRM, 2005). Ao sul e a oeste de Ibirubá (atualmente Quinze de Novembro ao sul), existem evidências da ocorrência da Formação Tupanciretã⁸, do período Paleógeno – uma sequência sedimentar de conglomerados e arenitos sobrepostos à Formação Serra Geral (Santos et al., 1970).

Quanto à geomorfologia, a região do Planalto Meridional é caracterizada por coxilhas tabulares, que se desenvolvem sobre os derrames basálticos da Formação da Serra Geral. Essas elevações caracterizam-se por apresentarem topos achatados, relevo ondulado e suave ondulado, e algumas áreas com relevo forte ondulado (Santos et al., 1970). Na área de abrangência da Formação Tupanciretã, nas cotas mais altas da paisagem, o relevo é suave. Nos interflúvios, e junto às nascentes dos rios e arroios, ocorrem depressões locais arredondadas, que lembram anfiteatros, em que há ocorrência de banhados (IBGE, 1986).

5.1.3 Solos

Alguns estudos e levantamentos de solos detalham a pedologia na região de Quinze de Novembro, especialmente os estudos de Klamt (1969) e Santos et al. (1970). A partir destes, foi produzido o mapa de solos na escala 1:80.000, e é o que melhor caracteriza a diversidade e distribuição dos solos na região de Quinze de Novembro. O mapa original foi digitalizado e atualizado cartograficamente por Tornquist (2007). A legenda foi atualizada para a

⁶ Formação Serra Geral = derrames de basaltos, basaltos andesitos, riolitos e riolitos, de filiação toleítica, onde intercalam-se arenitos intertrápicos, Botucatu, na base, e litarenitos e sedimentos vulcanogênicos da porção mediana ao topo da sequência.

⁷ Formação Botucatu = arenito fino a grosso, grãos bem arredondados e com alta esfericidade, dispostos em sets, e/ou cosets de estratificação cruzada de grande porte. Ambiente continental desértico, depósitos de dunas eólicas.

⁸ Formação Tupanciretã = arenito fino, quartzoso, paraconglomerado e arenito conglomerático, ambiente continental.

segunda edição do Sistema Brasileiro de Classificação dos Solos (EMBRAPA, 1999) (Figura 2).

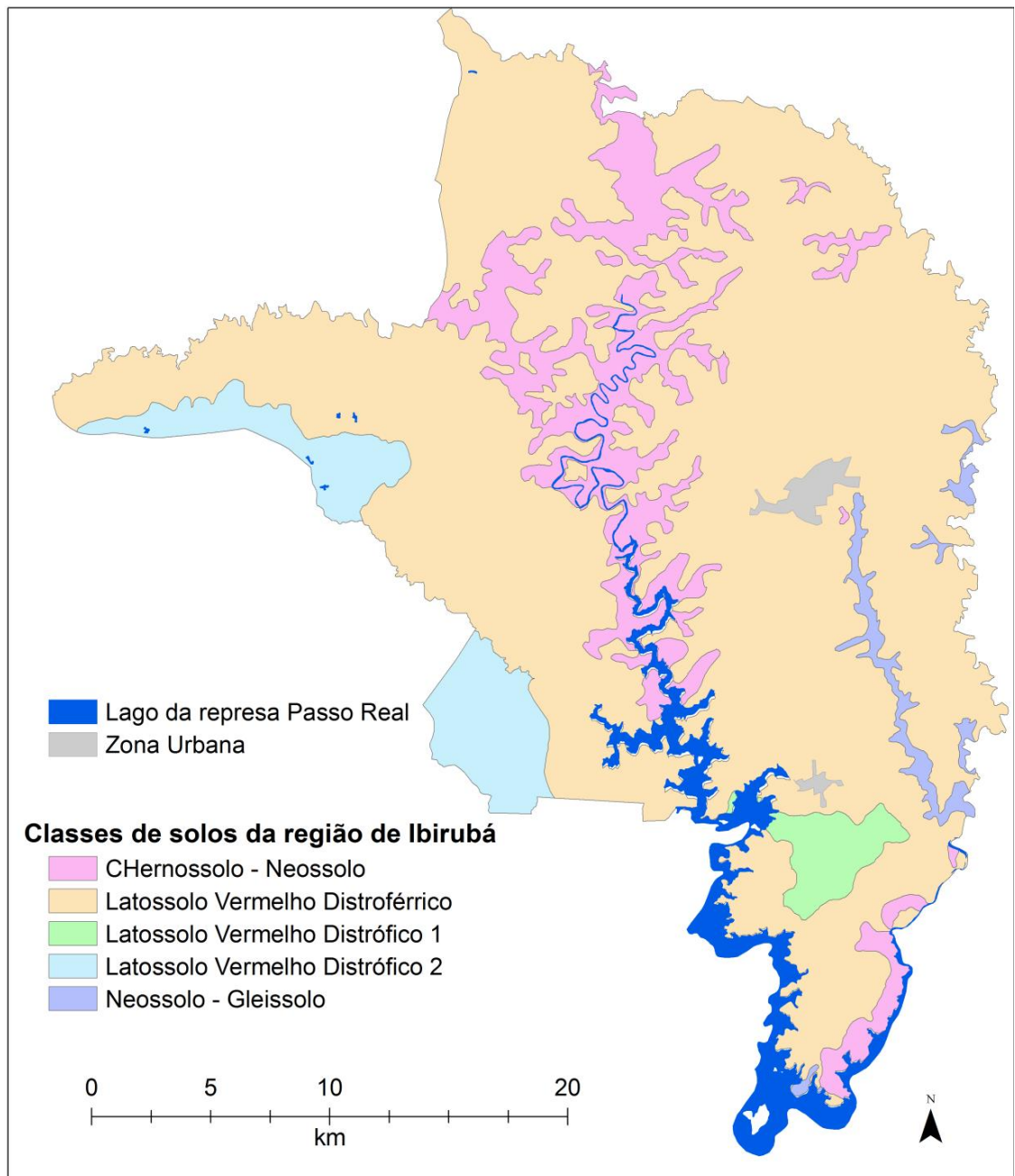


Figura 2. Mapa compilado dos solos da região de Quinze de Novembro, RS (Tornquist, 2007, modificado de Santos et al., 1970). Escala (1:80.000).

5.1.4 Evolução do uso e manejo de solos

Antes da colonização da região de Quinze de Novembro (até 1900), o solo tinha como principal uso o campo nativo e a mata subtropical (Tabela 4). A vegetação arbórea predominante nesta época era Floresta Ombrófila Mista

(Mata de Araucária), cujos fragmentos remanescentes neste estudo são chamados genericamente de mata subtropical. Segundo Batistella (1972), 60% da vegetação arbórea do Alto do Jacuí, região que abrange os municípios do entorno do reservatório da represa do Passo Real, era composta por *Araucaria* e os outros 40% restantes eram compostos principalmente por cedro, angicos, louro, grápia, cabriúva, guajuvira, cajerana, ipê, açoita-cavalo e canela.

Ao longo do século XX, com a colonização, as áreas agrícolas (sob culturas anuais) cresceram em detrimento dos campos e matas nativas. Tornquist (2007) desenvolveu mapas da evolução do uso do solo desde 1900 até 2002 para essa região, e um novo mapa foi produzido para o ano de 2010 na etapa preparatória deste estudo (Figura 3). Esta atualização identificou relativa estabilidade dos usos das terras nos últimos 15 anos (Tabela 4).

Tabela 4. Evolução do uso do solo na região de Quinze de Novembro desde 1900 a 2002 (Tornquist, 2007) e atualizados para este estudo (data referência 2010)

| Uso do solo | 1900 | 1956 | 1977 | 1988 | 2002 | 2010 |
|--------------------|----------------------|------|------|------|------|------|
| | ----- Área (%) ----- | | | | | |
| Mata subtropical | 74 | 22 | 19 | 17 | 9 | 11 |
| Campos naturais | 26 | 23 | 6 | 2 | 0,5 | 0,3 |
| Lavouras | 0 | 55 | 70,7 | 76,7 | 86 | 84 |
| Áreas urbanas | 0 | 0 | 0,3 | 0,3 | 0,5 | 0,7 |
| Represa Passo Real | 0 | 0 | 4 | 4 | 4 | 4 |

As áreas agrícolas da região de Quinze de Novembro, inicialmente cultivadas sob preparo convencional, evoluíram para o plantio direto (PD) há cerca de 30 anos, sendo predominante o sistema de cultivo com soja e milho (tanto para grãos como para silagem), no verão, e aveia e trigo, no inverno, com alto nível tecnológico e rendimentos acima das médias regionais. Associado ao desenvolvimento agrícola, que ocorreu nas últimas décadas, também houve crescimento de atividades agropecuárias, como a suinocultura e a bovinocultura leiteira. Em consequência, o solo tem sido utilizado para a disposição dos dejetos líquidos dos suínos (DLS) e para pastagem do gado leiteiro.

Há poteiros e áreas cultivadas com a gramínea Tifton, que é uma cultura perene, para a pastagem dos bovinos ao longo do ano, mas principalmente no verão. No período de inverno, muitas áreas utilizadas para a

produção de grãos no verão, são cultivadas com aveia, a qual é utilizada para a pastagem do gado. Nessas áreas e nas áreas com Tifton, há a disposição de DLS, com taxa de aplicação variando com a disponibilidade do resíduo e de propriedade para propriedade.

5.1.4.1 Sistemas de produção de criações

Na região de Quinze de Novembro, há diversos tipos de sistemas de criação de bovinos, mas, o mais comum, é o semi-intensivo, no qual, as vacas são alimentadas com ração, feno e silagem, em galpões ou canzins, e, depois, liberadas para o pastejo nas áreas das propriedades (Simões et al., 2009). Os produtores, normalmente, mantêm áreas com gramíneas perenes (especialmente *Cynodon sp.* cv Tifton 85), que são usadas para pastejo e/ou produção de feno. Não é usual que sejam adotados sistemas de controle e tratamentos dos dejetos acumulados próximos às salas de ordenha. Além disso, é comum encontrar partes das propriedades (piquetes, poteiros e acessos) com superlotação de animais em algumas épocas.

Com relação a suinocultura, o sistema de produção utilizado é o de confinamento intensivo, no qual, rações balanceadas, conforme a fase de crescimento, são fornecidas aos animais, geralmente, em comedouros automáticos, os quais fornecem rações constantemente aos animais, conforme o consumo. Os DLS são aplicados em áreas agrícolas próprias dos suinocultores e de vizinhos. Por ocasião do levantamento dos dados para esse estudo, estavam instaladas em Quinze de Novembro, duas unidades de produção de leitões (UPL), as quais, disponibilizavam todos os DLS produzidos para os produtores vizinhos. Por conta disso, frequentemente os DLS eram aplicados no solo com taxas anuais maiores do que as necessidades das culturas, resultando em acúmulo de nutrientes no solo e susceptibilidade a transporte de contaminantes para os corpos hídricos.

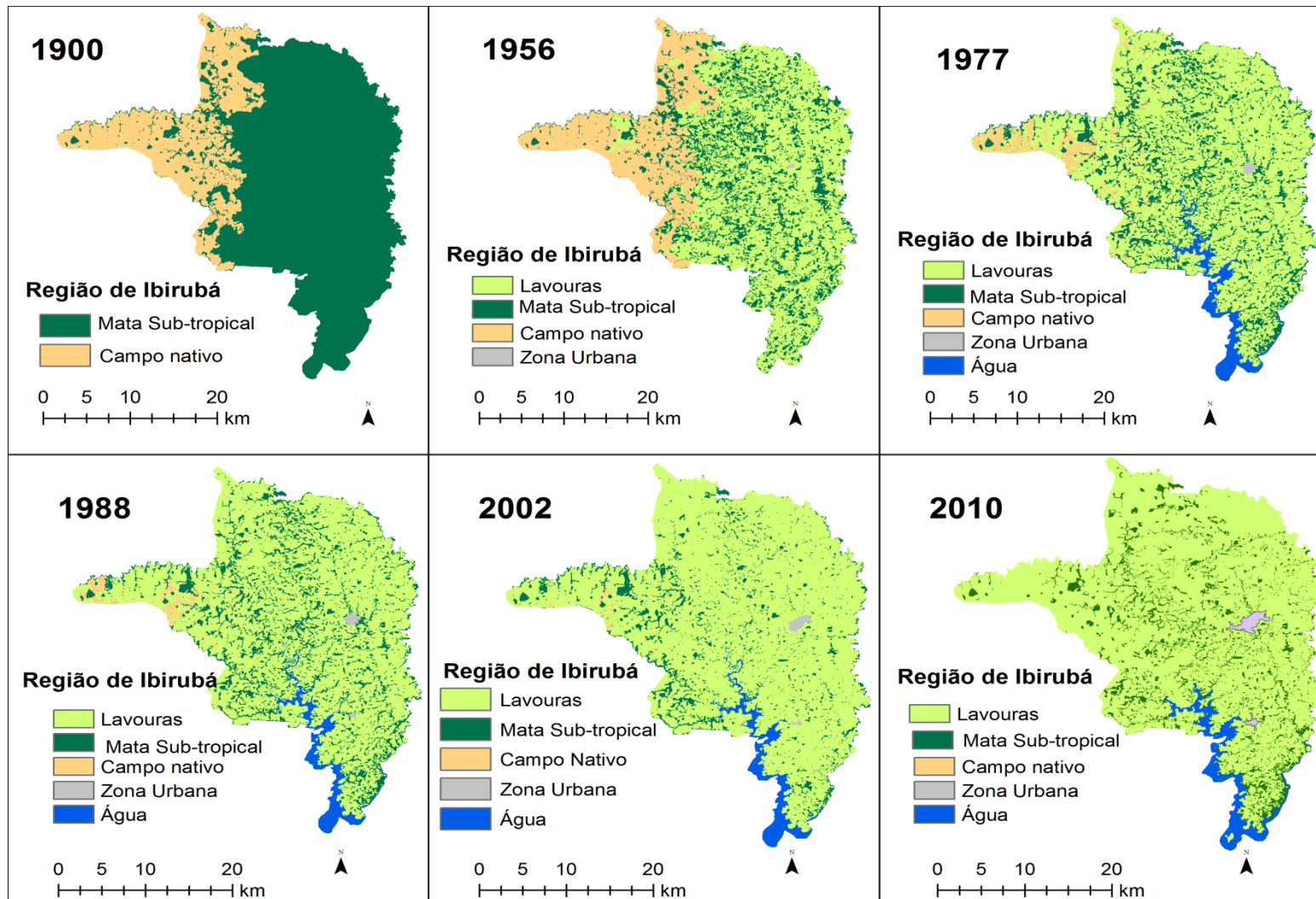


Figura 3. Evolução do uso do solo na região Ibirubá (modificado de Tornquist, 2007).

5.1.5 Delimitação da área de estudo

Este trabalho de pesquisa foi realizado em diferentes escalas e etapas de avaliação, o que resultou em diferentes locais de estudo, dentro da região de Quinze de Novembro. Para o Estudo 1 (indicadores para a avaliação do uso do solo e da qualidade do SPD), foram avaliadas as áreas agrícolas do distrito de Santa Clara do Ingaí, localizado na parte noroeste de Quinze de Novembro (Figura 4). Essa área distrital, foi utilizada para o estudo 1, porque já dispunha-se de dados históricos de uso do solo de anos anteriores, e por ser uma área representativa da região. Um levantamento de uso do solo, também foi realizado, em escala de bacias hidrográficas, em sete bacias hidrográficas, selecionadas para a realização dos Estudos 2, 3, 5 e 6, os quais, referem-se a indicadores agropecuários e ambientais em escala municipal e de bacias hidrográficas, e avaliação da zona ripária e dos indicadores de qualidade da água) (Figura 5).

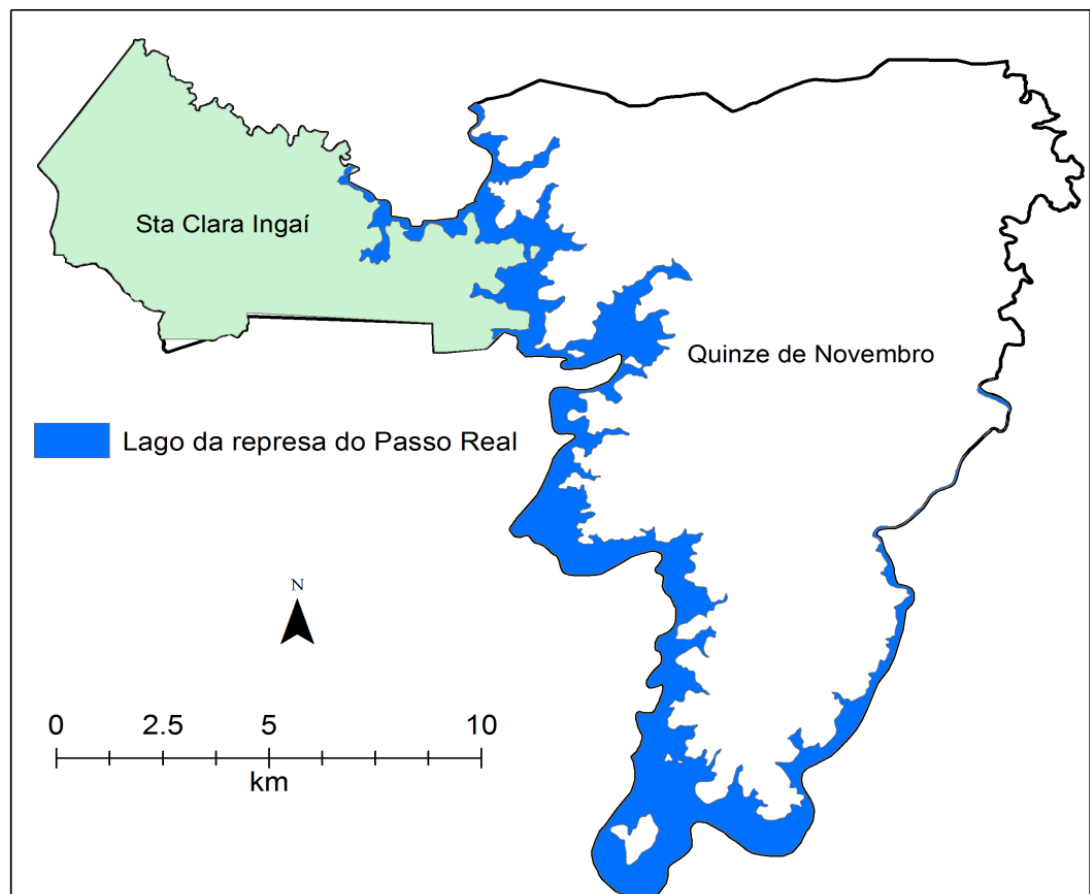


Figura 4. Localização do Distrito de Santa Clara do Ingaí no município de Quinze de Novembro, RS.

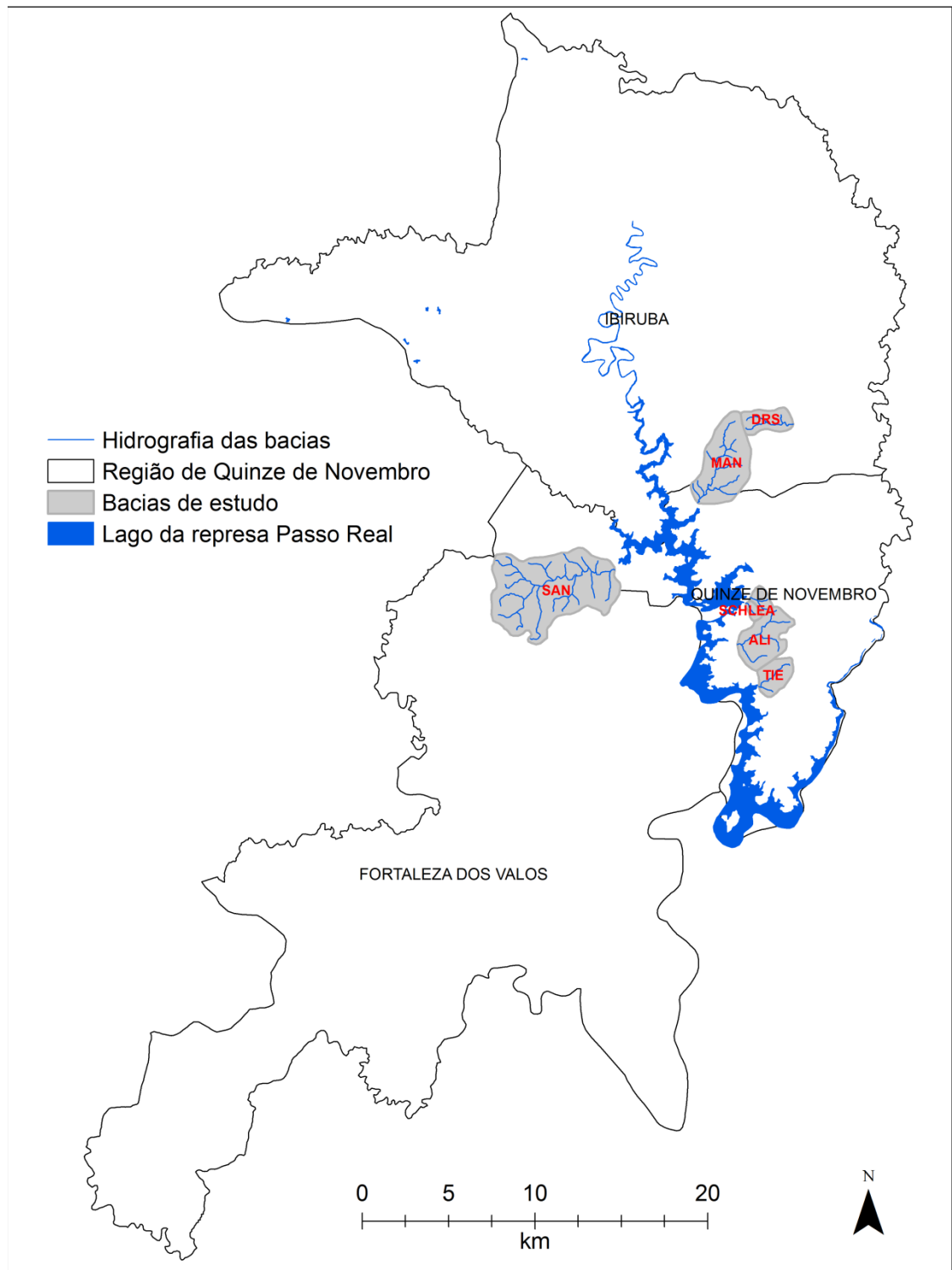


Figura 5. Localização de sete bacias hidrográficas selecionadas na região de Quinze de Novembro, no Planalto do Rio Grande do Sul.

O Estudo 4 (indicadores agropecuários e ambientais como ferramenta de apoio ao licenciamento da suinocultura), foi realizado, exclusivamente, em todas as bacias suinícolas, localizadas no município de Quinze de Novembro, RS (Figura 6).

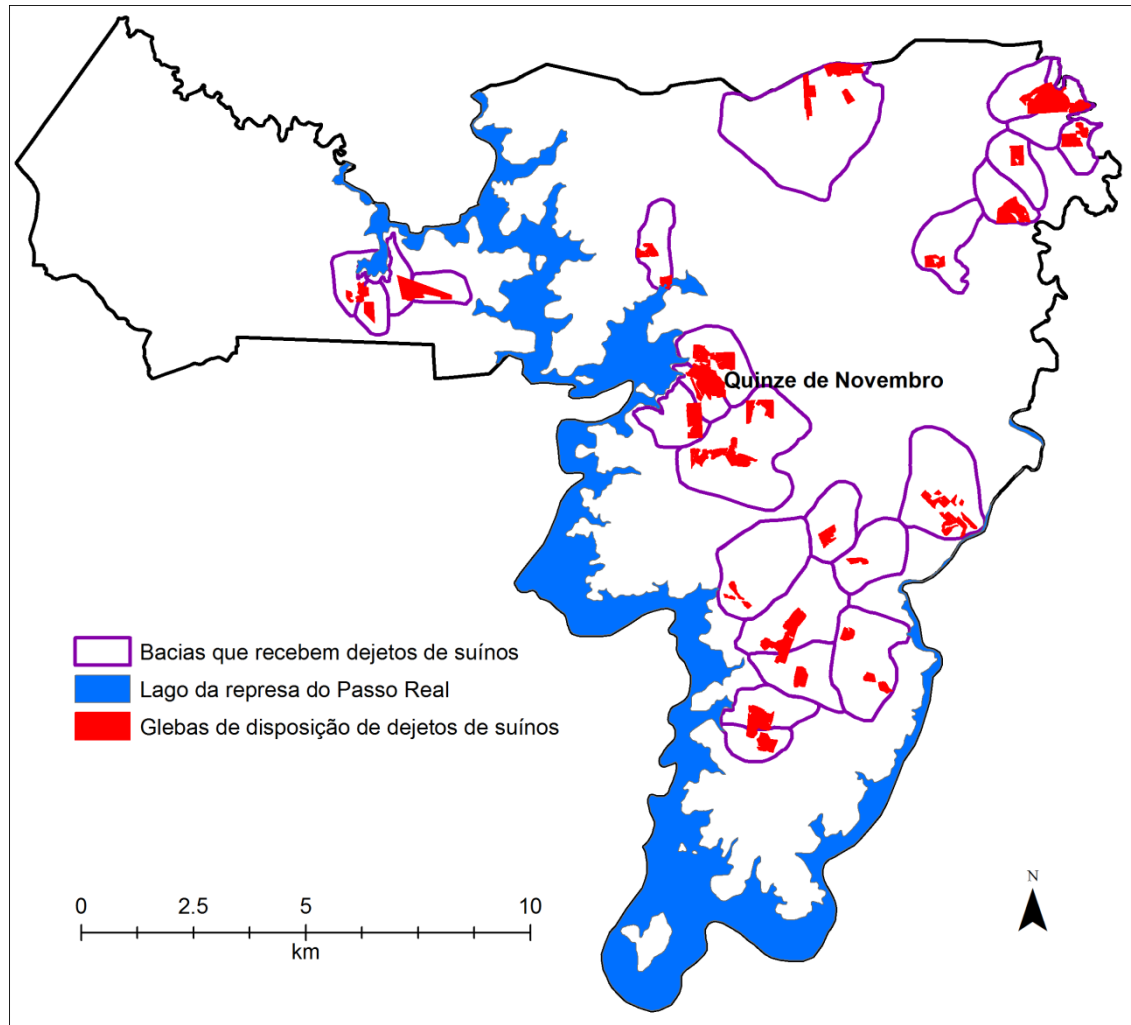


Figura 6. Bacias suinícolas do município de Quinze de Novembro, RS, ano 2013.

5.2 Base de dados geoespacial

A etapa inicial dessa pesquisa consistiu no processamento e na análise de dados geoespaciais, executados no software ArcGIS 10.2 (ESRI, 2013). Dados geoespaciais disponíveis foram utilizados para a elaboração do estudo, tais como: nascentes e rede de drenagem extraídas de cartas topográficas na escala 1:50.000 (Hasenack & Weber, 2010) e limites municipais (IBGE, 2010); modelo digital do terreno (MDT) SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*) com resolução espacial de 30 m (Rabus et al., 2003), mapa do levantamento semi-detalhado de solo, publicado na escala 1:80.000 (Santos et al., 1970), vetorizado por Tornquist (2007), mosaico georeferenciado e ortoretificado de imagens orbitais de alta resolução, obtidas por fusões das bandas multiespectrais e pancromáticas de imagens dos satélites QuickBird e

GeoEye, adquiridas entre os anos de 2013 e 2015, e disponibilizadas gratuitamente na coleção de dados básicos do ArcGIS (ESRI, 2013). Nesta etapa de geoprocessamento associada aos levantamentos de campo, foram estruturadas informações geoespaciais básicas para a determinação dos indicadores utilizados nesse estudo (Tabelas 5, 6 e 7).

Tabela 5. Dados básicos - geográficos, agropecuários e ambientais - do município de Quinze de Novembro, RS.

| Município | Valor |
|--|--------------|
| Área (ha) | 22.350 |
| Área agrícola (ha) | 14.060 |
| Área de mata subtropical (ha) | 3.276 |
| Áreas de APP original (30 m) (ha) | 2.547 |
| Áreas de APP original (30 m) preservada (ha) | 996 |
| Áreas de APP original (5 m) (ha) | 302 |
| Áreas de APP original (5 m) preservada (ha) | 147 |
| Área consolidada (ha) | 1.551 |
| Área a ser recuperada (ha) | 155 |
| Número de suínos (cabeças) | 11.595 |
| Número de bovinos (cabeças) | 12.857 |
| Área que recebe DLS (ha) | 501 |

APP = área de preservação permanente; DLS = dejetos líquidos de suínos.

As glebas agrícolas e fragmentos de vegetação original (mata subtropical) foram delimitadas manualmente, mediante interpretação visual das imagens de satélite (na escala 1:5.000), para a elaboração de um mapa de uso e cobertura da terra detalhado, no qual foram identificadas as culturas temporárias de verão e inverno, desde 2012 até 2015, e as áreas de mata subtropical nativa na região de estudo. As bacias hidrográficas do município foram delimitadas de forma automatizada no ArcGIS (função *Watershed* no módulo Spatial Analyst) a partir do MDT, e depois seus limites (no arquivo vetorial obtido) foram suavizados e corrigidos manualmente, com base na rede de drenagem que constam na cartografia em escala 1:50:000, a qual foi previamente atualizada por meio da interpretação de imagens de satélite de alta resolução, método também empregado para atualizar as nascentes (inferidas visualmente). Adicionalmente, foram conduzidas verificações de campo para os limites das bacias e localização de nascentes nas campanhas de coleta realizadas entre 2012-2013. Aspectos atuais da legislação ambiental,

como áreas de preservação permanente (APP), áreas consolidadas e áreas degradadas a recuperar, conforme o NCF, foram também delimitadas usando a função *Buffer no ArcGIS*. Os critérios para recuperação de APP ripárias, conforme o NCF, tomaram como referência a área da propriedade e a extensão transversal do curso d'água, sendo no mínimo de 5 m a partir das margens para pequenas propriedades que predominam na região de estudo.

Tabela 6. Dados geográficos, agropecuários e ambientais das bacias suinícolas de Quinze de Novembro, RS

| Bacias Suinícolas | Valor |
|--|--------------|
| Área total (ha) | 4.848 |
| Área agrícola total (ha) | 3.464 |
| Área de mata subtropical (ha) | 831 |
| Área com aplicação de dejetos de suínos (ha) | 501 |
| Áreas de APP original (30 m) (ha) | 477 |
| Áreas de APP original (30 m) preservada (ha) | 188 |
| Áreas de APP original (5 m) (ha) | 67 |
| Áreas de APP original (5 m) preservada (ha) | 34 |
| Área consolidada (ha) | 289 |
| Área a ser recuperada (ha) | 33 |
| Área c/ aplicação de dejetos de suínos a ser recuperada (ha) | 1,5 |

APP = área de preservação permanente.

Tabela 7. Dados básicos - geográficos, agropecuários e ambientais - das sete bacias selecionadas na região de Quinze de Novembro, RS

| Bacias selecionadas | Valor |
|--|--------------|
| Área total (ha) | 5.514 |
| Área agrícola total (ha) | 4.562 |
| Área de mata subtropical (ha) | 671 |
| Área com aplicação de dejetos de suínos (ha) | 289 |
| Áreas de APP original (30 m) (ha) | 461 |
| Áreas de APP original (30 m) preservada (ha) | 225 |
| Áreas de APP original (5 m) (ha) | 77 |
| Áreas de APP original (5 m) preservada (ha) | 52 |
| Área consolidada (ha) | 236 |
| Área a ser recuperada (ha) | 25 |
| Área com bovinos (ha) | 1038 |
| Número de suínos (cabeças) | 3.793 |
| Número de bovinos (cabeças) | 3.231 |
| Área c/ aplicação de dejetos de suínos a ser recuperada (ha) | 3 |
| Área com acesso livre por bovinos, a ser recuperada | 12 |

APP = área de preservação permanente.

5.3 Descrição dos estudos e procedimentos utilizados

5.3.1 Estudo em área maior que os limites de bacias hidrográficas

5.3.1.1 Estudo 1 - Diversidade de culturas, quantidade de resíduos e cobertura do solo do distrito de Santa Clara do Ingaí.

Santa Clara do Ingaí, distrito de Quinze de Novembro, com área de 4974 ha, foi escolhida como área de interesse para avaliação multitemporal de sistemas de cultivo e manejo (Figura 4). Este distrito tem a peculiaridade de incluir uma ampla variação de tamanhos de propriedades, e portanto, é representativa da região Central do Planalto Meridional. A maioria das propriedades agrícolas tem produção de grãos e a bovinocultura leiteira, como principal atividade econômica, existindo produtores de diversos portes, desde menos de 10 animais até rebanhos de mais de 100 vacas leiteiras em produção.

Neste estudo, inicialmente todas as glebas (polígonos representando os limites físicos de lavouras, poteiros, pastagens, etc) foram digitalizadas por foto interpretação de imagens de alta resolução em ambiente de geoprocessamento (ArcGIS 10). Mapas de campo com estes arquivos vetoriais foram confeccionados para guiar o percorrimto de estradas vicinais do distrito de Santa Clara, pelo menos 2 vezes por ano, usualmente próximo ao período de maturação da culturas de inverno e verão e identificação visual das culturas implantadas.

Concomitante a este monitoramento de uso e manejo dos solos, foram feitas avaliações de resíduos pós-colheita e da cobertura do solo entre 30 e 40 dias após a semeadura da cultura sucessora. Para guiar as campanhas de amostragem, inicialmente todas as glebas (lavouras) foram previamente digitalizadas em ambiente de geoprocessamento, e, após, cerca de 25 foram selecionadas aleatoriamente, usando a ferramenta “Sampling Network Design” do ArcGIS. Foram selecionadas glebas suficientes para garantir a amostragem de, pelo menos, 10 lavouras por campanha, considerando que ocorreriam glebas de difícil acesso ou não representativas dos sistemas de cultivo dominantes. Nas glebas selecionadas, a amostragem

de resíduos foi feita em triplicata, utilizando *quadrats* (40 cm x 60 cm). As amostras de resíduo foram secas a 60° C para estimativa da matéria seca (MS). No entanto, nas amostragens de campo foi difícil separar os resíduos recentes (da última cultura) e eventuais resíduos remanescentes das culturas anteriores, em estágio avançado de decomposição. Para não superestimar os resíduos da última cultura ao se incluir resíduo remanescente das culturas anteriores, foram utilizadas as equações de marcha de decomposição de resíduos, desenvolvidas nesta mesma região por Campos et al. (2011), obtendo-se assim um fator de correção para cada amostra obtida.

A cobertura do solo pelos resíduos das culturas foi estimada utilizando o método proposto por Laflen et al. (1981) com modificações. Uma corda com 25 nós, com espaçamento de 1 m entre os nós, foi esticada nas glebas com resíduos em ângulo de 45° com as linhas de cultivo. Em cada nó foi identificada a presença ou ausência de resíduos, sendo que a cobertura foi definida como a porcentagem de pontos com resíduos. Estas amostragens foram feitas em triplicata.

As quantidades de matéria seca (MS), o índice de cobertura do solo pelos resíduos remanescentes (IC), a rotação de culturas (RC) e a diversidade de culturas utilizadas em rotação (DC), foram utilizados como indicadores de qualidade do SPD, com vistas a conservação do solo e água. Para tal avaliação, considerou-se, dados de literatura, de regiões semelhantes, para comparação com os dados obtidos.

5.3.2 Estudos 2 ao 6 em bacias hidrográficas

5.3.2.1 Estudos 2 e 3 - Indicadores agroambientais em escalas municipal e de bacias hidrográficas

Sete bacias hidrográficas, previamente estudadas em projetos anteriores (Broetto, 2012), ou escolhidas após avaliação exploratória e discussão com parceiros locais (IFRS-campus Ibirubá), foram selecionadas para a realização dos estudos 2, 3, 5 e 6 (Figura 5). Os critérios utilizados na escolha das bacias foram: a bacia ter a foz desaguando no lago da UHE do Passo Real, fácil acesso aos pontos de coleta de água, ter áreas sem

influência das cidades e com criações de suinocultura e/ou bovinocultura. A bacia em que o Instituto Federal do Rio Grande do Sul (IFRS) estava executando o projeto Desenvolvimento Rural Sustentável (DRS) foi incluída nesse estudo. Essa bacia foi chamada de DRS, e, é a única que não tem a foz no lago da represa. As demais bacias foram denominadas com a abreviação do nome do proprietário da área onde localizava-se o ponto de coleta de água (Leandro = LEA; Scheffler = SCH; Tiemann = TIE; ALIBEM = ALI), ou com a abreviação do nome do curso d'água (Arroio Santa Clara = SAN; Arroio Mandassaia = MAN).

As bacias selecionadas tinham áreas variando de 68 até 2.731 ha, as quais, abrangiam propriedades de diferentes tamanhos (pequenas, médias e grandes) e a diversidade e variabilidade espacial regional, com relação as atividades agropecuárias. A tabela 8 apresenta as características morfométricas de cada bacia.

O uso e manejo das terras, das sete bacias selecionadas, foi levantado, para os anos agrícolas de 2013/14 e 2014/15 nas bacias SAN, MAN, SCH, LEA e TIE; para o verão de 2013/14, e ano agrícola 2014/15 em DRS; e, apenas, para o ano agrícola 2014/15 em ALI. Esse levantamento foi realizado conforme Estudo 1. O levantamento de bovinos e suínos, nas sete bacias de estudo, foi realizado com apoio da Secretaria Estadual de Agricultura Pecuária e Abastecimento – SEAPA, por meio da Inspeção Veterinária, que, gentilmente, forneceu o número de produtores, de bovinos e de suínos, em cada bacia hidrográfica, para o ano base de 2015. Após a obtenção desses dados, os produtores foram visitados para a obtenção de informações como: qual a área utilizada para o pastejo do gado leiteiro e para disposição dos DLS, assim como, para a confirmação do número de animais fornecido pela SEAPA. O número de bovinos total do município de Quinze de Novembro foi obtido do site do IBGE para o ano base de 2013. Com essas informações e auxílio de ferramentas de geoprocessamento, indicadores agropecuários e ambientais foram propostos para a avaliação da pressão ambiental das atividades suinícola, bovina e agricultura, para essa região.

Tabela 8. Características morfométricas de sete bacias hidrográficas da região de Quinze de Novembro, RS

| Bacias | - - - Número de drenagens - - - | | | | Kc ⁹ | Kf ¹⁰ | Densidade da rede drenagens (drenagens ha ⁻¹) | Densidade de drenagens (km km ⁻²) | Sinuosidade ¹¹ | Declividade (%) | Área (ha) |
|--------|---------------------------------|---------|---------|-------|-----------------|------------------|---|---|---------------------------|-----------------|-----------|
| | 1 ordem ¹² | 2 ordem | 3 ordem | Total | | | | | | | |
| DRS | 3 | 1 | 0 | 4 | 1,20 | 0,45 | 0,009 | 1,50 | 1,18 | 2,22 | 348 |
| MAN | 12 | 3 | 1 | 16 | 1,15 | 0,43 | 0,009 | 1,40 | 1,26 | 1,62 | 1.201 |
| SAN | 19 | 4 | 1 | 24 | 1,28 | 0,52 | 0,007 | 1,38 | 1,32 | 1,19 | 2.731 |
| LEA | 2 | 1 | 0 | 3 | 1,11 | 0,76 | 0,015 | 1,48 | 1,12 | 4,70 | 130 |
| SCH | 1 | 0 | 0 | 1 | 1,10 | 0,75 | 0,015 | 1,25 | 1,07 | 4,57 | 68 |
| ALI | 4 | 1 | 0 | 5 | 1,20 | 0,57 | 0,006 | 1,24 | 1,22 | 1,62 | 709 |
| TIE | 2 | 0 | 0 | 2 | 1,07 | 0,59 | 0,006 | 1,02 | 1,17 | 2,14 | 328 |

Kc = coeficiente de compacidade de bacias hidrográficas; kf = coeficiente de forma de bacias hidrográficas.

⁹ Coeficiente de compacidade (kc) = Quanto mais próximo de 1 mais circular é a forma da bacia.

¹⁰ Coeficiente de forma (kf) = Quanto menor o kf mais comprida é a bacia.

¹¹ Sinuosidade = Quanto maior esse valor mais sinuoso é o curso d'água.

¹² Ordem de Strahler, 1964.

Os indicadores agropecuários e ambientais propostos para escala municipal (Estudo 2) e de bacia hidrográfica (Estudo 3) (Tabelas 9 e 10, respectivamente) foram desenvolvidos considerando o referencial de outros sistemas de indicadores agroambientais, apresentados e, brevemente, discutidos no item 2.5., e aspectos locacionais e de proteção da vegetação natural, exigidos pela legislação estadual (FEPAM, 2014) e federal (Brasil, 2012). Além disso, eles tinham como premissas, permitir uma ampla e, tanto quanto possível, pela disponibilidade de dados, precisa avaliação ambiental, serem de fácil obtenção e ter baixo custo.

A seguir a descrição de como os indicadores foram obtidos:

Tabela 9 – Escala municipal

IM0 = relação entre o volume de DLS produzido no município e a área municipal.

IM1 = relação entre o volume de DLS produzido no município e a área agrícola municipal.

IM2 = relação entre a área agrícola municipal e a área total do município de Quinze de Novembro.

IM3 = relação entre a área que recebe DLS em todo o município de Quinze de Novembro e a área total do município.

IM4 = relação entre a área que recebe DLS em todo o município de Quinze de Novembro e a área agrícola do município.

IM5 = relação entre o número de suínos total de Quinze de Novembro e toda a área municipal.

IM6 = relação entre o número de suínos total de Quinze de Novembro e a área agrícola municipal.

IM7 = relação entre o número de suínos total de Quinze de Novembro e a área municipal que efetivamente recebe DLS.

IM8 = relação entre o número de bovinos total de Quinze de Novembro e toda a área municipal.

IM9 = relação entre o número de bovinos total de Quinze de Novembro e a área agrícola municipal.

IM10 = relação entre a área de mata subtropical remanescente em Quinze de Novembro e a área municipal.

Tabela 9. Indicadores ambientais e agropecuários desenvolvidos para escala municipal

| Indicadores | Descrição |
|----------------------|--|
| Agropecuários | |
| IM0 | Taxa anual de aplicação de DLS por hectare da área municipal |
| IM1 | Taxa anual de aplicação de DLS por hectare de área agrícola municipal |
| IM2 | Fração da área municipal utilizada como área agrícola |
| IM3 | Fração da área municipal com aplicação DLS de suínos |
| IM4 | Fração da área agrícola com aplicação de DLS |
| IM5 | Número de suínos por hectare da área municipal |
| IM6 | Número de suínos relativo à área agrícola municipal |
| IM7 | Número de suínos por hectare da área municipal com aplicação de DLS |
| IM8 | Número de bovinos por hectare à área municipal |
| IM9 | Número de bovinos por hectare relativo a área agrícola municipal |
| Ambientais | |
| IM10 | Fração remanescente da área municipal com vegetação nativa ¹ |
| IM11 | Fração remanescente de toda a área de APP original de 30 m do município |
| IM12 | Fração de toda a área de APP original de 5 m do município |
| IM13 | Fração da área de APP 30 m original do município que foi degradada e considerada consolidada |
| IM14 | Fração da área consolidada que deve ser recuperada em pelo menos 5 m conforme NCF |
| IM15 | Fração da área consolidada a recuperar no município e que recebe DLS |

¹no caso de Quinze de Novembro, mata subtropical (fragmentos da Floresta Ombrófila Mista); IM = Indicador municipal; NCF = novo código florestal.

Tabela 10. Indicadores ambientais e agropecuários desenvolvidos para bacias hidrográficas da região de Quinze de Novembro, RS, 2013/14

| Indicador | Descrição |
|----------------------|--|
| Agropecuários | |
| IB0 | Taxa anual de aplicação de DLS por hectare da área das bacias |
| IB1 | Taxa anual de aplicação de DLS por hectare da área agrícola das bacias |
| IB2 | Fração da área das bacias utilizada como área agrícola |
| IB3 | Fração da área das bacias com aplicação de DLS |
| IB4 | Fração da área agrícola das bacias de estudo da região de Quinze de Novembro que recebe DLS |
| IB5 | Número de suínos por hectare em toda a área das bacias |
| IB6 | Número de suínos por hectare na área agrícola das bacias |
| IB7 | Número de suínos por hectare na das bacias que recebe DLS |
| IB8 | Número de bovinos por hectare em toda a área das bacias |
| IB9 | Número de bovinos por hectare na área agrícola das bacias |
| IB10 | Número de bovinos por hectare na área efetiva com bovinos nas bacias |
| Ambientais | |
| IB11 | Fração da área das bacias com mata subtropical |
| IB12 | Fração preservada das APP originais (30 m) |
| IB13 | Fração preservada das APP original de (5 m) |
| IB14 | Fração da área de APP 30 m original das bacias que foi degradada e considerada consolidada |
| IB15 | Fração da área consolidada das bacias que deve ser recuperada em pelo menos 5 m para atender o NCF |
| IB16 | Fração da área consolidada a recuperar nas bacias e que recebe DLS |
| IB17 | Fração da área consolidada a recuperar nas bacias com presença de bovinos |

IB = indicadores de bacias hidrográficas; DLS = dejetos líquidos de suínos; APP = área a ser preservada; NCF = novo código florestal.

IM11 = relação entre a área de mata subtropical remanescente, em uma faixa de 30 metros para cada lado dos cursos d'água, em todo o município, e a área total municipal abrangida por essa faixa.

IM12 = relação entre a área de mata subtropical remanescente, em uma faixa de 5 metros para cada lado dos cursos d'água, em todo o município, e toda a área municipal abrangida por essa faixa.

IM13 = relação entre a área degradada em uma faixa de 30 metros para cada lado dos cursos d'água, de todo o município, e a área total municipal abrangida por essa faixa.

IM14 = relação entre a área consolidada municipal a ser recuperada em pelo menos 5 metros de largura e toda a área consolidada municipal.

IM15 = relação entre a área consolidada municipal a ser recuperada em pelo menos 5 metros de largura, que recebe DLS, e toda a área consolidada municipal.

Tabela 10 – Escala de bacia hidrográfica

IB0 = relação entre o volume de DLS produzidos nas bacias e a área das bacias.

IB1 = relação entre o volume de DLS produzidos nas bacias e a área agrícola das bacias.

IB2 = relação entre a área agrícola das bacias e área das bacias.

IB3 = relação entre a área que recebe DLS nas bacias e a área das bacias.

IB4 = relação entre a área que recebe DLS nas bacias e a área agrícola das bacias.

IB5 = relação entre o número de suínos nas bacias e a área das bacias.

IB6 = relação entre o número de suínos nas bacias e a área agrícola da bacias.

IB7 = relação entre o número de suínos nas bacias e a área das bacias que efetivamente recebe DLS.

IB8 = relação entre o número de bovinos nas bacias e a área das bacias.

IB9 = relação entre o número de bovinos nas bacias e a área agrícola das bacias.

IB10 = relação entre o número de bovinos nas bacias e a área das bacias que efetivamente recebe bovinos.

IB11 = relação entre a área de mata subtropical remanescente nas bacias e a área das bacias.

IB12 = relação entre a área de mata subtropical remanescente, em uma faixa de 30 metros para cada lado dos cursos d'água, das bacias, e a área das bacias abrangida por essa faixa.

IB13 = relação entre a área de mata subtropical remanescente, em uma faixa de 5 metros para cada lado dos cursos d'água, das bacias, e a área das bacias abrangida por essa faixa.

IB14 = relação entre a área degradada em uma faixa de 30 metros para cada lado dos cursos d'água, das bacias, e a área das bacias abrangida por essa faixa.

IB15 = relação entre a área consolidada das bacias a ser recuperada em pelo menos 5 metros de largura e toda a área consolidada das bacias.

IB16 = relação entre a área consolidada das bacias a ser recuperada em pelo menos 5 metros de largura, que recebe DLS, e toda a área consolidada das bacias.

IB17 = relação entre a área consolidada das bacias a ser recuperada em pelo menos 5 metros de largura, com presença de bovinos, e toda a área consolidada das bacias.

Os indicadores IB10 e IB17, em escala de bacias hidrográficas, não tiveram indicadores equivalentes, em escala municipal, porque não foi possível obter a área municipal que recebia os bovinos, o que, conseqüentemente, não permitiu determinar a área a ser recuperada no município que recebia os bovinos.

5.3.2.1 Estudo 4 – Indicadores agroambientais em escala de gleba agrícola

No caso da suinocultura, um trabalho mais detalhado foi realizado em Quinze de Novembro (Estudo 4), no qual, mapeou-se todas as áreas do município que recebiam DLS e, então, determinou-se os limites das bacias a

que essas áreas pertenciam (Figura 6). Um estudo mais detalhado para a bovinocultura, como foi realizado para a suinocultura, não foi possível de ser realizado, pois, isso envolveria uma grande demanda de tempo e alto custo, para localizar todos os bovinocultores de Quinze de Novembro, o que inviabilizou essa análise mais detalhada.

Nesse estudo, inicialmente, foi realizado um levantamento dos suinocultores licenciados no município, com apoio de técnicos da Prefeitura Municipal de Quinze de Novembro, para atualizar a população de suínos para o ano-base 2013. Também foram localizadas, por imagens de satélite de alta resolução e confirmação nas propriedades rurais, as esterqueiras e as glebas que recebiam DLS em cada propriedade. O volume anual de DLS produzido nas propriedades suinícolas foi estimado considerando a quantidade média de 7,5 L dejetos por suíno dia⁻¹ (Bordin et al., 2005) e 300 dias de alojamento de suínos por ano. A composição média dos DLS da região de estudo é apresentada em Broetto et al. (2014).

A partir dos dados levantados a campo, e com auxílio de ferramentas de geoprocessamento, sete indicadores, em escala de bacia hidrográfica suinícola, e nove indicadores em escala de gleba agrícola, foram elaborados, para a avaliação da pressão ambiental exercida pela suinocultura, em áreas localizadas, dentro do município de Quinze de Novembro (Tabela 11). Procurou-se considerar indicadores espacialmente explícitos, de fácil e baixo custo de obtenção, que permitissem avaliar o risco potencial de impacto ambiental causado pela disposição de DLS no ambiente, em escala detalhada. A seguir, uma descrição de como os indicadores foram obtidos, a partir dos dados básicos, apresentados na tabela 6, foram feitas relações matemáticas, conforme descrito abaixo:

Tabela 11:

IBS0 = relação entre a área agrícola das bacias suinícolas de Quinze de Novembro e a área dessas bacias.

IBS1 = relação entre o volume de DLS produzidos nas bacias suinícolas e a área das bacias.

IBS2 = relação entre o volume de DLS produzidos nas bacias suinícolas e a área agrícola das bacias.

Tabela 11. Indicadores agropecuários e ambientais da suinocultura em escala de bacia hidrográfica no município de Quinze de Novembro, RS

| Indicador | Descrição |
|-----------|--|
| IBS0 | Taxa anual de aplicação de DLS por hectare da área da bacia |
| IBS1 | Taxa anual de aplicação de DLS por hectare da área agrícola da bacia |
| IBS2 | Área agrícola das bacias suinícolas de Quinze de Novembro, RS |
| IBS3 | Fração das bacias suinícolas de Quinze de Novembro, RS, que recebe DLS |
| IBS4 | Fração da área agrícola com aplicação de DLS |
| IBS5 | Fração da APP original de 30 m a ser recuperada |
| IBS6 | Fração da APP original de 5 m a ser recuperada |
| IBS7 | Fração da APP original de 5 m a ser recuperada e que recebe DLS |

IBS = Indicadores em bacias hidrográficas suinícolas; APP = área de preservação permanente; DLS = dejetos líquidos de suínos.

Tabela 12. Indicadores agropecuários e ambientais da suinocultura em escala de gleba agrícola (lavoura) no município de Quinze de Novembro, RS

| Indicador | Descrição |
|-----------|---|
| IG1 | Taxa anual de aplicação de DLS por hectare |
| IG2 | Classificação da gleba que recebe DLS quanto a resistência à degradação em função das características do solo |
| IG3 | Declividade média das glebas que recebem DLS |
| IG4 | Distância entre os centroides das glebas que recebem DLS até o curso d'água mais próximo |
| IG5 | Distância entre os limites das glebas que recebem DLS até o curso d'água mais próximo |
| IG6 | Largura das faixas com potencial de "amortecimento" para DLS entre a gleba que recebe DLS e curso d'água |
| IG7 | Distância entre instalações suinícolas (pocilgas e esterqueiras) e o curso d'água mais próximo |
| IG8 | Área em que há conflito entre as instalações atuais (pequenos empreendimentos) e a APP |
| IG9 | Área de APP degradada que precisa ser recuperada em pelo menos 5 m e que recebe DLS |

IG = Indicadores em glebas agrícolas; APP = área de preservação permanente; DLS = dejetos líquidos de suínos.

IBS3 = relação entre a área que recebe DLS nas bacias suinícolas de Quinze de Novembro e a área dessas bacias.

IBS4 = relação entre a área que recebe DLS nas bacias suinícolas de Quinze de Novembro e a área agrícola das bacias.

IBS5 = relação entre a área consolidada a ser recuperada em pelo menos 5 metros para cada lado do curso d'água e a área abrangida por uma largura de 30 metros para cada lado do curso d'água (APP original).

IBS6 = relação entre a área consolidada a ser recuperada em pelo menos 5 metros para cada lado do curso d'água e a área abrangida por toda essa faixa.

IBS7 = relação entre a área consolidada a ser recuperada em pelo menos 5 metros para cada lado do curso d'água, que recebe DLS, e a área abrangida por toda essa faixa.

Tabela 12:

IG1 = Calculado com base na tabela de atributos, do arquivo shape de polígonos, das glebas que recebiam DLS, no ArcGis, versão 10.2.

IG2 = classificação dos solos quanto a resistência a degradação conforme Kämpf et al. (2008).

IG3 = declividade média calculada pela ferramenta "slope" do software ArcGis, versão 10.2, utilizando o modelo digital do terreno, com resolução espacial de 30 metros, considerando apenas a área das bacias suinícolas.

IG4 = os centroides das glebas que recebiam DLS foram calculados automaticamente, por meio da ferramenta "feature to point", do software ArcGis, versão 10.2, e depois foi medida a distância do centroide até o curso d'água mais próximo.

IG5 = com a ferramenta "near" do software ArcGis, versão 10.2, foi calculada a distância do limite mais próximo do curso d'água, da gleba que recebia DLS, até o curso d'água.

IG6 = foi utilizada a ferramenta "intersect" do software ArcGis, versão 10.2, para relacionar o IG5 e a área de mata subtropical remanescente até o curso d'água.

IG7 = com a ferramenta “near” do software ArcGis, versão 10.2, foi calculada a distância entre as instalações suinícolas e o curso d’água mais próximo.

IG8 = foi utilizada a ferramenta “intersect” do software ArcGis, versão 10.2, para relacionar a área das instalações suinícolas e a área de preservação permanente de 30 metros.

IG9 = foi utilizada a ferramenta “intersect” do software ArcGis, versão 10.2, para relacionar a área de APP com 5 metros de largura para cada lado do curso d’água que precisava ser recuperada e a área que recebia DLS.

5.3.2.2 Estudo 5 – Indicadores agroambientais para avaliação da zona ripária em bacias hidrográficas

Nas sete bacias hidrográficas, selecionadas para esse estudo, foram feitas as caracterizações das zonas ripárias, com ênfase nas APPs definidas por lei e nos próprios cursos d’água das bacias (Estudo 5), com o intuito de, identificar locais com potencial de risco de impactos ambientais devido as atividades agropecuárias (bovinocultura leiteira, aplicação de DLS no solo e agricultura) e fatores ambientais (zona ripária ou APP degradada).

Esta avaliação foi conduzida adaptando os protocolos de avaliação de impactos ambientais em cursos d’água, propostos por Callisto et al. (2002) e Minatti-Ferreira e Beuamord (2006). Esses protocolos são baseados em *check-lists* com itens a serem verificados visualmente a campo, pelo percorrimto dos cursos d’água para verificação de conflitos de uso do solo. As APP das bacias de estudo foram delimitadas e quantificadas em ambiente de geoprocessamento, a partir da base de dados geoespacial. Com isso, foi possível identificar pontos críticos, como por exemplo erosão nos taludes e degradação das margens dos cursos d’água, além de trânsito de animais e atividades antrópicas afetando os cursos d’água. Para esse estudo, foram percorridas todas as estradas vicinais das bacias hidrográficas selecionadas e, identificados todos esses pontos críticos, com auxílio de mapas de campo, GPS e, papel e caneta, para anotação de informações adicionais.

A partir desse levantamento, foi possível elaborar, mesmo que de forma simplificada, indicadores de impactos ambientais, relacionados ao nível

de risco dessas atividades, à degradação das águas superficiais nas drenagens das bacias (Tabelas 13 e 14). Os níveis de risco utilizados (baixo, médio, alto e muito alto) foram baseados no nível de impacto ambiental oriundo de cada fator isolado e considerando esses fatores em conjunto. Abaixo uma breve explicação de porque determinado fator recebeu específico nível de risco:

- Área degradada a recuperar – médio impacto ambiental porque, mesmo que se tenha a área degradada, infere-se que não há outras atividades afetando essa área, ou seja, considerou-se esse fator de forma isolada.

Tabela 13. Indicadores agropecuários e ambientais com potencial de risco de impactos ambientais em bacias hidrográficas, região de Quinze de Novembro, RS

| Indicadores de Risco Ambiental | Nível de risco | unidade |
|--|----------------|---------|
| Área degradada a recuperar | M | ha |
| Comprimento da drenagem com acesso livre de bovinos | A | m |
| Aplicação de DLS em lavoura | B | ha |
| Comprimento da drenagem com acesso de bovinos junto à área degradada a recuperar | A | m |
| Área degradada a recuperar com acesso de bovinos à drenagem | A | ha |
| Área de aplicação de DLS em lavoura junto a área degradada a recuperar | A | ha |
| Comprimento da drenagem com acesso de bovinos junto à área com aplicação de DLS | A | m |
| Área que recebe DLS na lavoura com acesso de bovinos à drenagem | A | ha |

B = Baixo; M = Médio; A = Alto.

Tabela 14. Quantificação relativa dos indicadores agropecuários e ambientais com potencial de risco de impactos ambientais em bacias hidrográficas, região de Quinze de Novembro, RS

| Fatores de Risco Ambiental | Nível de risco | unidade |
|--|----------------|--------------------|
| Proporção de área degradada a recuperar (APP 5 m) | M | % |
| Proporção da drenagem com acesso livre de bovinos | A | % |
| Proporção da área com DLS em relação a área agrícola da bacia | B | % |
| Proporção da drenagem com acesso de bovinos junto à área degradada a recuperar (APP 5 m) | A | % |
| Área degradada a recuperar (APP 5 m) com acesso de bovinos à drenagem | A | % |
| Relação entre acesso de bovinos à drenagem em área degradada a recuperar (APP 5 m) | A | m ha ⁻¹ |
| Área de aplicação de DLS em lavoura junto a área degradada a recuperar (APP 5m) | A | % |
| Proporção da drenagem com acesso de bovinos junto à área com aplicação de DLS | MA | % |
| Área que recebe DLS na lavoura com acesso de bovinos à drenagem | MA | % |
| Relação entre acesso de bovinos à drenagem em área com aplicação de DLS | MA | m ha ⁻¹ |

B = Baixo; M = Médio; A = Alto; MA = Muito Alto; DLS = dejetos líquidos de suínos; APP = área de preservação permanente.

- Comprimento da drenagem com acesso livre de bovinos – alto impacto ambiental devido aos bovinos estarem presentes no curso d'água e causarem impactos diretos (defecar e urinar na água e desbarrancamento dos taludes) e indiretos (compactação e defecar e urinar no entorno da drenagem, o que escoará para o curso d'água) nas águas superficiais.

- Aplicação de DLS em lavoura – baixo impacto porque, apesar de a suinocultura ser considerada uma atividade de alto potencial poluidor (FEPAM, 2014), considerou-se que esse fator de forma isolada terá o seu efeito poluente neutralizado pelo solo e pelas culturas, ainda mais se as lavouras estiverem localizadas distantes do curso d'água.

- Comprimento da drenagem com acesso de bovinos junto à área degradada a recuperar; Área degradada a recuperar com acesso de bovinos à drenagem em a relação entre acesso de bovinos à drenagem em área degradada a recuperar – alto impacto porque além de ter o acesso livre aos bovinos que representa alto impacto, também há a APP degradada em pelo menos 5 m até o curso d'água, o que facilita os impactos indiretos dessa atividade indicados acima.

- Área de aplicação de DLS em lavoura junto a área degradada a recuperar – alto impacto porque, nesse caso, grande parte do DLS aplicado superficialmente na lavoura pode ser transportado para dentro do curso d'água facilmente onde a APP está degradada.

- Comprimento da drenagem com acesso de bovinos junto à área com aplicação de DLS; Área que recebe DLS na lavoura com acesso de bovinos à drenagem; Relação entre acesso de bovinos à drenagem em área com aplicação de DLS – muito alto impacto porque, além do acesso de bovinos já ser considerado de alto impacto, o escoamento superficial das áreas com DLS pode ser facilitado com a presença dos animais, seja pela compactação do solo, o que reduz a infiltração de água, ou seja pela formação de zonas com fluxo preferencial de água nos locais onde os bovinos transitam com maior frequência.

Ainda para a avaliação da zona ripária, foram feitas correlações entre diversos fatores agropecuários (relacionados a bovinocultura leiteira, suinocultura e agricultura), e fatores ambientais associados a APP, levantados

nesse estudo, para avaliação da associação da supressão da APP das zonas ripárias com as atividades agropecuárias.

5.3.2.3 Estudo 6 – Impacto ambiental de atividades agropecuárias sobre indicadores de qualidade das águas superficiais de bacias hidrográficas

Campanhas de coleta de água foram conduzidas com frequência mensal, por 9 meses, entre 2013 e 2014, em pontos críticos dos canais principais definidores das sete bacias hidrográficas selecionadas (Figura 7). Nestes pontos, a vazão foi medida no momento da amostragem, conforme métodos expeditos propostos por Carvalho (2008).

As amostras de água foram coletadas em triplicata, no campo, e analisadas em duplicata, no laboratório. Após a coleta a campo, as amostras foram acondicionadas em caixas de isopor com gelo, para evitar alteração dos indicadores de qualidade da água até a análise laboratorial. Os atributos determinados foram: NO_3^- , oxigênio dissolvido (OD), coliformes fecais (CF), coliformes totais (CT), *Escherichia coli* (EC), pH, demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5), fósforo solúvel (P_{sol}), condutividade elétrica (CE). Os métodos analíticos usados, para a determinação de DBO_5 , P_{sol} e NO_3^- , foram conforme American Public Health Association (APHA, 1995). O método para análise dos coliformes e EC foi o das microplacas (96 poços), como usado por Bastholm (2008). O pH, CE e OD, foram medidos no local de coleta com equipamentos portáteis modelo Laesent 8401.

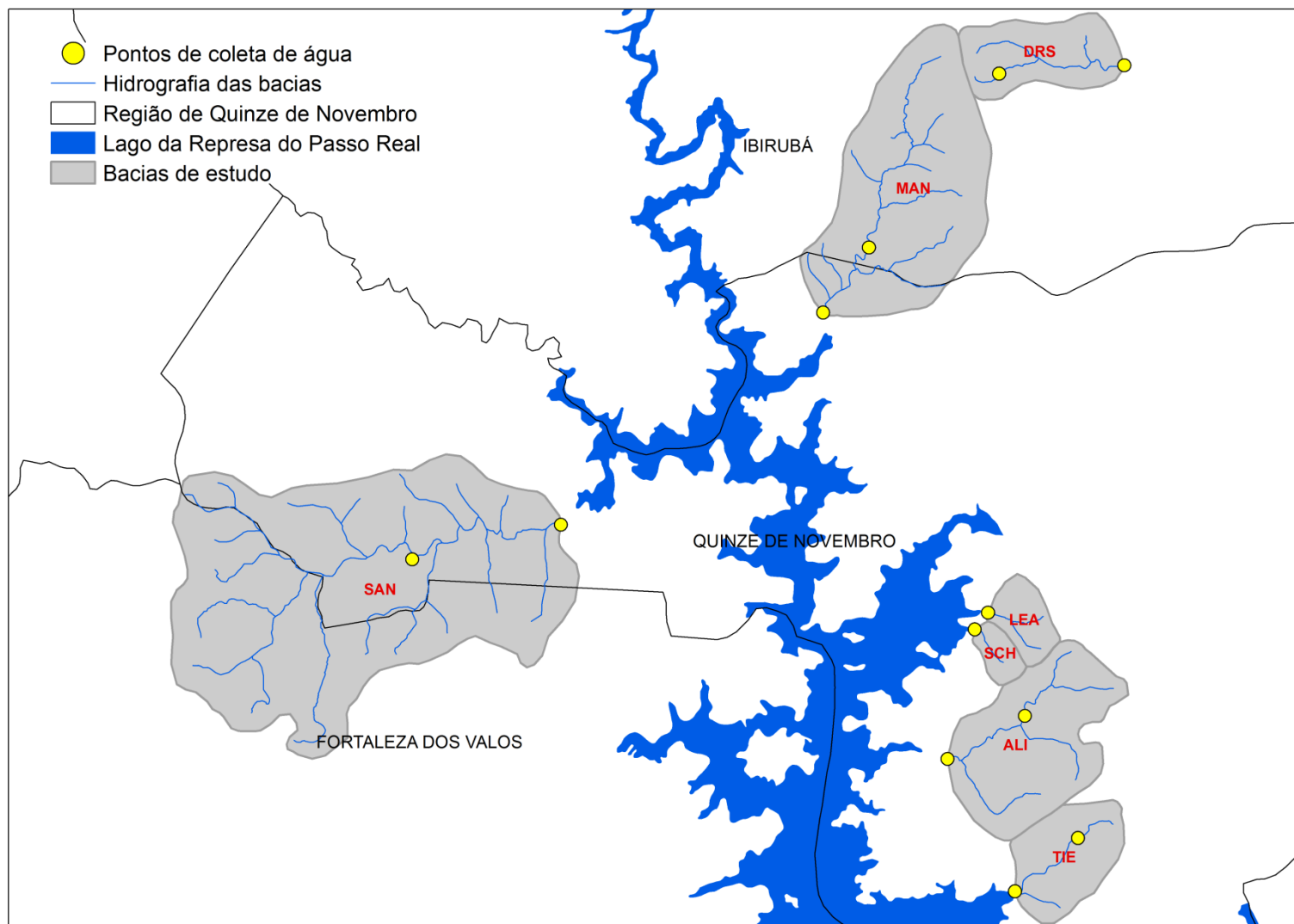


Figura 7. Localização de pontos de coleta de águas superficiais na região de Quinze de Novembro.

5.4 Análise estatística

5.4.1 Água

As análises estatísticas para os atributos de água foram feitas utilizando os softwares SAS, versão 9.2, e SPSS, versão 18.0. Uma análise trifatorial foi feita considerando os fatores bacias, datas e pontos de coleta de água. Os dados levantados para todos os atributos apresentaram heterogeneidade das variâncias e por isso precisaram ser transformados. As transformações dos dados foram feitas utilizando o SPSS. A ANOVA e o teste de médias foram efetivadas utilizando o SAS. A única transformação que eliminou a heterogeneidade das variâncias foi o método dos mínimos quadrados ponderados.

No entanto, esse método tem dois princípios que devem ser seguidos para não perder informação. 1) Não pode haver dados faltantes; 2) Tem que haver variância entre as repetições, ou seja, as repetições não podem ser iguais. Quando um desses princípios é quebrado, a linha da tabela de médias, no arquivo de saída do SAS, referente ao dado faltante ou sem variância, é considerada como inexistente, e não há, portanto, comparação de médias para esse ponto. Isso acontece porque o método dos mínimos quadrados nada mais é do que o inverso da variância, e como a variância está no denominador, não pode ser zero, o que acontece quando os dados faltaram ou as repetições foram iguais. A ANOVA foi feita utilizando o método das medidas repetidas por meio do proc GLM do SAS. As diferenças entre as médias foram comparadas pelo teste de Tukey com nível de significância de 5%.

Os indicadores de qualidade das águas obtidos também foram correlacionados com outros indicadores ambientais e agropecuários levantados a campo ou usando sistemas de informações geográficas. As análises de correlação, tanto para os indicadores de qualidade da água como para a análise da zona ripária, tiveram a sua significância testada pelo teste t, a 5 e 10% de probabilidade de erro.

6 RESULTADOS E DISCUSSÕES

6.1 Estudo em área maior que os limites de bacias hidrográficas

6.1.1 Estudo 1 – Sistema de culturas, diversidade de culturas, quantidade de resíduos e cobertura do solo no distrito de Santa Clara do Ingaí

O estudo realizado entre 2012 e 2015, em Santa Clara do Ingaí, com o percorrimto sistemático das estradas vicinais, permitiu acompanhar a dinâmica da utilização de culturas anuais nos 3.336 ha de área agrícola deste distrito de Quinze de Novembro. As culturas de aveia, trigo, azevém, tifton, milho, soja, pastagens de verão, potreiro e culturas alternativas (de subsistência) foram observadas, distribuídas espacialmente conforme os mapas de uso do solo apresentados nas figuras 8, 9, e 10.

A aveia e o trigo, no inverno, e a soja, no verão são as principais culturas utilizadas (Tabela 15), correspondendo a mais de 85 e 80% da área cultivada, respectivamente. Apesar da dominância absoluta dessas culturas, o que indicaria a monocultivo de soja principalmente, e, a sucessão de culturas, o que é uma prática menos conservacionista do solo, do que a rotação de culturas (RC) (Barni et al., 2003), menos de 20% da área apresentou sucessão de culturas, aveia ou azevém / soja ou trigo / soja, nos três anos consecutivos de avaliação (Tabela 16). No entanto, a diversidade das culturas (DC) utilizadas nos seis cultivos de avaliação, para cada gleba avaliada, não foi muito alta, variou de 2 a 5 culturas (Tabela 17), e em aproximadamente 70% da área a DC foi de 2 a 3 espécies, com predominância de trigo e de aveia, no inverno, e soja, no verão. Resultados semelhantes foram observados por Itaipu

Binacional e FEBRAPDP (2011), em bacias hidrográficas no Paraná. Mais de 55% das áreas foram cultivadas com soja no período de verão nos três anos de avaliação. A adoção de um sistema de cultivo simplificado, somente com sucessão de culturas pode levar a degradação física, química e biológica do solo, inclusive aumentando o risco de erosão do solo (Albuquerque et al., 1995; Campos et al., 1995; Silveira Neto et al., 2006). Schick et al. (2000) observaram, em experimento com diferentes sistemas de cultivo e preparos de solo, que, independente do preparo do solo, a sucessão trigo/soja, sempre apresentou maiores perdas de água e de solo, que os tratamentos com RC, envolvendo 5 espécies diferentes em 6 anos de cultivo. A sucessão pode, também, afetar a qualidade das águas superficiais em bacias hidrográficas, pela perda de sedimentos e nutrientes, como P, N, Cu e Zn (Merten e Minella, 2002).

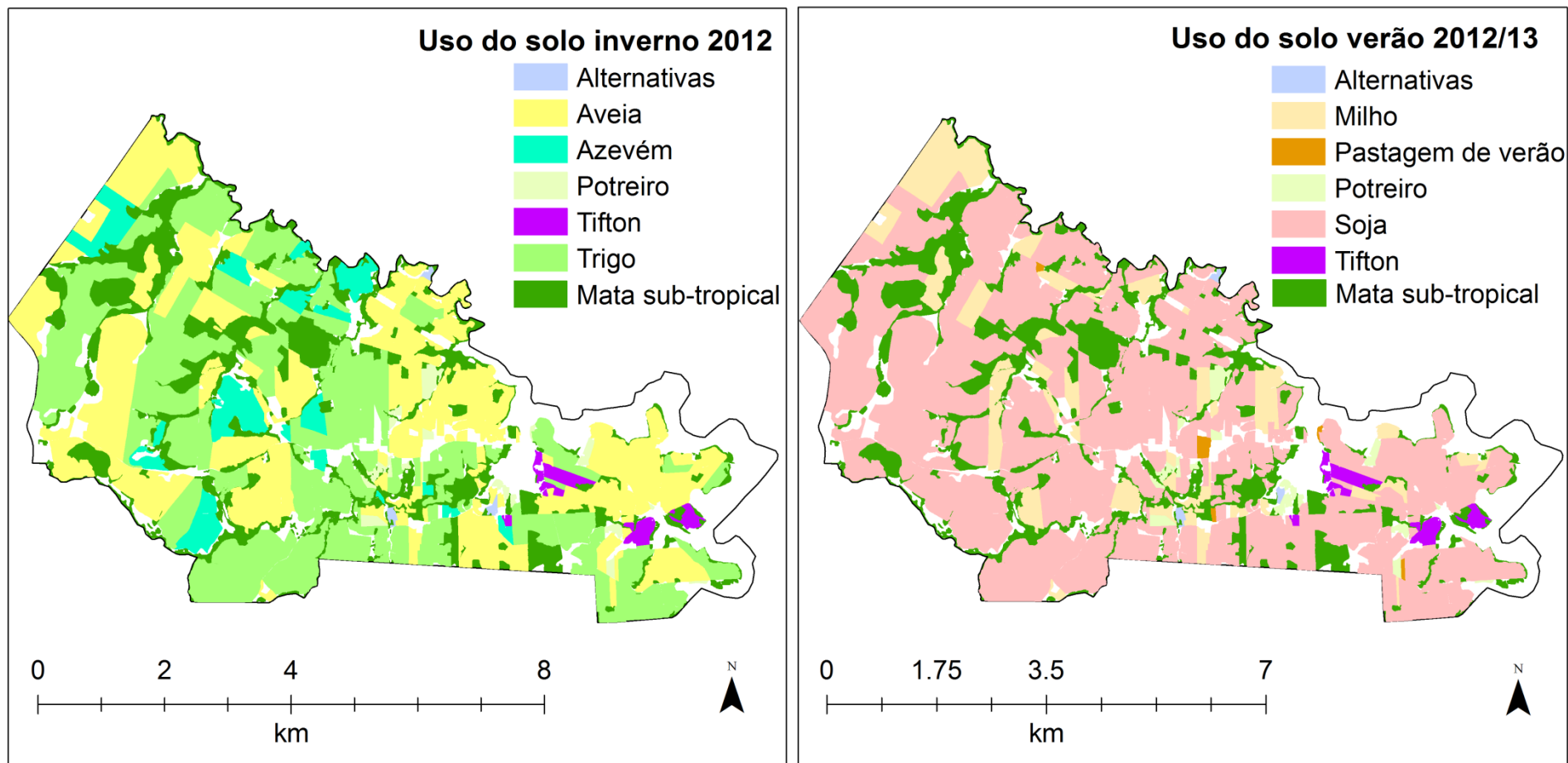


Figura 8. Mapa detalhado do uso do solo, para o ano agrícola de 2012, no distrito de Santa Clara do Ingaí, Quinze de Novembro, RS.

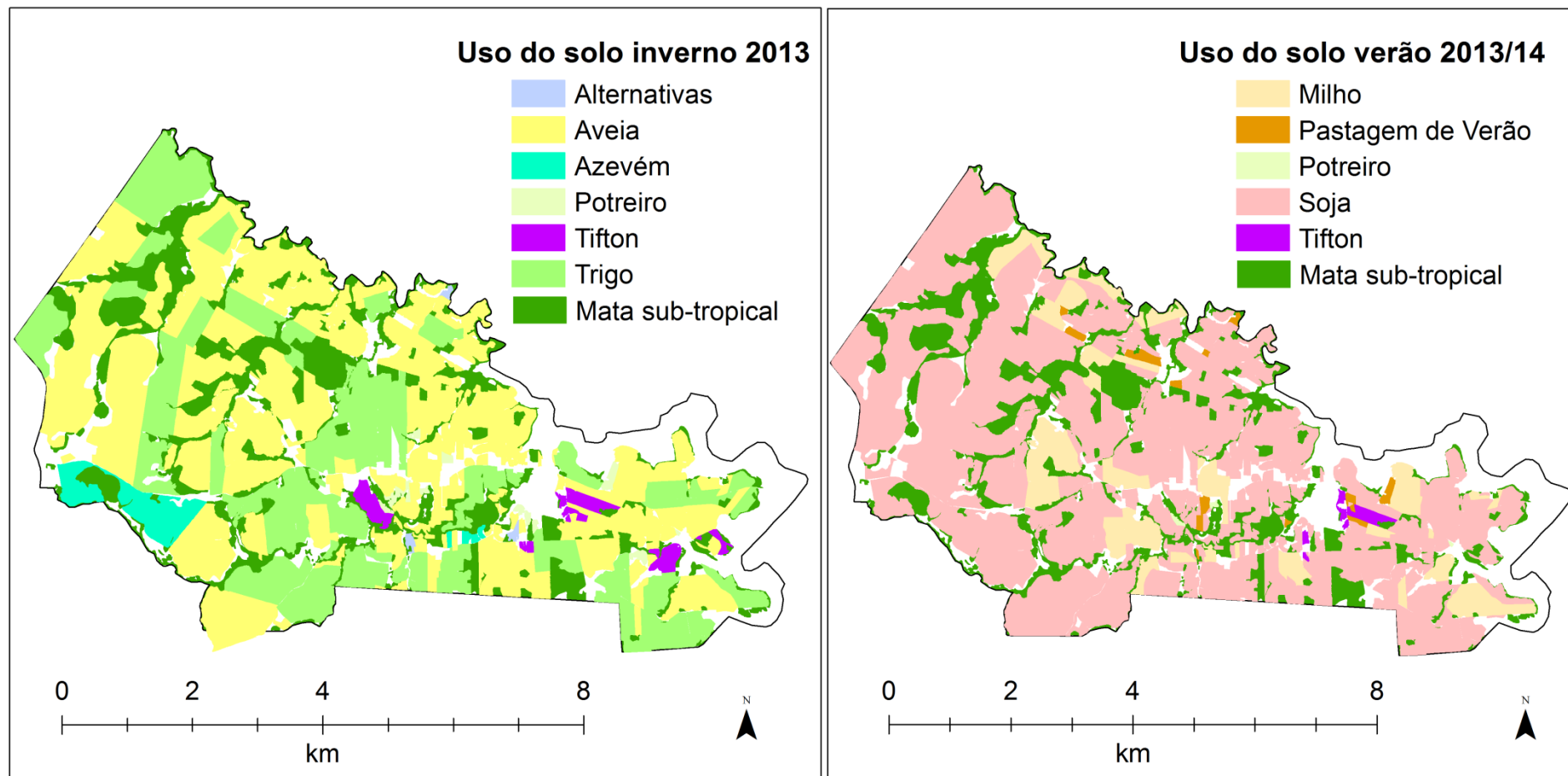


Figura 9. Mapa detalhado do uso do solo, para o ano agrícola de 2013, no distrito de Santa Clara do Ingaí, Quinze de Novembro, RS.

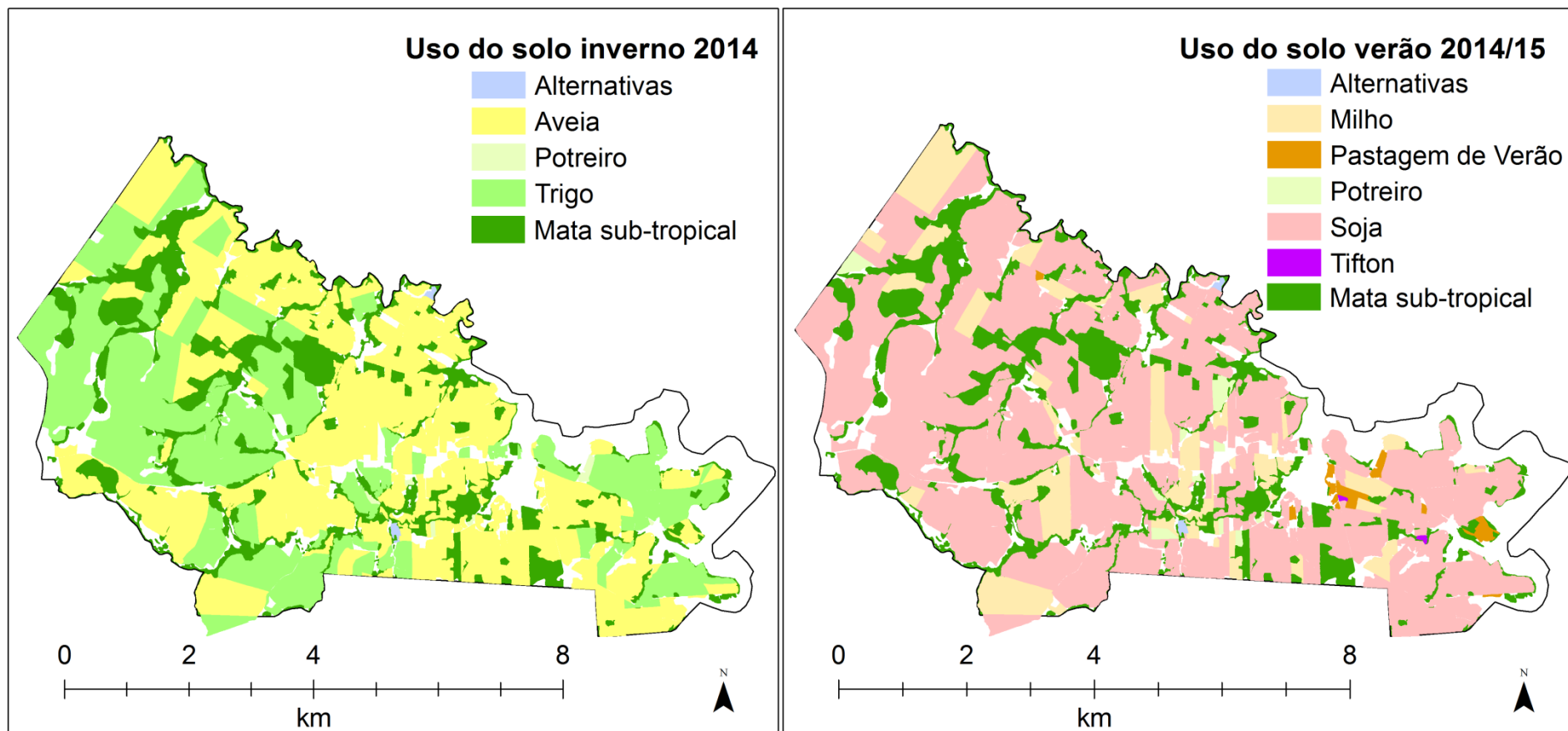


Figura 10. Mapa detalhado do uso do solo, para o ano agrícola de 2014, no distrito de Santa Clara do Ingaí, Quinze de Novembro, RS.

Tabela 15. Ocorrência das culturas em uso no distrito de Santa Clara do Ingaí, Quinze de Novembro, RS, (média 2012-2014)

| ----- Inverno ----- | | | | | | ----- Verão ----- | | | | | |
|-----------------------|-------|--------|----------------------|--------|-------------|-------------------|-------|-------|---------------------|--------|-------------|
| Trigo | Aveia | Azevém | Campos (potreiro) | Tifton | Alternativa | Soja | Milho | Pasto | Campo (potreiro) | Tifton | Alternativa |
| ----- % da área ----- | | | | | | | | | | | |
| 42,1 | 52,4 | 5,3 | 0,9 | 1,6 | 0,2 | 84,0 | 13,7 | 0,8 | 0,9 | 0,7 | 0,2 |

Tabela 16. Sistemas de cultivo utilizados em três anos agrícolas em Santa Clara do Ingaí, Quinze de Novembro, RS

| Sistemas de cultivo (Inverno/Verão) | Área cultivada | | | Proporção da área agrícola | | | Área repetindo sistema nos 3 anos | |
|---------------------------------------|----------------|----------------|----------------|----------------------------|-------------|-------------|-----------------------------------|-------------|
| | 2012 | 2013 | 2014 | 2012 | 2013 | 2014 | 2012 - 2014 | |
| | ha | | | % da área | | | ha | % |
| Aveia e/ou azevém / soja | 1.306,5 | 1.628,6 | 1.461,4 | 39,2 | 48,8 | 43,8 | 376,5 | 11,3 |
| Trigo / soja | 1.487,4 | 998,8 | 1.092,5 | 44,6 | 29,9 | 32,7 | 235 | 7,0 |
| Aveia e/ou azevém / Milho | 365,6 | 264,5 | 284,4 | 11,0 | 7,9 | 8,5 | 1,7 | 0,1 |
| Trigo / milho | 58,8 | 125,8 | 342,6 | 1,8 | 3,8 | 10,3 | 0 | 0,0 |
| Aveia e/ou azevém / Pastagem de verão | 62,3 | 117,6 | 44,2 | 1,9 | 3,5 | 1,3 | 4,5 | 0,1 |
| Total | 3.280,6 | 3.135,3 | 3.225,1 | 98,3 | 94,0 | 96,7 | 617,7 | 18,5 |
| Generalização | | | | | | | | |
| Gramínea / gramínea | 682,0 | 778,5 | 891,4 | 20,4 | 23,3 | 26,7 | 41,5 | 1,2 |
| Monocultivo com Soja | 2795,9 | 2788,2 | 2566,7 | 83,8 | 83,6 | 76,9 | 1863,4 | 55,9 |

Tabela 17. Diversidade de culturas utilizadas por gleba agrícola entre 2012-2014 em Santa Clara do Ingaí, Quinze de Novembro, RS

| Número de culturas | Frequência (n° de glebas) | Frequência relativa (%) | Área | Área relativa | Culturas predominantes |
|--------------------|---------------------------|-------------------------|---------|---------------|------------------------------------|
| | | % | ha | % | |
| 2 | 59 | 16,5 | 468,1 | 14,0 | Aveia e Soja |
| 3 | 182 | 51,0 | 1807,8 | 54,2 | Aveia, Trigo e Soja |
| 4 | 110 | 30,8 | 986,8 | 29,6 | Aveia, Trigo, Soja e Milho |
| 5 | 6 | 1,7 | 73,1 | 2,2 | Aveia, Azevém, Trigo, Soja e Milho |
| Total | 357 | 100,0 | 3.336,0 | 100,0 | |

Apesar do uso do solo, atualmente, utilizar sistemas de cultivo pouco diversos, a avaliação da matéria seca (MS) residual e do percentual de cobertura do solo foram favoráveis à conservação do solo (Tabela 18), à luz da recomendação de cobertura para a redução da erosão do solo apontada na literatura (Alvarenga et al., 2001; Cogo et al., 2003). O percentual de cobertura (IC) do solo variou de 58 a 80%, em média, no inverno, e de 80 a 85%, no verão. Conforme Cogo (1981) e Cogo et al. (2003), a partir de 30% de cobertura do solo são notados efeitos importantes na redução da erosão do solo. Entretanto, Alvarenga et al. (2001) afirmam que sob SPD há a necessidade de, no mínimo, 50% de cobertura do solo.

As quantidades de MS variaram, em média, de 3,8 a 4,5 Mg ha⁻¹, no inverno, e 3,4 a 4,3 Mg ha⁻¹, no verão. Esses valores observados no inverno estão um pouco abaixo, mas próximos do valor médio de produção de MS de aveia preta compilado de vários estudos por Aita (1997), para a região Sul do Brasil (4,98 Mg ha⁻¹). Por outro lado, Kubo et al. (2007) observaram produção de MS para as culturas de aveia preta e trigo iguais a 9,4 e 3,2 Mg ha⁻¹, no estado do Paraná. Giacomini et al. (2003) observaram a produção de MS para aveia preta variando entre 4,12 e 4,60 Mg ha⁻¹, entre os anos de 1998 e 2000, na região central do RS.

Os resíduos remanescentes após o cultivo de ciclo estival, predominantemente a cultura da soja, alcançaram altas quantidades em algumas glebas. No entanto, os valores obtidos em média foram (4,0 Mg ha⁻¹ ano⁻¹) inferiores aos valores estimados (5,7 Mg ha⁻¹ ano⁻¹), conforme Sisti et al. (2004), para a região de Passo Fundo, próxima a região deste estudo. Essas quantidades de resíduos podem não ser suficientes para o controle da erosão hídrica. Esta não foi totalmente controlada na região de Santo Ângelo, RS, com 3,7 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ de MS residual após a cultura da soja, em uma mesma condição de manejo do solo (Cogo et al., 2003).

É importante salientar que as coletas de MS ocorreram entre 30 a 40 dias após o manejo das culturas, sendo assim, parte da MS já havia sido decomposta. Ceretta et al. (2002) observaram para o consórcio aveia+ervilhaca e para a aveia preta a decomposição da palhada de 38 e 34%, respectivamente, após 30 dias do manejo das culturas, e que as quantidades de MS na superfície do solo decrescem exponencialmente até cerca 120 dias.

Além disso, nas amostragens de campo foi difícil separar os resíduos recentes (da última cultura cultivada) e os resíduos remanescentes das culturas anteriores, em estágio avançado de decomposição e, para minimizar esse problema, o percentual de MS remanescente das culturas anteriores (de inverno e verão) foram estimadas e descontadas dos valores medidos no campo. Após esse procedimento, foram observados resultados semelhantes aos de Campos et al. (2011), em preparo convencional e plantio direto, para as culturas de soja, trigo e aveia preta.

Tabela 18. Matéria seca residual e cobertura do solo nas lavouras do distrito de Santa Clara do Ingaí, após ciclo das culturas de inverno e verão no período de 2012 – 2014

| Época | Resíduos | | | | | | |
|---|----------|-------|---------|-----|------|------|-----|
| | n | média | mediana | DP | max. | mín. | |
| ----- MS na superfície (Mg ha ⁻¹) ----- | | | | | | | |
| 2012 | Inverno | 3 | 3,8 | 3,6 | 1,4 | 5,3 | 2,6 |
| 2013 | Verão | 8 | 3,4 | 3,6 | 1,4 | 5,3 | 1,3 |
| 2013 | Inverno | 11 | 4,5 | 4,6 | 1,4 | 7,0 | 2,3 |
| 2014 | Verão | 10 | 4,3 | 4,5 | 1,6 | 7,0 | 1,1 |
| 2014 | Inverno | - | - | - | - | - | - |
| 2015 | Verão | 10 | 4,3 | 4,3 | 1,3 | 6,1 | 2,2 |
| ----- Cobertura do solo (%) ----- | | | | | | | |
| 2012 | Inverno | 3 | 58 | 60 | 15 | 72 | 41 |
| 2013 | Verão | 8 | - | - | - | - | - |
| 2013 | Inverno | 11 | 80 | 81 | 7 | 89 | 67 |
| 2014 | Verão | 10 | 85 | 87 | 8 | 95 | 68 |
| 2014 | Inverno | - | - | - | - | - | - |
| 2015 | Verão | 10 | 80 | 79 | 9 | 93 | 68 |

O uso do terra na área agrícola do distrito de Santa Clara do Ingaí, da maneira como vem sendo feito, com sucessão de culturas no verão e baixa diversidade no inverno, o que vai contra o princípio da rotação de culturas preconizada pelo SPD (Kochhann e Denardin, 2000), pode reduzir o teor e acúmulo de carbono orgânico (CO) no solo, ao longo do tempo (Nicoloso et al., 2008), o que pode prejudicar também, a conservação do solo (Jankauskas et al., 2007; Campos et al., 2011). Técnicas agrícolas que mantenham a conservação do solo, como o SPD, a rotação de culturas e práticas alternativas de conservação do solo e água, são importantes para a estabilidade da produção agrícola e a manutenção da qualidade das águas superficiais.

Um levantamento de uso da terra, também, foi realizado nas sete bacias hidrográficas selecionadas. No entanto, nesse caso, em um período menor, 2 anos para as bacias SAN, MAN, LEA, SCH e TIE, 1,5 anos para DRS e, apenas, 1 ano para ALI. Os mapas de uso da terras das bacias estão apresentados nos Apêndices 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11 e 12.

Considerando todas as bacias, foram observadas nove culturas diferentes entre inverno e verão e entre culturas perenes e temporais, considerando o ano agrícola 2014/15 (Tabela 19). Semelhantemente com o que ocorreu no distrito de Santa Clara, as áreas agrícolas das bacias de estudo foram utilizadas em mais de 90% com trigo e aveia no inverno e, aproximadamente, 80% com soja no verão. No entanto, nas bacias há uma predominância do cultivo de aveia, em relação ao trigo, no período de inverno, o que pode estar relacionado com a prática da bovinocultura leiteira. O distrito de Santa Clara possui uma grande parte da área composta por propriedades de médio a grande porte, nas quais a atividade principal é a produção de grãos, diferentemente do que ocorre nas bacias hidrográficas, em que predominam pequenas propriedades e, a maioria delas, com produção de bovinocultura leiteira, em que, os produtores cultivam aveia no inverno para utilizar a área como pastagem para os animais, o que é uma estratégia comumente usada no sul do Brasil (Balbinot Jr. et al., 2009).

Uma análise mais detalhada, envolvendo avaliação de RC, DC, MS e IC, assim como foi realizado para o distrito de Santa Clara, não foi possível de fazer para as bacias hidrográficas, pois, o dados de uso da terra das bacias são limitados para fazer essa análise. Apesar disso, há indícios de uso de um sistema de cultivo pouco sustentável, com monocultivo de soja e baixa diversidade de culturas no sistema de RC, o que pode resultar em processos erosivos com perda de solo e água, contaminação e assoreamento dos cursos d'água, a exemplo, o monocultivo da soja no verão, o qual adiciona pequena quantidade de MS ao solo e, ainda, essa MS é de rápida decomposição, deixando o solo desprotegido contra o impacto da gota da chuva, num curto espaço de tempo.

Os resultados dos indicadores de avaliação da qualidade do SPD com vistas a conservação do solo e da água, avaliados pelo uso da terra no distrito de Santa Clara do Ingaí, e em bacias hidrográficas da região de Quinze

de Novembro, apontam para um sistema de manejo que possui limitações a manutenção da conservação do solo e água. A baixa diversidade de culturas, no sistema de rotação, e o monocultivo da soja, estão entre os principais responsáveis por esses resultados. Os principais reflexos dessas limitações serão observados nos indicadores de qualidade das águas superficiais, alguns dos quais, serão apresentados e discutidos no estudo 6.

Tabela 19. Diversidade e área relativa das culturas agrícolas utilizadas em sete bacias hidrográficas na região de Quinze de Novembro, RS, 2014/15

| Culturas | Bacias | | | | | | | Total |
|----------------------------|--------------------------------|--------------|---------------|--------------|-------------|--------------|--------------|---------------|
| | DRS | MAN | SAN | LEA | SCH | ALI | TIE | |
| | ----- Área absoluta (ha) ----- | | | | | | | |
| Área agrícola total | 293,4 | 995,2 | 2285,0 | 101,4 | 55,8 | 580,8 | 248,9 | 4560,5 |
| Azevém | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| Alternativas | 0,0 | 0,0 | 0,8 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,8 |
| Tifton | 0,0 | 7,0 | 0,0 | 11,8 | 4,6 | 11,9 | 11,8 | 47,1 |
| Pastagem de verão | 16,5 | 85,7 | 0,0 | 3,5 | 14,5 | 8,6 | 34,6 | 163,4 |
| Potreiro | 40,8 | 71,2 | 93,1 | 4,7 | 4,7 | 51,7 | 10,8 | 277,0 |
| Milho | 39,2 | 225,6 | 216,0 | 12,1 | 9,6 | 32,1 | 9,4 | 544,0 |
| Trigo | 239,8 | 188,8 | 634,4 | 27,9 | 9,8 | 304,8 | 142,5 | 1548,0 |
| Aveia | 143,5 | 728,2 | 1553,5 | 57,0 | 36,7 | 211,8 | 83,8 | 2814,5 |
| Soja | 196,9 | 605,7 | 1968,8 | 69,2 | 22,5 | 475,9 | 183,5 | 3522,5 |
| | ----- Área relativa (%) ----- | | | | | | | |
| Azevém | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| Alternativas | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| Tifton | 0,0 | 0,7 | 0,0 | 11,6 | 8,2 | 2,0 | 4,7 | 1,0 |
| Pastagem de verão | 5,6 | 8,6 | 0,0 | 3,5 | 26,0 | 1,5 | 13,9 | 3,6 |
| Potreiro | 13,9 | 7,2 | 4,1 | 4,6 | 8,4 | 8,9 | 4,3 | 6,1 |
| Milho | 13,4 | 22,7 | 9,5 | 11,9 | 17,2 | 5,5 | 3,8 | 11,9 |
| Trigo | 81,7 | 19,0 | 27,8 | 27,5 | 17,6 | 52,5 | 57,3 | 33,9 |
| Aveia | 48,9 | 73,2 | 68,0 | 56,2 | 65,8 | 36,5 | 33,7 | 61,7 |
| Soja | 67,1 | 60,9 | 86,2 | 68,2 | 40,3 | 81,9 | 73,7 | 77,2 |

Alternativas = subsistência (mandioca, feijão...)

6.2 Estudos em bacias hidrográficas

6.2.1 Estudo 2 - Indicadores agroambientais no município de Quinze de Novembro

Considerando que a unidade básica da gestão político-administrativa é o município, e, no Rio Grande do Sul, estes vêm recebendo a delegação de executar o licenciamento ambiental de diversas atividades produtivas, neste estudo foram desenvolvidos indicadores agroambientais que permitissem uma ampla e, tanto quanto possível pela disponibilidade de dados, precisa avaliação ambiental. Os indicadores agroambientais consideraram a situação da região de estudo, onde há predominância de suínos, bovinos e agricultura intensiva para grãos, como atividades agropecuárias, e, foram calculados em ambiente de geoprocessamento, a partir de levantamentos de campo de trabalhos anteriores nesta região (Tornquist 2007, Broetto, 2012), de dados geo-espaciais referentes a região sul do Brasil (IBGE, 2006; 2013), de dados obtidos junto a Secretaria do Estado de Agricultura Pecuária e Abastecimento (SEAPA), ano base 2014, apresentados sinteticamente nas tabelas 5, 6 e 7.

Os indicadores agropecuários propostos (Tabela 9) foram desenvolvidos considerando o referencial de outros sistemas de indicadores agroambientais apresentados e brevemente discutidos no item 2.5.

A aplicação na situação do município de Quinze de Novembro indica, pequena pressão ambiental da suinocultura, bovinocultura e agricultura intensiva (para produção de grãos e forragem). A taxa de aplicação anual de DLS, tanto para área municipal como para a área agrícola municipal (IM0 e IM1), foi menor que $2 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, quantidade que é insignificante para impactar o ambiente. Apenas 63% da área municipal é utilizada como área agrícola (IM2) e menos de 4% da área do município e da área agrícola recebem DLS (IM3 e IM4, respectivamente), o que minimiza o potencial de contaminação das águas superficiais por poluição difusa (Tabela 20). Além disso, a densidade de animais no município, na área agrícola municipal, e da área municipal com DLS de suínos e bovinos (IM5, IM6, IM7, IM8 e IM9, respectivamente), é considerada baixa (Veiga, 2005), o que reforça o fato de pequena pressão ambiental das atividades agropecuárias.

De outra parte, os indicadores ambientais IM11, IM12 e IM13 sugerem degradação de áreas que deveriam ser preservadas (Figura 11), à luz do Código Florestal brasileiro (Brasil, 1964; 2012), o que reflete um processo histórico de ocupação das terras pela remoção da vegetação arbórea, que vem ocorrendo desde a colonização da região no início do século XX (Silva, 1979; Tornquist, 2007). No entanto, apesar de que, apenas 15% da área municipal ainda mantenha fragmentos da mata subtropical (IM10), somente 10% da área consolidada deve ser recuperada (IM14), conforme NCF, o que representa, menos de 1% da área municipal (155 ha), e destes apenas 1% recebe DLS (IM15). Este cenário sugere limitada pressão ambiental das atividades agropecuárias ora praticadas no município. Mesmo assim, a interpretação de indicadores em escala municipal ou regional como fazemos aqui, deve ser feita com cautela (Seganfredo, 2007). Os impactos ambientais podem estar concentrados em localidades específicas dentro do município, o que só seria possível detectar em estudos com escala maior, como bacia hidrográfica ou propriedade rural (Frank, 2007).

Tabela 20. Indicadores ambientais e agropecuários de Quinze de Novembro, RS.

| Indicador | Unidade | Valor |
|--|--|-------|
| Agropecuários | | |
| IM0 - Taxa de aplicação de DLS no município | (m ³ ha ⁻¹ ano ⁻¹) | 1,0 |
| IM1 - Taxa de aplicação de DLS na área agrícola municipal | (m ³ ha ⁻¹ ano ⁻¹) | 1,6 |
| IM2 - Fração da área municipal utilizada como área agrícola. | (%) | 62,9 |
| IM3 - Fração da área municipal com aplicação DLS de suínos | (%) | 2,2 |
| IM4- Fração da área agrícola com aplicação de DLS | (%) | 3,6 |
| IM5 - Número de suínos por hectare da área municipal | (cabeça ha ⁻¹) | 0,5 |
| IM6 - Número de suínos relativo à área agrícola municipal | (cabeças ha ⁻¹) | 0,8 |
| IM7 - Número de suínos por hectare da área municipal com aplicação de DLS | (cabeças ha ⁻¹) | 23,1 |
| IM8 - Número de bovinos por hectare à área municipal | (cabeças ha ⁻¹) | 0,6 |
| IM9 - Número de bovinos por hectare relativo a área agrícola municipal | (cabeças ha ⁻¹) | 0,9 |
| Ambientais | | |
| IM10 - Fração remanescente da área municipal com vegetação nativa ¹ | (%) | 14,7 |
| IM11 - Fração de toda a área de APP original de 30 m do município | (%) | 39,1 |
| IM12 - Fração de toda a área de APP original de 5 m do município | (%) | 48,6 |
| IM13 - Fração da área de APP 30m original do município que foi degradada e considerada consolidada | (%) | 60,9 |
| IM14- Fração da área consolidada que deve ser recuperada em pelo menos 5 m conforme CF | (%) | 10,0 |
| IM15 - Fração da área consolidada a recuperar no município e que recebe DLS | (%) | 1,0 |

¹no caso de Quinze de Novembro, mata subtropical (fragmentos da Floresta Ombrófila Mista); IM = Indicador municipal; CF = Código Florestal.

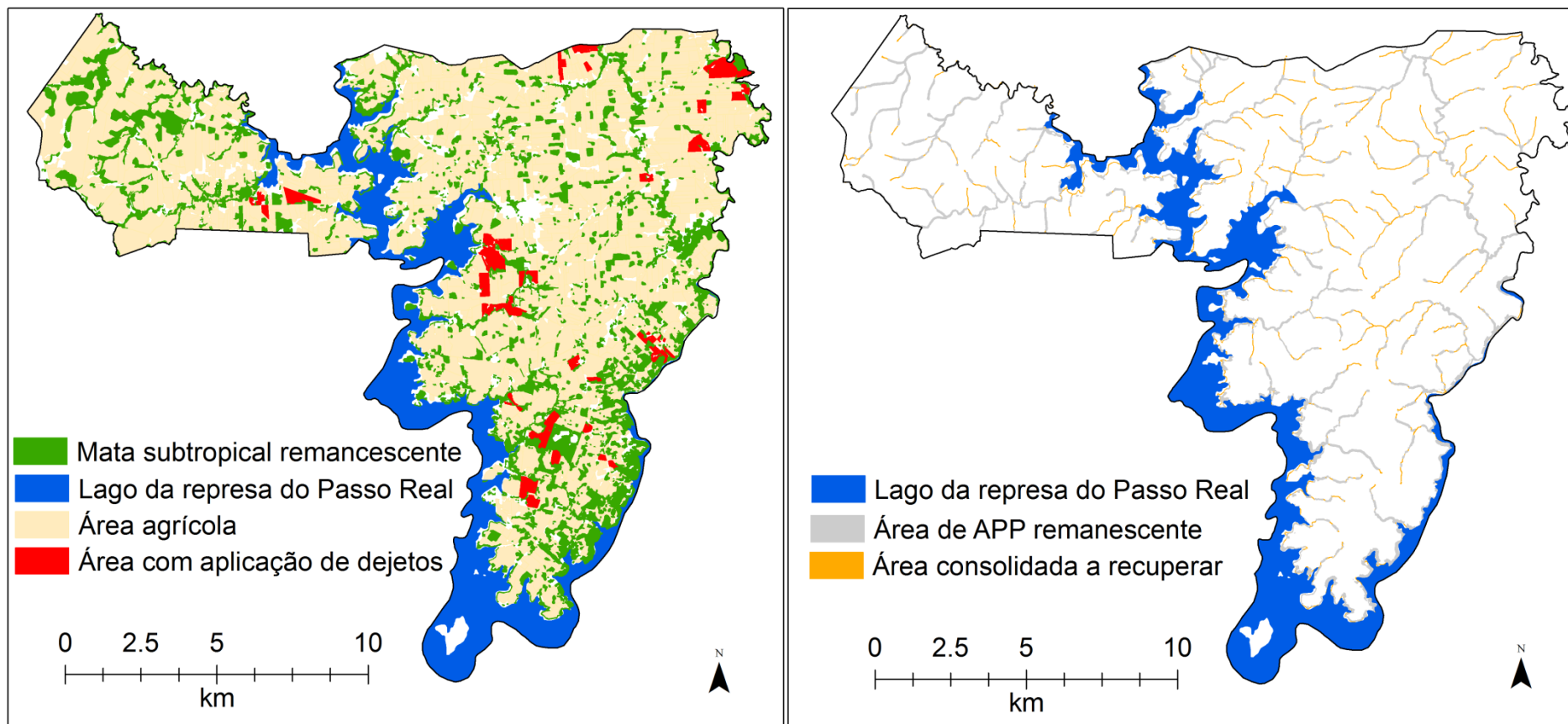


Figura 11. Espacialização dos indicadores ambientais aplicados no município de Quinze de Novembro, RS.

6.2.2 Estudo 3 - Indicadores agroambientais em bacias hidrográficas selecionadas da região de Quinze de Novembro

Para a realização do estudo em escala mais detalhada foram utilizadas 7 bacias, selecionadas na região de Quinze de Novembro (Figuras 5 e 6), o que permitiu incluir alguns indicadores adicionais ao utilizado no Estudo 2 (Tabela 21).

A maioria dos indicadores ambientais (IB11, IB12, IB13, IB14 e IB15) apresentaram valores próximos aos estimados para a escala municipal. No entanto, nota-se nas bacias, ou seja, em uma escala mais detalhada (Tabela 21 e Figura 12), que há uma pressão maior da suinocultura do que foi possível identificar na escala municipal. Foi observado a aplicação de DLS em 10% das áreas a serem recuperadas em pelo menos 5 m (IB16), ou seja, há aplicação de DLS muito próximo ao curso d'água ou junto a drenagem. Além disso, aproximadamente, 50% das áreas de recuperação apresentam presença de bovinos (IB17), os quais são responsáveis por contaminação direta e indireta as águas superficiais (Gary et al., 1983; Bagshaw, 2002; Gerber e Steinfeld, 2010).

Os indicadores agropecuários indicaram maior pressão ambiental quando considerada a escala de bacias do que a escala municipal, o que reforça a recomendação de Seganfredo (2007) de trabalhos e estudos em escala detalhada. Isso ficou evidenciado, principalmente, nos indicadores IB2 e IB10, os quais mostram que mais de 80% das bacias são utilizadas como área agrícola e que há uma alta concentração de bovinos nas áreas em que esses animais são manejados (Veiga, 2005). O IB10 associado ao IB15 podem indicar uma área de elevado risco a degradação da qualidade das águas superficiais.

Tabela 21. Indicadores ambientais e agropecuários da suinocultura e bovinocultura em sete bacias hidrográficas da região de Quinze de Novembro, RS, 2013/14

| Indicador | Descrição | Proporção |
|----------------------|---|-----------|
| Agropecuários | | |
| IB0 | Taxa de aplicação de DLS na bacia(m ³ ha ⁻¹ ano ⁻¹) | 1,5 |
| IB1 | Taxa de aplicação de DLS na área agrícola da bacia (m ³ ha ⁻¹ ano ⁻¹) | 1,9 |
| IB2 | Proporção das bacias de área agrícola (%) | 82,7 |
| IB3 | Proporção das bacias com aplicação de DLS (%) | 5,2 |
| IB4 | Proporção das bacias de área agrícola com aplicação de DLS (%) | 6,3 |
| IB5 | Densidade de suínos na área das bacias (cabeças ha ⁻¹) | 0,7 |
| IB6 | Densidade de suínos na área agrícola das bacias (cabeças ha ⁻¹) | 0,8 |
| IB7 | Densidade de suínos na área com DLS das bacias (cabeças ha ⁻¹) | 13,1 |
| IB8 | Densidade de bovinos na área das bacias (cabeças ha ⁻¹) | 0,6 |
| IB9 | Densidade de bovinos na área agrícola das bacias (cabeças ha ⁻¹) | 0,7 |
| IB10 | Densidade de bovinos na área com bovinos das bacias (cabeças ha ⁻¹) | 3,1 |
| Ambientais | | |
| IB11 | Proporção das bacias de mata nativa preservada (%) | 12,2 |
| IB12 | Proporção das bacias de APP original preservada (30 m) (%) | 48,8 |
| IB13 | Proporção das bacias de APP original preservada (5 m) (%) | 67,5 |
| IB14 | Proporção das bacias de área consolidada (%) | 51,2 |
| IB15 | Proporção das bacias de área consolidada a ser recuperada (%) | 10,6 |
| IB16 | Proporção das bacias de área consolidada a recuperar com DLS (%) | 9,9 |
| IB17 | Proporção das bacias de área consolidada a recuperar com bovinos (%) | 46,6 |

IB = indicadores de bacias hidrográficas; DLS = dejetos líquidos de suínos; APP = área de preservação permanente.

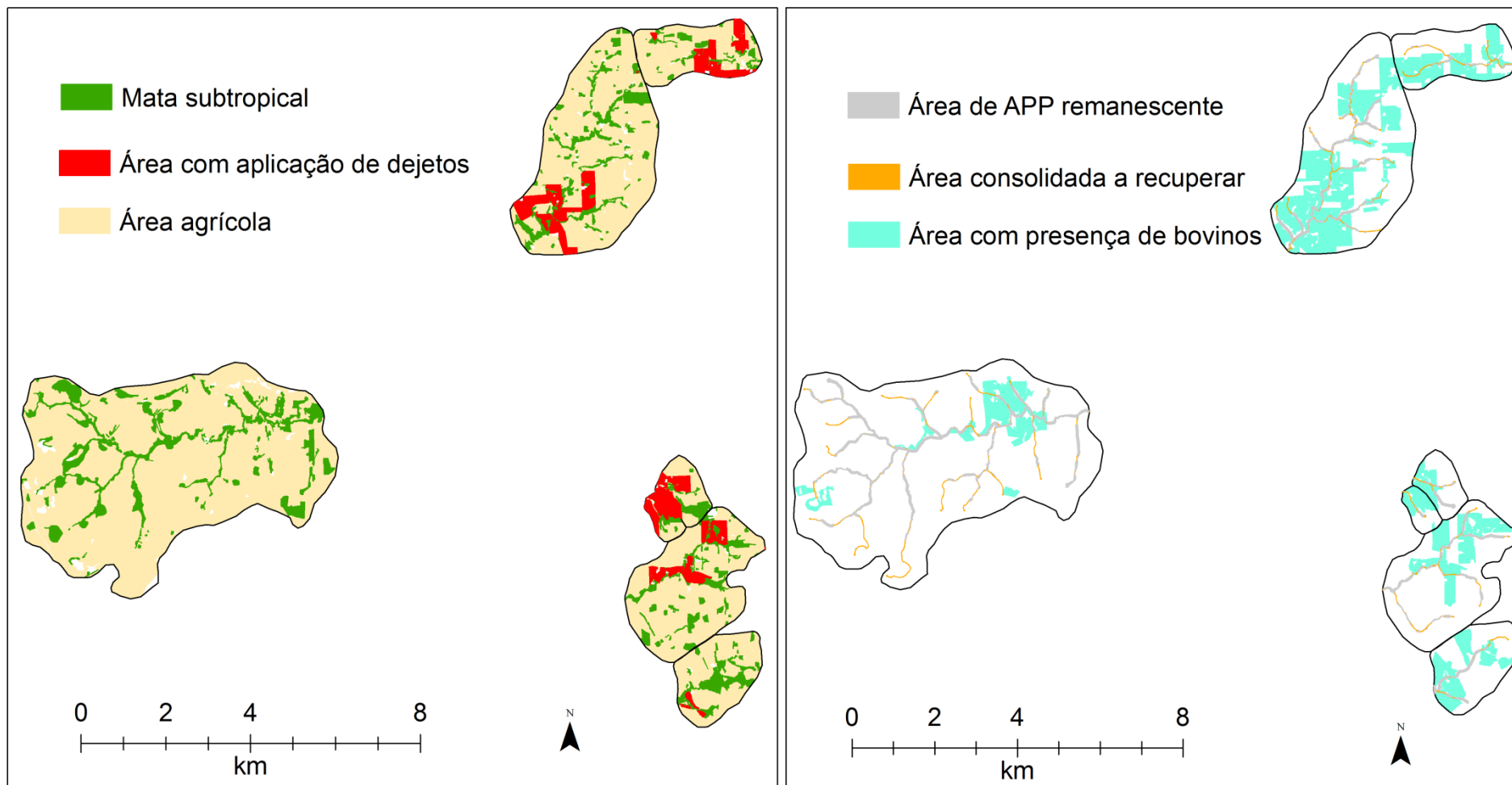


Figura 12. Indicadores ambientais em sete bacias selecionadas na região de Quinze de Novembro, RS.

6.2.3 Estudo 4 - Indicadores geoespaciais para avaliação do impacto ambiental da suinocultura em escala detalhada (gleba)

Apesar de notável incremento na capacidade de detecção de conflitos de usos das terras e dos impactos pontuais das atividades agropecuárias quando foi ampliada a escala de avaliação, como visto na seção anterior, estudos ainda mais detalhados podem ser requeridos pelos gestores ambientais, especialmente, no sentido de identificar os responsáveis legais pelos impactos, para o que se requer estudo em nível de propriedade ou mesmo de gleba agrícola, como feito por Frank (2007). Com este nível de detalhe, seria possível identificar precisamente os impactos ambientais de atividades agropecuárias, principalmente, em casos, como por exemplo, da aplicação de DLS ou locais de trânsito de bovinos.

Aproveitando os esforços de pesquisa e apoio local no município de Quinze de Novembro, foi realizado um levantamento detalhado de todas as glebas agrícolas com aplicação de DLS neste município, abrangendo todas as bacias hidrográficas com propriedades suinícolas licenciadas, e que, portanto, tinham pré-definidas áreas próprias ou de vizinhos para aplicação de dejetos (Figura 13). A partir desses dados, alguns indicadores ambientais associados a suinocultura foram propostos (Tabela 11 e 12). Esses indicadores têm como premissa serem espacialmente explícitos e de fácil obtenção, e foram desenvolvidos para apoiar a avaliação de impactos ambientais da suinocultura, assim como, o licenciamento ambiental dessa atividade.

Para a determinação dos indicadores, os conflitos atuais de uso da terra nas glebas com aplicação de DLS foram identificados considerando dois critérios: resistência dos solos aos impactos ambientais, conforme Kämpf et al. (2008) e Áreas de Preservação Permanente (APP), conforme a atualização do Código Florestal Brasileiro (Brasil, 2012). Para determinar a resistência dos solos a degradação, Kämpf et al. (2008) consideraram fatores do solo (profundidade, textura, mineralogia, gradiente textural, drenagem natural, lençol freático, lençol suspenso, erodibilidade, pedregosidade e rochosidade) e de terreno (relevo local e declividade), considerados de maior relevância para a identificação dos potenciais impactos ambientais incidentes sobre o solo.

A suinocultura em Quinze de Novembro, em 2010, incluía cerca de 20 suinocultores licenciados (Figura 13), totalizando mais de 13.000 suínos. No início da etapa de campo deste estudo, em 2013, foi constatada uma redução no número de suinocultores ativos no município, em função de crise do mercado suíno. Por conta disso, 18 suinocultores continuavam na atividade e, em 2014, 10 suinocultores mantinham a atividade. Os dados aqui apresentados serão do efetivo de animais no início do ano de 2013 que totalizava 11.595 animais. Considerando este número, a produção de DLS total do município pode ser estimada em $22.088 \text{ m}^{-3} \text{ ano}^{-1}$. Todo esse resíduo é aplicado nas áreas agrícolas de culturas anuais (soja, milho e aveia) e perenes (Tifton).

Das bacias que recebiam DLS em Quinze de Novembro, (por ocasião do levantamento de campo), 85% das drenagens, cujas áreas do entorno recebiam DLS, são de 1ª ordem, ou seja, que apresentavam maior risco de degradação pela aplicação de DLS, pois usualmente apresentam pequenas vazões, e, portanto, menor capacidade de diluição e de autodepuração das águas.

Os resultados obtidos na análise dessas bacias com produção de suínos (Tabela 22) indicam a predominância de área com uso agrícola (IBS0), o que implica em outros impactos ambientais potenciais pré-existentes, normalmente associados à agricultura, como degradação dos solos e perda de solo, nutrientes e biodiversidade (Merten e Minella, 2002; Minella et al., 2007). Além disso, a aplicação de DLS, considerando-se as bacias suinícolas, ocorreu em baixa taxa anual (IBS1 e IBS2) e, atinge área pouco expressiva, em relação à área total (IBS3) ou até mesmo à área agrícola efetivamente cultivada nas bacias (IBS4), o que minimiza o potencial de contaminação das águas superficiais por poluição difusa, inclusive por DLS. Também fica evidente a necessidade de adequação ao novo código florestal (NCF), uma vez que as APP originais foram, em parte, degradadas e requerem recuperação ambiental (IBS5 e IBS6). No entanto, somente uma pequena parte dessas áreas a serem recuperadas atualmente recebem DLS (IBS7), o que sugere que as ações de recuperação previstas no NCF não dificultarão o manejo dos DLS produzidos.

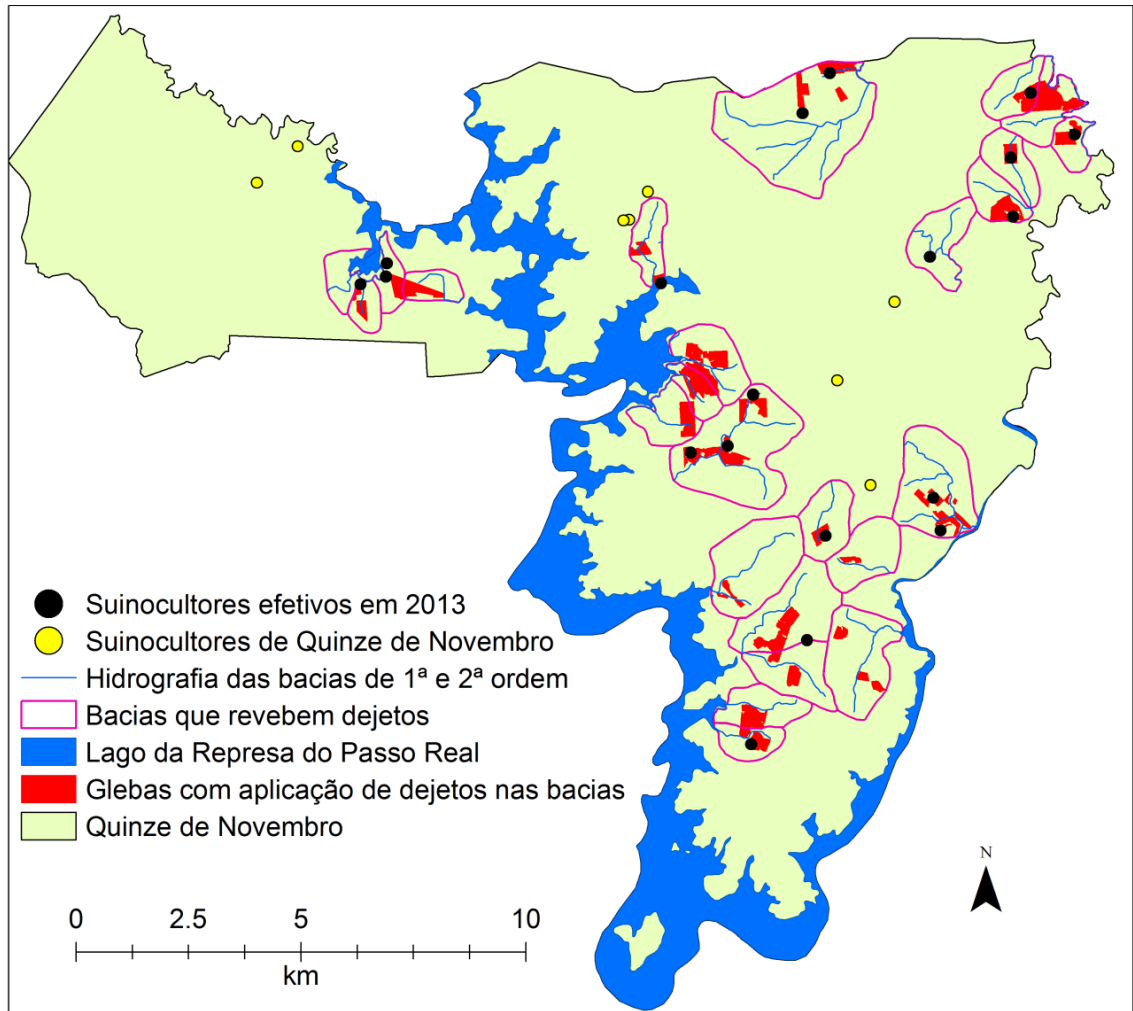


Figura 13. Localização das áreas com aplicação de dejetos líquidos de suínos e propriedades suinícolas de Quinze de Novembro, RS.

O indicador IG1 avalia a quantidade média anual de aplicação de DLS em cada estabelecimento suinícola (Tabela 23 e Figura 14). A taxa de aplicação de DLS por área é um parâmetro que é utilizado no licenciamento da atividade suinícola no sul do Brasil (FEPAM, 2014; FATMA, 2014), pois há evidências de que taxas de aplicação de DLS superiores a $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ podem ser impactantes (Ceretta et al., 2005; Giroto et al., 2010b; Mattias et al., 2010). A média calculada para as glebas em Quinze de Novembro ($62 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) é adequada à luz desta indicação, mas foram detectadas glebas recebendo $140 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, com elevado risco ambiental. Além disso, há bacias hidrográficas em que mais de 40% da área recebe DLS, o que proporciona alto potencial de contaminação das águas superficiais por poluição difusa.

Tabela 22. Aplicação de indicadores agropecuários e ambientais para avaliação dos impactos da suinocultura em bacias hidrográficas no município de Quinze de Novembro, RS

| Indicador | Descrição | Valor |
|-----------|---|-------|
| IBS0 | Área agrícola das bacias (%) | 71 |
| IBS1 | Taxa de aplicação de DLS por hectare da área da bacia ($m^3 ha^{-1} ano^{-1}$) | 4.6 |
| IBS2 | Taxa de aplicação de DLS por hectare da área agrícola da bacia ($m^3 ha^{-1} ano^{-1}$) | 6.4 |
| IBS3 | Área das bacias com aplicação de DLS (%) | 10 |
| IBS4 | Área agrícola das bacias com aplicação de DLS (%) | 14 |
| IBS5 | Área de APP original de 30 m das bacias que requerem recuperação ambiental (%) | 26 |
| IBS6 | Área de APP original de 5 m das bacias que requerem recuperação ambiental (%) | 66 |
| IBS7 | Áreas de APP a recuperar que recebe DLS (%) | 8 |

IBS = Indicadores em bacias hidrográficas suinícolas; APP = área de preservação permanente; DLS = dejetos líquidos de suínos.

Tabela 23. Aplicação de indicadores agropecuários e ambientais da suinocultura em escala de gleba agrícola (lavoura) no município de Quinze de Novembro, RS

| Indicador | Descrição | - - - - Estatística - - - - | | | |
|-----------|---|-----------------------------|------|------|------|
| | | Média | DP | Máx. | Mín. |
| IG1 | Taxa de aplicação de DLS nas glebas ($m^3 ha^{-1} ano^{-1}$) | 62 | 36 | 144 | 12 |
| IG2 | Classificação da gleba quanto a resistência à degradação pela aplicação de DLS | A | n.a. | A | B |
| IG3 | Declividade das glebas que recebem DLS (%) | 8,1 | 5,1 | 62,5 | 0,0 |
| IG4 | Distância entre o centroide das glebas e o curso d'água mais próximo (m) | 187 | 149 | 754 | 4 |
| IG5 | Distância entre os limites da gleba com aplicação de DLS e o curso d'água mais próximo (m) | 58 | 106 | 626 | 0 |
| IG6 | Largura das faixas com potencial de "amortecimento" para DLS entre gleba e curso d'água (m) | 49 | 62 | 286 | 5 |
| IG7 | Distância entre instalações suinícolas e o curso d'água mais próximo (m) | 183 | 144 | 586 | 36 |
| IG8 | Conflito entre as instalações atuais (pequenos empreendimentos) e área de APP (ha) | 0,3 | 0,4 | 1,0 | 0 |
| IG9 | Área de recuperação que recebe DLS (ha) | 0,1 | 0,1 | 0,4 | 0 |

IG = Indicadores em glebas agrícolas; DP = Desvio Padrão; Máx = máximo valor; Mín = mínimo valor; A = Alta; B = Baixa; n.a. = não se aplica; APP = área de preservação permanente; DLS = dejetos líquidos de suínos.

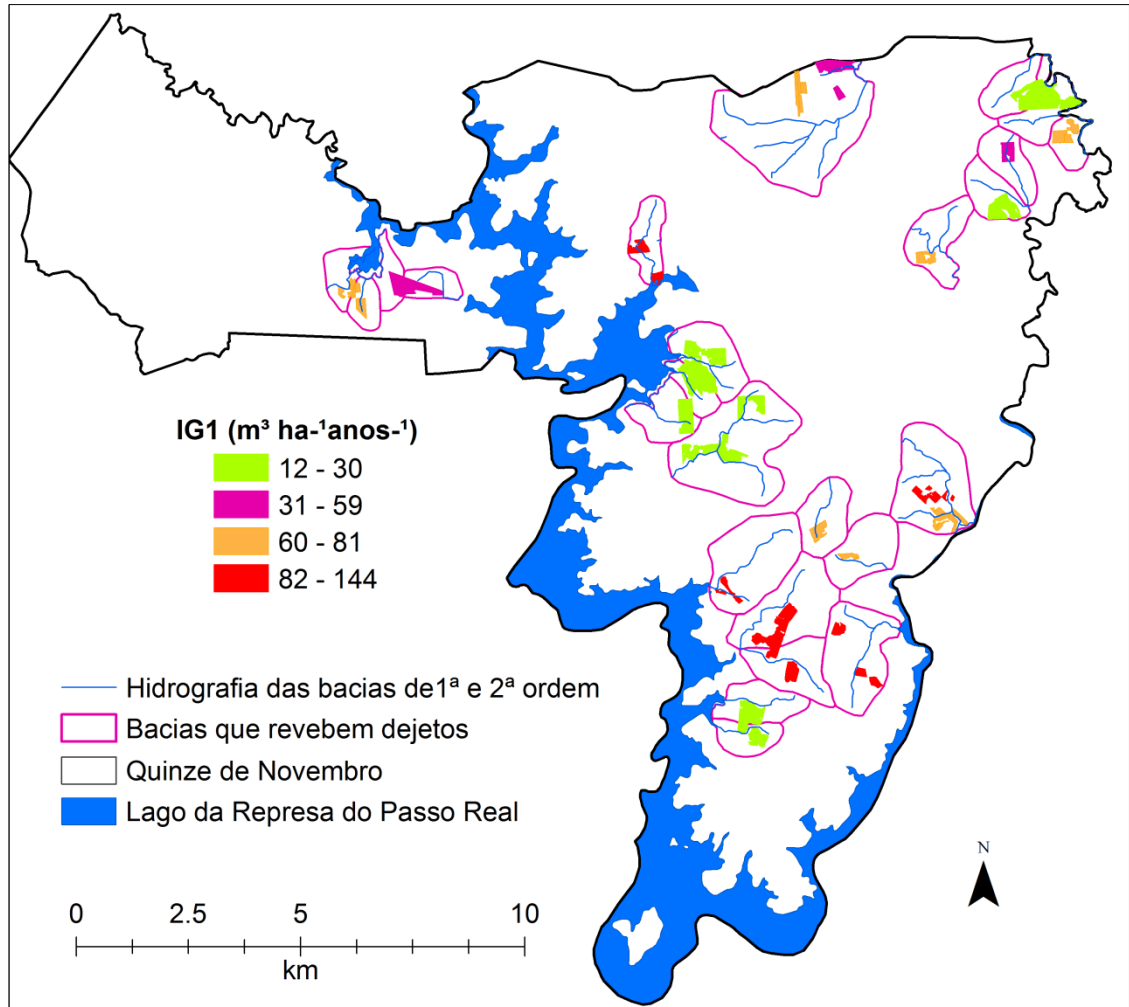


Figura 14. Taxa de aplicação de DLS (IG1) em bacias hidrográficas de Quinze de Novembro, RS.

Para avaliar de forma mais abrangente o aspecto edáfico, foi incorporado o indicador categórico (IG2), aplicando a classificação técnica proposta por Kämpf et al. (2008). Esta classificação interpretativa pode ser aplicada em qualquer região, a partir de levantamentos de solos, conforme os critérios explicitados em Kämpf et al. (2008). No caso da região de estudo, após a reclassificação do levantamento de solos original de Santos et al. (1970), a maioria dos solos nas glebas utilizadas para disposição de DLS (Latosolos Vermelho) foram classificados como de alta resistência a impactos ambientais (Figura 15). Latossolos Vermelhos distróficos com horizonte superficial franco-arenoso, e outras classes de solos, como Chernossolos e Neossolos, ocupam aproximadamente 1.500 ha (7% da área municipal; 18% das glebas com aplicação de DLS), os quais são enquadrados como de baixa resistência a impactos ambientais. Estes solos apresentam portanto maior risco

de degradação e demandariam monitoramento constante, não sendo, portanto, recomendada a aplicação de DLS.

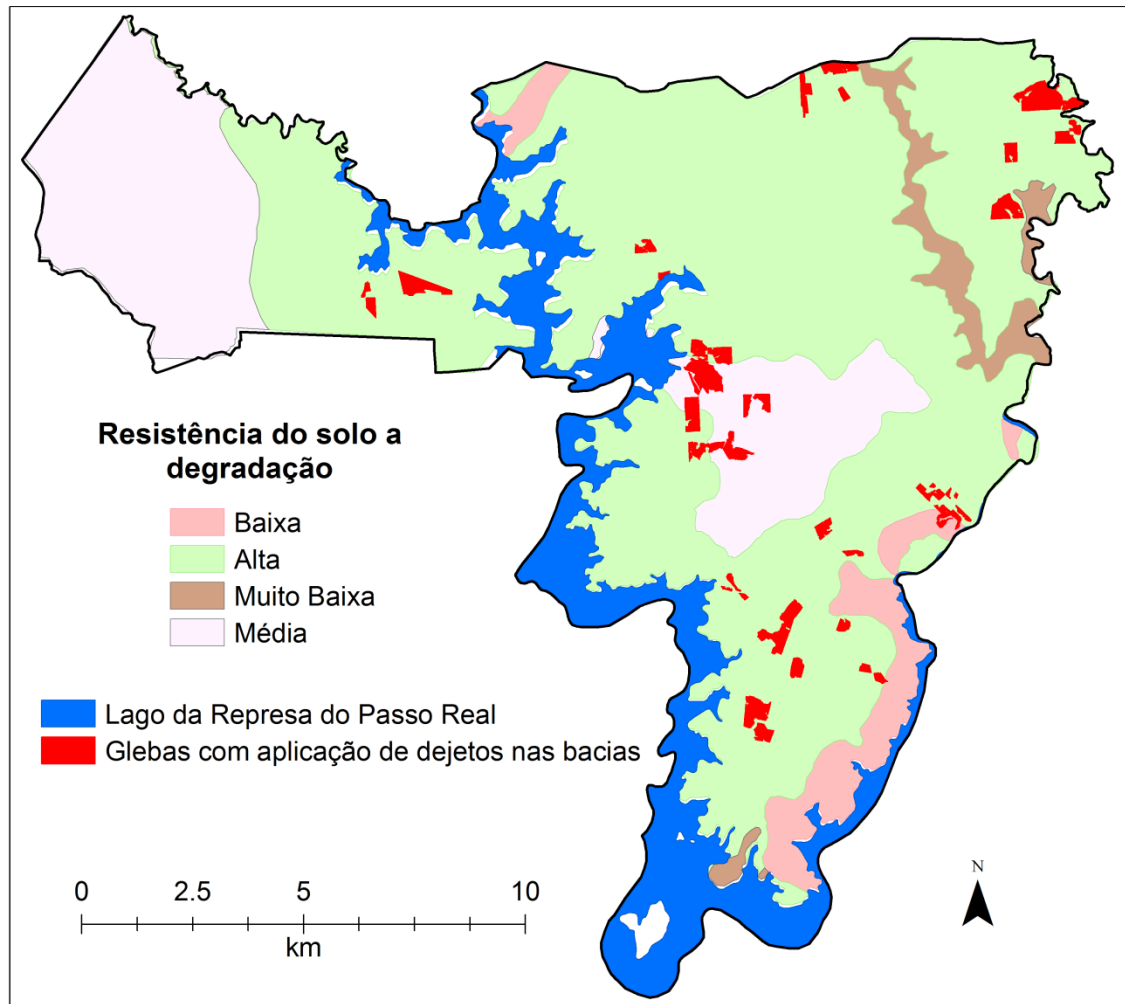


Figura 15. Localização das glebas com aplicação de DLS em relação resistência aos impactos ambientais (cf. Kämpf et al., 2006) dos solos de Quinze de Novembro, RS.

Outro indicador proposto foi a declividade média da gleba (IG3), um dos fatores determinantes do potencial de escoamento superficial e erosão hídrica. Em Quinze de Novembro, as glebas que recebem DLS têm declividade média de 8,1% (Figura 16), o que, *a priori*, indicaria baixa suscetibilidade à ocorrência de erosão (Ramalho Filho e Beek, 1995). Entretanto, eventos extremos de precipitação, logo após a aplicação dos DLS nos solos, poderão carrear nutrientes e contaminantes com coliformes para os cursos d'água, então, indicadores que relacionem a distância entre glebas com aplicação de DLS e cursos d'água são úteis.

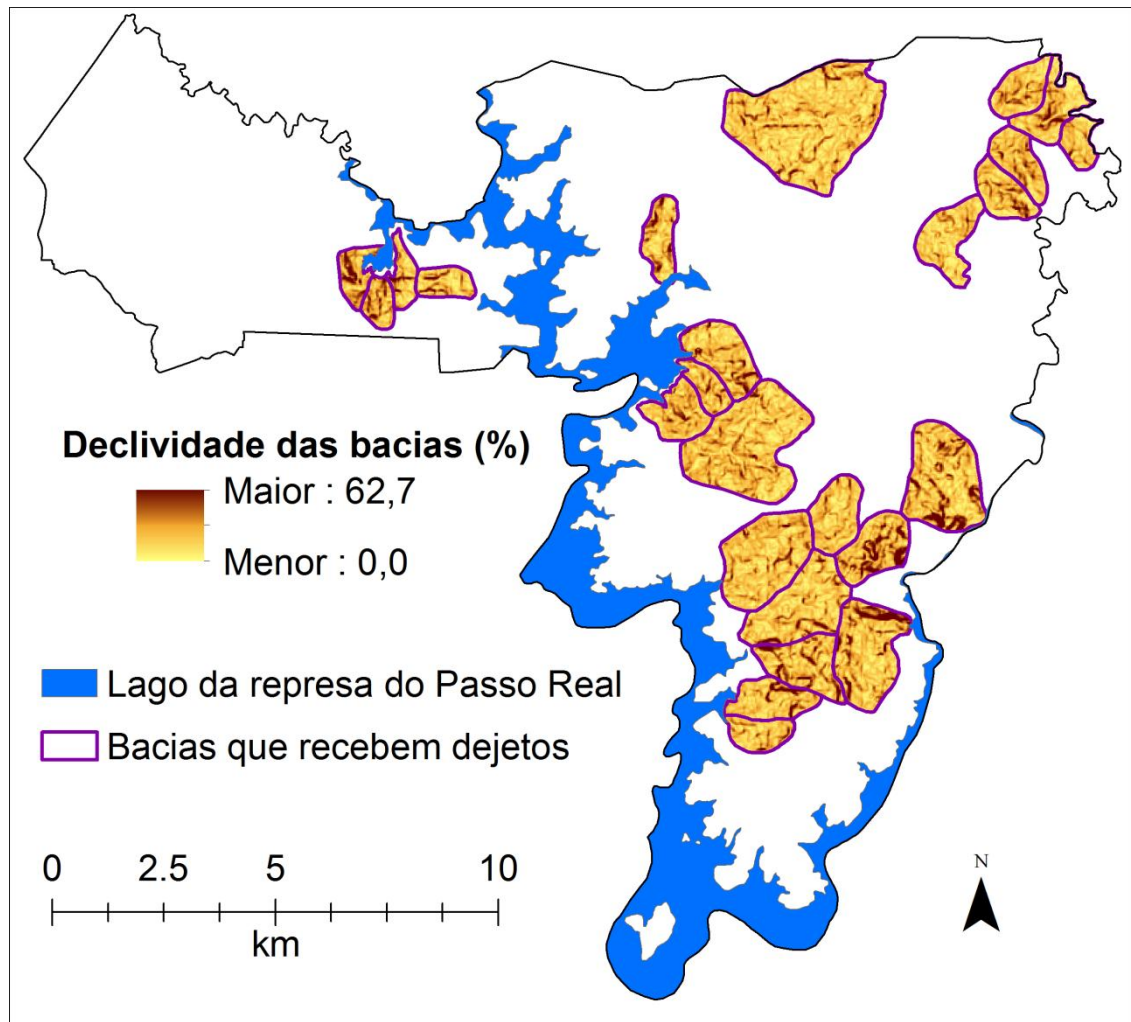


Figura 16. Declividades das bacias que recebem dejetos de suínos em Quinze de Novembro, RS

Em geral, quanto maior esta distância, maior a probabilidade de atenuação da carga poluidora dos DLS por outros usos das terras, que podem funcionar como "zonas de amortecimento" no ambiente ripário (Lovell e Sullivan, 2006). Como glebas agrícolas usualmente têm geometria variável, desde formas retangulares até poligonais, inclusive com lados curvilíneos, esta avaliação pode ser de difícil execução. Para avaliar este aspecto posicional, foram utilizados o centróide da gleba que recebe DLS (IG4) e a menor distância entre o perímetro da gleba e o curso d'água mais próximo (IG5) (Figura 17).

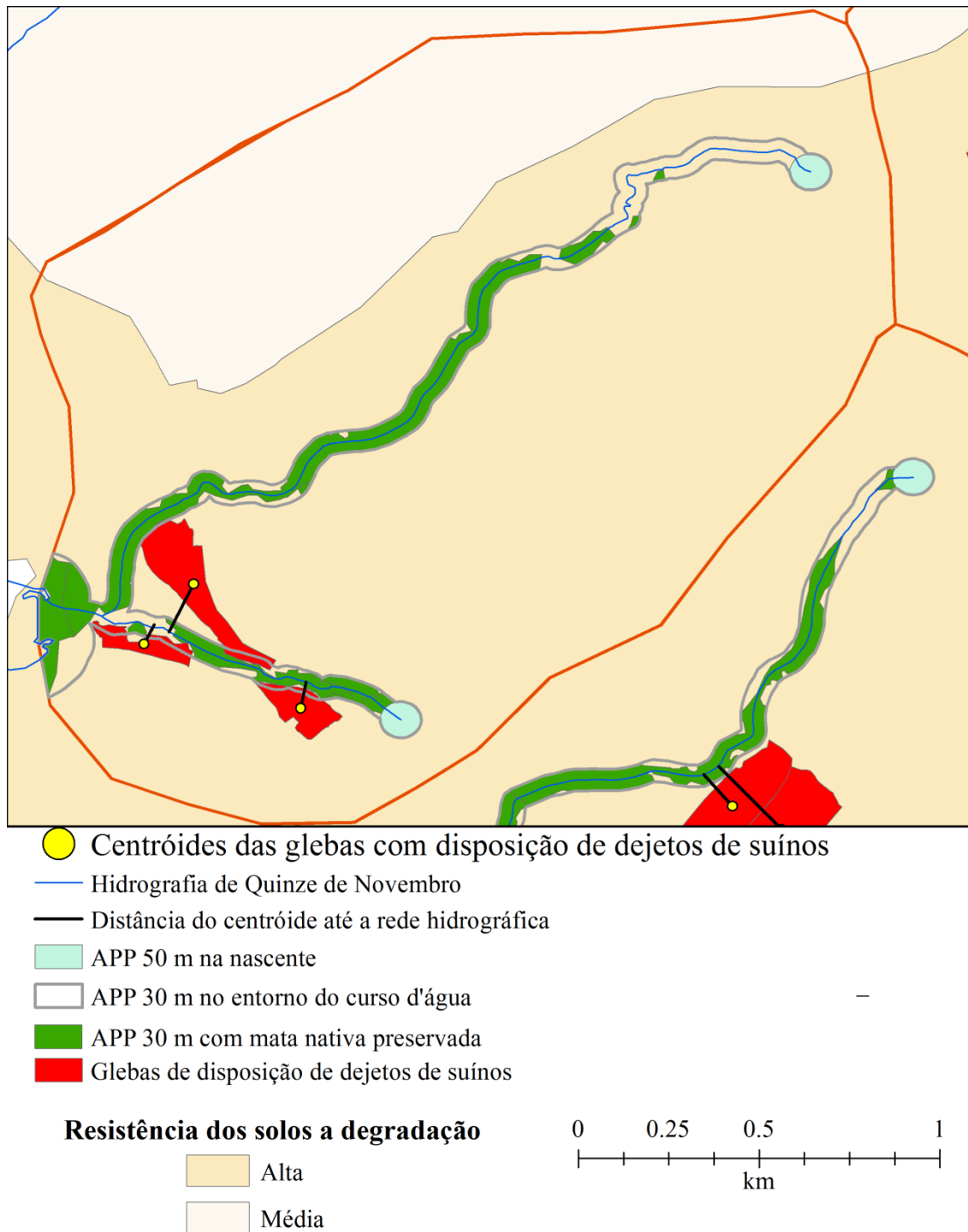


Figura 17. Indicadores ambientais associados a suinocultura em uma bacia hidrográfica de Quinze de Novembro, RS.

Os valores calculados no caso em estudo indicaram situações de maior risco de transporte dos DLS por escoamento superficial até a rede de drenagem. Por exemplo, o IG5 com valor 0 indica uma gleba com aplicação de DLS que se estende até a margem do curso d'água. A intersecção da linha de menor distância (IG5) e o mapa de uso atual das terras com localização dos fragmentos de vegetação nativa permite estimar de maneira simplificada a

ocorrência de faixas de amortecimento “naturais” (IG6). É importante considerar que a aplicação destes indicadores não prescinde de inspeção local, gleba a gleba, pois, eventualmente, podem ocorrer episódios de fluxo preferencial dentro das áreas de amortecimento (Figuras 18 e 19).



Figura 18. Ponto de fluxo preferencial 1 do escoamento superficial de uma lavoura para área de amortecimento entre o curso d'água e a lavoura.

O IG7 representa a distância das lagoas de tratamento anaeróbio ("esterqueiras"), onde são armazenados DLS por intervalos de semanas até meses, ao curso d'água mais próximo. Esterqueiras muito próximas aos cursos d'água apresentam risco de contaminação das águas superficiais, no caso de acidentes, como transbordamento ou perdas de DLS no carregamento dos tanques distribuidores. O IG7 pode ser interpretado diretamente à luz das diretrizes ambientais existente nos estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul (FATMA, 2014; FEPAM, 2014). A média calculada das propriedades da região para este indicador foi 183 m, o que indicaria instalações em acordo com a norma vigente, que estabelece no mínimo 25 m para empreendimentos pequenos, e 100 m, para médios (FEPAM, 2014). Entretanto, esta abordagem mostrou, pelo menos, uma propriedade apresentando valor extremo de 36 m

entre esterqueira e o curso d'água, corroborando a recomendação de Seganfredo (2007), da necessidade de análises mais detalhadas.



Figura 19. Ponto de fluxo preferencial 2 do escoamento superficial de uma lavoura para área de amortecimento entre o curso d'água e a lavoura.

O mapa de uso atual das terras também permitiu identificar instalações de produção (galpões) existentes até 2008 ocupando APP, sendo, portanto, estas áreas definidas como “consolidadas” de acordo com o NCF. O IG8 mostra que as propriedades com produção de suínos em Quinze de Novembro têm necessidade de intervenção mínima, no máximo atingindo 1 ha de APP. Finalmente, o IG9 identifica a área em conflito existente por conta de lavouras que recebem DLS e requerem recuperação ambiental, sendo este estimado em 0,1 ha em média para as glebas, com máximo de 0,4 ha. As glebas ou suas frações com este conflito de uso não devem mais receber aplicação de DLS, considerando que estas áreas deverão ser recuperadas proximamente com a implementação dos Planos de Recuperação Ambiental (PRA) estaduais previstos no NCF.

Considerando o conjunto dos indicadores propostos e aplicados neste estudo, nota-se que a pressão ambiental da atividade suinícola em

Quinze de Novembro, de maneira geral, é pouco expressiva, principalmente pela alta resistência a impactos ambientais da maioria dos solos utilizados para aplicação de resíduos. No entanto, os indicadores propostos permitiram identificar pontos ou localidades de maior pressão ambiental da atividade suinícola, inclusive locais que precisam ser recuperados.

Para o licenciador ambiental, a elaboração desses indicadores como parte desse estudo, traz produtos que explicitam aspectos ambientais importantes, comunicando os resultados obtidos de forma mais intuitiva e rápida: a) mapas localizando as bacias e as propriedades (no caso, delimitadas pelas glebas com aplicação de DLS) sobrepostas a temas, como vegetação, solos, risco de degradação, conflitos com NCF; b) tabelas explicitando os indicadores calculados por bacia e glebas agrícolas que permitem identificar situação de maior risco de poluição. No entanto, como evidenciado neste estudo de caso da situação do município de Quinze de Novembro, esta análise sugere a necessidade de um exame detalhado das glebas com valores extremos, nas quais poderia ser restringida ou mesmo vetada a aplicação de DLS.

A FEPAM utiliza, para auxiliar no Licenciamento Ambiental, um banco de dados denominado Oracle, e já vem utilizando sistemas de informações geográficas, desde o início do século XXI (Velasques et al., 2004). Dessa forma, os indicadores propostos poderiam facilmente ser incorporados ao sistema da FEPAM, relacionando as tabelas de atributos e os arquivos gerados com o banco de dados da FEPAM, qualificando o Licenciamento Ambiental da suinocultura. Além disso, os softwares e base de dados cartográficos utilizados nesse trabalho, são de fácil obtenção online, a exceção, do ArcGis, Porém, o software “Quantum Gis”, que é gratuito e está disponível para download na internet, permite determinar todos os indicadores propostos nesse estudo.

6.2.4 Estudo 5 – Pressão das atividades agropecuárias sobre a zona ripária de bacias hidrográficas

A pressão ambiental das atividades agropecuárias, sobre a zona ripária das bacias hidrográficas selecionadas, foi avaliada por meio de correlações entre os indicadores ambientais e agropecuários, associados a degradação da APP (Tabela 24), e, a avaliação do nível de risco desses indicadores, de forma isolada e conjunta nas bacias hidrográficas (Tabelas 25 e 26). Em uma análise geral das bacias, todas elas apresentaram pontos ou locais críticos, onde há áreas com a presença de um ou mais dos fatores de risco (indicadores ambientais e agropecuários) a impacto ambiental avaliados (Tabelas 25 e 26).

A degradação da vegetação natural, inclusive da zona ripária, está associada à atividades agropecuárias, principalmente, a agricultura, visto que, a área agrícola das bacias, mostrou-se altamente correlacionada, de forma negativa, com a área de mata remanescente das bacias, o que indica degradação da vegetação nativa, inclusive zona ripária, para a utilização com áreas agrícolas (Tabela 24).

A suinocultura, parece, também, estar associada com a degradação da zona ripária, visto que, os dois indicadores de suinocultura utilizados (número de animais e fração da área das bacias com DLS), correlacionaram-se positivamente, com os três indicadores ambientais, associados a área consolidada das bacias. Isso ocorreu, possivelmente, devido a expansão da suinocultura nas últimas décadas, a qual, em muitos casos, era em pequenas propriedades, que dispunham de pouca área, e as instalações das pocilgas foram construídas em área de APP, as quais, atualmente, são consideradas áreas consolidadas.

Tabela 24. Correlações entre indicadores ambientais e agropecuários associados a supressão da zona ripária de bacias hidrográficas da região de Quinze de Novembro, RS

| Indicadores agropecuários/ambientais | Fração da área de mata das bacias | Fração área APP 30 m consolidada | Fração área APP 5 m degradada | Fração área consolidada a recuperar |
|--------------------------------------|-----------------------------------|----------------------------------|-------------------------------|-------------------------------------|
| Fração área agrícola Bacia | -0.98 * ** | 0.59 | 0.35 | -0.04 |
| Número de Suínos na bacia | -0.58 | 0.67 ** | 0.45 | 0.18 |
| Fração da área das bacias com DLS | 0.01 | 0.64 | 0.77 * ** | 0.68 ** |
| Número de Bovinos na bacia | -0.45 | -0.20 | -0.34 | -0.45 |
| Fração da bacia que recebe bovinos | -0.10 | 0.63 | 0.69 ** | 0.57 |

* ** = Significativo a 5% e 10% de probabilidade de erro; ** = Significativo a 10% de probabilidade de erro; APP = área de preservação permanente

A bovinocultura é, atualmente, na região de Quinze de Novembro, uma atividade com alto potencial de risco de degradação da zona ripária, e, quanto maior a fração da bacia com essa atividade, maior a fração da área de APP com 5 metros de largura, que está degradada (Tabela 24). Isso ocorre, principalmente, porque o curso d'água das bacias hidrográficas, são, em muitas propriedades, a única fonte de água para dessedentação dos animais. Consequentemente, houve uma grande quantidade de acesso de bovinos aos cursos d'água, nas bacias avaliadas (Tabela 25), o que, representa, em termos relativos, pelo menos, 25% das drenagens das bacias (Tabela 26). Dessa forma, houve desbarrancamento dos taludes, assoreamento dos cursos d'água, e degradação dos indicadores de qualidade da água. Esses locais, assim como as áreas que recebem DLS e as áreas de APP degradadas a serem recuperadas, podem ser localizados espacialmente nos mapas das bacias nas figuras 19, 20, 21, 22, 23, 24 e 25.

A partir dos mapas e dos resultados das tabelas, verifica-se que os fatores estudados são mais expressivos em umas bacias do que em outras. A bovinocultura destaca-se na bacia MAN com mais de 50% das drenagens e das áreas degradadas a recuperar apresentando acesso do gado leiteiro o que é claramente visível na figura 20. Nessa bacia, assim como em LEA (Figura 21), a suinocultura tem maior importância, quando se considera o risco de impacto ambiental, pois, nessas bacias há maior proporção da área com DLS juntamente com áreas degradadas a recuperar. Considerando os critérios de muito alto risco de impacto ambiental as bacias ALI e TIE (Figuras 23 e 24) apresentaram uma situação mais crítica, e que merecem mais atenção. Por outro lado, a bacia SAN (Figura 25), em comparação as demais, é a que menos sofre pressão ambiental das atividades agropecuárias avaliadas, principalmente, porque não há aplicação de DLS nas áreas agrícolas dessas bacia.

De maneira geral, a zona ripária das bacias avaliadas, apresentou-se, sob alta pressão das atividades agropecuárias. A agricultura e a bovinocultura são as atividades que oferecem maior risco de degradação, a agricultura, pela tradição de produção de grãos, e a bovinocultura pela grande expansão nos últimos anos. A suinocultura, por sua vez, em função da crise do setor, em 2013, sofreu forte retração da produção na região de estudo.

Tabela 25. Indicadores agropecuários e ambientais com potencial de risco de impactos ambientais em bacias hidrográficas, região de Quinze de Novembro, RS

| Fator de risco ambiental | Nível de risco | unidade | Bacia | | | | | | |
|--|----------------|---------|---------|---------|---------|-------|------|---------|---------|
| | | | DRS | MAN | SAN | LEA | SCH | ALI | TIE |
| Área degradada a recuperar | M | ha | 3,2 | 4,5 | 12,5 | 0,7 | 0,6 | 2,3 | 1,0 |
| Comprimento da drenagem com acesso livre de bovinos | A | m | 1.977,9 | 8.830,5 | 4.796,7 | 443,1 | 37,7 | 2.874,2 | 1.588,9 |
| Aplicação de DLS em lavoura | B | ha | 57,3 | 98,3 | 0,0 | 31,6 | 28,0 | 59,8 | 6,4 |
| Comprimento da drenagem com acesso de bovinos junto à área degradada a recuperar | A | m | 1.625,7 | 2.833,4 | 1.672,1 | 359,8 | 31,9 | 716,7 | 631,2 |
| Área degradada a recuperar com acesso de bovinos à drenagem | A | ha | 1,3 | 2,4 | 1,3 | 0,3 | 0,04 | 0,5 | 0,5 |
| Área de aplicação de DLS em lavoura junto a área degradada a recuperar | A | ha | 0,3 | 0,6 | 0,0 | 0,1 | 0,0 | 0,2 | 0,0 |
| Comprimento da drenagem com acesso de bovinos junto à área com aplicação de DLS | A | m | 202,7 | 880,0 | 0,0 | 443,1 | 37,7 | 2.403,6 | 371,0 |
| Área que recebe DLS na lavoura com acesso de bovinos à drenagem | A | ha | 16,9 | 39,2 | 0,0 | 16,5 | 2,9 | 48,8 | 4,8 |

B = Baixo; M = Médio; A = Alto.

Tabela 26. Quantificação relativa de fatores agropecuários e ambientais com potencial de risco de impactos ambientais em bacias hidrográficas, região de Quinze de Novembro, RS. Valores extremos identificados em negrito

| Fator de risco ambiental | Nível de risco | unidade | Bacia | | | | | | |
|--|----------------|--------------------|-------------|-------------|--------|--------------|--------------|---------------|-------------|
| | | | DRS | MAN | SAN | LEA | SCH | ALI | TIE |
| Proporção de área degradada a recuperar (APP 5 m) | M | % | 59,3 | 26,0 | 32,4 | 35 | 66,7 | 25,6 | 28,6 |
| Proporção da drenagem com acesso livre de bovinos | A | % | 37,7 | 52,7 | 12,8 | 23,0 | 4,4 | 32,7 | 47,3 |
| Proporção da área com DLS em relação a área agrícola da bacia | B | % | 19,5 | 9,9 | 0,0 | 31,2 | 50,5 | 10,3 | 2,6 |
| Proporção da drenagem com acesso de bovinos junto à área degradada a recuperar (APP 5 m) | A | % | 82,2 | 32,1 | 34,9 | 81,2 | 84,6 | 24,9 | 39,7 |
| Área degradada a recuperar (APP 5 m) com acesso de bovinos à drenagem | A | % | 40,6 | 53,3 | 10,4 | 42,9 | 6,7 | 21,7 | 50,0 |
| Relação entre acesso de bovinos à drenagem em área degradada a recuperar (APP 5 m) | A | m ha ⁻¹ | 1250,5 | 1180,6 | 1286,2 | 1199,3 | 797,5 | 1433,4 | 1262,4 |
| Área de aplicação de DLS em lavoura junto a área degradada a recuperar (APP 5 m) | A | % | 9,4 | 13,3 | 0,0 | 14,3 | 0,0 | 8,7 | 0,0 |
| Fração da drenagem com acesso de bovinos junto à área com aplicação de DLS | MA | % | 10,2 | 10,0 | 0,0 | 100,0 | 100,0 | 83,6 | 23,3 |
| Área que recebe DLS na lavoura com acesso de bovinos à drenagem | MA | % | 29,5 | 39,9 | 0,0 | 52,2 | 10,4 | 81,6 | 75,0 |
| Relação entre acesso de bovinos à drenagem em área com aplicação de DLS | MA | m ha ⁻¹ | 12,0 | 22,4 | 0,0 | 26,9 | 13,0 | 49,3 | 77,3 |

B = Baixo; M = Médio; A = Alto; MA = Muito Alto; DLS = dejetos líquidos de suínos; APP = área de preservação permanente.

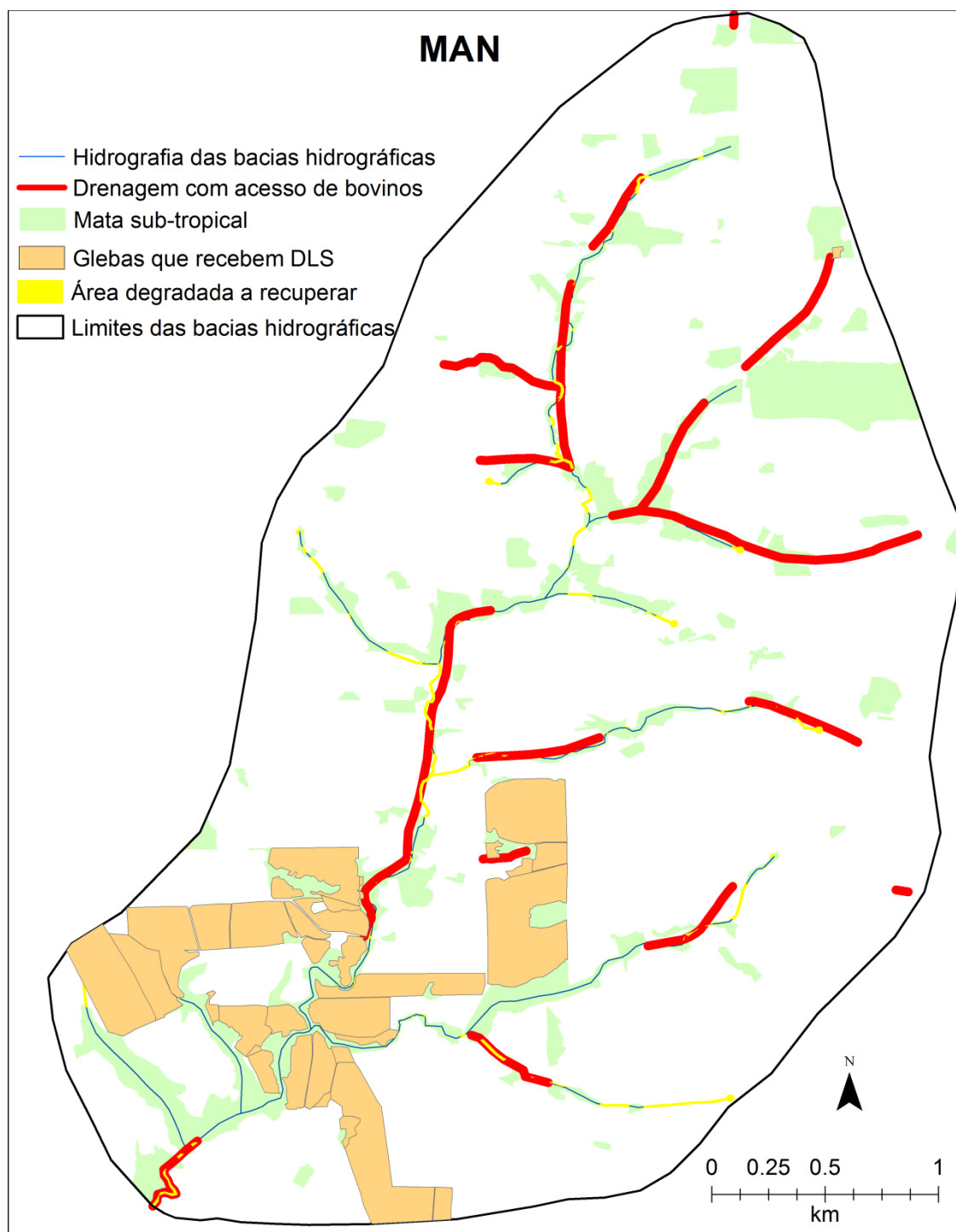


Figura 20. Locais de acesso do gado bovino, áreas que recebem dejetos de suínos e áreas de preservação permanente degradadas que precisam ser recuperadas na bacia MAN, na região de Quinze de Novembro, RS, 2015.

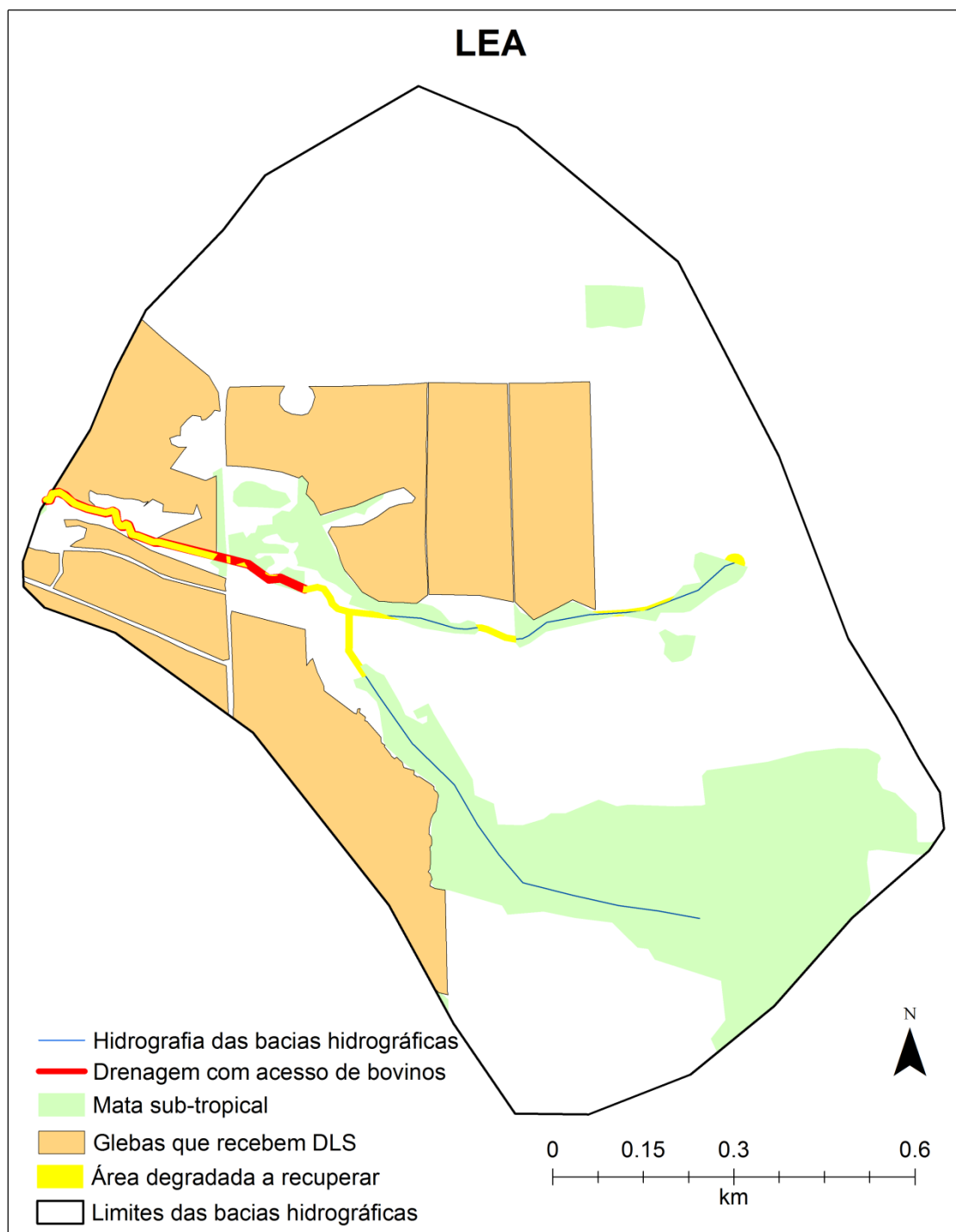


Figura 21. Locais de acesso do gado bovino, áreas que recebem dejetos de suínos e áreas de preservação permanente degradadas que precisam ser recuperadas na bacia LEA, na região de Quinze de Novembro, RS, 2015.

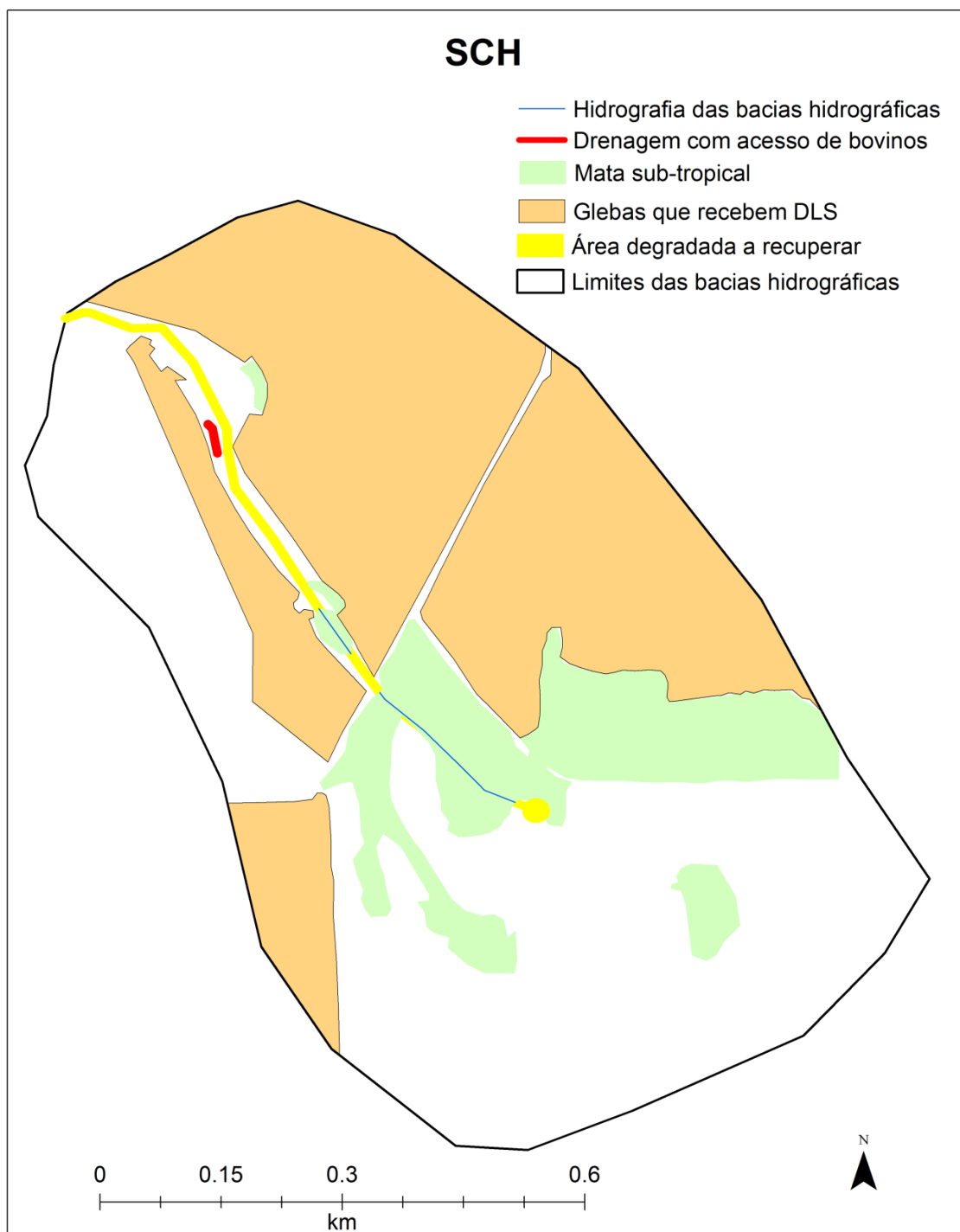


Figura 22. Locais de acesso do gado bovino, áreas que recebem dejetos de suínos e áreas de preservação permanente degradadas que precisam ser recuperadas na bacia SCH, na região de Quinze de Novembro, RS, 2015.

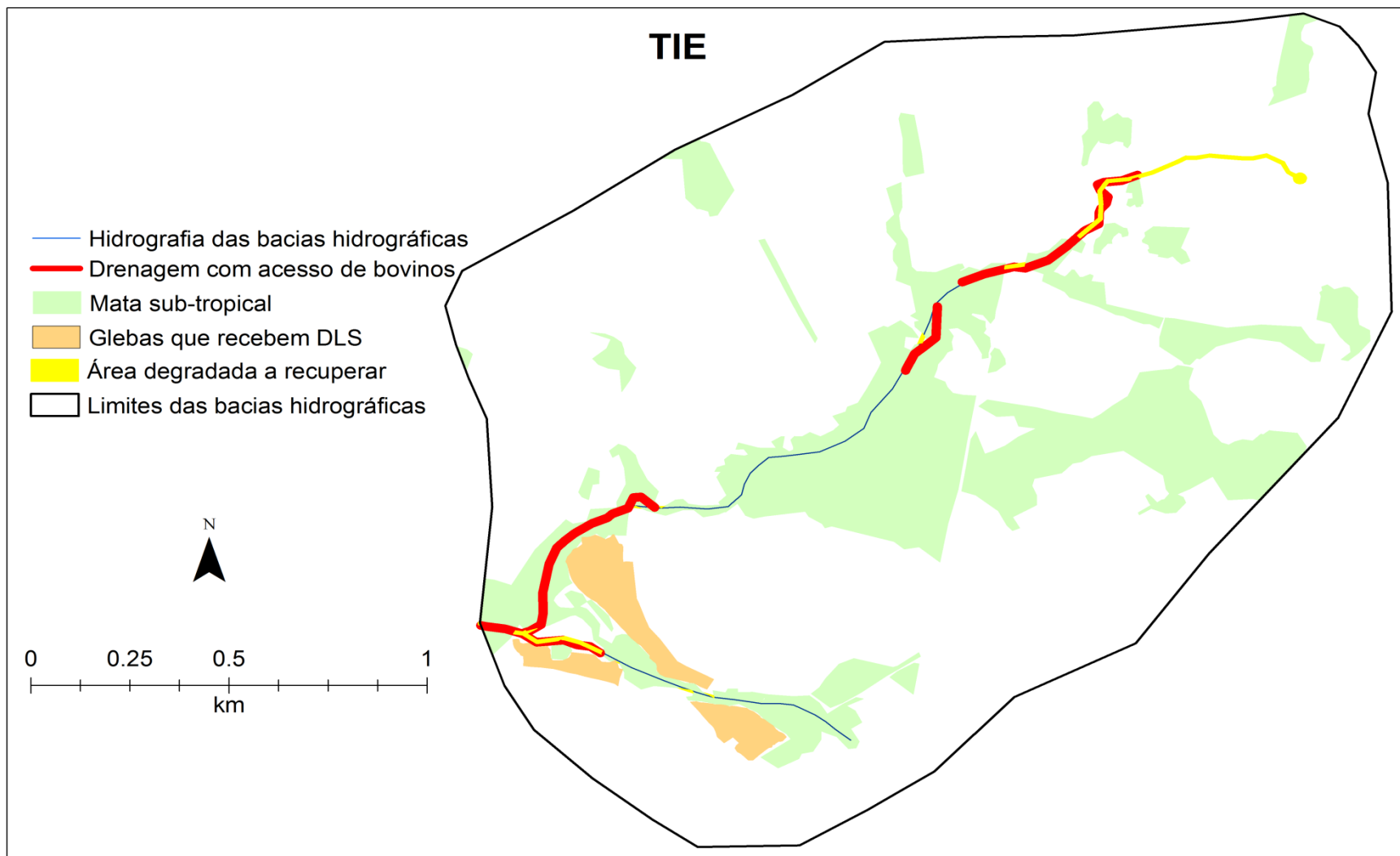


Figura 23. Locais de acesso do gado bovino, áreas que recebem dejetos de suínos e áreas de preservação permanente degradadas que precisam ser recuperadas na bacia TIE, na região de Quinze de Novembro, RS, 2015.

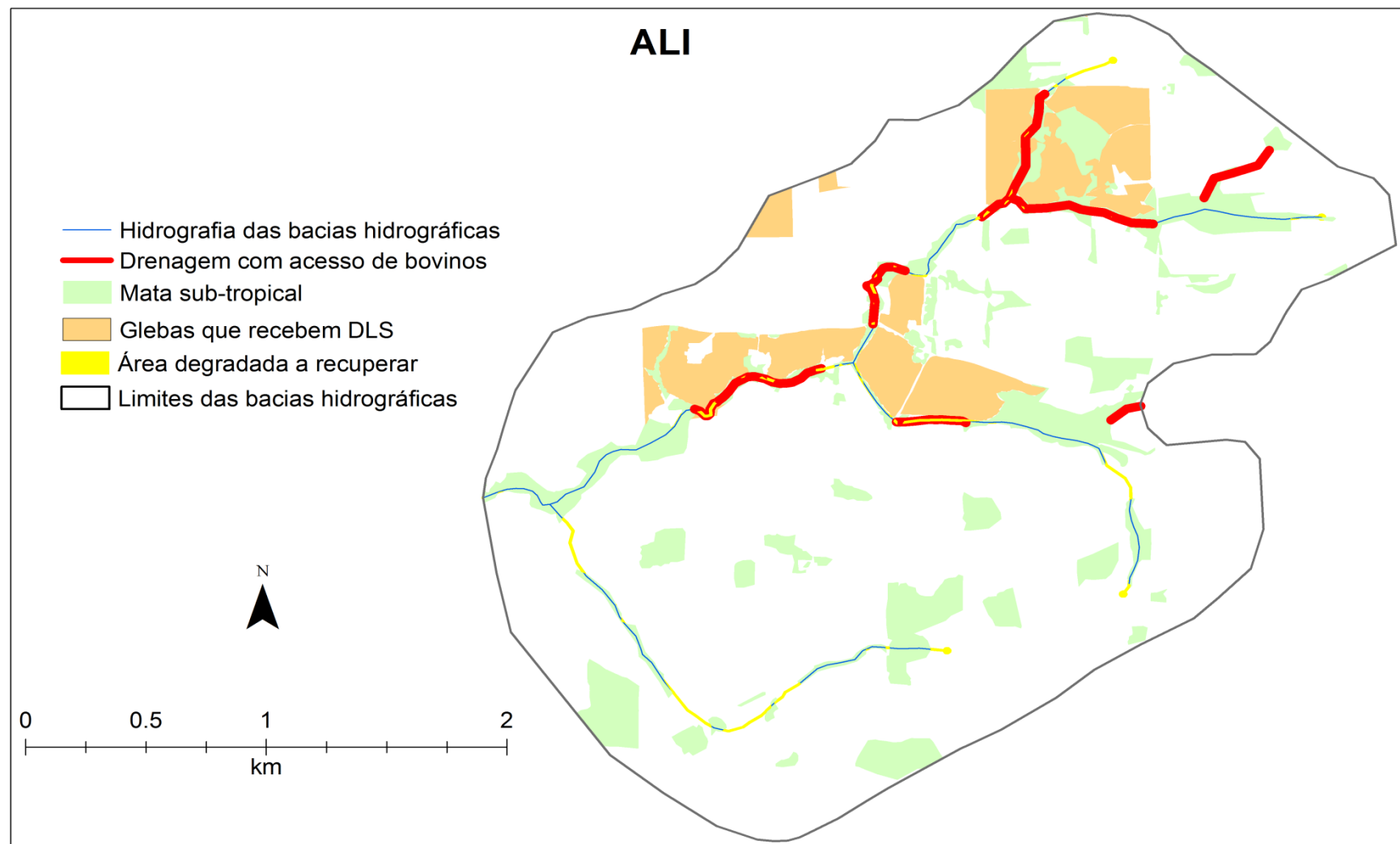


Figura 24. Locais de acesso do gado bovino, áreas que recebem dejetos de suínos e áreas de preservação permanente degradadas que precisam ser recuperadas na bacia ALI, na região de Quinze de Novembro, RS, 2015.

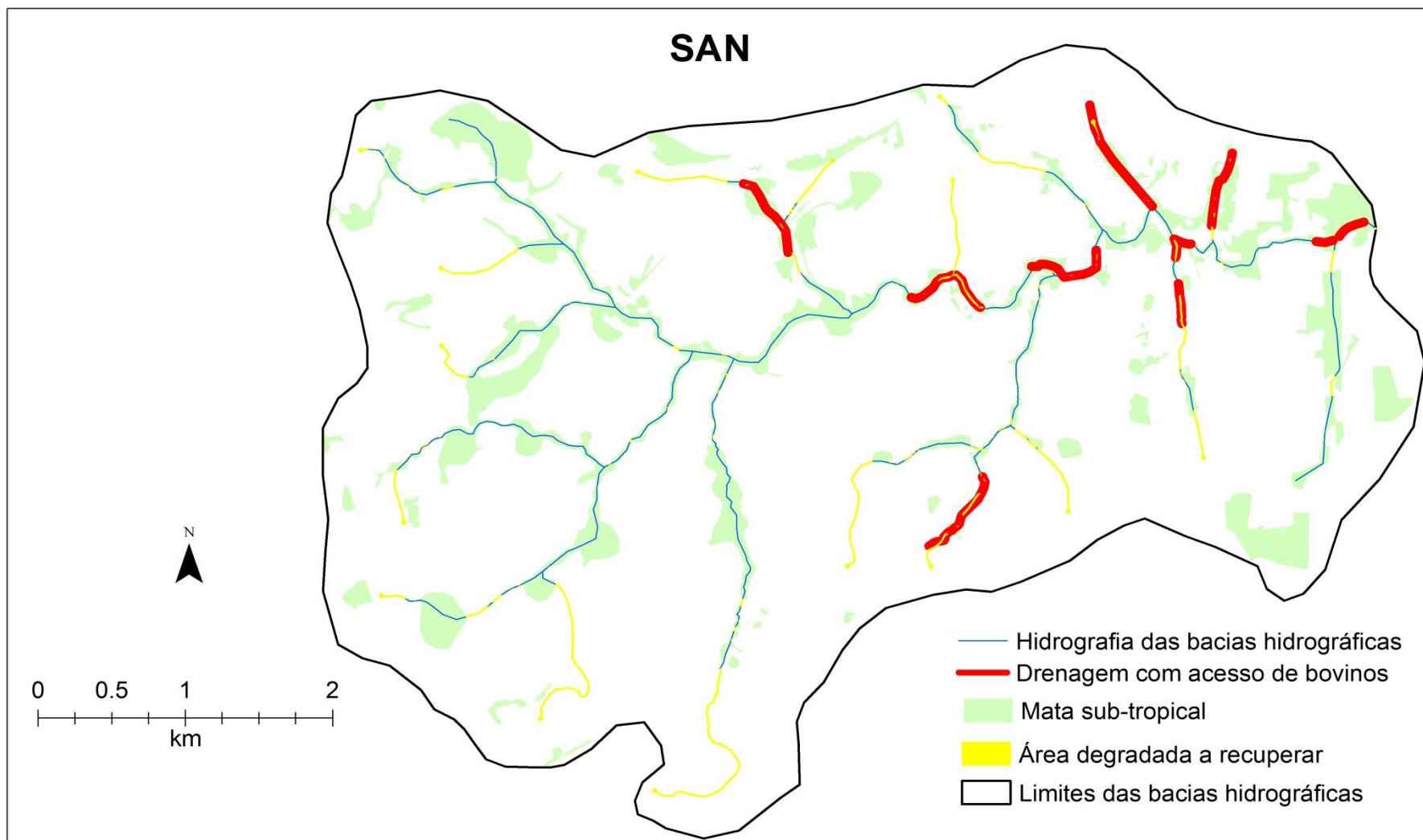


Figura 25. Locais de acesso do gado bovino, áreas que recebem dejetos de suínos e áreas de preservação permanente degradadas que precisam ser recuperadas na bacia SAN, na região de Quinze de Novembro, RS, 2015.

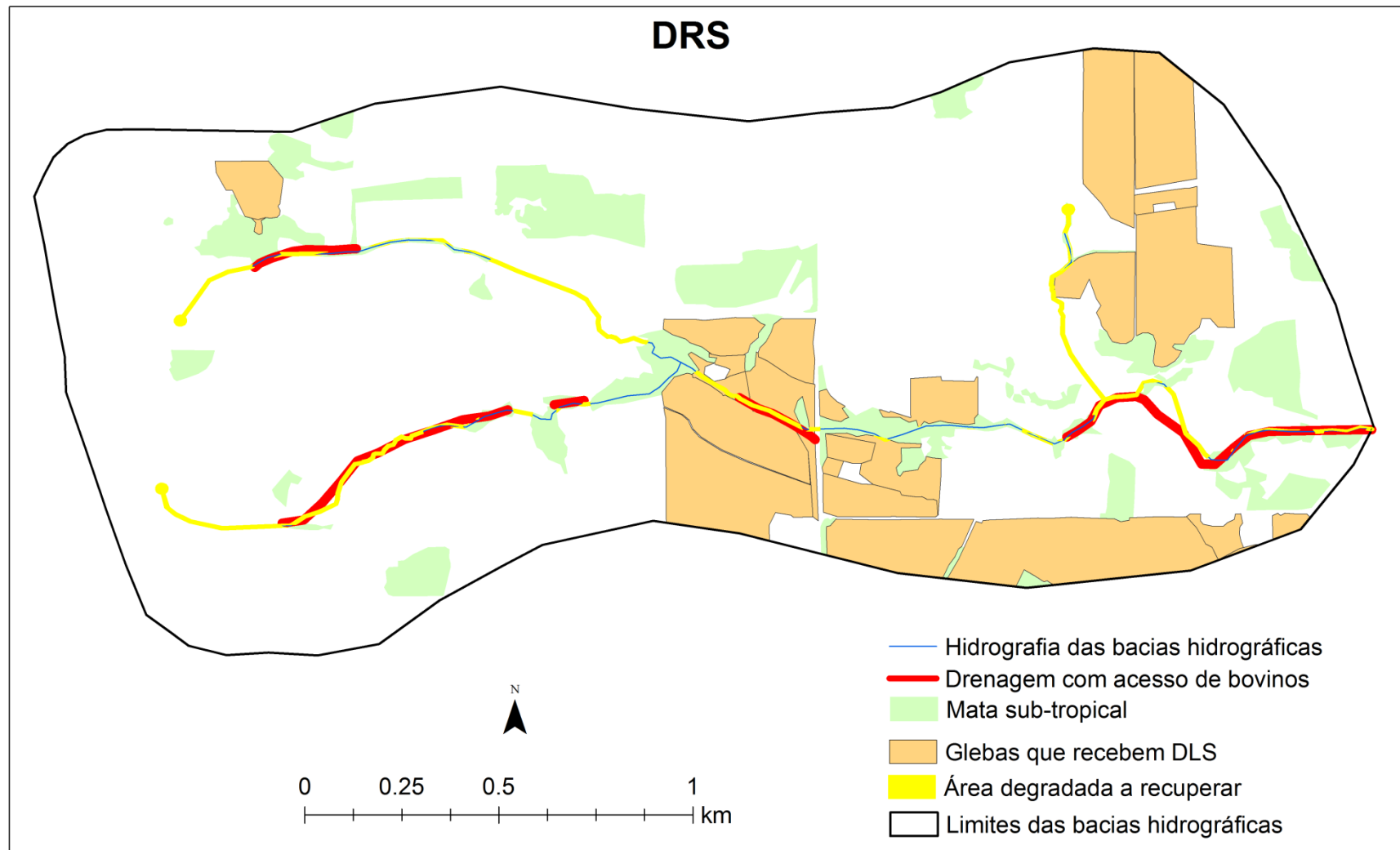


Figura 26. Locais de acesso do gado bovino, áreas que recebem dejetos de suínos e áreas de preservação permanente degradadas que precisam ser recuperadas na bacia DRS, na região de Quinze de Novembro, RS, 2015.

6.2.5 Estudo 6 - Indicadores de qualidade das águas superficiais em escala de bacia hidrográfica

A análise estatística dos indicadores de qualidade da água apresentou interação tripla entre os fatores bacias, datas e pontos de coleta de água para todos os indicadores analisados. Em função disso, houve a necessidade de discutir cada fator dentro dos demais para todos os indicadores. Os resultados serão apresentados em duas seções: uma mostrando a variação espacial dos dados, considerando as diferenças entre as bacias e entre as sub-bacias (sub-bacias representam as áreas das bacias entre a nascente até o ponto intermediário de coleta de água dentro das bacias que tinham dois pontos de coleta), e entre os pontos de coleta dentro de cada bacia; e outra mostrando a variação temporal dos dados, considerando as diferenças entre as datas em cada ponto de coleta.

A análise de correlação entre os indicadores de qualidade das águas e os fatores ambientais e agropecuários levantados durante a execução do presente estudo foram utilizados para explicar as diferenças observadas.

6.2.5.1 Variação espacial

6.2.5.1.1 Diferenças entre bacias

As bacias mostraram-se bastante heterogêneas entre si, sendo que, em cada data de coleta, uma bacia diferente apresentou o maior teor para determinado indicador. No entanto, algumas bacias apresentaram tendências de possuírem os maiores e menores valores de determinado indicador de qualidade da água na maioria das datas de coleta (Tabela 27). A CE sempre foi maior na bacia LEA e na sub-bacia MAN, a DBO_5 sempre foi maior nas bacias SCH e DRS, o nitrato apresentou os maiores valores na bacia e sub-bacia ALI, o oxigênio dissolvido (OD) foi maior na bacia e sub-bacia SAN, o P_{sol} apresentou maiores teores nas bacias DRS e SCH, em pelo menos quatro das oito datas de coletas, ou teores que não diferiram daqueles observados nas bacias com maior valor, o pH sempre foi maior ou não diferenciou dos maiores valores em SAN e foi menor em DRS e MAN.

Bacias hidrográficas possuem grande complexidade e muitos fatores que podem interferir nesses teores, como por exemplo, uso e manejo do solo, classes de solos da bacia, manejo de fertilizantes, faixa de amortecimento ao longo da drenagem, entre outros (Yang e Zhu Bo, 2013; Aguiar Jr. et al., 2015). Os diversos indicadores agropecuários e ambientais que foram correlacionados com os indicadores de qualidade da água (Tabelas 28 e 29) permitiram fazer algumas inferências sobre a causas das variações nos teores na água.

Tabela 27. Resumo dos indicadores de qualidade da água nas bacias e sub-bacias hidrográficas avaliadas

| Indicador | Bacia | Sub-bacia |
|----------------------------|-----------|-----------|
| ----- Maiores teores ----- | | |
| Condutividade elétrica | LEA | MAN |
| Oxigênio dissolvido | SAN | SAN |
| DBO ₅ | SCH e DRS | ns |
| Nitrato | ALI | ALI |
| Fósforo solúvel | DRS | ALI |
| Coliformes fecais | ns | ns |
| Coliformes totais | ns | ns |
| <i>E. Coli</i> | ns | ns |
| pH | SAN | SAN |
| ----- Menores teores ----- | | |
| Condutividade elétrica | SAN | SAN |
| Oxigênio dissolvido | SCH e DRS | DRS |
| DBO ₅ | SAN | ns |
| Nitrato | SAN | SAN |
| Fósforo solúvel | LEA | DRS |
| Coliformes fecais | ns | ns |
| Coliformes totais | ns | ns |
| <i>E. Coli</i> | ns | ns |
| pH | DRS | DRS |

DBO₅ = demanda bioquímica de oxigênio em 5 dias; *E. Coli* = *Escherichia Coli*.

Tabela 28. Correlações entre fatores determinantes de impactos ambientais e indicadores de qualidade da água de sete bacias hidrográficas da região de Quinze de Novembro, RS

| Fatores de impacto ambiental/indicadores de qualidade da água | Fósforo | Nitrato | DBO ₅ | CF | CE | CT | <i>E. Coli</i> | Oxigênio | pH |
|---|---------------|----------------|------------------|-------|-------|-------|----------------|----------------|----------------|
| | ----- r ----- | | | | | | | | |
| Área das bacias | -0.22 | -0.41 | -0.39 | -0.17 | -0.55 | -0.62 | -0.30 | 0.73** | -0.04 |
| Área agrícola das bacias | 0.32 | -0.53 | 0.14 | -0.39 | -0.39 | -0.50 | 0.12 | -0.11 | 0.10 |
| Fração da área de APP 30 m remanescente | -0.61 | 0.48 | -0.71** | 0.16 | 0.14 | -0.12 | -0.54 | 0.76** | -0.46 |
| Fração da área de APP 5 m Remanescente | -0.49 | 0.60 | -0.88** | 0.04 | 0.03 | -0.29 | -0.58 | 0.84** | -0.61 |
| Fração da área consolidada a recuperar | 0.32 | -0.60 | 0.86** | 0.15 | 0.03 | 0.44 | 0.56 | -0.69** | 0.68** |
| Fração da área das bacias com DLS | -0.05 | -0.33 | 0.69** | -0.33 | 0.54 | 0.14 | 0.14 | -0.92** | 0.58 |
| Fração da área agrícola das bacias com DLS | -0.07 | -0.31 | 0.67** | -0.34 | 0.56 | 0.13 | 0.11 | -0.91** | 0.59 |
| Número de bovinos na bacia | 0.13 | 0.01 | -0.22 | 0.27 | 0.08 | -0.11 | 0.18 | 0.27 | -0.73** |
| Número de suínos na bacia | 0.87** | 0.00 | 0.16 | 0.15 | -0.33 | 0.15 | 0.59 | -0.24 | -0.12 |
| Densidade de bovinos por ha (área da bacia) | 0.24 | -0.48 | 0.94** | 0.19 | 0.33 | 0.51 | 0.57 | -0.89** | 0.32 |
| Densidade de bovinos por ha (área agrícola da bacia) | 0.23 | -0.47 | 0.94** | 0.21 | 0.34 | 0.53 | 0.57 | -0.89** | 0.31 |
| Densidade de bovinos por ha (area efetiva com bovinos) | 0.06 | -0.74** | 0.91** | 0.13 | 0.13 | 0.34 | 0.44 | -0.68** | 0.48 |
| Densidade de suínos por ha (área da bacia) | 0.87** | -0.01 | 0.19 | 0.13 | -0.37 | 0.17 | 0.58 | -0.27 | -0.02 |
| Densidade de suínos por ha (área agrícola da bacia) | 0.87** | -0.01 | 0.19 | 0.13 | -0.37 | 0.17 | 0.58 | -0.27 | -0.02 |
| Densidade de suínos por ha (area efetivamente com DLS) | 0.89** | 0.02 | 0.18 | 0.17 | -0.35 | 0.19 | 0.61 | -0.26 | -0.08 |
| Fração da área da bacia com presença de bovinos | 0.54 | -0.08 | 0.75** | 0.37 | 0.42 | 0.67 | 0.74** | -0.88** | -0.06 |
| Fração das drenagens das bacias com acesso de bovinos | 0.37 | 0.73** | -0.43 | 0.60 | 0.08 | 0.38 | 0.27 | 0.31 | -0.94** |

DBO₅ = demanda bioquímica de oxigênio; CF= coliformes fecais; CT = coliformes totais; *E. Coli* = *Escherichia Coli*; DLS = dejetos líquidos de suínos; * = Significativo a 5 % de probabilidade de erro. ** = Significativo a 10 % de probabilidade de erro; * ** = Significativo 5 e a 10 % de probabilidade de erro;

Tabela 29. Análise de correlação entre fatores relacionados com qualidade ambiental e indicadores de qualidade da água amostrada em um ponto intermediário ao longo da drenagem de cinco bacias hidrográficas na região de Quinze de Novembro, RS

| Fatores de impacto ambiental/indicadores de qualidade da água | Fósforo | Nitrato | DBO | CF | CE | CT | E. Coli | Oxigênio | pH |
|---|------------------|------------------|------------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|------------------|------------------|
| | ----- r ----- | | | | | | | | |
| Área das bacias | 0.03 | -0.64 | -0.30 | 0.15 | 0.00 | 0.01 | 0.09 | 0.66 | 0.40 |
| Área agrícola da bacia | -0.87* ** | -0.42 | -0.64 | -0.40 | -0.60 | -0.69 ** | -0.45 | -0.74 ** | -0.66 |
| Fração da área de APP 30 m preservada | 0.83* ** | 0.24 | 0.52 | 0.55 | 0.56 | 0.62 | 0.57 | 0.68 ** | 0.43 |
| Fração da área de APP 5 m preservada | 0.80* ** | 0.21 | 0.51 | 0.58 | 0.57 | 0.61 | 0.59 | 0.66 | 0.38 |
| Fração da área consolidada a recuperar | -0.95* ** | -0.56 | -0.70 ** | -0.56 | -0.60 | -0.65 | -0.60 | -0.44 | -0.26 |
| Fração da área das bacias com DLS | 0.94* ** | 0.87* ** | 0.74 ** | 0.30 | 0.43 | 0.49 | 0.38 | 0.12 | 0.15 |
| Fração da área agrícola das bacias com DLS | 0.94* ** | 0.87* ** | 0.73 ** | 0.28 | 0.41 | 0.47 | 0.36 | 0.12 | 0.15 |
| Número de Bovinos na bacia | 0.19 | 0.01 | 0.55 | 0.95* ** | 0.83* ** | 0.77* ** | 0.91* ** | 0.18 | -0.30 |
| Número de Suínos na bacia | 0.19 | 0.12 | 0.63 | 0.96* ** | 0.87* ** | 0.81* ** | 0.94* ** | 0.09 | -0.37 |
| Densidade de bovinos por ha (área da bacia) | -0.57 | 0.15 | -0.14 | -0.16 | -0.27 | -0.36 | -0.17 | -0.97* ** | -0.87* ** |
| Densidade de bovinos por ha (área agrícola) | -0.54 | 0.20 | -0.08 | -0.12 | -0.21 | -0.30 | -0.12 | -0.97* ** | -0.87* ** |
| Densidade de bovinos por ha (área com bovinos) | -0.64 | -0.99* ** | -0.80* ** | -0.37 | -0.47 | -0.47 | -0.45 | 0.40 | 0.37 |
| Densidade de suínos por ha (área da bacia) | 0.01 | 0.23 | 0.54 | 0.83* ** | 0.67 ** | 0.57 | 0.80* ** | -0.36 | -0.75 ** |
| Densidade de suínos por ha (área agrícola) | 0.06 | 0.24 | 0.57 | 0.86* ** | 0.72 ** | 0.63 | 0.84* ** | -0.30 | -0.70 ** |
| Densidade de suínos por ha (área com DLS) | 0.21 | 0.14 | 0.65 | 0.97* ** | 0.89* ** | 0.83* ** | 0.95* ** | 0.09 | -0.36 |
| Fração da bacia com presença de bovinos | -0.22 | 0.49 | 0.12 | -0.07 | -0.15 | -0.22 | -0.05 | -0.98* ** | -0.87* ** |
| Fração das drenagens com acesso pelos bovinos | 0.46 | 0.76* ** | 0.91* ** | 0.67 ** | 0.80* ** | 0.79* ** | 0.73 ** | -0.18 | -0.30 |

DBO = demanda bioquímica de oxigênio; CF = coliformes fecais; CT = coliformes totais; *E. Coli* = *Esclerichia Coli*; DLS = dejetos líquidos de suínos; * = Significativo a 5 % de probabilidade de erro. ** = Significativo a 10 % de probabilidade de erro; * ** = Significativo 5 e a 10 % de probabilidade de erro.

A CE é um indicador de qualidade das águas, que leva em consideração a concentração de íons na água, quanto maior o teor de íons maior a CE. Em águas superficiais de bacias hidrográficas rurais, as principais fontes de íons são os fertilizantes minerais e orgânicos, oriundos das lavouras (Silva et al., 2015). A CE das bacias variou de 3,3 a 114,7 $\mu\text{S cm}^{-1}$ considerando todas as bacias e datas de coleta (Tabela 30) e não correlacionou-se com nenhum dos fatores de impacto ambiental levantados nesse estudo com relação as bacias hidrográficas (Tabela 28). No entanto, para as sub-bacias ocorreu correlação significativa positiva desse indicador com o número de bovinos e suínos das bacias, com a densidade de suínos por hectare nas bacias, áreas agrícolas das bacias e áreas com disposição de DLS e com a fração das drenagens com acesso de bovinos (Tabela 29). Ao analisar a figura 20 referente a bacia MAN, na seção de avaliação da zona ripária, no item 6.2.3, nota-se que a grande maioria das áreas com acesso de bovinos à drenagem estão na sub-bacia, assim como, 64% e 78% dos bovinos e suínos, respectivamente, presentes na bacia, estão na sub-bacia. Nesse caso, a bovinocultura leiteira e a suinocultura podem estar contribuindo com os altos teores de CE nas águas superficiais de MAN com a aplicação de DLS nas lavouras, e pelo trânsito dos bovinos nos cursos d'água, onde eles podem defecar e urinar diretamente na água ou nas proximidades. Esses resultados foram, nos casos mais extremos, mais de 20 vezes maiores do que os resultados observados por Yamazaki et al. (2014), em águas de bacias hidrográficas com grande parte da bacia sendo usada para fins agrícolas. Silva et al. (2015) observaram valores médios de 35 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (semelhantes aos do presente estudo) nas águas superficiais de duas bacias hidrográficas com uso de agricultura orgânica e não orgânica, no estado de São Paulo, BR. Kebede et al. (2014) observaram valores mais elevados em 3 bacias hidrográficas com uso agrícola na Etiópia.

Os teores de OD na água apresentaram valores variando de 3,1 a 11,2 $\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$, em todas as bacias e datas avaliadas (Tabela 31). A DBO_5 variou de 0,31 a 30,17 $\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ (Tabela 32), porém, na maioria das avaliações os valores permaneceram abaixo de 5 $\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$. A DBO_5 e oxigênio na água apresentam uma relação inversa entre si, e quanto maior a DBO_5 menores são os teores de oxigênio. Essa relação inversa confirmou-se entre as bacias, a

bacia SAN apresentou os maiores teores de oxigênio dissolvido e os menores teores de DBO_5 , enquanto que as bacias DRS e SCH apresentaram os maiores teores de DBO_5 e menores teores de oxigênio dissolvido.

Tabela 30. Condutividade elétrica em águas superficiais de bacias hidrográficas da região de Quinze de Novembro, RS, - Comparação entre as bacias

| Bacias | ----- 2013 ----- | | ----- 2014 ----- | | | | | |
|---|------------------|---------------|------------------|--------------|--------------|---------------|---------------|---------------|
| | 28-oct | 4-Dec | 4-Jan | 4-Feb | 7-Mar | 11-Apr | 2-May | 4-Jun |
| ----- Ponto Intermediário ($\mu\text{S cm}^{-1}$) ----- | | | | | | | | |
| DRS | 37,1 ± 0,3 B | 3,3 ± 0,1 C | 35,6 ± 0,1 B | 33,3 ± 0,3 E | 37,9 ± 0,1 D | 44,0 ± 0,3 D | 40,9 ± 0,3 C | 39,2 ± 0,2 D |
| MAN | - | 80,0 ± 0,1 A | - | 84,2 ± 0,2 A | 91,1 ± 0,1 A | 81,0 ± 0,1 B | 88,9 ± 1,8 A | 94,3 ± 0,3 A |
| SAN | 35,7 ± 0,1 B | - | 38,0 ± 0,1 B | 40,5 ± 0,1 D | 40,8 ± 0,1 D | 42,8 ± 0,2 D | 39,9 ± 0,2 C | 34,7 ± 0,2 E |
| LEA | - | - | - | - | - | - | - | - |
| SCH | - | - | - | - | - | - | - | - |
| ALI | - | 6,7 ± 0,0 C | 6,5 ± 0,0 C | 73,7 ± 0,1 B | 76,9 ± 0,1 B | 86,2 ± 0,1 A | 88,0 ± 1,6 A | 80,1 ± 2,3 B |
| TIE | 43,7 ± 0,1 A | 43,6 ± 0,1 B | 44,9 ± 0,1 A | 47,3 ± 0,5 C | 50,3 ± 0,6 C | 51,9 ± 0,4 C | 72,5 ± 1,0 B | 46,1 ± 0,1 C |
| ----- Ponto Foz ($\mu\text{S cm}^{-1}$) ----- | | | | | | | | |
| DRS | 81,5 ± 1,0 C | 67,9 ± 0,1 C | 14,7 ± 0,0 F | 6,5 ± 0,2 F | 78,4 ± 0,3 C | 80,4 ± 0,1 C | 83,8 ± 0,4 E | 76,5 ± 0,1 D |
| MAN | 90,4 ± 0,4 B | 83,8 ± 0,2 B | 98,9 ± 0,2 A | 90,3 ± 0,6 B | - | 88,2 ± 0,1 B | 105,3 ± 0,2 B | 96,9 ± 0,1 B |
| SAN | 48,7 ± 0,1 E | 49,4 ± 0,2 F | 56,5 ± 0,1 E | 51,7 ± 0,1 E | 51,3 ± 0,2 E | 54,2 ± 0,1 E | 57,6 ± 1,3 F | 48,7 ± 0,1 G |
| LEA | 102,7 ± 0,2 A | 89,9 ± 0,1 A | 100,1 ± 0,3 A | 97,1 ± 0,1 A | 97,0 ± 1,5 A | - | 114,7 ± 1,8 A | 104,9 ± 0,1 A |
| SCH | 87,0 ± 0,1 B | 67,7 ± 0,1 CD | 81,9 ± 0,2 B | 88,2 ± 0,3 B | 88,0 ± 0,5 B | 107,5 ± 0,1 A | 94,8 ± 1,3 CD | 86,3 ± 0,2 C |
| ALI | - | 63,5 ± 0,1 E | 64,3 ± 1,6 C | 65,6 ± 0,1 D | 67,3 ± 0,1 D | 75,1 ± 0,1 D | 91,7 ± 3,2 D | 71,2 ± 0,1 E |
| TIE | 65,3 ± 0,3 D | 64,2 ± 1,2 DE | 60,1 ± 0,1 D | 78,6 ± 2,4 C | 74,9 ± 0,3 C | 74,4 ± 0,1 D | 96,5 ± 0,5 C | 67,1 ± 0,3 F |

Médias seguidas de letras iguais nas colunas não apresentam diferença significativa a 5% de probabilidade de erro pelo teste de Tukey.

Tabela 31. Oxigênio dissolvido em águas superficiais de bacias hidrográficas da região de Quinze de Novembro, RS, - Comparação entre as bacias

| Bacias | ----- 2013 ----- | | ----- 2014 ----- | | | | |
|--|------------------|--------------|------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| | 28-oct | 4-Dec | 4-Jan | 4-Feb | 7-Mar | 11-Apr | 2-May |
| ----- Ponto Intermediário (mg O ₂ L ⁻¹) ----- | | | | | | | |
| DRS | 7,3 ± 0,2 A | 6,6 ± 0,1 AB | 6,4 ± 0,1 C | 6,4 ± 0,1 BC | 5,2 ± 0,2 C | 6,6 ± 0,1 C | 7,3 ± 0,0 C |
| MAN | 7,7 ± 0,2 A | 7,0 ± 0,1 AB | 8,6 ± 0,0 A | 7,2 ± 0,1 AB | 6,9 ± 0,1 B | 7,5 ± 0,4 C | 8,9 ± 0,2 B |
| SAN | 7,5 ± 0,2 A | 7,4 ± 0,1 A | 7,4 ± 0,2 B | 7,5 ± 0,1 A | 8,6 ± 0,1 A | 9,0 ± 0,0 B | 10,3 ± 0,2 A |
| LEA | - | - | - | - | - | - | - |
| SCH | - | - | - | - | - | - | - |
| ALI | 7,3 ± 0,1 A | 6,7 ± 0,2 AB | 7,4 ± 0,2 B | 5,9 ± 0,2 C | 7,4 ± 0,0 B | 10,8 ± 0,1 A | 9,1 ± 0,1 B |
| TIE | 6,8 ± 0,2 A | 6,5 ± 0,1 B | 7,1 ± 0,0 BC | 6,3 ± 0,5 BC | 7,1 ± 0,1 B | 11,2 ± 0,1 A | 9,8 ± 0,1 AB |
| ----- Ponto Foz (mg O ₂ L ⁻¹) ----- | | | | | | | |
| DRS | 6,8 ± 0,2 C | - | 6,24 ± 0,1 D | 6,9 ± 0,0 A | 7,1 ± 0,0 B | 7,4 ± 0,0 C | 9,1 ± 0,0 BC |
| MAN | 8,1 ± 0,1 A | 7,2 ± 0,1 AB | 8,2 ± 0,5 A | 7,3 ± 0,1 A | 6,9 ± 0,2 B | 7,5 ± 0,2 C | 8,6 ± 0,4 CD |
| SAN | 8,0 ± 0,2 AB | 7,8 ± 0,1 A | 7,8 ± 0,0 AB | 7,6 ± 0,1 A | 8,4 ± 0,2 A | 9,3 ± 0,1 B | 10,5 ± 0,1 A |
| LEA | 7,5 ± 0,2 ABC | 6,6 ± 0,1 B | 7,3 ± 0,1 BC | 5,8 ± 0,3 B | 7,2 ± 0,6 B | 8,6 ± 0,0 B | 9,3 ± 0,1 BC |
| SCH | 7,2 ± 0,2 BC | 7,2 ± 0,0 AB | 6,9 ± 0,1 CD | 3,1 ± 0,0 C | 5,3 ± 0,1 C | 5,9 ± 0,1 D | 8,0 ± 0,1 D |
| ALI | 7,3 ± 0,2 ABC | - | 7,3 ± 0,2 BC | 6,9 ± 0,1 A | 7,6 ± 0,0 AB | 9,5 ± 0,2 B | 9,4 ± 0,0 B |
| TIE | 7,6 ± 0,1 ABC | 6,7 ± 0,1 B | 7,3 ± 0,0 BC | 5,8 ± 0,0 B | 7,0 ± 0,1 B | 11,0 ± 0,0 A | 9,5 ± 0,1 B |

Médias seguidas de letras iguais nas colunas não apresentam diferença significativa a 5% de probabilidade de erro pelo teste de Tukey.

Tabela 32. Demanda bioquímica de oxigênio em águas superficiais de bacias hidrográficas da região de Quinze de Novembro, RS, - Comparação entre as bacias

| Bacias | ----- 2013 ----- | | ----- 2014 ----- | | | | | |
|--------|--|----------------|------------------|----------------|---------------|----------------|----------------|---------------|
| | 28-oct | 4-Dec | 4-Jan | 4-Feb | 7-Mar | 11-Apr | 2-May | 4-Jun |
| | ----- Ponto Intermediário (mg O ₂ L ⁻¹) ----- | | | | | | | |
| DRS | 11,49 ± 1,75 A | 3,86 ± 1,94 A | 1,82 ± 1,19 A | 2,15 ± 0,32 A | 2,62 ± 0,58 A | 0,94 ± 0,13 A | 1,79 ± 0,17 A | 1,84 ± 0,67 A |
| MAN | 7,37 ± 3,26 A | 8,91 ± 0,74 A | 2,17 ± 0,68 A | 2,68 ± 0,52 A | 4,30 ± 0,46 A | 5,18 ± 0,70 A | 4,68 ± 0,28 A | 3,15 ± 0,15 A |
| SAN | 6,43 ± 4,72 A | 4,71 ± 2,43 A | 2,65 ± 0,92 A | 0,76 ± 0,23 A | 2,61 ± 0,45 A | 0,50 ± 0,60 A | 1,11 ± 0,60 A | 2,77 ± 1,72 A |
| LEA | - | - | - | - | - | - | - | - |
| SCH | - | - | - | - | - | - | - | - |
| ALI | 3,68 ± 1,64 A | 12,77 ± 3,01 A | 1,83 ± 0,52 A | 3,06 ± 0,27 A | 6,59 ± 1,31 A | 2,26 ± 1,21 A | 4,89 ± 0,69 A | 2,27 ± 0,11 A |
| TIE | 13,41 ± 0,95 A | 6,09 ± 2,14 A | 2,00 ± 0,09 A | 0,31 ± 0,36 A | 1,90 ± 0,67 A | 0,67 ± 0,32 A | - | 1,39 ± 0,28 A |
| | ----- Ponto Foz (mg O ₂ L ⁻¹) ----- | | | | | | | |
| DRS | 15,69 ± 2,10 A | 10,71 ± 2,06 B | 21,94 ± 1,17 A | 5,10 ± 0,82 B | 4,06 ± 0,22 A | 2,42 ± 0,33 A | 3,89 ± 0,48 B | 2,49 ± 0,28 A |
| MAN | 4,89 ± 0,29 BC | 9,77 ± 0,77 B | 2,21 ± 0,46 B | 2,04 ± 0,82 B | 3,02 ± 0,90 A | 3,79 ± 0,19 A | 3,78 ± B | 2,72 ± 0,24 A |
| SAN | 16,20 ± 5,56 A | 3,09 ± 2,18 B | 2,63 ± 1,75 B | 0,80 ± 0,34 B | 2,26 ± 0,28 A | 3,27 ± 1,73 A | 1,71 ± 0,48 B | 2,41 ± 1,18 A |
| LEA | 5,57 ± 5,67 BC | 3,51 ± 2,54 B | 2,16 ± 0,24 B | 2,15 ± 0,36 B | 2,10 ± 0,97 A | 1,50 ± 0,50 A | 2,40 ± 0,42 B | 1,21 ± 0,17 A |
| SCH | 3,94 ± 2,58 C | 30,17 ± 3,42 A | 30,16 ± 0,51 A | 8,38 ± 1,45 AB | 5,70 ± 0,41 A | 10,34 ± 8,96 A | 21,23 ± 0,32 A | 6,71 ± 0,71 A |
| ALI | 2,63 ± 1,90 C | 7,71 ± 4,57 B | 2,97 ± 1,44 B | 2,60 ± 3,53 B | 1,09 ± 0,87 A | 1,49 ± 0,84 A | 2,14 ± 0,17 B | 1,70 ± 0,71 A |
| TIE | 14,72 ± 1,46 AB | 8,40 ± 4,08 B | 2,66 ± 0,36 B | 14,42 ± 0,18 A | 7,56 ± 0,10 A | 0,71 ± 0,99 A | 3,72 ± 0,22 B | 0,97 ± 1,14 A |

Médias seguidas de letras iguais nas colunas não apresentam diferença significativa a 5% de probabilidade de erro pelo teste de Tukey.

O OD nas águas superficiais correlacionou-se positivamente com a área da bacia e com a fração de APP preservada em 30 e 5m de largura ao longo do curso d'água (Tabela 28). Além disso, correlacionou-se negativamente com a fração da área consolidada a recuperar, fração das bacias e da área agrícola das bacias com DLS, densidade de bovinos por hectare (considerando a área da bacia, a área agrícola e a área efetiva com bovinos), assim como, com a fração da área da bacia com presença de bovinos. Para a DBO₅, a exceção da área da bacia, que não correlacionou-se significativamente com esse indicador, todos os demais indicadores que correlacionaram-se com o OD nas bacias, correlacionaram-se com a DBO₅, porém, de maneira invertida.

As perdas de solo por erosão, aplicação de DLS no solo e posterior escoamento superficial, a degradação dos taludes das drenagens pelo trânsito dos bovinos e a defecação desses dentro do curso d'água estão entre os principais fatores que aumentam a DBO₅ em águas superficiais, pelo aumento de sedimentos e matéria orgânica na água (Carpenter, 1998; Poudel et al., 2010). Além disso, a ausência de APP preservada facilita a passagem da água do escoamento superficial com todo o material que está sendo transportado com o fluxo (Lovell e Sullivan, 2006). Anbumozhi et al. (2005) observaram teores de OD 25% maior nas águas superficiais de bacias hidrográficas com presença de faixas de amortecimento em relação aquelas sem essas faixas.

A maior área da bacia pode contribuir com o aumento do oxigênio dissolvido devido a possuir maior área de captação de água e, conseqüentemente, cursos de água com maior volume e correnteza, o que resultam em maior oxigenação da água. Esse é o caso da bacia SAN, que apresentou os maiores valores de oxigênio dissolvido. Su et al. (2013) observaram que os teores de OD nas águas superficiais são dependentes da escala da bacia.

De fato, a bacia SAN apresentou a maior área entre todas as bacias avaliadas (Tabela 8), não recebe DLS em nenhuma gleba da bacia (Figura 25), e apresenta baixa densidade de bovinos por hectare (0,2 animais por hectare), além disso, apenas 6% de toda a área da bacia recebe bovinos (Figura 12). Por outro lado, as bacias SCH e DRS, apresentam áreas pequenas em relação as demais bacias, menores proporções de APP 30 e 5m preservada, maiores

proporções entre as bacias com áreas recebendo DLS, alta densidade de bovinos por hectare e (6,9 e 2,7 cabeças ha⁻¹ respectivamente) e maior percentual da bacia com presença de bovinos.

Resultados semelhantes foram observados para as sub-bacias, porém o teor de oxigênio dissolvido na água correlacionou-se negativamente com a área agrícola das bacias a 10% de probabilidade de erro, o que indica que perdas de solo das áreas agrícolas com material orgânico e nutrientes podem estar ocorrendo para as águas superficiais.

As bacias SCH e DRS apresentaram na maioria das campanhas de coletas notável turbidez, o que pode ser associado à grande quantidade de sólidos suspensos, inclusive matéria orgânica. À exceção de SCH e DRS, os resultados observados nesse estudo para DBO₅ são semelhantes aos encontrados na literatura (Simon et al., 2011; Cunha et al., 2011). A bacia SCH já foi estudada e monitorada em 2010 e 2011 (Broetto, 2012; Broetto et al., 2014), sendo que os valores observados para DBO₅ em nove datas de coleta, a exceção de uma data, sempre foram abaixo do limite de detecção do método, ou seja, 2 mg O₂ L⁻¹. Em SCH foi identificado um açude a montante do ponto de coleta, o qual serve para dessedentação do gado leiteiro, que abastece diretamente o curso d'água e provavelmente contribuiu para os altos teores de DBO₅. Em DRS foi identificado à montante do ponto de coleta uma grande área no entorno do curso d'água sem proteção nenhuma, onde há tráfego de tratores, animais e solapamento do talude do curso d'água (Figuras 27 e 28). Essas interferências antrópicas pontuais possivelmente são as causas dos valores de altos teores de DBO₅ nessas bacias, semelhantemente com o que foi observado no estudo de Sliva e Williams (2001).



Figura 27. Local um de degradação da zona ripária e da drenagem da bacia DRS a montante do ponto Foz de coleta de água.



Figura 28. Local dois de degradação da zona ripária e da drenagem da bacia DRS a montante do ponto Foz de coleta de água.

Os teores de nitrato nas águas superficiais das bacias de estudo apresentaram amplitude entre 0,32 e 2,94 mg L⁻¹ (Tabela 33). Esses valores são considerados baixos à luz da resolução 357 (CONAMA, 2005) podendo essas águas enquadrarem-se como águas de classe 1. Além disso, são necessárias concentrações maiores ou iguais a 10 mg L⁻¹ de nitrato na água para haver risco a saúde. O teor de nitrato na água correlacionou-se positivamente com a fração das drenagens com acesso de bovinos e negativamente com a densidade de bovinos por hectare considerando a área efetiva com bovinos de cada bacia. Essas correlações ocorreram tanto nas bacias, como nas sub-bacias. Nas sub-bacias, ainda houve correlação positiva com as frações das bacias e da área agrícola das bacias que recebiam DLS. Yamazaki et al. (2013) também observaram influência da bovinocultura nos teores de nitrato em águas superficiais de bacias hidrográficas no Japão. Resultados semelhantes foram observados por Burt et al. (2013), Kebede et al. (2014) e Poudel et al. (2014).

ALI foi a bacia que apresentou os maiores teores de nitrato, tanto na bacia, como na sub-bacia e SAN apresentou os menores teores em ambas. Conforme tabela 25, na seção sobre a avaliação da zona ripária, no item 6.2.4, a bacia ALI é a que apresenta a maior distância com acesso de bovinos a drenagem por hectare de área degradada a recuperar, e ao visualizar as figuras 7 e 24, percebe-se que a maior parte da área com essa situação está na sub-bacia, ou seja, esse indicador explica parte dos teores de nitrato apresentarem-se maiores nas bacias e sub-bacias. Na bacia ALI, também, é possível observar (Figura 24) que grande parte da sub-bacia recebe DLS, assim como, a bacia apresentou mais de 80% da área que recebe DLS, associada a pontos de acesso de bovinos aos cursos d'água (Tabela 25), fatores esses que juntos foram considerados de muito alto risco de impacto ambiental. A fotografia da figura 29 foi tirada junto ao ponto intermediário de coleta de água em ALI e ilustra bem o acesso de bovinos as drenagens. Su et al. (2013) observaram aumento dos teores de nitrogênio nas águas superficiais em pontos de coleta próximos a fazendas com produção de gado.



Figura 29. Área próxima ao ponto de coleta de água na drenagem ALI com acesso de bovinos ao curso d'água.

Os teores de $P_{\text{sol.}}$, diferentemente do que ocorreu com o nitrato, apresentaram uma amplitude grande, considerando todas as datas e bacias, variando de 0,000 a 0,199 mg L^{-1} de água (Tabela 34). Conforme alguns autores, teores de $P_{\text{sol.}}$ acima de 0,01 mg L^{-1} podem ser considerados como o limiar de risco a eutrofização (Vollenweider, 1971; Jarvie et al., 2006; Gebler et al., 2012; 2014). O $P_{\text{sol.}}$ correlacionou-se positivamente com o número de suínos nas bacias, e com a densidade de suínos por hectare em todas as escalas avaliadas (área da bacia, área agrícola da bacia e área efetiva com disposição de DLS) (Tabela 25).

Tabela 33. Nitrato em águas superficiais de bacias hidrográficas da região de Quinze de Novembro, RS, - Comparação entre as bacias

| Bacia | ----- 2013 ----- | | ----- 2014 ----- | | | | | |
|-------|---|----------------|------------------|----------------|---------------|----------------|--------------------|------------------------------|
| | 28-oct | 4-Dec | 4-Jan | 4-Feb | 7-Mar | 11-Apr | 2-May | 4-Jun |
| | ----- Ponto Intermediário (mg L ⁻¹) ----- | | | | | | | |
| DRS | 0,88 ± 0,53 A | 1,40 ± 0,11 AB | 1,59 ± 0,22 A | 1,57 ± 0,06 B | 0,84 ± 0,04 B | 1,43 ± 0,02 AB | 1,42 ± 0,06 B | 1,58 ± 0,01 B 2,04 ± 0,20 |
| MAN | 1,53 ± 0,34 A | 1,47 ± 0,11 AB | 2,20 ± 0,13 A | 1,60 ± 0,04 B | 0,93 ± 0,09 B | 0,66 ± 0,03 BC | 1,49 ± 0,02 B | AB |
| SAN | 1,46 ± 0,53 A | 0,75 ± 0,13 B | 0,56 ± 0,04 B | 0,49 ± 0,04 C | - | 0,37 ± 0,04 C | 0,32 ± 0,02 C | 0,37 ± 0,04 C |
| LEA | - | - | - | - | - | - | - | - |
| SCH | - | - | - | - | - | - | - | - |
| ALI | 1,00 ± 0,15 A | 1,84 ± 0,03 A | 2,06 ± 0,05 A | 2,85 ± 0,04 A | 2,37 ± 0,18 A | 2,37 ± 0,05 A | 2,86 ± 0,07 A | 2,94 ± 0,06 A |
| TIE | 1,33 ± 0,80 A | 1,59 ± AB | 1,44 ± 0,04 AB | 1,17 ± 0,06 BC | 0,55 ± 0,22 B | 0,86 ± 0,13 BC | 0,90 ± 0,06 BC | 1,49 ± 0,07 B |
| | ----- Ponto Foz (mg L ⁻¹) ----- | | | | | | | |
| DRS | 0,77 ± 0,36 BCD | 1,48 ± 0,09 AB | 1,88 ± 0,06 AB | 1,47 ± 0,09 AB | 0,78 ± 0,02 A | 1,07 ± 0,08 A | 1,29 ± 0,11 ABC | 2,10 ± 0,04 A |
| MAN | 1,78 ± 0,66 AB | 1,48 ± 0,05 AB | 2,17 ± 0,01 A | 1,63 ± 0,01 A | 0,99 ± 0,01 A | 0,85 ± 0,08 A | 1,63 ± 0,05 AB | 1,94 ± 0,09 A |
| SAN | 0,42 ± 0,34 D | 0,98 ± 0,06 B | 1,11 ± 0,06 BC | 0,94 ± 0,01 AB | 0,34 ± 0,05 A | 0,66 ± 0,04 A | 0,64 ± 0,02 BC | 0,91 ± 0,04 B |
| LEA | 2,24 ± 0,43 A | 1,87 ± 0,03 AB | 2,05 ± 0,12 AB | 1,79 ± 0,09 A | 1,14 ± 0,12 A | 1,34 ± 0,08 A | 1,57 ± 0,06 AB | 2,13 ± 0,04 A 1,82 ± 0,08 |
| SCH | 0,70 ± 0,43 CD | 1,09 ± 0,12 B | 0,39 ± 0,05 C | 0,50 ± 0,10 A | - | 0,72 ± 0,56 A | 0,54 ± 0,08 C | AB |
| ALI | 1,86 ± 0,26 A | 2,35 ± 0,04 A | 1,80 ± 0,06 AB | 1,89 ± 0,13 A | 0,97 ± 0,34 A | 1,64 ± 0,05 A | 1,87 ± 0,06 A | 2,27 ± 0,01 A |
| TIE | 1,53 ± 0,30 ABC | 1,84 ± 0,10 AB | 1,56 ± 0,03 AB | 1,68 ± 0,04 A | 1,18 ± 0,04 A | 1,50 ± 0,17 A | 1,85 ± 0,32 A | 2,79 ± 0,44 A |

Médias seguidas de letras iguais nas colunas não apresentam diferença significativa a 5% de probabilidade de erro pelo teste de Tukey.

Tabela 34. Fósforo solúvel em águas superficiais de bacias hidrográficas da região de Quinze de Novembro, RS, - Comparação entre as bacias

| Bacia | ----- 2013 ----- | | ----- 2014 ----- | | | | | |
|---|------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|-----------------|
| | 28-oct | 4-Dec | 4-Jan | 4-Feb | 7-Mar | 11-Apr | 2-May | 4-Jun |
| ----- Ponto Intermediário (mg L ⁻¹) ----- | | | | | | | | |
| DRS | 0,002 ± 0,001 B | 0,009 ± 0,002 B | - | - | - | 0,015 ± 0,001 B | 0,004 ± 0,000 C | - |
| MAN | 0,017 ± 0,001 AB | 0,030 ± 0,007 A | 0,009 ± 0,001 B | 0,025 ± 0,001 B | 0,019 ± 0,001 AB | 0,029 ± 0,001 B | 0,045 ± 0,007 A | 0,025 ± 0,002 A |
| SAN | - | 0,032 ± 0,001 A | 0,010 ± 0,000 B | 0,010 ± 0,003 B | 0,013 ± 0,000 B | 0,031 ± 0,000 B | 0,021 ± 0,000 BC | 0,004 ± 0,001 A |
| LEA | - | - | - | - | - | - | - | - |
| SCH | - | - | - | - | - | - | - | - |
| ALI | 0,026 ± 0,001 A | 0,037 ± 0,001 A | 0,032 ± 0,000 A | 0,050 ± 0,005 A | 0,036 ± 0,000 A | 0,095 ± 0,000 A | 0,038 ± 0,001 AB | 0,013 ± 0,001 A |
| TIE | 0,007 ± 0,000 AB | - | - | - | 0,006 ± 0,001 B | - | - | - |
| ----- Ponto Foz (mg L ⁻¹) ----- | | | | | | | | |
| DRS | 0,066 ± 0,006 A | 0,051 ± 0,011 AB | 0,199 ± 0,003 A | 0,046 ± 0,018 B | 0,015 ± 0,004 BC | 0,033 ± 0,002 BC | 0,026 ± 0,003 B | 0,016 ± 0,001 A |
| MAN | 0,024 ± 0,006 B | 0,035 ± 0,006 BC | 0,013 ± 0,003 B | 0,023 ± 0,001 C | 0,023 ± 0,001 BC | 0,033 ± 0,003 BC | 0,054 ± 0,002 A | 0,012 ± 0,003 A |
| SAN | 0,022 ± 0,005 B | 0,028 ± 0,002 C | 0,014 ± 0,001 B | 0,010 ± 0,002 CD | 0,015 ± 0,002 BC | 0,042 ± 0,001 BC | 0,024 ± 0,002 B | 0,003 ± 0,000 A |
| LEA | 0,013 ± 0,002 B | 0,015 ± 0,009 C | 0,000 ± 0,000 B | 0,001 ± 0,001 D | 0,005 ± 0,000 C | 0,026 ± 0,005 C | 0,010 ± 0,000 B | - |
| SCH | 0,016 ± 0,000 B | 0,060 ± 0,020 A | 0,001 ± 0,001 B | 0,003 ± 0,002 CD | 0,032 ± 0,003 AB | 0,065 ± 0,002 A | 0,013 ± 0,004 B | 0,021 ± 0,004 A |
| ALI | - | 0,020 ± 0,001 C | 0,012 ± 0,001 B | 0,007 ± 0,001 CD | 0,014 ± 0,000 BC | 0,053 ± 0,000 AB | 0,023 ± 0,000 B | - |
| TIE | - | 0,028 ± 0,008 C | 0,005 ± 0,001 B | 0,078 ± 0,005 A | 0,053 ± 0,003 A | 0,035 ± 0,000 BC | 0,025 ± 0,001 B | - |

Médias seguidas de letras iguais nas colunas não apresentam diferença significativa a 5% de probabilidade de erro pelo teste de Tukey.

A bacia que apresentou o maior teor de $P_{sol.}$ foi a DRS e a com menor valor foi LEA, as quais apresentaram o maior e o menor número de suínos na bacia, respectivamente. DRS apresentou mais de 10 vezes a densidade de suínos por hectare, em relação as outras bacias, enquanto LEA, apresentou densidade próxima a zero animais por hectare, pois continha apenas 4 animais em toda a bacia. DRS possuía 53 suínos por hectare de área efetiva com disposição de DLS e 20% da área agrícola da bacia com aplicação de DLS. A aplicação de DLS (principalmente a aplicação de altas doses de DLS por ha por ano) em áreas agrícolas, pode aumentar significativamente o conteúdo de P disponível do solo, que pode ser transferido pelo escoamento superficial das águas das chuvas para os cursos d'água (Sharpley et al., 2003; Sharpley et al., 2004; Bertol et al., 2010; Gebler et al., 2012). Os fertilizantes orgânicos contêm P disponível que será adicionado ao solo. Além disso, a mineralização do P da matéria orgânica facilmente decomponível, presente nos DLS, pode disponibilizar o P orgânico, assim como, produzir ácidos orgânicos, que ajudarão a solubilizar o P retido no solo (Kang et al., 2011).

Além disso, essa bacia é a que apresenta a segunda maior proporção de APP 5 m degradada, que precisa ser recuperada e, aproximadamente, 10 % dessa área degradada coincide com as lavouras que recebem DLS (Tabela 26 e Figura 26). Faixas de amortecimento (*buffer strips*), atendidas legalmente pelo código florestal na configuração de APP são muito importantes para a redução dos teores de P, que alcançarão os cursos d'água. Diversos estudos com faixas de proteção foram realizados em vários países, considerando gramíneas e matas nativas e diferentes larguras de faixas. O percentual de P total e $P_{sol.}$ retido nessas faixas de proteção foi até 93% e 95%, respectivamente, mostrando quão eficiente essas faixas podem ser em mitigar o transporte de P para as águas superficiais (Uisi-Kampa et al., 1997; Lovell e Sullivan, 2006).

Nas sub-bacias, o $P_{sol.}$ correlacionou-se positivamente com a fração da área das bacias com DLS e a fração da área agrícola das bacias com DLS, sendo que a sub-bacia ALI apresentou o maior valor e a sub-bacia DRS apresentou o menor teor de $P_{sol.}$ Como já explicado para o nitrato, a sub-bacia ALI apresenta grande área com disposição de DLS, o que corrobora com a correlação obtida. Em DRS, por outro lado, a sub-bacia é a menor de todas e

não recebe nada de DLS, além de o ponto de coleta ser muito próximo a várias nascentes da drenagem, o que pode contribuir para os baixos teores desse indicador.

Além dessas correlações, o $P_{sol.}$ nas sub-bacias, também correlacionou-se negativamente com a área agrícola das bacias e com a fração da área consolidada a recuperar das bacias e positivamente com as frações das APP de 30 e 5m preservadas. Essas correlações não eram esperadas, pois o que se observa na literatura são resultados indicando exatamente o inverso (Norris, 1993; Lee et al., 2003; Lovell e Sullivan, 2006).

Esses resultados, assim como os observados por Sliva e Williams (2001), podem estar associados a condições pontuais, observadas nos pontos de coleta. Em DRS, por exemplo, o ponto intermediário que representa a sub-bacia, é junto a várias nascentes, porém, mais de 90% dessa sub-bacia é considerada área agrícola e com APP degradada, as nascentes próximas provavelmente diluem as quantidades de fósforo que alcançam o curso d'água e colaboraram para afetar os resultados esperados. Já em ALI, os mais altos teores de $P_{sol.}$ podem estar relacionados ao impacto direto da bovinocultura leiteira no curso d'água (Figura 25). Em várias datas de coleta, foram observados animais circulando dentro e no entorno dos cursos d'água, e assim, podendo urinar e defecar diretamente a água aumentando os teores de $P_{sol.}$ (Gary et al., 1983; Bagshaw, 2002).

Os coliformes totais (CT), coliformes fecais (CF) e *E. Coli*, não apresentaram diferenças entre as bacias e sub-bacias (Tabelas 35, 36 e 37, respectivamente). Apesar disso, é importante observar os altos teores desses indicadores nas águas superficiais. Essas águas superficiais não se enquadrariam como de classe 3 conforme resolução 357 (CONAMA, 2005), a qual exige no máximo 1000 NMP 100 mL⁻¹ em pelo menos 6 amostragens em um período bimestral em um ano. Porém, a presença de CT, CF e *E. Coli* nos corpos d'água não é única e exclusivamente responsabilidade das atividades agropecuárias. Segundo Harmel et al. (2013), a vida selvagem tem importante participação nos teores de *E. Coli* na água do escoamento superficial e, conseqüentemente, nas águas superficiais. Além disso, esses autores também explicam que o controle ou a redução dos teores de *E. Coli* nos corpos d'água de bacias hidrográficas é muito difícil, principalmente, porque isso é um

processo largamente natural, sendo complicado controlar o acesso de animais silvestres e outros nessas áreas.

Os teores de CT e CF não apresentaram correlação com nenhum dos fatores de impactos ambientais correlacionados com os indicadores de qualidade da água para as bacias, porém, *E. Coli* que é um coliforme fecal de origem animal, apresentou correlação positiva com a fração da área das bacias com presença de bovinos, o que indica que as atividades agropecuárias, e nesse caso a bovinocultura, assim como ocorreu em outros locais (Burt et al., 2013), pode estar colaborando para o aumento dos teores de *E. Coli* nas águas superficiais, principalmente, se associado a áreas de APP degradadas, as quais tem a sua função de amortecimento do escoamento superficial reduzido ou eliminado. Collins et al. (2005) afirmaram que o escoamento superficial é a principal forma de alcance dos corpos d'água pelos micro-organismos como *E. Coli*.

Tabela 35. Coliformes totais em águas superficiais de bacias hidrográficas da região de Quinze de Novembro, RS, - Comparação entre as bacias

| Bacia ^a | ----- 2013 ----- | | | ----- 2014 ----- | | | | |
|--------------------|---|-----------------|-----------------|------------------|-----------------|------------------|------------------|-----------------|
| | 28-oct | 4-Dec | 4-Jan | 4-Feb | 7-Mar | 11-Apr | 2-May | 4-Jun |
| | ----- Ponto Intermediário (NMP 100 mL ⁻¹) ----- | | | | | | | |
| DRS | 10061 ± 3543 A | 5743 ± 1078 A | 6110 ± 1597 A | 13849 ± 8686 B | 9007 ± 4571 A | 2889 ± 2959 A | 7839 ± 6093 B | 5716 ± 82 A |
| MAN | 24450 ± 3636 A | 25578 ± 2041 A | 26584 ± 619 A | 49496 ± 2527 A | 10717 ± 2783 A | - | 39458 ± 6956 A | - |
| SAN | 6740 ± 1366 A | 10403 ± 1018 A | 10403 ± 1018 A | 12027 ± 3315 B | 6740 ± 1366 A | 8695 ± 1398 A | 12362 ± 7986 AB | 2149 ± 54 A |
| LEA | - | - | - | - | - | - | - | - |
| SCH | - | - | - | - | - | - | - | - |
| ALI | - | 7729 ± 1673 A | 13038 ± 509 A | 28209 ± 8952 AB | 24450 ± 3636 A | 2515 ± 6373 A | 20408 ± 13132 AB | - |
| TIE | 6740 ± 1366 A | 8448 ± 3117 A | 8919 ± 3117 A | 13658 ± 1953 B | 13827 ± 11388 A | 24450 ± 3636 A | - | 16909 ± 10219 A |
| | ----- Ponto Foz (NMP 100 mL ⁻¹) ----- | | | | | | | |
| DRS | 22972 ± 16758 AB | 33611 ± 27209 A | 33611 ± 27209 A | 38702 ± 12738 B | 25578 ± 2041 A | 24455 ± 14261 C | 20098 ± 9792 A | - |
| MAN | 41272 ± 16374 A | 17291 ± 6523 A | 18125 ± 5309 A | 30780 ± 5316 B | 19944 ± 2736 A | 25578 ± 2041 BC | 17855 ± 5691 A | 19944 ± 2736 A |
| SAN | 17205 ± 9800 AB | 16501 ± 7606 A | 16501 ± 7606 A | 17933 ± 5581 B | 9387 ± 4088 A | 14172 ± 9087 C | 18910 ± 1273 A | 2752 ± 409 A |
| LEA | 10710 ± 2783 B | 6564 ± 213 A | 6671 ± 1327 A | 36243 ± 2410 B | 21072 ± 4331 A | 19850 ± 10142 C | 26274 ± 11688 A | 7149 ± 788 A |
| SCH | 26274 ± 11688 AB | - | 8199 ± 2099 A | 27708 ± 28286 B | 28357 ± 1890 A | 62664 ± 54489 A | 33496 ± 1476 A | - |
| ALI | 18406 ± 8101 AB | 20935 ± 1335 A | 20935 ± 1335 A | 30780 ± 5316 B | 14566 ± 4870 A | 24450 ± 3636 C | - | 7729 ± 1434 A |
| TIE | 12362 ± 7986 AB | 22515 ± 6373 A | 22515 ± 6373 A | 81965 ± 48784 A | 32859 ± 21001 A | 53846 ± 45208 AB | - | 8448 ± 3782 A |

Médias seguidas de letras iguais nas colunas não apresentam diferença significativa a 5% de probabilidade de erro pelo teste de Tukey.

Tabela 36. Coliformes fecais em águas superficiais de bacias hidrográficas da região de Quinze de Novembro, RS, - Comparação entre as bacias

| Bacia | ----- 2013 ----- | | ----- 2014 ----- | | | | | |
|---|------------------|---------------|------------------|----------------|----------------|---------------|-----------------|----------------|
| | 28-oct | 4-Dec | 4-Jan | 4-Feb | 7-Mar | 11-Apr | 2-May | 4-Jun |
| ----- Ponto Intermediário (NMP 100 mL ⁻¹) ----- | | | | | | | | |
| DRS | 1078 ± 399 A | 99 ± 141 A | 398 ± 282 A | 324 ± 178 A | 2401 ± 2828 A | - | 991 ± 384 A | 740 ± 79 A |
| MAN | - | - | 5848 ± 1226 A | 12858 ± 7285 A | 5112 ± 937 A | 6245 ± 665 A | 9226 ± 4882 A | 22515 ± 6373 A |
| SAN | 780 ± 822 A | 1078 ± 399 A | 398 ± 563 A | 1985 ± 2526 A | 1316 ± 552 A | 4021 ± 352 A | 740 ± 79 A | - |
| LEA | - | - | - | - | - | - | - | - |
| SCH | - | - | - | - | - | - | - | - |
| ALI | - | 3145 ± 886 A | 4732 ± 4206 A | 7332 ± 3325 A | 905 ± 644 A | 6245 ± 665 A | 1251 ± 155 A | - |
| TIE | 424 ± 37 A | 2947 ± 2877 A | 804 ± 11 A | 756 ± 433 A | 300 ± 144 A | 780 ± 821 A | - | 796 ± 1.0 A |
| ----- Ponto Foz (NMP 100 mL ⁻¹) ----- | | | | | | | | |
| DRS | 3913 ± 1510 B | 3665 ± 151 A | 8695 ± 1398 A | 5670 ± 2685 A | 4376 ± 855 A | 6420 ± 4614 A | 6742 ± 1534 A | 13846 ± 5887 A |
| MAN | 20263 ± 3188 A | 6654 ± 87 A | 4376 ± 855 A | 4376 ± 855 A | 3914 ± 1510 A | - | 12825 ± 12804 A | 3309 ± 654 A |
| SAN | 3511 ± 2079 B | 3419 ± 2208 A | 2520 ± 1311 A | 1920 ± 1310 A | 6991 ± 6991 A | 4691 ± 411 A | 2685 ± 1537 A | 1073 ± 392 A |
| LEA | 424 ± 37 B | 3131 ± 403 A | 905 ± 644 A | 1277 ± 680 A | 779 ± 822 A | 599 ± 279 A | 567 ± 166 A | - |
| SCH | 1821 ± 1450 B | - | 1078 ± 399 A | 881 ± 678 A | - | 4376 ± 855 A | 6078 ± 2303 A | - |
| ALI | 3717 ± 2910 B | 691 ± 977 A | 1277 ± 680 A | 740 ± 78 A | 2342 ± 2021 A | 4773 ± 1416 A | - | 1560 ± 281 A |
| TIE | 2765 ± 1424 B | 2114 ± 1035 A | 1277 ± 680 A | 10938 ± 1840 A | 12027 ± 3315 A | 6094 ± 568 A | - | - |

Médias seguidas de letras iguais nas colunas não apresentam diferença significativa a 5% de probabilidade de erro pelo teste de Tukey.

Tabela 37. *E. Coli* em águas superficiais de bacias hidrográficas da região de Quinze de Novembro, RS, - Comparação entre as bacias

| Bacia | 2013 | | 2014 | | |
|---|---------------|---------------|----------------|----------------|----------------|
| | 4-Dec | 4-Jan | 4-Feb | 7-Mar | 4-Jun |
| ----- Ponto Intermediário (NMP 100 ml ⁻¹) ----- | | | | | |
| DRS | 99 ± 141 A | 298 ± 141 A | 324 ± 178 B | 2401 ± 2828 A | - |
| MAN | - | 5848 ± 1226 A | 12858 ± 7285 A | 4773 ± 1416 A | 9004 ± 12734 A |
| SAN | 1078 ± 399 A | 398 ± 563 A | 1985 ± 2527 AB | 1316 ± 552 A | - |
| LEA | - | - | - | - | - |
| SCH | - | - | - | - | - |
| ALI | 2204 ± 631 A | 4732 ± 4206 A | 7332 ± 3325 AB | 905 ± 644 A | - |
| TIE | 3032 ± 2756 A | 804 ± 11 A | 756 ± 433 B | 300 ± 144 A | 1078 ± 399 A |
| ----- Ponto Foz (NMP 100 ml ⁻¹) ----- | | | | | |
| DRS | 3370 ± 2279 A | 8695 ± 1398 A | 5356 ± 3130 A | 4376 ± 855 A | 13846 ± 5887 A |
| MAN | 6094 ± 568 A | 4376 ± 855 A | 4376 ± 855 A | 3914 ± 1510 A | 3309 ± 654 AB |
| SAN | 3419 ± 2208 A | 2520 ± 1311 A | 1920 ± 1310 A | 2910 ± 1219 A | 1073 ± 392 B |
| LEA | - | 905 ± 644 A | 1277 ± 680 A | 780 ± 822 A | - |
| SCH | - | 1078 ± 399 A | 1786 ± 601 A | - | - |
| ALI | 691 ± 977 A | 1277 ± 680 A | 740 ± 79 A | 2342 ± 2022 A | 1560 ± 281 B |
| TIE | 3648 ± 1134 A | 1078 ± 399 A | 9298 ± 4160 A | 12027 ± 3315 A | - |

Médias seguidas de letras iguais nas colunas não apresentam diferença significativa a 5% de probabilidade de erro pelo teste de Tukey.

Os valores de pH das águas variaram de 4,9 a 8,4, considerando todas as bacias e datas de coleta (Tabela 38). No entanto, apresentou tendência de ser maior na bacia e sub-bacia SAN e tendência de ser menor em DRS. O pH correlacionou-se positivamente com a área consolidada a recuperar e negativamente com o número de bovinos na bacia e com a fração das drenagens com acesso de bovinos para as bacias. Dentre esses resultados, apesar das correlações serem significativas, apenas a fração das drenagens com acesso de bovinos apresentou valores que permitem inferir com clareza que esse fator afeta o pH, pois, em DRS e MAN esse fator apresentou aproximadamente 38 e 53% das drenagens das bacias e em SAN, apenas 13%. O pH pode ter sido reduzido em DRS em função do aumento dos teores de matéria orgânica na água evidenciado pelos altos teores de DBO_5 , pois com a decomposição da matéria orgânica há liberação de ácidos orgânicos que acidificam o meio, a exemplo do que foi observado por Hadlich e Scheibe (2007), em águas superficiais afluentes do Rio Tubarão em Santa Catarina, BR, cujas as áreas das bacias recebiam altas quantidades de DLS por ano e Alves et al. (2012) em águas superficiais do norte do Brasil.

Tabela 38. pH em águas superficiais de bacias hidrográficas da região de Quinze de Novembro, RS, - Comparação entre as bacias

| Bacia | 2013 | | | 2014 | | | | |
|---------------------------------|--------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|--------------|---------------|
| | 28-oct | 4-Dec | 4-Jan | 4-Feb | 7-Mar | 11-Apr | 2-May | 4-Jun |
| ----- Ponto Intermediário ----- | | | | | | | | |
| DRS | 5,9 ± 0.06 B | 5,8 ± 0.05 B | 6,9 ± 0.05 B | 4,9 ± 0.10 C | 5,5 ± 0.13 B | 6,5 ± 0.21 A | 6,8 ± 0.35 A | 6,5 ± 0.21 A |
| MAN | 5,9 ± 0.04 B | 6,5 ± 0.08 A | 7,2 ± 0.02 AB | 5,8 ± 0.06 B | 6,3 ± 0.13 A | 5,8 ± 0.08 B | 6,2 ± 0.08 A | 5,8 ± 0.08 B |
| SAN | 7,2 ± 0.12 A | 6,3 ± 0.63 AB | 7,6 ± 0.07 A | 6,6 ± 0.13 A | 6,6 ± 0.09 A | 6,2 ± 0.02 AB | 6,4 ± 0.02 A | 6,2 ± 0.02 AB |
| LEA | - | - | - | - | - | - | - | - |
| SCH | - | - | - | - | - | - | - | - |
| ALI | 6,4 ± 0.06 B | 6,6 ± 0.01 A | 7,0 ± 0.04 AB | 6,5 ± 0.06 A | 6,2 ± 0.02 A | 6,4 ± 0.04 AB | 6,7 ± 0.02 A | 6,4 ± 0.04 AB |
| TIE | 6,3 ± 0.06 B | 6,7 ± 0.01 A | - | - | 6,4 ± 0.04 A | 6,6 ± 0.01 A | 6,5 ± 0.05 A | 6,6 ± 0.01 A |
| ----- Ponto Foz ----- | | | | | | | | |
| DRS | 6,0 ± 0.06 B | 6,8 ± 0.10 C | 6,9 ± 0.03 C | 7,2 ± 0.01 A | 6,8 ± 0.12 A | 5,8 ± 0.06 B | 7,6 ± 0.35 A | 5,8 ± 0.06 B |
| MAN | 6,0 ± 0.12 B | 6,4 ± 0.03 C | 7,2 ± 0.02 BC | 6,0 ± 0.06 C | 6,7 ± 0.08 AB | 6,0 ± 0.03 AB | 6,5 ± 0.05 B | 6,0 ± 0.03 AB |
| SAN | 7,1 ± 0.12 A | 6,5 ± 0.06 C | 7,7 ± 0.07 AB | 6,7 ± 0.07 AB | 6,9 ± 0.07 A | 6,2 ± 0.05 AB | 6,8 ± 0.04 B | 6,2 ± 0.05 AB |
| LEA | - | 6,8 ± 0.02 C | 7,8 ± 0.08 A | 6,5 ± 0.09 BC | 6,9 ± 0.06 A | 6,2 ± 0.06 AB | 6,5 ± 0.03 B | 6,2 ± 0.06 AB |
| SCH | 6,8 ± 0.06 A | 8,4 ± 0.08 A | 7,2 ± 0.04 BC | 6,3 ± 0.17 BC | 6,7 ± 0.04 AB | 6,2 ± 0.04 AB | - | 6,2 ± 0.04 AB |
| ALI | 6,8 ± 0.10 A | 7,7 ± 0.05 B | 7,1 ± 0.03 C | 6,7 ± 0.02 AB | 5,0 ± 0.16 C | 6,4 ± 0.02 A | 6,4 ± 0.01 B | 6,4 ± 0.02 A |
| TIE | - | 6,7 ± 0.02 C | 7,0 ± 0.01 C | 6,8 ± 0.12 AB | 6,2 ± 0.14 B | 6,5 ± 0.02 A | 6,3 ± 0.10 B | 6,5 ± 0.02 A |

Médias seguidas de letras iguais nas colunas não apresentam diferença significativa a 5% de probabilidade de erro pelo teste de Tukey.

6.2.5.1.2 Variação entre os pontos dentro de cada bacia

Os dados de todas as bacias e datas de coleta não diferiram entre os pontos intermediários e a foz para CF, CT, *E. Coli*, DBO₅, nitrato, oxigênio dissolvido, pH e P_{sol.} (Tabelas 39, 40, 41, 42, 43, 44, 45 e 47, respectivamente). No entanto, para CE em todas as bacias (Tabela 46) e P_{sol.} na bacia DRS e ALI (Tabela 47) ocorreram diferenças. Para CE e P_{sol.} em DRS os valores sempre foram maiores na foz e menores no ponto intermediário, já para ALI, os valores de P_{sol.} foram maiores no ponto intermediário.

Valores de indicadores de qualidade da água maiores na foz, em relação ao ponto médio, como ocorreu para a CE em todas as bacias e para o P_{sol.} em DRS, são esperados em bacias hidrográficas, visto que quanto mais próximo da foz, maior é a área de captação da bacia e maiores serão as quantidades de nutrientes e contaminantes nas águas, oriundos das áreas das bacias (Tsegaye et al., 2006). Segundo Su et al. (2013), a escala da bacia é importante, e quanto mais distante é um determinado ponto de avaliação a partir da nascente, mais os teores de indicadores de qualidade da água podem ser afetados. Tendências semelhantes foram encontradas por Kebede et al. (2014), em 3 bacias hidrográficas na Etiópia.

No caso do P_{sol.} em DRS, que apresentou diferença, diferentemente da tendência ocorrida com as demais bacias, possivelmente está associado ao fato do ponto intermediário de coleta de água localizar-se muito próximo a nascente da bacia, o que pode ter colaborado para esse ponto apresentar teores muito baixos de P_{sol.}, e que, conseqüentemente, resultou em diferenças, quando comparado com o ponto foz, o qual apresentou altos teores de P_{sol.} com influência de toda a área da bacia. Nas demais bacias, o ponto intermediário estava localizado em uma região mais central das bacias (Figura 7), o que já possibilitava apresentar teores maiores de P_{sol.} do que aqueles presentes na nascente, e provavelmente mais próximos dos teores observados na foz, o que possibilitou a não ocorrência de diferenças significativas.

Para a bacia ALI, os resultados inversos a tendência geral ocorreram, provavelmente, em função do uso do solo mais intenso com bovinocultura leiteira e suinocultura a montante do ponto intermediário de coleta de água. Como discutido no item anterior, nas sub-bacias, o P_{sol.}

correlacionou-se positivamente com a fração da área das bacias com DLS e a fração da área agrícola das bacias com DLS, sendo que a sub-bacia ALI apresentou grande área com disposição de DLS (Tabela 25 e Figura 24). Além disso, os altos teores de $P_{sol.}$ apresentados na sub-bacia ALI podem estar relacionados ao impacto direto da bovinocultura leiteira no curso d'água, como já mencionado anteriormente. Além disso, logo após o ponto intermediário a uma drenagem secundária da bacia que se junta ao curso principal aumentando o seu volume o que origina diluição do teor de nutrientes na água (Figura 7). A média da vazão no período de monitoramento foi 3 vezes maior na foz em relação ao ponto médio.

Tabela 39. Coliformes fecais em águas superficiais de bacias hidrográficas da região de Quinze de Novembro, RS, - Comparação entre os pontos de coleta

| Pontos | ----- 2013 ----- | | ----- 2014 ----- | | | | | |
|---|------------------|---------------|------------------|----------------|----------------|---------------|-----------------|----------------|
| | 28-oct | 4-Dec | 4-Jan | 4-Feb | 7-Mar | 11-Apr | 2-May | 4-Jun |
| ----- Bacia DRS (NMP 100 mL ⁻¹) ----- | | | | | | | | |
| Foz | 3914 ± 1510 A | 3665 ± 151 A | 8695 ± 1398 A | 5670 ± 2685 A | 4376 ± 855 A | 6420 ± 4614 | 6742 ± 1534 A | 13846 ± 5887 A |
| Intermediário | 1078 ± 399 A | 99 ± 141 A | 398 ± 282 A | 324 ± 178 A | 2401 ± 2828 A | - | 991 ± 384 A | 740 ± 79 A |
| ----- Bacia MAN (NMP 100 mL ⁻¹) ----- | | | | | | | | |
| Foz | 20263 ± 3188 | 6654 ± 87 | 4376 ± 855 A | 4376 ± 855 A | 3914 ± 1510 A | - | 12825 ± 12804 A | 3309 ± 654 B |
| Intermediário | - | - | 5848 ± 1226 A | 12858 ± 7285 A | 5112 ± 937 A | 6245 ± 665 | 9226 ± 4882 A | 22515 ± 6373 A |
| ----- Bacia SAN (NMP 100 mL ⁻¹) ----- | | | | | | | | |
| Foz | 3511 ± 2079 A | 3419 ± 2208 A | 2520 ± 1311 A | 1920 ± 1310 A | 6991 ± 6991 A | 4691 ± 411 A | 2685 ± 1537 A | 1073 ± 392 |
| Intermediário | 780 ± 822 A | 1078 ± 399 A | 398 ± 563 A | 1985 ± 2526 A | 1316 ± 552 A | 4021 ± 352 A | 740 ± 79 A | - |
| ----- Bacia LEA (NMP 100 mL ⁻¹) ----- | | | | | | | | |
| Foz | 424 ± 37 | 3131 ± 403 | 905 ± 644 | 1277 ± 680 | 780 ± 822 | 599 ± 279 | 567 ± 166 | - |
| Intermediário | - | - | - | - | - | - | - | - |
| ----- Bacia SCH (NMP 100 mL ⁻¹) ----- | | | | | | | | |
| Foz | 1821 ± 1450 | - | 1078 ± 399 | 881 ± 678 | - | 4376 ± 855 | 6078 ± 2303 | - |
| Intermediário | - | - | - | - | - | - | - | - |
| ----- Bacia ALI (NMP 100 mL ⁻¹) ----- | | | | | | | | |
| Foz | 3718 ± 2910 | 691 ± 977 A | 1277 ± 680 A | 740 ± 78 A | 2342 ± 2021 A | 4773 ± 1416 A | - | 1560 ± 281 |
| Intermediário | - | 3145 ± 886 A | 4732 ± 4206 A | 7332 ± 3325 A | 905 ± 644 A | 6245 ± 665 A | 1251 ± 155 | - |
| ----- Bacia TIE (NMP 100 mL ⁻¹) ----- | | | | | | | | |
| Foz | 2765 ± 1424 A | 2114 ± 1035 A | 1277 ± 680 A | 10938 ± 1840 A | 12027 ± 3315 A | 6094 ± 568 A | - | - |
| Intermediário | - | 2947 ± 2877 A | 804 ± 11 A | 756 ± 433 A | 300 ± 144 A | 780 ± 821 A | - | 796 ± 1.0 |

Médias seguidas de letras iguais nas colunas não apresentam diferença significativa a 5% de probabilidade de erro pelo teste de Tukey.

Tabela 40. Coliformes totais em águas superficiais de bacias hidrográficas da região de Quinze de Novembro, RS, - Comparação entre os pontos de coleta

| Pontos | ----- 2013 ----- | | | ----- 2014 ----- | | | | |
|---|--------------------|--------------------|--------------------|--------------------|--------------------|--------------------|-------------------|------------------|
| | 28-oct | 4-Dec | 4-Jan | 4-Feb | 7-Mar | 11-Apr | 2-May | 4-Jun |
| ----- Bacia DRS (NMP 100 mL ⁻¹) ----- | | | | | | | | |
| Foz | 22972 ± 16758 A | 33611 ± 27209 A | 33611 ± 27209 A | 38702 ± 12738 A | 25578 ± 2041 A | 24455 ± 14261 A | 20098 ± 9792 A | - |
| Interm | 10061 ± 3543 A | 5743 ± 1078 A | 6110 ± 1597 A | 13849 ± 8686 A | 9007 ± 4571 A | 2889 ± 2959 A | 7839 ± 6093 A | 5716 ± 82 |
| ----- Bacia MAN (NMP 100 mL ⁻¹) ----- | | | | | | | | |
| Foz | 41272 ± 16374 A | 17291 ± 6523 A | 18125 ± 5309 A | 30780 ± 5316 A | 19944 ± 2736 A | 25578 ± 2041 | 17855 ± 5691 A | 19944 ± 2736 |
| Interm | 24450 ± 3636 A | 25578 ± 2041 A | 26584 ± 619 A | 49496 ± 2527 A | 10717 ± 2783 A | - | 39458 ± 6956 A | - |
| ----- Bacia SAN (NMP 100 mL ⁻¹) ----- | | | | | | | | |
| Foz | 17205 ± 9800 A | 16501 ± 7606 A | 16501 ± 7606 A | 17933 ± 5581 A | 9387 ± 4088 A | 14172 ± 9087 A | 18910 ± 1273 A | 2752 ± 409 A |
| Interm | 6740 ± 1366 A | 10403 ± 1018 A | 10403 ± 1018 A | 12027 ± 3315 A | 6740 ± 1366 A | 8695 ± 1398 A | 12362 ± 7986 A | 2149 ± 54 A |
| ----- Bacia LEA (NMP 100 mL ⁻¹) ----- | | | | | | | | |
| Foz | 10710 ± 2783 | 6564 ± 213 | 6671 ± 1327 | 36243 ± 2410 | 21072 ± 4331 | 19850 ± 10142 | 26274 ± 11688 | 7149 ± 788 |
| Interm | - | - | - | - | - | - | - | - |
| ----- Bacia SCH (NMP 100 mL ⁻¹) ----- | | | | | | | | |
| Foz | 26274 ± 11688 | - | 8199 ± 2099 | 27708 ± 28286 | 28357 ± 1890 | 62664 ± 54489 | 33496 ± 1476 | - |
| Interm | - | - | - | - | - | - | - | - |
| ----- Bacia ALI (NMP 100 mL ⁻¹) ----- | | | | | | | | |
| Foz | 18406 ± | 20935 ± 1335 A | 20935 ± 1335 A | 30780 ± 5316 A | 14566 ± 4870 A | 24450 ± 3636 A | - | 7729 ± 1434 |
| Interm | - | 7729 ± 1673 A | 13038 ± 509 A | 28209 ± 8952 A | 24450 ± 3636 A | 2515 ± 6373 A | 20408 ± 13132 | - |
| ----- Bacia TIE (NMP 100 mL ⁻¹) ----- | | | | | | | | |
| Foz | 12362 ± 7986 A | 22515 ± 6373 A | 22515 ± 6373 A | 81965 ± 48784 A | 32859 ± 21001 A | 53846 ± 45208 A | - | 8448 ± 3782 A |
| Interm | 6740 ± 1366 A | 8448 ± 3117 A | 8919 ± 3117 A | 13658 ± 1953 B | 13827 ± 11388 | 24450 ± 3636 B | - | 16909 ± 10219 |

A

A

Médias seguidas de letras iguais nas colunas não apresentam diferença significativa a 5% de probabilidade de erro pelo teste de Tukey.

Tabela 41. *E. Coli* em águas superficiais de bacias hidrográficas da região de Quinze de Novembro, RS, - Comparação entre os pontos de coleta

| Pontos | 2013 | | 2014 | | |
|---|---------------|---------------|----------------|----------------|----------------|
| | 4-Dec | 4-Jan | 4-Feb | 7-Mar | 4-Jun |
| ----- Bacia DRS (NMP 100 mL ⁻¹) ----- | | | | | |
| Foz | 3370 ± 2279 A | 8695 ± 1398 A | 5356 ± 3130 A | 4376 ± 855 A | 13846 ± 5887 A |
| Intermediário | 99 ± 141 A | 298 ± 141 B | 324 ± 178 A | 2401 ± 2828 A | - |
| ----- Bacia MAN (NMP 100 mL ⁻¹) ----- | | | | | |
| Foz | 6094 ± 568 | 4376 ± 855 A | 4376 ± 855 B | 3914 ± 1510 A | 3309 ± 654 A |
| Intermediário | - | 5848 ± 1226 A | 12858 ± 7285 A | 4773 ± 1416 A | 9004 ± 12734 A |
| ----- Bacia SAN (NMP 100 mL ⁻¹) ----- | | | | | |
| Foz | 3419 ± 2208 A | 2520 ± 1311 A | 1920 ± 1310 A | 2910 ± 1219 A | 1073 ± 392 |
| Intermediário | 1078 ± 399 A | 398 ± 563 A | 1985 ± 2527 A | 1316 ± 552 A | - |
| ----- Bacia LEA (NMP 100 mL ⁻¹) ----- | | | | | |
| Foz | - | 905 ± 644 | 1277 ± 680 | 780 ± 822 | - |
| Intermediário | - | - | - | - | - |
| ----- Bacia SCH (NMP 100 mL ⁻¹) ----- | | | | | |
| Foz | - | 1078 ± 399 | 1786 ± 601 | - | - |
| Intermediário | - | - | - | - | - |
| ----- Bacia ALI (NMP 100 mL ⁻¹) ----- | | | | | |
| Foz | 691 ± 977 A | 1277 ± 680 A | 740 ± 79 B | 2342 ± 2022 A | 1560 ± 281 |
| Intermediário | 2204 ± 631 A | 4732 ± 4206 A | 7332 ± 3325 A | 905 ± 644 A | - |
| ----- Bacia TIE (NMP 100 mL ⁻¹) ----- | | | | | |
| Foz | 3648 ± 1134 A | | 9298 ± 4160 A | 12027 ± 3315 A | - |
| Intermediário | 3032 ± 2756 A | 804 ± 11 A | 756 ± 433 B | 300 ± 144 B | 1078 ± 399 |

Médias seguidas de letras iguais nas colunas não apresentam diferença significativa a 5% de probabilidade de erro pelo teste de Tukey.

Tabela 42. DBO em águas superficiais de bacias hidrográficas da região de Quinze de Novembro, RS, - Comparação entre os pontos de coleta

| Pontos | ----- 2013 ----- | | ----- 2014 ----- | | | | | |
|---------------|--|----------------|------------------|----------------|---------------|---------------|---------------|---------------|
| | 28-oct | 4-Dec | 4-Jan | 4-Feb | 7-Mar | 11-Apr | 2-May | 4-Jun |
| | ----- Bacia DRS (mg O ₂ L ⁻¹) ----- | | | | | | | |
| Foz | 15,69 ± 2,10 A | 10,71 ± 2,06 A | 21,94 ± 1,17 A | 5,10 ± 0,82 A | 4,06 ± 0,22 A | 2,42 ± 0,33 A | 3,89 ± 0,48 A | 2,49 ± 0,28 A |
| Intermediário | 11,49 ± 1,75 A | 3,86 ± 1,94 A | 1,82 ± 1,19 B | 2,15 ± 0,32 A | 2,62 ± 0,58 A | 0,94 ± 0,13 A | 1,79 ± 0,17 A | 1,84 ± 0,67 A |
| | ----- Bacia MAN (mg O ₂ L ⁻¹) ----- | | | | | | | |
| Foz | 4,89 ± 3,56 A | 9,77 ± 0,77 A | 2,21 ± 0,46 A | 2,04 ± 0,82 A | 3,02 ± 0,90 A | 3,79 ± 0,19 A | 3,78 ± 0,29 A | 2,72 ± 0,24 A |
| Intermediário | 7,37 ± 3,26 A | 8,91 ± 0,74 A | 2,17 ± 0,68 A | 2,68 ± 0,52 A | 4,30 ± 0,46 A | 5,18 ± 0,70 A | 4,68 ± 0,28 A | 3,15 ± 0,15 A |
| | ----- Bacia SAN (mg O ₂ L ⁻¹) ----- | | | | | | | |
| Foz | 16,20 ± 5,56 A | 3,09 ± 2,18 A | 2,63 ± 1,75 A | 0,80 ± 0,34 A | 2,26 ± 0,28 A | 3,27 ± 1,73 A | 1,71 ± 0,48 A | 2,41 ± 1,18 A |
| Intermediário | 6,43 ± 4,72 A | 4,71 ± 2,43 A | 2,65 ± 0,92 A | 0,76 ± 0,23 A | 2,61 ± 0,45 A | 0,50 ± 0,60 A | 1,11 ± 0,60 A | 2,77 ± 1,72 A |
| | ----- Bacia LEA (mg O ₂ L ⁻¹) ----- | | | | | | | |
| Foz | 5,57 ± 5,67 | 3,51 ± 2,54 | 2,16 ± 0,24 | 2,15 ± 0,36 | 2,10 ± | 1,50 ± 0,50 | 2,40 ± 0,42 | 1,21 ± 0,17 |
| Intermediário | - | - | - | - | - | - | - | - |
| | ----- Bacia SCH (mg O ₂ L ⁻¹) ----- | | | | | | | |
| Foz | 3,94 ± 2,58 | 30,17 ± 3,42 | 30,16 ± 0,51 | 8,38 ± 1,45 | 5,70 ± 0,41 | 10,34 ± 8,96 | 21,23 ± 0,32 | 6,71 ± 0,71 |
| Intermediário | - | - | - | - | - | - | - | - |
| | ----- Bacia ALI (mg O ₂ L ⁻¹) ----- | | | | | | | |
| Foz | 2,63 ± 1,90 A | 7,71 ± 4,57 A | 2,97 ± 1,44 A | 2,60 ± 3,53 A | 1,09 ± 0,87 A | 1,49 ± 0,84 A | 2,14 ± 0,17 A | 1,69 ± 0,71 A |
| Intermediário | 3,68 ± 1,64 A | 12,77 ± 3,01 A | 1,83 ± 0,52 A | 3,06 ± 0,27 A | 6,59 ± 1,31 A | 2,26 ± 1,21 A | 4,89 ± 0,69 A | 2,27 ± 0,11 A |
| | ----- Bacia TIE (mg O ₂ L ⁻¹) ----- | | | | | | | |
| Foz | 14,72 ± 1,46 A | 8,40 ± 4,08 A | 2,66 ± 0,36 A | 14,42 ± 0,18 A | 7,56 ± 0,10 A | 0,71 ± 0,99 A | 3,72 ± 0,22 | 0,97 ± 1,14 A |
| Intermediário | 13,41 ± 0,95 A | 6,09 ± 2,14 A | 2,00 ± 0,09 A | 0,31 ± 0,36 B | 1,90 ± 0,67 A | 0,66 ± 0,32 A | - | 1,39 ± 0,28 A |

Médias seguidas de letras iguais nas colunas não apresentam diferença significativa a 5% de probabilidade de erro pelo teste de Tukey.

Tabela 43. Nitrato em águas superficiais de bacias hidrográficas da região de Quinze de Novembro, RS, - Comparação entre os pontos de coleta

| Pontos | ----- 2013 ----- | | ----- 2014 ----- | | | | | |
|---------------|---|---------------|------------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|
| | 28-oct | 4-Dec | 4-Jan | 4-Feb | 7-Mar | 11-Apr | 2-May | 4-Jun |
| | ----- Bacia DRS (mg L ⁻¹) ----- | | | | | | | |
| Foz | 0,77 ± 0,53 A | 1,48 ± 0,09 A | 1,88 ± 0,06 A | 1,47 ± 0,09 A | 0,78 ± 0,02 A | 1,07 ± 0,08 A | 1,29 ± 0,11 A | 2,10 ± 0,04 A |
| Intermediário | 0,88 ± 0,22 A | 1,40 ± 0,11 A | 1,59 ± 0,22 A | 1,57 ± 0,06 A | 0,85 ± 0,04 A | 1,43 ± 0,02 A | 1,42 ± 0,06 A | 1,58 ± 0,01 A |
| | ----- Bacia MAN (mg L ⁻¹) ----- | | | | | | | |
| Foz | 1,78 ± 0,66 A | 1,48 ± 0,05 A | 2,17 ± 0,01 A | 1,63 ± 0,01 A | 0,99 ± 0,01 A | 0,85 ± 0,08 A | 1,63 ± 0,05 A | 1,94 ± 0,09 A |
| Intermediário | 1,53 ± 0,34 A | 1,47 ± 0,11 A | 2,20 ± 0,13 A | 1,60 ± 0,04 A | 0,93 ± 0,09 A | 0,66 ± 0,03 A | 1,49 ± 0,02 A | 2,04 ± 0,20 A |
| | ----- Bacia SAN (mg L ⁻¹) ----- | | | | | | | |
| Foz | 0,42 ± 0,34 B | 0,98 ± 0,06 A | 1,11 ± 0,06 A | 0,94 ± 0,01 A | 0,34 ± 0,05 | 0,66 ± 0,04 A | 0,64 ± 0,02 A | 0,91 ± 0,04 A |
| Intermediário | 1,46 ± 0,53 A | 0,75 ± 0,13 A | 0,56 ± 0,04 A | 0,49 ± 0,04 A | - | 0,37 ± 0,04 A | 0,32 ± 0,02 A | 0,37 ± 0,04 A |
| | ----- Bacia LEA (mg L ⁻¹) ----- | | | | | | | |
| Foz | 2,24 ± 0,43 | 1,87 ± 0,03 | 2,05 ± 0,12 | 1,79 ± 0,09 | 1,14 ± 0,12 | 1,34 ± 0,08 | 1,57 ± 0,06 | 2,13 ± 0,04 |
| Intermediário | - | - | - | - | - | - | - | - |
| | ----- Bacia SCH (mg L ⁻¹) ----- | | | | | | | |
| Foz | 0,70 ± 0,43 | 1,09 ± 0,12 | 0,39 ± 0,05 | 0,50 ± 0,10 | - | 0,72 ± 0,56 | 0,54 ± 0,08 | 1,82 ± |
| Intermediário | - | - | - | - | - | - | - | - |
| | ----- Bacia ALI (mg L ⁻¹) ----- | | | | | | | |
| Foz | 1,86 ± 0,26 A | 2,35 ± 0,04 A | 1,80 ± 0,06 A | 1,89 ± 0,13 A | 0,97 ± 0,34 B | 1,64 ± 0,05 A | 1,87 ± 0,06 A | 2,27 ± 0,01 A |
| Intermediário | 1,00 ± 0,15 A | 1,84 ± 0,03 A | 2,06 ± 0,05 A | 2,85 ± 0,04 A | 2,37 ± 0,18 A | 2,37 ± 0,05 A | 2,86 ± 0,07 A | 2,94 ± 0,06 A |
| | ----- Bacia TIE (mg L ⁻¹) ----- | | | | | | | |
| Foz | 1,53 ± 0,30 A | 1,84 ± 0,10 A | 1,56 ± 0,04 A | 1,59 ± 0,04 A | 1,18 ± 0,04 A | 1,50 ± 0,17 A | 1,85 ± 0,32 A | 2,79 ± 0,44 A |
| Intermediário | 1,33 ± 0,80 A | 1,59 ± 0,04 A | 1,44 ± A | 1,68 ± 0,06 A | 0,55 ± 0,22 A | 0,86 ± 0,13 A | 0,90 ± 0,06 A | 1,49 ± 0,07 B |

Médias seguidas de letras iguais nas colunas não apresentam diferença significativa a 5% de probabilidade de erro pelo teste de Tukey.

Tabela 44. Oxigênio dissolvido em águas superficiais de bacias hidrográficas da região de Quinze de Novembro, RS, - Comparação entre os pontos de coleta

| Pontos | ----- 2013 ----- | | ----- 2014 ----- | | | | |
|--|------------------|-------------|------------------|-------------|-------------|--------------|--------------|
| | 28-oct | 4-Dec | 4-Jan | 4-Feb | 7-Mar | 11-Apr | 2-May |
| ----- Bacia DRS (mg O ₂ L ⁻¹) ----- | | | | | | | |
| Foz | 6,8 ± 0,2 A | - | 6,2 ± 0,1 A | 6,9 ± 0,0 A | 7,1 ± 0,0 A | 7,4 ± 0,0 A | 9,1 ± 0,0 A |
| Intermediário | 7,3 ± 0,2 A | 6,6 ± 0,1 | 6,4 ± 0,1 A | 6,4 ± 0,1 A | 5,2 ± 0,2 B | 6,6 ± 0,1 A | 7,3 ± 0,0 B |
| ----- Bacia MAN (mg O ₂ L ⁻¹) ----- | | | | | | | |
| Foz | 8,1 ± 0,1 A | 7,2 ± 0,1 A | 8,2 ± 0,5 A | 7,2 ± 0,1 A | 6,9 ± 0,2 A | 7,5 ± 0,2 A | 8,6 ± 0,4 A |
| Intermediário | 7,7 ± 0,2 A | 7,0 ± 0,1 A | 8,6 ± 0,0 A | 7,2 ± 0,1 A | 6,9 ± 0,1 A | 7,5 ± 0,4 A | 8,9 ± 0,2 A |
| ----- Bacia SAN (mg O ₂ L ⁻¹) ----- | | | | | | | |
| Foz | 8,0 ± 0,2 A | 7,8 ± 0,1 A | 7,8 ± 0,0 A | 7,6 ± 0,1 A | 8,4 ± 0,2 A | 9,3 ± 0,1 A | 10,5 ± 0,1 A |
| Intermediário | 7,5 ± 0,2 A | 7,4 ± 0,1 A | 7,4 ± 0,1 A | 7,5 ± 0,2 A | 8,6 ± 0,1 A | 9,0 ± 0,0 A | 10,3 ± 0,2 A |
| ----- Bacia LEA (mg O ₂ L ⁻¹) ----- | | | | | | | |
| Foz | 7,5 ± 0,2 | 6,6 ± 0,1 | 7,3 ± 0,1 | 5,8 ± 0,3 | 7,2 ± 0,6 | 8,6 ± 0,0 | 9,3 ± 0,1 |
| Intermediário | - | - | - | - | - | - | - |
| ----- Bacia SCH (mg O ₂ L ⁻¹) ----- | | | | | | | |
| Foz | 7,2 ± 0,2 | 7,2 ± 0,0 | 6,9 ± 0,1 | 3,1 ± 0,0 | 5,3 ± 0,1 | 5,9 ± 0,1 | 8,0 ± 0,1 |
| Intermediário | - | - | - | - | - | - | - |
| ----- Bacia ALI (mg O ₂ L ⁻¹) ----- | | | | | | | |
| Foz | 7,3 ± 0,2 A | - | 7,4 ± 0,2 A | 6,9 ± 0,1 A | 7,6 ± 0,0 A | 9,5 ± 0,2 B | 9,4 ± 0,0 A |
| Intermediário | 7,3 ± 0,1 A | 6,7 ± 0,2 | 7,3 ± 0,2 A | 5,9 ± 0,2 B | 6,7 ± 0,0 B | 10,8 ± 0,1 A | 9,1 ± 0,1 A |
| ----- Bacia TIE (mg O ₂ L ⁻¹) ----- | | | | | | | |
| Foz | 7,6 ± 0,1 A | 6,7 ± 0,1 A | 7,3 ± 0,0 A | 5,8 ± 0,0 A | 7,0 ± 0,1 A | 11,0 ± 0,0 A | 9,5 ± 0,1 A |
| Intermediário | 6,8 ± 0,2 A | 6,5 ± 0,1 A | 7,1 ± 0,0 A | 6,3 ± 0,5 A | 6,8 ± 0,1 A | 11,2 ± 0,1 A | 9,8 ± 0,1 A |

Médias seguidas de letras iguais nas colunas não apresentam diferença significativa a 5% de probabilidade de erro pelo teste de Tukey.

Tabela 45. pH em águas superficiais de bacias hidrográficas da região de Quinze de Novembro, RS, - Comparação entre os pontos de coleta

| Pontos | 2013 | | | | 2014 | | | |
|-----------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| | 28-oct | 4-Dec | 4-Jan | 4-Feb | 7-Mar | 11-Apr | 2-May | 4-Jun |
| ----- Bacia DRS ----- | | | | | | | | |
| Foz | 6,0 ± 0,06 A | 6,8 ± 0,10 A | 6,9 ± 0,03 A | 7,2 ± 0,01 A | 6,8 ± 0,12 A | 5,8 ± 0,06 B | 7,6 ± 0,35 A | 5,8 ± 0,06 B |
| Intermediário | 5,9 ± 0,06 A | 5,8 ± 0,05 B | 6,9 ± 0,05 A | 4,9 ± 0,10 B | 5,5 ± 0,13 B | 6,5 ± 0,21 A | 6,8 ± 0,35 B | 6,5 ± 0,21 A |
| ----- Bacia MAN----- | | | | | | | | |
| Foz | 6,0 ± 0,12 A | 6,4 ± 0,03 A | 7,2 ± 0,02 A | 6,0 ± 0,06 A | 6,7 ± 0,08 A | 6,0 ± 0,03 A | 6,5 ± 0,05 A | 6,0 ± 0,03 A |
| Intermediário | 5,9 ± 0,04 A | 6,5 ± 0,08 A | 7,2 ± 0,02 A | 5,8 ± 0,06 A | 6,3 ± 0,13 A | 5,8 ± 0,08 A | 6,2 ± 0,08 A | 5,8 ± 0,08 A |
| ----- Bacia SAN----- | | | | | | | | |
| Foz | 7,1 ± 0,12 A | 6,5 ± 0,06 A | 7,7 ± 0,07 A | 6,7 ± 0,07 A | 6,9 ± 0,07 A | 6,2 ± 0,05 A | 6,8 ± 0,04 A | 6,2 ± 0,05 A |
| Intermediário | 7,2 ± 0,12 A | 6,3 ± 0,63 A | 7,6 ± 0,07 A | 6,6 ± 0,13 A | 6,6 ± 0,09 A | 6,2 ± 0,02 A | 6,4 ± 0,02 A | 6,2 ± 0,02 A |
| ----- Bacia LEA----- | | | | | | | | |
| Foz | - | 6,8 ± 0,02 | 7,8 ± 0,08 | 6,5 ± 0,09 | 6,9 ± 0,06 | 6,2 ± 0,06 | 6,5 ± 0,03 | 6,2 ± 0,06 |
| Intermediário | - | - | - | - | - | - | - | - |
| ----- Bacia SCH----- | | | | | | | | |
| Foz | 6,8 ± 0,06 | 8,4 ± 0,08 | 7,2 ± 0,04 | 6,3 ± 0,17 | 6,7 ± 0,04 | 6,2 ± 0,04 | - | 6,2 ± 0,04 |
| Intermediário | - | - | - | - | - | - | - | - |
| ----- Bacia ALI----- | | | | | | | | |
| Foz | 6,8 ± 0,10 A | 7,6 ± 0,05 A | 7,2 ± 0,03 A | 6,7 ± 0,02 A | 5,0 ± 0,16 A | 6,4 ± 0,02 A | 6,4 ± 0,01 A | 6,4 ± 0,02 A |
| Intermediário | 6,4 ± 0,06 A | 6,6 ± 0,01 B | 7,0 ± 0,04 A | 6,5 ± 0,06 A | 6,2 ± 0,02 A | 6,4 ± 0,04 A | 6,7 ± 0,02 A | 6,4 ± 0,04 A |
| ----- Bacia TIE----- | | | | | | | | |
| Foz | - | 6,7 ± 0,02 A | 7,0 ± 0,01 | 6,8 ± 0,12 | 6,2 ± 0,14 A | 6,5 ± 0,02 A | 6,3 ± 0,10 A | 6,5 ± 0,02 A |
| Intermediário | 6,3 ± 0,06 | 6,7 ± 0,01 A | - | - | 6,4 ± 0,04 A | 6,6 ± 0,01 A | 6,5 ± 0,05 A | 6,6 ± 0,01 A |

Médias seguidas de letras iguais nas colunas não apresentam diferença significativa a 5% de probabilidade de erro pelo teste de Tukey.

Tabela 46. Condutividade elétrica em águas superficiais de bacias hidrográficas da região de Quinze de Novembro, RS, - Comparação entre os pontos de coleta

| Pontos | ----- 2013 ----- | | ----- 2014 ----- | | | | | |
|---|------------------|--------------|------------------|--------------|--------------|--------------|---------------|--------------|
| | 28-oct | 4-Dec | 4-Jan | 4-Feb | 7-Mar | 11-Apr | 2-May | 4-Jun |
| ----- Bacia DRS ($\mu\text{S cm}^{-1}$) ----- | | | | | | | | |
| Foz | 81,5 ± 1,0 A | 67,9 ± 0,1 A | 14,7 ± 0,0 B | 6,5 ± 0,2 A | 78,4 ± 0,3 A | 80,4 ± 0,1 A | 83,8 ± 0,4 A | 76,5 ± 0,1 A |
| Intermediário | 37,1 ± 0,3 B | 3,3 ± 0,1 B | 35,6 ± 0,1 A | 33,3 ± 0,3 B | 37,9 ± 0,1 B | 44,0 ± 0,3 B | 40,9 ± 0,3 B | 39,2 ± 0,2 B |
| ----- Bacia MAN ($\mu\text{S cm}^{-1}$) ----- | | | | | | | | |
| Foz | 94,3 ± 0,4 | 83,8 ± 0,2 A | 98,9 ± 0,2 | 90,3 ± 0,6 A | - | 88,2 ± 0,1 A | 105,3 ± 0,2 A | 96,9 ± 0,1 A |
| Intermediário | - | 80,0 ± 0,1 B | - | 84,0 ± 0,2 B | 91,1 ± 0,1 | 81,0 ± 0,1 B | 88,9 ± 1,8 B | 94,3 ± 0,3 A |
| ----- Bacia SAN ($\mu\text{S cm}^{-1}$) ----- | | | | | | | | |
| Foz | 48,7 ± 0,1 A | 49,4 ± 0,2 | 56,5 ± 0,1 A | 51,7 ± 0,1 A | 51,3 ± 0,2 A | 54,3 ± 0,1 A | 57,6 ± 1,3 A | 48,7 ± 0,1 A |
| Intermediário | 35,7 ± 0,1 B | - | 38,0 ± 0,1 B | 40,5 ± 0,1 B | 40,8 ± 0,1 B | 42,8 ± 0,2 B | 39,9 ± 0,2 B | 34,7 ± 0,2 B |
| ----- Bacia LEA ($\mu\text{S cm}^{-1}$) ----- | | | | | | | | |
| Foz | 102,7 ± 0,2 | 89,9 ± 0,1 | 100,1 ± 0,3 | 97,1 ± 0,1 | 97,0 ± 1,5 | - | 114,7 ± 1,8 | 104,9 ± 0,1 |
| Intermediário | - | - | - | - | - | - | - | - |
| ----- Bacia SCH ($\mu\text{S cm}^{-1}$) ----- | | | | | | | | |
| Foz | 87,0 ± 0,1 | 67,7 ± 0,1 | 81,9 ± 0,2 | 88,2 ± 0,3 | 88,0 ± 0,5 | 107,5 ± 0,1 | 94,8 ± 1,3 | 86,3 ± 0,2 |
| Intermediário | - | - | - | - | - | - | - | - |
| ----- Bacia ALI ($\mu\text{S cm}^{-1}$) ----- | | | | | | | | |
| Foz | - | 63,5 ± 0,1 A | 64,3 ± 1,6 A | 65,6 ± 0,1 B | 67,3 ± 0,1 B | 75,1 ± 0,1 B | 91,7 ± 3,2 A | 71,2 ± 0,1 B |
| Intermediário | - | 6,7 ± 0,0 B | 6,5 ± 0,0 B | 73,7 ± 0,1 A | 76,9 ± 0,1 A | 86,2 ± 0,1 A | 88,0 ± 1,6 B | 80,1 ± 2,3 A |
| ----- Bacia TIE ($\mu\text{S cm}^{-1}$) ----- | | | | | | | | |
| Foz | 65,3 ± 0,3 A | 64,2 ± 1,2 A | 60,1 ± 0,1 A | 78,6 ± 2,4 A | 74,9 ± 0,3 A | 74,4 ± 0,1 A | 96,5 ± 0,5 A | 67,1 ± 0,3 A |
| Intermediário | 43,7 ± 0,1 B | 43,6 ± 0,1 B | 44,9 ± 0,1 B | 47,3 ± 0,5 B | 50,3 ± 0,6 B | 51,9 ± 0,4 B | 72,5 ± 1,0 B | 46,1 ± 0,1 B |

Médias seguidas de letras iguais nas colunas não apresentam diferença significativa a 5% de probabilidade de erro pelo teste de Tukey.

Tabela 47. Teores de fósforo solúvel em águas superficiais de bacias hidrográficas da região de Quinze de Novembro, RS, - Comparação entre os pontos de coleta

| Pontos | ---- 2013 ---- | | ----- 2014 ----- | | | | | |
|---|-----------------|-----------------|------------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|
| | 28-oct | 4-Dec | 4-Jan | 4-Feb | 7-Mar | 11-Apr | 2-May | 4-Jun |
| ----- Bacia DRS (mg L ⁻¹) ----- | | | | | | | | |
| Foz | 0,066 ± 0,006 A | 0,051 ± 0,011 A | 0,199 ± 0,003 | 0,046 ± 0,018 | 0,015 ± 0,004 | 0,033 ± 0,002 A | 0,026 ± 0,003 A | 0,016 ± 0,001 |
| Intermediário | 0,002 ± 0,001 B | 0,009 ± 0,002 B | - | - | - | 0,015 ± 0,001 A | 0,004 ± 0,000 B | - |
| ----- Bacia MAN (mg L ⁻¹) ----- | | | | | | | | |
| Foz | 0,024 ± 0,006 A | 0,035 ± 0,006 A | 0,013 ± 0,003 A | 0,023 ± 0,001 A | 0,023 ± 0,001 A | 0,033 ± 0,003 A | 0,054 ± 0,002 A | 0,012 ± 0,003 A |
| Intermediário | 0,017 ± 0,001 A | 0,030 ± 0,007 A | 0,009 ± 0,001 A | 0,025 ± 0,001 A | 0,019 ± 0,001 A | 0,021 ± 0,001 A | 0,044 ± 0,007 A | 0,025 ± 0,002 A |
| ----- Bacia SAN (mg L ⁻¹) ----- | | | | | | | | |
| Foz | 0,022 ± 0,005 | 0,028 ± 0,002 A | 0,014 ± 0,001 A | 0,010 ± 0,002 A | 0,015 ± 0,002 A | 0,042 ± 0,001 A | 0,024 ± 0,002 A | 0,003 ± 0,000 A |
| Intermediário | - | 0,032 ± 0,001 A | 0,010 ± 0,000 A | 0,010 ± 0,003 A | 0,013 ± 0,000 A | 0,031 ± 0,000 A | 0,021 ± 0,000 A | 0,004 ± 0,001 A |
| ----- Bacia LEA (mg L ⁻¹) ----- | | | | | | | | |
| Foz | 0,013 ± 0,002 | 0,015 ± 0,009 | 0,000 ± 0,000 | 0,001 ± 0,001 | 0,005 ± 0,000 | 0,026 ± 0,005 | 0,010 ± 0,000 | - |
| Intermediário | - | - | - | - | - | - | - | - |
| ----- Bacia SCH (mg L ⁻¹) ----- | | | | | | | | |
| Foz | 0,016 ± 0,000 | 0,060 ± 0,020 | 0,001 ± 0,001 | 0,003 ± 0,002 | 0,032 ± 0,003 | 0,065 ± 0,002 | 0,013 ± 0,004 | 0,021 ± 0,004 |
| Intermediário | - | - | - | - | - | - | - | - |
| ----- Bacia ALI (mg L ⁻¹) ----- | | | | | | | | |
| Foz | - | 0,020 ± 0,001 A | 0,012 ± 0,001 A | 0,007 ± 0,001 B | 0,014 ± 0,000 B | 0,053 ± 0,000 B | 0,023 ± 0,000 A | - |
| Intermediário | 0,026 ± 0,001 | 0,037 ± 0,001 A | 0,032 ± 0,000 A | 0,050 ± 0,005 A | 0,036 ± 0,000 A | 0,095 ± 0,000 A | 0,038 ± 0,001 A | 0,012 ± 0,001 |
| ----- Bacia TIE (mg L ⁻¹) ----- | | | | | | | | |
| Foz | - | 0,028 ± 0,008 | 0,005 ± 0,001 | 0,078 ± 0,005 | 0,053 ± 0,003 A | 0,035 ± 0,000 | 0,025 ± 0,001 | - |
| Intermediário | 0,007 ± 0,000 | - | - | - | 0,006 ± 0,001 B | - | - | - |

Médias seguidas de letras iguais nas colunas não apresentam diferença significativa a 5% de probabilidade de erro pelo teste de Tukey.

6.2.5.2 Variação Temporal

Os valores dos indicadores de qualidade das águas variaram bastante entre as datas em cada ponto de coleta, mesmo assim, não ocorreram diferenças para coliformes totais, coliformes fecais e *E. Coli* (Tabela 48, 49 e 50). Para os demais indicadores, houve grande variação e não foi possível identificar um padrão de variação geral. O que, possivelmente, está associado as particularidades intrínsecas a cada bacia hidrográfica. Conforme Sliva e Williams (2001), diversos fatores relacionados as diferenças entre as bacias hidrográficas podem mascarar a variação dos resultados no tempo. A variação de indicadores de qualidade de águas superficiais no tempo é bastante influenciada por fatores climáticos, principalmente, a precipitação e temperatura e, fatores de solo como o manejo dos solos para a produção de grãos, que têm variabilidade e dependência sazonal (Sliva e Williams, 2001; Poudel et al., 2013).

No presente estudo, OD, P_{sol} e CE apresentaram os maiores valores, ou, valores que não diferiam dos maiores, na maioria das bacias, nas datas de coleta de 11/04/2014 e 02/05/2014 (Tabelas 51, 53, 55), ou seja, no inverno. Além desses, o nitrato também foi maior no inverno, principalmente, em 04/06/2014 (Tabela 54). A DBO_5 foi maior em 28/10/13 e 04/01/2014 (Tabela 52), e o pH em 04/01/2015 (Tabela 56), ambos num período mais quente (Figura 30). Poudel et al (2013) também obtiveram alta variabilidade dos dados, no entanto, diferentemente dos nossos resultados, esses autores observaram valores maiores de CE, nitrato, e P_{sol} no período de verão. Os resultados desses autores para DBO_5 e OD foram semelhantes aos nossos apresentando os maiores valores no verão e inverno respectivamente.

As baixas concentrações de OD no verão, em relação ao inverno, e o inverso para DBO_5 , podem estar associadas as altas temperaturas das águas superficiais, que aumentam a atividade microbiana e, conseqüentemente, o consumo de oxigênio, e atividades agrícolas que ocorrem no verão, como por exemplo, semeadura de culturas, aplicação de fertilizantes, colheita das culturas, que podem aumentar os teores de nutrientes que alcançarão os cursos d'água e servirão de alimento para os micro-organismos (Tsegaye et al., 2006; Poudel et al., 2013).

Tabela 48. Coliformes totais em águas superficiais de bacias hidrográficas da região de Quinze de Novembro, RS, - Comparação entre as datas de coleta

| Data | Col. Totais - Bacia | | | | | | |
|---|---------------------|-----------------|----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|
| | DRS | MAN | SAN | LEA | SCH | ALI | TIE |
| ----- Ponto Intermediário (NMP 100 mL ⁻¹) ----- | | | | | | | |
| 28-Oct-13 | 10061 ± 3543 A | 24450 ± 3636 A | 6740 ± 1366 A | - | - | - | 6740 ± 1366 A |
| 4-Dec-13 | 5743 ± 1078 A | 25578 ± 2041 A | 10403 ± 1018 A | - | - | 7729 ± 1673 A | 8448 ± 3117 A |
| 4-Jan-14 | 6110 ± 1597 A | 26584 ± 619 A | 10403 ± 1018 A | - | - | 13038 ± 509 A | 8919 ± 3117 A |
| 4-Feb-14 | 13849 ± 8686 A | 49496 ± 2527 A | 12027 ± 3315 A | - | - | 28209 ± 8952 A | 13658 ± 1953 A |
| 7-Mar-14 | 9007 ± 4571 A | 10717 ± 2783 A | 6740 ± 1366 A | - | - | 24450 ± 3636 A | 13827 ± 11388 A |
| 11-Apr-14 | 2889 ± 2959 A | - | 8695 ± 1398 A | - | - | 2515 ± 6373 A | 24450 ± 3636 A |
| 2-May-14 | 7839 ± 6093 A | 39458 ± 6956 A | 12362 ± 7986 A | - | - | 20408 ± 13132 A | - |
| 4-Jun-14 | 5716 ± 82 A | - | 2149 ± 54 A | - | - | - | 16909 ± 10219 A |
| ----- Ponto Foz (NMP 100 mL ⁻¹) ----- | | | | | | | |
| 28-Oct-13 | 22972 ± 16758 A | 41272 ± 16374 A | 17205 ± 9800 A | 10710 ± 2783 A | 26274 ± 11688 A | 18406 ± 8101 A | 12362 ± 7986 A |
| 4-Dec-13 | 33611 ± 27209 A | 17291 ± 6523 A | 16501 ± 7606 A | 6564 ± 213 A | - | 20935 ± 1335 A | 22515 ± 6373 A |
| 4-Jan-14 | 33611 ± 27209 A | 18125 ± 5309 A | 16501 ± 7606 A | 6671 ± 1327 A | 8199 ± 2099 A | 20935 ± 1335 A | 22515 ± 6373 A |
| 4-Feb-14 | 38702 ± 12738 A | 30780 ± 5316 A | 17933 ± 5581 A | 36243 ± 2410 A | 27708 ± 28286 A | 30780 ± 5316 A | 81965 ± 48784 A |
| 7-Mar-14 | 25578 ± 2041 A | 19944 ± 2736 A | 9387 ± 4088 A | 21072 ± 4331 A | 28357 ± 1890 A | 14566 ± 4870 A | 32859 ± 21001 A |
| 11-Apr-14 | 24455 ± 14261 A | 25578 ± 2041 A | 14172 ± 9087 A | 19850 ± 10142 A | 62664 ± 54489 A | 24450 ± 3636 A | 53846 ± 45208 A |
| 2-May-14 | 20098 ± 9792 A | 17855 ± 5691 A | 18910 ± 1273 A | 26274 ± 11688 A | 33496 ± 1476 A | - | - |
| 4-Jun-14 | - | 19944 ± 2736 A | 2752 ± 409 A | 7149 ± 788 A | - | 7729 ± 1434 A | 8448 ± 3782 A |

Médias seguidas de letras iguais nas colunas não apresentam diferença significativa a 5% de probabilidade de erro pelo teste de Tukey.

Tabela 49. Coliformes fecais em águas superficiais de bacias hidrográficas da região de Quinze de Novembro, RS, - Comparação entre as datas de coleta

| Data | Col. Fecais - Bacia | | | | | | |
|-----------|---|------------------|---------------|--------------|---------------|---------------|----------------|
| | DRS | MAN | SAN | LEA | SCH | ALI | TIE |
| | ----- Ponto Intermediário (NMP 100 mL ⁻¹) ----- | | | | | | |
| 28-Oct-13 | 1078 ± 399 A | - | 780 ± 822 A | - | - | - | 424 ± 37 A |
| 4-Dec-13 | 99 ± 141 A | - | 1078 ± 399 A | - | - | 3145 ± 886 A | 2947 ± 2877 A |
| 4-Jan-14 | 398 ± 282 A | 5848 ± 1226 B | 398 ± 563 A | - | - | 4732 ± 4206 A | 804 ± 11 A |
| 4-Feb-14 | 324 ± 178 A | 12858 ± 7285 AB | 1985 ± 2526 A | - | - | 7332 ± 3325 A | 756 ± 433 A |
| 7-Mar-14 | 2401 ± 2828 A | 5112 ± 937 B | 1316 ± 552 A | - | - | 905 ± 644 A | 300 ± 144 A |
| 11-Apr-14 | - | 6245 ± 665 B | 4021 ± 352 A | - | - | 6245 ± 665 A | 780 ± 821 A |
| 2-May-14 | 991 ± 384 A | 9226 ± 4882 AB | 740 ± 79 A | - | - | 1251 ± 155 A | - |
| 4-Jun-14 | 740 ± 79 A | 22515 ± 6373 A | - | - | - | - | 796 ± 1.0 A |
| | ----- Ponto Foz (NMP 100 mL ⁻¹) ----- | | | | | | |
| 28-Oct-13 | 3913 ± 1510 A | 20263 ± 3188 A | 3511 ± 2079 A | 424 ± 37 A | 1821 ± 1450 A | 3717 ± 2910 A | 2765 ± 1424 A |
| 4-Dec-13 | 3665 ± 151 A | 6654 ± 87 AB | 3419 ± 2208 A | 3131 ± 403 A | - | 691 ± 977 A | 2114 ± 1035 A |
| 4-Jan-14 | 8695 ± 1398 A | 4376 ± 855 AB | 2520 ± 1311 A | 905 ± 644 A | 1078 ± 399 A | 1277 ± 680 A | 1277 ± 680 A |
| 4-Feb-14 | 5670 ± 2685 A | 4376 ± 855 AB | 1920 ± 1310 A | 1277 ± 680 A | 881 ± 678 A | 740 ± 78 A | 10938 ± 1840 A |
| 7-Mar-14 | 4376 ± 855 A | 3914 ± 1510 B | 6991 ± 6991 A | 779 ± 822 A | - | 2342 ± 2021 A | 12027 ± 3315 A |
| 11-Apr-14 | 6420 ± 4614 A | - | 4691 ± 411 A | 599 ± 279 A | 4376 ± 855 A | 4773 ± 1416 A | 6094 ± 568 A |
| 2-May-14 | 6742 ± 1534 A | 12825 ± 12804 AB | 2685 ± 1537 A | 567 ± 166 A | 6078 ± 2303 A | - | - |
| 4-Jun-14 | 13846 ± 5887 A | 3309 ± 654 B | 1073 ± 392 A | - | - | 1560 ± 281 A | - |

Médias seguidas de letras iguais nas colunas não apresentam diferença significativa a 5% de probabilidade de erro pelo teste de Tukey.

Tabela 50. *E. Coli* em águas superficiais de bacias hidrográficas da região de Quinze de Novembro, RS, - Comparação entre as datas de coleta

| Data | <i>E. Coli</i> - Bacia | | | | | | |
|----------|---|----------------|---------------|--------------|--------------|---------------|----------------|
| | DRS | MAN | SAN | LEA | SCH | ALI | TIE |
| | ----- Ponto Intermediário (NMP 100 ml ⁻¹) ----- | | | | | | |
| 4-Dec-13 | 99 ± 141 A | - | 1078 ± 399 A | - | - | 2204 ± 631 A | 3032 ± 2756 A |
| 4-Jan-14 | 298 ± 141 A | 5848 ± 1226 A | 398 ± 563 A | - | - | 4732 ± 4206 A | 804 ± 11 A |
| 4-Feb-14 | 324 ± 178 A | 12858 ± 7285 A | 1985 ± 2527 A | - | - | 7332 ± 3325 A | 756 ± 433 A |
| 7-Mar-14 | 2401 ± 2828 A | 4773 ± 1416 A | 1316 ± 552 A | - | - | 905 ± 644 A | 300 ± 144 A |
| 4-Jun-14 | - | 9004 ± 12734 A | - | - | - | - | 1078 ± 399 A |
| | ----- Ponto Foz (NMP 100 ml ⁻¹) ----- | | | | | | |
| 4-Dec-13 | 3370 ± 2279 A | 6094 ± 568 A | 3419 ± 2208 A | - | - | 691 ± 977 A | 3648 ± 1134 A |
| 4-Jan-14 | 8695 ± 1398 A | 4376 ± 855 A | 2520 ± 1311 A | 905 ± 644 A | 1078 ± 399 A | 1277 ± 680 A | 1078 ± 399 A |
| 4-Feb-14 | 5356 ± 3130 A | 4376 ± 855 A | 1920 ± 1310 A | 1277 ± 680 A | 1786 ± 601 A | 740 ± 79 A | 9298 ± 4160 A |
| 7-Mar-14 | 4376 ± 855 A | 3914 ± 1510 A | 2910 ± 1219 A | 780 ± 822 A | - | 2342 ± 2022 A | 12027 ± 3315 A |
| 4-Jun-14 | 13846 ± 5887 A | 3309 ± 654 A | 1073 ± 392 A | - | - | 1560 ± 281 A | - |

Médias seguidas de letras iguais nas colunas não apresentam diferença significativa a 5% de probabilidade de erro pelo teste de Tukey.

Esses autores encontraram correlação negativa entre altas temperaturas e OD na água. A temperatura nos meses de abril e maio de 2014 na região de Quinze de Novembro estava abaixo de 20 °C (Figura 30), o que favoreceu os maiores valores de OD. Silva e Williams (2001) e Tsegaye et al. (2006) também observaram valores menores de OD, em águas superficiais no verão.

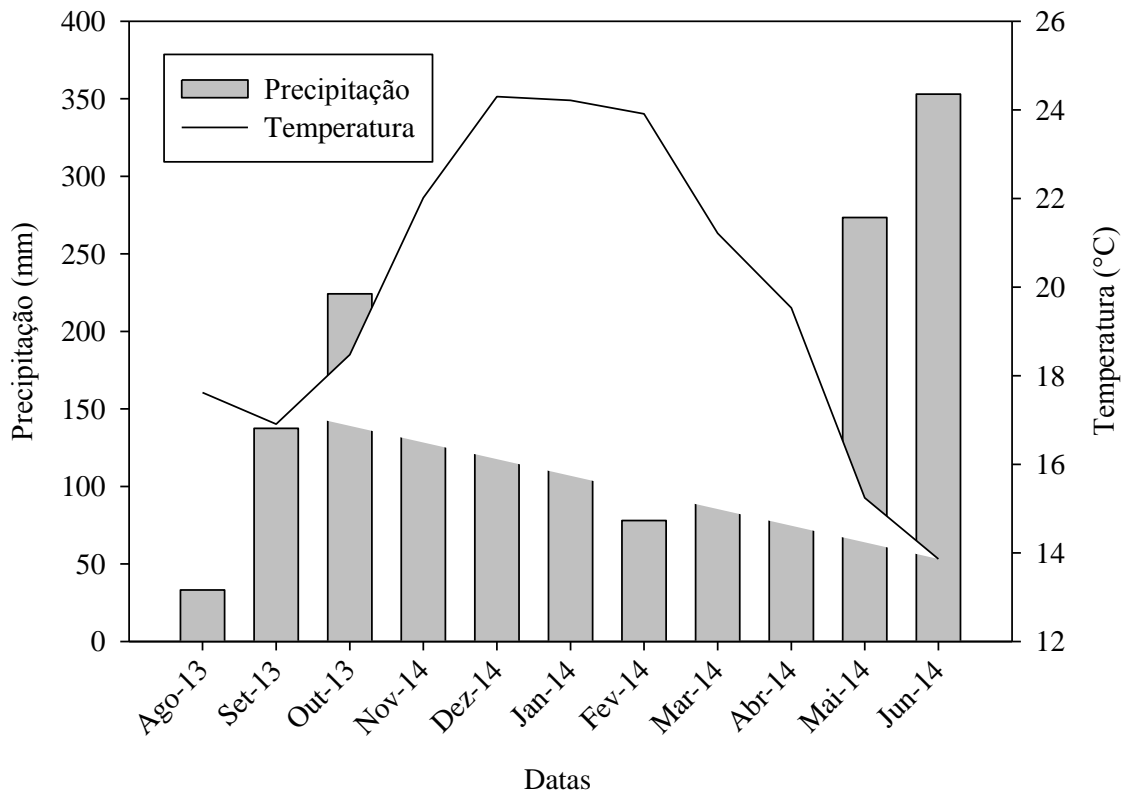


Figura 30. Valores médios mensais de temperatura e precipitação pluvial no período de amostragem de água na região de Quinze de Novembro, RS.

Os menores valores de $P_{sol.}$, ou valores que não diferenciaram dos menores, ocorreram no mês de janeiro e os maiores no mês de abril. Os menores valores observados no mês de janeiro, podem ter sido afetados principalmente por precipitações pluviométricas, que aumentaram a vazão dos cursos d'água e podem ter causado a diluição do $P_{sol.}$ (Figura 31). No mês de janeiro, a vazão dos cursos d'água estava 20% maior que a média obtida para todo o período de amostragem, enquanto que, no mês de abril, a vazão dos cursos d'água estavam aproximadamente 40% menores que a média, o que possivelmente resultou em aumento da concentração de $P_{sol.}$ nas águas. Esses resultados são contrários a alguns estudos observados na literatura,

pois geralmente altos teores de P estão associados a precipitações pluviométricas que resultam em escoamento superficial e transferência de P juntamente com partículas de solo por erosão das áreas agrícolas para as águas superficiais (Tsegaye et al., 2006; Poudel et al., 2013).

Um fator importante que pode estar contribuindo para manter os baixos teores de P nas águas superficiais, das bacias em estudo, em períodos chuvosos, é a resistência dos solos a degradação (Figura 15), pois como já mencionado anteriormente, os solos da região de Quinze de Novembro, na sua maioria, apresentam alta resistência a degradação (Kämpf et al., 2008). Conforme Poudel et al. (2013), esses resultados são positivos ambientalmente, pois nos casos em que a concentração de $P_{sol.}$ aumenta com precipitações pluviométricas, é um indicativo de transferência de P para as águas superficiais de forma difusa, o que implicaria em maior dificuldade para mitigar as transferências de P.

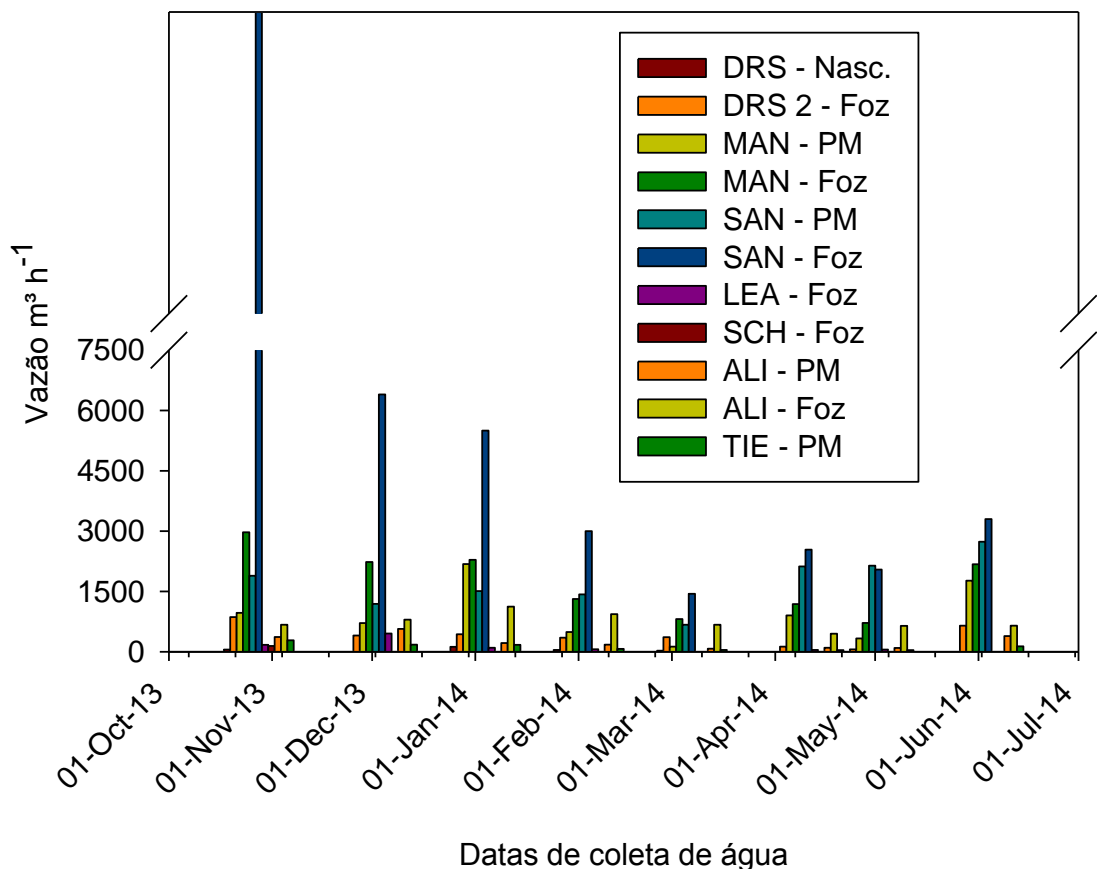


Figura 31. Vazão média bacias hidrográficas da região de Quinze de Novembro, RS, no período de outubro de 2013 a junho de 2014, e a vazão correspondente aos meses de janeiro e abril de 2014.

Os maiores valores de nitrato observados na amostragem de junho, podem estar relacionados as precipitações pluviométricas mais intensas ocorridas nos dias e semanas anteriores a amostragem (Figura 30), o que pode ter carregado grandes quantidades de sedimentos e nitrogênio para o corpo d'água, semelhante ao o que foi observado por outros autores na literatura (Berka et al., 2001; Huang et al., 2013). O nitrogênio é continuamente adicionado aos cursos d'água através da mineralização da matéria orgânica, na água ou no solo, e da aplicação de fertilizantes químicos e orgânicos em área agrícolas (Tsegaye et al., 2006), além disso, em solos aerados há predominância do nitrogênio na forma de nitrato, que é muito móvel no solo, e facilmente pode ser translocado do solo para as águas superficiais ou sub-superficiais.

As amostras de água, coletadas no início de abril e maio, apresentaram os maiores valores de CE. Esses resultados eram esperados, pois como já mencionado acima, nessa época a região de estudo estava passando por um período seco, o qual reduziu o volume de água das drenagens e conseqüentemente aumentou a concentração de íons em solução. Resultados semelhantes a esses foram observados por Kebede et al. (2014). No entanto, Poudel et al. (2013) observaram maiores valores de CE no verão, período que, segundo eles, ocorreu em função de atividades agrícolas, aplicação de fertilizantes e colheita de culturas, o que facilita ou aumenta chances de nutrientes alcançarem os cursos d'água.

O pH da água foi maior na maioria da bacias no mês de janeiro, no entanto, foi diferente dos resultados apresentados por Poudel et al. (2013) e Kebede et al. (2014), os quais obtiveram valores maiores no inverno e na estação seca respectivamente, diferentemente da condição em que as amostras de janeiro foram coletadas.

Tabela 51. Oxigênio dissolvido em águas superficiais de bacias hidrográficas da região de Quinze de Novembro, RS, - Comparação entre as datas de coleta

| Data | Oxigênio - Bacia | | | | | | |
|-----------|--|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| | DRS | MAN | SAN | LEA | SCH | ALI | TIE |
| | ----- Ponto Intermediário (mg O ₂ L ⁻¹) ----- | | | | | | |
| 28-Oct-13 | 7,3 ± 0,2 A | 7,7 ± 0,2 B | 7,5 ± 0,2 C | - | - | 7,3 ± 0,1 C | 6,8 ± 0,2 C |
| 4-Dec-13 | 6,6 ± 0,1 AB | 7,0 ± 0,1 B | 7,4 ± 0,1 C | - | - | 6,7 ± 0,2 CD | 6,5 ± 0,1 C |
| 4-Jan-14 | 6,4 ± 0,1 B | 8,6 ± 0,0 A | 7,4 ± 0,1 C | - | - | 7,4 ± 0,2 C | 7,1 ± 0,0 C |
| 4-Feb-14 | 6,4 ± 0,1 B | 7,2 ± 0,1 B | 7,5 ± 0,1 C | - | - | 5,9 ± 0,2 D | 6,3 ± 0,5 C |
| 7-Mar-14 | 5,2 ± 0,2 C | 6,9 ± 0,1 B | 8,6 ± 0,1 B | - | - | 6,7 ± 0,0 CD | 7,1 ± 0,1 C |
| 11-Apr-14 | 6,6 ± 0,1 AB | 7,5 ± 0,4 B | 9,0 ± 0,0 B | - | - | 10,8 ± 0,1 A | 11,2 ± 0,1 A |
| 2-May-14 | 7,3 ± 0,0 A | 8,9 ± 0,2 A | 10,3 ± 0,2 A | - | - | 9,1 ± 0,1 B | 9,8 ± 0,1 B |
| | ----- Ponto Foz (mg O ₂ L ⁻¹) ----- | | | | | | |
| 28-Oct-13 | 6,8 ± 0,2 BC | 8,1 ± 0,1 AB | 8,0 ± 0,2 C | 7,5 ± 0,2 B | 7,2 ± 0,2 AB | 7,3 ± 0,2 B | 7,6 ± 0,1 C |
| 4-Dec-13 | - | 7,2 ± 0,1 C | 7,8 ± 0,1 C | 6,6 ± 0,1 CD | 7,2 ± 0,0 AB | - | 6,7 ± D |
| 4-Jan-14 | 6,2 ± 0,1 C | 8,2 ± 0,5 AB | 7,8 ± 0,0 C | 7,3 ± 0,1 BC | 6,9 ± 0,1 B | 7,3 ± 0,2 B | 7,3 ± 0,0 CD |
| 4-Feb-14 | 6,9 ± 0,0 BC | 7,3 ± 0,1 C | 7,6 ± 0,1 C | 5,8 ± 0,3 D | 3,1 ± 0,0 D | 6,9 ± 0,1 B | 5,8 ± 0,0 E |
| 7-Mar-14 | 7,1 ± 0,0 B | 6,9 ± 0,2 C | 8,4 ± 0,2 C | 7,2 ± 0,6 BC | 5,3 ± 0,1 C | 7,6 ± 0,0 B | 7,0 ± 0,1 CD |
| 11-Apr-14 | 7,4 ± 0,0 B | 7,5 ± 0,2 BC | 9,3 ± 0,1 B | 8,6 ± 0,0 A | 5,9 ± 0,1 C | 9,5 ± 0,2 A | 11,0 ± 0,0 A |
| 2-May-14 | 9,1 ± 0,0 A | 8,6 ± 0,4 A | 10,5 ± 0,1 A | 9,3 ± 0,1 A | 7,9 ± 0,1 A | 9,4 ± 0,0 A | 9,5 ± 0,1 B |

Médias seguidas de letras iguais nas colunas não apresentam diferença significativa a 5% de probabilidade de erro pelo teste de Tukey.

Tabela 52. Demanda bioquímica de oxigênio em águas superficiais de bacias hidrográficas da região de Quinze de Novembro, RS, - Comparação entre as datas de coleta

| Data | DBO ₅ - Bacia | | | | | | |
|--|--------------------------|---------------|----------------|---------------|----------------|----------------|----------------|
| | DRS | MAN | SAN | LEA | SCH | ALI | TIE |
| ----- Ponto Intermediário (mg O ₂ L ⁻¹) ----- | | | | | | | |
| 28-Oct-13 | 11,49 ± 1,75 A | 7,37 ± 3,26 A | 6,43 ± 4,72 A | - | - | 3,68 ± 1,64 AB | 13,41 ± 0,95 A |
| 4-Dec-13 | 3,86 ± 1,94 AB | 8,91 ± 0,74 A | 4,71 ± 2,43 A | - | - | 12,77 ± 3,01 A | 6,09 ± 2,14 AB |
| 4-Jan-14 | 1,82 ± 1,19 AB | 2,17 ± 0,68 A | 2,65 ± 0,92 A | - | - | 1,83 ± 0,52 B | 2,00 ± 0,09 B |
| 4-Feb-14 | 2,15 ± 0,32 AB | 2,68 ± 0,52 A | 0,76 ± 0,23 A | - | - | 3,06 ± 0,27 AB | 0,31 ± 0,36 B |
| 7-Mar-14 | 2,62 ± 0,58 AB | 4,30 ± 0,46 A | 2,61 ± 0,45 A | - | - | 6,59 ± 1,31 AB | 1,90 ± 0,67 B |
| 11-Apr-14 | 0,94 ± 0,13 B | 5,18 ± 0,70 A | 0,50 ± 0,60 A | - | - | 2,26 ± 1,21 B | 0,67 ± 0,32 B |
| 2-May-14 | 1,79 ± 0,17 AB | 4,68 ± 0,28 A | 1,11 ± 0,60 A | - | - | 4,89 ± 0,69 AB | - |
| 4-Jun-14 | 1,84 ± 0,67 AB | 3,15 ± 0,15 A | 2,77 ± 1,72 A | - | - | 2,27 ± 0,11 B | 1,39 ± 0,28 B |
| ----- Ponto Foz (mg O ₂ L ⁻¹) ----- | | | | | | | |
| 28-Oct-13 | 15,69 ± 2,10 AB | 4,89 ± 3,56 A | 16,20 ± 5,56 A | 5,57 ± 5,67 A | 3,94 ± 2,58 B | 2,63 ± 1,90 A | 14,72 ± 1,46 A |
| 4-Dec-13 | 10,71 ± 2,06 BC | 9,77 ± 0,77 A | 3,09 ± 2,18 B | 3,51 ± 2,54 A | 30,17 ± 3,42 A | 7,71 ± 4,57 A | 8,40 ± 4,08 AB |
| 4-Jan-14 | 21,94 ± 1,17 A | 2,21 ± 0,46 A | 2,63 ± 1,75 B | 2,16 ± 0,24 A | 30,16 ± 0,51 A | 2,97 ± 1,44 A | 2,66 ± 0,36 B |
| 4-Feb-14 | 5,1 ± 0,82 C | 2,04 ± 0,82 A | 0,80 ± 0,34 B | 2,15 ± 0,36 A | 8,38 ± 1,45 B | 2,60 ± 3,53 A | 14,42 ± 0,18 A |
| 7-Mar-14 | 4,06 ± 0,22 C | 3,02 ± 0,90 A | 2,26 ± 0,28 B | 2,10 ± 0,97 A | 5,70 ± 0,41 B | 1,09 ± 0,87 A | 7,56 ± 0,10 AB |
| 11-Apr-14 | 2,42 ± 0,33 C | 3,79 ± 0,19 A | 3,27 ± 1,73 B | 1,50 ± 0,50 A | 10,34 ± 8,96 B | 1,49 ± 0,84 A | 0,71 ± 0,99 B |
| 2-May-14 | 3,89 ± 0,48 C | 3,78 ± 0,29 A | 1,71 ± 0,48 B | 2,40 ± 0,42 A | 21,23 ± 0,32 A | 2,14 ± 0,17 A | 3,72 ± 0,22 B |
| 4-Jun-14 | 2,49 ± 0,28 C | 2,72 ± 0,24 A | 2,41 ± 1,18 B | 1,21 ± 0,17 A | 6,71 ± 0,71 B | 1,70 ± 0,71 A | 0,97 ± 1,14 B |

Médias seguidas de letras iguais nas colunas não apresentam diferença significativa a 5% de probabilidade de erro pelo teste de Tukey.

Tabela 53. Fósforo em águas superficiais de bacias hidrográficas da região de Quinze de Novembro, RS, - Comparação entre as datas de coleta

| Data | P solúvel - Bacia | | | | | | |
|---|-------------------|-------------------|-------------------|------------------|------------------|-------------------|------------------|
| | DRS | MAN | SAN | LEA | SCH | ALI | TIE |
| ----- Ponto Intermediário (mg L ⁻¹) ----- | | | | | | | |
| 28-Oct-13 | 0,002 ± 0,001 A | 0,017 ± 0,001 BC | - | - | - | 0,026 ± 0,001 CD | 0,007 ± 0,000 A |
| 4-Dec-13 | 0,009 ± 0,002 A | 0,030 ± 0,007 AB | 0,032 ± 0,001 A | - | - | 0,037 ± 0,001 BC | - |
| 4-Jan-14 | - | 0,009 ± 0,001 C | 0,010 ± 0,000 BC | - | - | 0,032 ± 0,000 BCD | - |
| 4-Feb-14 | - | 0,025 ± 0,001 ABC | 0,010 ± 0,003 BC | - | - | 0,050 ± 0,005 B | - |
| 7-Mar-14 | - | 0,019 ± 0,001 BC | 0,013 ± 0,000 ABC | - | - | 0,036 ± 0,000 BC | 0,006 ± 0,001 A |
| 11-Apr-14 | 0,015 ± 0,001 A | 0,029 ± 0,001 ABC | 0,031 ± 0,000 AB | - | - | 0,095 ± 0,000 A | - |
| 2-May-14 | 0,004 ± 0,000 A | 0,045 ± 0,007 A | 0,021 ± 0,000 ABC | - | - | 0,038 ± 0,001 BC | - |
| 4-Jun-14 | - | 0,025 ± 0,002 ABC | 0,004 ± 0,001 C | - | - | 0,013 ± 0,001 D | - |
| ----- Ponto Foz (mg L ⁻¹) ----- | | | | | | | |
| 28-Oct-13 | 0,066 ± 0,006 B | 0,024 ± 0,006 BCD | 0,022 ± 0,005 ABC | 0,013 ± 0,002 AB | 0,016 ± 0,000 BC | - | - |
| 4-Dec-13 | 0,051 ± 0,011 BC | 0,035 ± 0,006 AB | 0,028 ± 0,002 AB | 0,015 ± 0,009 AB | 0,060 ± 0,020 A | 0,020 ± 0,001 B | 0,028 ± 0,008 C |
| 4-Jan-14 | 0,199 ± 0,003 A | 0,013 ± 0,003 CD | 0,014 ± 0,001 BC | 0,000 ± 0,000 B | 0,001 ± 0,001 C | 0,012 ± 0,001 B | 0,005 ± 0,001 D |
| 4-Feb-14 | 0,046 ± 0,018 BCD | 0,023 ± 0,001 BCD | 0,010 ± 0,002 BC | 0,001 ± 0,001 B | 0,003 ± 0,002 C | 0,007 ± 0,001 B | 0,078 ± 0,005 A |
| 7-Mar-14 | 0,015 ± 0,004 E | 0,023 ± 0,001 BCD | 0,015 ± 0,002 BC | 0,005 ± 0,000 B | 0,032 ± 0,003 B | 0,014 ± 0,000 B | 0,053 ± 0,003 B |
| 11-Apr-14 | 0,033 ± 0,002 CDE | 0,033 ± 0,003 ABC | 0,042 ± 0,001 A | 0,026 ± 0,005 A | 0,065 ± 0,002 A | 0,053 ± 0,000 A | 0,035 ± 0,000 BC |
| 2-May-14 | 0,026 ± 0,003 DE | 0,054 ± 0,002 A | 0,024 ± 0,002 ABC | 0,010 ± 0,000 AB | 0,013 ± 0,004 BC | 0,023 ± 0,000B | 0,025 ± 0,001 CD |
| 4-Jun-14 | 0,016 ± 0,001 E | 0,012 ± 0,003 D | 0,003 ± 0,000 D | - | 0,021 ± 0,004 BC | - | - |

Médias seguidas de letras iguais nas colunas não apresentam diferença significativa a 5% de probabilidade de erro pelo teste de Tukey.

Tabela 54. Nitrato em águas superficiais de bacias hidrográficas da região de Quinze de Novembro, RS, - Comparação entre as datas de coleta

| Data | Nitrato - Bacia | | | | | | |
|---|-----------------|-----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|
| | DRS | MAN | SAN | LEA | SCH | ALI | TIE |
| ----- Ponto Intermediário (mg L ⁻¹) ----- | | | | | | | |
| 28-Oct-13 | 0,88 ± 0,53 A | 1,53 ± 0,34 AB | 1,46 ± 0,53 A | - | - | 1,00 ± 0,15 C | 1,33 ± 0,80 AB |
| 4-Dec-13 | 1,40 ± 0,11 A | 1,47 ± 0,11 AB | 0,75 ± 0,13 AB | - | - | 1,84 ± 0,03 BC | 1,59 ± 0,04 A |
| 4-Jan-14 | 1,59 ± 0,22 A | 2,20 ± 0,13 A | 0,56 ± 0,04 AB | - | - | 2,06 ± 0,05 AB | 1,44 ± 0,04 AB |
| 4-Feb-14 | 1,57 ± 0,06 A | 1,60 ± 0,04 AB | 0,49 ± 0,04 AB | - | - | 2,85 ± 0,04 A | 1,17 ± 0,06 AB |
| 7-Mar-14 | 0,84 ± 0,04 A | 0,93 ± 0,09 B | - | - | - | 2,37 ± 0,18 AB | 0,55 ± 0,22 B |
| 11-Apr-14 | 1,43 ± 0,02 A | 0,66 ± 0,03 B | 0,37 ± 0,04 B | - | - | 2,37 ± 0,05 AB | 0,86 ± 0,13 AB |
| 2-May-14 | 1,42 ± 0,06 A | 1,49 ± 0,02 AB | 0,32 ± 0,02 B | - | - | 2,86 ± 0,07 A | 0,90 ± 0,06 AB |
| 4-Jun-14 | 1,58 ± 0,01 A | 2,04 ± 0,20 A | 0,37 ± 0,04 B | - | - | 2,94 ± 0,06 A | 1,49 ± 0,07 AB |
| ----- Ponto Foz (mg L ⁻¹) ----- | | | | | | | |
| 28-Oct-13 | 0,77 ± 0,36 C | 1,78 ± 0,66 ABC | 0,42 ± 0,34 A | 2,24 ± 0,43 A | 0,70 ± 0,43 B | 1,86 ± 0,26 AB | 1,53 ± 0,30 B |
| 4-Dec-13 | 1,48 ± 0,09 ABC | 1,48 ± 0,05 ABC | 0,98 ± 0,06 A | 1,87 ± 0,03 AB | 1,09 ± 0,12 AB | 2,35 ± 0,04 A | 1,84 ± 0,10 AB |
| 4-Jan-14 | 1,88 ± 0,06 AB | 2,17 ± 0,01 A | 1,11 ± 0,06 A | 2,05 ± 0,12 AB | 0,39 ± 0,05 B | 1,80 ± 0,06 AB | 1,56 ± 0,03 B |
| 4-Feb-14 | 1,47 ± 0,09 ABC | 1,63 ± ABC | 0,94 ± 0,01 A | 1,79 ± 0,09 AB | 0,50 ± 0,10 B | 1,89 ± 0,13 AB | 1,68 ± 0,04 B |
| 7-Mar-14 | 0,78 ± 0,02 C | 0,99 ± 0,01 BC | 0,34 ± 0,05 A | 1,14 ± 0,12 B | - | 0,97 ± 0,34 B | 1,18 ± 0,04 B |
| 11-Apr-14 | 1,07 ± 0,08 BC | 0,85 ± 0,08 C | 0,66 ± 0,04 A | 1,34 ± 0,08 AB | 0,72 ± 0,56 B | 1,64 ± 0,05 AB | 1,50 ± 0,17 B |
| 2-May-14 | 1,29 ± 0,11 ABC | 1,63 ± 0,05 ABC | 0,64 ± 0,02 A | 1,57 ± 0,06 AB | 0,54 ± 0,08 B | 1,87 ± 0,06 AB | 1,85 ± 0,32 AB |
| 4-Jun-14 | 2,10 ± 0,04 A | 1,94 ± 0,09 AB | 0,91 ± 0,04 A | 2,13 ± 0,04 A | 1,82 ± 0,08 A | 2,27 ± 0,01 A | 2,79 ± 0,44 A |

Médias seguidas de letras iguais nas colunas não apresentam diferença significativa a 5% de probabilidade de erro pelo teste de Tukey.

Tabela 55. Condutividade elétrica em águas superficiais de bacias hidrográficas da região de Quinze de Novembro, RS, - Comparação entre as datas de coleta

| Data | CE - Bacia | | | | | | |
|---|--------------------|-------------------|-------------------|--------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| | DRS | MAN | SAN | LEA | SCH | ALI | TIE |
| ----- Ponto Intermediário ($\mu\text{S cm}^{-1}$) ----- | | | | | | | |
| 28-Oct-13 | 37,1 \pm 0,3 CD | - | 35,7 \pm 0,1 C | - | - | - | 43,7 \pm 0,1 E |
| 4-Dec-13 | 3,3 \pm 0,1 F | 80,0 \pm 0,1 D | - | - | - | 6,7 \pm 0,0 D | 43,6 \pm 0,1 E |
| 4-Jan-14 | 35,6 \pm 0,1 DE | - | 38,0 \pm 0,1 BC | - | - | 6,5 \pm 0,0 D | 44,9 \pm 0,1 DE |
| 4-Feb-14 | 33,3 \pm 0,3 E | 84,2 \pm 0,2 C | 40,5 \pm 0,1 AB | - | - | 73,7 \pm 0,1 C | 47,3 \pm 0,5 CD |
| 7-Mar-14 | 37,9 \pm 0,1 BCD | 91,1 \pm 0,1 AB | 40,8 \pm 0,1 A | - | - | 76,9 \pm 0,1 BC | 50,3 \pm 0,6 BC |
| 11-Apr-14 | 44,0 \pm 0,3 A | 81,0 \pm 0,1 CD | 42,8 \pm 0,2 A | - | - | 86,2 \pm 0,1 A | 51,9 \pm 0,4 B |
| 2-May-14 | 40,9 \pm 0,3 AB | 88,9 \pm 1,8 B | 39,9 \pm 0,2 AB | - | - | 88,0 \pm 1,6 A | 72,5 \pm 1,0 A |
| 4-Jun-14 | 39,2 \pm 0,2 BC | 94,3 \pm 0,3 A | 34,7 \pm 0,2 C | - | - | 80,1 \pm 2,3 B | 46,1 \pm 0,1 DE |
| ----- Ponto Foz ($\mu\text{S cm}^{-1}$) ----- | | | | | | | |
| 28-Oct-13 | 81,5 \pm 1,0 AB | 90,4 \pm 0,4 C | 48,7 \pm 0,1 C | 102,7 \pm 0,2 BC | 87,0 \pm 0,1 C | - | 65,3 \pm 0,3 C |
| 4-Dec-13 | 67,9 \pm 0,1 D | 83,8 \pm 0,2 D | 49,4 \pm 0,2 C | 89,9 \pm 0,1 E | 67,7 \pm 0,1 E | 63,5 \pm 0,1 E | 64,2 \pm 1,2 C |
| 4-Jan-14 | 14,7 \pm 0,0 E | 98,9 \pm 0,2 B | 56,5 \pm 0,1 A | 100,1 \pm 0,3 CD | 81,9 \pm 0,2 D | 64,6 \pm 1,6 DE | 60,1 \pm 0,1 D |
| 4-Feb-14 | 6,5 \pm 0,2 F | 90,3 \pm 0,6 C | 51,7 \pm 0,1 BC | 97,1 \pm 0,1 D | 88,2 \pm 0,3 C | 65,6 \pm 0,1 DE | 78,6 \pm 2,4 A |
| 7-Mar-14 | 78,4 \pm 0,3 BC | - | 51,3 \pm 0,2 BC | 97,0 \pm 1,5 D | 88,0 \pm 0,5 C | 67,3 \pm 0,1 D | 74,9 \pm 0,3 AB |
| 11-Apr-14 | 80,4 \pm 0,1 B | 88,2 \pm 0,1 C | 54,2 \pm 0,1 AB | - | 107,5 \pm 0,1 A | 75,1 \pm 0,1 B | 74,4 \pm 0,1 B |
| 2-May-14 | 83,8 \pm 0,4 A | 105,3 \pm 0,2 A | 57,6 \pm 1,3 A | 114,7 \pm 1,8 A | 94,8 \pm 1,3 B | 91,7 \pm 3,2 A | 96,5 \pm 0,5 A |
| 4-Jun-14 | 76,5 \pm 0,1 BC | 96,9 \pm 0,1 B | 48,7 \pm 0,1 C | 104,9 \pm 0,1 B | 86,3 \pm 0,2 C | 71,2 \pm 0,1 C | 67,1 \pm 0,3 C |

Médias seguidas de letras iguais nas colunas não apresentam diferença significativa a 5% de probabilidade de erro pelo teste de Tukey.

Tabela 56. pH em águas superficiais de bacias hidrográficas da região de Quinze de Novembro, RS, - Comparação entre as datas de coleta

| Data | pH - Bacia | | | | | | |
|---------------------------------|---------------|---------------|----------------|---------------|----------------|---------------|----------------|
| | DRS | MAN | SAN | LEA | SCH | ALI | TIE |
| ----- Ponto Intermediário ----- | | | | | | | |
| 28-Oct-13 | 5,9 ± 0,06 B | 5,9 ± 0,04 C | 7,2 ± 0,12 AB | - | - | 6,4 ± 0,06 B | 6,3 ± 0,06 A |
| 4-Dec-13 | 5,8 ± 0,05 B | 6,5 ± 0,08 B | 6,3 ± 0,63 C | - | - | 6,6 ± 0,01 AB | 6,7 ± 0,01 A |
| 4-Jan-14 | 6,9 ± 0,05 A | 7,2 ± 0,02 A | 7,6 ± 0,07 A | - | - | 7,0 ± 0,04 A | - |
| 4-Feb-14 | 4,9 ± 0,10 C | 5,8 ± 0,06 C | 6,5 ± 0,13 C | - | - | 6,5 ± 0,06 AB | - |
| 7-Mar-14 | 5,5 ± 0,13 B | 6,3 ± 0,13 BC | 6,6 ± 0,09 BC | - | - | 6,2 ± 0,02 B | 6,4 ± 0,04 A |
| 11-Apr-14 | 6,5 ± 0,21 A | 5,8 ± 0,08 C | 6,2 ± 0,02 C | - | - | 6,4 ± 0,04 B | 6,6 ± 0,01 A |
| 2-May-14 | 6,8 ± 0,35 A | 6,2 ± 0,08 BC | 6,4 ± 0,02 C | - | - | 6,7 ± 0,02 AB | 6,5 ± 0,05 A |
| 4-Jun-14 | 6,5 ± 0,21 A | 5,8 ± 0,08 C | 6,2 ± 0,02 C | - | - | 6,4 ± 0,04 B | 6,6 ± 0,01 A |
| ----- Ponto Foz ----- | | | | | | | |
| 28-Oct-13 | 6,0 ± 0,06 C | 6,0 ± 0,12 C | 7,1 ± 0,12 B | - | 6,8 ± 0,06 BC | 6,8 ± 0,10 BC | - |
| 4-Dec-13 | 6,8 ± 0,10 B | 6,4 ± 0,03 BC | 6,52 ± 0,06 CD | 6,8 ± 0,02 B | 8,4 ± 0,08 A | 7,7 ± 0,05 A | 6,7 ± 0,02 ABC |
| 4-Jan-14 | 6,9 ± 0,03 B | 7,2 ± 0,02 A | 7,7 ± 0,07 A | 7,8 ± 0,08 A | 7,2 ± 0,04 B | 7,2 ± 0,03 AB | 7,0 ± 0,01 A |
| 4-Feb-14 | 7,2 ± 0,01 AB | 6,0 ± 0,06 C | 6,7 ± 0,07 BCD | 6,5 ± 0,09 BC | 6,3 ± 0,17 CD | 6,7 ± 0,02 C | 6,8 ± 0,12 AB |
| 7-Mar-14 | 6,8 ± 0,12 B | 6,7 ± 0,08 AB | 6,9 ± 0,07 BC | 6,9 ± 0,06 B | 6,7 ± 0,04 BCD | 5,0 ± 0,16 D | 6,2 ± 0,14 C |
| 11-Apr-14 | 5,8 ± 0,06 C | 6,0 ± 0,03 C | 6,2 ± 0,05 D | 6,2 ± 0,06 C | 6,2 ± 0,04 D | 6,4 ± 0,02 C | 6,5 ± 0,02 ABC |
| 2-May-14 | 7,6 ± 0,35 A | 6,5 ± 0,05 BC | 6,8 ± 0,04 BCD | 6,5 ± 0,03 BC | - | 6,4 ± 0,01 C | 6,3 ± 0,10 BC |
| 4-Jun-14 | 5,8 ± 0,06 C | 6,0 ± 0,03 C | 6,2 ± 0,05 D | 6,2 ± 0,06 C | 6,2 ± 0,04 D | 6,4 ± 0,02 C | 6,5 ± 0,02 ABC |

Médias seguidas de letras iguais nas colunas não apresentam diferença significativa a 5% de probabilidade de erro pelo teste de Tukey.

7 SÍNTESE DOS IMPACTOS AMBIENTAIS OBSERVADOS

A região de Quinze de Novembro possui potencial produtivo de grãos, com atividades agropecuárias presentes em diversos níveis tecnológicos, as quais apresentam variável nível de risco de impacto ambiental. Essa região caracteriza-se por ser predominantemente agrícola, com mais de 80% da área dos municípios sob cultivo intensivo ou exploração pecuária.

Apesar da autoproclamada utilização do Sistema PD por parte dos agricultores, durante os levantamentos de campo, principalmente, no período do inverno, foi observado muitas áreas sendo gradeadas (Figuras 32, 33, 34, 35), assim como áreas cultivadas morro abaixo e áreas com remoção de terraços.



Figura 32. Área de lavoura manejada com gradagem na região de Quinze de Novembro, 2014.



Figura 33. Área de potreiro sendo manejada com gradagem na região de Quinze de Novembro, 2014.



Figura 34. Área cultivada com milho para silagem sendo manejada com gradagem na região de Quinze de Novembro, 2014.



Figura 35. Área cultivada com gramínea perene sendo manejada com gradagem na região de Quinze de Novembro, 2014.

Adicionalmente, muitas lavouras são cultivadas sob monocultura de soja e/ou com baixa diversidade de culturas. Isso normalmente pode resultar em baixo acúmulo de matéria orgânica no solo e dificultar a melhoria da estrutura do solo, principalmente, pela ausência de sistemas radiculares diferentes ao longo do tempo. No entanto, as culturas utilizadas nas áreas agrícolas da região de Quinze de Novembro têm produzido altas quantidades de fitomassa o que tem garantido bom índice de cobertura do solo e auxiliado na conservação do solo. Apesar disso, um sistema de manejo, como o que vem sendo realizado, possui limitações a manutenção da conservação do solo e água. A baixa diversidade de culturas, no sistema de rotação, e o monocultivo da soja, estão entre os principais responsáveis por essas limitações.

Os indicadores agropecuários e ambientais propostos para a região de Quinze de Novembro não indicaram alta pressão ambiental oriunda da agricultura, suinocultura e bovinocultura leiteira, quando se considerou a escala municipal. No entanto, ficou claro, que, para escala municipal, há limitações para a identificação de impactos ambientais locais. Ao utilizar uma escala mais detalhada, de bacias hidrográficas e de gleba agrícola, ficou evidente que existem pontos em toda a região com alta pressão dessas atividades, principalmente, a bovinocultura e a suinocultura. Alguns dos principais problemas observados foram altas doses de DLS aplicados nas áreas

agrícolas, ocorrendo áreas como recebimento de mais de $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, alta densidade de bovinos nas pastagens, o que possivelmente tem causado compactação do solo e aumento do escoamento superficial, o que tem colaborado para degradar a qualidade das águas superficiais.

Outro problema observado foi a grande quantidade de áreas consideradas de preservação permanente e que estão degradadas. A presença de vegetação na zona ripária poderia reduzir o escoamento superficial das águas das chuvas e, conseqüentemente, grande quantidade de sedimentos e nutrientes que alcançam os curso d'água. No entanto, muitas áreas de APP, além de serem degradadas estavam sendo utilizadas com bovinos, assim como, muitas áreas foram degradadas por esse uso (Figuras 36, 37 e 38).



Figura 36. Área degradada pela bovinocultura em uma bacia hidrográfica na região de Quinze de Novembro, 2013.



Figura 37. Área de preservação permanente degradada pela bovinocultura em uma bacia hidrográfica na região de Quinze de Novembro, 2013.



Figura 38. Local de acesso de bovinos ao curso d'água de uma bacia hidrográfica na região de Quinze de Novembro, 2013.

Como consequência dessa pressão ambiental das atividades agropecuárias foi observado degradação da qualidade das águas superficiais das bacias hidrográficas analisadas. Apesar de, alguns indicadores não terem sido identificados com os seus teores alterados em algumas bacias, como por exemplo, para o nitrato em todas as bacias, e a DBO_5 nas bacias SAN e LEA,

outros indicadores mostraram-se bastante problemáticos em todas as bacias, a exemplo, os teores de coliformes fecais e *E. Coli*, em todas as bacias. Além disso, em geral, todas as bacias apresentaram teores de P solúvel acima do limite de $0,01 \text{ mg L}^{-1}$, na maioria das datas de coleta, o que configura algum risco de eutrofização das águas superficiais.

Entre os indicadores, agropecuários e ambientais, propostos em todos os estudos, apresentados nesta tese, os que se destacaram na identificação de risco de impacto ambiental e/ou, pressão ambiental das atividades agropecuárias foram: rotação de culturas (RC) e diversidade de culturas utilizadas em rotação (DC), para a avaliação da qualidade do Sistema Plantio Direto (SPD), com vistas a conservação do solo e da água; densidade de bovinos na área com bovinos das bacias (IB10), proporção das bacias de área consolidada a ser recuperada (IB15), proporção das bacias de área consolidada a recuperar com DLS (IB16), proporção das bacias de área consolidada a recuperar com bovinos (IB17), área de APP original de 5 m das bacias que requerem recuperação ambiental (IBS6), mostraram-se capazes de identificar locais de alto risco a degradação da qualidade de águas superficiais e pressão ambiental da agricultura e bovinocultura em bacias hidrográficas; taxa de aplicação de DLS nas glebas (IG1), classificação da gleba quanto a resistência à degradação pela aplicação de DLS (IG2), distância entre os limites da gleba com aplicação de DLS e o curso d'água mais próximo (IG5), mostraram-se eficientes, para a identificação da pressão ambiental da suinocultura, mas, apenas, em escala detalhada (de gleba agrícola). Para a agricultura, suinocultura e bovinocultura, nenhum indicador mostrou-se eficiente, em escala municipal.

Alguns dos indicadores propostos, principalmente, indicadores agropecuários, já vêm sendo utilizados no licenciamento ambiental, a exemplo, IG1 e IG5, porém, os indicadores ambientais associados a zona ripária e áreas de preservação permanente, irão agregar e qualificar imensamente o Licenciamento.

Em um estudo de pressão ambiental, de atividades agropecuárias, em outra região ou local (semelhante a Quinze de Novembro), os indicadores listados acima, poderiam ser utilizados, como forma simplificada a todos os indicadores propostos nesse estudo, e, com perspectivas de bons resultados.

No entanto, é possível, que em uma condição de paisagem, relevo e clima diferentes, ocorram variações entre os indicadores mais indicados para a avaliação do risco de impacto ambiental. Apesar disso, essa lista simplificada, demanda levantamento de dados, que não exigem trabalho de laboratório, o qual tem custo alto e, muitas vezes, com necessidade de longo período de tempo, mas sim, dados obtidos em conversas com os produtores e percorrimento das estradas vicinais da região, de baixo custo, e, trabalho de escritório com conhecimento básico de geoprocessamento.

O refinamento e a validação destes indicadores em outros municípios, permitirão a consolidação de um protocolo, especialmente explícito, para a avaliação da pressão ambiental dessas atividades, considerando cenários futuros de expansão das mesmas, o que será de grande utilidade para os órgãos licenciadores municipais ou estaduais. Em especial para a suinocultura, os indicadores suinícolas, os mapas e tabelas produzidos, podem facilitar a identificação de risco de impacto ambiental com a implantação de uma nova instalação ou a ampliação de uma existente.

8 CONCLUSÃO

A avaliação da qualidade do sistema plantio direto, com vistas a conservação do solo e água, em Quinze de Novembro, foi realizada por meio de indicadores associados aos princípios desse sistema de manejo. Para essa região, o uso e manejo do solo para a produção de grãos, tem sido realizado com o monocultivo de soja, no verão, e, baixa diversidade de culturas em rotação, no inverno, o que oferece risco a conservação do solo e da água.

Os indicadores ambientais e agropecuários propostos nesse estudo possibilitaram identificar e mapear áreas de alto risco de impactos ambientais em função das atividades agropecuárias, e, portanto, podem ser utilizados pelos profissionais do licenciamento ambiental, especialmente da suinocultura, como ferramenta de apoio ao licenciamento. No entanto, ficou claro, que é importante, considerar a escala de avaliação. A escala de bacia hidrográfica, ou mais detalhada, como gleba agrícola, possibilitou a identificação de risco potencial dessas atividades, o que não foi visualizado, claramente, em escala municipal.

A zona ripária das bacias hidrográficas avaliadas estavam em grande parte degradadas, e isso, ocorreu em função das atividades agropecuárias, especialmente a agricultura e bovinocultura. Essa degradação refletiu nos indicadores de qualidade da água. Todas as bacias estudadas apresentaram alterações de pelo menos um dos indicadores de qualidade das águas, sendo que as bacias apresentaram altos teores de coliformes fecais, *E. Coli* e fósforo solúvel e baixos teores de nitrato nas águas superficiais. Medidas curativas e preventivas podem ser tomadas para mitigar as transferências de contaminantes das áreas agrícolas para os cursos d'água.

9 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados obtidos sugerem a necessidade de ações mitigatórias, muitas das quais já estariam contempladas na implementação dos PRA previstos no novo CF, mas ainda sem data de início.

Mesmo assim, considerando as possíveis causas de degradação da qualidade das águas superficiais apresentadas anteriormente, sugere-se as práticas listadas abaixo, como alternativas para mitigar os impactos ambientais observados.

1. Instalar bebedouros, para o gado leiteiro nas pastagens, pois isso proporcionaria aos animais água de melhor qualidade e mais conforto, pois a fonte de água está mais próxima do piquete. Isso evitaria naturalmente que os animais se deslocassem até o curso d'água para dessedentação.
2. Isolamento das áreas de APP, ao longo das drenagens das bacias, com cercas e impedir o acesso dos animais aos cursos d'água. Isso evitaria a defecação dos animais dentro das águas e no entorno, assim como evitaria a degradação dos taludes pelo trânsito dos animais.
3. Nas propriedades com intensificação da bovinocultura leiteira, evitar o pastejo do gado nas pastagens, quando o solo estiver com umidade muito alta, o que pode compactar o solo.
4. Práticas de conservação do solo, complementares aos Plantio Direto, como cultivo em nível e terraços, devem ser utilizadas para reduzir as perdas de solo e água, assim como o transpor de nutrientes e contaminantes para os corpos hídricos.
5. Aumentar a rotação de culturas nas áreas agrícolas, o que, em função dos diferentes tipos de sistemas radiculares, aumentaria a estruturação do solo e a infiltração de água e reduziria o escoamento superficial, o

qual pode causar erosão. Além disso, melhorando essas características, melhora-se a fertilidade do solo e obtém-se mais rendimento de matéria seca e cobertura do solo, o que reduz também, o escoamento superficial.

6. Recuperar as áreas de APP degradadas em pelo menos 5 m, como preconiza o Código Florestal, poderia reduzir grande parte dos contaminantes oriundos das lavouras e que alcançam os cursos hídricos.
7. Aplicar os dejetos líquidos de suínos em doses moderadas, incorporado ao solo, com base nas recomendações de adubação para as necessidades das culturas e dos solos. Isso evitaria o grande aumento dos nutrientes, como P e N na superfície dos solos, e consequente transporte até as águas superficiais, com o escoamento superficial, e possibilitaria que mais áreas pudessem ser fertilizadas com esse fertilizante orgânico.

Os indicadores agropecuários, ambientais e de qualidade das águas utilizados nesse estudo, mostraram-se eficientes para atender os objetivos propostos, porém, os indicadores de qualidade das águas e as medidas de vazões foram realizadas com uma frequência mensal, criando limitações à análise dos dados, principalmente com relação à variação temporal. A precipitação pluviométrica, por exemplo, tem efeito sobre a qualidade das águas em um período que varia entre horas até dias, mas perde importância em um período mensal.

10 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABICHEQUER, A. D.; BASSI, L. **Monitoramento Ambiental de Microbacias Hidrográficas do Programa RS Rural**. Porto Alegre, FEPAGRO, 2005, 28p.

AGUIAR Jr., T. R.; RASERA, K.; PARRON, L. M.; BRITO, A. G.; FERREIRA, M. T. Nutrient removal effectiveness by riparian buffer zones in rural temperate watersheds: The impact of no-till crops practices. **Agricultural water management**, v. 149, p. 74-80, 2015.

AITA, C. Dinâmica do nitrogênio no solo durante a decomposição de plantas de cobertura: efeito sobre a disponibilidade de nitrogênio para a cultura em sucessão. In: SBCS – Núcleo regional sul. **Atualização em recomendação de adubação e calagem – Ênfase em plantio direto**. Santa Maria, RS. 1997, p. 76-111.

ALBUQUERQUE, J. A.; REINERT, D. J.; FIORIN, J. E.; RUEDELL, J.; PETRERE, C.; FONTINELLI, F. Rotação de culturas e sistemas de manejo do solo: efeito sobre a forma da estrutura do solo ao final de sete anos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 19, p. 115-119, 1995.

ALBUQUERQUE, J. A.; SANGOI, L. & ENDER, M. Efeitos da integração lavoura-pecuária nas propriedades físicas do solo e características da cultura do milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 25, p.717-723, 2001.

ALBUQUERQUE, J. A.; FLUENTE, C.; BERNAL, M. P. Chemical properties of anaerobic digestates affecting C and N dynamics in amended soils. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 160, p. 15-22, 2012.

ALLEGRETTI, G.; SCHMIDT, V.; MACHADO, J. A. D. Sustentabilidade na suinocultura de terminação: indicadores ambientais de desempenho em um município gaúcho. **Ciência e Natura**, Santa Maria, v.36 Ed. Especial II, p. 677-684, 2014.

ALLEN, B. L.; MALLARINO, A. P. Effect of liquid swine manure rate, incorporation, and timing of rainfall on phosphorus loss with surface runoff. **Journal Environmental Quality**, Madison, v. 37, p. 125-137, 2008.

ALVARENGA, R. C.; CABEZAS, W. A. L.; CRUZ, J. C.; DERLI PRUDENTE SANTANA, D. P. Plantas de cobertura de solo para sistema plantio direto. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v. 22, n. 208, p. 25-36, 2001.

ALVAREZ-COBELAS, M.; ANGELER, D. G.; SAÑCHEZ-CARRILLO, S. Export of nitrogen from catchments: A worldwide analysis. **Environmental Pollution**, v. 156, p. 261-269, 2008.

ALVES, I. C. C.; EI-ROBRINI, M.; SANTOS, M. L. S.; MONTEIRO, S. M.; BARBOSA, L. P. F.; GUIMARÃES, J. T. F. Qualidade das águas superficiais e avaliação do estado trófico do Rio Arari (Ilha de Marajó, norte do Brasil). **Acta Amazonica**, v. 42, n. 1, p. 115-124, 2012.

ANAMI, M. H.; SAMPAIO, S. C.; SUSZEK, M.; GOMES, S. D.; QUEIROZ, M. M. F. Deslocamento miscível de nitrato e fosfato proveniente de água residuária da suinocultura em colunas de solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 12, n. 1, p. 75-80, 2008.

ANBUMOZHI, V.; RADHAKRISHNAN, J. YAMAJI, E. Impact of riparian buffer zones on water quality and associated management considerations. **Ecological Engineering**, v. 24, p. 517-523, 2005.

ANDREOLLA, V. R. M.; **Integração lavoura-pecuária: atributos físicos do solo e produtividade das culturas do feijão e milho**. 2010. 120 f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós Graduação em Agronomia, setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2010.

ANGERS, D. A.; CHANTIGNY, M. H.; MACDONALD, J. D.; ROCHETTE, P.; CÔTE, D. Differential retention of carbon, nitrogen and phosphorus in grassland soil profiles with long-term manure application. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Amsterdam, v. 86, p. 225-229, 2010.

ANGHINONI, I.; MORAES, A.; CARVALHO, P. C. F.; SOUZA, E. D.; CONTE, O.; LANG, C. R. Benefícios da integração lavoura-pecuária sobre a fertilidade do solo em sistema plantio direto. In: Da Fonseca, A.F.; Caires, E.F.; Barth, G. **Fertilidade do solo e nutrição de plantas no sistema plantio direto**. AEACG/Inpag: Ponta Grossa, 2011.

APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20 ed. Washington, 1995.

APHA - American Public Health Association, American Water Works Association, and Water Environment Federation. **Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater**, 21 ed, American Public Health Association, 2005.

ARAÚJO NETO, J. R.; SALES, M. M.; MEIRELES, A. C. M.; PALÁCIO, H. A. Q. Modelagem da estrutura iônica das águas superficiais de reservatórios da bacia Metropolitana do Ceará, Brasil usando regressão linear múltipla. **Revista Agro@mbiente**, v. 8, n. 1, p. 29-38, 2014.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **Water quality for agriculture**. 3rd. ed. Rome:FAO, 1994. 174p. (FAO. Irrigation and Drainage Paper, 29).

BAGGIO, C.; CARVALHO, P. C. F.; SILVA, J. L. S.; ANGHINONI, I.; LOPES, M. L. T.; THUROW, J. M. Padrões de deslocamento e captura de forragem por novilhos em pastagem de azevém-anual e aveia-preta manejada sob diferentes alturas em sistema de integração lavoura-pecuária. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 38, n. 2, p. 215-222, 2009.

BAGSHAW, C. S. **Factors influencing direct deposition of cattle fecal material in riparian zones**. MAF Technical Paper n. 19. New Zealand Ministry of Agriculture and Forestry, New Zealand, 2002.

BALBINOT JUNIOR, A. A.; PELISSARI, A.; MORAES, A. de; DIECKOW, J.; VEIGA, M. da. Integração lavoura-pecuária: intensificação de uso de áreas agrícolas. **Ciência Rural**, v. 39, n. 6, 2009.

BALL, D. M.; HOVELAND, C. S.; LACEFIELD, G. D. Southern forages. In **Modern Concepts for Forage Crop Management**. 3rd ed. Norcross, Ga.: Potash and Phosphate Institute and the Foundation for Agronomic Research, 2002.

BARNI, N. A.; FREITAS, J. M. O.; MATZENAUER, R.; TOMAZZI, D. J. ZANOTELLI, V.; ARGENTA, G.; SECHIN, J.; TIMM, P. J.; DIDONÉ, I. A.; HILEBRAND, G.; BUENO, A. C.; RIBEIRO, S. S. **Plantas recicladoras de nutrientes e de proteção do solo, para uso em sistemas equilibrados de produção agrícola**. Fundação Estadual de Pesquisa Agropecuária, FEPAGRO, Boletim Fepagro, n. 12, 2003.

BASTHOLM, S.; WAHLSTROM, L.; BJERGBAEEK, L. A.; PETER ROSLEV, P. A simple bioluminescence procedure for early warning detection of coliform bacteria in drinking water. **World Journal of Microbiology and Biotechnology**, v. 24, p. 2323-2330, 2008.

BATTISTELA, V. **História de Tapera**. Não-Me-Toque: Santo Antônio, 1972. 233p.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Dinâmica e função da matéria orgânica. In: SANTOS, G.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo**, 2.ed. Porto Alegre, Metrópole, 2008. p.7-18.

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

BERTOL, O. J.; RIZZI, N. E.; FAVARETTO, N.; LANA, M. C. Phosphorus loss by surface runoff in no-till system under mineral and organic fertilization. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 67, n. 1, p. 71-77, 2010.

BOCKSTALLER, C.; GIRARDIN, P. How to validate environmental indicators. **Agricultural Systems**, v. 76, p. 639-653, 2003.

BOLINDER, M. A.; ANGERS, D. A.; DUBUC, J. P. Estimating shoot to root ratios and annual carbon inputs in soils for cereal crops. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 63, p. 61-66, 1997.

BORDIN, R. A.; PEREIRA, C. A. D.; EBOLI, M.; ARTILHEIRO, R.; FREITAS, C. A produção de dejetos e o impacto ambiental da suinocultura. **Revista de Ciências Veterinárias**, Valinhos, v. 3, n. 3, p. 1-4, 2005.

BORIN, M.; VIANELLO, M.; MORARI, F.; ZANIN, G. Effectiveness of buffer strips in removing pollutants in runoff from a cultivated field in North-East Italy. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 105, p. 101-114, 2005.

BRASIL. Lei nº 4771/65 de 15 de setembro de 1965. **Código florestal brasileiro**. Brasília. Disponível em: <<http://www.jusbrasil.com.br/legislacao/103345/codigo-florestal-lei-4771-65>>. Acesso em: 28 fev. 2013.

BRASIL. Lei nº 6938/81 de 31 de agosto de 1981. **Lei da política nacional do meio ambiente**. Disponível em: <<http://www.ecologia.dbi.ufla.br/site%20ecoaplicada/legisla%C3%A7%C3%A3o/LEI%20N%C2%BA%206938-1981.htm>>. Acesso em: 03 fev. 2012.

BRASIL. Lei nº 9.433/97 de 8 de janeiro de 1997. **Política Nacional de Recursos Hídricos**. Brasília. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9433.htm> . Acesso em: 28 fev. 2013.

BRASIL. Lei nº 12651/12 de 25 de maio de 2012. 2012a. **Código Florestal Brasileiro**. Brasília. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm>. Acesso em: 28 fev. 2013.

BRASIL. **Decreto nº 7.830 de 7 de outubro de 2012**. 2012b. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Decreto/D7830.htm>. Acesso em: 11 jan. 2016.

BRASIL. **Decreto nº 8.235 de 5 de maio de 2014**. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2014/Decreto/D8235.htm>. Acesso em: 11 jan. 2016.

BROETTO, T. **Atributos de solos e de águas superficiais em áreas da região de Quinze de Novembro (RS) com aplicação continuada de dejetos líquidos de suínos**. 2012. 98 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2012.

BROETTO, T.; TORNQUIST, C. G.; BAYER, C.; CAMPOS, B. C.; MERTEN, C. G.; WOTTRICH, B. Soils and surface waters as affected by long-term Swine slurry application in oxisols of southern Brazil. **Pedosphere**, v. 24, n. 5, p. 585-594, 2014.

BURT, C.; BACHOON, D. S.; MANOYLOV, K.; SMITH, M. The impact of cattle farming best management practices on surface water nutrient concentrations, faecal bacteria and algal dominance in the Lake Oconee watershed. **Water and Environment Journal**, v. 27, p. 207-215, 2013.

CALLISTO, M.; FERREIRA, W. R.; MORENO, P.; GOULART, M.; PETRUCIO, M. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 34, p. 91-97, 2002.

CAMPOS, B. C.; REINERT, D. J.; NICOLODI, R.; RUEDELL, J.; PETRERE, C. Estabilidade estrutural de um Latossolo Vermelho-Escuro distrófico após sete anos de rotação de culturas e sistemas de manejo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 19, p. 121-126, 1995.

CAMPOS, B. H. C.; AMADO, T. J. C.; TORNQUIST, C. G.; NICOLOSO, R. S.; FIORIN, J. E. Long-term C-CO₂ emissions and carbon crop residue mineralization in an oxisol under different tillage and crop rotation systems. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, p. 819-832, 2011.

CARPENTER, S. R.; CARACO, N. F.; CORRELL, D. L.; HOWARTH, R. W.; SHARPLEY, A. N.; SMITH, V. H. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. **Ecological Applications**, v. 8, p. 559-568, 1998.

CARVALHO, T. M. Técnicas de medição de vazão por meios convencionais e não convencionais. **Revista Brasileira de Geografia Física**, Recife, v. 1, n. 1, p. 73-85, 2008.

CEEE. **Plano de uso e ocupação do solo no entorno do reservatório da UHE Passo Real**. Porto Alegre, 2010. 262 p.

CERETTA, C. A.; BASSO, C. B.; HERBES, M. G.; POLETTO, N.; SILVEIRA, M. J. Produção e decomposição de fitomassa de plantas invernais de cobertura de solo e milho, sob diferentes manejos da adubação nitrogenada. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 32, n. 1, p. 49-54, 2002.

CERETTA, C. A.; BASSO, C. J.; VIEIRA, F. C. B.; HERBES, M. G.; MOREIRA, I. C. L.; BERWANGER, A. L. Dejeito líquido de suínos: I - Perdas de nitrogênio e fósforo na solução escoada na superfície do solo, sob plantio direto. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 35, n. 6, p. 1296-1304, 2005.

CERETTA, C. A.; LORENSINI, F.; BRUNETTO, G.; GIROTTO, E.; GATIBONI, L. C.; LOURENZI, C. R.; TIECHER, T. L.; CONTI, D. L.; TRENTIN, G.; MIOTTO, A. Frações de fósforo no solo após sucessivas aplicações de dejetos de suínos em plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 45, n. 6, p. 593-602, 2010.

CHAER, G. M. Métodos de integração de indicadores para avaliação da qualidade do solo. In: PRADO, R. B.; TURETTA, A. P. D.; ANDRADE, A. G.

Manejo e conservação do solo e da água no contexto das mudanças ambientais. Rio de Janeiro, EMBRAPA, 2010, p. 309-324.

COGO, N. P. **Effect of residue cover, tillage induced-roughness, and slope length on erosion and related parameters.** 1981. 346p. Tese (Doutorado) West Lafayette, Purdue University, 1981.

COGO N. P.; LEVIEN, R.; SCHWARZ, R. A. Perdas de solo e água por erosão hídrica influenciadas por métodos de preparo, classes de declive e níveis de fertilidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, p. 743-753, 2003.

COLLINS, R.; ELLIOTT, S.; ADAMS, R. Overland flow delivery of faecal bacteria to a headwater pastoral stream. **Journal of Applied Microbiology**, v. 99, n. 1, p. 126-132, 2005.

CONAMA. Resolução n. 357, de 17 de março de 2005. **Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.** Brasília. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/index.cfm>>. Acesso em: 28 fev. 2014.

CONAMA. Resolução n. 420, de 28 de dezembro de 2009. **Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas.** Brasília. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/index.cfm>>. Acesso em: 02 fev. 2014.

CONSEMA. Resolução n.102, de 24 de maio de 2005. **Dispõe sobre os critérios para o exercício da competência do Licenciamento Ambiental Municipal, no âmbito do Estado do Rio Grande do Sul.** Porto Alegre. Disponível em: <www.fepam.rs.gov.br/consema/Res102-05.pdf>. Acesso em: 02 fev. 2014.

CORCÓVIA, J. A.; CELLIGOI, A. Avaliação preliminar da qualidade da água subterrânea de Ibiporã-PR. **Revista de estudos ambientais**, v. 14, n. 2, p. 39-48, 2012.

CPRM - COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS. Diretoria de Geologia e Recursos Naturais – DGM. **Projeto Mapas estaduais – PME:** Mapa Geológico do Estado do Rio Grande do Sul. Superintendência regional de Porto Alegre. 2005. Escala: 1:750.000.

CRANE, S. R.; MOORE, J. A. Modeling enteric bacterial die-off: A review. **Water, Air, Soil Pollution**, v. 27, n. 3-4, p. 411 – 439, 1986.

CUNHA, D. G. F.; DODDS, W. K.; CALIJURI, M. C. Defining Nutrient and Biochemical Oxygen Demand Baselines for Tropical Rivers and Streams in São Paulo State (Brazil): A Comparison Between Reference and Impacted Sites. **Environmental Management**, v. 48, p. 945-956, 2011.

DENARDIN, J. E.; KOCHHANN, R. A.; BERTON, A.; TROMBETTA, A.; FALCÃO, H. Terraceamento em Plantio Direto. Passo Fundo: Embrapa Trigo, 1999. (Embrapa Trigo. Comunicado Técnico Online, 8). Acessado em 31 de mar de 2015. Disponível em: <http://www.cnpt.embrapa.br/biblio/p_co08.htm>.

DORIOZ, J. M.; WANG, D.; POULENARD, J.; TRÉVISAN, D. The effect of grass buffer strips on phosphorus dynamics – A critical review and synthesis as a basis for application in agricultural landscapes in France. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 117, p. 4-21, 2006.

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

EGHBALL, B.; GILLEY, J. E. Phosphorus and nitrogen in runoff following beef cattle manure or compost application. **Journal of Environmental Quality**, v. 28, 1999.

EMBRAPA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Rio de Janeiro: EMBRAPA Solos, 1999. 412p.

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

ESTEVES, F. A. **Fundamentals of Limnology**. (2. Ed.). New York: Interciência. 1998, 602p.

FATMA. FUNDAÇÃO DO MEIO AMBIENTE. Instrução normativa nº 11. **Suinocultura**. Out. 2014. Disponível em: <<http://www.fatma.sc.gov.br/conteudo/instrucoes-normativas>>. Acesso em: 29 jul. 2014.

FCA. **Water quality best management practices for cow/calf operations in Florida**. Kissimmee, Fla.: Florida Cattlemen's Association. 1999.

FEPAM. **Critérios técnicos para o licenciamento ambiental de novos empreendimentos destinados à suinocultura**. Porto Alegre, FEPAM, 2014. (Norma técnica). Disponível em: <<http://www.fepam.rs.gov.br>>. Acesso em: 28 Jul. de 2014.

FERGUSON, C., HUSMAN, A. M. de R.; ALTAVILLA, N.; DEERE, D. A.; ASHBOLT, N. J. Fate and transport of surface water pathogens in watersheds. Resultados da pesquisa. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 33, n. 3, p. 299-361, 2003.

FIOREZE, C.; CERETTA, C. A.; GIACOMINI, S. J.; TRENTIN, G.; LORENSINI, F. Liberação do N em solos de diferentes texturas com ou sem adubos orgânicos. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 42, n. 7, p. 1187-1192, 2012.

FRANK, F. **Impacto agroecológico del uso de la tierra a diferentes escalas en la región pampeana de Argentina**. 2007. 176 f. Dissertação (Mestrado). Programa De Posgrado En Ciencias Agrarias - Universidad Nacional De Mar Del Plata, 2007.

GARY, H. L.; JOHNSON, S. R.; PONCE, S. L. Cattle grazing impact on surface water quality in a Colorado Front Range stream. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 38, n. 2, p.124-128, 1983.

GATIBONI, L. C.; KAMINSKI, J.; RHEINHEMER, D. S.; FLORES, J. P. C. Biodisponibilidade de formas de fósforo acumuladas em solo sob Sistema Plantio Direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p. 691-699, 2007.

GATIBONI, L. C. BRUNETTO, G.; KAMINSKI, J.; RHEINHEIMER, D. S.; CERETTA, C. A.; BASSO, C. J. Formas de fósforo no solo após sucessivas adições de dejetos líquidos de suínos em pastagem natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa v. 32, p. 1753-1761, 2008.

GEBLER, L.; BERTOL, I.; RAMOS, R.R.; LOUZADA, J.A.S.; MIQUELLUTI, D.J. Fósforo reativo: Arraste superficial sob chuvas simuladas para diferentes coberturas vegetais. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 16, n. 1, p. 99-107, 2012.

GEBLER, L. BERTOL, I.; BIASI, L. B.; RAMOS, R. R.; LOUZADA, J. A. S. Transferência superficial de fósforo reativo potencialmente contaminante por chuvas simuladas intensas. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 19, n. 4, p. 393-399, 2014.

GERBER, P. J.; STEINFELD, H. The global environmental consequences of the livestock sector's growth. In: Environmental issues at dairy farm level - Bulletin of the International Dairy Federation, 443/2010.

GIACOMINI, S. J.; AITA, C.; VENDRUSCOLO, E. R. O.; CUBILLA, M.; NICOLOSO, R. S.; FRIES, M. R. Matéria seca, relação C/N e acúmulo de nitrogênio, fósforo e potássio em misturas de plantas de cobertura de solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, p. 325-334, 2003.

GILLES, L.; COGO, N.P.; BISSANI, C.A.; BAGATINI, T.; PORTELA, J.C. Perdas de água, solo, matéria orgânica e nutriente por erosão hídrica na cultura do milho implantada em área de campo nativo, influenciadas por métodos de preparo do solo e tipos de adubação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, p. 1427-1440, 2009.

GIRARDIN, P.; BOCKSTALLER, C.; WERF, H. V. Indicators: Tools to Evaluate the Environmental impacts of farming systems, **Journal of Sustainable Agriculture**, v. 13, n. 4, p. 5-21, 1999.

GIROTTO, E.; CERETTA, C. A.; BRUNETTO, G.; LOURENZI, C. R.; LORENSINI, F.; TIECHER, T. L.; DE CONTI, L. Perdas de nitrogênio e fósforo por escoamento superficial e percolação durante sete anos em um solo com aplicações sucessivas de dejetos líquidos de suínos In: SIMPÓSIO

INTERNACIONAL SOBRE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS DE ANIMAIS – SIGERA, 1., 2009, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis, 2009. p. 154-159.

GIROTTTO, E.; CERETTA, C.A.; BRUNETTO, G.; SANTOS, D.R.; SILVA, L.S.; LOURENZI, C.R.; LORENSINI, F.; VIEIRA, R.C.B.; SCHMATZ, R. Acúmulo e formas de cobre e zinco no solo após aplicações sucessivas de dejetos líquidos de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, n. 3, p. 955 - 965, 2010a.

GIROTTTO, E. CERETTA, C.A.; SANTOS, D.R.; BRUNETTO, G.; ANDRADE, J.G.; ZALAMENA, J. Formas de perdas de cobre e fósforo em água de escoamento superficial e percolação em solo sob aplicações sucessivas de dejetos líquidos de suínos. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 40, p. 1948 - 1954, 2010b.

GOSS, M. J.; STONEHOUSE, D. P.; GIRALDEZ, J. C. **Managing manure for dairy and swine-towards developing a decision support system**. Guelph: University of Guelph, 1996.

GRÄBER, I.; HANSEN, J. F.; OLESEN, S. E.; PETERSEN, J.; ØSTERGAARD, H. S.; KROGH, L. Accumulation of copper and zinc in danish agricultural soils in intensive pig production areas. **Geografisk Tidsskrift, Danish Journal of Geography**, Copenhagen, v. 105, n. 2, p. 15 - 22, 2005.

GROPPO, J. D.; LINS, S. R. M.; CAMARGO, P. B.; ASSAD, E. D.; PINTO, H. S.; MARTINS, S. C.; SALGADO, P. R.; EVANGELISTA, B.; VASCONCELLOS, E.; SANO, E. E.; PAVÃO, E.; LUNA, R.; MARTINELLI, L. A. Changes in soil carbon, nitrogen, and phosphorus due to land-use changes in Brazil. **Biogeosciences**, v. 12, p. 4765-4780, 2015.

GUADAGNIN, J. C.; BERTOL, I.; CASSOL, P. C.; AMARAL, A. J. Perdas de solo, água e nitrogênio por erosão hídrica em diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, p. 277 - 286, 2005.

GUIMARÃES, J. R.; NOUR, E. A. A. Tratamento de nossos esgotos: processos que imitam a natureza. **Cadernos Temáticos de Química Nova na Escola**, São Paulo, n. 1, p. 19 - 30, 2001. Edição especial.

HADLICH, G. M.; SCHEIBE, L. F. Dinâmica físico-química de águas superficiais em região de intensa criação de suínos: exemplo da bacia hidrográfica do rio Coruja-Bonito, município de Braço do Norte, SC. **Geochimica Brasiliensis**, v. 21, v. 3, p. 245-260, 2007.

HARMEL, R. D., WAGNER, K. L., MARTIN, E., GENTRY, T. J., KARTHIKEYAN, R., DOZIER, M.; COUFAL, C. Impact of poultry litter application and land use on E. coli runoff from small agricultural watersheds. **Biological Engineering**, v. 6, n. 1, p. 3-16, 2013.

HASENACK, H.; WEBER, E. (org.). **Base cartográfica vetorial contínua do Rio Grande do Sul** - escala 1:50.000. Porto Alegre, UFRGS-IB-Centro de Ecologia. 2010. 1 DVD-ROM (Série Geoprocessamento, 3). Acessado em 18

fev. 2014. Online. Disponível em: http://www.ecologia.ufrgs.br/labgeo/index.php?option=com_content&view=article&id=75&Itemid=29.

HERNANI, L. C.; FREITAS, P. L.; DENARDIN, J. E.; KOCHHANN, R. A.; DEMARIA, I. C.; LANDERS, J. N. Uma Resposta Conservacionista – o Impacto do Sistema Plantio Direto. In: CELSO VAINER MANZATTO; FREITAS JUNIOR, E.; PERES, J. R. R. **Uso Agrícola dos Solos Brasileiros**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2002, 174p.

HIGARASHI, M. M.; KUNZ, A.; OLIVEIRA, P. M. V. Redução da carga poluente – sistemas de tratamento. In: SEGANFREDO, M. A. **Gestão ambiental na suinocultura**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2007. p. 119-148.

HOFFMANN, C. C.; KJAERGAARD, C.; KAMPPA, J. U.; HANSEN, H. C. B.; KRONVANG, B. Phosphorus Retention in Riparian Buff ers: Review of Their Efficiency. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 38, p.1942 – 1955, 2009.

HUANG, J.; LI, Q.; PONTIUS Jr., R. G.; KLEMAS, V.; HONG, H. Detecting the Dynamic Linkage between Landscape Characteristics and Water Quality in a Subtropical Coastal Watershed, Southeast China. **Environmental Management**, v. 51, p. 32-44, 2013.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia E Estatística. **Folha SH.22 Porto Alegre e parte das folhas SH.21 Uruguaiana e Sl.22 Lagoa Mirim: Geologia, geomorfologia, vegetação, uso potencial da terra**. Rio de Janeiro, 1986. [CD-ROM]. (Levantamento de Recursos Naturais, 33).

IBGE. **Malha municipal digital do Brasil, situação em 2010**. Acessado em 18 fev. 2014. Online. Disponível em: <http://mapas.ibge.gov.br/bases-e-referenciais/bases-cartograficas/mapas-municipais>.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo agropecuário de 2006**. Rio de Janeiro, 2006.

IBGE. **Banco de dados – Cidades**. Disponível em: < <http://www.ibge.gov.br/home/>>. Acesso em: 8 jan 2016.

IRIAS, L. J. M.; RODRIGUES, G. S.; CAMPANHOLA, C.; KITAMURA, P. C.; RODRIGUES, I.; BUSCHINELLI, C. C. A. **Sistema de Avaliação de Impacto Ambiental de Inovações Tecnológicas nos Segmentos Agropecuário, Produção Animal e Agroindústria (SISTEMA AMBITEC)**. Jaguariúna, SP, 2004. (Circular técnica).

ITAIPU BINACIONAL; FEBRAPDP. Metodologia participativa para avaliar a qualidade do plantio direto na bacia hidrográfica Paraná III. Itaipu Binacional, 2011.

JANKAUSKAS, B.; JANKAUSKIEN, G.; FULLEN, M. A. Relationships between soil organic matter content and soil erosion severity in Albeluvisols of the Žemaiciai Uplands. **EKOLOGIJA**, v. 53, n. 1, p. 21-28, 2007.

JARVIE, H. P.; NEAL, C.; WHITERS, P. J. A. Sewage-effluent phosphorus: A greater risk to river eutrophication than agricultural phosphorus? **Science of the total environment**, v. 360, p. 246-253, 2006.

KAMPF, N.; GIASSON, E.; INDA Jr., A. V.; NASCIMENTO, P. C.; RODRIGUES, A. L. M.; ANGHINONI, M. C. M.; FERRARO, L. W.; BINOTTO, R. B.; SANBERG, J. R. D. Metodologia para classificação de solos quanto à resistência a impactos ambientais decorrentes da disposição final de resíduos. **FEPAM em Revista**, Porto Alegre, v. 2, n. 1, p. 11-17, 2008.

KANG, J.; AMOOZEGAR, A.; HESTERBERG, D.; OSMOND, D. L. Phosphorus leaching in a sandy soil as affected by organic and inorganic fertilizer sources. **GEODERMA**, v. 161, p. 194-201, 2011.

KEBEDE, W.; TEFERA, M.; HABITAMU, T.; ALEMAYEHU, T. Impact of land cover change on water quality and stream flow in lake hawassa watershed of Ethiopia. **Agricultural Sciences**, v. 5, p. 647-659, 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.

KOBIYAMA, M. Conceitos de zona ripária e seus aspectos geohidrobiológicos. **I Seminário de Hidrologia Florestal: Zonas Ripárias** – Alfredo Wagner, SC. 2003.

KOCHHANN, R. A.; DENARDIN, J. E. **Implantação e manejo do sistema plantio direto. Passo Fundo**. Embrapa Trigo, 2000. 36p. (Embrapa Trigo. Documentos, 20).

KUBO, C. T.; MATA, J. D. V.; SILVA, M. A. G.; SENGIK, E.; MUNIZ, A. S.; E EVERTON; NEIRO, S. Produtividade de soja em plantio direto em sucessão ao trigo, aveia branca, aveia preta com e sem adubação nitrogenada. **Acta Scientiarum Agronomy**, Maringá, v. 29, n. 2, p. 235-240, 2007.

KUNZ, A.; HIGARASHI, M. M.; OLIVEIRA, P. A. V. Redução da carga poluente – a questão dos nutrientes. In: SEGANFREDO, M. A. **Gestão ambiental na suinocultura**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2007. p. 103-118.

KWAK, J.; KHANG, B.; KIM, E.; KIM, H. Estimation of Biochemical Oxygen Demand Based on Dissolved Organic Carbon, UV Absorption, and Fluorescence Measurements. **Journal of Chemistry**, 2013.

LAFLEN, J. M.; AMEMIYA, M.; HINTZ, E. A. Measuring crop residue cover. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 36, n. 6, p. 341-343, 1981.

LAFRANCE, P.; CARON, E.; BERNARD, C. Impact of grass filter strips length on exported dissolved masses of metolachlor, atrazine and deethylatrazine: a four-season study under natural rain conditions. **Soil Use and Management**, Oxford, p. 1 - 11, 2012.

LARSEN, R. E.; MINER, J. R.; BUCKHOUSE, J. C.; MOORE, J. A. Water-quality benefits of having cattle manure deposited away from streams. **Bioresource Technology**. V. 48, n. 2, p. 113-118, 1994.

LEE, K.H.; ISENHART, T.M.; SCHULTZ, R.C. Sediment and nutrient removal in an established multi-species riparian buffer. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v. 58, n. 1, p. 1-8, 2003.

LIMA, H.; ABREU, U.; SANTOS, S.; MASSRUHÁ, S. **Análise de Indicadores Econômicos em Fazendas no Pantanal Utilizando Inferência Fuzzy: Ferramentas, Construção e Validação**. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Urbano_Abreu/publication/258219954_Analise_de_Indicadores_Econmicos_em_Fazendas_no_Pantanal_Utilizando_Inferncia_Fuzzy_Ferramentas_Construo_e_Validao_%2A/links/00b4952759a8da595c000000.pdf>. Acesso em: 8 jan 2016.

LIU, Z.; KIEFFER, J. M.; KINGERY, W. L.; HUDDLESTON, D. H.; HOSSAIN, F. Watershed modeling of dissolved oxygen and biochemical oxygen demand using a hydrological simulation **Fortran program**. **Journal of Environmental Science and Health Part A**, v. 42, p. 2023-2032, 2007

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.

MACLEOD, C.; HAYGARTH, P. A review of the significance of non-point source agricultural phosphorus to surface water. **Scope Newsletter**, n. 51, Special Edition June 2003.

MAPA. **Exportação**. Disponível em: <<http://www.agricultura.gov.br/animal/exportacao>> Acesso em 7 jan. 2016a.

MAPA. **Alimentos**. Disponível em: <<http://www.agricultura.gov.br/vegetal/exportacao/alimentos>>. Acesso em 7 jan. 2016b.

MATTIAS, J. L. **Metais pesados em solos sob aplicações de dejetos líquidos de suínos em duas microbacias hidrográficas de Santa Catarina**. 2006. 164 f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, Centro de Ciências Rurais, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2006.

MATTIAS, J. L.; CERETTA, C. A.; NESI, C. N.; GIROTTO, E.; TRENTIN, E. E.; LOURENZI, C. R.; VIEIRA, R. C. B. Copper, zinc and manganese in soils of

two watersheds in Santa Catarina with intensive use of pig slurry. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, p. 1445-1454, 2010.

MCDOWELL, R. W.; SRINIVASAN, M. S. Identifying critical source areas for water quality: 2. Validating the approach for phosphorus and sediment losses in grazed headwater catchments, New Zealand. **Journal of Hydrology**, v. 379, p. 68-80, 2009.

MEDRI, W. **Modelagem e otimização de sistemas de lagoas de estabilização para tratamento de dejetos suínos**. 1997. 206 f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Florianópolis, 1997.

MERTEN, G. H.; MINELLA, J. P. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura. **Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável**, Porto Alegre, v. 3, n. 4, 2002.

MERTEN, G. H.; MINELLA, J. P. G.; REICHERT, J. M.; MORO, M. **Implicações do uso e manejo do solo e das variações climáticas sobre os recursos hídricos**. *Tópicos em Ciência do Solo*, v. VII, p. 307-365, 2011.

MIELNICZUK, J.; BAYER, C.; VEZZANI, F. M.; LOVATO, T.; FERNANDES, F. F., DEBARBA, L. Manejo de solo e culturas e sua relação com os estoques de carbono e nitrogênio do solo. **Tópicos de Ciência do Solo**, Viçosa, v.3. p. 209-248, 2003.

MINATTI-FERREIRA, D. D.; BEAUMORD, A. C. Adequação de um protocolo de avaliação rápida de integridade ambiental para ecossistemas de rios e riachos: Aspectos físicos. **Revista Saúde e Ambiente / Health and Environment Journal**, v. 7, n. 1, 2006.

MINELLA, J. P. G.; MERTEN, G. H.; REICHERT, J. M.; SANTOS, D. R. Identificação e implicações para a conservação do solo das fontes de sedimentos em bacias hidrográficas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, n. 3, p. 1637-1646, 2007.

MINER, J. R., BUCKHOUSE, J. C.; MOORE, J. A. Will a water trough reduce the amount of time hay-fed livestock spend in the stream (and therefore improve water quality?). **Rangelands**, v.14, p. 35-38, 1992.

MIRANDA, C. R. **Avaliação de estratégias para a sustentabilidade da suinocultura**. 2005. 264 f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

MMA – Ministério do Meio Ambiente. **Instrução normativa nº 2/MMA de 06 de maio de 2014**. 2014a. Disponível em: <http://www.car.gov.br/leis/IN_CAR.pdf>. Acesso em: 11 jan 2016.

MMA – Ministério do Meio Ambiente. **Instrução normativa nº 3/MMA de 18 de dezembro de 2014.** 2014b. <<https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=27897>>. Acesso em: 11 jan 2016.

NASCIMENTO, T. S.; PEREIRA, R. O. L.; MELLO, H. L. D. COSTA, J. Metemoglobinemia: do diagnóstico ao tratamento. **Revista Brasileira de Anaesthesiologia**, Rio de Janeiro, v. 58, n. 6, 2008.

NICOLOSO, R. S.; LOVATO, T.; AMADO, T. J. ; BAYER, C.; LANZANOVA, M. E. Balanço do carbono orgânico do solo sob integração lavoura-pecuária no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 2425-2433, 2008.

NORRIS, V. The use of buffer zones to protect water quality: A Review. **Water Resources Management**, v. 7, p. 257-272, 1993.

NRCS. **Prescribed grazing. Conservation Practice Standard, Code 528.** NRCS Texas. June 2007. Washington, D.C.: USDA Natural Resources Conservation Service.

OADES, J. M.; GILLMAN, G. P.; UEHARA, G. Interactions of soil organic matter and variable-charge clays. In: COLEMAN, D. C.; OADES, J. M.; UEHARA, G. **Dynamics of soil organic matter in tropical ecosystems.** Honolulu, Hawaii: University of Hawaii Press, 1989. p. 69-95.

OBAJA, D.; MACÉ, S.; COSTA, J.; SANS, C.; MATA-ALVAREZ, J. Nitrification, denitrification and biological phosphorus removal in piggery wastewater using a sequencing batch reactor. **Bioresource Technology**, Essex, v. 87, p. 103 - 111, 2003.

PELEGRINI, J. B. R. **Fósforo na água e no sedimento na microbacia do Arroio Lino – Agudo – RS.** 2005. 85 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, Centro de Ciências Rurais, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2005.

PELLERIN, B. A., WOLLHEIM, W. M., HOPKINSON, C. S., WILLIAMS, M. R., VOËROËSMARTY, C.J., DALEY, M. L. Role of wetland and developed land use on dissolved organic nitrogen concentrations and DON/TDN in northeastern US rivers and streams. **Limnology and Oceanography**, v. 49, p. 910-918, 2004.

PIETOLA, L.; HORN, R.; YLI-HALLA, M. Effects of trampling by cattle on the hydraulic and mechanical properties of soil. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 82, p. 99-108, 2005.

PIVELI, R P.; KATO, M. T. **Qualidade das Águas e Poluição: Aspectos Físico-Químicos.** São Paulo: ABES, 2006.

POUDEL, D. D; LEE, T.; SRINIVASAN, R.; ABBASPOUR, K.; JEONG, C.Y. Assessment of seasonal and spatial variation of surface water quality, identification of factors associated with water quality variability, and the modeling of critical nonpoint source pollution areas in an agricultural watershed. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 68, n. 3, 2003.

POUDEL, D. D.; JEONG, C. Y.; DERAMUS, A. Surface run-off water quality from agricultural lands and residential areas. **Outlook on Agriculture**, v. 39, n. 2, p. 95-05, 2010.

POUDEL, D. D.; LEE, T.; SRINIVASAN, R.; ABBASPOUR, K.; JEONG, C. Y. Assessment of seasonal and spatial variation of surface water quality, identification of factors associated with water quality variability, and the modeling of critical nonpoint source pollution areas in an agricultural watershed. **Journal of soil and water conservation**, v. 68, n. 3, p. 155-171, 2013.

POVILAITISA, A.; SILEIKAA, A.; DEELSTRAB, J.; GAIGALISA, K.; BAIGYSA, G. Nitrogen losses from small agricultural catchments in Lithuania. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 198, p. 54-64, 2014.

RABUS, B.; EINEDER, M.; ROTH, A.; BAMLER, R. The shuttle radar topography mission - new class of digital elevation models acquired by space borne radar. **Journal of Photogrammetry & Remote Sensing**, v. 57, p. 241-262, 2003.

RAMALHO FILHO, A.; BEEK, K. J. **Sistema de avaliação da aptidão agrícola das terras**. 3.ed. rev. Rio de Janeiro: EMBRAPA-CNPQ, 1995. 65p.

RATH, S.; CANAES, L. S. Contaminação de produtos de higiene e cosméticos por n-nitrosaminas. **Química Nova**, São Paulo, v. 32, n. 8, p. 2159-2168, 2009.

REIS, C. E. S.; DICK, D. P.; CALDAS, J. S.; BAYER, C. Carbon sequestration in clay and silt fractions of Brazilian soils under conventional. **Scientia Agricola**. v. 71, n. 4, p. 292-301, 2014.

RIO GRANDE DO SUL. Lei Estadual nº 11.520/00 de 3 de agosto de 2000. **Código estadual do meio ambiente**. Disponível em: <<http://www.mp.rs.gov.br/ambiente/legislacao/id628.htm>>. Acesso em: 28 fev. 2013.

RISSATO, D. P.; BORGIO, A. P.; MOREIRA, J. P.; CONTI, A. C. M.; BAPTISTA, F.; RIBEIRO, A. B. Detecção de *Escherichia coli* em água de lavagem de carcaças de frango pelo método de reação em cadeia da polimerase (PCR). **SaBios: Revista de Saúde e Biologia**, v. 7, n. 3, p. 1 - 6, set.-dez., 2012.

SANTOS, J. B. Discussões sobre o conceito de escala e os mapeamentos de solos no Brasil. **Caminhos de Geografia**, Uberlândia v. 13, n. 44, p. 102-112, 2012.

SANTOS, M. C. L.; KLAMT, E.; KAMPF, N.; ABRÃO, P. U. R.; AZOLIM, M. A. **Levantamento e utilização dos solos do município de Ibirubá**. Porto Alegre: INCRA:Secretaria da Agricultura:Departamento de Solos da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1970.

SANTOS, M. A. A.; SCHMIDT, V.; BITENCOURT, V. C.; MAROSO, M. T. D. Esterqueiras: avaliação físico-química e microbiológica do dejetos suíno armazenado. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 27, n. 2, p. 537 - 553, 2007.

SANTOS, L. D.; MAYERLE, S. F.; CAMPOS, L. M. S. Tecnologias e sistemas de tratamento para os dejetos da suinocultura. **Revista Verde** (Pombal - PB - Brasil), v 9, n. 5 , p. 12-18, 2014.

SBCS - SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO. **Manual de adubação e de calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina**. 10. ed. Porto Alegre: SBCS. Núcleo Regional Sul, 2004. 400 p.

SCHICK, J.; BERTOL, I.; BATISTELA, O.; BALBINOT JÚNIOR, A. A. Erosão hídrica em Cambissolo Húmico Alumínico submetido a diferentes sistemas de preparo e cultivo do solo: I. Perdas de Solo e água. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 24, p. 427-436, 2000.

SEGANFREDO, M.A. Indicadores de pressão ambiental no uso de dejetos suínos como fertilizante do solo e análise de sua aplicabilidade. In: Congresso Brasileiro de Veterinários Especialistas em Suínos, 13., 2007, Florianópolis, SC. **Anais**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2007. 1 CD.

SHARPLEY, A. N., SMITH, S. I.; IONES, O. R.; BERG, W. A.; COLEMAN, G. A. The transport of bioavailable phosphorus in agricultural runoff. I. **Environmental Quality**, v. 21, p. 30-35, 1992.

SHARPLEY, A. N.; HEDLEY, M. J.; SIBBESEN, E. et al. Phosphorus transfers from terrestrial to aquatic ecosystems. In: TIESSEN, H. (Ed) **Phosphorus in the global environment**. Chichester: John Wiley & Sons, p.171-200, 1995.

SHARPLEY, A.N.; DANIEL, T.; SIMS, T.; LEMUNYON, J.; STEVENS, R. & PARRY, R. **Agricultural Phosphorus and Eutrophication**. 2.ed. Agricultural Research Service, ARS-149, 2003. 43p.

SHARPLEY AN, MCDOWELL RW, KLEINMAN PJA. Amount, forms and solubility of phosphorus in soils receiving manure. **Soil Science Society American Journal**, v. 68, p. 2048 - 2057, 2004.

SHEFFIELD, R.; MOSTAGHIMI, E.S.; VAUGHN, D.H.; COLLINS, E.R.; ALLEN, V. G. Off-stream water sources for grazing cattle as a stream bank stabilization and water quality BMP. **Transactions of the American Society of Agricultural Engineers**, v. 40, p. 595-604, 1997.

SILVA, A. B. **Desmatamento no município de Ibirubá (RS) analisado por fotografias aéreas**. Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria 1979. 99f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Rural) – Centro de Ciências Rurais, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 1979.

SILVA, L. F. **A construção de um índice de sustentabilidade ambiental agrícola (ISA): uma proposta metodológica**. Campinas: Universidade

Estadual de Campinas, 2007. 214 f. Tese (Doutorado em Economia) – Instituto de Economia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2007.

SILVA, A. M.; MANFRE, L. A.; URBANC, R. C.; SILVA, V. H. O.; MANZATTO, M. P.; NORTONF, L. D. Organic farm does not improve neither soil, or water quality in rural watersheds from southeastern Brazil. **Ecological Indicators**, v. 48, p. 132-146, 2015.

SILVEIRA NETO, A. N.; SILVEIRA, P. M.; STONE, L. F.; OLIVEIRA, L. F. C. Efeitos de manejo e rotação de culturas em atributos físicos do solo. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 36, n. 1, p. 29-35, 2006.

SIMÕES, A. R. P.; SILVA, R. M.; OLIVEIRA, M. V. M.; CRISTALDO, R. O.; BRITO, M. C. B. Avaliação econômica de três diferentes sistemas de produção de leite na região do Alto Pantanal Sul-mato-grossense. **Agrarian**, v. 2, n. 5, p.153-167, 2009.

SIMON, F. X.; PENRUA, Y.; GUASTALLI, A. R.; LLORENSA, J.; BAIGB, S. Improvement of the analysis of the biochemical oxygen demand (BOD) of Mediterranean seawater by seeding control. **Talanta**, v. 85, p. 527-532, 2011.

SISTI, C. P. J.; SANTOS, H. P.; KOCHANN, R.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. 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.

SLIVA, L.; WILLIAMS, D. D. Buffer zone versus whole catchment approaches to studying land use impact on river water quality. **Water Research**, v. 35, n. 14, p. 3462-3472, 2001.

SMITH, H.; PETERSEN, I. G. W.; NEEDELMAN, B. A. Environmental indicators of agroecosystems. **Advances in Agronomy**, v. 69, 2000.

SOBRINHO, T. A.; VITORINO, A. C. T.; SOUZA, F.; GONÇALVES, M. C.; CARVALHO, D. F. Infiltração de água no solo em sistemas de plantio direto e convencional. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 7, n. 2, p. 191-196, 2003.

SOUZA, E. D.; COSTA, S. E. V. G. A.; ANGHINONI, I, CARVALHO, P. C. F.; ANDRIGUETI, M.; CAO, E. Estoques de carbono orgânico e de nitrogênio no solo em sistema de integração lavoura-pecuária em sistema plantio direto, submetido a intensidades de pastejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, p. 1829-1836, 2009.

SRINIVASAN, M. S.; MCDOWELL, R. W. Identifying critical source areas for water quality: 1. Mapping and validating transport areas in three headwater catchments in Otago, New Zealand. **Journal of Hydrology**, v. 379, p. 54-67, 2009.

STRAHLER A. N. (1964). Quantitative geomorphology of drainage basins and channel networks, section 4 – II, in Chow, Ven Te; Maidment, D. R; Mays, L. W. (1988). **Applied Hydrology**, McGraw-Hill, New York.

SU, S.; XIAO, R.; • XU, X.; ZHANG, Z.; MI, X.; WU, J. Multi-scale spatial determinants of dissolved oxygen and nutrients in Qiantang River, China. **Regional Environmental Change**, v. 13, p. 77-89, 2013.

SUI, Y.; THOMPSON, M. L.; SHANG, C. Fractionation of phosphorus in a Mollisol amended with biosolids. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 63, p. 1174-1180, 1999.

TIECHER, T.; MINELLA, J. P. G.; MIGUEL, P.; ALVAREZ, J. W. R.; PELLEGRINI, A.; CAPOANE, V.; CIOTTI, L. H.; SCHAEFER, G. L.; SANTOS, D. R. Contribuição das fontes de sedimentos em uma bacia hidrográfica agrícola sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v. 38, p. 639-649, 2014.

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.

TSEGAYE, T.; SHEPPARD¹, D.; ISLAM², K. R.; JOHNSON, A.; TADESSE, W.; ATALAY, A.; MARZEN, L. Development of chemical index as a measure of in-stream water quality in response to land-use and land cover changes. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 174, p. 161-179, 2006.

UISI-KAMPPA, J.; TURTOLO, E.; HARTIKAINEN, H.; YLARANTA, T. 1997. The interections of buffer zones and phosphorus runoff. In: HAYCOCK, N. E.; BURT, T. P.; GOULDING, K. W. T.; PINAY, G. (Eds.), **Buffer Zones: Their Processes and Potential in Water Protection**. The Proceedings of the Inernational Conference on Buffer Zones, Quest Environmental, Harpenden, England, p.720.

UNC, A.; GOSS, M. J. Transport of bacteria from manure and protection of water resources. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 25, p. 1-18, 2004.

UNFPA - UNITED NATIONS POPULATION FUND. **Statement of the UNFPA on the Global Food Crisis, Population and Development**. 2008. Disponível em: <<http://www.unfpa.org/public/News/pid/1083>>. Acesso em: 29 jul. 2014.

UNIVERSITY OF WISCONSIN. 2007a. **The hazards of spreading raw manure**. Babcock Institute Farm Safety Fact Sheets. Madison, Wisc.: University of Wisconsin, 2007a.

UNIVERSITY OF WISCONSIN. 2007b. **Fecal-oral transmission of diseases from dairy cattle**. Babcock Institute Farm Safety Fact Sheets. Madison, Wisc.: University of Wisconsin, 2007b.

VEIGA, J. B. **Criação de gado leiteiro na zona bragantina**. 2005. Disponível em:

<<https://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Leite/GadoLeiteiroZonaBragantina/paginas/manejop.htm>> Acesso em 07 jan. 2016.

VELASQUES, I. F.; DORNELLES, R. V.; PRAUCHNER, T. R.; LOCHPE, C.; ROCHA, L. V.; HEREDIA, L. Aplicação de Geoprocessamento no Licenciamento Ambiental no estado do Rio Grande do Sul. Disponível em: <http://www.fepam.rs.gov.br/programas/paper_geo.pdf>. Acesso em 17 jan. 2016.

VIGLIZZO, E. F.; FRANK, F.; BERNARDOS, J; CABO, S.; BUSCHIAZZO, D. E. A rapid method for assessing the environmental performance of commercial farms in the Pampas of Argentina. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 117, p. 109-134, 2006.

VOGT, E.; BRABAN, C.F.; DRAGOSITS, U.; DURAND, P.; SUTTON, M.A.; THEOBALD, M.R.; REES, R.M.; MCDONALD, C.; MURRAY, S.; BILLET, M.F. Catchment land use effects on fluxes and concentrations of organic and inorganic nitrogen in streams. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 99, p. 320-332, 2015.

VOLLENWEIDER, R.A. **Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication**. Organization for Economic Cooperation and Development (OECD), Technical Report. Paris, France, 1971.

WAGNER, K. L.; REDMON, L. A.; GENTRY, T. J.; HARMEL, R. D. Assessment of cattle grazing effects on *E. coli* runoff. **Transactions of the American Society of Agricultural Engineers**, v. 55, n. 6, p. 2111-2122, 2012.

WAMBEKE, A. van. Vegetation, soil organic matter, and crops. In: **Soils of the Tropics**, Cap. 3., p. 69-95, 1992.

WELCH, E.; JACOBY, J. **Pollutant Effects in Fresh water: Applied Limnology**. Taylor & Francis, New York, NY, pp. 504, 2004.

WEST, T. O.; SIX, J. Considering the influence of sequestration duration and carbon saturation on estimates of soil carbon capacity. **Climatic Change**, v. 80, p. 25-41, 2007.

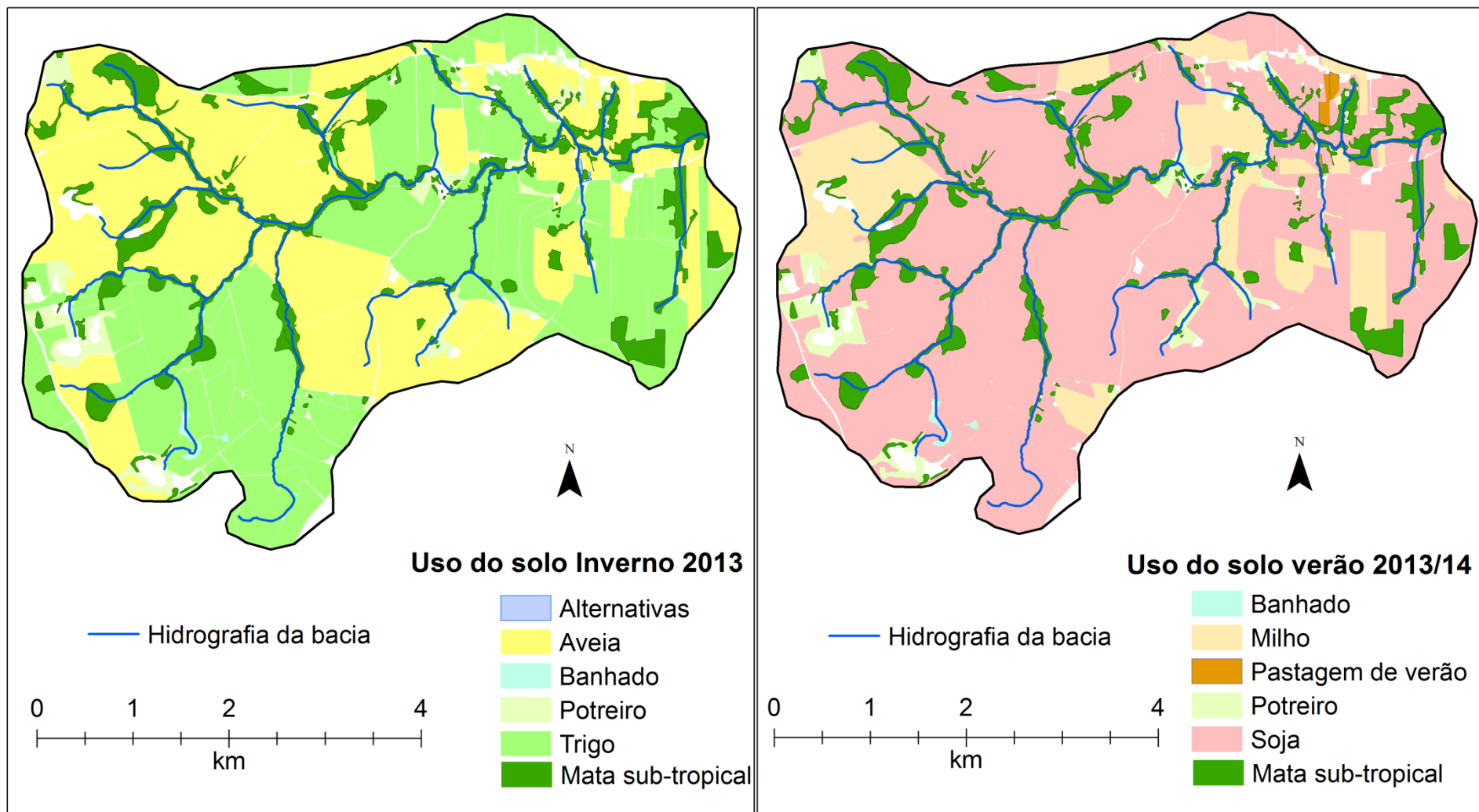
XIAO-LIN, Y.; BO, Z.; YI-LING, L. Spatial and Temporal Patterns of Soil Nitrogen Distribution under Different Land Uses in a Watershed in the Hilly Area of Purple Soil, China. **Journal of Mountain Science**, v. 10, n. 3, p. 410-417, 2013.

YAMAZAKI, Y.; MUNEOKA, T.; WAKOU, S.; SHIMURA, M.; YOSHINO, K.; TSUJI, O.; TABUCHI, T. The Difference of Agricultural Land Use in Watersheds and Long Term Fluctuation on the River Water Quality. **International Journal of Environmental and Rural Development**, v. 4, n. 1, 2013.

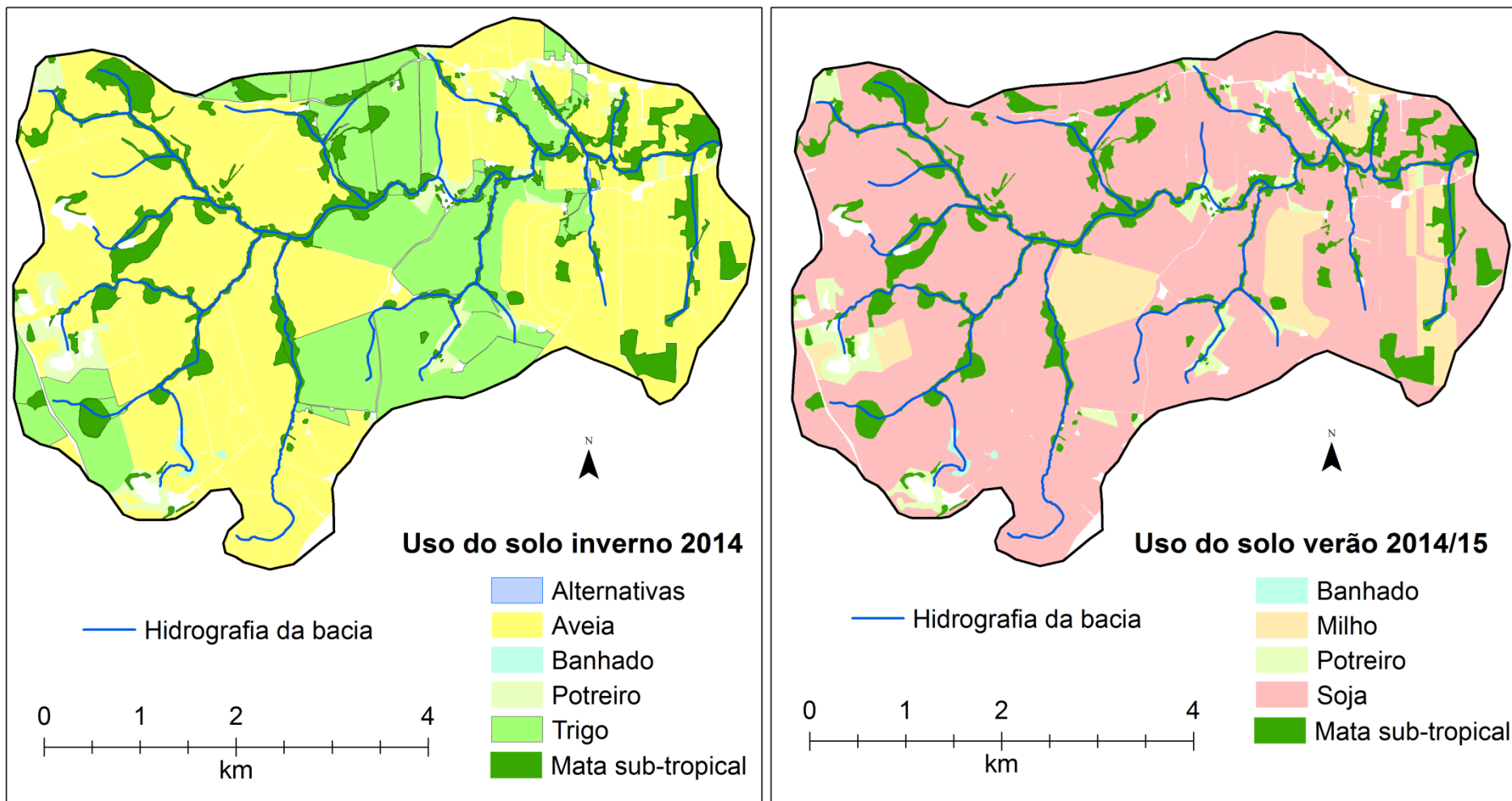
YAMAZAKI, Y.; MUNEOKA, T.; WAKOU, S.; KIMURA, M.; TSUJI, O.; Evaluation of the Ion Components for the Estimation of Total Nitrogen Concentration in River Water based on Electrical Conductivity. **International Journal of Environmental and Rural Development**, v. 5, n. 1, 2014.

ZAIMES, G. N.; SCHULTZ, R. C. **Phosphorus in Agricultural Watersheds** – A literature review. Department of Forestry, Iowa State University, Ames, Iowa, January 2002.

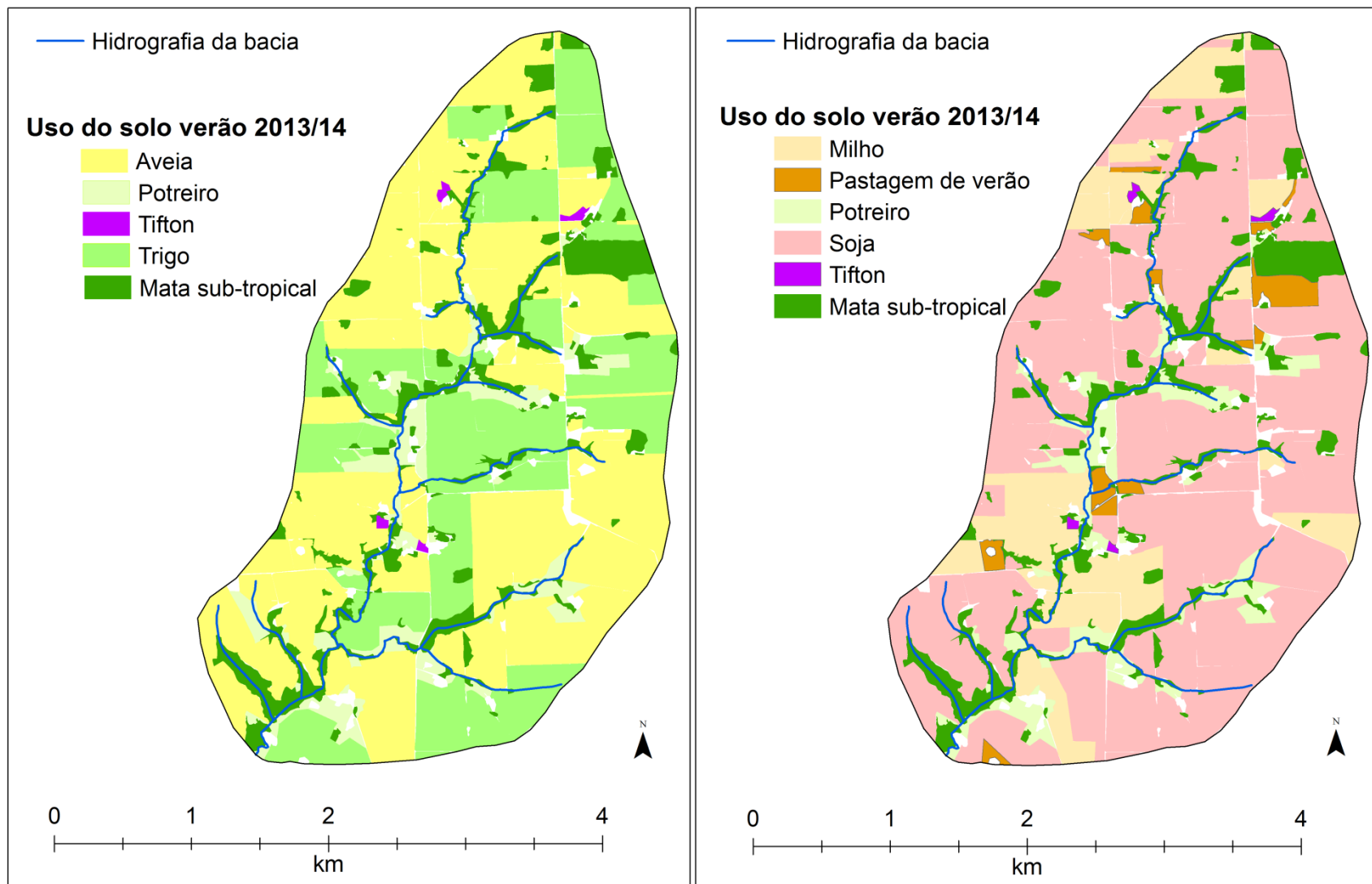
11 APÊNDICES



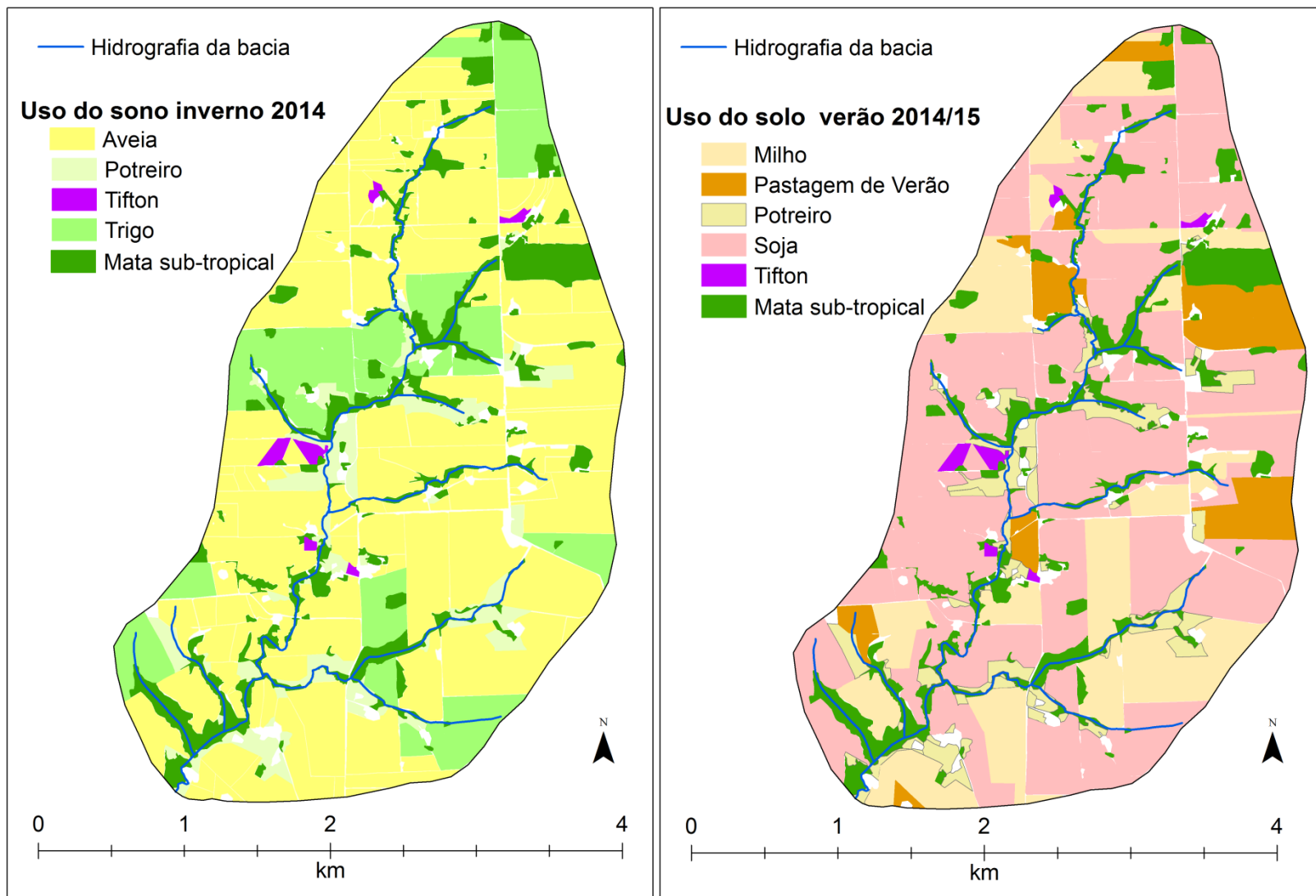
Apêndice 1. Mapas de uso da terra para a bacia SAN na região de Quinze de Novembro no ano agrícola 2013/14.



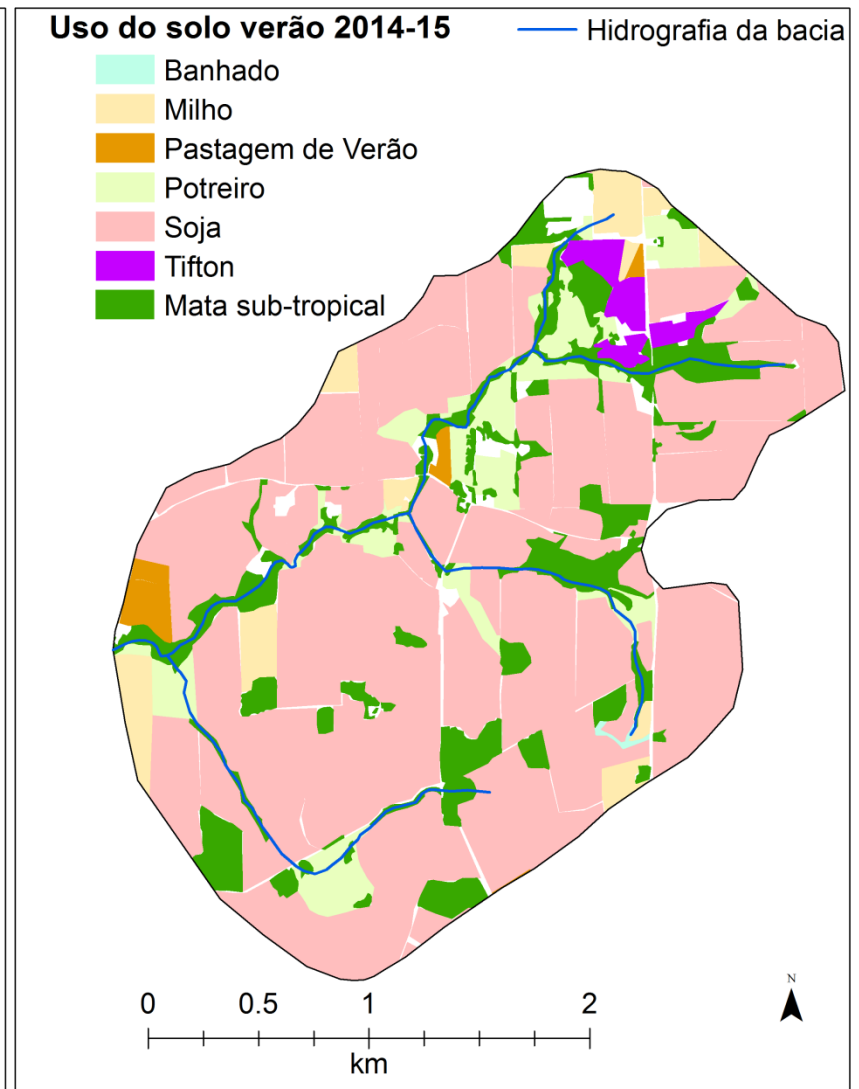
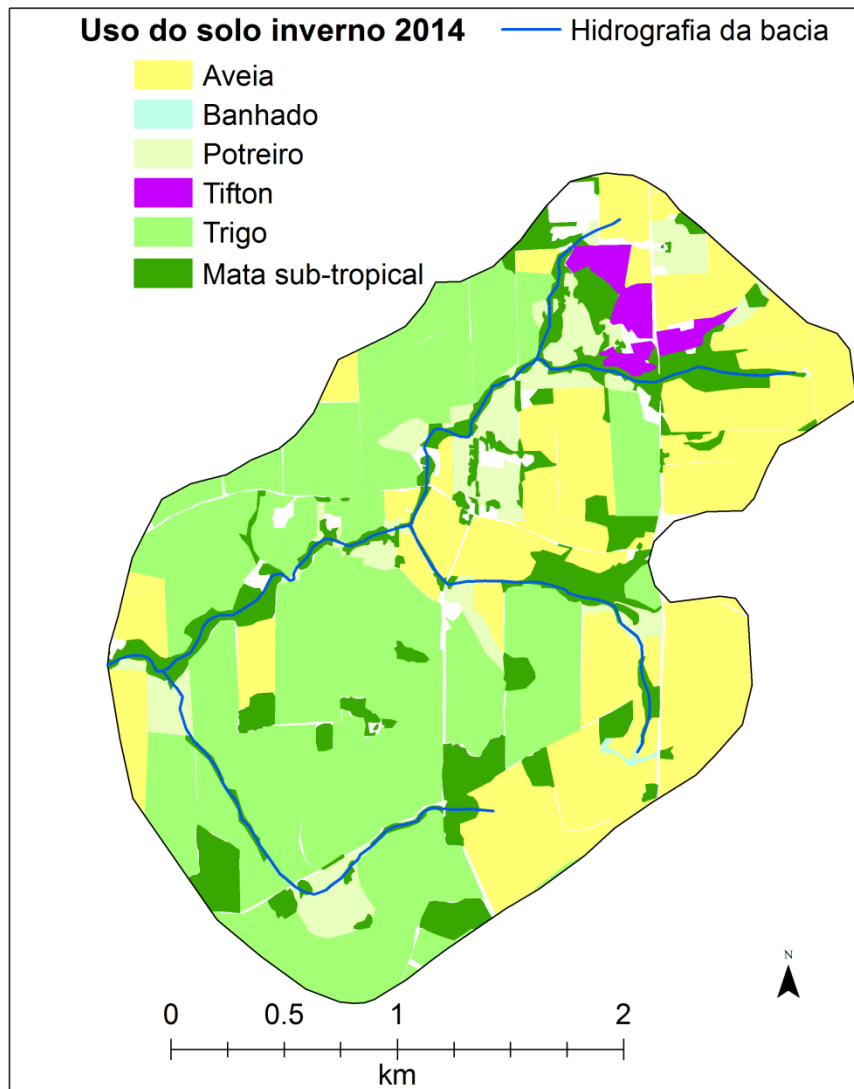
Apêndice 2. Mapas de uso da terra para a bacia SAN na região de Quinze de Novembro no ano agrícola 2014/15.



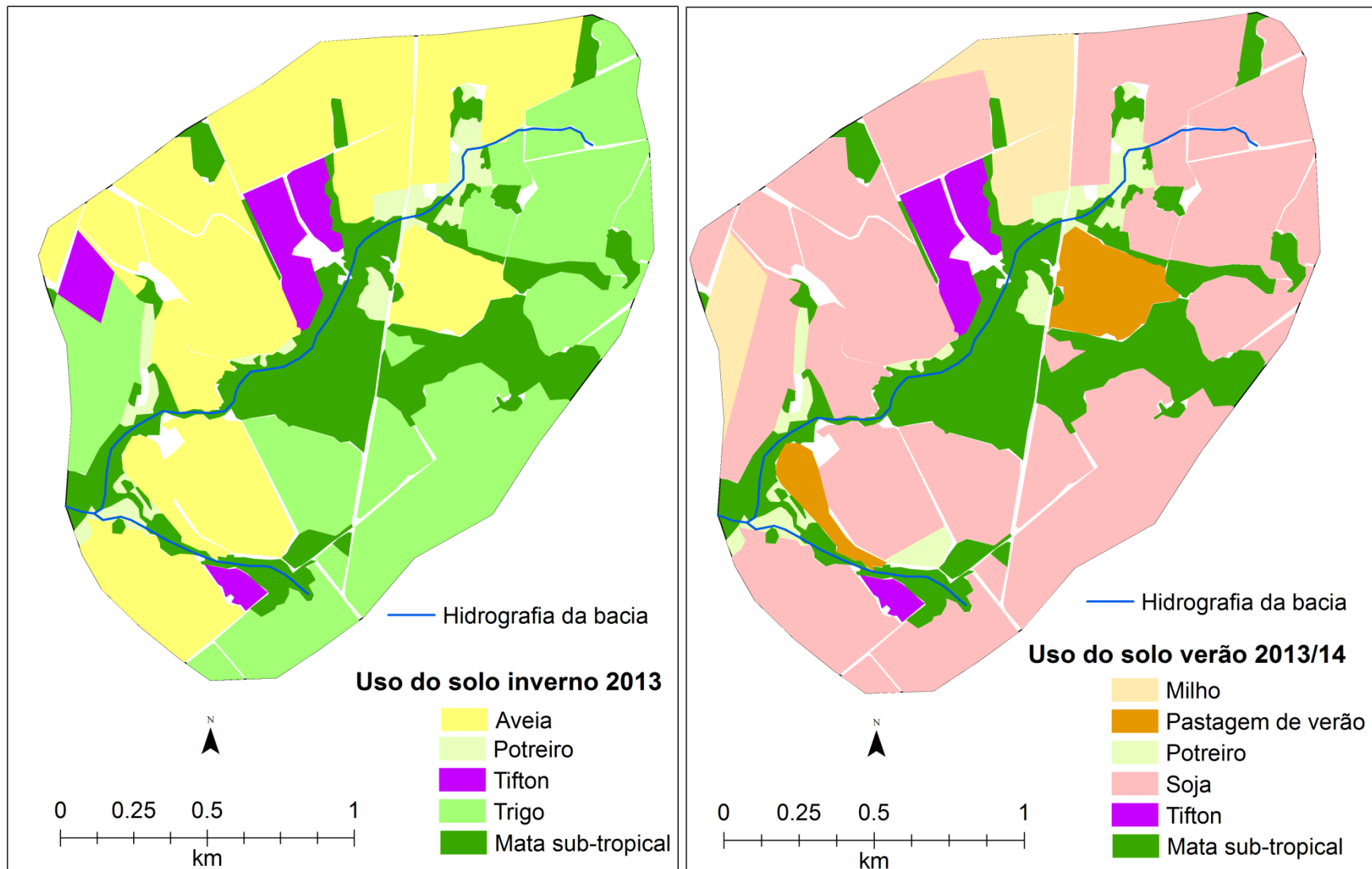
Apêndice 3. Mapas de uso da terra para a bacia MAN na região de Quinze de Novembro no ano agrícola 2013/14.



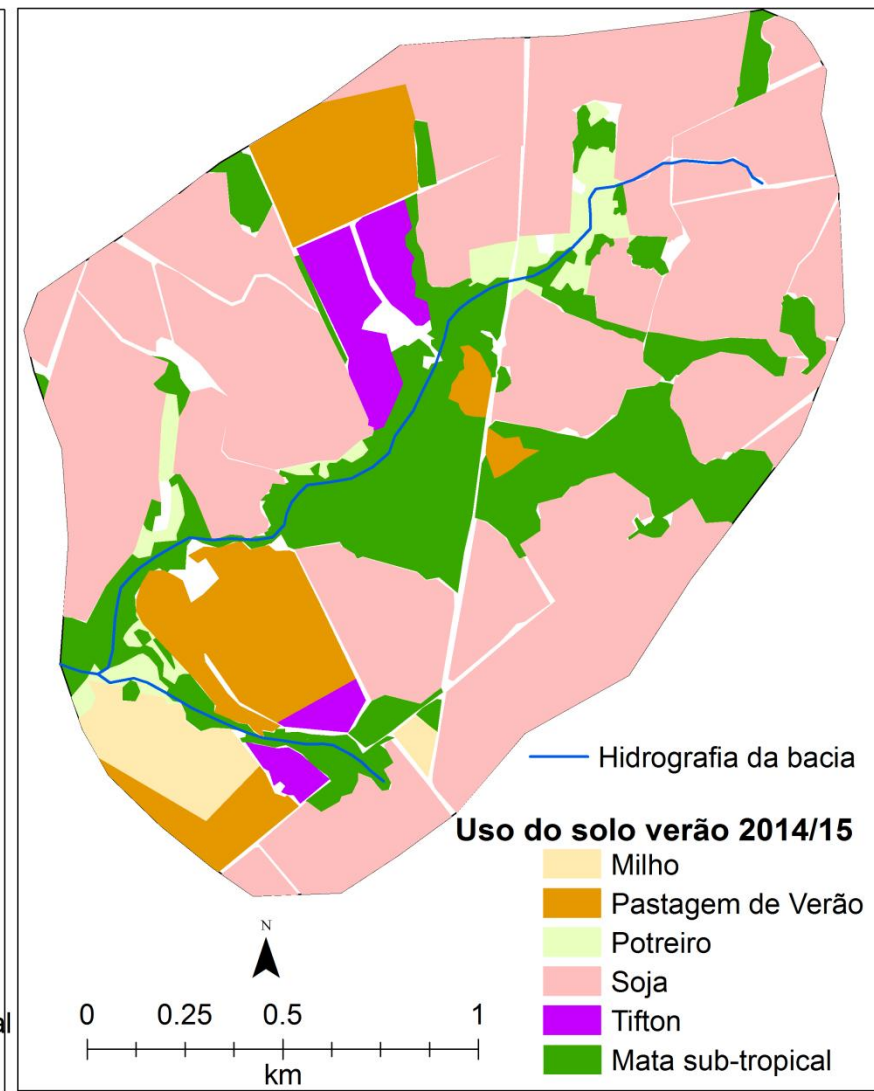
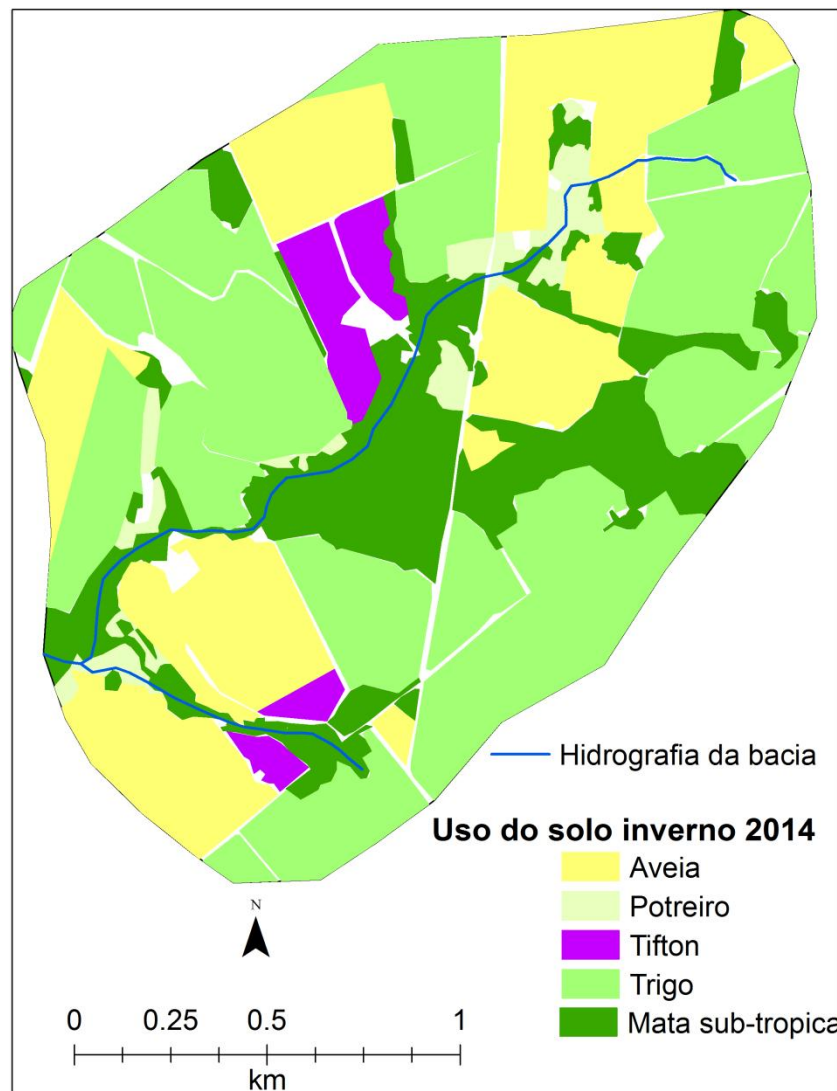
Apêndice 4. Mapas de uso da terra para a bacia MAN na região de Quinze de Novembro no ano agrícola 2014/15.



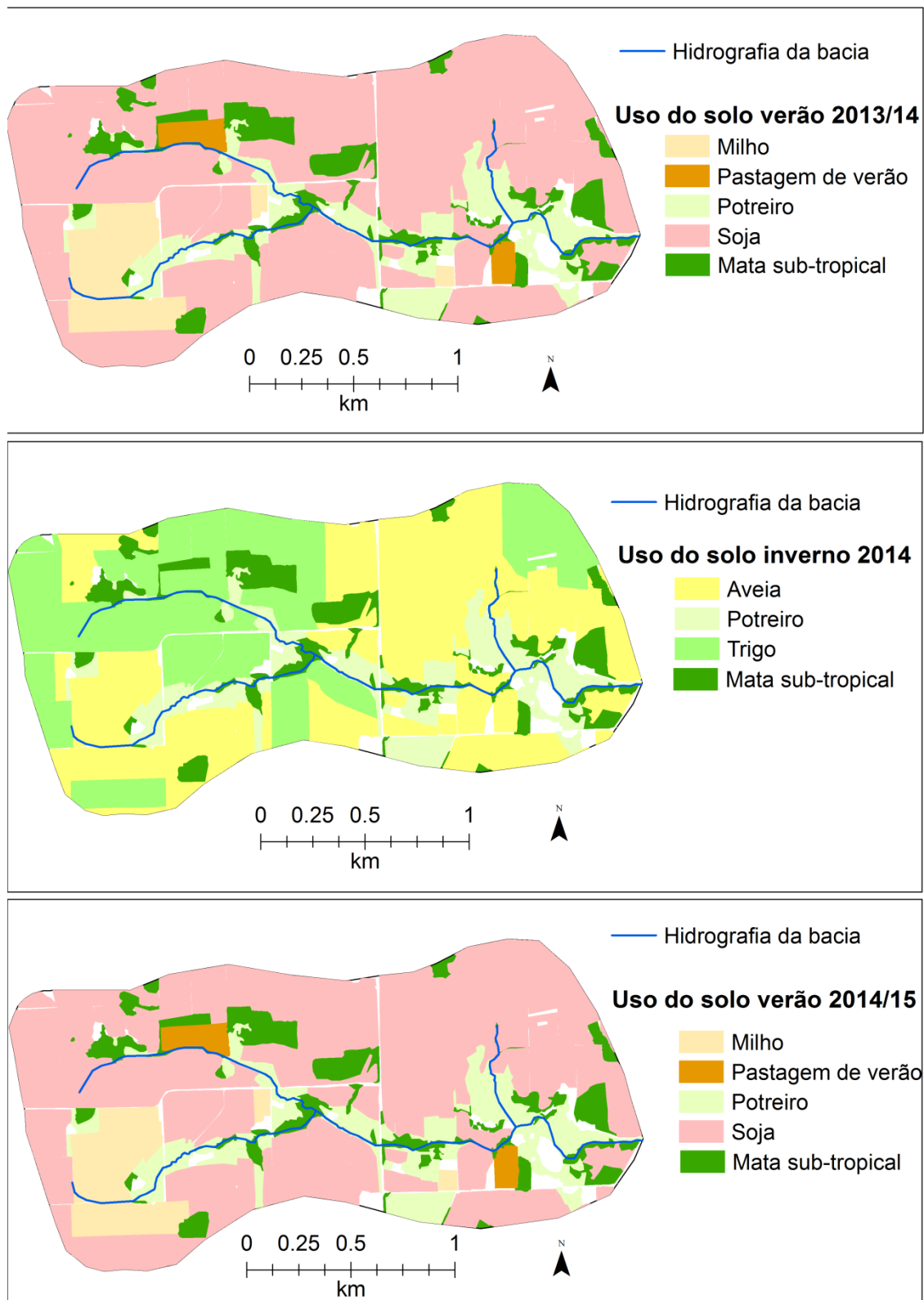
Apêndice 5. Mapas de uso da terra para a bacia ALI na região de Quinze de Novembro no ano agrícola 2014/15.



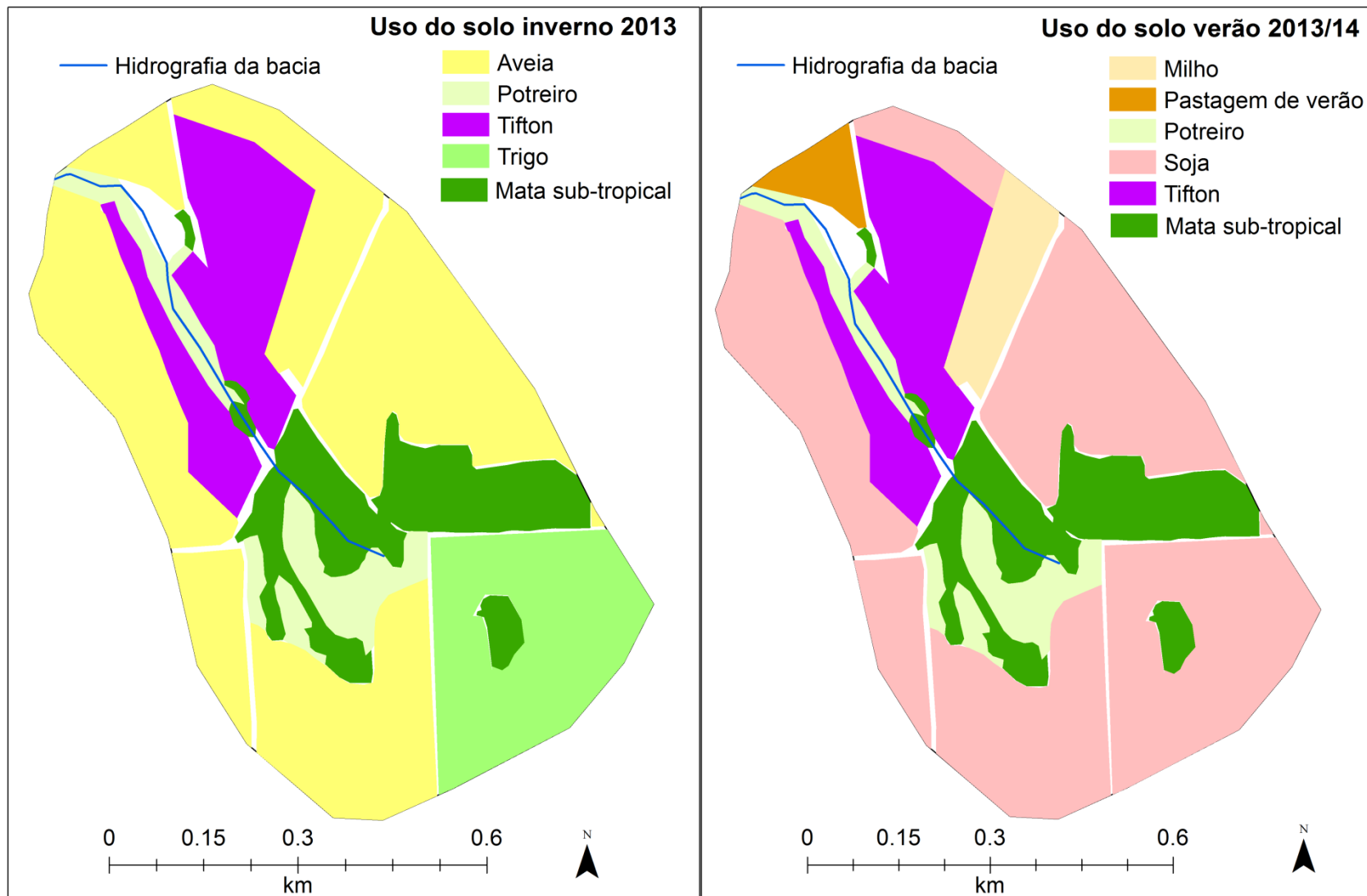
Apêndice 6. Mapas de uso da terra para a bacia TIE na região de Quinze de Novembro no ano agrícola 2013/14.



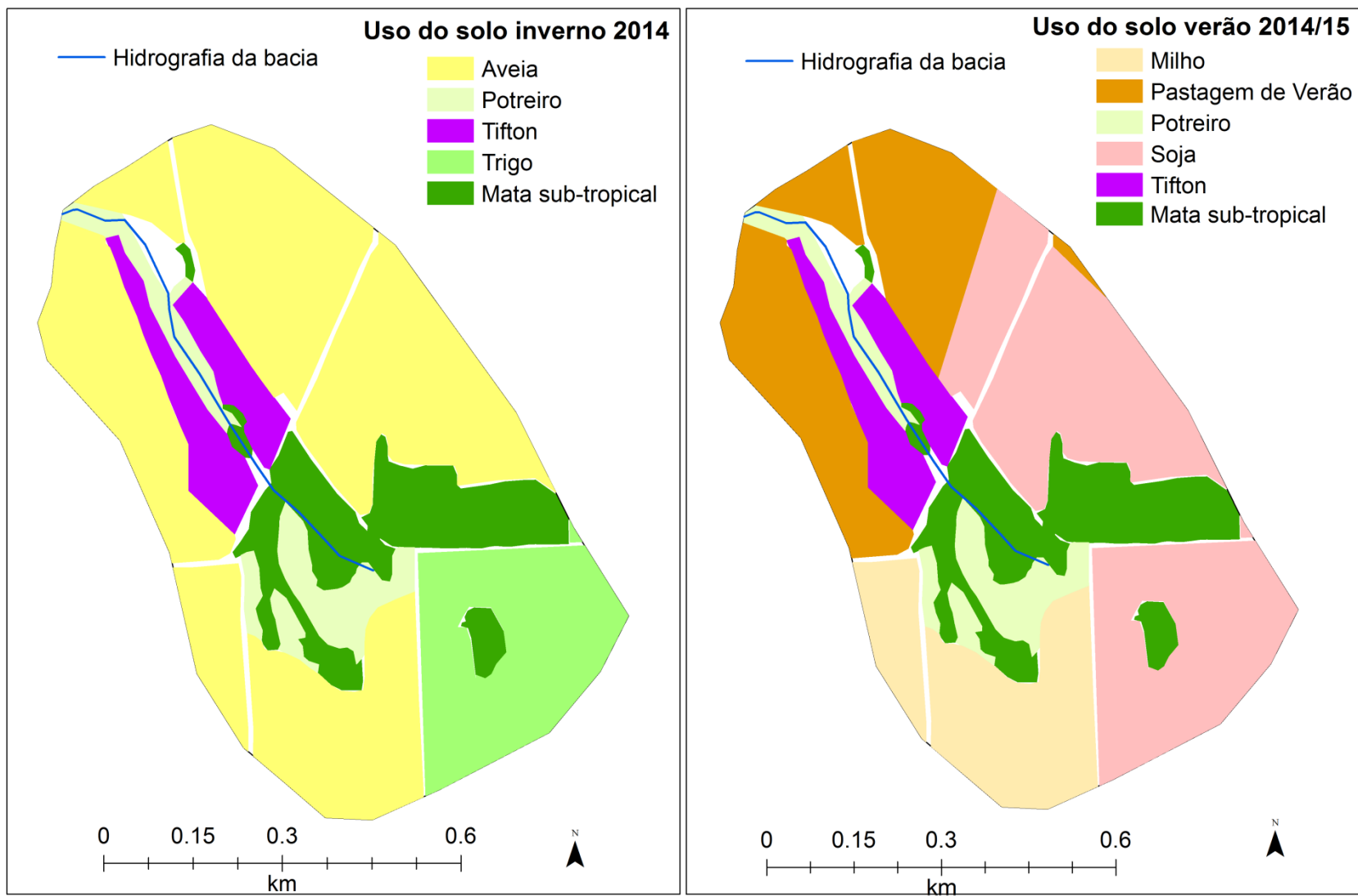
Apêndice 7. Mapas de uso da terra para a bacia TIE na região de Quinze de Novembro no ano agrícola 2014/15.



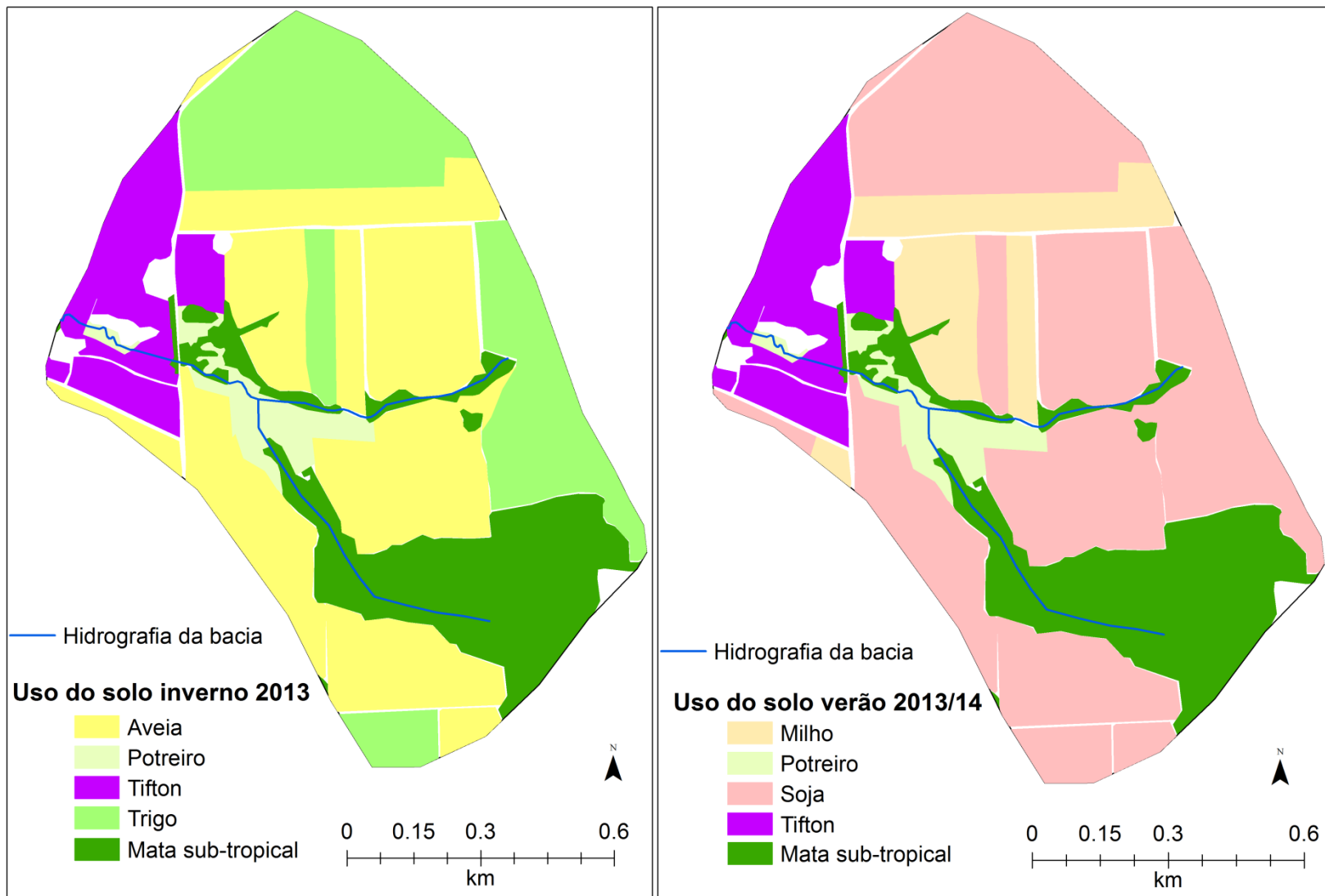
Apêndice 8. Mapas de uso da terra para a bacia DRS na região de Quinze de Novembro no ano agrícola 2013/14 e 2015.



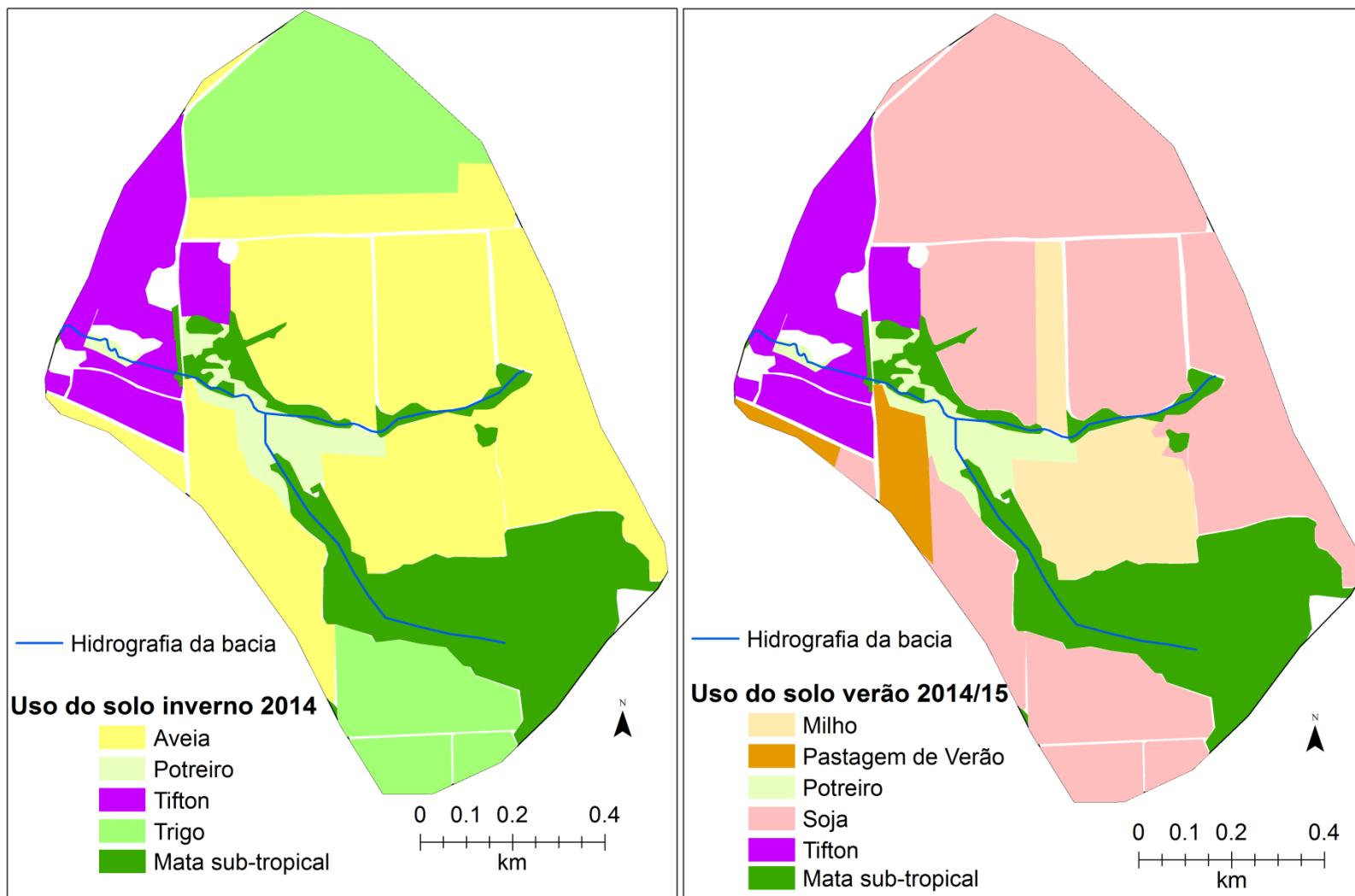
Apêndice 9. Mapas de uso da terra para a bacia SCH na região de Quinze de Novembro no ano agrícola 2013/14.



Apêndice10. Mapas de uso da terra para a bacia SCH na região de Quinze de Novembro no ano agrícola 2014/15.



Apêndice 11. Mapas de uso da terra para a bacia LEA na região de Quinze de Novembro no ano agrícola 2013/14.



Apêndice 12. Mapas de uso da terra para a bacia LEA na região de Quinze de Novembro no ano agrícola 2014/15.