

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

**ATRIBUTOS DE SOLOS E DE ÁGUAS SUPERFICIAIS EM ÁREAS DA REGIÃO
DE QUINZE DE NOVEMBRO (RS) COM APLICAÇÃO CONTINUADA DE
DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS**

Tiago Broetto
(Dissertação)

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

**ATRIBUTOS DE SOLOS E DE ÁGUAS SUPERFICIAIS EM ÁREAS DA REGIÃO
DE QUINZE DE NOVEMBRO (RS) COM APLICAÇÃO CONTINUADA DE
DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS**

Tiago Broetto
Engenheiro Agrônomo (UFSM)

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

Porto Alegre (RS), Brasil
Fevereiro de 2012

CIP - Catalogação na Publicação

Broetto, Tiago
ATRIBUTOS DE SOLOS E DE ÁGUAS SUPERFICIAIS EM
ÁREAS DA REGIÃO DE QUINZE DE NOVEMBRO (RS) COM
APLICAÇÃO CONTINUADA DE DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS /
Tiago Broetto. -- 2012.
84 f.

Orientador: Cimélio Bayer.

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal do
Rio Grande do Sul, Faculdade de Agronomia, Programa
de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Porto Alegre, BR-
RS, 2012.

1. dejetos de suínos. 2. qualidade ambiental. 3.
resíduos orgânicos. 4. qualidade das águas
superficiais. 5. suinocultura. I. Bayer, Cimélio,
orient. II. Título.

TIAGO BROETTO
Engenheiro Agrônomo - Universidade Federal de Santa Maria

DISSERTAÇÃO

Submetida como parte dos requisitos
para obtenção do Grau de

MESTRE 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

Aprovado em: 24.02.2012
Pela Banca Examinadora

Homologado em: 09.05.2012
Por



CIMÉLIO BAYER
Orientador - PPG Ciência do Solo



ALBERTO V. INDA JUNIOR
Coordenador do
Programa de Pós-Graduação em
Ciência do Solo



CARLOS GUSTAVO TORNOQUIST
Co-orientador - PPG Ciência do Solo/UFRGS



CARLOS ALBERTO BISSANI
Departamento de Solos/UFRGS



PAULO CÉSAR DO NASCIMENTO
Departamento de Solos/UFRGS



PEDRO ALEXANDRE VARELLA ESCOSTEGUY
UPF



PEDRO ALBERTO SELBACH
Diretor da Faculdade
de Agronomia

Dedico a minha família, em especial meus pais, Lirio Broetto (in memoriam) e Gessi Pavinato Broetto, por todo esforço, que sempre fizeram para que eu tivesse a oportunidade de estudar e chegasse até aqui.

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 mestrado.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, pela concessão da bolsa de estudo.

Ao professor Bem-Hur Costa Campos e seus alunos do Instituto Federal do Rio Grande do Sul - *campus* Ibirubá, pelo apoio e parceria no projeto.

A Secretária do Meio Ambiente do município de Quinze de Novembro Mônica Leite, pelo apoio e contato com os produtores rurais.

A Emater de Quinze de Novembro e Ibirubá e a COTRIBÁ, pelo apoio principalmente no início do projeto.

Aos produtores rurais de Quinze de Novembro e Ibirubá, por estarem sempre dispostos a colaborar, acompanhando e auxiliando nos trabalhos de campo.

Aos professores Dr. Carlos Gustavo Tornquist e Cimélio Bayer, pela orientação, confiança e disponibilidade para prestar todo auxílio necessário durante o desenvolvimento deste estudo. E também pelo companherismo e amizade além do trabalho.

Aos professores do Departamento de Solos, em especial os professores, Alberto Vasconcellos Inda Junior, Paulo Cesar do Nascimento, Elvio Giasson e Carlos Bissani, 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.

Ao bolsista de iniciação científica Camilo Gralla Merten, pelo auxílio na execução dos trabalhos.

A todos os colegas do PPGCS, pelos bons momentos de descontração vividos, amizade, trabalhos. Em especial, agradeço aos colegas Jessé Rodrigo

Fink, Victor Hugo da Silveira, Paula Suélen Corrêa, Catiline Schmidtt, Rodrigo Teske, Michael Mazurana e Osmar Conte.

Aos colegas de apartamento Taiguer Cerutti e Eduardo Carniel, pela parceria e bons momentos vivenciados ao longo desses dois anos.

À minha namorada Rúbia Machado de Oliveira, pelo apoio incentivo e ajuda em todos os momentos ao longo desse percurso.

ATRIBUTOS DE SOLOS E DE ÁGUAS SUPERFICIAIS EM ÁREAS DA REGIÃO DE QUINZE DE NOVOEMBRO (RS) COM APLICAÇÃO CONTINUADA DE DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS¹

Autor: Eng. Agr. Tiago Broetto

Orientador: Prof. Dr. Cimélio Bayer

Co-Orientador: Prof. Dr. Carlos Gustavo Tornquist

RESUMO

A suinocultura da região Sul do Brasil vem crescendo nas últimas décadas, com unidades produtivas cada vez maiores, e conseqüente incremento na produção de dejetos líquidos de suínos (DLS). A aplicação destes resíduos em solos agrícolas é uma das formas de destinação final recomendada pelo licenciamento ambiental desta atividade no Brasil. Esta prática é efetivamente compatível com a manutenção da qualidade do solo e das águas superficiais desde que adequadamente conduzida. O objetivo deste estudo foi avaliar alterações de atributos do solo e indicadores de qualidade das águas superficiais próximas as áreas de produção suinícola na região de Quinze de Novembro, RS. Amostras de solo (0-30 cm) foram coletadas em Latossolos e Argissolos, em lavouras com aplicação continuada de DLS por até 20 anos em doses altas (120 a $300 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) ou doses baixas (até $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$). Lavouras sem aplicação de DLS e solos sob vegetação natural (mata subtropical) também foram amostrados. Amostras de água foram coletadas em drenagens adjacentes às lavouras e analisadas quanto a parâmetros indicados pela Resolução 357 do Conama. As aplicações de DLS, mesmo em altas doses, não alteraram as concentrações de CO e N total do solo em relação ao solo sem DLS. Por outro lado, altas doses de DLS aumentaram em até sete vezes o teor de P disponível, em relação à camada superficial do solo sob vegetação natural. Analogamente, a disponibilidade de Cu e Zn aumentou na camada superficial do solo (0-10 cm). A água apresentou teor e carga de coliformes fecais maiores que as máximas para enquadramento como Classe 2. Áreas da região de Quinze de Novembro com aplicação de grandes volumes de DLS nos solos apresentam risco para a manutenção da qualidade das águas superficiais. A adoção de critérios mais rigorosos de manejo dos DLS incluindo tratamentos mais eficazes, uso das recomendações agrônômicas já existentes e da legislação prevista para DLS são necessárias.

¹ Dissertação de Mestrado em Ciência do Solo. Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. (84 p.) Fevereiro, 2012. Trabalho realizado com apoio financeiro do CNPq.

SOIL AND SURFACE WATER ATTRIBUTES IN AREAS WITH CONTINUOUS DISPOSAL OF LIQUID SWINE MANURE IN QUINZE DE NOVOEMBRO (RS)²

Autor: Eng. Agr. Tiago Broetto

Orientador: Prof. Dr. Cimélio Bayer

Co-Orientador: Prof. Dr. Carlos Gustavo Tornquist

SUMMARY

Swine production in southern Brazil has been expanding continuously for several decades. Larger production units have been established, leading to an increase in the production of liquid swine manure (DLS). Disposal of these farm residues in agricultural soils is usually recommended by environmental agencies in Brazil. We hypothesize that the continuous application of DLS in agricultural soils is compatible with maintenance of soil and surface water quality. An assessment of changes in soil and water quality indicators on intensive swine production areas was conducted in the Quinze de Novembro region, a major swine producing area in Rio Grande do Sul state. Soil samples were collected to 30 cm depth in Oxisols and Ultisols from cropland receiving low (up to 80 m³ ha⁻¹ yr⁻¹) and high loads (120 to 300 m³ ha⁻¹ yr⁻¹) of DLS. Cropland with no known application of DLS and under native vegetation (subtropical woodlands) were also sampled. Water samples were collected in drainages adjacent to or near cropland for analysis and evaluation according to Resolution 357 (CONAMA/MMA). These results show that application of DLS, even at higher loads, did not alter significantly soil organic carbon (C) and total soil N. However, high doses of DLS increased available P (P_{disp.}) (0-10 cm) up to seven times concentrations in soil with out DLS. Cu and Zn, nutrients that are present in large amounts in swine feedstuff and DLS, also increased significantly in this layer. No significant differences in soil properties were observed in deeper soil layers (10-20 and 20-30 cm). In general, our assessment showed water quality indicators compatible with Classes 1 and 2 of Resolution 357 of CONAMA. However, concentrations of fecal coliforms exceeding limits for these classes were occasionally noted, an indication of biological contamination. Disposal of DLS in agricultural soil, as currently practiced associated with growing intensification of swine production poses a risk to surface water quality in Quinze de Novembro region. Treatment and monitoring must be improved by the adoption of more stringent criteria that incorporate both agronomic and environmental best management practices.

² Master Dissertation in Soil Science. Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre (84 p.) February, 2012. Work with financial support from CNPq.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	1
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	3
2.1. CONJUNTURA ATUAL DA SUINOCULTURA	3
2.2. DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS.....	4
2.3. TRATAMENTO DOS DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS	5
2.4. LEGISLAÇÃO	7
2.5. CICLO DOS DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS NAS ÁREAS AGRÍCOLAS	9
2.5.1. Uso como fertilizante	9
2.5.2. Impacto ambiental da suinocultura	10
2.5.3. Atenuação do impacto ambiental oriundo dos DLS.....	18
3. HIPÓTESE E OBJETIVOS.....	20
4. MATERIAL E MÉTODOS.....	21
4.1. ÁREA DE ESTUDO	21
4.1.1. Características regionais e áreas de amostragem	21
4.1.2. Principais solos	24
4.1.3. Caracterização dos locais amostrados.....	24
4.2. PROTOCOLO DE AMOSTRAGEM E ANÁLISES	28
4.2.1. Solos	28
4.2.2. Água.....	30
4.2.3. Dejetos	30
4.3. ANÁLISE ESTATÍSTICA	31
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	32
5.1. CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS DOS DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS E ESTIMATIVA DO BALANÇO DE NUTRIENTES	32
5.2. ATRIBUTOS DOS SOLOS	37
5.3. CARACTERIZAÇÃO DAS ÁGUAS.....	48
5.4. ATENUAÇÃO DOS IMPACTOS AMBIENTAIS DOS DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS	61
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	63
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	65
8. APÊNDICES.....	74

RELAÇÃO DE TABELAS

Tabela 1. Indicadores de qualidade da água e seus teores máximos para enquadramento na classe 1 e 2 conforme Res. 357 (Fonte: modificado de Conama, 2005).	16
Tabela 2. Cenários agrícolas para a região de Quinze de Novembro desde 1900 até a atualidade.	23
Tabela 3. Características químicas dos dejetos líquidos de suínos em propriedades da região de Quinze de Novembro ⁽¹⁾⁽²⁾	33
Tabela 4. Estimativa do balanço de nutrientes em áreas que receberam doses de dejetos líquidos de suínos	33
Tabela 5. Concentrações (médias) de C orgânico, Nt, P, Zn e Cu disponíveis e pseudo-totais em Latossolos (0-30 cm) sob diferentes usos do solo e quantidades aplicadas de dejetos líquidos de suínos (DLS).	36
Tabela 6. Estoques (médios) de C orgânico, Nt, P, Zn e Cu disponíveis e pseudo-totais em Latossolos (0-30 cm) sob diferentes usos do solo e quantidades aplicadas de dejetos líquidos de suínos (DLS).	39
Tabela 7. Estoques de CO, N e nutrientes corrigidos pela massa equivalente com referência à mata (vegetação natural) em Latossolos (0-30 cm) diferentes usos do solo e quantidades aplicadas de dejetos líquidos de suínos (DLS).	40
Tabela 8. Concentrações de CO, Nt e nutrientes disponíveis, pseudo-totais em Argissolos Vermelho latossólico sob diferentes usos e manejos de dejetos líquidos de suínos (DLS).....	42
Tabela 9. Estoques de CO, Nt e nutrientes disponíveis, pseudo-totais em Argissolos Vermelho latossólico em Argissolos Vermelho latossólico sob diferentes usos do solo e doses de dejetos líquidos de suínos (DLS).....	43
Tabela 10. Estoques de CO, Nt e nutrientes disponíveis, pseudo-totais com correção por massa equivalente em Argissolos Vermelho latossólico em Argissolos Vermelho latossólico sob diferentes usos do solo e doses de dejetos líquidos de suínos (DLS).....	44
Tabela 11. Cargas de contaminantes na água na drenagem 1 (D1) nas campanhas de amostragem em 2010-2011.	56
Tabela 12. Carga de contaminantes na água da drenagem 2 (D2) nas campanhas de amostragem em 2011.	60

RELAÇÃO DE FIGURAS

Figura 1. Localização dos municípios de Quinze de Novembro e Ibirubá no Rio Grande do Sul.....	21
Figura 2. Mapa de solos de Quinze de Novembro e Ibirubá – RS, com a indicação dos pontos onde foram coletadas amostras de solos.	25
Figura 3. Delimitação da Drenagem 1 (D1) de uma microbacia rural em Quinze de Novembro - RS, com identificação dos pontos amostrados para análise de água e solo. Coordenadas centrais da microbacia são 294208,8 mE 6816897,97 m S UTM 22J.	26
Figura 4. Delimitação da Drenagem 2 (D2) de uma microbacia rural em Quinze de Novembro - RS, com identificação dos pontos amostrados para análise de água e solo. Coordenadas centrais da microbacia são 295072,63 mE 6812256,84 m S UTM 22J.	27
Figura 5. Mini-trincheiras e coleta de amostras indeformadas de solo.	28
Figura 6. Amostragem de dejetos líquidos de suínos nas esterqueiras de uma propriedade em Quinze de Novembro e Ibirubá - RS.....	31
Figura 7. Vazões na drenagem 1 (D1) observada nas campanhas de amostragem em 2010 e 2011.	49
Figura 8. Vazões na drenagem 2 (D2) observada nas campanhas de amostragem em 2011.....	50
Figura 9. Precipitação pluviométrica mensal referente ao período de junho de 2010 a dezembro de 2011 para a região de Quinze de Novembro – RS.	52
Figura 10. Parâmetros indicadores da qualidade da água na drenagem 1 (D1) em uma microbacia de Quinze de Novembro – RS, de julho de 2010 a junho de 2011. As linhas indicam os limites para enquadramento em classe 1 e 2 conforme resolução 357 do Conama.....	53
Figura 11. Parâmetros indicadores da qualidade da água na drenagem 1 (D1) em uma microbacia de Quinze de Novembro – RS, de julho de 2010 a junho de 2011. As linhas indicam os limites para enquadramento em classe 1 e 2 conforme resolução 357 do Conama.....	55
Figura 12. Parâmetros indicadores da qualidade da água da drenagem 2 (D2) em uma microbacia de Quinze de Novembro – RS, de abril de 2011 a novembro de 2011. As linhas indicam os limites para enquadramento em classe 1 e 2 conforme resolução 357 do Conama.....	58
Figura 13. Parâmetros indicadores da qualidade da água da drenagem 2 (D2) em	

uma microbacia do município de Quinze de Novembro – RS, de abril de 2011 a novembro de 2011. As linhas indicam os limites para enquadramento em classe 1 e 2 conforme resolução 357 do Conama59

RELAÇÃO DE APÊNDICES

Apêndice 1. Dados analíticos da drenagem 3 (extra).	74
Apêndice 2. Dados analíticos obtidos (médias de 2 análises) em Latossolos (SD: sem DLS; M: mata; AD: alto DLS; DS: densidade do solo; BD: baixo DLS; COT: C orgânico total; P _{disp} :Fósforo disponível; Zn _{ext} : Zinco extraível; Cu _{ext} : Cobre extraível).	75
Apêndice 3. Dados analíticos obtidos (médias de 2 análises) em Argissolos Vermelhos (DS: densidade do solo; SD: sem DLS; M: mata; AD: alto DLS; BD: baixo DLS; COT: C orgânico total; P _{disp} : Fósforo disponível; Zn _{ext} : Zinco extraível; Cu _{ext} : Cobre extraível).....	81
Apêndice 4. Coordenadas dos locais amostrados (sistema UTM, <i>datum</i> Córrego Alegre).	82
Apêndice 5. Produtores rurais cujas áreas foram amostradas neste estudo.	84

1. INTRODUÇÃO

A população mundial vem aumentando, devendo atingir 9 bilhões de pessoas até 2050, e, concomitantemente, a necessidade por alimentos cresce a taxas ainda maiores. Nesse contexto, a demanda pela carne suína, uma das principais fontes de proteína animal, vem sendo atendida pela expansão da produção, inclusive no Brasil um dos maiores produtores e exportadores de carne suína. A suinocultura transformou-se de uma atividade de subsistência, em pequenas propriedades rurais (até a década de 1970), para os grandes empreendimentos em atividade atualmente.

A expansão e intensificação crescente desse setor agropecuário têm resultado na produção de cada vez maior volume de dejetos líquidos de suínos (DLS), usualmente aplicados nos solos agrícolas por seu valor como fertilizante. Em geral, o volume de DLS produzido nas propriedades é maior do que as áreas aptas a recebê-los, conforme as recomendações agronômicas e legislação ambiental vigente, o que pode resultar em impactos ambientais no solo, na água e no ar.

A aplicação intensiva de DLS no solo agrícola provoca aumento nos teores de nutrientes, podendo alcançar níveis tóxicos para as plantas. Além disto, estes nutrientes são passíveis de perdas por lixiviação e pelo escoamento superficial. As perdas de nutrientes e sedimentos do solo podem levar à contaminação das águas superficiais. Quanto ao ar, o problema mais evidente é o mau cheiro, mas também a emissão de gases de efeito estufa, como o metano (CH_4) e o óxido nitroso (N_2O), que vem recebendo cada vez mais atenção.

De outra parte, a manutenção da vegetação ciliar em zonas ripárias, seja arbórea, arbustiva ou mesmo de campos úmidos e banhados, associada às áreas de preservação permanente (APP) no entorno de nascentes e cursos d'água, funciona como uma faixa de amortecimento (*buffer strip*) ou até “filtro biológico” (*filter strip*), desempenhando um papel fundamental na atenuação da carga de sedimentos e poluentes de origem antrópica.

Os municípios de Ibirubá e Quinze de Novembro historicamente fazem parte de um importante pólo de produção suinícola do estado do Rio Grande do Sul, onde a atividade tem crescido a taxas expressivas nas últimas décadas. Além disso, a região também é importante área de produção leiteira e de grãos (soja, milho e trigo). As áreas agrícolas dessa região estão há muito tempo sendo beneficiadas pela aplicação dos DLS, mas, à luz da expansão da suinocultura, há necessidade de se avaliar os impactos ambientais atuais e potenciais da atividade, de forma a evitar os problemas já observados em outras regiões de suinocultura intensiva, como o Oeste Catarinense.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Conjuntura atual da suinocultura

A carne suína é a principal fonte de proteína animal no mundo, tendo o seu consumo aumentado cerca de 14% no período de 2002 a 2010. Estima-se que entre 2006 a 2015 a produção poderá crescer até 17% (ABIPECS, 2011; ACSURS, 2011). O Brasil é atualmente o quarto maior produtor e exportador de carne suína, com crescente inserção internacional. A atividade suinícola contribuiu com 3% do PIB do agronegócio e 1% do PIB total brasileiro no ano de 2008 (Miele e Machado, 2010). A participação do Brasil no mercado global da carne suína deverá crescer de 10% em 2008, para 21%, em 2018/2019 (MAPA, 2011).

Os estados da região Sul do Brasil são os maiores produtores brasileiros, sendo responsáveis por 53% dos suínos produzidos no país. O RS, nos últimos sete anos, aumentou em 45% o número de animais produzidos e, no período de janeiro de 2010 a janeiro de 2011, foi responsável por 35,5% do volume de carne suína exportada pelo Brasil (ABIPECS, 2011; ACSURS, 2011).

O Brasil, devido a sua vasta extensão territorial, é um país com grande potencial para a expansão da suinocultura. No entanto, a distribuição espacial da atividade é muito desigual, estando à produção concentrada principalmente nos estados da Região Sul e, dentro destes, em determinadas mesorregiões ou microrregiões bem específicas (Miranda, 2007). Os municípios de Ibirubá e Quinze de Novembro são dois importantes polos suinícolas do RS. Como exemplo disso, a cooperativa de grãos e insumos agrícolas que atua na região (Cooperativa Agrícola Mista General Osório - COTRIBÁ) foi criada em 1951 com a finalidade de

organizar o comércio de banha de suínos, na época um produto com mercado bem desenvolvido.

A atual conjuntura exige que os suinocultores se especializem cada vez mais nesta atividade. A especialização é caracterizada pela intensificação do sistema produtivo: aumento do tamanho dos empreendimentos, do número de animais por unidade de área. Desta intensificação decorre uma grande produção de DLS nas unidades produtivas, cujo destino final é usualmente a aplicação no solo como fertilizantes orgânicos, inclusive por recomendação do licenciamento ambiental (FEPAM, 2007). No entanto, há risco potencial de impactos ao meio ambiente se não forem adotados critérios agrônômicos e ambientais na aplicação dos DLS nos solos agrícolas.

2.2. Dejetos líquidos de suínos

Os DLS são constituídos por fezes, urina, água, resíduos de ração, pêlos, poeira e outros materiais decorrentes do processo criatório. O volume produzido varia com o tipo de unidade de produção (criação, terminação, etc.) e da diluição. Em unidades de terminação (suínos com peso de 25 a 100 kg), o volume de DLS produzido por suíno por dia varia de 7 L até 15 L., dependendo do uso de água no sistema de produção (Bordin et al., 2005). Considerando uma produção média de 11 L por dia de DLS por animal e o aumento da produção da suinocultura no RS, pode-se estimar que nos últimos sete anos a produção de DLS passou de aproximadamente 46.200 m³ para 66.000 m³, o que equivale a um aumento maior que 40%.

O valor fertilizante dos DLS é variável, e depende principalmente da ração fornecida aos animais e da quantidade de água utilizada nas instalações. Um dos principais problemas do manejo de DLS é o alto grau de diluição, ocasionado por vazamentos na tubulação de água, desperdício nos bebedouros e sistemas inadequados de limpeza das pocilgas. Para viabilizar o uso de dejetos como fertilizante orgânico, seria desejável reduzir o volume a ser destinado à

lavoura, com conseqüente aumento da concentração de nutrientes (Diesel et al., 2002).

Uma situação evidente na suinocultura é o desbalanço entre as exigências nutricionais dos animais e a quantidade de nutrientes fornecida nas rações. Em geral, as exigências nutricionais dos suínos são estabelecidas a partir de uma população que apresenta melhor desempenho, ou seja, animais com maior potencial genético para expressar um atributo de interesse zootécnico, como por exemplo, ganho de peso ou rendimento de carcaça. Além disso, os parâmetros de um sistema de produção são normalmente extrapolados para outros sistemas, os quais, muitas vezes, apresentam características diferentes. Essas diferenças implicam em desperdício dos nutrientes fornecidos da dieta, os quais irão compor o DLS (Lima, 2007).

Por conta disso, macronutrientes, como o N e P, e micronutrientes, como Cu e Zn, são com freqüência incluídos nas rações suínas em concentrações muito maiores que as exigências nutricionais. Porém, a média da eficiência de utilização do N da dieta de suínos é de 29% e do P é de 28% (Perdomo, 2001). O NRC (1998) sugere que 45 a 60% do N, 50 a 80% do P e 70 a 95% do Cu e do Zn consumidos são excretados pelos animais.

Outro aspecto relevante da produção suína é que os DLS apresentam elevada carga orgânica e presença de coliformes, os quais podem contaminar direta ou indiretamente as águas, configurando um problema sanitário e ambiental. Portanto, antes do uso como fertilizante, é recomendável que os DLS sejam submetidos a algum tipo de tratamento para redução do potencial poluidor e do risco sanitário e ambiental (Seganfredo, 2007).

2.3. Tratamento dos dejetos líquidos de suínos

O tratamento dos DLS é constituído das práticas adotadas para atenuar seu impacto ambiental antes da destinação final. O objetivo é estabilizar, ou seja, mineralizar o máximo possível da carga orgânica e destruir microorganismos patogênicos e não patogênicos nelas existentes pela degradação microbiológica

dos compostos orgânicos dos DLS (Medri, 1997). Assim, após o tratamento, serão reduzidas as demandas química e bioquímica de oxigênio (DQO e DBO), os sólidos totais, nitrogênio e fósforo totais nos DLS (Higarashi et al., 2007).

As principais práticas utilizadas no tratamento dos DLS envolvem aspectos físicos e biológicos. No tratamento físico, os DLS passam por processos como decantação, centrifugação e peneiramento, os quais proporcionam a separação das fases sólida e líquida dos resíduos e permitem que cada fração possa ser destinada a tratamento em separado, ao armazenamento ou a disposição final mais adequada, agilizando e aumentando a eficiência do processo e reduzindo o risco de obstruções nas tubulações e bombas (Higarashi et al., 2007).

Dentre os processos biológicos, a degradação biológica envolve bactérias que realizam a decomposição da matéria orgânica, desdobrando substâncias orgânicas complexas como carboidratos, proteínas e gorduras em substâncias orgânicas mais simples (Day e Funk, 1998). Nesse processo, os microorganismos potencialmente patogênicos são eliminados total ou parcialmente (Diesel et al., 2002).

Existem diversos sistemas de tratamento de DLS que adotam processos físicos e biológicos, separados ou em conjunto, porém, a maioria destes apresenta alto custo para a implantação. Por conta disso, em geral, os suinocultores não instalam em suas propriedades sistemas de tratamentos adequados, mesmo havendo trabalhos que apontam para a viabilidade econômica destes, principalmente em áreas já comprometidas do ponto de vista sanitário e ambiental (Seganfredo;Giroto, 2002; 2004).

Dentre as tecnologias atualmente empregadas no tratamento de DLS, destacam-se aquelas baseadas na fermentação anaeróbia da matéria orgânica: a) as esterqueiras; b) sistemas compostos por várias lagoas anaeróbias dispostas em série. Entende-se por “esterqueira” um depósito, geralmente de alvenaria, utilizado para captar o volume de DLS produzidos em um sistema de criação, com tempo de detenção recomendado de 4 a 6 meses, (Santos et al., 2007; Diesel et al., 2002). Estas alternativas de tratamento são as mais baratas e mais utilizadas pelos suinocultores, porém são pouco eficientes (Ranzi e Andrade, 2004).

Segundo Santos et al. (2007), o uso de lagoas anaeróbias no tratamento de DLS pode reduzir em 90% os sólidos totais e 78% a DQO após 120 dias de tratamento. No entanto, não observaram redução nos coliformes fecais e totais, nem remoção do nitrogênio amoniacal, o que foi atribuído ao ambiente anaeróbio neste sistema de tratamento. Estas observações demonstram a necessidade de procedimentos rigorosos no manejo dos DLS antes da disposição final em solos de áreas agrícolas, com atenção para as recomendações de adubações e legislação ambiental pertinente.

2.4. Legislação

Não existe atualmente legislação nacional específica que regulamente a produção, armazenagem e destinação final dos DLS. Porém a adequação ambiental da atividade suinícola é em grande parte regulamentada e assegurada 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 – instrumento de gestão ambiental previsto na Lei Federal nº 6.938, de 31/08/81(Brasil, 1981).

As Resoluções 357 (CONAMA, 2005) e 420 (CONAMA, 2009) foram elaboradas para regulamentar a qualidade das águas superficiais e dos solos, respectivamente. A Resolução 357 apresenta uma classificação dos corpos d'água superficiais e propõe os parâmetros para seu enquadramento. Nela constam cinco classes: classe especial, classe 1, classe 2, classe 3 e classe 4. Destas, a classe especial, corresponde a águas com melhor potabilidade, as quais podem ser usadas para o consumo humano após desinfecção. As classes 1, 2 e 3 podem ser usadas para consumo humano após tratamento simplificado, convencional e avançado, respectivamente. Águas da classe 4, só devem ser usadas para a navegação. A tabela 1, no item 2.6.2.5 apresenta os limites máximos para enquadramento em classes 1 e 2 de alguns indicadores de qualidade da água descritos nesta resolução. De outra parte, a Resolução 420 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, em particular as decorrentes de atividades industriais e utilização de lodo de esgoto. Esta resolução não se aplica diretamente para impactos da suinocultura, mas, na falta de legislação específica para a aplicação de DLS nos solos, pode fornecer indicativos para avaliação dos impactos da utilização agrícola de DLS.

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 nº 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. No entanto, apenas em 2005, com a Resolução 102/2005, do Conselho Estadual do Meio Ambiente (CONSEMA, 2005), foi descrito no anexo I que a suinocultura é uma atividade de impacto local. Atualmente, os municípios devem licenciar os empreendimentos suinícolas em acordo com as diretrizes determinadas pela FEPAM (2007). Estas diretrizes estabelecem que as esterqueiras devem ser dimensionadas conforme o plano de retirada e distribuição dos resíduos, devendo ter capacidade mínima para 120 dias de detenção, garantir como margem de segurança, um volume adicional de armazenagem de 20% e também, as doses de DLS para uso no solo devem ser calculadas com base nos teores de nutrientes presentes nestes resíduos, além das necessidades das culturas. Adicionalmente, deve ser considerado a resistência aos impactos ambientais estabelecidos para as classes de solo que ocorrem no RS (Kampf et al., 2008).

2.5. Ciclo dos dejetos líquidos de suínos nas áreas agrícolas

2.5.1. Uso como fertilizante

Os DLS têm reconhecidamente valor fertilizante. Segundo Miranda et al. (1999), os DLS com teor de MS de 0,3%, possuem aproximadamente, 1 kg de N e 0,2 Kg de P por metro cúbico. Há mais de 20 anos, estes resíduos são aplicados nos solos agrícolas, geralmente superficialmente, como fonte de nutrientes para as culturas. No entanto, essa prática é feita, na maioria dos casos, sem considerar rigorosamente critérios ambientais e agrônômicos, o que pode resultar em impactos ambientais significativos.

Seganfredo (2000) apontou três critérios que poderiam ser levados em consideração para o cálculo da dose de DLS a ser aplicada na cultura do milho, com expectativa de rendimento de 9 Mg ha⁻¹: a) o critério econômico consiste em aplicar um volume de DLS suficiente para atender toda a necessidade de N, que a cultura necessite, em uma dose única na semeadura; b) o critério técnico considera a aplicação de uma dose de dejetos para fornecer todo o N necessário até que a planta cresça 30 a 40 centímetros aplicados numa única vez, e, de preferência, no dia da semeadura. c) no critério dito “preservacionista” aplica-se uma dose de dejetos calculada com base no nutriente que o milho menos precisa, de forma a minimizar a dose a ser aplicada. Em tese, o critério preservacionista poderia proteger o solo contra o acúmulo de nutrientes e, eventualmente, diminuir a poluição ambiental. Os nutrientes não fornecidos pelos DLS para a cultura milho poderão ser supridos através de adubos químicos, nas quantidades recomendadas e nas épocas adequadas.

Segundo a SBCS (2004), os fertilizantes orgânicos como os DLS devem, sempre que possível, ser analisados previamente ao uso, pois tanto a concentração de macro e micronutrientes como a diluição podem variar muito, conforme a origem do material, a espécie do animal, a alimentação utilizada, a proporção entre componentes dos dejetos (fezes e urina). Esta comissão recomenda ainda, para melhorar o aproveitamento dos fertilizantes orgânicos e o risco de poluição, que se ajuste a adubação pelo nutriente (usualmente o N) que

supra a demanda da cultura alvo com a menor dose de fertilizante orgânico. Quanto aos outros nutrientes, deve ser considerada a contribuição referente à quantidade presente no fertilizantes orgânico suplementada com fertilizantes minerais.

2.5.2. Impacto ambiental da suinocultura

Os DLS podem causar poluição no solo, água e ar. No solo, ocorrem incrementos nos teores de nutrientes que poderiam potencialmente causar toxidez para as plantas ou inibição da absorção de nutrientes. Dentre os nutrientes adicionados aos solos pela aplicação de DLS temos: C, N, P, K, Cu, Zn e Mn. Também podem ocorrer maiores perdas por escoamento superficial e por lixiviação, levando à contaminação das águas superficiais e subsuperficiais, comprometendo atributos indicadores de qualidade desta como o teor de nutrientes, os contaminantes orgânicos e os coliformes fecais. Os parâmetros a serem monitorados em águas superficiais dependem do uso previsto e do enquadramento conforme a Resolução 357 (CONAMA, 2005). Por exemplo, em balneários é essencial o monitoramento dos coliformes; nos rios próximos às cidades é importante avaliar a DBO (ANA, 2012). Considerando o uso agrícola de DLS, esses dois parâmetros, juntamente com o P e N, são os mais importantes para avaliar a contaminação das águas próximas aos locais de aplicação destes resíduos.

No ar, o problema mais evidente é o mau cheiro, devido à volatilização da amônia e ácidos orgânicos causadores de odores, o que ocorre quando os microorganismos decompositores do DLS têm o seu desenvolvimento interrompido, principalmente pelas condições ambientais (temperatura <15° C), ficando limitada a remoção da carga orgânica dos DLS (Sperling apud Higarashi et al., 2007).

2.5.2.1. Nitrogênio

Aproximadamente 70 % do N dos DLS está na forma amoniacal (Scherer et al., 1996). Isto ocorre, principalmente porque os DLS armazenados nas esterqueiras por longos períodos, permite que as bactérias decompositoras dos resíduos mineralizem o N orgânico. Como o ambiente é predominantemente anaeróbico, a oxidação do NH_4^+ não ocorre, e a concentração de NO_3^- é bastante reduzida, apresentando quantidades menores que 1% da quantidade total de N (Santos et al., 2007).

Quando aplicado no solo, parte do N amoniacal do DLS poderá ser perdida pela volatilização da amônia e o restante fica suscetível às transformações microbianas de nitrificação e imobilização (Morvam, 1999). Segundo Aita et al. (2007), o N amoniacal presente nos DLS é rapidamente nitrificado quando da aplicação no solo (especialmente em lavouras sob sistema plantio direto), sendo completamente oxidado a N nítrico entre 15 e 20 dias após a aplicação, tornando assim o N prontamente disponível para as plantas. No entanto, se os DLS são aplicados antes da semeadura de culturas anuais, a nitrificação irá ocorrer num período em que as plantas ainda não estão demandando grandes quantidades de N e, é provável que ocorram perdas de N-NO_3^- por lixiviação e/ou por escoamento superficial.

Com o escoamento superficial, o nitrogênio pode contaminar as águas superficiais próximas às lavouras. 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 conseqüente 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 amins 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).

2.5.2.2. Fósforo

Mais de 60% do P nos DLS encontra-se na forma inorgânica (Sui et al., 1999). Quando no solo, a dinâmica do P dos DLS é bastante complexa e envolve processos de imobilização-mineralização, adsorção-dessorção e precipitação-solubilização (Berwanger et al., 2008). Em geral, com o uso continuado de DLS, mais de 80% do P do solo encontra-se em formas inorgânicas, predominantemente lábeis, o que representa risco potencial de contaminação de águas superficiais e subsuperficiais (Gatiboni et al., 2008; Ceretta et al., 2010).

Adeli et al. (2008), em um experimento de 15 anos, cujos tratamentos envolviam solos ácidos em sequeiro e irrigados com DLS com taxas de 1.000 a 1.500 m³ ha⁻¹ ano⁻¹, observaram aumento nos teores de P disponível (P_{disp.}) na camada de 0–15 cm de 1,3 para 48,5 mg kg⁻¹, redução na capacidade máxima de adsorção de P (CMAP) e na força de adsorção deste elemento pelo solo. Giroto et al. (2009) encontraram em experimento de longa duração (após sete anos), em um Argissolo, com aplicação de doses de DLS 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 (íons de P dissolvidos na água prontamente disponíveis para serem usados pelos microorganismos ou reagir com solo (Gebler et al., 2012)), 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 Latossolo, com chuvas simuladas 24 horas após) comparado com fertilizante mineral. Isso evidencia o risco ambiental de eutrofização decorrente da aplicação de DLS em solos. Entretanto, neste estudo não foram considerados aspectos relevantes quanto ao direcionamento do escoamento superficial, como será discutido no item 4.3 adiante.

2.5.2.3. Carbono orgânico

As alterações nos teores de carbono orgânico (CO) no solo com o uso de DLS normalmente não estão associadas a impactos ambientais negativos. Os sistemas de manejo de solos usados atualmente têm o intuito de aumentar o CO nos solos, pois este contribui marcadamente para melhoria de suas propriedades químicas, físicas e biológicas dos solos, tendo sido, inclusive correlacionado com rendimentos das culturas (Allison, 1973). O incremento do CO no solo pode contribuir para a atenuação do incremento de CO₂ na atmosfera (Bayer e Mielniczuk, 2008). Porém, o aumento do teor deste elemento no solo pode indiretamente causar impactos ambientais, pois as cargas negativas dos grupos funcionais do CO competem com os ânions de P pelas cargas positivas dos minerais do solo, aumentando assim a disponibilidade de P, em solos com teores elevados de P. Além disso, o teor de N no solo está diretamente ligado ao de CO, pois sabe-se que mais de 90% do N no solo está na forma orgânica e sua mineralização produzirá N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻.

A aplicação de DLS pode reduzir e/ou aumentar o teor de CO no solo. Isto depende de muitos fatores atuando juntos num sistema (classe de solo, textura, micro-organismos, nutrientes, culturas, qualidade e quantidade de DLS). Segundo Angers et al. (2010), a fração matéria orgânica dos DLS é predominantemente composta por CO lábil. Aliado aos altos teores de N e P_{disp.} pode haver incremento na decomposição da biomassa vegetal e mesmo dos estoques de C nativo do solo, o que é usualmente chamado de *efeito priming*. De outra parte, Lourenzi (2010), em experimento de longa duração no RS, Brasil, aplicando doses de 20, 40 e 80 m³ ha⁻¹ de DLS (no mínimo duas vezes por ano), em um Argissolo com 170 g kg⁻¹ de argila, encontrou aumento no teor de C de 30, 36 e 74% respectivamente, em relação ao tratamento controle sem DLS até a profundidade de 60 cm.

2.5.2.4. Micronutrientes

O Cu e o Zn são dois micronutrientes essenciais na dieta dos suínos, os quais, quando utilizados em níveis de 150 a 250 ppm e 2400 a 3200 ppm, respectivamente, nas rações, atuam como promotores de crescimento dos animais (Lima, 2007). Segundo este autor, devido ao baixo custo, esses minerais têm sido largamente utilizados nas rações de suínos, muitas vezes sem critérios científicos. Por conta disso, os DLS contém concentrações expressivas destes elementos. A aplicação de DLS em solos agrícolas pode acarretar o acúmulo destes, inclusive com risco de toxidez para as plantas e contaminação das águas superficiais.

Nos DLS, entre 55 e 70% do Cu está ligado à fração orgânica, enquanto em torno de 60% do Zn ocorre na forma mineral (Giroto et al., 2010). Estes autores realizaram fracionamento químico de Cu e Zn, em solos submetidos a aplicações de DLS, obtendo as frações solúvel e trocável, ligadas às frações minerais e orgânicas, e a fração residual. De acordo com estes autores, com a aplicação de 200 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ de DLS no solo, por seis anos e meio, o Cu estaria ligado predominantemente às frações orgânica e mineral, enquanto o Zn predominantemente na forma mineral. Comparando solos que receberam DLS, e os solos sem DLS, eles verificaram que as frações biodisponíveis de Cu e Zn (solúvel, trocável, mineral e orgânica) têm seus teores aumentados com o uso de DLS.

Mattias et al. (2010), estudando a dinâmica do Cu e Zn em solos de duas microbacias que receberam DLS por longo tempo, observaram aumento de até 42 vezes nos teores de Cu e Zn extraíveis (Cu_{ext.} e Zn_{ext.}) em um Latossolo. Estes autores afirmam que é necessário o estabelecimento de teores críticos para diferentes classes de solos e sistemas de culturas, que levem em consideração o balanço dos elementos no solo e suas interrelações com as frações orgânicas e minerais.

2.5.2.5. Parâmetros críticos nas águas superficiais

A Tabela 1 apresenta os parâmetros avaliados na água, seu significado e teores máximos para enquadramento em águas de Classe 1 e 2, conforme Resolução 357 do CONAMA (2005).

2.5.2.6. Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)

A DBO é uma medida de poluição por efluentes que avalia a quantidade de oxigênio necessário para que os microrganismos decompositores degradem fração biodegradável dos compostos orgânicos carbonáceos. Portanto, retrata a quantidade de oxigênio necessária para estabilizar, através de processos biológicos, a matéria orgânica presente nos dejetos (Medri, 1997). É uma indicação indireta do carbono orgânico biodegradável em meio hídrico. Quanto maior a DBO de um efluente, maior a poluição causada (Bordin et al., 2005). Os maiores aumentos em termos de DBO em um corpo d'água são provocados pelo aporte de efluentes de origem predominantemente orgânica. 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).

Segundo Medri (1997), o potencial poluidor dos DLS, avaliado pela DBO é cerca de 4 vezes maior do que o esgoto doméstico, o qual apresenta uma DBO per capita de $45 \text{ g hab}^{-1} \text{ dia}^{-1}$, enquanto a DBO por suíno (com aproximadamente 60kg) de $189 \text{ g suíno}^{-1} \text{ dia}^{-1}$

Tabela 1. Indicadores de qualidade da água e seus teores máximos para enquadramento na classe 1 e 2 conforme Res. 357 (Fonte: modificado de Conama, 2005)

Parâmetro	Significado	Classe 1	Classe 2	Unidade
pH	Afeta o metabolismo de várias espécies aquáticas.	6-9	6-9	SU
CE	Capacidade de conduzir corrente elétrica, determinada pela concentração de íons em solução.	-	-	$\mu\text{S cm}^{-1}$
Cor aparente	É a cor presente em uma amostra de água, devido a presença de substâncias dissolvidas e em suspensão.	Cor Natural	75	uH ou mg Pt L ⁻¹
Turbidez	A turbidez indica o grau de atenuação que um feixe de luz sofre ao atravessar a água. Esta atenuação ocorre pela absorção e espalhamento da luz causada pelos sólidos em suspensão (argila, algas, detritos...).	40	100	UNT
N total	Quando o nitrogênio for fator limitante para eutrofização, nas condições estabelecidas pelo órgão ambiental competente, o valor de nitrogênio total (após oxidação) não deverá ultrapassar 2,18 mg L ⁻¹ para ambientes lóticos, na vazão de referência.	2,18	2,18	mg L ⁻¹
P total	Do mesmo modo que o nitrogênio, o fósforo é um importante nutriente para os processos biológicos e seu excesso pode causar a eutrofização das águas.	0,1	0,1	mg L ⁻¹
Amônio	A forma amoniacal é relacionada com o pH, sendo que a forma mais restritiva ocorre com pH menores que 7,5 e tolera no máximo 3,7 mg L ⁻¹ de água.	3,7	3,7	mg L ⁻¹
Nitrato	O nitrato é tóxico aos seres humanos, e em altas concentrações causa uma doença chamada metahemoglobinemia infantil, que é letal para crianças.	10	10	mg L ⁻¹

ST	Os sólidos totais são os materiais que permanecem após a evaporação, secagem ou calcinação das amostras de água durante um determinado tempo e temperatura.	500	500	mg L ⁻¹
DBO	A Demanda Bioquímica de Oxigênio representa a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica presente na água através da decomposição microbiana aeróbia.	3	5	mg L ⁻¹ O ₂
CT	Os CT reúne um grande número de bactérias, entre elas a Eschrichia coli, de origem exclusivamente fecal e que dificilmente se multiplica fora do trato intestinal.	-	-	-
CF	Presença em grandes números indica a possibilidade da existência de microorganismos patogênicos que são responsáveis pela transmissão de doenças.	200	1000	NMP 100 ml ⁻¹

CE = condutividade elétrica; ST = sólidos totais; DBO = demanda bioquímica de oxigênio; CT = coliformes totais; CF = coliformes fecais; UNT = unidades nefelométricas de turbidez; NMP = número mais provável; uH = unidades Hanzen; SU = sem unidade

2.5.2.7. Coliformes

Coliformes são grupos de bactérias indicadoras de contaminação por dejetos, normalmente incluindo gêneros como *Escherichia*, *Citrobacter*, *Enterobacter* e *Klebsiella*. Os coliformes totais (CT) 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 CT, podem existir no solo e nos vegetais. Desta forma, não é possível afirmar categoricamente que uma amostra de água com resultado positivo para CT tenha entrado em contato com fezes. Já os coliformes fecais (CF), também referidos como coliformes termotolerantes, ocorrem exclusivamente no trato intestinal de organismos homeotérmicos.

Em laboratório, a identificação de CT e CF é feita pela incubação das amostras: os CF sobrevivem a temperaturas $>44^{\circ}$ C, enquanto os demais têm crescimento restrito a partir de 35° C. A presença de CF é usada como indicador sanitário, pois permite afirmar que houve contaminação da amostra por matéria fecal. Apesar destes não serem em sua maioria patogênicos, sua ocorrência indica que o material amostrado foi contaminado por efluentes urbanos (esgoto) e/ou dejetos de criações. Em consequência disto, outros patógenos podem estar presentes, com risco de transmissão de doenças à comunidade.

Unc e Goss (2004) sugerem que os CF dos DLS podem sobreviver no solo por longos períodos (até 68 dias) após a aplicação. Estes mesmos autores também indicam que o transporte de bactérias fecais é passivo e necessita de fluxo de água. Uma vez que estas bactérias atinjam as águas superficiais, o período de sobrevivência pode ser estendido a vários meses (Goss et al., 1996).

2.5.3. Atenuação do impacto ambiental oriundo dos DLS

Mesmo após tratamento adequado e eficaz, os DLS ainda apresentam potencial poluidor. Algumas práticas e técnicas agronômicas podem ser usadas

para atenuá-lo. Dentre estas, a aplicação dos DLS no momento de maior exigência nutricional pelas culturas, nas quantidades adequadas, conforme SBCS (2004) e a incorporação dos DLS no solo (Daverede et al., 2004; Castamann, 2005). Esta última, ainda é uma prática pouco utilizada pelos suinocultores no Sul do Brasil. Porém há vários estudos evidenciando os benefícios ambientais dessa prática em relação à aplicação de DLS na superfície do solo. Allen e Mallarino (2008) utilizando doses de DLS em dois anos consecutivos, dispostos na superfície e incorporado, e aplicando chuvas simuladas 24 horas, 15 dias e 6 meses após a aplicação dos DLS, verificaram diferenças significativas entre as formas de aplicação, sendo que a concentração e a carga de fósforo perdida no escoamento superficial foram maiores para o tratamento com os DLS aplicados na superfície. Daverede et al. (2004), em um experimento semelhante ao de Allen e Mallarino (2008), concluíram que a incorporação de DLS no solo é muito eficiente em reduzir concentrações e cargas de P no escoamento superficial, principalmente as formas prontamente disponíveis para as algas, como o fósforo reativo dissolvido.

Além disso, o entorno das áreas agrícolas pode ter papel fundamental na atenuação do impacto ambiental devido aos DLS. Lee et al. (2003) testaram o uso de faixas de amortecimento (*buffer strips*) vegetadas com *Panicum virgatum* com sete metros no entorno das lavouras, observando eficácia de 92% de remoção de sedimentos do escoamento superficial. Em uma revisão sobre os benefícios ambientais de faixas de amortecimento. Lovell e Sullivan (2006) afirmaram que a redução das quantidades de nitrato e fósforo no escoamento das faixas de amortecimento podem chegar a 94 e 95% respectivamente. Portanto, a manutenção da vegetação no entorno das lavouras que recebem DLS, é uma prática adicional ou complementar que pode ser usada para atenuar os impactos ambientais do uso de DLS, especialmente sobre o meio hídrico. Neste sentido, esta proposição em certa medida é contemplada pela legislação brasileira – em particular o Código Florestal (Brasil, 1965) na forma das Áreas de Preservação Permanente (APP), que deveriam ser mantidas no entorno dos corpos d'água.

3. HIPÓTESE E OBJETIVOS

A hipótese central deste estudo foi de que a aplicação continuada de DLS em superfície em solos agrícolas é compatível com a manutenção da qualidade do solo e das águas superficiais.

Como objetivo geral, propôs-se avaliar os impactos agronômicos e ambientais do uso continuado de DLS, considerando atributos dos solos e das águas superficiais adjacentes às áreas de produção suinícola, na região de Quinze de Novembro, RS.

Dentre os objetivos específicos da pesquisa destacam-se:

- 1) estabelecer relações quantitativas entre carga de nutrientes e contaminantes adicionadas e sua acumulação no solo, em áreas sob aplicação continuada de DLS;
- 2) avaliar a qualidade das águas superficiais quanto a atributos químicos, físicos e biológicos previstos na legislação em drenagens adjacentes às áreas agrícolas com aplicação de DLS.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Área de estudo

4.1.1. Características regionais e áreas de amostragem

O estudo foi realizado durante os anos de 2010 e 2011 em propriedades agrícolas selecionadas nos municípios de Quinze de Novembro e Ibirubá (Figura 1), localizados na região fisiográfica do Planalto Médio do Rio Grande do Sul. A área abrangida por estes municípios é de 835 km². A precipitação média anual é de 1.750 mm (INMET, 2011) e o clima da região, segundo a classificação de Köppen, é subtropical de verão úmido quente (Cfa). Na região predomina o relevo suave ondulado.

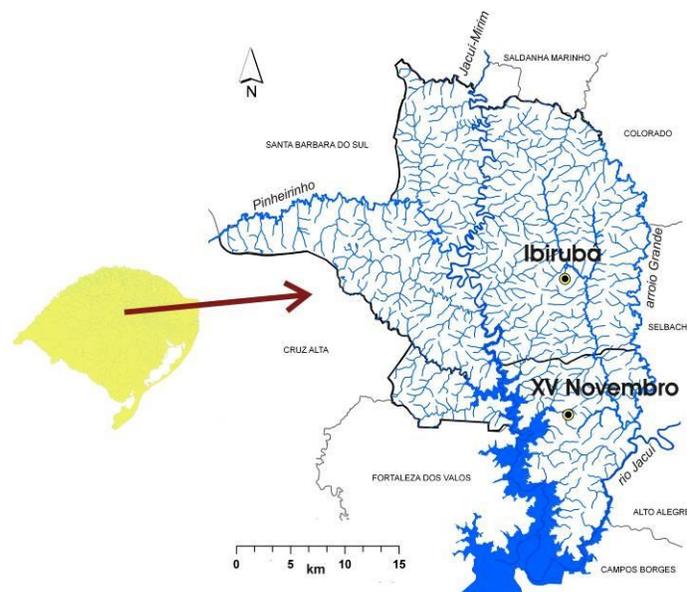


Figura 1. Localização dos municípios de Quinze de Novembro e Ibirubá no Rio Grande do Sul.

A Tabela 2 apresenta um breve histórico da agricultura na região de Quinze de Novembro, a partir do início de 1900 até os dias atuais, e a inserção da suinocultura neste contexto histórico.

A suinocultura vem se expandindo nestes municípios na última década. A produção intensiva de suínos em grandes unidades de criação (UPL – Unidades de Produção de Leitões) depende da disponibilidade de áreas agrícolas próximas para receber todo o volume de DLS produzidos. Segundo o último censo agropecuário (IBGE, 2006), a densidade populacional de suínos da região é maior que 125 suínos km⁻².

Na agricultura, o sistema de cultivo mais utilizado na região nos últimos 20 anos inclui soja e milho (tanto para grãos como para silagem) no verão e aveia (e trigo, menos frequentemente) no inverno sob sistema plantio direto, com alto nível tecnológico e rendimentos acima das médias regionais. Os produtores de leite usualmente mantêm áreas com gramíneas perenes (*especialmente Cynodon sp. cv Tifton 85*), que são usadas para pastejo do gado leiteiro e/ou produção de feno. Uma grande parte das lavouras em Quinze de Novembro recebem DLS, mesmo que os produtores não sejam suinocultores. Segundo informações fornecidas pelos produtores da região, nas áreas cultivadas com culturas anuais, estima-se a aplicação de até 80 m³ DLS ha⁻¹ ano⁻¹, e nas áreas de pastagens perenes, até 300 m³ DLS ha⁻¹ ano⁻¹.

Tabela 2. Cenários agrícolas para a região de Quinze de Novembro desde 1900 até a atualidade

Cenário	Período	Descrição
Período colonial	1900 – 1950	A agricultura praticada pelos colonos consistia no corte e queima da floresta derrubada, seguida do preparo intensivo do solo com tração animal. Este sistema de produção estava baseado na fertilidade natural dos solos, com aplicação ocasional de esterco. A criação de suínos era essencialmente para auto-consumo, com venda do excedente no mercado local. Havia cultivo de mandioca e milho.
Cultivo convencional	1950 – 1970	Início da fertilização mineral, surgem novas cultivares e introdução de equipamentos mecânicos de preparo, semeadura e colheita. Há o incremento da suinocultura com início da especialização e melhorias zootécnicas.
Cultivo convencional intensivo	1971 – 1980	Agricultura com preparos intensivos mecanizados. Inicialmente as culturas principais foram milho e trigo, passando após pela expansão da soja, com processo acelerado de perdas de solo. Práticas de manejo do solo inadequadas para a região provocaram a perda de qualidade dos solos. Surgiram projetos com vistas de solucionar este problema. Foram introduzidas novas práticas de manejo, com gradual recuperação dos solos. A agricultura passou a ser conservacionista. A suinocultura perdeu importância relativa no contexto econômico.
Transição para o Sistema Plantio Direto	1981 – 1992	Ocorreu a difusão do sistema plantio direto (SPD). No entanto, várias limitações técnicas importantes restringiram a expansão, como a disponibilidade de herbicidas e seu manejo apropriado, e de semeadoras adaptadas ao plantio através dos resíduos culturais.
Sistema Plantio Direto	1993 – 2011	Ocorreu a consagração do SPD pela ampla divulgação e maior adoção do SPD entre os produtores rurais. Nesta época também houve nova expansão da suinocultura no modelo de integração, e maior uso de DLS nos solos.

4.1.2. Principais solos

Os solos da região são originários principalmente da intemperização do basalto e arenito. Os solos predominantes de origem basáltica nesta região são Latossolo Vermelho Distroférico, Nitossolo Vermelho Eutrófico e Eutrófico e Neossolo Litólico, segundo classificação atualizada para o SIBCS (EMBRAPA, 2006) (Figura 2). Uma área central do município de Quinze de Novembro, com cerca de 1.000 ha de extensão, foi classificada como Argissolo Vermelho distrófico latossólico, com um horizonte superficial de textura arenosa. (Potter e Hochmuller, 1980).

Conforme Klamt (1969), a mineralogia destes solos é constituída de óxidos de ferro e alumínio com diferentes graus de cristalinidade, argilominerais 1:1 (principalmente caulinita), além de quartzo e outros minerais resistentes ao intemperismo. Minerais silicatados com menor resistência ao intemperismo, como os argilominerais 2:1, são raros, associados às áreas onde ocorrem Neossolos e Chernossolos.

4.1.3. Caracterização dos locais amostrados

A utilização intensiva e continuada de DLS por pelo menos 5 anos foi adotado como critério principal na seleção de lavouras para este estudo. O volume de DLS aplicados nestas áreas foram estimados a partir de informações colhidas junto aos proprietários. Como a amplitude e variação das quantidades de DLS estimadas foram altas, adotou-se faixas de aplicação anual: altas doses de DLS (entre 120 e 300 m³ ha⁻¹ ano⁻¹) e baixas doses de DLS (até 80 m³ ha⁻¹ ano⁻¹). Além destas, também foram amostradas lavouras sem aplicação de DLS e em fragmentos de matas nativas remanescentes (Figura 3).

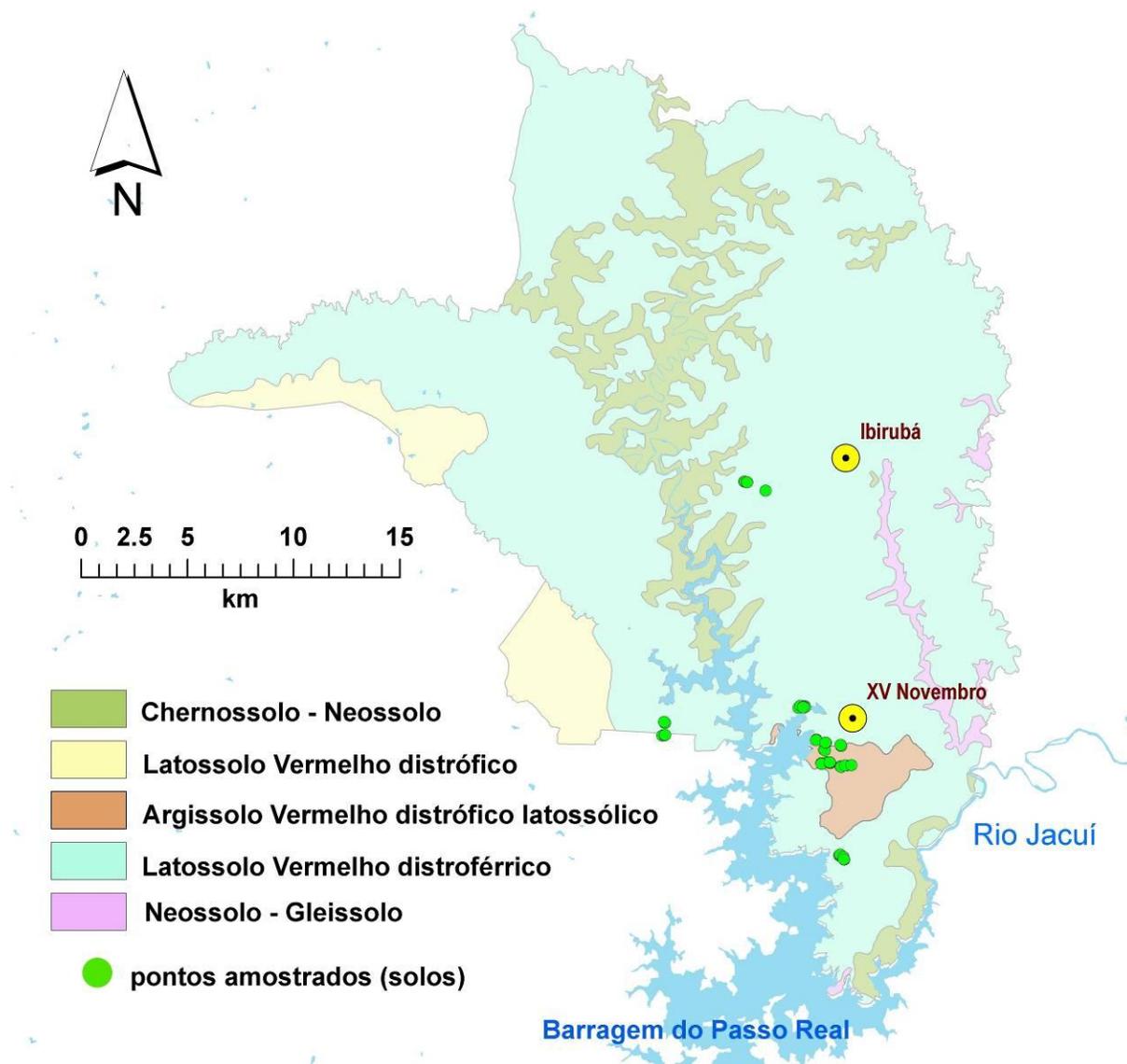


Figura 2. Mapa de solos de Quinze de Novembro e Ibirubá – RS, com a indicação dos pontos onde foram coletadas amostras de solos.

Para efeito deste estudo, as lavouras amostradas foram consideradas homogêneas quanto ao sistema de manejo e cultivos, especialmente a utilização de corretivos e fertilizantes químicos, não sendo relevadas diferenças locais quanto à evolução histórica das propriedades e/ou lavouras. Assim, assumiu-se que as lavouras avaliadas se diferenciavam apenas quanto à classe de solo e as quantidades médias anuais de DLS aplicadas. A grande maioria das lavouras recebiam DLS há mais de vinte anos.

Amostras de água foram coletadas inicialmente em três drenagens em Quinze de Novembro, em cujo entorno vem sendo feita aplicação continuada de

DLS. Em uma fase intermediária do projeto, uma das drenagens foi descartada devido a repetidas situações de vazão quase nula. As drenagens utilizadas no estudo da qualidade das águas foram denominadas de D1 (Figura 3) e D2 (Figura 4). Os dados obtidos na amostragem da drenagem eliminada são apresentados no anexo 1.

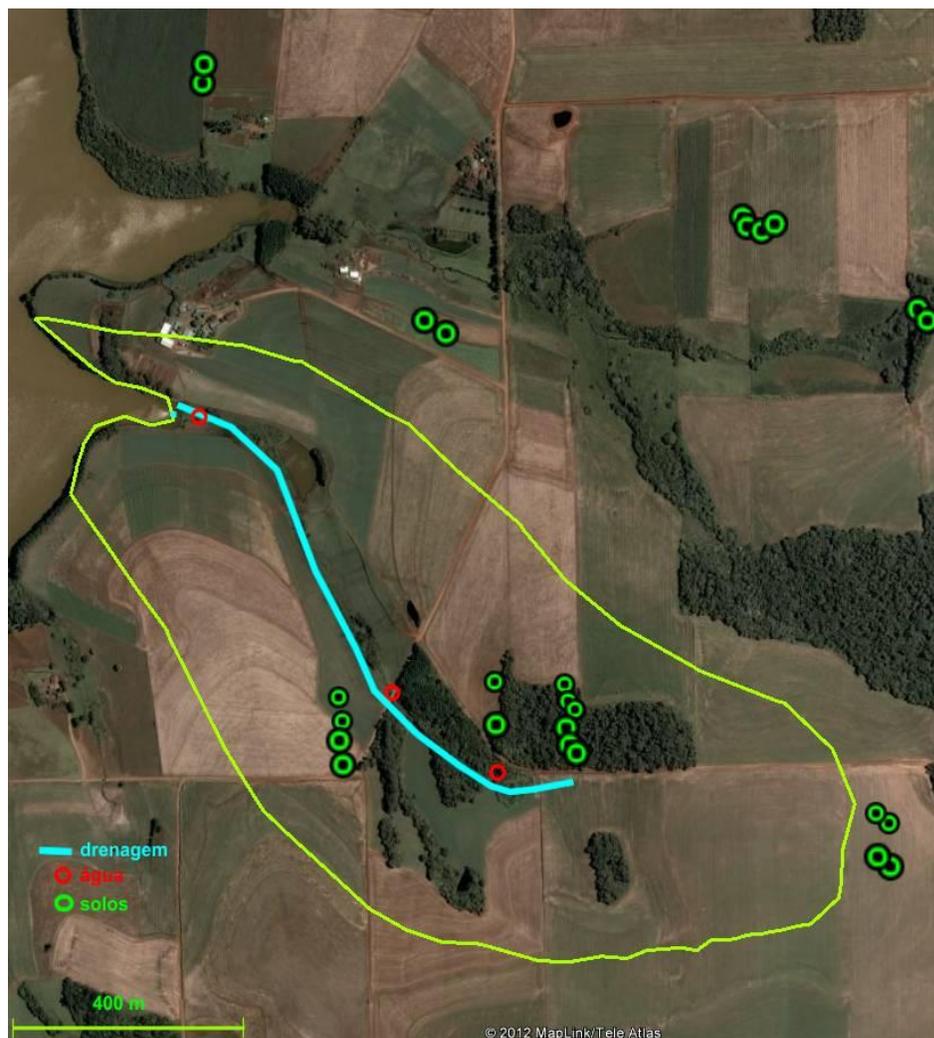


Figura 3. Delimitação da Drenagem 1 (D1) de uma microbacia rural em Quinze de Novembro - RS, com identificação dos pontos amostrados para análise de água e solo. Coordenadas centrais da microbacia são 294208,8 mE 6816897,97 m S UTM 22J.

A D1 capta água de uma área aproximada de 75 ha e tem cerca de 875 m de comprimento. Nas áreas adjacentes encontra-se principalmente pelo cultivo de pastagens perenes como Tifton (*Cynodon sp. cv. Tifton 85*), que receberam até $300 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de DLS e áreas cultivadas com soja e milho em SPD no verão, e

aveia no inverno, recebendo até $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de DLS. Três pontos de amostragem foram selecionados nesta drenagem (nascente, ponto médio e próximo à foz). Do entorno da nascente até o ponto intermediário, a drenagem é cercada por mata nativa. Entre o ponto intermediário e a foz está sendo realizado há cerca de 2 anos um projeto de recuperação ambiental, com a implantação de espécies arbóreas nativas e cercamento de até 20 metros em cada margem.

A D2 (Figura 4) possui uma área de captação de água de cerca de 73 ha e aproximadamente 1.000 metros de comprimento. Dois pontos de coleta foram selecionados, sendo um próximo à nascente, onde existe uma pequena mata ciliar remanescente. O segundo ponto localiza-se próximo da foz e fica distante cerca de 800 metros do primeiro ponto. Esta drenagem tem a maior parte de sua extensão em poteiros com transito de gado leiteiro, sendo essencialmente desprovida de mata ciliar. Outras áreas do entorno são cultivadas com Tifton (*Cynodon sp.*) e recebem cerca de $120 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de DLS na forma de fertirrigação.

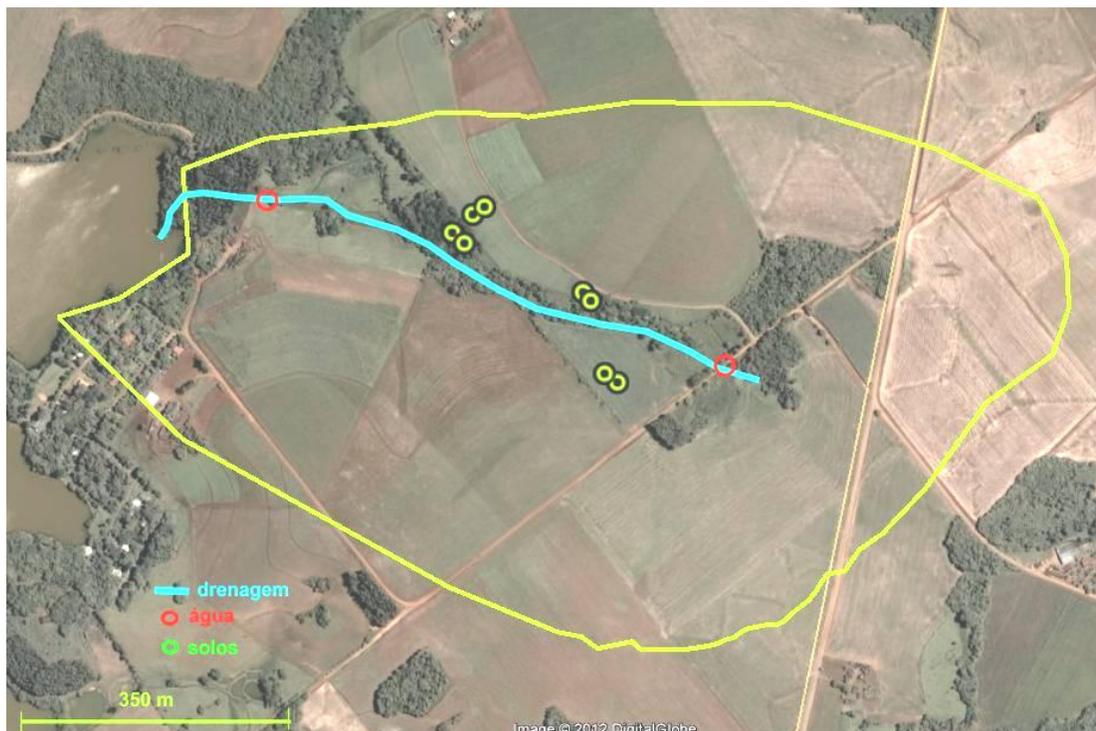


Figura 4. Delimitação da Drenagem 2 (D2) de uma microbacia rural em Quinze de Novembro - RS, com identificação dos pontos amostrados para análise de água e solo. Coordenadas centrais da microbacia são 295072,63 mE 6812256,84 m S UTM 22J.

4.2. Protocolo de amostragem e análises

4.2.1. Solos

Em cada propriedade, nas lavouras seleccionadas conforme os critérios apresentados no subitem 4.1.3., foram amostradas duas mini-trincheiras distantes no mínimo 100 metros. A coleta de solo foi realizada nas profundidades de 0-10, 10-20 e 20-30 cm (Figura 5). Amostras indeformadas de solo também foram coletadas para a determinação da densidade do solo (D_s). As amostras para a caracterização química e granulométrica foram secas ao ar, trituradas, homogeneizadas e tamisadas usando peneira com abertura de 2 mm. Os atributos químicos determinados foram carbono orgânico total (CO), nitrogênio total (Nt), fósforo pseudo-total (Pt), cobre pseudo-total (Cut), zinco pseudo-total (Znt), fósforo disponível ($P_{disp.}$), zinco ($Zn_{ext.}$) e cobre ($Cu_{ext.}$) extraíveis.



Figura 5. Mini-trincheiras e coleta de amostras indeformadas de solo.

Para a determinação do CO, foi moído no gral de ágata um grama de terra fina seca ao ar (TFSA) de cada amostra. Depois de moídas as amostras, o CO foi determinado pelo método da combustão seca (Nelson e Sommers, 1996).

O Nt foi determinado usando o método Kjeldahl, por destilação a vapor. O $Cu_{ext.}$ e o $Zn_{ext.}$ foram extraídos com HCl 0,1 mol L⁻¹, e o $P_{disp.}$ com solução extratora duplo ácido Mehlich-1, conforme métodos descritos em Tedesco et al., (1995).

As concentrações pseudo-totais de P, Cu e Zn foram obtidos usando digestão nítrico-perclórica (Tedesco et al., 1995) com adaptações sugeridas por Scolmeister (1999). Segundo Alloway (1990), ácidos concentrados como os ácidos

nítrico e perclórico têm sido utilizados para a determinação de metais totais — esta digestão é suficientemente intensa para solubilizar os metais ligados à matéria orgânica e à superfície dos argilominerais, mas não o suficiente para dissolver os metais presentes na estrutura cristalina dos minerais. Por conta disso, esta digestão e outras semelhantes vêm sendo referidas na literatura como pseudototal, sendo a digestão com ácido fluorídrico a única capaz de atacar a estrutura cristalina dos minerais do solo.

A digestão nítrico-perclórica foi proposta para determinações em diversas matrizes, como resíduos orgânicos, tecidos vegetais e fertilizantes, podendo ser usada também para solos. No entanto, reações explosivas entre o ácido perclórico e os minerais do solo (principalmente silicatos) com a temperatura acima de 185°C, ocasionalmente provoca a ejeção da mistura em digestão para fora do tubo digestor. Para evitar esse problema, a digestão foi realizada a temperatura máxima de 155°C, por 1 hora além do proposto no método original.

A Ds e a distribuição granulométrica foram determinadas conforme EMBRAPA (1997). Neste último, as amostras passaram por pré-tratamento para remoção da matéria orgânica (MO) pela adição de 10 ml de H₂O₂, sendo aplicados cinco ml por dia. A dispersão do solo foi feita com solução NaOH 1 mol L⁻¹ por 24 horas, seguida de agitação em agitador horizontal recíproco a 120 rpm por 8 horas.

Além da concentração no solo dos elementos estudados, também foram calculados os seus estoques. Os estoques foram calculados de duas formas: 1) camada equivalente de solo; e 2) massa equivalente de solo. Apesar do método de camada equivalente ser utilizado com frequência, o método da massa de solo equivalente vem sendo utilizado mais recentemente nas estimativas de sequestro de carbono nos solos (Ellert e Bettany, 1995; Bayer, 2004). Os estoques de elementos calculados por esse método são mais adequados para comparar o acúmulo real ou efetivo em relação a tratamentos de referência (normalmente áreas naturais), eliminando a influencia que variações temporais da densidade do solo associadas a diferentes sistemas de uso e manejo do solo podem ter nessa estimativa.

4.2.2. Água

Na D1, a água foi amostrada durante o período de julho de 2010 a junho de 2011, sendo realizadas nove amostragens em cada ponto. Já na D2, iniciaram-se as coletas em abril de 2011 e estenderam-se até novembro de 2011, sendo realizadas cinco amostragens para cada local. Em cada ponto de amostragem foram medidas as vazões dos córregos conforme métodos expeditos sugeridos por Carvalho (2008).

Em cada ponto de amostragem foi coletada água das drenagens em três frascos esterilizados - um de vidro de 200 ml, e 2 de polietileno de 1 L. Um destes frascos destinado á análise de nitratos foi acidificado com 1 mL de ácido sulfúrico concentrado, para evitar perdas de N pela volatilização de amônia. Após a coleta, as amostras foram mantidas em recipiente refrigerado e enviadas ao Laboratório de Análises do Departamento de Solos (LAS). Os atributos determinados foram: pH, condutividade elétrica (CE), cor aparente, turbidez, Nt, Pt, demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5), $N-NH_4^+$, $N-NO_3^-$, sólidos totais (ST), coliformes totais (CT) e coliformes fecais (CF). Os métodos analíticos usados para a determinação desses atributos foram aqueles recomendados pela American Public Health Association (Apha, 1998).

Com as vazões e concentrações dos elementos nas águas, foi também determinada a carga destes nos pontos de coleta.

4.2.3. Dejetos

Os DLS utilizados nas propriedades estudadas eram oriundos de produção suína própria ou recebidos de unidades produtoras próximas. A maioria dos sistemas de tratamento para DLS não são monitorados adequadamente, não sendo possível assegurar a completa fermentação dos DLS e conseqüente redução da carga poluidora. Para a amostragem dos DLS, foram retiradas 4 a 5 subamostras das lagoas de fermentação, compondo uma amostra representativa (Figura 6). Em seqüência, as amostras de DLS foram enviadas ao Laboratório de Análises do Departamento de Solos (LAS) da UFRGS em recipiente refrigerado. Os atributos determinados foram: umidade (gravimetria), pH (potenciometria),

carbono orgânico (combustão úmida Walkey Black), Nt (TKN), $N-NH_4^+$ e $N-NO_3^-$ (extração com KCl, destilação e titulometria) e os teores totais de P, Cu e Zn (digestão úmida nítrico-perclórica).



Figura 6. Amostragem de dejetos líquidos de suínos nas esterqueiras de uma propriedade em Quinze de Novembro e Ibirubá – RS.

4.3. Análise estatística

A análise estatística dos dados consistiu em análise de variância, considerando um delineamento experimental inteiramente casualizado, assumindo-se que as áreas amostradas eram homogêneas conforme discutido no subitem 4.1.3 acima. Quando ocorreram diferenças significativas em nível de 5% de probabilidade de erro, aplicou-se o teste de comparação de médias REGWQ. Os dados foram analisados com o modelo GLM no programa SAS (Sas, 2004). No caso dos Argissolos amostrados, não foi realizada análise estatística, pois só foi possível obter duas amostras em cada tratamento. Igualmente não foi possível realizar a análise estatística dos estoques de nutrientes apresentados com correção para massa equivalente de solo, pois estes foram calculados globalmente, usados as médias de densidade do solo e concentração de nutrientes em cada tratamento.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Características químicas dos dejetos líquidos de suínos e estimativa do balanço de nutrientes

A análise dos DLS gerados nas propriedades avaliadas (Tabela 3) indicou que são “muito diluídos” (com mais de 98% de umidade), conforme a escala proposta por Dartora et al. (1998). Esta condição pode ser atribuída em grande parte ao uso excessivo de água na limpeza das instalações de criação e à falta de sistemas que evitem a entrada das águas das chuvas nas esterqueiras (Kunz e Palhares, 2004). Aparentemente, a maioria das esterqueiras estão subdimensionadas, sendo necessária a remoção dos DLS sem tratamento adequado, pelo tempo de retenção inferior ao recomendado pela FEPAM (2007). A discrepância entre a quantidade de DLS produzido e a capacidade de tratamento, em algumas propriedades, leva à aplicação de altas doses de DLS por hectare por ano, carreando grandes quantidades de nutrientes para o solo, como o nitrogênio e o fósforo (Tabela 4).

Tabela 3. Características químicas dos dejetos líquidos de suínos em propriedades da região de Quinze de Novembro ⁽¹⁾⁽²⁾

	Umidade	pH	CO	N	NH ₄ ⁺	P	NO ₃ ⁻	Cu	Zn
	%	-	kg m ⁻³			g m ⁻³			
Média	98,8	7,6	4,50	1,6	1,4	0,3	9,3	1,9	12,0
Mediana	99,7	7,6	1,40	1,1	1,0	0,1	2,0	0,6	4,6
CV (%)	1,7	4,1	171,4	79,4	34,3	149,6	155,4	139,9	142,9

⁽¹⁾ Dados em base úmida; ⁽²⁾ Média de nove amostragens; CO = carbono orgânico; N = nitrogênio total; P = fósforo total; Cu = cobre total; Zn = zinco total; CV = coeficiente de variação

De maneira geral, a quantidade de nitrogênio aplicada no solo (culturas anuais) com a dose de 80 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ (Tabela 4), seria suficiente para obter rendimentos de até 8 Mg ha⁻¹ de milho (SBCS, 2004). Com a aplicação de 300 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ de DLS, geralmente em áreas de culturas perenes, como a gramínea Tifton 85, estimou-se as quantidades de N adicionadas ao solo em aproximadamente 500 kg ha⁻¹ ano⁻¹. Estas quantidades parecem excessivas, porém Alvim et al. (1999), demonstraram que a forrageira Tifton 85 respondeu a dose de até 600 kg N ha⁻¹. Efetivamente, dependendo de condições ambientais adequadas, a extração deste elemento pela Tifton 85 pode chegar a 462 kg ha⁻¹ ano⁻¹ (Brink et al., 2003).

Tabela 4. Estimativa do balanço de nutrientes em áreas que receberam doses de dejetos líquidos de suínos

Doses de DLS	Quantidade adicionada				
	CO	N	P	Cu	Zn
m ³ ha ⁻¹ ano ⁻¹	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹				
80	360	128	24	0,15	0,96
300	1.350	480	90	0,57	3,60
Culturas	Quantidades extraídas				
	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹				
Tifton 85 ⁽¹⁾	-	462	51	0,13	0,33
Milho (Grãos) ⁽²⁾	-	187	34	0,11	0,40
Milho (Silagem) ⁽³⁾	-	231	26	-	-

⁽¹⁾ Valores equivalentes a produção aproximada de 24 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ de MS, (Brink et al.; 2003); ⁽²⁾ Valores equivalentes a produção de 9 Mg ha⁻¹ (Coelho e França, 1995). ⁽³⁾ Valores equivalentes a 18,6 Mg ha⁻¹ de MS (Coelho e França, 1995)

As quantidades de P aplicadas anualmente nos solos com a dose de 80 m³ ha⁻¹ estão de acordo com a necessidade nutricional de manutenção das

culturas anuais usadas na região (milho para colheita de grãos e silagem), considerando níveis interpretados como muito altos de P_{disp} nas amostras de solos, indicados pelas análises destes (Tabela 05) (SBCS, 2004; Coelho e França, 1995). No entanto, os produtores rurais costumam complementar a adubação com fertilizantes minerais solúveis (em torno de 300 kg ha^{-1} da fórmula 04-18-08) e, portanto, ocorre aplicação de P em excesso nestes solos.

Nas áreas cultivadas com a forrageira Tifton (altas doses de DLS), também foram observados teores muito altos de P_{disp} no solo (Tabela 05 e 08). As quantidades de P adicionadas com os DLS anualmente foram três vezes maiores que a necessidade da forrageira para a produção de $12 \text{ Mg MS ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ em dois anos de cultivo (SBCS, 2004). Além disso, Brink et al. (2003), estimaram que a quantidade deste elemento extraída por essa gramínea para a produção de $24 \text{ Mg MS ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ seria aproximadamente a metade do que foi aplicado (Tabela 4).

Sabe-se que, especialmente para os solos de origem basáltica do RS e SC com textura mais argilosa, como os solos da região de Ibirubá, há pouca resposta à aplicação de micronutrientes (Vitti e Trevisan, 2000), pois as quantidades encontradas naturalmente nestes solos seriam suficientes para suprir as necessidades das culturas. Além disso, as quantidades extraídas pelas culturas (Tabela 4) foram sempre menores do que foi adicionado com os DLS. Para a cultura do milho, estima-se extração com a produção de grãos, de 42% e 73%, de Zn e de Cu respectivamente, do que foi adicionado com os DLS. Além disso, deve-se considerar que na colheita do milho, toda a palhada retorna para o solo, no qual ocorrerá a mineralização dos nutrientes que a compõem, ficando estes disponíveis para as plantas e perdas por escoamento superficial e lixiviação. Na Tifton, as extrações em termos relativos foram ainda menores, sendo 10% para o Zn e 21% para o Cu. Portanto, mesmo que as quantidades de Cu e Zn adicionadas com os DLS sejam aparentemente reduzidas (Tabela 4), estes vêm sendo aplicados continuamente em excesso à absorção potencial pelos cultivos utilizados.

Considerando os altos rendimentos das culturas na região de Quinze de Novembro e a ausência de fertilização mineral nas culturas de cobertura de inverno, pode-se inferir que doses de até $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ não apresentam

quantidades excessivas de nutrientes do ponto de vista agrônomo (SBCS, 2004; Coelho e França, 1995), o que também contribui para a manutenção da qualidade ambiental (FEPAM, 2007). Por outro lado, quando foram aplicadas doses de até $300 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, as quantidades de nutrientes adicionadas ao solo foram excessivas à extração pelas culturas. Deve-se considerar que para a resposta do Tifton às altas doses de N são necessárias condições ambientais adequadas para o pleno (e máximo) desenvolvimento da cultura, o que nem sempre ocorre. Além disso, a quantidade de P adicionada está muito acima das exigências da cultura. Portanto, volumes de DLS desta ordem poderiam ser reduzidos, especialmente à luz do critério três de Segnfredo (2000) e das recomendações da SBCS (2004) expostos no item 2.6.1.

Tabela 5. Concentrações (médias) de C orgânico, Nt, P, Zn e Cu disponíveis e pseudo-totais em Latossolos (0-30 cm) sob diferentes usos do solo e quantidades aplicadas de dejetos líquidos de suínos (DLS)

Tratamentos	Nº de amostras	CO	Nt	Pt	P _{disp}	Znt	Zn _{ext.}	Cut	Cu _{ext.}
		----- g kg ⁻¹ -----			----- mg kg ⁻¹ -----				
		0 - 10 cm							
Mata	12	29,4 a	2,8 a	701,5 b	8,2 b	103,7 ab	5,8 b	181,2 ns	6,8 b
Sem DLS	10	20,2 b	1,8 b	773,7 b	13,8 b	86,1 b	4,2 b	152,7	8,9 b
Baixo DLS	8	18,7 b	1,8 b	771,8 b	21,0 b	102,2 ab	9,1 b	196,1	12,6 ab
Alto DLS	14	21,4 ab	2,1 ab	1.053,1 a	58,0 a	114,1 a	25,7 a	165,4	15,2 a
		10 - 20 cm							
Mata	12	17,5 a	1,7 a	624,2 ns	4,5 b	105,1 ns	4,0 ab	188,2 ns	10,4 ns
Sem DLS	10	14,8 ab	1,3 b	586,9	5,1 b	85,8	2,0 b	150,0	9,6
Baixo DLS	8	13,9 ab	1,3 b	648,1	5,9 b	97,1	2,5 b	202,6	13,3
Alto DLS	14	12,4 b	1,2 b	711,0	16,9 a	88,1	5,6 a	158,9	12,4
		20 - 30 cm							
Mata	12	15,1 ns	1,4 ns	602,0 ns	4,8 b	106,8 a	4,2 a	186,4 ns	12,4 ns
Sem DLS	10	11,8	1,0	543,6	4,3 b	80,2 b	1,4 b	152,3	10,5
Baixo DLS	8	11,5	1,1	599,7	4,1 b	93,6 ab	1,5 b	205,5	13,4
Alto DLS	14	10,9	1,0	614,3	11,6 a	82,6 b	3,0 ab	160,2	12,3

Nt = nitrogênio total; Pt = fósforo pseudo-total; P_{disp.} = fósforo disponível; Znt = zinco total; Zn_{ext.} = zinco extraível; Cut = cobre total; Cu_{ext.} = cobre extraível. Letras minúsculas diferentes em cada coluna e em cada profundidade indicam diferenças estatísticas ($P < 0,05$, teste REGWQ)

5.2. Atributos dos solos

Não foram observadas diferenças nas concentrações de CO e Nt nos Latossolos sob cultivo intensivo que recebem altas doses de DLS em relação àqueles sem aplicação de DLS e sob vegetação natural (Tabela 5). Mesmo aplicações de grandes volumes de DLS, que carregam anualmente até 1.350 e 480 kg ha⁻¹ de C e N respectivamente (Tabela 4) não provocaram mudanças significativas nas concentrações de CO e Nt.

Resultados semelhantes foram encontrados por Arruda et al. (2010), que aplicaram doses de DLS de 0, 50, 100 e 200 m³ ha⁻¹, em um experimento de longa duração em um Latossolo Vermelho Distroférrico e não verificaram aumentos na concentração de CO até 20 cm de profundidade. No Canadá, Angers et al. (2010) observaram que os estoques de CO no solo com a aplicação de 50 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ de DLS foram semelhantes aos estoques do tratamento controle (sem DLS) na camada de 0-15 cm em um experimento de 20 anos em um solo argiloso, mal drenado, cultivado com *Phleum pratense*. É importante considerar que a maioria dos produtores neste estudo historicamente vem mantendo altos níveis de fertilidade em suas lavouras – mesmo aquelas que não recebem DLS – o que pode minimizar o efeito do DLS sobre atributos do solo como o CO e Nt. Neste estudo não foi possível identificar o histórico de manejo do solo nas áreas amostradas, que poderia revelar outros fatores que afetam os teores atuais de CO e Nt nestes solos.

O CO nos DLS apresenta alta labilidade (Angers et al., 2010), e, portanto, rápida decomposição quando aplicados ao solo, contribuindo pouco para o aumento dos teores CO. Além disso, a aplicação de DLS proporciona aumento na atividade microbiana, podendo resultar em maior mineralização da matéria orgânica do solo, como sugerido por N'dayegamiye e Côté (1989), fazendo com que os estoques amostrados nestas camadas, mesmo nas lavouras com altas doses de DLS, sejam menores do que aqueles identificados em solos sob mata nativa, os quais poderiam ser considerados como estoques potenciais para estes solos (Tabela 7).

Para a manutenção dos estoques de CO no solo seria necessário que as adições anuais deste sejam no mínimo iguais às perdas; para ocorrer

incremento destes, as adições de CO deveriam ser superiores às perdas (Bayer e Mielniczuk, 2008).

Os estoques de CO e Nt nos Latossolos estudados na região de Quinze de Novembro foram calculados em camadas equivalentes de solo (Tabela 6). Assim como na comparação de concentrações (Tabela 5), não foram identificadas diferenças significativas entre lavouras sem DLS e com DLS em duas doses médias anuais, porém estes estoques também não apresentaram diferenças em relação aos estoques nos solos sob mata.

Com a correção para massa equivalente (para a qual análise estatística não é possível como referido no item 4.3, as diferenças observadas entre os solos de lavouras foram quantitativamente pequenas, enquanto os estoques de CO entre lavouras com e sem DLS variaram entre 25% dos estoques das matas na camada superficial até aproximadamente 15% dos estoques das matas na camada (original) 20-30 cm. Os estoques de Nt apresentaram diferenças ainda menores (Tabela 7).

Nos Argissolos latossólicos foi observado que a aplicação de altas doses de DLS aumentou aproximadamente 50% a concentração e estoque de CO em relação as outras lavouras com e sem aplicação DLS e inclusive em relação à mata em todas as profundidades (Tabela 8, 9 e 10). Esta interpretação deve ser considerada com cuidado pois que não foi possível efetuar a análise estatística. Os DLS são ricos em compostos orgânicos de baixo peso molecular, os quais são móveis no solo. Lourenzi (2010) obteve resultados semelhantes em um Argissolo com 170 g kg^{-1} de argila, portanto com textura similar a este Argissolo de Quinze de Novembro, onde era conduzido experimento de longa duração aplicando doses de 0, 20, 40 e $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de DLS, duas e três vezes por ano. A aplicação continuada de altas doses de DLS pode saturar os grupos funcionais de superfície dos minerais da camada superficial do solo, facilitando assim a migração de CO dissolvido ao longo do perfil, eventualmente levando ao acúmulo de C em profundidade.

Tabela 6. Estoques (médios) de C orgânico, Nt, P, Zn e Cu disponíveis e pseudo-totais em Latossolos (0-30 cm) sob diferentes usos do solo e quantidades aplicadas de dejetos líquidos de suínos (DLS)

Tratamentos	Nº de amostras	CO	Nt	Pt	P _{disp}	Znt	Zn _{ext.}	Cut	Cu _{ext.}	
		--- Mg ha ⁻¹ ---		----- kg ha ⁻¹ -----						
0 - 10 cm										
Mata	12	25,7 ns	2,4 ns	657,6 c	7,4 b	97,8 c	5,6 b	173,1 b	6,5 b	
Sem DLS	10	30,0	2,7	1158,5 b	19,9 b	129,0 bc	6,7 b	234,8 ab	13,8 ab	
Baixo DLS	8	27,8	2,6	1145,4 b	30,8 b	152,5 ab	13,6 b	292,6 a	18,8 a	
Alto DLS	14	30,7	3,0	1530,1 a	82,0 a	166,7 a	37,2 a	241,0 ab	22,2 a	
10 - 20 cm										
Mata	12	17,8 b	1,8 ns	666,5 b	4,7 b	112,2 ns	4,4 ab	203,3 ns	11,3 ns	
Sem DLS	10	22,1 a	2,0	907,1 ab	7,4 b	130,4	3,2 b	234,5	15,0	
Baixo DLS	8	20,4 ab	1,9	950,6 a	8,5 b	142,8	3,7 b	299,3	19,5	
Alto DLS	14	18,2 b	1,8	1050,3 a	24,4 a	130,1	8,1 a	232,8	18,3	
20 - 30 cm										
Mata	12	15,8 ns	1,5 ns	668,9 ns	5,3 b	119,2 ns	4,8 ns	209,2 ns	14,1 ns	
Sem DLS	10	17,2	1,5	823,4	6,0 b	119,1	2,1	233,9	16,1	
Baixo DLS	8	15,5	1,5	808,9	5,5 b	126,6	2,1	278,3	18,1	
Alto DLS	14	13,9	1,3	795,6	14,7 a	106,7	3,9	206,7	15,9	
0 - 20 cm										
Mata	12	43,5 ns	4,2 ns	1.324,1 b	12,1 b	209,6 b	10,0 b	375,5 b	17,8 b	
Sem DLS	10	52,1	4,7	2.065,6 a	27,3 b	259,4 ab	9,9 b	460,3 ab	28,8 ab	
Baixo DLS	8	48,2	4,6	2.096,0 a	39,4 b	295,2 a	17,3 b	591,8 a	38,3 a	
Alto DLS	14	48,9	4,8	2.580,5 a	106,4 a	296,8 a	45,3 a	474,8 ab	40,5 a	
0 - 30 cm										
Mata	12	59,3 ns	5,8 ns	1.993,1 b	17,4 b	328,8 ns	14,7 b	584,7 ns	31,8 ns	
Sem DLS	10	69,3	6,2	2.889,0 a	33,3 b	378,4	12,0 b	703,2	44,9	
Baixo DLS	8	63,7	6,1	2.904,9 a	44,9 b	421,9	19,4 b	870,1	56,4	
Alto DLS	14	62,8	6,1	3.376,0 a	121,1 a	403,4	49,2 a	681,5	56,4	

Nt = nitrogênio total; Pt = fósforo pseudo-total; P_{disp.} = fósforo disponível; Znt = zinco total; Zn_{ext.} = zinco extraível; Cut = cobre total; Cu_{ext.} = cobre extraível. Letras minúsculas diferentes em cada coluna e em cada profundidade indicam diferenças estatísticas ($P < 0,05$, teste REGWQ).

Tabela 7. Estoques de CO, N e nutrientes corrigidos pela massa equivalente com referência à mata (vegetação natural) em Latossolos (0-30 cm) diferentes usos do solo e quantidades aplicadas de dejetos líquidos de suínos (DLS)

Tratamentos	CO	Nt	Pt	P _{disp}	Znt	Zn _{ext.}	Cut	Cu _{ext.}
	--- Mg ha ⁻¹ ---		----- kg ha ⁻¹ -----					
	0 - 10 cm							
Mata	25,7	2,4	657,6	7,4	97,8	5,6	173,1	6,5
Sem DLS	18,2	1,6	720,9	12,8	80,0	4,2	144,7	8,7
Baixo DLS	18,1	1,7	765,3	22,5	100,4	9,1	191,0	12,9
Alto DLS	20,3	2,0	1019,0	56,0	110,9	24,3	163,4	14,0
	10 - 20 cm							
Mata	17,8	1,8	666,5	4,7	112,2	4,4	203,3	11,3
Sem DLS	15,5	1,4	643,5	5,3	92,3	2,3	165,0	10,7
Baixo DLS	14,9	1,4	696,4	7,0	103,9	2,5	215,2	14,4
Alto DLS	13,5	1,3	800,3	18,3	98,1	6,0	177,7	13,4
	20 - 30 cm							
Mata	15,8	1,5	668,9	5,3	119,2	4,8	209,2	14,1
Sem DLS	12,8	1,1	616,5	4,7	89,8	1,7	174,19	12,3
Baixo DLS	13,8	1,3	706,0	5,1	108,7	1,7	238,0	15,5
Alto DLS	12,1	1,1	716,3	12,5	94,9	3,4	186,0	14,0
	0 - 20 cm							
Mata	43,5	4,2	1324,1	12,14	210,0	10,0	376,4	17,8
Sem DLS	33,7	3,0	1364,4	18,1	172,2	6,5	309,7	19,4
Baixo DLS	33,0	3,1	1461,8	29,5	204,4	11,7	406,2	27,3
Alto DLS	33,8	3,3	1819,3	74,2	209,0	30,3	341,1	27,3
	0 - 30 cm							
Mata	59,3	5,8	1993,1	17,4	329,2	14,7	585,6	31,8
Sem DLS	46,6	4,1	1980,9	22,8	262,0	8,2	483,9	31,7
Baixo DLS	46,8	4,4	2167,7	34,6	313,1	13,4	644,2	42,8
Alto DLS	45,9	4,4	2535,6	86,7	303,9	33,7	527,1	41,3

Nt = nitrogênio total; Pt = fósforo pseudo-total; P_{disp.} = fósforo disponível; Znt = zinco total; Zn_{ext.} = zinco extraível; Cut = cobre total; Cu_{ext.} = cobre extraível.

Solos com textura mais arenosa têm menor capacidade de proteção e, conseqüentemente, maiores estoques de C lábil do que solos argilosos como os Latossolos (Plante et al., 2006), em parte porque a proteção da MO particulada intra-agregados é favorecida pelo incremento do conteúdo da argila (Balesdent et al., 2000).

Deve-se então considerar que os estoques de CO em solos (ou em camadas) de textura mais arenosa são normalmente menores do que nos solos com textura mais argilosa. Por conta disso, esses solos são mais sensíveis às adições de CO pelos DLS do que os solos argilosos, o que justifica o seu grande aumento relativo em relação aos outros manejos.

Com relação ao teor e estoque de Nt, tanto no Latossolo quanto no Argissolo, apresentaram tendência semelhante ao CO, o que já era esperado, pois é sabido, que mais de 90 % do N no solo encontra-se na forma orgânica, necessitando ser mineralizado para estar disponível para as plantas ou perdas.

O P_{disp} nos Latossolos, tanto quanto às concentrações quanto aos estoques, aumentou nas três camadas avaliadas, de forma proporcional às doses de DLS (Tabela 5, 6 e 7). Estes incrementos de P observados provavelmente se devem devido à saturação dos sítios de adsorção de P nas camadas mais superficiais do solo e conseqüente movimentação deste elemento no perfil destes Argissolos. Além disso, o uso de DLS no solo aumenta, principalmente, as formas mais lábeis de P (Gatiboni et al., 2008), as quais, adsorvidas com baixa energia, podem ter lixiviado para a subsuperfície, como proposto por Ceretta et al. (2010). Resultados semelhantes foram encontrados por Adeli et al. (2008), em um experimento de 15 anos de duração, aplicando altas doses de DLS (1.000 a $1.500 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$).

Tabela 8. Concentrações de CO, Nt e nutrientes disponíveis, pseudo-totais em Argissolos Vermelho latossólico sob diferentes usos e manejos de dejetos líquidos de suínos (DLS)

Tratamentos	CO	Nt	Pt	P _{disp}	Znt	Zn _{ext.}	Cut	Cu _{ext.}
	--- g kg ⁻¹ ---		----- mg kg ⁻¹ -----					
	0 - 10 cm							
Mata	12,6	1,1	173,9	3,6	12,1	1,2	17,4	1,7
Sem DLS	11,5	0,9	278,1	18,8	28,1	1,9	28,4	1,4
Alto DLS	18,0	1,5	553,4	38,8	41,9	15,2	37,3	7,4
	10 - 20 cm							
Mata	6,8	0,6	144,9	2,2	13,1	0,7	17,4	2,1
Sem DLS	6,2	0,6	213,0	7,5	27,6	0,5	31,8	1,4
Alto DLS	11,2	0,9	348,4	16,5	26,7	3,1	30,6	3,3
	20 - 30 cm							
Mata	5,6	0,6	144,4	2,1	15,8	0,7	23,1	2,4
Sem DLS	5,9	0,5	175,4	2,8	29,9	0,3	32,9	1,6
Alto DLS	9,0	0,6	259,7	5,75	26,7	0,5	32,7	2,3

Nt = nitrogênio total; Pt = fósforo pseudo-total; P_{disp.} = fósforo disponível; Znt = zinco total; Zn_{ext.} = zinco extraível; Cut = cobre total; Cu_{ext.} = cobre extraível. Médias de duas repetições para cada manejo.

Tabela 9. Estoques de CO, Nt e nutrientes disponíveis, pseudo-totais em Argissolos Vermelho latossólico em Argissolos Vermelho latossólico sob diferentes usos do solo e doses de dejetos líquidos de suínos (DLS)

Tratamentos	CO	Nt	Pt	P _{disp}	Znt	Zn _{ext.}	Cut	Cu _{ext.}
	--- Mg ha ⁻¹ ---		----- kg ha ⁻¹ -----					
				0 - 10 cm				
Mata	14,9	1,3	173,9	4,4	15,0	1,4	21,6	2,2
Sem DLS	18,4	1,5	278,1	29,8	45,2	3,0	45,7	2,2
Alto DLS	28,1	2,3	553,4	60,6	65,3	23,6	58,2	11,6
				10 - 20 cm				
Mata	10,2	1,0	144,9	3,4	19,8	1,0	26,1	3,1
Sem DLS	10,7	1,0	213,0	12,7	47,6	0,8	54,9	2,5
Alto DLS	18,6	1,4	348,4	27,5	44,3	5,1	50,9	5,5
				20 - 30 cm				
Mata	8,9	0,9	144,4	3,4	25,4	1,1	37,2	3,8
Sem DLS	9,7	0,8	175,4	4,6	49,5	0,5	54,4	2,7
Alto DLS	15,1	1,0	259,7	9,6	44,8	0,9	55,0	3,9
				0 - 20 cm				
Mata	25,1	2,3	430,6	7,7	34,8	2,5	47,7	5,3
Sem DLS	29,1	2,5	811,6	42,5	92,8	3,8	100,7	4,7
Alto DLS	46,8	3,7	1.443,0	88,0	109,6	28,7	109,1	17,1
				0 - 30 cm				
Mata	34,0	3,2	661,1	11,1	60,2	3,6	84,9	9,2
Sem DLS	38,8	3,3	1.102,0	47,1	142,3	4,3	155,1	7,4
Alto DLS	61,9	4,8	1.878,7	97,7	154,4	29,6	164,0	20,9

Nt = nitrogênio total; Pt = fósforo pseudo-total; P_{disp.} = fósforo disponível; Znt = zinco total; Zn_{ext.} = zinco extraível; Cut = cobre total; Cu_{ext.} = cobre extraível. Médias de duas repetições para cada manejo.

Tabela 10. Estoques de CO, Nt e nutrientes disponíveis, pseudo-totais com correção por massa equivalente em Argissolos Vermelho latossólico em Argissolos Vermelho latossólico sob diferentes usos do solo e doses de dejetos líquidos de suínos (DLS)

Tratamentos	CO ---Mg ha ⁻¹ ---	Nt	Pt	P _{disp}	Znt	Zn _{ext.}	Cut	Cu _{ext.}
	----- kg ha ⁻¹ -----							
0 - 10 cm								
Mata	14,9	1,3	213,0	4,4	15,0	1,4	21,6	2,2
Sem DLS	14,2	1,2	345,8	22,6	35,4	2,4	35,9	1,7
Alto DLS	21,8	1,8	661,1	46,4	50,8	19,3	44,6	9,2
10 - 20 cm								
Mata	10,2	1,0	217,6	3,4	19,8	1,0	26,1	3,1
Sem DLS	9,4	0,8	320,8	11,1	41,8	0,7	48,2	2,2
Alto DLS	17,0	1,3	533,2	23,9	41,6	5,0	47,5	5,3
20 - 30 cm								
Mata	8,9	0,9	230,5	3,4	25,4	1,1	37,2	3,8
Sem DLS	9,4	0,8	280,9	4,3	47,7	0,5	52,6	2,6
Alto DLS	14,5	1,0	416,5	9,6	42,7	0,9	51,4	3,7
0 - 20 cm								
Mata	25,1	2,3	430,6	7,7	34,8	2,5	47,7	5,3
Sem DLS	23,6	2,0	666,6	33,7	77,2	3,1	84,0	3,9
Alto DLS	38,8	3,1	1194,3	70,2	92,3	24,3	92,1	14,6
0 - 30 cm								
Mata	34,0	3,2	661,1	11,1	60,2	3,6	84,9	9,2
Sem DLS	33,0	2,8	947,5	38,0	124,8	3,5	136,6	6,5
Alto DLS	53,3	4,1	1610,8	79,8	135,0	25,2	143,5	18,3

Nt = nitrogênio total; Pt = fósforo pseudo-total; P_{disp.} = fósforo disponível; Znt = zinco total; Zn_{ext.} = zinco extraível; Cut = cobre total; Cu_{ext.} = cobre extraível. Médias de duas repetições para cada manejo

As concentrações de Pt no Latossolo foram maiores apenas na camada superficial (0-10 cm) nas lavouras com maior aplicação de DLS, onde se estimou um aporte de 90 kg de P ha⁻¹ ano⁻¹ (Tabela 05). Da mesma forma, considerando os estoques das formas de P analisadas (P_t e P_{disp.}), embora não tenha sido possível realizar análise estatística, observa-se tendência semelhante para o Pt. Reitera-se aqui a hipótese de que o uso de DLS adiciona ao solo principalmente as formas mais lábeis de P. Este acúmulo de P na superfície é preocupante do ponto de vista ambiental, pois este nutriente pode ser mais facilmente carregado com o escoamento superficial, com risco de contaminação das águas superficiais

No Argissolo, concentrações e estoques de P_{disp.} e Pt aproximadamente foram duas vezes maiores em relação ao solo cultivado sem DLS e aproximadamente três vezes mais em relação à mata nativa até a camada de 10-20 cm. Lourenzi (2010) observou aumento dos teores de Pt até 30 cm de profundidade e até 60 cm para o P_{disp.}, em um Argissolo, usando doses de 80 m³ ha⁻¹ antes de cada cultivo em sete anos.

O efeito de altas doses de DLS no teor de P_{disp.}, foi mais expressivo em relação ao Pt, nos Argissolos do que nos Latossolos. Solos (ou camadas de solo, como neste caso) com textura mais grosseira, constituídos principalmente por areia e silte, têm menos sítios de adsorção de P do que solos argilosos (Novais et al., 2007). Segundo Berwanger et al, (2008), o incremento na disponibilidade do P pela aplicação de DLS será tanto maior quanto menor for a capacidade de adsorção do solo. Portanto, o P adicionado ao Argissolo, estava mais propício ao deslocamento no perfil, do que o no Latossolo. Por isso, a saturação destes reduzidos sítios de adsorção na camada mais superficial (0-10 cm), facilitando o deslocamento deste elemento para a subsuperfície, pode ter sido mais expressiva nos Argissolos do que nos Latossolos.

Com relação aos micronutrientes, embora ocorreram diferenças significativas para os teores de Zn extraível nas três camadas do Latossolo, de maneira geral, os impactos do uso de DLS foi mais expressivo na camada superficial, sendo evidenciado pelos valores dos estoques do Zn e Cu extraíveis (Tabelas 6 e 7). Na camada de 0-10 cm, os acúmulos de Zn e Cu extraíveis foram mais de 500 e 150%, respectivamente, em relação aos solos sem DLS e mata

nativa. E na camada de 10-20 cm, o $Zn_{extr.}$ apresentou estoques mais de 100% maiores no solo com altas doses de DLS em relação aos outros manejos. Quanto aos estoques de $Cu_{ext.}$, não ocorreram diferenças significativas em subsuperfície.

Conforme Citeau et al, (2003), o Zn está presente no solo principalmente na forma de íons livres ou complexos lábeis com baixa energia de ligação. O Cu, por sua vez, tem alta afinidade com a MO do solo formando complexos estáveis (Croué et al., 2003). Essas características justificam as alterações nos teores extraíveis de Zn até 30 cm de profundidade e o maior acúmulo do $Cu_{ext.}$ apenas na camada superficial, onde predominam maiores teores de MO. O $Zn_{ext.}$ estando na forma livre na solução do solo ou ligada aos grupos funcionais da fase sólida com baixa energia de ligação, associado a regiões com altas intensidades de chuvas, pode mais facilmente ser percolado no perfil do solo do que o $Cu_{ext.}$, que é fortemente adsorvido a MO, tornando-se pouco móvel no solo.

Resultados semelhantes foram encontrados por Graber et al. (2005) na Dinamarca, os quais trabalharam com 46 solos que receberam aplicações de DLS por 12 anos. Estes autores verificaram aumento nos teores totais de Cu e Zn na camada superficial (0-25 cm), e dos teores extraíveis na superfície e subsuperfície (0-25 e 25-50). Mattias et al. (2010), avaliando o acúmulo de Cu e Zn em solos de Santa Catarina após aplicação continuada de DLS por vários anos, encontrou em um Latossolo aumento de até 42 vezes nos teores destes elementos em comparação a um solo que não recebeu DLS.

Nas lavouras em Argissolos Vermelhos latossólicos, concentrações e estoques de Zn e Cu extraíveis encontrados nas áreas com altas doses de DLS foram mais que 700% maiores para o Zn e mais que 400% para o Cu em relação as demais áreas. Giroto et al. (2010), em um experimento de sete anos aplicando DLS a taxas aproximadas de $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, em um Argissolo com 170 g kg^{-1} de argila, observaram aumento nas concentrações de Cu e Zn extraíveis até 20 cm de profundidade. Na camada de 0 a 2 cm, esses teores foram 30% maiores nos solos com DLS. Com relação aos teores pseudo-totais, observaram aumento dos teores de Cu e Zn até 12 cm de profundidade.

Nas lavouras em Latossolos Vermelhos, a adição 3,6 e 0,57 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de Zn e Cu respectivamente, pela aplicação de altas doses de DLS, provocou alterações dos teores e estoques pseudo-totais no solo. No entanto, apenas o Znt apresentou aumento em relação ao solo sem DLS na camada superficial. Nas lavouras em Argissolos Vermelhos latossólicos os acúmulos foram em aproximadamente 50 e 30% para o Znt e Cut, respectivamente, na camada superficial. Isso reforça a idéia de que ocorre grande impacto nesta camada de solo com o uso de DLS aplicados em superfície.

Uma comparação das concentrações de Cu_t e Zn_t apresentadas nas tabelas 5 e 8 com os valores orientadores de qualidade do solo estipulados na Resolução 420 (CONAMA, 2009), verifica-se que no caso do Cu_t, as concentrações no solo foram aproximadamente duas vezes maiores do que o valor de prevenção sugerido (60 mg kg⁻¹) e estão próximos do valor limite para investigação (200 mg kg⁻¹). No entanto, é importante observar que esses solos apresentam naturalmente altos teores de Cu_t (valor de referência que deve ser determinado regionalmente), pois em todas as profundidades os teores de Cut da mata nativa foram superiores a 180 mg kg⁻¹. De fato, esta Resolução prevê que, para uma interpretação mais adequada destes valores observados, devem ser estabelecidos valores de referência regionais.

De maneira geral, tanto nas concentrações como nos estoques dos nutrientes estudados, não foram constatadas diferenças significativas (especialmente nos Latossolos) quando da aplicação de baixas doses de DLS (80 m³ ha⁻¹ano⁻¹) e sem aplicação destes. Esta observação, apoiada pela discussão do balanço nutricional nestas áreas (item 5.1), sugere que as quantidades de nutrientes carregadas com estas doses de DLS estão sendo recicladas no sistema de produção, seja de grãos ou pastagem, podendo-se inferir que os impactos ambientais advindos da aplicação de DLS são minimizados.

Já nas situações de aplicação de altas doses de DLS (300 m³ ha⁻¹ano⁻¹) nestes solos de forma continuada, como tem ocorrido em algumas propriedades na região de estudo, observa-se incrementos substanciais de alguns nutrientes, com exceção do Cu_t na camada superficial dos Latossolos. As maiores concentrações e estoques de nutrientes indicam maior risco de contaminação das

águas superficiais próximas pelo escoamento superficial das lavouras, ou até das águas subterrâneas.

Como os incrementos observados para estes nutrientes quando do uso de doses elevadas foram predominantemente na camada superficial (0-10 cm), podemos especular que a utilização de manejo de DLS que depositassem os resíduos sub-superficialmente, como a injeção do DLS no solo, poderia amenizar esta estratificação e diminuir os riscos associados (Daverede et al, 2004; Castamann, 2005).

5.3. Caracterização das águas

Os parâmetros de qualidade da água considerados foram comparados com os valores orientadores previstos e detalhados na Resolução 357 do CONAMA (2005). Adicionalmente, as Figuras 7 e 8 apresentam os valores medidos das vazões de cada ponto das drenagens avaliadas (D1 e D2). Estes dados adicionais são importantes, pois as concentrações de contaminantes incluídas na Resolução 357 se aplicariam à vazão de referência (vazão do corpo hídrico utilizada como base para o processo de gestão, tendo em vista o uso múltiplo das águas). Como esta vazão não foi estabelecida para estes cursos d'água, a mediana das vazões medidas foi usada como vazão de referência neste estudo.

Nota-se que na D1, durante o período que as vazões foram medidas (novembro de 2010 a junho 2011), desconsiderando a amostragem de fevereiro (situação atípica devido à seca), a amplitude entre as datas foi de 14,7 e 3,5 m³ h⁻¹ na foz e ponto intermediário, respectivamente. E a vazão mediana para esses pontos foi de 30,5 e 6,5 m³ h⁻¹, respectivamente. Na nascente quase não houve variação dos valores entre as datas, sendo o valor mediano 1,4 m³ h⁻¹ e a maior amplitude 0,6 m³ h⁻¹.

A D2 apresentou valores de vazão mediana de referência para os pontos médio e foz como sendo 27,7 e 83,2 m³ h⁻¹, respectivamente. Nesta drenagem houve grande variação no volume de água desde o início das

amostragens até a última avaliação, visto que as amplitudes das vazões para os pontos médio e foz foram 30,2 e 134 $\text{m}^3 \text{h}^{-1}$. Isso é atribuído ao inverno chuvoso ocorrido em 2011 e posterior final de primavera e início de verão com estiagem, que baixou os níveis normais das fontes de água.

Nas Figuras 10 e 11 são apresentados os parâmetros avaliados conforme as datas e os pontos de referentes à D1. Nesta, nenhum dos parâmetros ultrapassou os limites máximos para enquadramento das águas como de classe 2 de acordo com a resolução 357. Portanto, estas águas podem ser utilizadas para consumo humano após tratamento convencional, bem como para recreação e irrigação de hortaliças e frutíferas. No entanto, se considerados os requisitos para enquadramento na classe 1, os parâmetros cor aparente e CF apresentaram concentrações acima dos limites máximos, que são cor natural da água e 200 NMP 100 mL^{-1} respectivamente na maioria das datas amostradas.

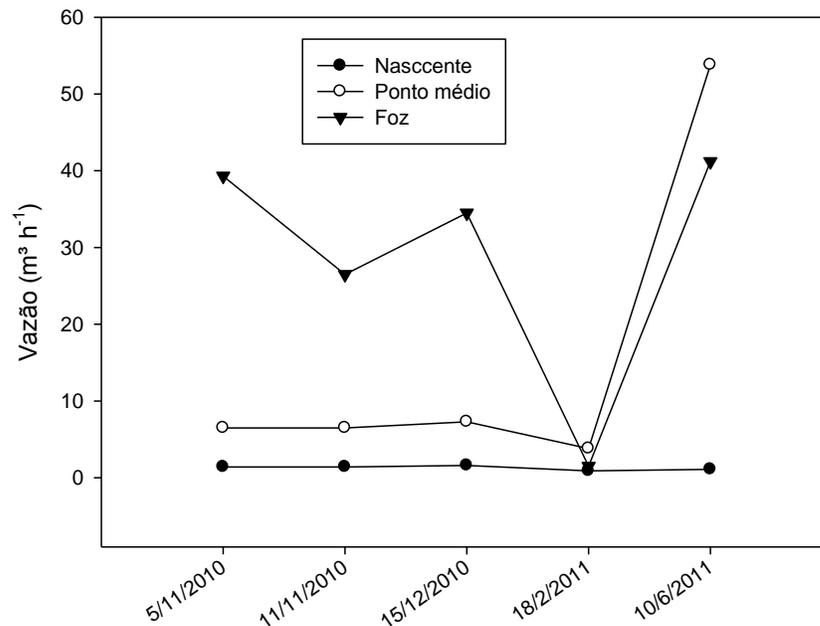


Figura 7. Vazões na drenagem 1 (D1) observada nas campanhas de amostragem em 2010 e 2011.

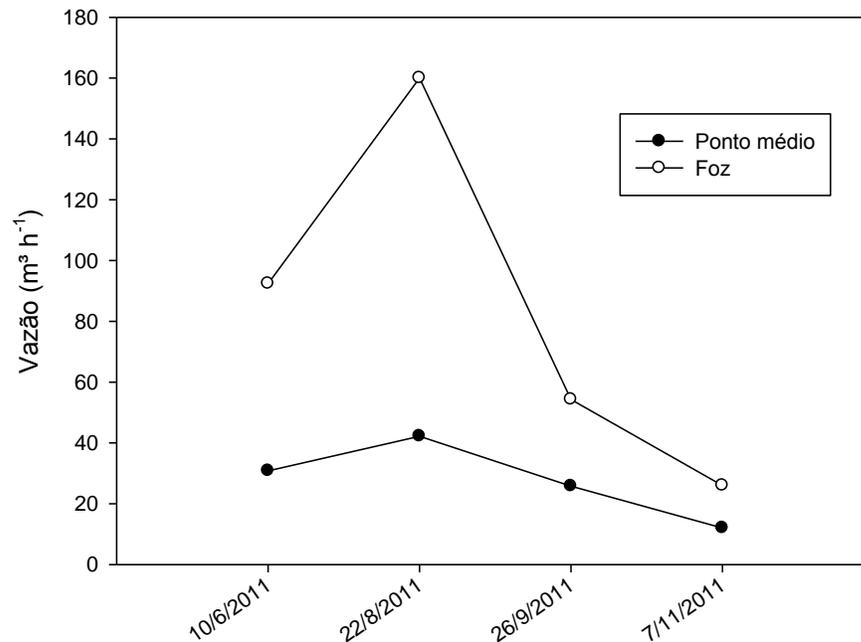


Figura 8. Vazões na drenagem 2 (D2) observada nas campanhas de amostragem em 2011.

A cor, utilizada como um dos indicadores físicos de potabilidade, embora seja um atributo mais estético da água, é uma característica derivada da existência de substâncias em solução, sendo essas, na grande maioria dos casos, de natureza orgânica (Marques et al, 2007). Durante o período de amostragem (jul. 2010 a jun. 2011) os valores de cor variaram desde 2,5 até 180 uH. A resolução 357 não estabelece um valor máximo da cor para enquadrando da água como de classe 1, apenas afirma que essa deve apresentar a cor natural do curso d`água.

A Resolução 357 estabelece valores orientadores únicos para CT em todas as classes de águas superficiais, mas considera com rigor os CF, visto que estes estão associados ao efetivo risco sanitário pela contaminação de águas por dejetos, efluentes e resíduos. Os CF na maioria das datas analisadas apresentaram valores acima de 200 NMP 100 ml⁻¹, que é o limite máximo para classe 1, mais frequentemente na foz da drenagem. Como pode-se observar na Figura 11, os valores de CF excederam os limites máximos estabelecidos pela

legislação para classe 1 em 25, 50 e 75% das datas amostradas para a nascente, ponto intermediário e foz respectivamente. Para enquadramento das águas em classe 1, o número de CF não deve exceder um limite de 200 coliformes termotolerantes por 100 mililitros em 80% ou mais, de pelo menos 6 amostras, coletadas durante o período de um ano, com frequência bimestral.

Contrariamente a observações positivas quanto à qualidade da água, manifestadas pelos produtores nas áreas estudadas, estes resultados sugerem que estas águas não deveriam ser utilizadas, sem tratamento adequado (mesmo que simplificado), para consumo humano, irrigação de hortaliças e alguns tipos de fruticultura (CONAMA, 2005). Estes resultados são preocupantes, pois até mesmo a água próxima à nascente, usualmente considerada “pura”, parece estar sendo afetada pelas atividades antrópicas, tendo neste caso a atividade suinícola o maior potencial de contaminação.

Por outro lado, ao analisar pontualmente algumas datas como, por exemplo, 17/08/2010 e 18/02/2011, verifica-se que os maiores valores obtidos para a maioria dos parâmetros coincidiram com essas datas. Isso está associado provavelmente ao volume de água da drenagem. Embora não tendo-se a vazão referente ao dia 17/08/2010, a Figura 9 apresenta os dados de precipitação pluviométrica mensal para os anos de 2010 e 2011. Nota-se que o mês de agosto de 2010 foi muito seco, tendo ocorrido menos de 10 mm de precipitação pluviométrica, além disso, não ocorreram chuvas superiores a 10 mm a partir do dia 20 de julho. Isso reduziu o volume de água nas drenagens e, provavelmente, aumentou a concentração dos nutrientes na água. Possivelmente se a vazão naquela data fosse semelhante à mediana das vazões da drenagem, os teores dos indicadores de qualidade da água para aquela data seriam menores.

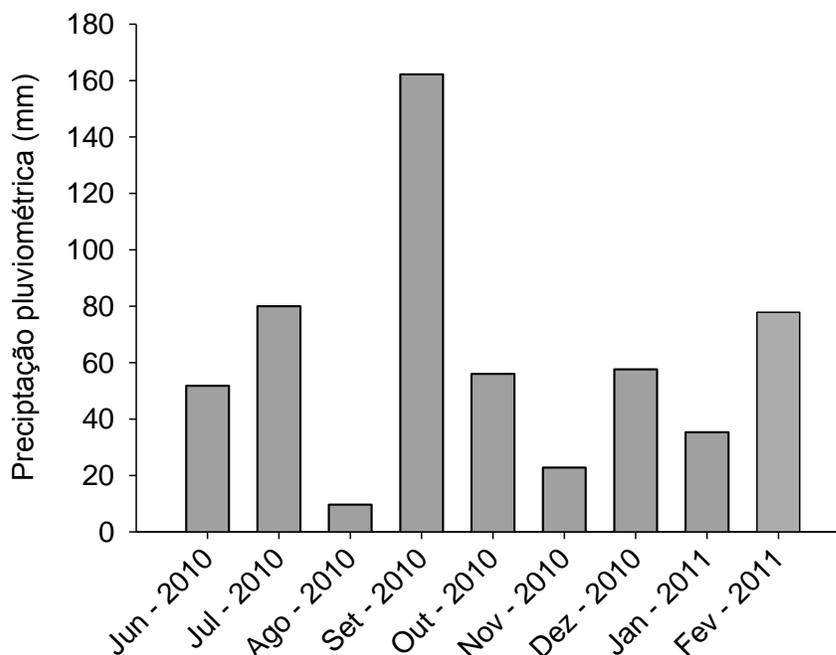


Figura 9. Precipitação pluviométrica mensal referente ao período de junho de 2010 a dezembro de 2011 para a região de Quinze de Novembro – RS.

O cálculo da carga de contaminantes permite estimar a quantidade efetiva de cada contaminante em determinado curso d'água e que será carregada até o próximo curso d'água. As cargas de contaminantes, por levarem em conta a vazão, possibilitam informações melhores sobre o impacto ambiental dos contaminantes à jusante. A carga de CF (o atributo de qualidade mais problemáticos naquela drenagem) foi maior dia 17/08/2010 na foz da drenagem (Tabela 11). Já a vazão do dia 14/12/2010, estava aproximadamente 20 vezes maior, e apresentou a menor carga de CF. No caso deste estudo, o calculo das cargas não se mostrou muito informativo devido a estreita associação entre contaminantes, precipitação, escoamento superficial e vazão.

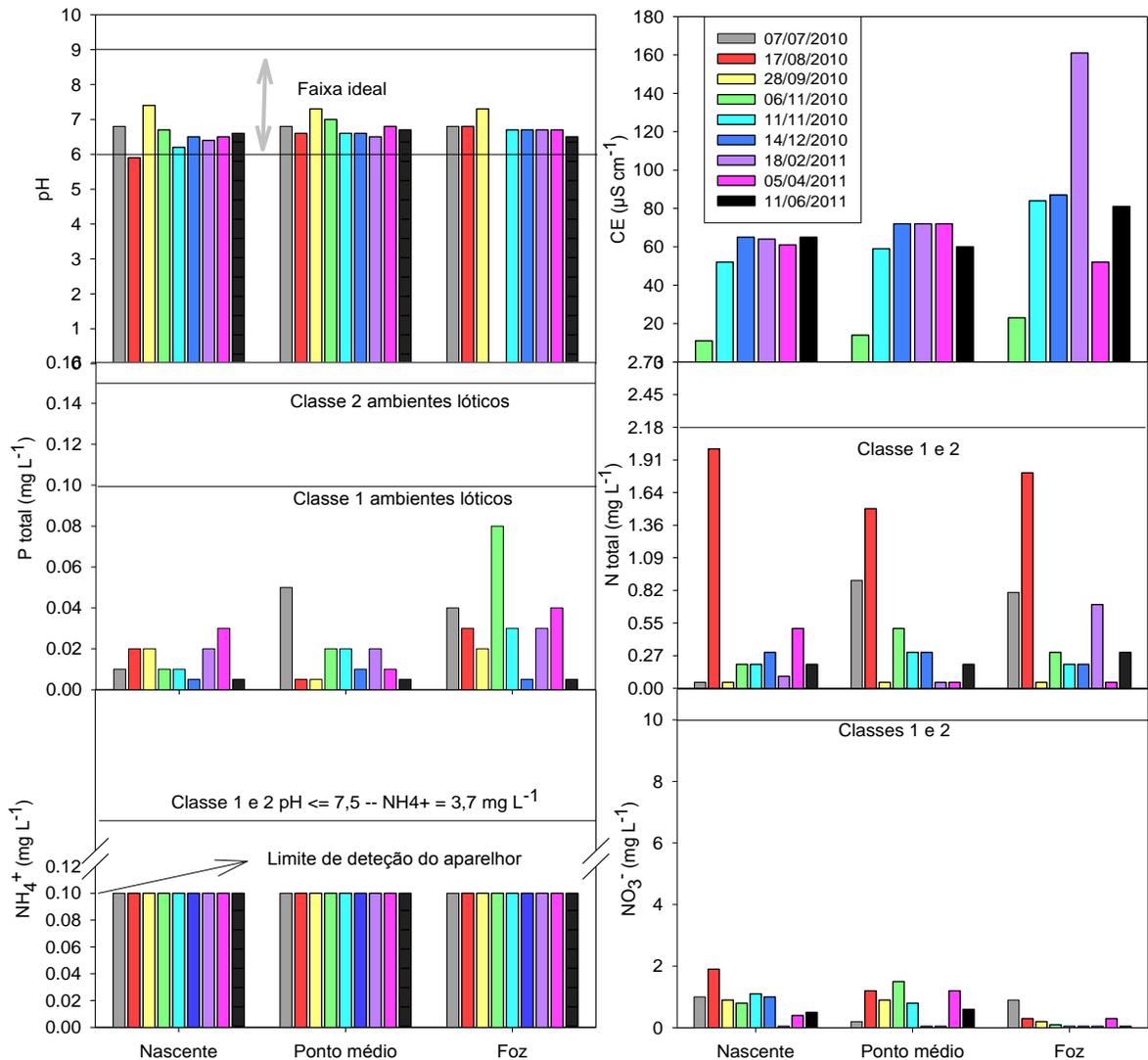


Figura 10. Parâmetros indicadores da qualidade da água na drenagem 1 (D1) em uma microbacia de Quinze de Novembro – RS, de julho de 2010 a junho de 2011. As linhas indicam os limites para enquadramento em classe 1 e 2 conforme resolução 357 do CONAMA.

Fritzsons et al. (2002) identificaram correlações positivas entre vazões e CF, mas, ao mesmo tempo, apresentaram situações em que ocorreram baixas concentrações de CF com maiores vazões, explicadas pelo efeito de diluição. De outra parte, as primeiras precipitações após a aplicação de DLS no solo podem carrear mais contaminantes para águas superficiais próximas, tendo então maior impacto sobre a carga destes. Já precipitações posteriores poderão ter efeito de

diluição destes contaminantes nas águas superficiais, visto que a maioria dos contaminantes já foi carreada anteriormente.

A situação de altas concentrações de contaminantes com baixas vazões nas drenagens também pode ser explicada pelo influxo direto de DLS, ainda que eventual e não intencional, até um curso d'água. Com as sobreposições de aplicações de altos volumes de DLS em áreas mais declivosas próximas às drenagens pode ocorrer escoamento superficial dos DLS por fluxo preferencial diretamente para a drenagem, sem detenção e atenuação da carga poluidora em zona ripárias, como será discutido em detalhe no subitem 5.4.

No dia 18/02/2011, a vazão na foz da drenagem foi cerca de 10% da mediana das vazões (Figura 7) e as concentrações de indicadores de qualidade da água foram muito altas, principalmente cor, CE, Nt, CF, CT e DBO. Como mencionado anteriormente, usando como referência a Classe 1 para águas superficiais, deve-se considerar a vazão de referência da drenagem. Assim, pode-se relevar estas observações extremas por conta de vazão não representativa da drenagem 1.

No entanto, diferentemente do que ocorreu no mês de agosto de 2010 (um mês com precipitações abaixo da média), a foz da drenagem apresentou os menores valores de carga de CF para o dia 18/02/2011 (Tabela 11). Não se sabe exatamente o que ocorreu nesse ponto e nessa data, provavelmente algo atípico (não identificado) tenha afetado a drenagem e originou tais valores. Por outro lado, se verificarmos os teores de CF no ponto médio desta data, há a confirmação de que a menor vazão proporcionou as maiores cargas de CF, ajudando a sustentar a hipótese de que quanto menor a vazão maior a concentração de CF na água.

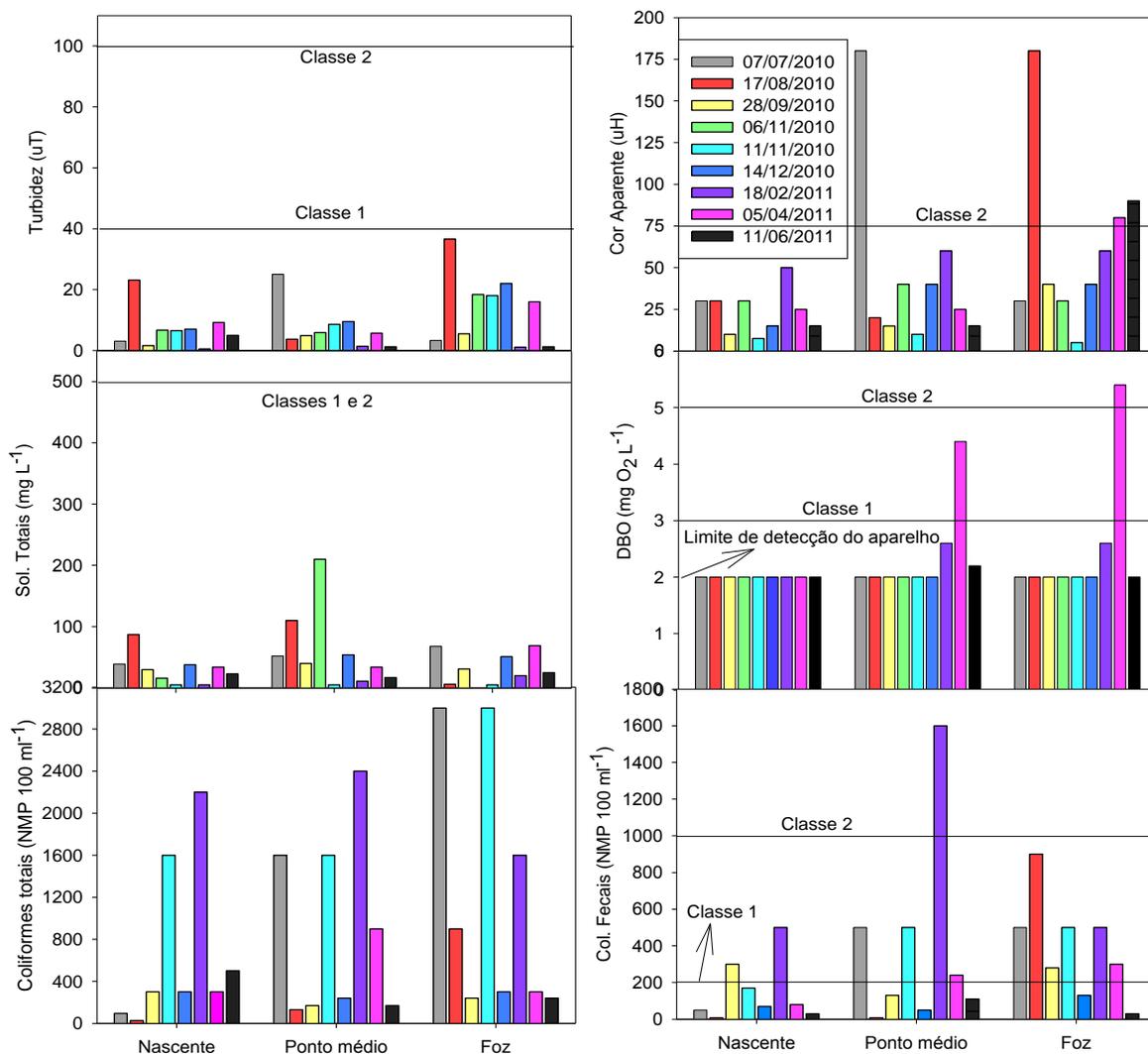


Figura 11. Parâmetros indicadores da qualidade da água na drenagem 1 (D1) em uma microbacia de Quinze de Novembro – RS, de julho de 2010 a junho de 2011. As linhas indicam os limites para enquadramento em classe 1 e 2 conforme resolução 357 do CONAMA.

Tabela 11. Cargas de contaminantes na água na drenagem 1 (D1) nas campanhas de amostragem em 2010-2011

		D1 - Nascente									
		-----2010-----					-----2011-----				
		07/07	17/08	28/09	06/11	11/11	14/12	18/02	05/04	11/06	
N total		0,02	0,78	0,02	0,08	0,08	0,13	0,03	0,02	0,06	
Amônio		0,02	0,02	0,02	0,02	0,04	0,02	0,01	0,02	0,02	
Nitrato	$g\ s^{-1} \times 10^3$	0,39	0,74	0,35	0,31	0,43	0,04	0,01	0,16	0,15	
P total		0,004	0,008	0,008	0,004	0,004	0,002	0,005	0,012	0,002	
Sólidos totais		15,17	33,83	11,67	6,22	1,94	16,89	1,25	13,22	7,03	
Coliformes totais	$NMP\ s^{-1} \times 10^{-3}$	0,37	0,11	1,17	0,00	6,22	1,33	5,50	1,17	1,53	
Coliformes fecais		0,19	0,03	1,17	0,00	0,66	0,31	1,25	0,31	0,09	
		D1 - Ponto médio									
N total		1,63	2,71	0,09	0,90	0,54	0,61	0,05	0,09	2,99	
Amônio		0,09	0,09	0,09	0,09	0,09	0,10	0,05	0,18	0,75	
Nitrato	$g\ s^{-1} \times 10^3$	0,36	2,17	1,63	2,71	1,44	0,10	0,05	2,17	8,97	
P total		0,09	0,01	0,01	0,04	0,04	0,02	0,02	0,02	0,07	
Sólidos totais		93,89	198,61	72,22	379,17	9,03	109,50	11,61	61,39	254,06	
Coliformes totais	$NMP\ s^{-1} \times 10^{-3}$	28,89	2,35	3,07	0,00	28,89	4,87	25,33	16,25	25,41	
Coliformes fecais		9,03	0,14	2,35	0,00	9,03	1,01	16,89	4,33	16,44	
		D1 - Foz									
N total		6,78	15,25	0,42	3,28	1,47	1,92	0,29	0,42	3,43	
Amônio		0,42	0,42	0,42	1,09	0,37	0,48	0,25	0,85	0,57	
Nitrato	$g\ s^{-1} \times 10^3$	7,63	2,54	1,69	1,09	0,37	0,48	0,02	2,54	0,57	
P total		0,34	0,25	0,17	0,87	0,22	0,05	0,01	0,34	0,06	
Sólidos totais		576,11	50,83	262,64	18918,58	36,81	488,75	8,33	584,58	286,11	
Coliformes totais	$NMP\ s^{-1} \times 10^{-3}$	254,17	76,25	20,33	0,00	220,83	28,75	6,67	25,42	27,47	
Coliformes fecais		42,36	76,25	23,72	0,00	36,81	12,46	2,08	25,42	3,43	

NMP = número mais provável,

De maneira geral, para os parâmetros avaliados, principalmente cor e CF, que estão com os seus teores além dos limites para Classe 1 proposta na Resolução 357, a foz da drenagem pode ser considerada a mais problemática. As cargas calculadas para os coliformes corroboram esta afirmação (Tabela 11). Observa-se na figura 5, que o trecho mais longo da drenagem está entre os pontos intermediário e foz, e é adjacente às lavouras que recebem até $300 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de DLS. De acordo com Rodrigues e Binotto (2006) em microbacias nas quais há áreas de aplicação de DLS são esperados maiores valores de contaminantes à jusante das áreas que receberam os DLS. De outra parte, as áreas entre a nascente e o ponto intermediário, ocupadas majoritariamente por mata nativa e lavouras sem aplicação de DLS, e os resultados das análises das águas nestes pontos não indicaram contaminação.

As figuras 12 e 13 apresentam os resultados da D2. A exemplo do que ocorreu na D1, nesta drenagem também foram observados valores elevados para cor, CF e DBO, valores que excedem os limites para enquadramento dessa água como classe 2.

Assim como na drenagem anterior, nesta drenagem, a área de maior aplicação de DLS localiza-se no trecho final, entre o ponto de coleta intermediário e a foz e, neste último, foram registrados os maiores valores de indicadores de qualidade da água. Deve-se registrar que um fator de confundimento se deve à presença constante de gado leiteiro no trecho inferior desta drenagem, próximo à foz. Nesta drenagem, mesmo o ponto médio, também apresentou valores altos em relação aos limites da Classe 1 para cor, DBO e coliformes, o que é forte indício de carreamento de DLS aplicados no solo à montante deste ponto.

Os dados em datas específicas mostram que, de maneira geral, as datas 23/08/2011 e 06/11/2011 apresentaram os maiores teores de contaminantes na água, ultrapassando os limites inclusive para Classe 2 em mais do que o dobro do valor para a cor e mais de 20 vezes para CF (Figura 12).

Nessas duas datas, os altos valores podem ter explicações aparentemente antagônicas. No dia 06/11/2011, a vazão da drenagem estava mais que três vezes abaixo da mediana das vazões observadas na foz, o que é explicado por um período de estiagem na região. De maneira análoga à situação

observada em D1, os teores de contaminantes foram mais altos do que em outras datas de amostragem, podendo-se atribuir estas observações ao baixo volume de água da drenagem e ocasional influxo de DLS diretamente para a drenagem. Ao analisar as cargas apresentadas para essa data (Tabela 12), também verificam-se os maiores valores para CF.

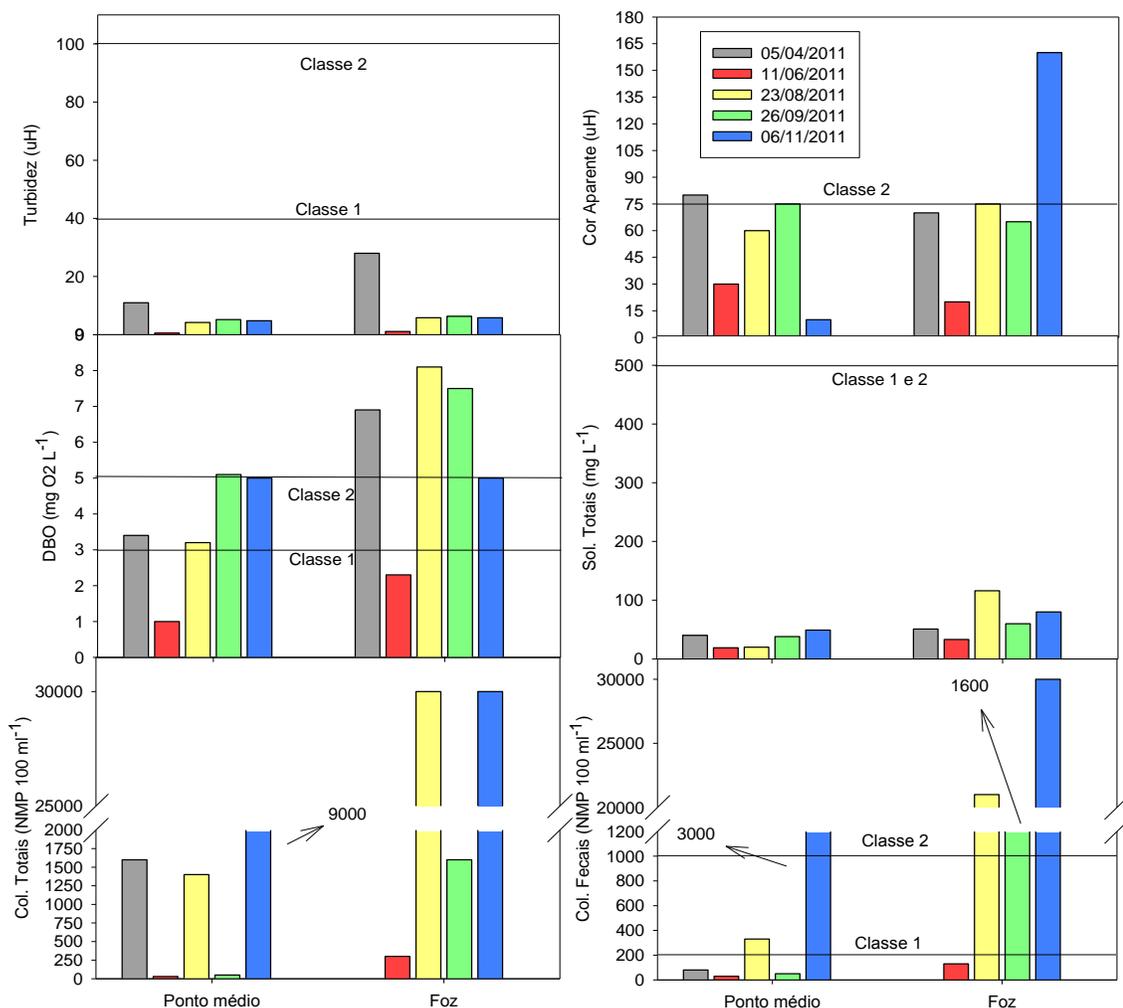


Figura 12. Parâmetros indicadores da qualidade da água da drenagem 2 (D2) em uma microbacia de Quinze de Novembro – RS, de abril de 2011 a novembro de 2011. As linhas indicam os limites para enquadramento em classe 1 e 2 conforme resolução 357 do CONAMA.

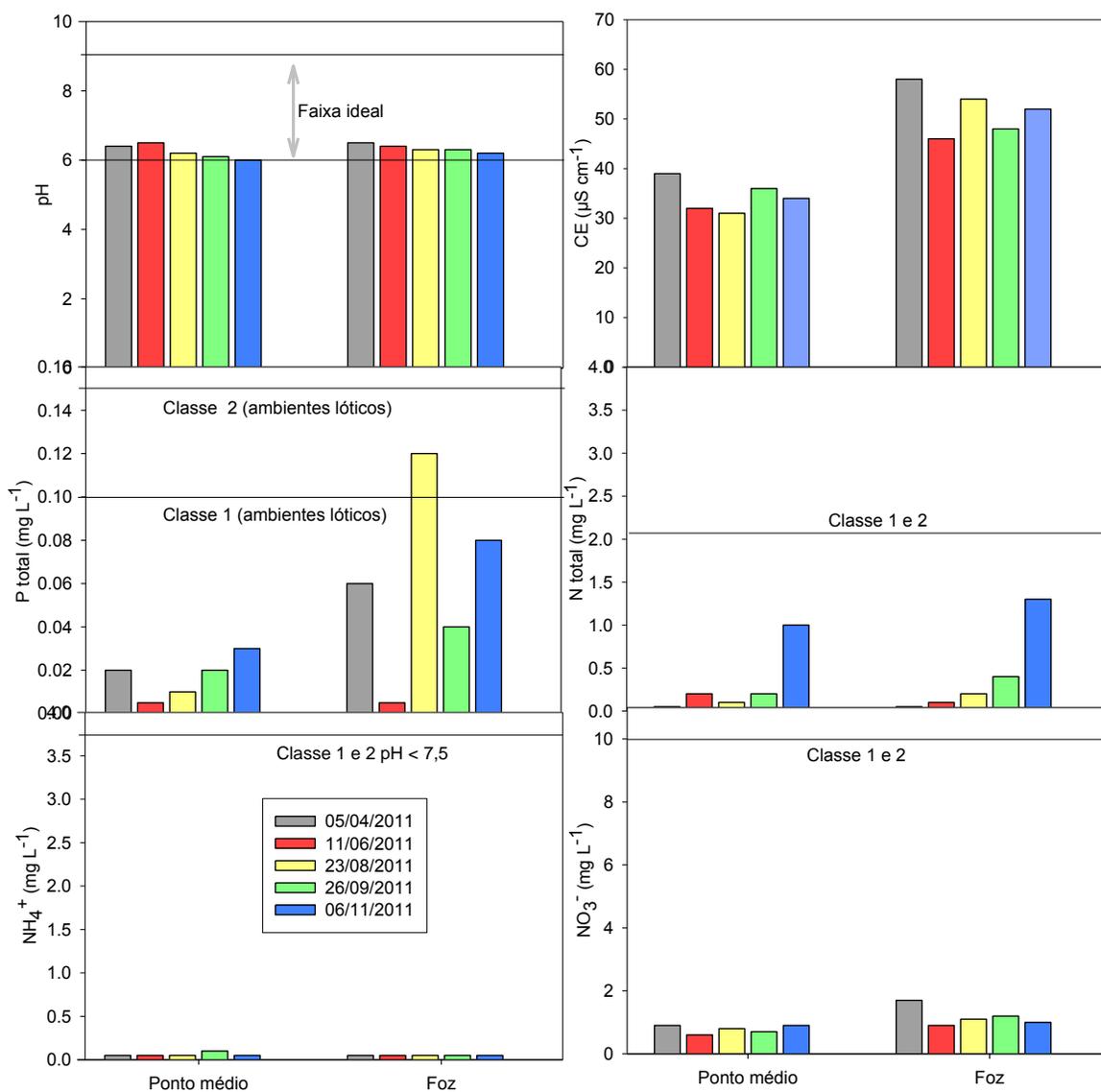


Figura 13. Parâmetros indicadores da qualidade da água da drenagem 2 (D2) em uma microbacia do município de Quinze de Novembro – RS, de abril de 2011 a novembro de 2011. As linhas indicam os limites para enquadramento em classe 1 e 2 conforme resolução 357 do CONAMA.

Tabela 12. Carga de contaminantes na água da drenagem 2 (D2) nas campanhas de amostragem em 2011

		D2 - Ponto médio				
		-----2011-----				
		05/04	11/06	23/08	26/09	06/11
N total		0,38	1,71	1,17	1,43	3,33
Amônio		0,38	0,43	0,59	0,72	0,17
Nitrato	$\text{g s}^{-1} \times 10^3$	6,93	5,13	9,38	5,02	3,00
P total		0,154	0,043	0,117	0,143	0,100
Sólidos totais		307,78	162,56	234,44	272,33	163,33
Coliformes totais		123,11	2,57	164,11	3,58	300,00
Coliformes fecais	$\text{NMP s}^{-1} \times 10^{-3}$	6,16	2,57	38,68	3,58	100,00
		D2 - Foz				
N total		1,16	2,57	8,89	6,03	9,39
Amônio		1,16	1,28	2,22	0,75	0,36
Nitrato	$\text{g s}^{-1} \times 10^3$	39,28	23,10	48,89	18,10	7,22
P total		1,39	0,13	5,33	0,60	0,58
Sólidos totais		1.178,31	847,00	5.155,56	905,00	577,78
Coliformes totais		0,00	77,00	13.333,33	241,33	2.166,67
Coliformes fecais	$\text{NMP s}^{-1} \times 10^{-3}$	0,00	33,37	9.333,33	241,33	2.166,67

NMP = número mais provável.

Por outro lado, no dia 23/08/2011 a vazão observada na foz foi aproximadamente duas vezes a mediana das vazões, devido à precipitações pluviométricas acima da média naquele período. Como consequência disso, pode ter ocorrido maior transferência de contaminantes dos DLS aplicados no solo para as águas superficiais pelo escoamento superficial (Tabela 12). Nesse caso, verificou-se aumento não só dos teores de CF, DBO e cor, mas também do Pt. Bertol et al. (2010) afirmaram que Pt é maior no escoamento superficial provocado por chuvas de alta intensidade sobre solos que receberam aplicações recentes de DLS. Os dados apresentados na tabela 12 confirmam essa informação, pois verifica-se para a data de 23/08/2011 (mês de agosto com altas intensidades de chuvas) que as cargas de Pt na água estavam mais de 8 vezes maiores ($5,33 \text{ g s}^{-1} \times 10^3$) que a maioria das datas.

Assim, pode-se inferir que, ocasionalmente, as quantidades de DLS aplicadas têm ultrapassado a capacidade de absorção dos nutrientes associados aos DLS pelas culturas, e a degradação e/ou sua retenção pelo complexo sortivo dos solos. Aplicações de DLS antecedendo eventos de precipitação intensa, usuais nesta região especialmente nos meses de primavera e verão, pode potencialmente carrear grandes quantidades de DLS no escoamento superficial (Bertol et al, 2010). Nota-se que em solos sob SPD, o sistema de manejo predominante na região de Quinze de Novembro, há maior escoamento superficial, como observado por Cogo et al., (2003).

5.4. Atenuação dos impactos ambientais dos dejetos líquidos de suínos

Alternativas para atenuação da carga poluente poderiam envolver modificações no manejo, como a injeção dos DLS no solo (Daverede et al., 2004). Segundo esses autores, as concentrações e cargas de fósforo dissolvido reativo, referente ao P disponível total para algas em águas derivadas de escoamentos superficiais em solos agrícolas, foram reduzidas de 81% com a aplicação do DLS na superfície para 55% com a aplicação incorporada em subsuperfície. Além

disso, a recuperação da vegetação ciliar e isolamento das zonas ripárias, contribui para a atenuação da carga poluente. Segundo Lovell e Sullivan (2006), zonas de amortecimento com vegetação ciliar podem reduzir sensivelmente as cargas de contaminantes, assim como dos sedimentos (entre 25 a 95%) no escoamento superficial.

Outra prática para reduzir a contaminação potencial seria a condução de tratamento mais eficaz antes da aplicação de DLS nos solos. Segundo Kunz, et al. (2005), a eficiência da remoção da carga orgânica dos DLS pelas esterqueiras pode chegar a 99%, principalmente se adotado um tempo de detenção mínimo dos DLS, usualmente 120 dias. No entanto, o mesmo não ocorre para o N, P e CF. Conforme Santos et al. (2007), após 120 dias de armazenagem e tratamento em esterqueiras, observaram que o NMP de coliformes fecais não se alterou e o teor de P remanescente, embora apresentasse reduções significativas, ainda estavam altos, sugerindo que o fósforo apenas passou da fase líquida para a sólida. Quanto ao N, constataram que o ambiente anaeróbico das esterqueiras favorece a permanência do N na forma amoniacal. Para a remoção do N e do P dos DLS seriam necessários tratamentos específicos e complexos (Kunz et al., 2007), usualmente incompatíveis com a economia da atividade suinícola.

Certamente para a redução adicional dos contaminantes presentes nos DLS (carga orgânica, nutrientes e coliformes) após os tratamentos mais simples utilizados na região de Quinze de Novembro, seriam necessárias práticas adicionais, aumentando a complexidade do tratamento, envolvendo seus diferentes métodos, como exemplo, os biodigestores. Em geral, os suinocultores não adotam essas tecnologias complementares, por desconhecimento, falta de incentivo ou alto custo, apesar de Seganfredo (2004) sugerir que estas muitas vezes são economicamente viáveis.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este estudo procurou avaliar os impactos ambientais e agronômicos decorrentes da aplicação continuada de DLS em Latossolos Vermelhos e Argissolos latossólicos sob uso agrícola intensivo na região de Quinze de Novembro (RS). Este destino final para os resíduos da atividade suinícola é preconizado no licenciamento ambiental da atividade no RS. Nesta região, a maioria dos produtores rurais que utilizam DLS aplicam doses variadas de DLS há cerca de 20 anos, conforme seus sistemas de produção, às vezes utilizando volumes expressivos como $300 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, muito além do preconizado na legislação pertinente. Em decorrência disto, vem ocorrendo acúmulo de nutrientes nos solos, como observados neste estudo, o que é mais evidente na camada superficial avaliada (0-10 cm). As principais alterações em atributos dos solos foram notadas quanto à disponibilidade dos nutrientes (especialmente P, Zn e Cu), mas também foram registrados aumentos nos teores totais de CO, P e Zn

De maneira geral, os resultados obtidos neste estudo indicam que os nutrientes carregados para o solo com os DLS não estão atingindo as águas superficiais próximas às lavouras em quantidades suficientes para causar impactos ambientais importantes, o que é corroborado pela qualidade das águas do reservatório da Barragem do Passo Real (CEEE, 2010), no qual desaguam as drenagens estudadas.

No entanto, é preocupante que até mesmo em nascentes das drenagens foram registradas presença de CF. Assim, a aplicação de altas doses de DLS no solo, da maneira como vem sendo executada, oferece risco para a manutenção da qualidade destas águas superficiais, devendo ser revista. Há que ser considerando rigorosamente o tratamento adequado dos DLS, o ajuste das taxas de aplicação dos DLS e medidas mitigadoras adicionais como a manutenção

de faixas de amortecimento adjacentes às drenagens (nas zonas ripárias). Medidas como estas poderiam reduzir acentuadamente os contaminantes que atingem as águas superficiais, como já observado em outras regiões e países.

Levantamentos mais intensivos e avaliações de campo mais prolongadas, inclusive que incluam o registro das datas, quantidades e localização detalhada das aplicações de DLS poderão elucidar com maior clareza e precisão as relações entre o uso agrícola de dejetos nas diferentes classes de solos que ocorrem na região e a qualidade das águas superficiais próximas. Métodos e práticas alternativas ou complementares no manejo dos DLS, como a injeção em subsuperfície e a adequação ambiental das propriedades à legislação ambiental, especialmente quanto às APP podem contribuir sensivelmente para evitar o comprometimento da qualidade dos solos e águas na região de Quinze de Novembro.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABIPECS. **Produção de suínos 2004 - 2010**. Disponível em: <<http://www.abipecs.org.br/pt/estatisticas/mercado-interno.html>>. Acesso em: 16 nov. 2011.

ACSURS. **Produção mundial de carnes de 2006 a 2015**. Disponível em: <<http://www.acsurs.com.br/handler.php?module=site&action=view§ion=1#3:16>>. Acesso em: 16 nov. 2011.

ADELI, A. et al. Effect of long-term swine effluent application on selected soil properties. **Soil Science**, Baltimore, v. 173, n. 3, p. 223-235, 2008.

AITA, C.; GIACOMINI, S. J.; HUBNER, A. P. Nitrificação do nitrogênio amoniacal de dejetos líquidos de suínos em solo sob sistema de plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 42, n. 1, p. 95-102, jan. 2007.

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.

ALLISON, F. E. **Soil organic matter and it's role in crop production**. New York: Elsevier, 1973. 637 p. (Developments in Soil Science, 3).

ALLOWAY, B.J. **Heavy metals in soils**. New York: Blackie and Son, 1990. 446 p.

ALVIM, M. J. et al. Resposta do Tifton 85 a doses de nitrogênio e intervalos de cortes. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 34, n. 12, p. 2345-2352, dez. 1999.

ANA. **Portal da qualidade das águas**. Disponível em: <<http://pnqa.ana.gov.br/Estrutura/PerguntasFrequentes.aspx>>. Acesso em: 24 jan. 2012.

ANGERS, D. A. et al. 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.

APHA - American Public Health Association. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20th ed. Washington, 1998.

ARRUDA, C. A. O. et al. Aplicação de dejetos suíno e estrutura de um Latosso Vermelho sob semeadura direta. **Ciência e Agrotécologia**, Lavras, v. 34, n. 4, p. 804-809, jul./ago, 2010.

BALESDENT, J.; CHENU, C.; BALABANE, M. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil and Tillage Research*, Amsterdam, v. 53, p. 215-230, 2000.

BAYER, C. Aumento do estoque de matéria orgânica de um cambissolo húmico catarinense sob plantio direto. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, Lages, v. 2, n. 2, p. 81-87, 2003.

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.

BERTOL, O.J. et al. Phosphorus loss by surface runoff in no-till system under mineral and organic fertilization. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 67, n. 1, 2010, p. 71-77.

BERWANGER, A. L.; CERETTA, C. A.; RHEINHEIMER, D. S. dos. Alterações no teor de fósforo no solo com aplicação de dejetos líquidos de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 2525-2532, 2008.

BORDIN, R. A. de et al. A produção de dejetos e o impacto ambiental da suinocultura. **Revista de Ciências Veterinárias**, Valinhos, v. 3, n. 3, p. 1-4, 2005.

BRASIL. Lei n° 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 n° 4771/65 de 15 de setembro de 1965. **Código florestal brasileiro**. Disponível em: <<http://www.jusbrasil.com.br/legislacao/103345/codigo-florestal-lei-4771-65>>. Acesso em: 03 fev. 2012.

BRINK, G. E.; et al. Bermudagrass cultivar response to swine effluent application. **Agronomy Journal**, Madison, v. 95, p. 597– 601, 2003.

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.

CASTAMANN, A. **Aplicação de dejetos líquidos de suínos na superfície e no sulco em solo cultivado com trigo**. 2005. 132 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós Graduação em Agronomia, Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária. Universidade Passo Fundo, Passo Fundo, 2005.

CERETTA, C. A. et al. 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, nov./dez. 2005.

CEEE-GT - Companhia Estadual de Geração e Transmissão de Energia Elétrica. **Plano de uso e ocupação do solo no entorno do reservatório da UHE Passo Real**. Porto Alegre, 2010. 262 p.

CERETTA, C. A. et al. 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, jun. 2010.

CITEAU, L. et al. Colloidal facilitated transfer of metals in soils under different land use. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, Amsterdam, v. 217, p. 11-19, 2003.

COELHO, A. M.; FRANÇA, G. E. **Seja o doutor do seu milho**: nutrição e adubação. Piracicaba: Potafos, 1995. 25 p. (Arquivo Agrônomo, 2).

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.

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução n. 357, de 17 de março de 2005**. Brasília. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/index.cfm>>. Acesso em: 02 fev. 2012.

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução n.420, de 28 de dezembro de 2009**. Brasília. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/index.cfm>>. Acesso em: 02 fev. 2012.

CONSEMA – Conselho Estadual do Meio Ambiente. **Resolução n.102, de 24 de maio de 2005**. Porto Alegre. Disponível em: <www.fepam.rs.gov.br/consema/Res102-05.pdf>. Acesso em: 02 fev. 2012.

CROUÉ, J. P. et al. Characterization and copper binding of humic and nonhumic organic matter isolated from the South Platte River: Evidence for the presence of nitrogenous binding site. *Environmental Science & Technology*, Easton, v. 37, p. 328-336, 2003.

DARTORA, V.; PERDOMO, C. C.; TUMELERO, I. L. **Manejo de dejetos suínos**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 1998. p. 32. (Boletim informativo de pesquisa, 11).

DAVEREDE, I. C. et al. Phosphorus runoff from incorporated and surface-applied liquid swine manure and phosphorus fertilizer. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 33, p. 1535–1544, 2004.

DAY, D. L.; FUNK, T. L. Processing manure: physical, chemical and biological treatment. In: HATFIELD, J. L.; STERWARD, B. A. (Ed.). **Animal waste utilization: effective use of manure as a soil resource**. Michigan: Ann Arbor, 1998. p. 243-282.

DIESEL, R.; MIRANDA, C. R.; PERDOMO, C. C. **Coletânea de tecnologias sobre dejetos suínos**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2002. p. 30. (Boletim informativo de pesquisa, 14).

ELLERT, B. H.; BETTANY, J. R. Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 75, p. 529-538, 1995.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisas de Solos. **Manual de métodos e análise de solo**. 2. ed. Rio de Janeiro: CNPS, 1997. 212 p.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisas de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de Solos**. 2. ed. Rio de Janeiro: CNPS, 2006. 306 p.

FEPAM. **Critérios técnicos para o licenciamento ambiental de novos empreendimentos destinados à suinocultura**. Porto Alegre, FEPAM, 2007. (Norma técnica). Disponível em: <<http://www.fepam.rs.gov.br>>. Acesso em: 28 nov. de 2011.

FRITZSONS, E. et al. As interações entre coliformes e alteração de vazão em águas superficiais. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS DO CENTRO OESTE, 2., 2002, Campo Grande. **Águas do Centro Oeste: a fronteira é hídrica**. Campo Grande, 2002.

GATIBONI, L. C. et al. 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. et al. 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.

GIROTTO, E. et al. 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.

GIROTTO, E. et al. 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, 2010.

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.

GRABER, I. et al. 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.

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, maio 2001. Edição especial.

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.

IBGE. **Censo agropecuário 2006**. Disponível em: <ftp://ftp.ibge.gov.br/Censos/Censo_Agropecuario_2006/brasil_2006/>. Acesso em: 21 ago. 2010.

INMET. **Normais climatológicas**. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/html/clima/mapas/?mapa=prec>. Acesso em: 07 nov. 2011.

KAMPF, N. et al. 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, jan./dez. 2008.

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

KUNZ, A.; PALHARES, J. C. P. **A importância do correto procedimento de amostragem para avaliação das características dos dejetos**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2004. p. 4. (Comunicado técnico, 362).

KUNZ, A.; HIGARASHI, M. M.; OLIVEIRA, P. A. Tecnologias de manejo e tratamento de dejetos de suínos estudadas no Brasil. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, Brasília, v. 22, n. 3, p. 651-665, set./dez. 2005.

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.

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, G. J. M. M. Nutrição de suínos - ferramenta para reduzir a poluição causada pelos dejetos e aumentar a lucratividade do negócio. In: SEGANFREDO, M. A. **Gestão ambiental na suinocultura**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2007. p. 63-101.

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.

LOURENZI, C. R. **Atributos químicos após dezenove aplicações de dejetos líquido de suínos em argissolo sob plantio direto**. 2010. 55 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2010.

MAPA. **Suínos**. Disponível em: <<http://www.agricultura.gov.br/animal/especies/suinos>>. Acesso em: 16 nov. 2011.

MARQUES, M. N. et al. Avaliação do impacto da agricultura em áreas de proteção ambiental, pertencentes à bacia hidrográfica do Rio Ribeira de Iguape, São Paulo. **Química Nova**, São Paulo, v. 30, n. 5, p. 1171-1178, 2007.

MATTIAS, J. L. et al. Copper, zinc and manganese in soils of two watersheds in Santa Catarina with intensive use of pig slurry. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, p. 1445-1454, 2010.

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.

MIELE, M.; MACHADO, J. S. Panorama da carne suína brasileira. **AgroAnalysis**, São Paulo, jan. 2010. Edição especial.

MIRANDA, C. R. Aspectos ambientais da suinocultura brasileira. In: SEGANFREDO, M. A. **Gestão ambiental na suinocultura**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2007. p. 13-36.

MIRANDA, C. R.; ZARDO, A. O.; GOSSMAN, H. A. **Uso de dejetos de suínos na agricultura**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 1999. p. 2. (Instrução técnica para o suicultor, 11).

MORVAN, T. **Quantification et modélisation des flux d'azote résultant de l'épandage de lisier**. 1999. 157 f. (Tese de Doutorado) - Université Paris 6, Paris, 1999.

NASCIMENTO, T. S. do et al. Metemoglobinemia: do diagnóstico ao tratamento. **Revista Brasileira de Anaestesiologia**, Rio de Janeiro, v. 58, n. 6, nov./dez. 2008.

NATIONAL RESEARCH CONCIL. **Nutrient requirements of swine**. 10th ed. Washington: National Academy Press, 1998. 189 p.

NELSON, D. W.; SOMMERS, L. E. Total carbon, organic carbon and organic matter. In: SPARKS, D. L. et al. (Ed.). **Methods of soil analysis**: part 3: chemical methods. Madison: Soil Science Society of America, 1996. p. 961-1110. (Book series, 5).

NDAYEGAMIYE, A.; COTE, D. Effect of long-term pig slurry and solid cattle manure application on soil chemical and biological. *Canadian Journal of Soil Science*, Ottawa, v. 69, p. 39-47, fev. 1989.

NOVAIS, R. F.; SMYTH, T. J.; NUNES, F. N. Fósforo. In: NOVAIS, R. F. et al. **Fertilidade do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 1017.

OBAJA, D. F. et al. Nitrification, denitrification and biological phosphorus removal in piggery wastewater using a sequencing batch reactor. **Bioresource Technology**, Essex, v. 87, p. 103-111, 2003.

PERDOMO, C. C. Alternativas para o manejo e tratamento de dejetos suínos. **Suinocultura Industrial**, Porto Feliz, v. 152, n. 152, p. 16-26, 2001.

PLANTE, A.F. et al. Impact of soil texture on the distribution of soil organic matter in physical and chemical fractions. *Soil Science Society of America Journal*, Madison, v. 70, p. 287-296, 2006.

PÖTTER, R. O.; HOCHMÜLLER, D. P. **Levantamento detalhado da área piloto para conservação de solos no município de Ibirubá (RS)**. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 1980. (Boletim técnico, 68).

RANZI, T. J. D.; ANDRADE, M. A. N. Estudo de viabilidade de transformação de esterqueiras e bioesterqueiras para dejetos de suínos em biodigestores rurais visando o aproveitamento do biofertilizante e do biogás. In: ENCONTRO DE ENERGIA NO MEIO RURAL, 5., 2004, Campinas. **Anais...** Disponível em: <http://www.proceedings.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=MSC000000022004000100058&lng=en&nrm=abn>. Acesso em: 15 dez. 2011.

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.

RIO GRANDE DO SUL. **Lei Estadual nº 11.520/2000 de 03 de agosto de 2000.** Disponível em: < http://defender.org.br/uploads/lei_11520_2000.pdf>. Acesso em: 04 fev. 2012.

RODRIGUES, A. L. M.; BINOTTO, R. B. O marco zero da qualidade da água na bacia de intervenção. In: **CONTROLE** da contaminação ambiental decorrente da suinocultura no Estado do Rio Grande do Sul: manual técnico. Porto Alegre: SEMA, 2006.

SANTOS, M. A. A. dos et al. Esterqueiras: avaliação físico-química e microbiológica do dejetos suíno armazenado. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 27, n. 2, p. 537-553, 2007.

SANTOS, M. C. L. et al. **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. p. 57-74.

SAS Institute. **SAS 9.** Cary: SAS Institute, 2004.

SCHERER, E. E.; AITA, C.; BALDISSERA, I. T. **Avaliação da qualidade do esterco líquido de suínos da região Oeste Catarinense para fins de utilização como fertilizante.** Florianópolis: Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina, 1996. 46 p. (Boletim técnico, 79).

SCOLMEISTER, D. **Biodisponibilidade de metais pesados em solos do Rio Grande do Sul.** 1999. 78 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1999.

SEGANFREDO, M. A. **Análise dos riscos de poluição do ambiente, quando se usa dejetos de suínos como adubo do solo.** Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2000. p. 3. (Comunicado técnico, 268).

SEGANFREDO, M. A.; GIROTTO, A. F. **Viabilidade econômica do tratamento dos dejetos, em unidades terminadoras de suínos.** Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2002. p. 4. (Comunicado técnico, 301).

SEGANFREDO, M. A.; GIROTTO, A. F. **Tratamento de dejetos suínos e seu impacto econômico nas unidades terminadoras.** Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2004. p. 4. (Comunicado técnico, 375).

SEGANFREDO, M. A. Uso de dejetos líquidos suínos como fertilizante e seus riscos ambientais. In: SEGANFREDO, M. A. **Gestão ambiental na suinocultura.** Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2007. p. 149-175.

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.

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.

TEDESCO, M. J. et al. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. 172 p.

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.

VITTI, G. C.; TREVISAN, W. Manejo de macro e micronutrientes para alta produtividade da soja. **Informações Agronômicas**, Piracicaba, n. 90, p.1-16, jun. 2000.

8. APÊNDICES

Apêndice 1. Dados analíticos da drenagem descartada

As áreas no entorno desta drenagem são cultivadas com soja e milho no verão, e aveia no inverno e recebem até $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de DLS. Esta drenagem apresenta boa extensão coberta por mata ciliar. Foi observada a ocorrência pontos de passagem de gado leiteiro pela drenagem entre as áreas adjacentes.

Ponto	Data	pH	CE	Cor	Turbidez	DBO	Nt	Pt	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	ST	CT	CF
			$\mu\text{S cm}^{-1}$	uH	uT	$\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$	----- mg L^{-1} -----				NMP 100 ml ⁻¹		
Nascente	28 /set	6,3	-	<5	<1	<2	<0,1	0,02	<0,1	1,5	28	-	-
Ponto Médio	28 /set	7,3	-	30	21	<2	0,2	<0,01	<0,1	1,9	65	500	500
Nascente	6 /nov	5,9	16	20	4,5	<2	<0,01	0,02	<0,1	2,4	17		
Ponto Médio	6 /nov	6,9	12	5	3,7	<2	0,3	0,03	<0,1	<0,1	13	23	<2
Nascente	11 /nov	5,9	54	0	2,6	<2	0,1	0,01	<0,1	2,4	10	80	2
Ponto Médio	11 /nov	6,5	74	7,5	7,9	<2	0,4	0,04	0,1	2,1	23	5000	500
Nascente	14 /dez	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ponto Médio	14 /dez	6,7	85	25	3,5	<2	0,5	0,01	<0,1	0,4	52	350	50
Nascente	18 /fev	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ponto Médio	18 /fev	6,9	114	30	2,5	5,7	1,8	0,26	1,8	2	24	3000	500
Nascente	5 /abr	5,6	66	<5	1,8	3	<0,1	<0,01	<0,1	2,5	37	90	90
Ponto Médio	5 /abr	6,9	76	15	5,2	4,4	<0,1	0,04	<0,1	2,1	47	1600	900
Nascente	11 /jun	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ponto Médio	11 /jun	6,6	75	10	2,3	<2	0,2	<0,01	<0,1	1,6	37	500	500

Apêndice 2. Dados analíticos obtidos (médias de 2 análises) em Latossolos (SD: sem DLS; M: mata; AD: alto DLS; DS: densidade do solo; BD: baixo DLS; COT: C orgânico total; P_{disp}: Fósforo disponível; Zn_{ext}: Zinco extraível; Cu_{ext}: Cobre extraível)

Pontos	Prof. cm	DS g cm ⁻³	Argila ----- g kg ⁻¹ -----	COT ----- g kg ⁻¹ -----	N total	Zn Total	Zn _{ext} ----- mg kg ⁻¹ -----	Cu total	Cu _{ext} ----- mg kg ⁻¹ -----	P total	P _{disp}
2.1	0-10	1,4	493	20,1	2,0	102,0	12,3	178,8	11,5	787,0	39,5
2.1	10-20	1,4	517	14,9	1,5	89,5	2,3	181,5	11,3	548,7	11,2
2.1	20-30	1,4	529	15,9	1,6	92,4	2,0	180,1	10,3	590,8	6,0
2.2	0-10	1,5	454	15,8	1,5	130,2	16,2	246,8	19,4	787,0	24,9
2.2	10-20	1,6	484	12,1	1,2	103,9	2,6	242,6	16,0	655,8	6,3
2.2	20-30	1,4	620	10,3	0,9	98,8	1,0	243,9	14,8	591,9	2,6
3.1	0-10	0,9	481	15,3	1,5	94,0	1,2	199,3	9,3	557,3	1,6
3.1	10-20	1,0	499	20,5	2,3	94,4	3,1	154,9	7,7	617,7	2,4
3.1	20-30	1,2	484	12,9	1,2	97,6	0,6	171,6	13,5	589,7	1,4
3.2	0-10	1,0	474	24,5	2,6	87,6	2,6	141,7	6,3	617,7	4,2
3.2	10-20	1,0	460	16,1	1,8	84,8	1,3	147,5	12,1	591,9	1,7
3.2	20-30	1,1	456	11,8	1,1	88,9	0,6	155,5	15,8	530,2	1,4
4.1	0-10	1,6	433	18,1	1,7	120,7	13,1	190,6	26,0	1152,7	24,0
4.1	10-20	1,5	484	11,0	1,1	105,2	4,7	190,6	19,7	793,8	9,3
4.1	20-30	1,3	527	9,3	0,9	105,8	3,0	198,6	17,3	672,7	5,2
4.2	0-10	1,5	422	19,6	2,1	136,6	15,7	227,9	29,3	1349,8	33,0
4.2	10-20	1,4	571	10,8	1,1	106,9	4,2	213,6	21,0	914,9	16,1
4.2	20-30	1,2	678	9,1	0,8	87,6	2,3	204,9	22,1	821,8	8,7
5.1	0-10	1,6	326	13,5	1,4	104,5	35,5	106,1	21,0	819,6	64,8
5.1	10-20	1,5	426	9,0	1,0	67,9	9,6	93,0	15,3	445,9	15,4
5.1	20-30	1,3	596	8,4	1,0	69,3	2,2	106,9	12,4	428,0	7,6
5.2	0-10	1,6	386	18,3	2,1	121,2	38,5	145,5	22,0	1032,8	60,5
5.2	10-20	1,4	469	11,0	1,1	89,7	9,3	136,8	16,7	564,8	12,0
5.2	20-30	1,3	526	8,1	0,9	87,3	2,8	135,1	15,7	524,8	5,9

(continuação apêndice 2)

Pontos	Prof. cm	DS g cm ⁻³	Argila ----- g kg ⁻¹ -----	COT ----- g kg ⁻¹ -----	N total	Zn Total ----- mg kg ⁻¹ -----	Zn _{ext.}	Cu total ----- mg kg ⁻¹ -----	Cu _{ext.}	P total	P _{disp.}
7.1	0-10	1,5	444	18,0	1,7	93,2	7,8	155,8	14,2	804,6	11,6
7.1	10-20	1,6	474	14,6	1,4	95,2	4,5	160,5	14,6	681,5	3,8
7.1	20-30	1,4	508	10,3	1,1	91,1	1,6	168,5	16,7	657,3	3,7
7.2	0-10	1,6	396	18,1	1,9	102,2	14,7	137,4	8,5	510,1	5,9
7.2	10-20	1,4	468	13,1	1,4	89,4	4,4	156,4	18,3	646,8	4,2
7.2	20-30	1,4	560	10,6	1,1	81,8	2,3	160,5	20,1	596,3	4,3
6.1	0-10	1,5	430	16,0	1,6	99,4	7,9	162,2	15,7	748,8	9,7
6.1	10-20	1,5	362	11,6	1,2	100,1	6,2	159,9	15,8	729,9	4,6
6.1	20-30	1,5	454	9,1	0,9	99,7	4,0	166,8	20,5	619,5	4,6
6.2	0-10	1,6	436	13,4	1,3	91,4	5,4	145,5	15,0	772,0	11,4
6.2	10-20	1,6	442	11,0	1,1	92,8	4,4	146,0	14,7	687,8	5,1
6.2	20-30	1,5	447	10,6	1,0	93,5	4,7	144,3	14,2	681,5	5,0
8.1	0-10	1,2	398	15,7	1,6	101,8	7,9	199,2	8,8	431,1	4,7
8.1	10-20	1,2	453	14,0	1,5	101,0	8,4	186,8	12,2	514,6	4,3
8.1	20-30	1,2	394	11,1	1,2	105,5	10,8	170,2	13,4	499,4	3,9
8.2	0-10	1,1	356	15,1	1,7	98,5	8,5	204,1	15,8	814,1	11,8
8.2	10-20	1,3	356	8,8	1,1	103,5	8,2	172,7	12,9	472,9	4,6
8.2	20-30	1,4	330	6,4	0,8	108,0	9,7	158,7	16,7	443,3	6,5
14.1	0-10	0,8	405	36,6	3,1	112,1	6,8	170,2	8,0	634,8	7,1
14.1	10-20	0,9	444	21,2	1,7	126,5	4,8	196,7	14,0	584,9	5,4
14.1	20-30	1,0	438	17,4	1,4	129,8	5,5	186,8	13,4	572,7	5,9
14.2	0-10	0,5	455	58,1	4,4	103,0	8,2	157,0	5,1	656,2	10,1
14.2	10-20	0,8	424	32,3	2,7	113,3	4,8	182,5	8,6	614,3	5,8
14.2	20-30	0,7	404	30,4	2,5	116,6	5,3	192,6	10,4	582,9	6,3

(continuação apêndice 2)

Pontos	Prof. cm	DS g cm ⁻³	Argila ----- g kg ⁻¹ -----	COT ----- g kg ⁻¹ -----	N total	Zn Total	Zn _{ext.}	Cu total ----- mg kg ⁻¹ -----	Cu _{ext.}	P total	P _{disp.}
13.1	0-10	1,2	591	26,5	2,7	101,0	17,9	155,4	14,5	1342,8	95,1
13.1	10-20	1,3	692	13,4	1,3	78,7	3,1	133,9	8,2	655,1	23,2
13.1	20-30	1,1	492	8,2	0,8	73,1	1,2	122,8	4,9	407,7	12,2
13.2	0-10	1,1	759	33,1	3,2	108,0	28,7	137,6	17,6	1177,9	92,1
13.2	10-20	1,3	633	15,3	1,4	69,4	4,2	117,6	9,9	634,5	26,3
13.2	20-30	1,1	537	19,1	1,5	65,8	2,5	118,4	9,6	511,4	23,5
15.1	0-10	1,3	530	24,7	1,9	66,9	2,0	116,8	6,0	1182,8	13,8
15.1	10-20	1,3	573	20,6	1,4	65,5	0,7	134,7	6,9	323,1	5,8
15.1	20-30	1,1	570	14,6	1,2	66,2	0,5	145,0	6,1	311,9	6,7
15.2	0-10	1,3	543	27,9	2,6	86,9	2,8	105,8	3,8	541,2	8,4
15.2	10-20	1,4	452	17,6	1,7	85,3	1,2	105,4	6,3	508,5	5,4
15.2	20-30	1,2	493	13,3	1,2	84,2	0,6	113,1	8,5	528,0	5,0
17.1	0-10	0,8	420	31,1	2,9	86,4	3,9	104,6	2,6	613,0	7,8
17.1	10-20	0,9	464	19,7	1,8	84,6	1,3	106,2	6,2	559,0	5,7
17.1	20-30	1,0	490	14,7	1,2	90,0	0,7	110,8	8,6	528,0	6,1
17.2	0-10	0,8	442	19,8	1,6	67,6	1,7	106,2	10,3	664,6	14,7
17.2	10-20	1,0	699	11,1	1,1	75,2	0,6	131,5	8,5	383,8	6,5
17.2	20-30	1,0	541	15,7	1,2	70,1	0,6	116,9	10,6	485,5	7,5
16.1	0-10	1,2	534	18,4	1,6	89,1	2,2	106,8	7,4	631,0	24,2
16.1	10-20	1,4	542	13,4	1,2	86,8	1,0	103,8	7,5	576,2	10,6
16.1	20-30	1,3	592	11,2	0,8	83,1	0,5	106,9	8,9	476,3	6,2
16.2	0-10	1,4	509	14,9	1,3	91,1	1,7	113,8	7,4	681,9	15,5
16.2	10-20	1,4	506	15,3	1,1	121,8	0,6	106,9	8,6	524,6	4,8
16.2	20-30	1,4	608	12,5	0,9	87,5	0,4	117,7	8,6	499,3	3,9

(continuação apêndice 2)

Pontos	Prof. cm	DS g cm ⁻³	Argila ----- g kg ⁻¹ -----	COT ----- g kg ⁻¹ -----	N total	Zn Total	Zn _{ext.}	Cu total	Cu _{ext.}	P total	P _{disp.}
						----- mg kg ⁻¹ -----					
18.1	0-10	1,4	575	21,0	1,8	105,9	5,9	184,6	16,5	1006,4	30,3
18.1	10-20	1,4	587	15,9	1,2	101,2	1,2	181,5	13,9	733,0	9,3
18.1	20-30	1,3	651	12,2	1,0	88,0	1,1	194,8	13,8	723,5	7,2
18.2	0-10	1,5	601	19,4	1,8	96,7	5,5	172,3	17,1	923,2	34,4
18.2	10-20	1,4	524	14,9	1,2	104,1	1,5	190,8	15,2	773,2	8,7
18.2	20-30	1,3	712	11,4	1,0	91,6	0,7	188,1	13,6	614,0	5,5
22.1	0-10	1,0	344	21,4	2,4	146,8	5,4	251,8	9,2	978,7	6,0
22.1	10-20	1,2	327	17,2	1,8	143,6	3,9	260,4	14,0	964,9	5,3
22.1	20-30	1,1	336	14,3	1,5	146,4	5,6	259,7	16,0	883,9	5,3
22.2	0-10	1,2	326	32,1	2,6	144,4	10,4	235,2	5,8	999,5	5,4
22.2	10-20	1,2	323	12,9	1,3	138,0	5,5	264,0	21,7	936,0	4,2
22.2	20-30	1,2	312	10,2	0,9	146,8	4,9	278,4	23,5	886,2	4,9
23.1	0-10	1,4	534	19,9	2,0	161,5	51,5	262,6	13,8	1152,8	83,2
23.1	10-20	1,4	575	13,6	1,2	112,0	9,3	254,7	15,8	870,1	22,5
23.1	20-30	1,2	655	12,4	1,1	101,9	7,1	261,2	15,8	825,0	22,2
23.2	0-10	1,4	528	23,2	2,2	153,0	49,6	251,3	11,1	1181,0	115,8
23.2	10-20	1,5	546	16,3	1,4	119,1	13,7	245,3	13,2	1016,9	41,4
23.2	20-30	1,4	608	13,1	1,1	94,0	7,3	247,5	14,9	731,0	16,8
24.1	0-10	1,4	358	17,8	1,4	77,7	2,1	164,5	4,6	694,3	31,6
24.1	10-20	1,6	413	14,8	1,3	65,6	0,8	124,4	4,0	527,9	6,7
24.1	20-30	1,5	502	10,7	1,0	61,0	0,3	111,8	4,6	443,5	4,9
24.2	0-10	1,5	408	23,1	1,8	69,3	2,2	119,4	3,9	662,0	6,9
24.2	10-20	1,4	432	13,8	1,2	68,8	0,5	125,6	4,4	534,4	5,2
24.2	20-30	1,6	433	14,6	1,2	61,1	0,6	122,2	4,6	565,0	5,3

(continuação apêndice 2)

Pontos	Prof.	DS	Argila	COT	N total	Zn Total	Zn _{ext.}	Cu total	Cu _{ext.}	P total	P _{disp.}
	cm	g cm ⁻³	----- g kg ⁻¹ -----	----- g kg ⁻¹ -----		----- mg kg ⁻¹ -----					
25.1	0-10	1,5	460	16,3	1,6	68,0	13,4	77,0	4,0	610,3	52,4
25.1	10-20	1,5	532	10,5	1,1	60,5	2,3	83,8	4,6	411,2	6,0
25.1	20-30	1,3	669	10,5	0,9	62,3	1,6	92,9	4,7	385,6	5,1
25.2	0-10	1,5	493	19,5	1,7	68,0	11,1	87,6	4,6	650,8	35,3
25.2	10-20	1,5	531	11,0	1,1	59,6	1,8	96,7	5,6	480,4	5,6
25.2	20-30	1,3	590	10,6	0,9	55,4	1,4	97,5	6,3	410,2	4,5
19.1	0-10	1,6	455	19,2	1,8	96,9	7,0	141,6	9,0	1129,1	36,5
19.1	10-20	1,6	492	9,6	1,1	90,4	3,0	140,8	10,4	886,1	9,4
19.1	20-30	1,4	682	8,1	0,9	89,9	1,7	155,3	11,7	862,7	7,4
19.2	0-10	1,6	460	16,6	1,6	99,2	10,5	138,6	8,6	992,8	18,0
19.2	10-20	1,6	504	11,2	1,1	91,7	3,1	146,3	9,7	787,4	7,6
19.2	20-30	1,4	612	8,6	1,0	90,6	2,2	154,7	11,3	737,9	7,3
21.1	0-10	0,9	581	35,6	3,4	101,2	4,8	202,2	0,2	725,6	12,2
21.1	10-20	1,3	669	14,2	1,5	92,2	1,1	218,8	4,8	540,3	4,1
21.1	20-30	1,4	692	10,8	1,2	86,5	0,5	216,7	5,4	557,6	5,0
21.2	0-10	1,0	585	47,4	5,0	-	8,7	-	0,1	725,6	13,1
21.2	10-20	1,0	610	22,2	2,3	104,4	5,2	236,4	1,7	709,7	4,0
21.2	20-30	1,0	624	25,8	2,6	96,1	5,0	219,4	1,2	664,9	3,0
27.1	0-10	1,5	465	18,8	1,8	87,4	5,2	269,8	7,6	727,8	13,4
27.1	10-20	1,5	509	11,0	1,2	105,4	1,6	282,4	10,4	576,2	1,9
27.1	20-30	1,4	566	7,2	0,8	115,5	0,7	290,5	11,1	494,5	2,0
27.2	0-10	1,5	537	18,3	1,7	100,0	4,9	223,1	6,3	628,0	8,0
27.2	10-20	1,5	566	15,0	1,4	87,9	2,0	225,3	6,7	569,4	2,0
27.2	20-30	1,3	622	14,4	1,4	89,4	2,7	217,3	6,6	529,4	1,6

(continuação apêndice 2)

Pontos	Prof.	DS	Argila	COT	N total	Zn Total	Zn _{ext.}	Cu total	Cu _{ext.}	P total	P _{disp.}
	cm	g cm ⁻³	----- g kg ⁻¹ -----			----- mg kg ⁻¹ -----					
26.1	0-10	1,5	574	29,1	2,7	138,3	40,5	202,7	15,2	1.242,7	77,2
26.1	10-20	1,5	604	15,6	1,5	96,9	6,1	194,3	12,0	877,0	33,5
26.1	20-30	1,4	600	14,8	1,2	95,4	4,5	189,4	13,0	745,2	29,5
26.2	0-10	1,4	569	26,8	2,4	120,8	27,5	191,5	15,5	908,6	23,5
26.2	10-20	1,6	586	15,2	1,4	85,4	3,4	176,8	11,7	615,3	7,9
26.2	20-30	1,3	618	12,5	1,1	78,6	2,0	157,2	12,3	535,7	6,5
20.1	0-10	1,8	560	20,6	2,1	92,2	5,0	257,7	13,4	858,2	2,9
20.1	10-20	1,8	616	13,9	1,4	88,9	2,7	252,8	15,6	735,6	0,8
20.1	20-30	1,9	667	9,1	1,0	82,8	1,1	261,2	16,3	655,4	0,6
20.2	0-10	1,8	615	25,2	2,3	97,3	11,1	234,0	12,0	965,1	13,5
20.2	10-20	1,7	666	15,5	1,5	82,4	2,1	240,3	12,1	721,1	1,6
20.2	20-30	1,8	728	11,9	1,0	82,8	0,9	234,0	13,0	655,4	0,8

Apêndice 3. Dados analíticos obtidos (médias de 2 análises) em Argissolos Vermelhos (DS: densidade do solo; SD: sem DLS; M: mata; AD: alto DLS; BD: baixo DLS; COT: C orgânico total; P_{disp}: Fósforo disponível; Zn_{ext}: Zinco extraível; Cu_{ext}: Cobre extraível)

Pontos	Prof.	DS	Argila	COT	N total	Zn Total	Zn _{ext.}	Cu total	Cu _{ext.}	P total	P _{disp.}
	cm	g cm ⁻³	----- g kg ⁻¹ -----			----- mg kg ⁻¹ -----					
1.1	0-10	1,7	157	11,7	0,9	31,9	2,2	32,5	1,6	288,7	14,7
1.1	10-20	1,8	214	6,2	0,6	30,3	0,5	35,2	1,5	208,3	3,8
1.1	20-30	1,6	243	6,6	8,6	32,3	0,3	37,3	1,8	199,7	2,2
1.2	0-10	1,5	120	11,3	0,9	24,3	1,5	24,4	1,2	267,5	22,9
1.2	10-20	1,7	156	6,2	0,5	24,9	0,4	28,4	1,4	217,8	11,2
1.2	20-30	1,7	173	5,2	0,4	27,5	0,2	28,4	1,4	151,0	3,3
9.1	0-10	1,4	108	8,8	0,8	12,5	0,8	18,2	2,2	161,2	2,9
9.1	10-20	1,6	112	5,3	0,5	12,9	0,8	16,5	2,3	132,6	1,9
9.1	20-30	1,7	201	5,6	0,6	18,7	0,9	27,3	2,7	156,1	2,2
9.2	0-10	1,1	115	16,3	1,4	11,7	1,7	16,5	1,3	186,6	4,4
9.2	10-20	1,4	118	8,3	0,8	13,3	0,6	18,2	1,8	157,1	2,5
9.2	20-30	1,5	112	5,5	0,5	12,9	0,5	19,0	2,0	132,6	2,0
10.1	0-10	1,6	155	16,0	1,3	36,5	9,3	34,8	5,5	523,4	36,7
10.1	10-20	1,7	180	10,6	0,8	22,6	2,2	26,4	2,4	316,0	18,1
10.1	20-30	1,7	181	7,9	0,5	24,4	0,4	32,0	2,0	234,5	4,3
10.2	0-10	1,6	182	20,1	1,6	47,2	21,0	39,7	9,4	583,3	40,9
10.2	10-20	1,7	195	11,8	1,0	30,8	4,0	34,8	4,2	380,7	15,0
10.2	20-30	1,7	260	10,1	0,8	29,0	0,6	33,4	2,6	284,8	7,2

Apêndice 4. Coordenadas dos locais amostrados (sistema UTM, datum Córrego Alegre)

Pontos	Solo	Tratamento	Zona	Easting	Northing
1.1	Argissolo	Sem DLS	22 J	294922.43	6816546.35
1.2	Argissolo	Sem DLS	22 J	294944.43	6816530.35
2.1	Latossolo	Baixo DLS	22 J	294403.43	6816742.35
2.2	Latossolo	Baixo DLS	22 J	294285.90	6816742.55
3.1	Latossolo	Mata	22 J	294421.43	6816702.35
3.2	Latossolo	Mata	22 J	294409.43	6816715.35
4.1	Latossolo	Alto DLS	22 J	294020.80	6816707.93
4.2	Latossolo	Alto DLS	22 J	294028.32	6816669.26
5.1	Latossolo	Alto DLS	22 J	294136.55	6817343.00
5.2	Latossolo	Alto DLS	22 J	294182.90	6817318.32
6.1	Latossolo	Sem DLS	22 J	294684.99	6817583.20
6.2	Latossolo	Sem DLS	22 J	294693.08	6817567.82
7.1	Latossolo	Baixo DLS	22 J	294717.63	6817560.49
7.2	Latossolo	Baixo DLS	22 J	294738.92	6817571.95
8.1	Latossolo	Mata	22 J	294978.73	6817435.39
8.2	Latossolo	Mata	22 J	294994.69	6817416.83
9.1	Argissolo	Mata	22 J	295054.27	6816752.70
9.2	Argissolo	Mata	22 J	295066.03	6816750.69
10.1	Argissolo	Alto DLS	22 J	295255.82	6816697.57
10.2	Argissolo	Alto DLS	22 J	295289.37	6816706.25
11.1	Latossolo	Baixo DLS	22 J	295070.17	6817619.85
11.2	Latossolo	Baixo DLS	22 J	295043.26	6817672.36
12.1	Latossolo	Alto DLS	22 J	294347.40	6817772.81
12.2	Latossolo	Alto DLS	22 J	294333.22	6817790.31
13.1	Latossolo	Alto DLS	22 J	293354.19	6819461.33
13.2	Latossolo	Alto DLS	22 J	293338.68	6819509.83
14.1	Latossolo	Mata	22 J	293273.98	6819466.55
14.2	Latossolo	Mata	22 J	293280.02	6819456.68
15.1	Latossolo	Sem DLS	22 J	293065.64	6819424.05
15.2	Latossolo	Sem DLS	22 J	293142.07	6819521.86
16.1	Latossolo	Sem DLS	22 J	286729.74	6818763.01
16.2	Latossolo	Sem DLS	22 J	286775.75	6818705.10
17.1	Latossolo	Mata	22 J	286758.73	6818129.30
17.2	Latossolo	Mata	22 J	286767.96	6818144.67
18.1	Latossolo	Baixo DLS	22 J	286687.63	6818129.20
18.2	Latossolo	Baixo DLS	22 J	286648.71	6818120.72
19.1	Latossolo	Alto DLS	22 J	290622.20	6830085.67
19.2	Latossolo	Alto DLS	22 J	290633.06	6830079.87
20.1	Latossolo	Sem DLS	22 J	291096.79	6830589.16

(continuação Apêndice 4)

20.1	Latossolo	Sem DLS	22 J	291071.39	6830560.22
21.1	Latossolo	Mata	22 J	291389.82	6829569.68
21.2	Latossolo	Mata	22 J	291389.52	6829580.53
22.1	Latossolo	Mata	22 J	294992.88	6812446.73
22.2	Latossolo	Mata	22 J	294975.64	6812461.06
23.1	Latossolo	Alto DLS	22 J	295020.09	6812498.43
23.2	Latossolo	Alto DLS	22 J	295003.88	6812487.28
24.1	Latossolo	Sem DLS	22 J	295171.76	6812369.97
24.2	Latossolo	Sem DLS	22 J	295160.71	6812381.74
25.1	Latossolo	Alto DLS	22 J	295211.84	6812256.60
25.2	Latossolo	Alto DLS	22 J	295193.00	6812268.00
26.1	Latossolo	Alto DLS	22 J	294206,19	6817685,35
26.2	Latossolo	Alto DLS	22 J	294188,55	6817720,51
27.1	Latossolo	Baixo DLS	22 J	295070.17	6817619.85
27.2	Latossolo	Baixo DLS	22 J	295043.00	6817672.00

Apêndice 5. Produtores rurais cujas áreas foram amostradas neste estudo

Produtores	Localidade	Município
Egon Scheffler	Linha Progresso	Quinze de Novembro
Leandro Lamb	Linha Progresso	Quinze de Novembro
Anderson Riegel	Picada Café	Quinze de Novembro
Airton Klaesener	Santa Clara do Ingaí	Quinze de Novembro
André Tiemann	Beco do Sol	Quinze de Novembro
Marcio Bohrz	RS 223, km 54	Ibirubá
João Carlos Moreira da Costa	Esquina Haetzel	Quinze de Novembro
Rudi Wermeier	Linha Progresso	Quinze de Novembro