



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO - CTC
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL - PPGEA

Eduardo Lando Bernardo

**Proposta metodológica para avaliação da vulnerabilidade ambiental de áreas agrícolas
que utilizam dejetos de suínos como adubo**

Florianópolis (SC)

2021

Eduardo Lando Bernardo

**Proposta metodológica para avaliação da vulnerabilidade ambiental de áreas agrícolas
que utilizam dejetos de suínos como adubo**

Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina para a obtenção do título de Doutor em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Paulo Belli Filho, *Dr.*

Coorientadores: Prof. Sebastião Roberto Soares, *Dr.*

Cláudio Rocha de Miranda, *Dr.*

Florianópolis (SC)

2021

Lando Bernardo, Eduardo

Proposta metodológica para avaliação da vulnerabilidade ambiental de áreas agrícolas que utilizam dejetos de suínos como adubo / Eduardo Lando Bernardo ; orientador, Paulo Belli Filho, coorientador, Sebastião Roberto Soares, coorientador, Cláudio Rocha de Miranda, 2021.

100 p.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Florianópolis, 2021.

Inclui referências.

1. Engenharia Ambiental. I. Belli Filho, Paulo. II. Roberto Soares, Sebastião . III. Rocha de Miranda, Cláudio IV. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental. V. Título.

Eduardo Lando Bernardo

**Proposta metodológica para avaliação da vulnerabilidade ambiental de áreas agrícolas
que utilizam dejetos de suínos como adubo**

O presente trabalho em nível de doutorado foi avaliado e aprovado por banca examinadora
composta pelos seguintes membros:

Prof. Rodrigo de Almeida Mohedano, *Dr.*
Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC

Prof. Jucinei José Comin, *Dr.*
Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC

Prof. Adilson Pinheiro, *Dr.*
Fundação Universidade Regional de Blumenau - FURB

Certificamos que esta é a **versão original e final** do trabalho de conclusão que foi julgado
adequado para obtenção do título de doutor em Engenharia Ambiental.

Prof. Leonardo Hoinaski, *Dr.*
Coordenação do Programa de Pós-Graduação

Prof. Paulo Belli Filho, *Dr.*
Orientador

Prof. Sebastião Roberto Soares, *Dr.*
Coorientador

Cláudio Rocha de Miranda, *Dr.*
Coorientador

Florianópolis (SC), 2021.

Este trabalho é dedicado a Flávia Dallagnol Bernardo.

AGRADECIMENTOS

À toda minha família, Flávia Dallagnol Bernardo, Salete Terezinha Lando Bernardo, Luiz Carlos Laurindo Bernardo, Guilherme Lando Bernardo e Luísa Maschio Bernardo, pelo zelo, suporte emocional, tolerância, flexibilidade e incentivo.

À Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), todos os professores e colaboradores do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental – PPGEA, em especial do Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos (LABEFLU) em nome do Professor Paulo Belli Filho, pela confiança, paciência, sensibilidade e compreensão.

À Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa), especificamente do Centro Nacional de Pesquisa de Suínos e Aves (CNPSA), todos os funcionários e cooperadores do projeto: “Avaliação de indicadores e estratégias para valoração de serviços ambientais em bacias hidrográficas com produção intensiva de animais (SA-SUAVE)”, mas principalmente ao Pesquisador Cláudio Rocha de Miranda, pelo respeito, empatia, solidariedade e cuidado.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio financeiro.

Aos membros da banca de avaliação desta pesquisa, pela disponibilização de tempo e esforço intelectual por contribuir de forma positiva com esse trabalho.

E a todos os demais amigos e colegas que estiveram presentes durante essa caminhada e que de alguma forma foram importantes para que pudesse chegar até aqui.

Meus sinceros agradecimentos!

[...]
“*Sometimes darkness can show you the light*”
[...]

The light – Disturbed

Dan Donegan / David Draiman / Kevin Churko / Mike Wengren

RESUMO

O dejetos suíno (DS) apresenta reconhecido potencial fertilizante para a agricultura, entretanto aplicações excessivas e/ou prolongadas de altas doses em sistemas agrícolas podem causar poluição do solo e da água, em especial, a eutrofização. A presente pesquisa apresenta a proposição de um modelo multicritério que visa classificar áreas agrícolas que recebem DS como adubo, de acordo com o grau de vulnerabilidade ambiental de degradação das águas superficiais. A proposta fundamenta-se no conhecimento de especialistas, no uso de Sistemas de Informações Geográficas (SIG) e na modelagem de um sistema de apoio à decisão. A determinação dos critérios e classes de vulnerabilidade ambiental foi realizada com base em revisão de literatura e sua ponderação foi definida mediante consulta a especialistas de diversas instituições de ensino, pesquisa e meio ambiente do Estado de Santa Catarina. Denominado de SMRISK (*Swine Manure Risk*), o modelo foi aplicado em uma bacia hidrográfica com produção intensiva de suínos localizada no sul do Brasil e demonstrou ser mais restritivo em comparação às normativas legais atualmente utilizadas para o licenciamento ambiental da suinocultura no Estado de Santa Catarina. O modelo proposto diferencia-se pela facilidade de operação e aplicação, bem como, utiliza dados e informações de fácil acesso e obtenção.

Palavras-chave: Dejetos suíno. Vulnerabilidade ambiental. SMRISK.

ABSTRACT

Swine manure has a recognized potential fertilizer for agriculture, however excessive and prolonged applications of high doses in agricultural systems can cause soil and water pollution, especially eutrophication. The present research presents a proposition of a multicriteria model that aims to classify agricultural areas that incorporate swine manure as soil fertilizer, according to the degree of environmental vulnerability contamination of surface waters. The proposal is based on the knowledge of specialists, the use of Geographic Information Systems (GIS) and the modeling of a decision support system. The determination of the criteria and classes of environmental vulnerability was carried out based on a literature review and its weighting was defined through consultation with specialists from educational, research and environmental institutions in the Santa Catarina State. Called SMRISK (*Swine Manure Risk*), the model was supplied in a hydrographic basin with intensive pig production located in southern Brazil and may be more restrictive compared to the legal regulations currently used for the environmental licensing of pig farming in the Santa Catarina State. The proposed model is differentiated by its ease of operation and application, as well as using data and information that are easily accessible and obtainable.

Keywords: Swine manure. Environmental vulnerability. SMRISK.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Sistemas de produção de suínos com pesos e idades de saída da granja.	21
Figura 2 - Relação entre o rendimento relativo de uma cultura e o teor de um nutriente no solo e as indicações de adubação para cada faixa de teor no solo.	25
Figura 3 - Limite crítico ambiental de fósforo em função do teor de argila na camada 0-10 cm de solos do Estado de Santa Catarina.	26
Figura 4 - Dinâmica de transferência de P por escoamento superficial em campos agrícolas.	28
Figura 5 - Estruturação conceitual do modelo simplificado de avaliação da vulnerabilidade ambiental do uso de dejetos suínos como adubo (SMRISK).	40
Figura 6 - Espacialização e localização das lavouras temporárias amostradas na microbacia hidrográfica do lajeado Clarimundo (MBHLC).	42
Figura 7 - Mapa clinográfico da microbacia hidrográfica do lajeado Clarimundo (MBHLC).	44
Figura 8 - Mapa altimétrico da microbacia hidrográfica do lajeado Clarimundo (MBHLC).	45
Figura 9 - Mapa de uso da terra da microbacia hidrográfica do lajeado Clarimundo (MBHLC).	46
Figura 10 - Distribuição fundiária na microbacia hidrográfica do lajeado Clarimundo (MBHLC).	47
Figura 11 - Fluxo de distribuição de DS como adubo na microbacia hidrográfica do lajeado Clarimundo (MBHLC).	49
Figura 12 - Espacialização das áreas de lavoura temporárias analisadas e respectiva classe de vulnerabilidade na MBHLC pelo modelo SMRISK.	58

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Critérios, pesos ponderados, classes, grau de vulnerabilidade e escore de classes do modelo SMRISK.	41
Tabela 2 - Quantitativos animais e demanda de água por sistema de produção (total) de suínos na microbacia hidrográfica do lajeado Clarimundo (MBHLC).....	48
Tabela 3 - Quantitativos animais e produção de DS na microbacia hidrográfica do lajeado Clarimundo (MBHLC).	48
Tabela 4 - Síntese do balanço simplificado de fósforo (P ₂ O ₅) da produção de suínos na microbacia hidrográfica do lajeado Clarimundo (MBHLC).	50
Tabela 5 - Teores de fósforo (P) e argila para as áreas de lavoura temporária analisadas na microbacia hidrográfica do lajeado Clarimundo (MBHLC).	51
Tabela 6 - Limite Crítico Ambiental de Fósforo (LCA-P) para as áreas de lavoura temporária da microbacia hidrográfica do lajeado Clarimundo (MBHLC).....	52
Tabela 7 - Declividade média das áreas de lavoura temporária da microbacia hidrográfica do lajeado Clarimundo (MBHLC).....	53
Tabela 8 - Distância das áreas de lavoura temporária para os corpos d'água na microbacia hidrográfica do lajeado Clarimundo (MBHLC).	54
Tabela 9 - Classes de vulnerabilidade das áreas de lavouras temporárias analisadas conforme o modelo SMRISK.	57

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

CC – Ciclo completo

DS - Dejeito suíno

LCA-P - Limite Crítico Ambiental de Fósforo

MBHLC – Micro bacia hidrográfica do lajeado Clarimundo

P – Fósforo

QGIS – QuantumGIS

SIG – Sistema de informação geográfica

SMRISK – *Swine manure risk*

TA – Teor de argila

UC – Unidade de crechário

UPD – Unidade produtora de desmamados

UPL – Unidade produtora de leitões

UT – Unidade de terminação

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	15
1.1	HIPÓTESE	20
1.2	OBJETIVOS	20
1.2.1	Objetivo geral.....	20
1.2.2	Objetivos específicos	20
2	REFERENCIAL TEÓRICO	21
2.1	PRODUÇÃO INTENSIVA DE SUÍNOS	21
2.1.1	Dejetos.....	23
2.1.1.1	<i>Gestão e manejo</i>	23
2.1.1.2	<i>Poluição por fósforo (P).....</i>	27
2.2	MODELOS E MODELAGEM DE SISTEMAS AMBIENTAIS	29
2.3	SISTEMAS OU MODELOS DE APOIO À DECISÃO	32
2.4	VULNERABILIDADE AMBIENTAL.....	33
3	MATERIAL E MÉTODOS	35
3.1	DELIMITAÇÃO DA ÁREA DE PESQUISA	35
3.2	CARACTERIZAÇÃO FÍSICA E AMBIENTAL	36
3.3	CARACTERIZAÇÃO SOCIOECONÔMICA E FUNDIÁRIA	37
3.4	BALANÇO SIMPLIFICADO DE FÓSFORO (P) E FLUXO DE DEJETOS.....	37
3.5	BASE DE DADOS E SISTEMA DE INFORMAÇÃO GEOGRÁFICA	38
3.6	CONSTRUÇÃO DO MODELO	39
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	44
4.1	CARACTERIZAÇÃO E DIAGNÓSTICO AMBIENTAL DA UNIDADE ESPACIAL DE ANÁLISE.....	44
4.2	APLICAÇÃO E AVALIAÇÃO DO MODELO <i>SMRISK</i>	51
5	CONCLUSÃO.....	60
6	CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES.....	62

7	BIBLIOGRAFIA	63
	APÊNDICES	78

1 INTRODUÇÃO

A humanidade tem dependido de produtos e serviços da pecuária desde o advento da agricultura (FAO, 2018a). O acelerado desenvolvimento tecnológico da pecuária mundial acarretou diversas mudanças estruturais ao longo do tempo, em especial, a transformação de pequenas fazendas mistas em grandes unidades de produção especializadas mais intensivas, de grande escala, geograficamente concentradas e direcionadas para o comércio (FAO, 2010).

Apesar do setor agropecuário desempenhar reconhecido papel na produção de alimentos, fibras e energia, de fundamental importância para segurança alimentar mundial, a distribuição da produção animal no mundo não é uniforme, exercendo grande pressão sobre os recursos naturais, especialmente no que diz respeito a redução da cobertura florestal, que passa a ser ocupada por áreas agrícolas destinadas a produção de grãos necessários para alimentação dos animais mantidos em sistemas confinados de criação, dentre os quais, destaca-se a produção de suínos (EMBRAPA, 2018).

A suinocultura é a atividade econômica que fornece a segunda proteína animal mais consumida do mundo, destacando-se a China com 50,7%, a União Europeia com 19,1% e Estados Unidos da América com 8,5% (GUIMARÃES et al., 2017). O Brasil ocupa o quarto lugar no ranking mundial da produção de carne, com 3,72 milhões de toneladas. Desse total, são exportadas 786 mil toneladas anuais, apresentando um consumo de carne suína per capita de 14,1 kg (ABPA, 2018).

O plantel suinícola brasileiro é de 39,95 milhões de cabeças, com 49,9% deste montante concentrado na região sul, estando 7,13 milhões de cabeças no estado do Paraná, 6,88 milhões em Santa Catarina e 5,92 milhões no Rio Grande do Sul (IBGE, 2019). Além do crescimento do número de animais nos últimos anos, a suinocultura brasileira tem recebido expressivos investimentos que permitiram uma grande evolução tecnológica em toda a cadeia produtiva (FAVA et al., 2016).

Em Santa Catarina, tais transformações foram evidenciadas com a modernização da suinocultura, através da difusão de pacotes tecnológicos, incluindo avanços genéticos, zootécnicos e estruturais, a partir de um massivo apoio público por meio de incentivos de crédito subsidiado, assistência técnica e adoção de sistemas integrados de produção industrial (MIELE; MIRANDA, 2013).

A evolução da produção industrializada é a tendência mais significativa no cenário da suinocultura atual, o qual unifica a intensificação, aumento de escala e concentração geográfica da produção animal (FAO/EMBRAPA, 2010).

Esse arranjo produtivo, em especial, no Oeste Catarinense, desenvolveu-se com maior intensidade em pequenos estabelecimentos agropecuários e de agricultura familiar, integrados a agroindústrias e/ou cooperativas (MIELE, 2017).

A modernização do sistema de produção possibilitou aumento da produtividade e ganhos de escala, concomitante ao aumento da produção e concentração de dejetos animais (HRIBAR, 2010; ITO; GUIMARÃES; AMARAL, 2016). Em função da expressiva quantidade de nutrientes nos dejetos a sua utilização como fertilizante na agricultura (FAO, 2018a) é uma prática amplamente difundida e o seu manejo é feito predominantemente na forma líquida (SEGANFREDO, 2007).

Contudo, o uso prolongado e/ou excessivo de dejetos como fertilizantes pode causar desequilíbrios no solo, devido à composição de nutrientes nos dejetos serem desproporcionais em relação à demanda das plantas (SBCS, 2016), acarretando o acúmulo nas camadas superficiais do solo e elevado o potencial de transferência destes nutrientes para os ambientes aquáticos (GIROTTO et al., 2010; COUTO, 2014; DALL'ORSOLETTA, 2018), em especial, o fósforo (P). O P é o nutriente que controla e limita o crescimento de algas em ecossistemas aquáticos superficiais, sendo considerado o principal agente nos processos de eutrofização (FAO, 2009; MALLARINO; HAQ, 2015; NELSON; SHOBER, 2012; SHARPLEY, 2016).

Em áreas agrícolas, altos teores de P no solo podem se constituir numa fonte de poluição difusa para os corpos d'água (ALLEN; MALLARINO; STATE, 2003; BERTOL et al., 2007; BUCZKO; KUCHENBUCH, 2007; EUROSTAT, 2018) processo esse influenciado por fatores de clima, tipo, uso, manejo do solo e aspectos físico-ambientais (BĚRZIŇA; SUDĀRS, 2010; WORTMANN et al., 2013).

O reconhecimento destes fatores tem estimulado estudos e pesquisas com enfoque nas variáveis que integram a transferência de P das áreas agrícolas para os recursos hídricos, propondo limites ambientais do nutriente no solo (BORTOLON et al., 2016; DALL'ORSOLETTA, 2018; GATIBONI et al., 2015).

Estas variáveis, de modo geral, dividem-se em dois grupos: os fatores de fonte, destacando-se a capacidade de adsorção do solo e o teor de P disponível, e, os fatores de transporte, com o escoamento superficial, a erosão e a distância do corpo hídrico receptor

(HEATHWAITE et al., 2003; LEYTEM; BJORNEBERG; TARKALSON, 2017; NELSON; SHOBER, 2012).

Dentre os modelos de predição dos limites ambientais de P, destaca-se o Índice de fósforo, ou simplesmente Índice P (*P Index*). O Índice P trabalha na escala de campo e classifica glebas agrícolas em um grau de risco de transferência de P para os recursos hídricos (BUCZKO; KUCHENBUCH, 2007; SHARPLEY et al., 2012).

O Índice P é amplamente utilizado na América do Norte como modelo de campo para planejadores de bacias hidrográficas e de gestão agrícola (LEYTEM; BJORNEBERG; TARKALSON, 2017; SHARPLEY; BEEGLE, 2001). Na Europa, países como a Noruega (BECHMANN; KROGSTAD; SHARPLEY, 2005), Finlândia, Alemanha, Dinamarca e Suécia (FOGED, 2011) também tem avançado na utilização do Índice P.

O índice P foi criado com o objetivo de reduzir as perdas de P em áreas de produção agrícola (LEMUNYON; GILBERT, 1993), por apresentar uma abordagem integrativa e flexibilidade na sua aplicação (BUCZKO; KUCHENBUCH, 2007).

Conceitualmente o índice P foi desenvolvido para servir como uma ferramenta de avaliação qualitativa que classifica a vulnerabilidade de uma área agrícola em perder P para os corpos d'água, por meio de um conjunto de fatores de fonte (teor de P do solo, método e taxa de aplicação, etc.) e de transporte (erosão, escoamento superficial e distância de corpos d'água) (SHARPLEY et al., 2010b).

No Brasil não existem registros da instituição legal do Índice P como ferramenta de avaliação ambiental, porém, diversos estudos e pesquisas (COUTO, 2014; LOPES et al., 2002, 2007; NEVES et al., 1993; OLIVEIRA et al., 2010; WALTER et al., 2017) têm utilizado os conceitos deste modelo para delinear áreas críticas de exportação de P em pequenas bacias hidrográficas e áreas de produção intensiva de suínos.

Contudo, para o desenvolvimento de um modelo complexo, a exemplo do Índice P, é imprescindível uma ampla base de dados dos fatores que integram a transferência de P, fato muito distante da realidade brasileira (DALL'ORSOLETTA, 2018), em especial, quanto a gestão das informações ambientais em regiões de produção intensiva de animais.

Porém, alguns modelos de menor complexidade tem sido desenvolvidos e implementados como ferramenta de controle e/ou avaliação ambiental em âmbito de campo (BORTOLON et al., 2016; GATIBONI et al., 2015), destacando-se o caso do Limite Crítico Ambiental de Fósforo (LCA-P) no estado de Santa Catarina.

O LCA-P foi desenvolvido para avaliar o risco ambiental da adubação fosfatada, a partir dos teores de argila e P máximo disponível sem que haja alto risco de transferência deste elemento do solo para as águas superficiais (GATIBONI et al., 2015).

No entanto, mesmo considerando a praticidade de aplicação do LCA-P em determinar o teor limite de P, o modelo contempla apenas um fator ligado ao solo como fonte de degradação (DALL'ORSOLETTA, 2018), bem como, não incorpora fatores de transporte de P, como por exemplo: declividade e distância do corpo hídrico receptor.

Mesmo com a instituição do LCA-P como ferramenta de controle de P no estado de Santa Catarina, ainda persiste grande carência de informações referentes à localização espacial e características físico-ambientais das áreas onde os DS são aplicados.

Sob essa ótica, a aplicação e utilização de geotecnologias, em especial dos sistemas de informação geográfica (SIG) para gestão ambiental apresenta-se como possibilidade para reduzir essa carência e seu uso tem crescido nos últimos anos, como uma importante ferramenta para visualização, manipulação e análise de dados espaciais, fornecendo subsídios para tomada de decisão com maior acurácia e agilidade.

Tais sistemas auxiliam na identificação e avaliação dos riscos decorrentes da utilização dos dejetos como fertilizantes de solo, com base em requisitos específicos extraídos de campo e também gerados pelo próprio sistema de informações geográficas, possibilitando reconhecer as características físicas do ambiente e identificar a pressão exercida pela produção animal sobre o ecossistema analisado (BASNET; APAN; RAINE, 2002).

Diante do exposto, a presente pesquisa teve como objetivo desenvolver um modelo simplificado para avaliar a vulnerabilidade ambiental do uso de dejetos suínos como adubo em áreas agrícolas. O modelo foi denominado de SMRISK (*Swine Manure Risk*) e apresenta em escala qualitativa o grau de vulnerabilidade ambiental das glebas agrícolas analisadas.

Os dados utilizados no modelo proposto foram coletados no âmbito do projeto: “Avaliação de indicadores e estratégias para valoração de serviços ambientais em bacias hidrográficas com produção intensiva de animais (SA-SUAVE), da linha temática: Serviços ambientais na paisagem rural (arranjo SA) (2015/2019), Macroprograma 2, da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Embrapa, realizada no Centro Nacional de Pesquisas em Suínos e Aves – CNPSA, Concórdia (SC).

O projeto SA-SUAVE tinha por objetivo desenvolver conhecimento e ferramentas para subsidiar ações e políticas que contribuam para a manutenção e melhoria dos serviços

ambientais em bacias hidrográficas com produção intensiva de animais. A unidade espacial referência de pesquisa foi a sub-bacia hidrográfica do lajeado Fragosos e área experimental foi a microbacia hidrográfica do lajeado Clarimundo, no município de Concórdia (SC).

Foi idealizado por equipe multidisciplinar de diversas instituições (Universidade do Contestado – UnC; Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina – EPAGRI; Universidade Federal da Fronteira Sul – UFFS; e, Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC) de pesquisa, ensino e extensão do Estado de Santa Catarina.

O aporte financeiro teve proveniência da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), na modalidade demanda social (DS) e a pesquisa se efetivou por meio de cooperação técnica entre a Embrapa/CNPSA e a Universidade Federal de Santa Catarina, junto ao Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos (LABEFLU) do programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental (PPGEA).

A pesquisa foi estruturada a partir de uma demanda específica do projeto SA-SUAVE, que tinha como escopo propor metodologias e ferramentas que possibilitassem aperfeiçoar a gestão dos dejetos suínos em áreas de produção intensiva, além de fornecer subsídios técnicos potenciais programas de pagamento por serviços ambientais¹.

¹ Serviços ambientais são atividades individuais ou coletivas que favorecem a manutenção, a recuperação ou a melhoria dos serviços ecossistêmicos, reconhecidos como benefícios relevantes para a sociedade gerados pelos ecossistemas, em termos de manutenção, recuperação ou melhoria das condições ambientais, divididos em: a) serviços de provisão: os que fornecem bens ou produtos ambientais utilizados pelo ser humano para consumo ou comercialização, tais como água, alimentos, madeira, fibras e extratos, entre outros; b) serviços de suporte: os que mantêm a perenidade da vida na Terra, tais como a ciclagem de nutrientes, a decomposição de resíduos, a produção, a manutenção ou a renovação da fertilidade do solo, a polinização, a dispersão de sementes, o controle de populações de potenciais pragas e de vetores potenciais de doenças humanas, a proteção contra a radiação solar ultravioleta e a manutenção da biodiversidade e do patrimônio genético; c) serviços de regulação: os que concorrem para a manutenção da estabilidade dos processos ecossistêmicos, tais como o sequestro de carbono, a purificação do ar, a moderação de eventos climáticos extremos, a manutenção do equilíbrio do ciclo hidrológico, a minimização de enchentes e secas e o controle dos processos críticos de erosão e de deslizamento de encostas; e, d) serviços culturais: os que constituem benefícios não materiais providos pelos ecossistemas, por meio da recreação, do turismo, da identidade cultural, de experiências espirituais e estéticas e do desenvolvimento intelectual, entre outros. O pagamento por serviços ambientais é uma transação de natureza voluntária, mediante a qual um pagador de serviços ambientais transfere a um provedor desses serviços recursos financeiros ou outra forma de remuneração, nas condições acertadas, respeitadas as disposições legais e regulamentares pertinentes, estabelecido no Brasil pela Lei nº. 14.119, de 13 de janeiro de 2021, instituída pela Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais (PNPSA) (BRASIL, 2021).

1.1 HIPÓTESE

A avaliação e/ou classificação da vulnerabilidade ambiental do uso de dejetos suíno como adubo em áreas agrícolas unicamente por indicadores físico-químicos do solo são insuficientes para mitigar os impactos negativos desta prática.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo geral

Desenvolver um modelo simplificado para avaliar a vulnerabilidade ambiental do uso de dejetos suínos como adubo em áreas agrícolas.

1.2.2 Objetivos específicos

- Identificar e adaptar critérios ambientais presentes na literatura para avaliação da vulnerabilidade ambiental do uso de dejetos de suínos na agricultura; e,
- Desenvolver, testar e avaliar um modelo simplificado de classificação da vulnerabilidade ambiental do uso de dejetos suínos como adubo.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

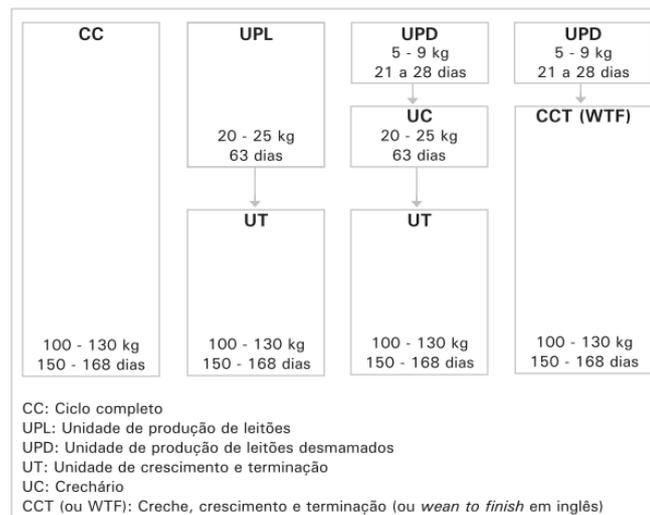
2.1 PRODUÇÃO INTENSIVA DE SUÍNOS

O setor pecuário tem se expandido rapidamente nas últimas décadas e esse crescimento se projeta como resultado da demanda por proteína de origem animal para alimentação da população mundial, destacando-se a suinocultura. A suinocultura é muito diversificada em termos estruturais, divide-se basicamente em operações ou sistemas agroindustriais de grande escala, tradicionais de pequena escala, rurais e familiares (FAO, 2018b).

O sistema agroindustrial de suínos é entendido como o conjunto de atividades produtivas integradas e interdependentes. Assumem diversas formas organizacionais, podendo ser constituída de pequenos produtores independentes, empresas regionais ou complexos produtivos integrados verticalmente (GUIMARÃES et al., 2017).

A produção de suínos é feita em diferentes sistemas de produção (Figura 1), com predominância dos sistemas segregados, com a produção de leitões (UPD e UPL) separada das fases de engorda que se utiliza de manejo *all in/all out*. A maioria de suinocultores são terminadores (UT), seguidos de produtores de leitão desmamados (UPD), produtores em ciclo completo (CC), produtores de leitões de creche (UPL) e outros sistemas de engorda como os crechários (UC) e *wean to finish* (WTF) ou creche, crescimento e terminação (MIELE, 2017).

Figura 1 - Sistemas de produção de suínos com pesos e idades de saída da granja.



Fonte: adaptado de Miele 2017.

A evolução rápida e constante de novas tecnologias e ferramentas de gestão torna a suinocultura uma atividade muito dinâmica (ZANELLA, 2017), o que favoreceu a migração da produção independente para a integrada, tornando predominante no Brasil e em grande parte do mundo (GUIMARÃES et al., 2017).

A produção industrializada é a tendência mais significativa no cenário da suinocultura atual, o qual unifica a intensificação, aumento de escala e concentração geográfica da produção animal (FAO/EMBRAPA, 2010).

No Brasil, estima-se um total de 17,9 mil estabelecimentos suínos tecnificados até o ano de 2015, compondo a suinocultura industrial brasileira, com um plantel de 1,7 milhão de matrizes, produzindo 39,3 milhões de cabeças e gerando um valor bruto da produção de R\$ 16,1 bilhões (FAVA et al., 2016).

A região Sul do País lidera com 91% dos estabelecimentos suínos, 60% das matrizes industriais alojadas e 67% dos abates, seguida dos polos tradicionais na região Sudeste e dos polos de expansão na região Centro-Oeste, esta última com crescimento de 530% no volume de abate nos últimos 10 anos. Também há polos de produção no Nordeste e Norte (MIELE, 2017).

A concentração regional da produção de carne suína está no Sul, responsável, em 2015, por 67% dos abates com algum tipo de fiscalização (federal, estadual ou municipal) (GUIMARÃES et al., 2017).

No estado de Santa Catarina, a produção concentra-se na mesorregião Oeste Catarinense, a qual é formada pela microrregião de Concórdia, Joaçaba, Chapecó, São Miguel do Oeste e Xanxerê, as quais são responsáveis por cerca de 78,0% dos suínos abatidos em Santa Catarina (EPAGRI, 2017).

O município de Concórdia possui o sexto maior rebanho de suínos do Brasil, com um total de 393.255 cabeças (IBGE, 2019), destacando-se como uma das principais atividades econômicas e geradora de renda no município. Contudo, também gera grande quantidade de resíduos, podendo ser causa de danos ambientais, principalmente, no solo e a água (BARROS et al., 2019).

2.1.1 Dejetos

Os DS são constituídos por urina, fezes, resíduos de ração e água (ITO; GUIMARÃES; AMARAL, 2016). Ainda, contêm vários nutrientes, como: nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), enxofre (S), cobre (Cu), zinco (Zn) e boro (B) (MIYAZAWA; BARBOSA, 2015).

O volume total e as características físicas, químicas e biológicas dos DS dependem de inúmeros fatores, tais como: tipo de edificação, fase fisiológica do ciclo de produção, tipo de bebedouro (consumo e desperdício associado), programa de limpeza e desinfecção (uso ou não de lâmina de água), desvio das águas pluviais, ração (tipo de ração, composição e comedouro), suínos (número, genética, peso vivo e idade), condições ambientais (temperatura e umidade relativa do ar) e sistema de armazenamento/tratamento dos dejetos (DIESEL; MIRANDA; PERDOMO, 2002; TAVARES, 2016).

Os nutrientes de maior valor agrônômico encontrados nos DS, em média, são reconhecimentos na composição: 2,8 kg de nitrogênio, 2,4 kg de fósforo e 1,5 kg de potássio por metro cúbico, além de cálcio e magnésio dentre outros micronutrientes (BARROS et al., 2019).

O uso de DS como fertilizante de solo agrícola é uma prática antiga e uma estratégia agrônômica adotada em todo mundo, entretanto, aplicações excessivas e/ou armazenamento ineficiente podem causar impactos negativos ao meio ambiente em várias escalas, como a degradação dos recursos hídricos e do solo, e, emissões de gases de efeito estufa (GEE) (FAO, 2018a).

A premissa de que os DS seriam um insumo de baixo custo e seu uso como fertilizantes do solo uma prática segura sob o ponto de vista ambiental vem sendo questionada. Entre os fatores a considerar, estão: o manejo dos animais e dos dejetos, a escassez de áreas aptas para uso agrícola, à superposição de criações intensivas de suínos, aves e bovinos leiteiros nas mesmas áreas, os custos de armazenagem e transporte (SEGANFREDO, 2007).

2.1.1.1 Gestão e manejo

A aplicação de DS como fertilizante de solo é uma prática reconhecida e amplamente difundida, porém, antes de sua utilização, os dejetos devem ser submetidos a algum tipo de processo de fermentação, isso se faz necessário para mineralização dos nutrientes, para que

assim sejam assimilados pelas plantas em curto prazo e a redução do potencial de inoculo dos organismos potenciais de risco sanitário (SEGANFREDO, 2007).

Várias alternativas de manejo e tratamento de DS têm sido desenvolvidas e testadas no sentido de mitigar seus potenciais impactos ao meio ambiente, e, atualmente a utilização de esterqueiras para armazenagem de DS se coloca como uma alternativa amplamente aplicada no Brasil, devido ao baixo custo de implantação e facilidade de manutenção (KUNZ et al., 2004).

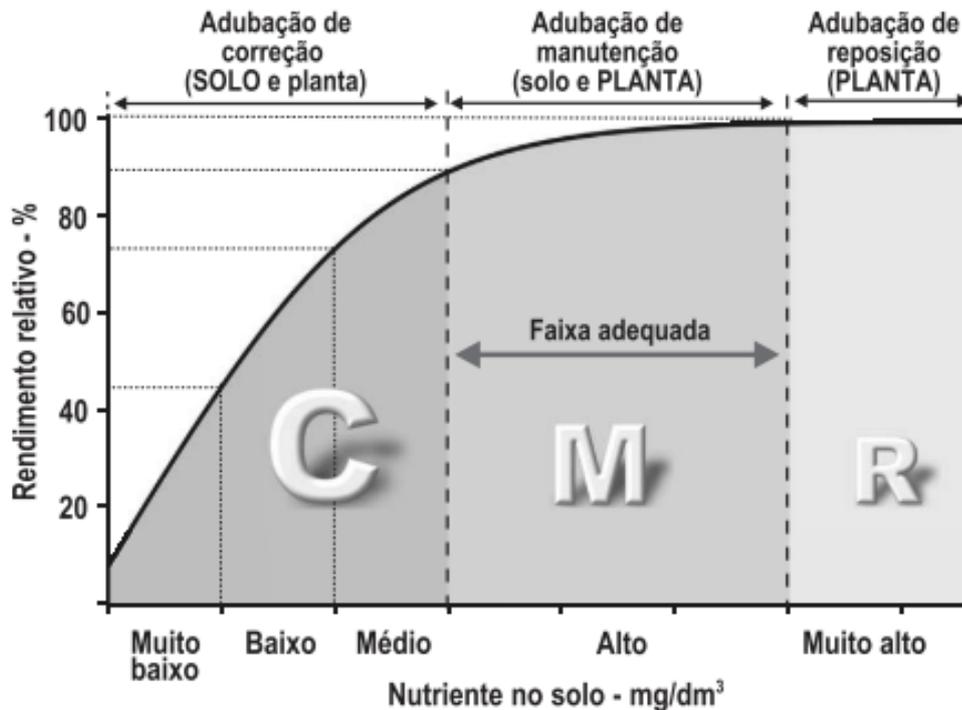
Ainda segundo Kunz et al., (2004), as esterqueiras, geralmente, são de formato cilíndrico, trapezoidal ou retangular. Possuem revestimento interno, comumente executados com pedras argamassadas, alvenaria de tijolos, lonas de PVC ou PEAD e o seu dimensionamento é calculado com base no tempo de armazenamento e volume total de dejetos produzidos.

O manejo dos DS no Brasil é praticada na forma líquida, que representa mais de 95% do total gerado pela atividade, e seu uso ocorre principalmente como fertilizante de solo em lavouras de milho, pastagem de gramíneas e reflorestamentos (KONZEN, 2000).

Para gestão e regulamentação do uso dos DS como fertilizantes de solo no Estado de Santa Catarina, a Fundação de Meio Ambiente de Santa Catarina – FATMA, atual Instituto de Meio Ambiente de Santa Catarina – IMA, com o apoio de algumas instituições de pesquisa do estado, no ano de 2014, atualizaram o procedimento de licenciamento ambiental da suinocultura (Instrução Normativa nº. 11 – IN11).

Segundo a IN, a aplicação dos fertilizantes orgânicos, gerados a partir dos dejetos suínos, em solos agrícolas deve obedecer aos mesmos critérios agrônômicos estabelecidos pelo Manual de Adubação e de Calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina, em especial quanto à adoção do conceito de adubação de manutenção (mantém o teor de nutriente no solo na classe alta de disponibilidade para as plantas limitando-se apenas a fornecer a quantidade de nutrientes extraídas pelas culturas a serem praticadas) (figura 2) para as áreas agrícolas que apresentam altos teores de nutrientes (FATMA, 2014; SBCS, 2016) caso das áreas que utilizam dejetos de suínos como fertilizantes a longos períodos de tempo.

Figura 2 - Relação entre o rendimento relativo de uma cultura e o teor de um nutriente no solo e as indicações de adubação para cada faixa de teor no solo.

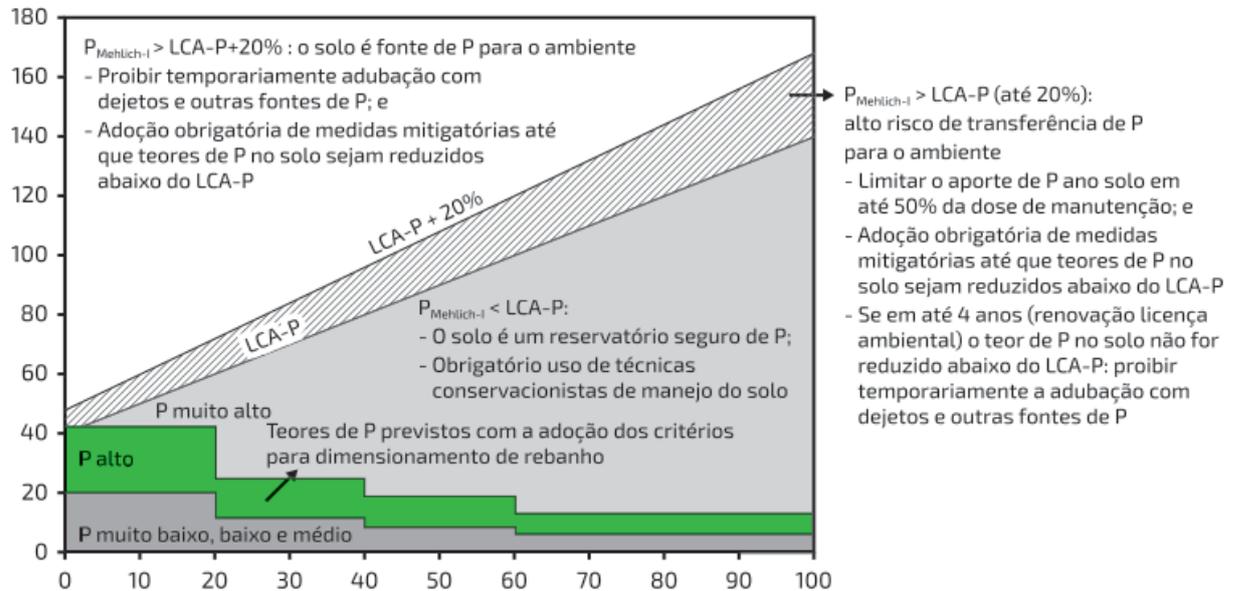


Fonte: adaptado de SBCS, 2016.

Ainda, uma questão preponderante associada à adubação com fertilizantes orgânicos é determinar até que ponto o solo é capaz de acumular nutrientes sem promover o impacto ambiental e a degradação das águas de superfície ou subterrâneas, pois solos com maior teor de argila e de baixa fertilidade têm maior capacidade de reter nutrientes do que solos arenosos. No entanto, à medida que aumentam os níveis de fertilidade, mesmo solos argilosos passam a liberar quantidades crescentes de nutrientes para o ambiente e podem se transformar em fonte de poluição (NICOLOSO; OLIVEIRA, 2016).

Neste sentido, a normativa (IN11) integra o limite crítico ambiental para o fósforo (LCA-P) (figura 3), para avaliação das condições do solo em receber dejetos em função do teor de argila para solos de Santa Catarina (GATIBONI et al., 2015).

Figura 3 - Limite crítico ambiental de fósforo em função do teor de argila na camada 0-10 cm de solos do Estado de Santa Catarina.



Fonte: adaptado de FATMA, 2011.

O LCA-P é calculado com base no teor de argila do solo mais uma constante de 40, dando o valor do limite crítico ambiental, comparando-se ao teor de fósforo do solo disponível extraído pelo método Mehlich 1, em mg kg⁻¹ de acordo com a classificação de risco (GATIBONI et al., 2015).

No entanto, o LCA-P considera apenas fatores ligados ao solo como fonte de degradação e não apresenta calibração em condições de campo, mesmo sendo considerado como o princípio para um modelo mais completo, é necessário se avançar na construção de modelos que integram os demais fatores responsáveis pela perda de P das áreas agrícolas para os corpos de água e, sobretudo, para as condições brasileiras, em especial para o estado de Santa Catarina, devido suas peculiaridades ambientais (DALL'ORSOLETTA, 2018).

Para América do Norte e alguns países da Europa o sistema chamado de Índice P ou "P-index" é a ferramenta de classificação de risco ambiental utilizada como modelo de gerenciamento de adubação na agricultura (BECHMANN; KROGSTAD; SHARPLEY, 2005; BUCZKO; KUCHENBUCH, 2007; SHARPLEY; BEEGLE, 2001).

Esta ferramenta classifica as áreas/glebas agrícolas em classes de risco de transferência de fósforo, que varia de baixo até muito alto, através de uma matriz de risco. Para cada uma das classes de risco apresentam-se diferentes restrições de manejo e até a proibição de qualquer

aplicação adicional de fósforo, relacionando características do solo e o potencial de transferência de fósforo das áreas agrícolas para os ambientes aquáticos. (HEATHWAITE et al., 2003; NELSON; SHOBER, 2012).

2.1.1.2 Poluição por fósforo (P)

Na área rural, a poluição difusa ocorre, em grande parte, devido ao escoamento superficial a partir de solos agrícolas, sendo associada aos sedimentos, aos nutrientes, em especial o fósforo (MACLEOD; HAYGARTH, 2003). O fósforo (P) é um dos agentes causadores da eutrofização (MALLARINO; HAQ, 2015; SHARPLEY, 2016), sendo necessária uma atenção especial a este nutriente em relação às águas superficiais e subsuperficiais.

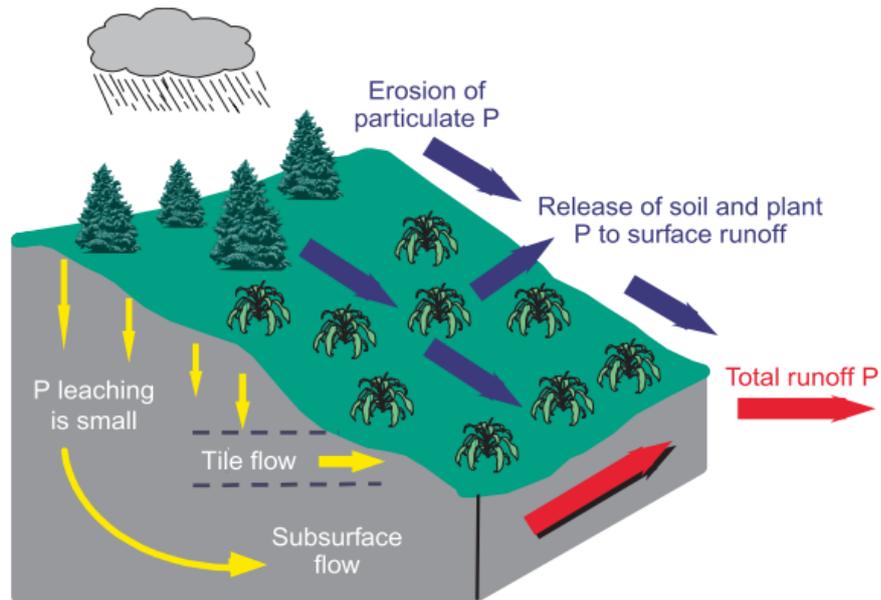
A dinâmica de transporte de P é extremamente complexa tanto no solo como na água, e desempenha um papel importante na degradação/poluição ambiental, sendo a chuva a principal responsável pelos processos de transferência de nutrientes e partículas do solo na paisagem agrícola (BORTOLON et al., 2016; GATIBONI et al., 2015).

No solo, o fósforo orgânico oriundo dos dejetos animais é disponibilizado para o crescimento das plantas através do processo de mineralização. O fósforo é removido da solução do solo por adsorção à superfície de partículas de argila ou pela complexação com carbonatos, ferro, alumínio ou compostos orgânicos estáveis. A mobilidade do fósforo no solo é dependente de sua adsorção a partículas ou da capacidade de complexação de solo. Solos que têm permeabilidade moderada e pH alto, óxidos de ferro ou alumínio, materiais amorfos e matéria orgânica tem a maior capacidade de adsorção de fósforo. O fósforo adsorvido é considerado indisponível para o crescimento das plantas. A erosão do solo por escoamento superficial pode transportar o fósforo adsorvido e complexado, contaminando assim as águas superficiais. O fósforo adsorvido na água de superfície pode tornar-se disponível por alterações no pH da água ou do potencial redox. Por outro lado, solos que têm alta permeabilidade, baixo pH e pouca matéria orgânica tem baixa capacidade de adsorção de fósforo permitindo que o fósforo lixivie (USDA, 2012).

A perda de P no escoamento agrícola ocorre na forma dissolvida ligada a sedimentos (figura 4). O sedimento que inclui o P fica associado a partículas do solo e matéria orgânica durante os eventos de transporte e constitui cerca de 80% do P transportado no escoamento superficial da maioria das terras cultivadas. Esta forma dissolvida vem da liberação de P do

solo e material vegetal e ocorre quando a chuva interage com uma fina camada de solo de superfície (2,5 a 5 centímetros) antes de deixar o campo como escoamento superficial (HEATHWAITE et al., 2003; SHARPLEY et al., 2003).

Figura 4 - Dinâmica de transferência de P por escoamento superficial em campos agrícolas.



Fonte: adaptado de Sharpley et al., 2003.

Desta forma, quando aplicado em doses elevadas, dependendo do tipo de solo, o fósforo pode saturar os locais de adsorção do solo, aumentando a disponibilidade para as plantas e o risco de transferência de P do solo para a água superficial devido ao escoamento superficial e sedimento, principalmente em terras agrícolas com alta concentração de P na superfície (BORTOLON et al., 2016; SCHLINDWEIN et al., 2013)

Quando aplicado por longos períodos de tempo, o fósforo pode acumular-se no solo em níveis que frequentemente excedem as necessidades da cultura. No entanto, a perda de P pode levar a impactos econômicos significativos fora das áreas agrícolas, as estratégias de remediação são difíceis e caras de se implementar (SHARPLEY et al., 2003).

A preocupação com relação a tais impactos e em especial com a transferência de P de áreas agrícolas para ambientes aquáticos tem incentivado diversos estudos e pesquisas sobre as variáveis envolvidas nesse processo (DALL'ORSOLETTA, 2018).

A transferência de fósforo para ambientes aquáticos está relacionada com dois conjuntos de variáveis: fatores relacionados ao solo e fatores envolvidos no transporte das áreas fonte para os recursos hídricos. Os fatores ligados à fonte são o teor e saturação de fósforo do solo, forma de adubação e método de aplicação, volume e taxa de aplicação, etc. Já os fatores ligados ao transporte de fósforo são: manejo do solo, erosão, escoamento superficial, distância do corpo hídrico receptor, entre outros (HEATHWAITE et al., 2003; LEYTEM; BJORNEBERG; TARKALSON, 2017; NELSON; SHOBER, 2012).

Ainda, esses fatores são influenciados por fatores de clima, tipo, uso, manejo do solo e aspectos físico-ambientais (BÉRZIÑA; SUDĀRS, 2010; WORTMANN et al., 2013).

O reconhecimento destes fatores tem estimulado estudos e pesquisas com enfoque nas variáveis que integram a transferência de P das áreas agrícolas para os recursos hídricos, propondo limites ambientais do nutriente no solo, a fim de evitar o impacto deste nutriente aos recursos hídricos (BORTOLON et al., 2016; DALL'ORSOLETTA, 2018; GATIBONI et al., 2015).

2.2 MODELOS E MODELAGEM DE SISTEMAS AMBIENTAIS

Ante a discussão de modelos ou modelagem de sistemas ambientais, é importante a definição de sistema. O vocábulo sistema representa o conjunto organizado de elementos e de interações entre estes elementos, surgiu na biologia teórica em meados da década de 30 como uma forma de abordagem conceitual e analítica rigorosa (CHRISTOFOLETTI, 1999).

A partir da apresentação da Teoria Geral dos Sistemas por Ludwig von Bertalanfy em 1937, o conceito de sistema foi introduzido e integrado a diversas outras áreas do conhecimento, em especial pelo aspecto conectivo de conjunto que incorpora (GOMES et al., 2014).

Um sistema é definido como um arranjo de partes interagentes e interdependentes que, conjuntamente, formam um todo unitário com determinado objetivo, que interagem e interconectam-se entre si e/ou com outros sistemas contíguos (BERTALANFFY, 1975).

Podem ser classificados conforme critérios variados, para análise ambiental, são classificados em dois tipos, dispostos segundo a sua constituição e natureza. Físicos, quando compostos de elementos reais e tangíveis, e abstratos, quando compostos de conceitos e/ou ideias, e, fechados, quando não apresentam intercâmbio com o meio adjacente, e abertos,

quando apresentam relações de intercâmbio com o meio ambiente, estes últimos, em questão da sua natureza (CHRISTOFOLETTI, 1999).

Os sistemas ambientais são identificados e hierarquizados de acordo com a interação de seus componentes geoambientais, suas dimensões e características intrínsecas, e, são delimitados por unidades elementares contidas em um mesmo sistema de relações que se configura espacialmente, denominados de subsistemas, que se distinguem entre si em decorrência a padrões fisionômicos uniformes ou de relativa homogeneidade (SANTOS; SOUZA, 2014).

Um dos sistemas ambientais com maior aplicação na análise ambiental é a unidade espacial/territorial bacia hidrográfica. É compreendida como um sistema físico e aberto, composto pelos elementos naturais, como as águas, os solos, o relevo, o clima, a fauna e a flora, e, ainda, os elementos socioeconômicos, como a agricultura, as indústrias e a população (TUCCI, 2014).

Tais elementos expressam-se em organizações espaciais e se estruturam e funcionam como subsistemas menores, distinguindo-se através de sua escala, aspectos e relações entre si e com os outros que, aninhados, formam uma unidade maior e complexa: o sistema bacia hidrográfica (CHRISTOFOLETTI, 1999).

A abordagem sistêmica em bacias hidrográficas possibilita, por exemplo, compreender como as entidades ambientais físicas estão distribuídas e organizadas sobre o espaço analisado, podendo ser visualizadas em documentos, tais como fotos aéreas e imagens de satélite, propiciando identificar a organização, o ordenamento e o entrosamento desses elementos presentes nessa área estudada, permitindo reconhecer também a totalidade e sua conformação através das relações entre tais componentes e suas vulnerabilidades (BERNARDO, 2015).

A partir dessa compreensão, a avaliação e análise de sistemas ambientais na tentativa de representar e/ou simular tais relações e compreender as respostas do ambiente a partir de intervenções ou mudanças induzidas, incorporou a abordagem de sistema a modelos matemáticos que fossem capazes de reconstruir a realidade, prever comportamentos e/ou indicar riscos, porém de forma mais simples do que o sistema representa (MARIA, 1997).

Um modelo matemático é uma equação ou expressão matemática utilizada para descrever um processo ou um fenômeno e um modelo matemático de simulação, em geral, engloba um ou mais fenômenos ou conjunto de processos de um sistema (SPADOTTO et al., 2010; TANJI, 1982).

Os modelos matemáticos de simulação, ou somente modelos de simulação, podem ser classificados em: (a) estáticos ou dinâmicos: estáticos quando visam representar o estado de um sistema não levando em conta a variável tempo, ou dinâmicos, formulados para representarem as alterações de estado do sistema ao longo do tempo; (b) determinístico ou estocástico: determinísticos quando suas formulações não fazem uso de variáveis aleatórias, enquanto os estocásticos podem empregar uma ou mais variáveis; e, (c) discretos ou contínuos: discretos quando o avanço da contagem de tempo na simulação se dá na forma de incrementos cujos valores podem ser definidos em função da ocorrência de eventos ou pela determinação de um valor fixo, ou modelos contínuos, quando o avanço da contagem de tempo na simulação dá-se de forma contínua, o que possibilita determinar os valores das variáveis de estado a qualquer instante (LAW; KELTON, 2014).

Os modelos de simulação trouxeram a abordagem de sistema para o setor agropecuário e novos entendimentos aos agroecossistemas, tornaram-se ferramentas auxiliares no direcionamento de pesquisas, programas de suporte a tomada de decisão e fomento de políticas públicas, além de redução significativa de tempo e recursos (financeiros e humanos) (BORTOLON; BORTOLON; JUNIOR, 2017).

Atualmente, diversos modelos de simulação têm sido utilizados em todo mundo para análise de agroecossistemas, testados em especial para estimar o impacto das mudanças do clima e do uso e manejo do solo, rendimento agrícola das culturas, fluxo de nutrientes e emissão de gases de efeito estufa, etc. (ROSENZWEIG, 2013).

Alguns exemplos de modelos de simulação aplicados em agroecossistemas são: ANIMO (Agricultural Nitrogen Model) (VAN DIJK; RIJTEMA; ROEST, 1985); APEX (Agricultural Policy/Environmental EXtender) (WILLIAMS, 1995); EPIC (Erosion Productivity Impact Calculator) (WILLIAMS; IZAURRALDE, 2006); SWAT (Soil and Water Assessment Tool) (ARNOLD et al., 1998); entre outros.

Porém, apesar de ampla utilização como ferramenta de análise ambiental, a complexidade de aplicação de modelos de simulação como ferramenta de auxílio no processo de tomada de decisão em agroecossistemas torna-se limitada se não adaptada, integrada ou complementada a sistemas ou modelos de apoio a decisão, pois muitas vezes, as saídas ou respostas quantitativas dos modelos de simulação apresentam difícil interpretação, que podem ser simplificadas em respostas qualitativas por meio de sistemas de apoio a decisão (BORTOLON; BORTOLON; JUNIOR, 2017).

O grande desafio aos modelos de simulação é a sua aproximação do sistema real e sua capacidade de incorporar a maioria das características daquele sistema, porém, não deve ser tão complexo que seja impossível entender e experimentar os processos que nele ocorrem, determinando assim que um bom modelo é aquele que está entre o realismo e a simplicidade (MARIA, 1997).

2.3 SISTEMAS OU MODELOS DE APOIO À DECISÃO

Os modelos ou sistemas de apoio à decisão se utilizam de uma série de conceitos, técnicas e ferramentas para transformar dados em informações úteis para auxiliar a tomada de decisões, em especial devido à problemática de um número crescente de alternativas e critérios conflitantes, que necessitam ser selecionados, ordenados e classificados, considerando múltiplos critérios (LIMA, 2012).

Devido a essa complexidade, os métodos multicritério de apoio à decisão permitem aperfeiçoar e ajudar no processo de tomada de decisão, provendo não só subsídios racionais, mas também ferramentas quantitativas, pois são modelos estruturados permitindo que a tomada de decisão não necessariamente seja a ótima para todos os critérios em questão, mas sim, a decisão conseguirá englobar e balancear todos os critérios positivamente (BOENO; CHIWIACOWSKY, 2020).

Dentre os métodos multicritérios de apoio à decisão, as principais linhas de estudo são a da chamada: Escola Americana e Escola Francesa, as quais são representadas, fundamentalmente, pelos métodos: *Analytic Hierarchy Process* (AHP) (SAATY, 1987); *Elimination and Choice Expressing Reality* (ELECTRE) (ROY, 1996); *Preference Ranking Organisation Method for Enrichment Evaluations* (PROMETHEE) (BRANS, 1982); e, *Measuring Attractiveness by a Category Based Evaluation Technique* (MACBETH) (BANA E COSTA; VANSNICK, 1994) (LIMA et al., 2014;).

O método AHP fundamenta-se na comparação de alternativas de escolha por pares, comparando os elementos entre si e o quanto são satisfatórios em relação aos outros. Proporciona a organização dos critérios abordados em uma hierarquia de preferência/relevância, com base na determinação de pesos para cada critério por meio de pesquisa e/ou consulta direta com especialistas da área estudada (SAATY, 1990).

No método ELECTRE e suas variantes, considera-se os pesos como uma medida de importância que cada critério tem ao decisor, as avaliações de cada alternativa nos diferentes critérios não se reúnem em uma avaliação global, empregam a informação dos pesos com a finalidade de construir índices de concordância e discordância (ROY, 1996).

Já, a metodologia PROMETHEE se dá em comparações pareadas entre as alternativas analisadas, avaliando o seu desempenho de critério a critério, a fim de dispor as alternativas em ordem de prioridade, aplicando-se também o conceito de função de preferência, podendo associar funções limite de indiferença e de preferência estrita (BRANS, 1982).

O MACBETH é um método de apoio à decisão que avalia opções levando em conta múltiplos critérios, orienta-se pela ponderação de critérios e a avaliação das opções em julgamentos qualitativos sobre diferenças de atratividade, em uma escala paritária de desempenho ou impacto, entre: muito fraca, fraca, moderada, forte, muito forte ou extrema, de um critério sobre o outro (BANA E COSTA; VANSNICK, 1994).

Apesar de existirem diversas metodologias de apoio a decisão, é comum entre elas o reconhecimento da subjetividade como inerente aos problemas de decisão e utilizam julgamento de valor como forma de tratá-la cientificamente, sendo esta propriedade extremamente útil quando se tem dificuldade na obtenção de informações oriundas de dados probabilísticos (COSTA, 2002).

2.4 VULNERABILIDADE AMBIENTAL

O termo vulnerabilidade, no âmbito das ciências ambientais, descreve e/ou indica sistemas insustentáveis, sendo normalmente associado à exposição, e designa, a maior ou menor susceptibilidade de um ecossistema sofrer algum tipo particular de modificação e/ou alteração (BRAUCH, 2005).

As definições de vulnerabilidade, usualmente empregadas nos estudos ambientais atrelam esse conceito a um ou mais fatores, em especial, a exposição, a sensibilidade e a capacidade adaptativa ou de resposta do sistema. O estudo desses fatores permite a avaliação do grau de vulnerabilidade de um sistema a determinadas questões ambientais. A exposição demonstra a extensão em que o sistema está em contato com perturbações. A sensibilidade está relacionada ao grau em que um sistema pode suportar as pressões sem sofrer alterações a longo prazo, e, a capacidade adaptativa é a habilidade do sistema de se ajustar a um dano ocorrido.

Nesse contexto, um sistema é mais vulnerável quanto maiores as pressões, maior a sensibilidade do meio e menor sua capacidade adaptativa (ADGER, 2006).

Especificamente para as ciências do solo o termo vulnerabilidade é utilizado para definir a capacidade de um solo ser danificado em uma ou mais de suas funções ecológicas, definidas como a capacidade de filtrar, armazenar, tamponar e transformar metais pesados, produtos orgânicos químicos persistentes e outros (BATJES, 1991).

A vulnerabilidade do solo está atrelada a características particulares, as quais são variáveis, dependendo das áreas preferenciais de formação do escoamento e o grau de erosão, os quais podem ser influenciados, por exemplo, pelo tipo de solo, a declividade do terreno e o uso da terra e manejo (COUTO, 2014).

Ainda, pode estar relacionada com a contaminação e degradação por meio de elementos químicos, ocasionando situações onde a carga crítica do solo pode ser ultrapassada ou reduzida, fazendo com que este compartimento passe a disponibilizar estes elementos e não mais retê-los (VIDAL et al., 2009), caso do nutriente fósforo (P) em sistemas agrícolas que utilizam adubação via DS aplicados continuamente, e, em frequência e quantidades excessivas em relação a capacidade de absorção das culturas agrícolas (SEGANFREDO, 2007).

Assim, a vulnerabilidade ambiental de sistemas agrícolas está ligada a fatores intrínsecos do solo, da geografia, e de manejo dado aos insumos orgânicos utilizados direta ou indiretamente nesses locais (COUTO, 2014).

A avaliação da vulnerabilidade ambiental possibilita a compreensão da capacidade de suporte dos ambientes, bem como, as fontes causais dos impactos, uma vez que tenham sido identificados, fornecem subsídios para ações de redução dos riscos do problema ambiental em questão (SANTOS, 2007),

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 DELIMITAÇÃO DA ÁREA DE PESQUISA

A determinação e delimitação do espaço geográfico de análise foi apoiada nos fundamentos da Lei nº. 9.433, de 8 de janeiro de 1997, a qual institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, e, tem a referência da bacia hidrográfica (nas suas mais diversas escalas) como a unidade territorial para o planejamento e gestão dos recursos naturais.

O recorte territorial desta pesquisa deve-se a fatores estratégicos, em especial, quanto ao objetivo desta proposta e a sua representatividade no contexto regional e nacional, em termos socioeconômicos e ambientais.

Além disso, o conhecimento prévio do local e o acesso a dados pesquisas anteriores: SILVA, 2000; MIRANDA et al., 2000; COUTINHO, 2001; SILVA, 2002; MIRANDA, 2005; ALVES, 2007; CONCEIÇÃO, 2013; Projeto SA-SUAVE; Programas Governamentais: Termo de Compromisso de Ajustamento de Condutas (TAC) da Suinocultura²; Programa Nacional do Meio Ambiente – PNMA II³) e informações disponíveis foram elementos importantes para a determinação da bacia a ser analisada.

O espaço de pesquisa é denominado microbracia hidrográfica do lajeado Clarimundo, unidade hidrográfica localizada entre as coordenadas geográficas: latitude: 27°12'7.77"S e longitude: 52° 8'12.05"O, sob domínio da sub-bacia hidrográfica do lajeado dos Fragosos, situada na porção noroeste do município de Concórdia (SC), Oeste do Estado de Santa Catarina, Brasil.

A microbracia hidrográfica do lajeado Clarimundo - MBHLC possui área superficial de drenagem de 236,5 ha, onde estão inseridas 24 (vinte e quatro) propriedades e/ou posses rurais, de acordo com Cadastro Ambiental Rural – CAR (2019).

O perfil fundiário é caracterizado basicamente por minifúndios, com média de 9,3 ha de área por propriedades e/ou posse rural. A principal atividade econômica é a suinocultura,

² Proposto por iniciativa do Ministério Público Estadual, tinha por objetivo adequar as propriedades rurais que trabalham com suinocultura no Alto Uruguai de Santa Catarina à legislação ambiental, e para tanto, flexibilizar alguns aspectos da legislação durante um determinado período de tempo para que os produtores possam se adaptar gradualmente à íntegra da legislação (MIRANDA; MIELE, 2009).

³ Programa governamental centrado no desenvolvimento institucional e na gestão integrada de ativos ambientais. Tinha por objetivo a implementação de projetos de gestão ambiental integrada, com caráter replicável, de forma a constituir modelos de desenvolvimento sustentável (MMA, 2004).

com 9 estabelecimentos produtores, com plantel de 5.502 cabeças de suínos, conjuntamente com a bovinocultura de leite e agricultura diversificada.

Toda produção de suínos é desenvolvida no sistema de integração, com dominância da empresa Brasil Foods S.A. (BRF S.A.) para suínos terminados e as demais empresas: JBS S.A., Cooperativa de Produção e Consumo Concórdia (Cooperdia), Cooperativa Agroindustrial Salto Veloso (Coopersalto), Frigorífico Ana Rosa LTDA, Frigorífico Varpi LTDA para matrizes.

3.2 CARACTERIZAÇÃO FÍSICA E AMBIENTAL

Para caracterização dos aspectos ambientais, em especial do uso da terra e das grandezas espaciais na MBHLC, utilizaram-se técnicas de processamento digital de imagens de satélite e geoprocessamento. Para a classificação do uso da terra utilizou-se imagem do satélite Sentinel-2, passagem de 28 de janeiro de 2017, formato GEOTIFF, bandas: 02, 03, 04 e 08, Azul, Verde, Vermelho e Infravermelho, respectivamente, projeção UTM (Universal Transversa de Mercator) Zona 22, DATUM WGS84 com grid de reflectância e termal de 10 metros. Resolução radiométrica de 12 bits.

A preparação das imagens foi executada no software QGIS, em duas fases. A primeira foi a reprojeção das cenas para o alvo de estudo (DATUM SIRGAS 2000, zona 22 sul), posteriormente, utilizou-se a ferramenta mosaico para a junção das bandas em arquivo único GEOTIFF, levando em consideração a composição de interesse (falsa cor natural RGB/08-04-03 e 04-08-03). Na sequência, a imagem foi importada para o software *eCognition*, onde aplicou-se o realce de contraste por equalização de histograma, para melhor visualização e diferenciação das classes: água, capoeira, reflorestamento, pastagem naturalizada, lavoura temporária, fruticultura/erva mate, servidão administrativa e/ou de uso público.

Em seguida, aplicou-se o algoritmo *segmentation multiresolution*, para a segmentação baseada em objeto dos recortes de análise, levando em consideração as características de heterogeneidade espacial (forma, compacidade, suavidade e cor) e escala (tamanho dos segmentos a serem gerados), alternando os processos (alternativa e erro) até encontrar a melhor e mais adequada diferenciação (separação) e visualização dos alvos de interesse.

Com o processo de segmentação concluído, determinaram-se as classes de uso do solo. Após, iniciou-se o processo de classificação supervisionada, que foi executada em duas etapas.

A primeira consistiu na seleção das amostras (*samples*), com a definição das classes adotadas em feições segmentadas. Buscou-se selecionar o maior número de amostras que correspondessem às diferentes respostas espectrais, a fim de reduzir ao máximo a possibilidade de segmentos não classificados.

Com a etapa de seleção amostral concluída, passou-se a etapa de classificação das imagens, adotando-se o algoritmo: *basic classification*. O resultado da classificação foi exportado em arquivo vetorial para o software QGIS, para a visualização quantitativa dos resultados das classes e a produção e elaboração dos mapas e análises dos resultados. Os resultados quantitativos das áreas de cada classe analisada foram obtidos por meio da utilização de calculadora de atributos para vetores.

3.3 CARACTERIZAÇÃO SOCIOECONÔMICA E FUNDIÁRIA

Como ferramenta e instrumento de coleta de dados das características econômicas e sociais do espaço geográfico de análise foi utilizado o questionário (Apêndice B). Para construção do questionário, seguiram-se alguns critérios básicos para lógica no processo, como: utilização de perguntas fechadas, alternativas e de escala; sigilo quanto à identificação e localização das amostras de pesquisa. Aplicou-se um questionário em cada estabelecimento produtor industrial de suínos na MBHLC.

A caracterização fundiária dos estabelecimentos rurais na MBHLC foi realizada com base aos dados do Cadastro Ambiental Rural – CAR, disponíveis na plataforma de consulta pública do Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural (SiCAR), utilizaram-se os metadados do município de Concórdia (SC) para as declarações feitas até junho de 2018, fazendo o recorte para os estabelecimentos de interesse (imóveis e/ou posses rurais localizados na área de drenagem da microbacia).

3.4 BALANÇO SIMPLIFICADO DE FÓSFORO (P) E FLUXO DE DEJETOS

O balanço de nutrientes é uma das ferramentas para avaliação do uso de fertilizantes para o solo na agricultura, que representa a diferença entre a saída de nutrientes pelo consumo das culturas agrícolas (exportação) e a sua entrada no sistema via adubação.

O modelo simplificado estrutura-se no balanço de oferta e demanda do nutriente fósforo, considerando os seguintes dados e critérios: 1. Área total e área efetiva agrícola (incluindo as rotações) do recorte espacial de análise; 2. Número de cabeças animais e sistemas de criação de suínos; 3. Tipo de culturas praticadas, com expectativa de rendimento médio de produção (demandas); 4. Condição de uso dos dejetos e taxas de excreção média de fósforo, por espécie e fase de produção (ofertas).

Os dados acerca das demandas (necessidades nutricionais das plantas) são baseados no conceito de adubação de manutenção, e, apresentados no manual de adubação e de calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina (SBCS, 2016), e, os valores referentes às ofertas (taxas de excreção média de nutrientes via dejetos animais) foram obtidos da Instrução Normativa nº. 11, do Instituto do Meio Ambiente – IMA do Estado de Santa Catarina (FATMA, 2014).

O fluxo dos dejetos foi calculado a partir dos dados: 1. Volume total de DS produzidos no estabelecimento (ano); 2. Área de destino dos DS para fertilização; 3. Taxa de aplicação de DS em área agrícola.

Os dados para a aplicação do balanço simplificado e fluxos de DS foram obtidos dos processos de licenciamento ambiental do Instituto de Meio Ambiente – IMA do Estado de Santa Catarina e da aplicação dos questionários, para todos os estabelecimentos com produção industrial de suínos inseridos na área de drenagem da MBHLC.

3.5 BASE DE DADOS E SISTEMA DE INFORMAÇÃO GEOGRÁFICA

A estrutura e organização dos dados e informações gerados a partir da utilização dos instrumentos de coleta (dados primários e secundários) e por meio de técnicas de geoprocessamento foram estabelecidas em um banco de dados geográficos (*geodatabase*).

Utilizou-se o *PostgreSQL* como Sistema Gerenciador de Banco de Dados (SGBD), acoplado a aplicação do *PostGIS* integrado ao software de geoprocessamento *QuantumGIS*, o que oportunizou a união dos dados e informações descritivas das diferentes metodologias de caracterização aplicadas a uma referência geográfica, permitindo assim a espacialização das informações para sua representação através de mapas.

Ainda, a utilização do conceito de softwares livres para os SIGs empregados nesta pesquisa possibilitou a utilização deste instrumento para entrada, armazenamento, recuperação,

manipulação e análise de um grande volume de dados sem custo, o que permitiu a sua ampla utilização como ferramenta indispensável para avaliação ambiental da MBHLC.

3.6 CONSTRUÇÃO DO MODELO

A estimativa do grau de vulnerabilidade ambiental das áreas agrícolas pelo uso de DS como adubo no modelo proposto é dada pela integração de indicadores multidimensionais que relacionam o manejo do agroecossistema com as características do ambiente físico, sendo o seu resultado expresso em escala qualitativa.

O modelo foi denominado de SMRISK (*Swine Manure Risk*) e utiliza o método de Análise Hierárquica de Processos - AHP (*Analytic Hierarchy Process*) (SAATY, 1987, 1990) como apoio à tomada de decisão com múltiplos critérios quantitativos e qualitativos.

O modelo conceitual (figura 5) partiu da bibliografia disponível e a seleção de critérios fundamentados na: 1. Confiabilidade (validade científica e/ou consistência teórica); 2. Praticidade (relação custo/benefício - tempo, disponibilidade e/ou facilidade de detecção em campo); e, 3. Utilidade (complexidade simplificada, domínio público e multiescalar).

Além disso, na determinação dos critérios foram consideradas as propriedades fundamentais que embasam a abordagem multicritério (KEENY, 1992; BELTON, 1997; BANA; COSTA, 1992; ROY, 1996; ENSSLIN, 2001).

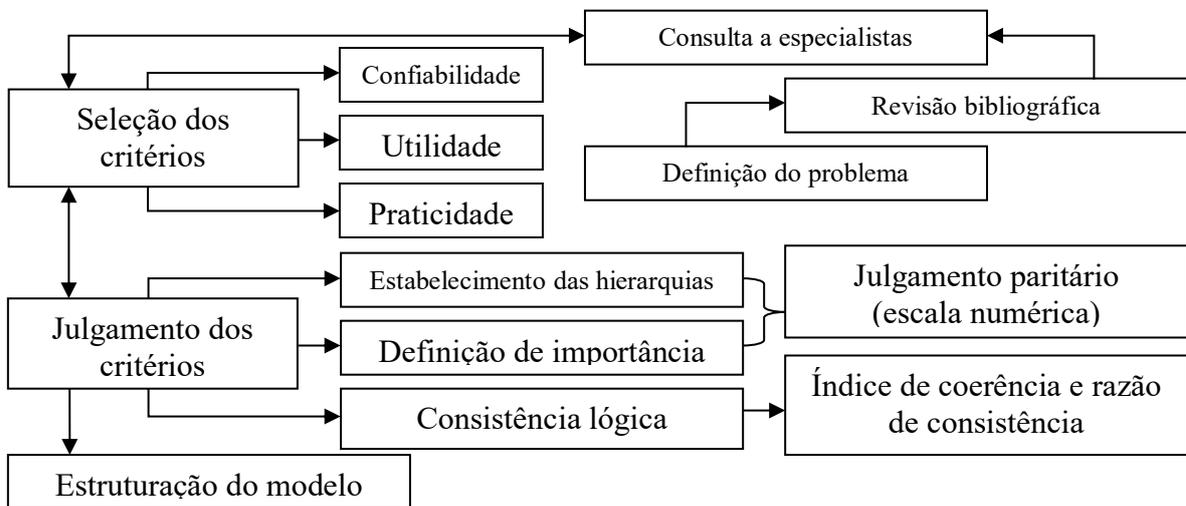
A construção do modelo seguiu uma organização hierárquica de níveis embasada nos princípios analíticos fundamentais do método AHP, os quais são: 1 - Estabelecimento das hierarquias (estruturação do problema, dos critérios e de suas respectivas classes em níveis hierárquicos, agrupando-os em conjuntos independentes, mas relacionáveis entre si); 2 - Definição de importância dos critérios e classes (a determinação da importância de cada critério e suas classes fundamentaram-se na comparação pareada por meio de um julgamento paritário de prioridade, definindo-se individualmente cada peso comparativo e sua respectiva importância, obedecendo uma escala numérica (SAATY, 1987, 1990) que varia de 1 (igual importância) a 9 (extrema importância), conforme o julgamento de cada um dos especialistas que participam da avaliação dos critérios do modelo; 3 - Consistência lógica do modelo (a avaliação é dada pelo índice de coerência e razão de consistência (SAATY, 1987, 1990).

A validação dos critérios e respectivas classes de vulnerabilidade foram determinadas por julgamento e ponderação de importância, realizada a partir de consulta a especialistas de

diversas instituições de ensino (UFSC – Universidade Federal de Santa Catarina, UDESC – Universidade do Estado de Santa Catarina, UFFS – Universidade Federal da Fronteira Sul, IFC – Instituto Federal Catarinense), pesquisa (Embrapa – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária), extensão (EPAGRI/CIRAM – Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina / Centro de Informações de Recursos Ambientais e de Hidrometeorologia de Santa Catarina) e licenciamento ambiental (IMA/FATMA - Instituto do Meio Ambiente de Santa Catarina/ Fundação do Meio Ambiente de Santa Catarina) no Estado de Santa Catarina, por meio de formulário digital (Apêndice A).

Trinta e um especialistas foram consultados de abril a julho de 2019, obtendo retorno de 17 avaliadores. Na elaboração do formulário enviado aos especialistas, o método de ponderação utilizado para determinar os pesos de importância seguiu a escala fundamental (SAATY, 1990).

Figura 5 - Estruturação conceitual do modelo simplificado de avaliação da vulnerabilidade ambiental do uso de dejetos suínos como adubo (SMRISK).



A estrutura do modelo (tabela 1) compreendeu o agrupamento de quatro critérios:

1. Critério 1 – Declividade (inclinação da superfície do terreno em relação à horizontal, sendo a diferença de altura entre dois pontos e a sua respectiva distância. É dada pelo ângulo de inclinação da superfície do terreno em relação à horizontal, variando entre 0° a 90°, expresso em porcentagem). As classes que correspondem este critério foram adaptadas de acordo com: Gatiboni et al., (2015); Melland; Smith; Waller, (2007); Ternus et al., (2018).

2. Critério 2 - Distância do corpo d'água (distância média entre a borda da área agrícola até o corpo d'água mais próximo, levando em consideração a direção e fluxo de drenagem no terreno). A determinação das variações de distância desta classe foram adaptadas com base a: Bechmann, (2005); Beegle et al., (2007); Melland; Smith; Waller, (2007); USDA, (2014) e as disposições legais do Código Florestal Brasileiro, Lei 12.651/2012 (BRASIL, 2012).
3. Critério 3 - Método de aplicação (método de aplicação dos dejetos suínos nas áreas agrícolas), adaptado de: Andersen; Kronvang, (2006); Bechmann, (2005); Hensleigh, (2013); Mallarino; Haq, (2015); USDA, (2004), considerando os modelos tecnológicos disponíveis e aplicados no estado de Santa Catarina.
4. Critério 4 - Limite Crítico Ambiental de Fósforo - LCA-P (expressa o teor máximo de P extraível pelo método de *Mehlich-I* admitido na camada 0–10cm do solo para o estado de Santa Catarina) (GATIBONI et al., 2015a).

Tabela 1 - Critérios, pesos ponderados, classes, grau de vulnerabilidade e escore de classes do modelo SMRISK.

Critério	Peso	Classe	Escore	Grau
1 - Declividade	0,455	>20,1%	0,640	Alta
		10,1-20,0%	0,265	Média
		0,0-10,0%	0,095	Baixa
2 - Distância do corpo d'água	0,164	<30,0m	0,561	Alta
		30,1-50,0m	0,255	Média
		>50,1m	0,184	Baixa
3 - Método de aplicação de DS	0,097	Superficial não incorporado	0,752	Alta
		Superficial incorporado	0,167	Média
		Injetado >5cm solo	0,081	Baixa
4 - Limite Crítico Ambiental de Fósforo (LCA-P)	0,284	>40+TA>20,0% ³	0,644	Alta
		>40+TA<=20,0% ²	0,291	Média
		<=40+TA ¹	0,065	Baixa

Legenda: ¹<=40+TA (Teor de argila): valor menor ou igual a 40 mais o teor de argila do solo (expresso em porcentagem); ²>40+TA<=20,0%: valor maior que 40 mais o teor de argila até excedente menor ou igual a 20,0%; ³>40+TA>20,0%: valor maior que 40 mais o teor de argila com excedente maior de 20% (GATIBONI et al., 2015).

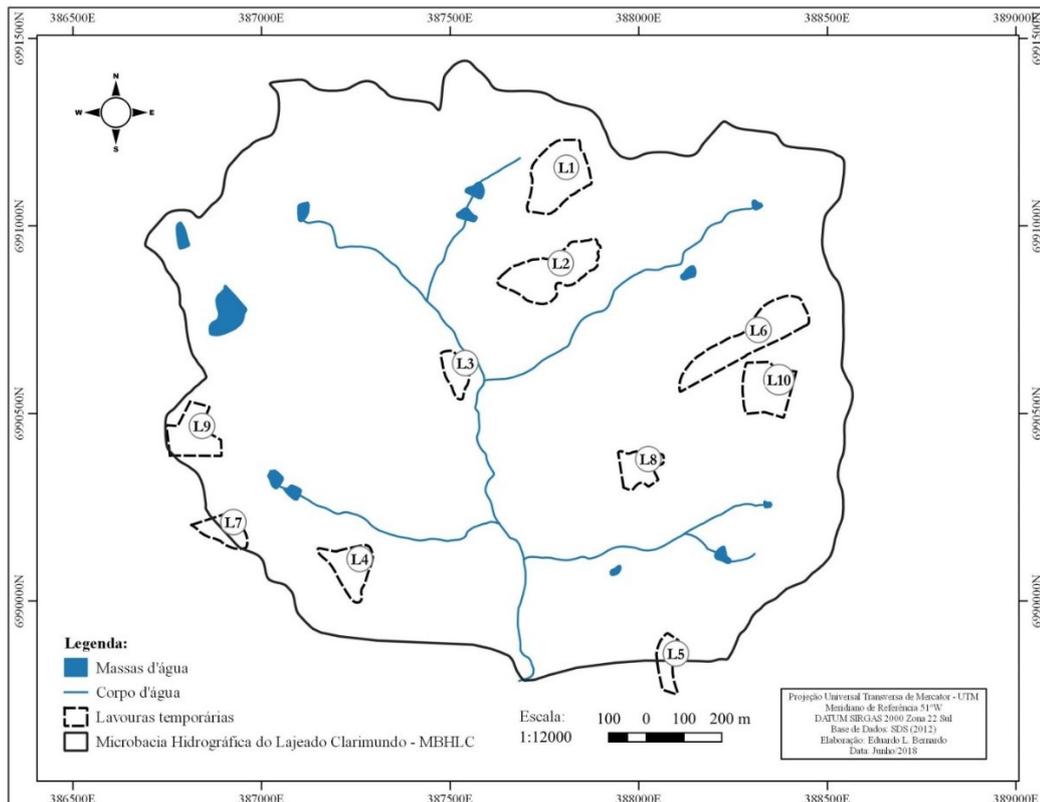
A determinação dos valores dos pesos finais oriundos da ponderação feita pelo conjunto de especialistas apresentou consenso de 78,3%. O cálculo do índice e razão de consistência foi de 3,8%, indicando consistência.

O SMRISK segue uma abordagem aditiva, onde os fatores são multiplicados por um valor de ponderação e de seu escore, somados para resultar num grau de vulnerabilidade (GV), a partir de uma combinação linear ponderada (w_i = peso do critério i ; x_i = escore i .) conforme (equação 1):

$$GV = \sum_{i=1}^n w_i \cdot x_i \quad (1)$$

A escala do grau de vulnerabilidade foi definida em: baixa (valores do modelo $\leq 0,241$), média (valores $\geq 0,242$ e $\leq 0,412$) e alta (valores $\geq 0,413$). As unidades espaciais de aplicação do SMRISK compreenderam dez áreas de lavoura temporária (L1 a L10) localizadas na MBHLC (figura 7).

Figura 6 - Espacialização e localização das lavouras temporárias amostradas na microbacia hidrográfica do lajeado Clarimundo (MBHLC).



Os dados de campo do teor de fósforo (mg/dm^3) e argila (%) do solo foram obtidos a partir de amostragem aleatória estratificada (FILIZOLA; GOMES; SOUZA, 2006) na camada 0-10cm, formando-se quatro amostras compostas (3x1) para cada área.

O teor de fósforo no solo foi analisado pelo método *Mehlich-1* (TEDESCO et al., 1995) e o teor de argila pelo método do densímetro (TEIXEIRA, et al, 2017). Estes dados fazem parte do banco de dados do projeto: Avaliação de indicadores e estratégias para valoração de serviços ambientais em bacias hidrográficas com produção intensiva de animais (SA-SUAVE), da linha temática: Serviços ambientais na paisagem rural (arranjo SA) (2015/2019), Macroprograma 2, da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Embrapa, realizada no Centro Nacional de Pesquisas em Suínos e Aves – CNPSA, no município de Concórdia (SC).

Os dados referentes aos critérios distância do corpo hídrico e declividade foram extraídos na base de dados ortorretificados do Estado de Santa Catarina (SIG/SC, 2019). A distância do corpo d'água foi determinada por meio de buffer de 30 e 50 metros dos corpos d'água e a declividade por meio de técnicas de geoprocessamento a partir do Modelo Digital de Terreno (MDT).

As informações do método de aplicação dos DS em cada área amostrada foram obtidas a partir de questionário aplicado aos suinocultores proprietários das áreas amostradas. As áreas de lavoura temporária foram delimitadas a partir de foto aérea com correção em verdade de campo.

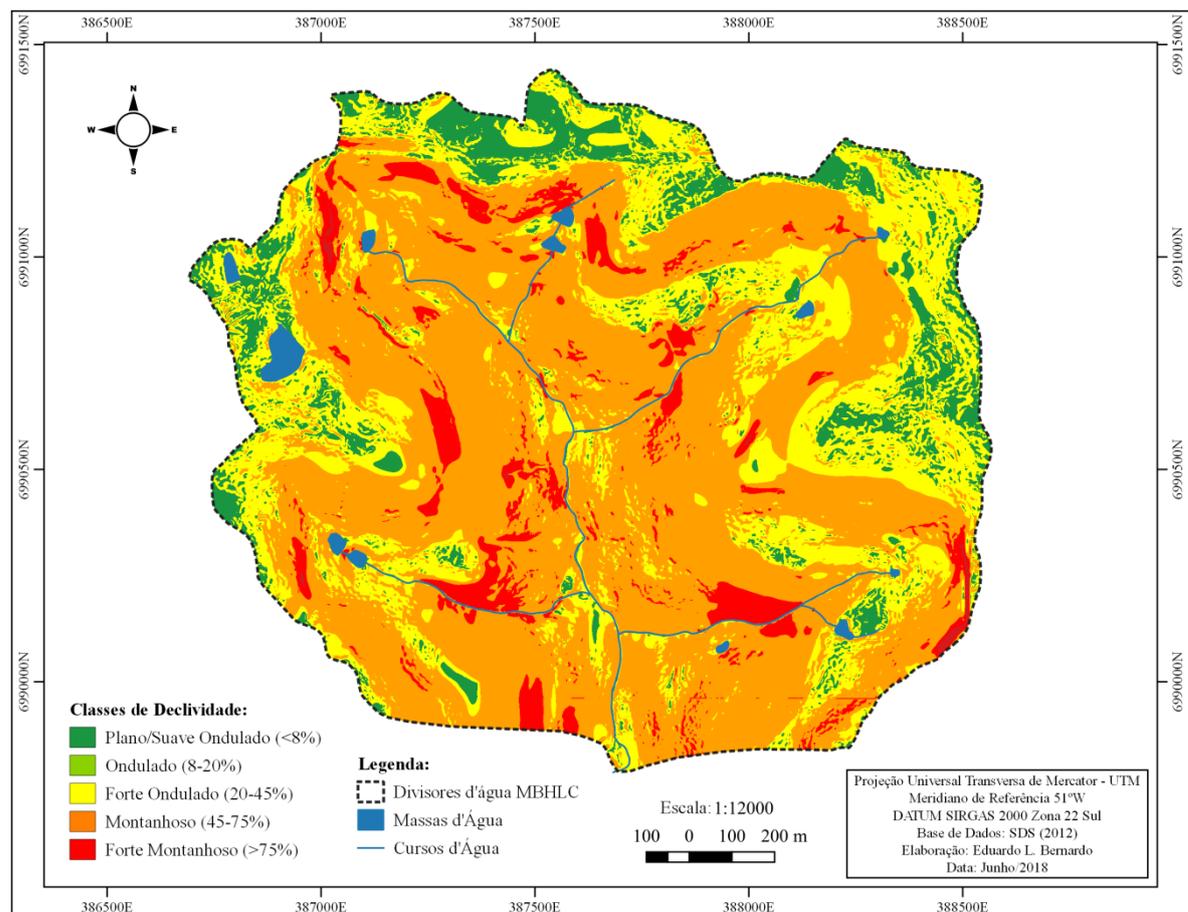
Todas as informações foram inseridas em geodatabase que compreende a delimitação da área analisada e o plano de informação de cada critério com seus respectivos pesos normalizados (*Weighted Overlay*) de acordo com o modelo conceitual. Para determinação da vulnerabilidade ambiental, as camadas foram convertidas para o formato matricial (raster) e realizou-se a sobreposição (álgebra de mapas) das camadas e/ou planos de informação, de acordo com a equação do modelo.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 CARACTERIZAÇÃO E DIAGNÓSTICO AMBIENTAL DA UNIDADE ESPACIAL DE ANÁLISE

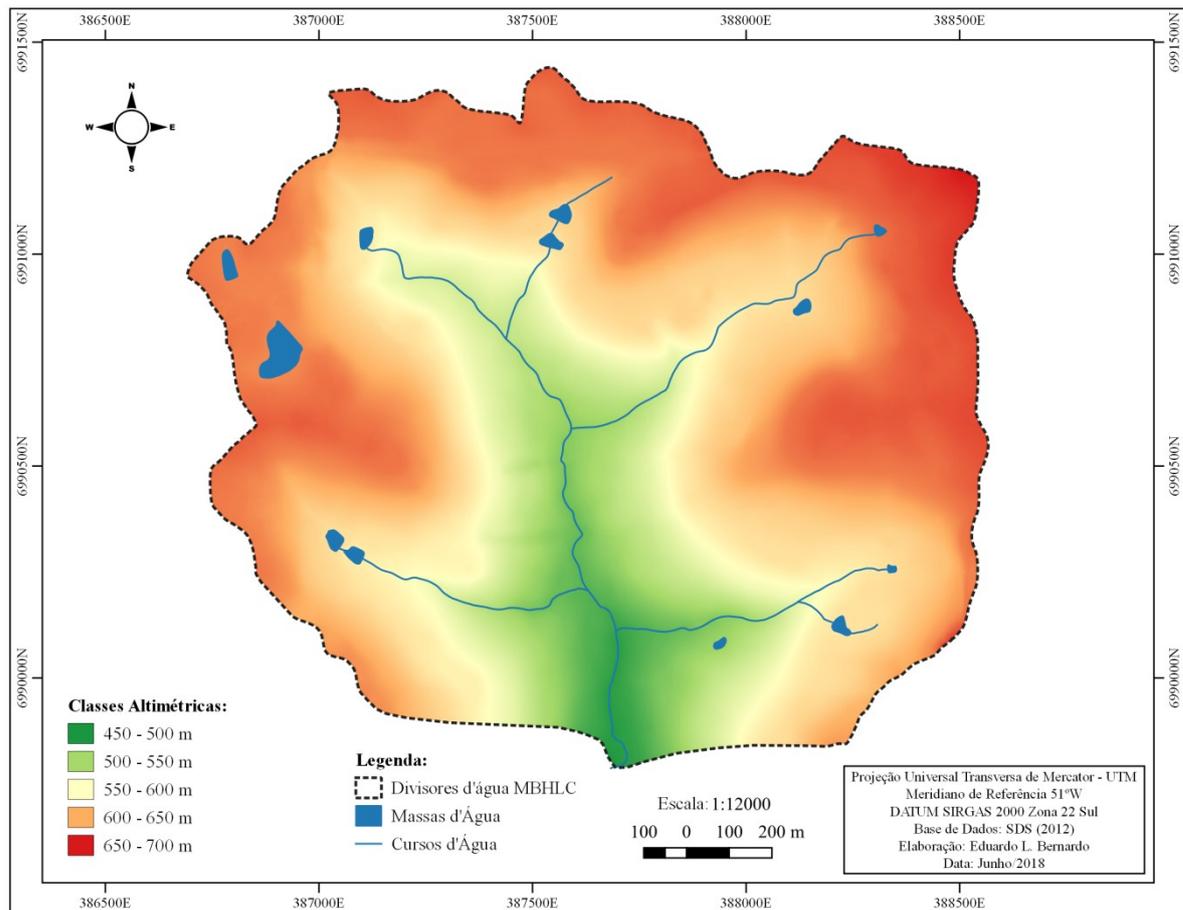
A MBHLC tem área total de drenagem de 2,343 km² e perímetro de 6,442 km. Possui terrenos forte ondulados, de acordo com as classes clinográficas do Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SANTOS, et al. 2018). O mapa da declividade da MBHLC pode ser visualizado na figura 7.

Figura 7 - Mapa clinográfico da microbacia hidrográfica do lajeado Clarimundo (MBHLC).



A distribuição altimétrica dos terrenos (figura 8) na bacia com referência ao nível do mar apresenta altitude média de 575 m, com amplitude altimétrica de 200m.

Figura 8 - Mapa altimétrico da microbacia hidrográfica do lajeado Clarimundo (MBHLC).



O uso da terra na MBHLC é caracterizado pela predominância de áreas de floresta secundária, em sua maioria classificada em estágio sucessional inicial de regeneração, com pequenos fragmentos em estágio médio (figura 9).

A área de floresta/mata representa 34,6%, seguida da classe pastagem naturalizada (área destinada ao pastoreio do gado, composta basicamente por gramíneas, com baixa aplicação tecnológica) com 20,7%,

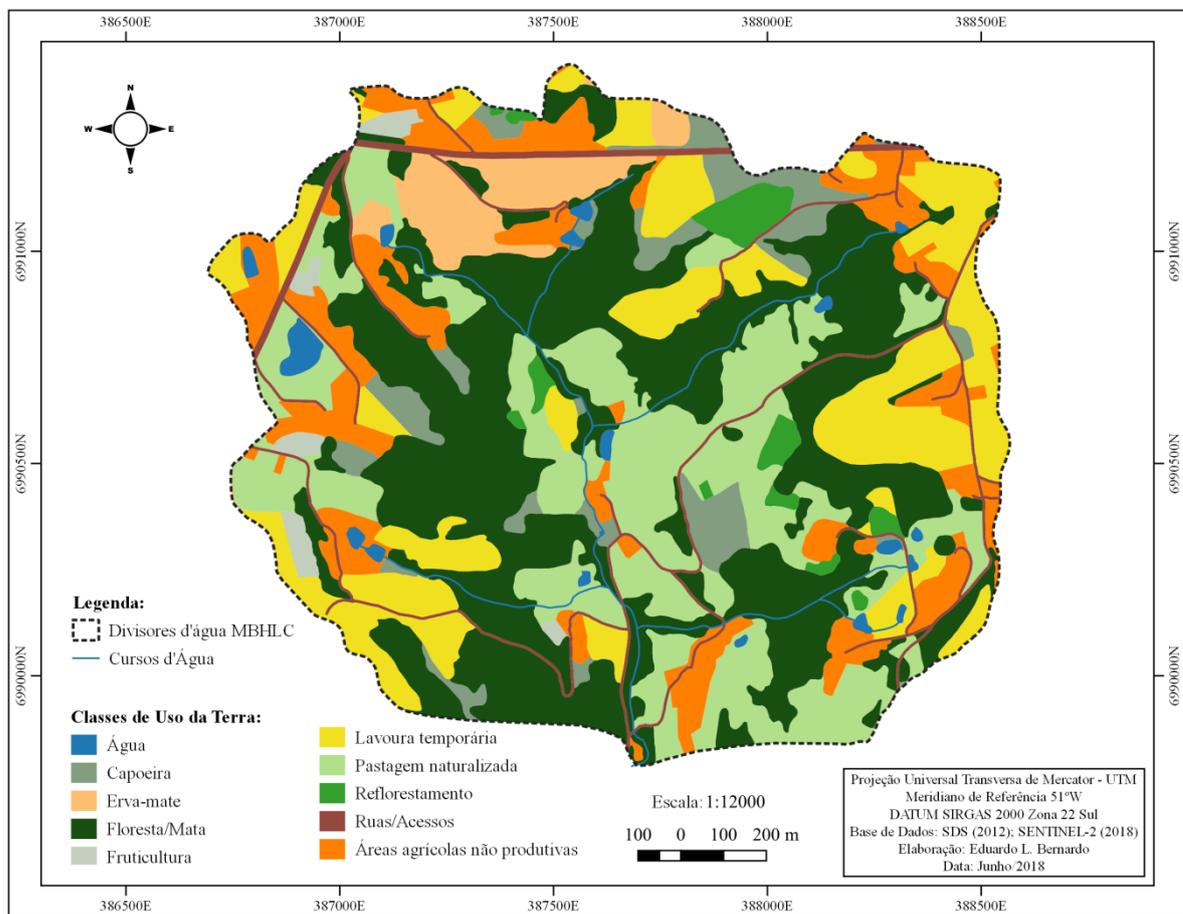
As lavouras temporárias (cultivo de plantas de curta e/ou média duração, geralmente com ciclo vegetativo inferior a um ano, em especial para grãos e leguminosas para forragem) possuem ocupação de 16,2%, seguidas das áreas agrícolas não produtivas (compreende as áreas não produtivas no estabelecimento, integrando as benfeitorias, áreas de lazer e demais espaços públicos e/ou privados) com 11,6%.

As áreas de capoeira (compostas por vegetação secundária, principalmente gramíneas e arbustos isolados, também reconhecidas em estado de pousio) com 5,3% e silvicultura (área

de composição, trato e cultivo de povoamentos florestais, para produção de alimentos e/ou matérias primas para indústria) com 5,2%.

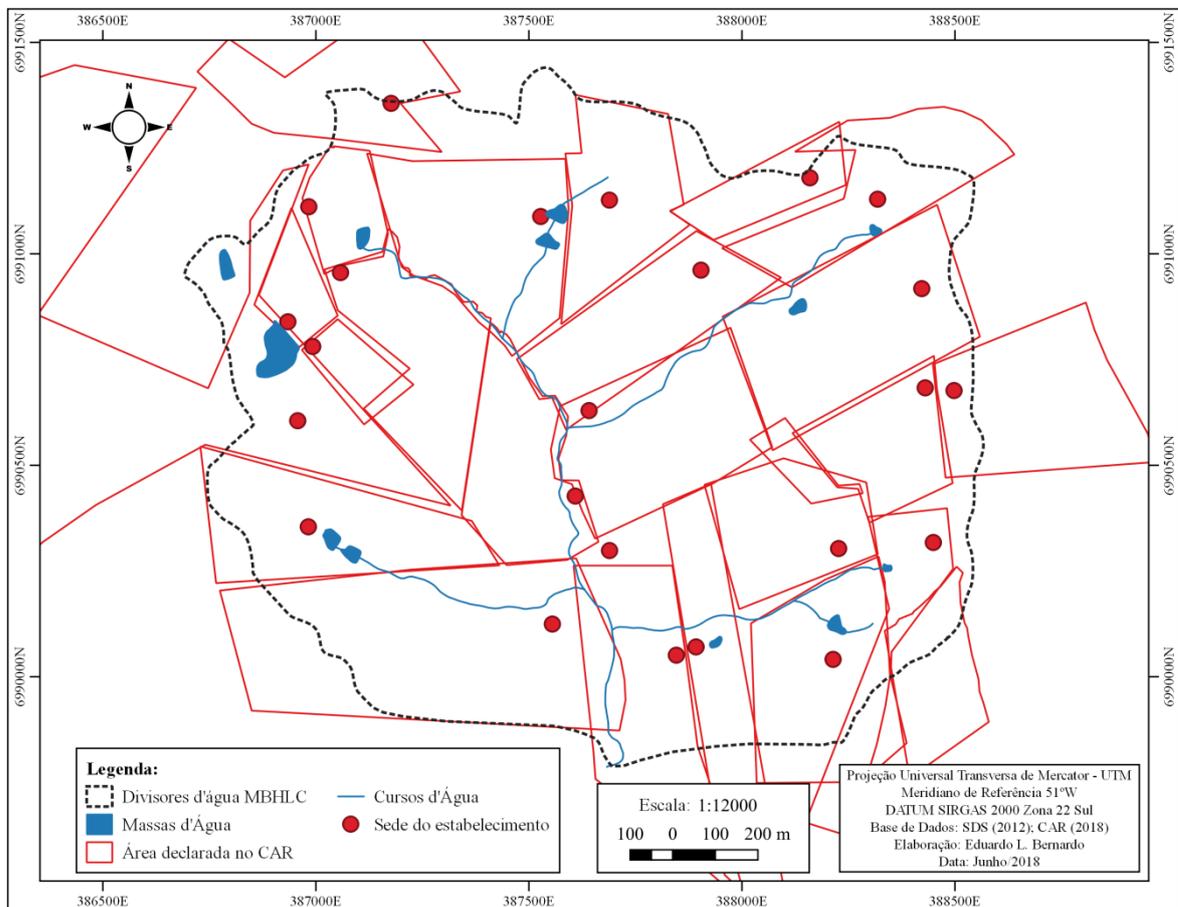
Demais usos, como ruas/aceessos e servidões administrativas de uso público com 3,7%, reflorestamento (espécies exóticas de crescimento acelerado, como: *pinus sp.* e *eucalyptus sp.*, produção de madeira) em 2,1%, e água, com 0,7%.

Figura 9 - Mapa de uso da terra da microbacia hidrográfica do lajeado Clarimundo (MBHLC).



Ainda, na área da MBHLC estão inseridas 25 imóveis e/ou posses rurais (figura 10), com pelo menos uma parcela da propriedade na área da bacia (CAR, 2018). O perfil fundiário é caracterizado basicamente por minifúndios, com média de 9,3 ha de área por imóvel e/ou posse rural.

Figura 10 - Distribuição fundiária na microbacia hidrográfica do lajeado Clarimundo (MBHLC).



A situação da posse das terras nos estabelecimentos da MBHLC encontra-se em sua maioria sob a exploração de seus proprietários, que representam 95,0%, restando apenas 5,0% sob condição de arrendatários.

Com relação à moradia, a média de unidades de residência ocupadas por estabelecimento é de 2 casas, que acomodam em média 4 pessoas por propriedade. Para mão-de-obra, com dedicação integral de trabalho no estabelecimento apresenta média de 2 pessoas. A média de idade da população inserida na microbacia é de 41 anos.

A principal atividade econômica é a suinocultura, com 09 estabelecimentos produtores, conjuntamente com a bovinocultura de leite e agricultura diversificada. O plantel animal na MBHLC é de 4.675 suínos em terminação e 827 matrizes, distribuídas em duas unidades produtoras de leitão (UPL), duas unidades produtoras de desmamados (UPD), quatro terminadores e uma unidade de ciclo completo (CC), totalizando 5.502 cabeças de suínos.

Em termos de demanda de água para produção animal, o volume requerido anualmente para atender o plantel de suínos na área da MBHLC é de 24,4 mil m³/ano (tabela 2). O abastecimento de água para a produção animal é de origem subterrânea em sua totalidade.

Tabela 2 - Quantitativos animais e demanda de água por sistema de produção (total) de suínos na microbacia hidrográfica do lajeado Clarimundo (MBHLC).

Sistema de produção	Nº de cabeças	Demanda de água para produção (m³/ano)
Terminação	4.675	14.162,9
UPL	592	7.627,6
UPD	220	2.232,3
Ciclo Completo	15	399,1

Para dejetos, o manejo é em sua totalidade na forma líquida, utilizado como adubo, em especial nas áreas de lavoura temporária e pastagem naturalizada. São gerados por ano um volume total de 14.164 m³, considerando os sistemas de produção e as capacidades de alojamento de cada unidade de produção (tabela 3).

Tabela 3 - Quantitativos animais e produção de DS na microbacia hidrográfica do lajeado Clarimundo (MBHLC).

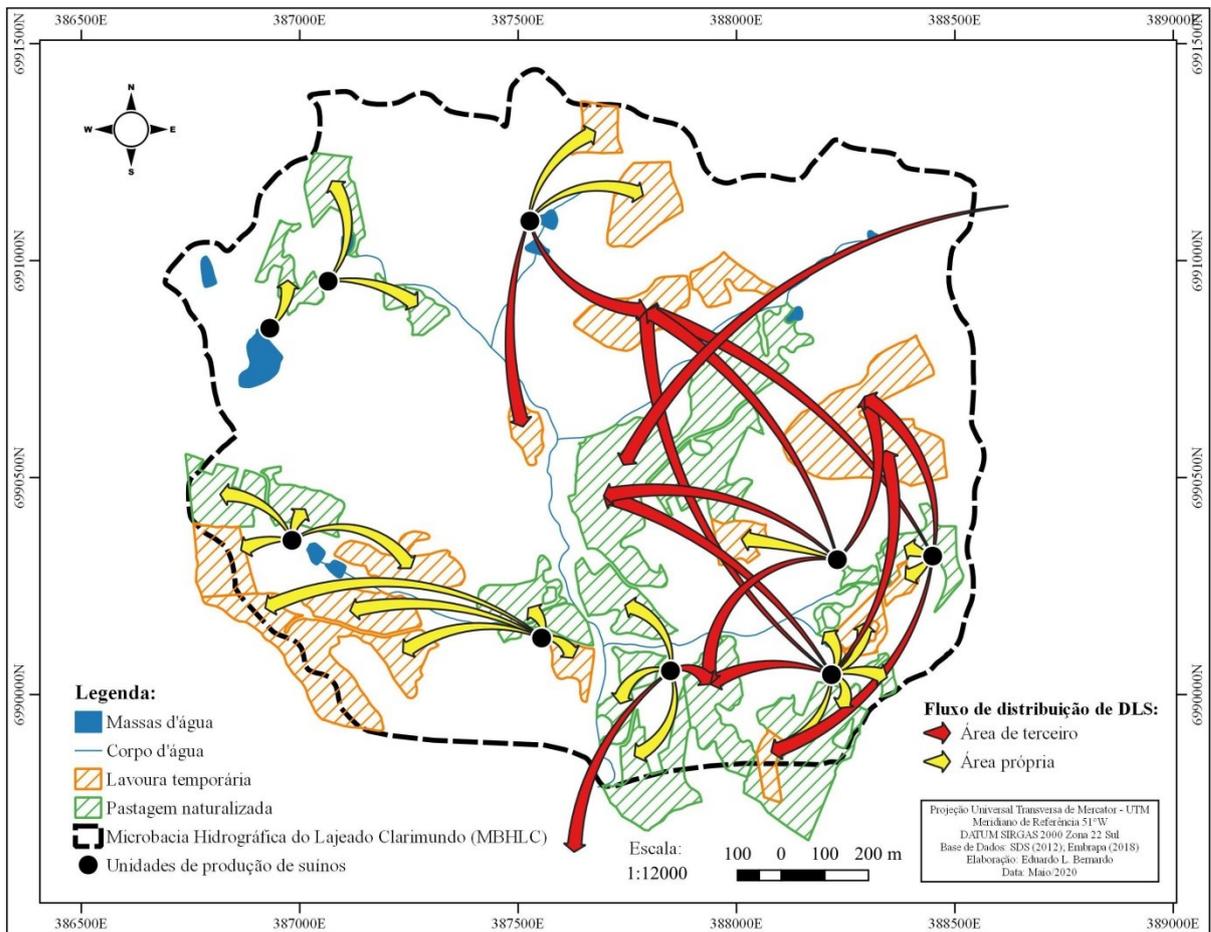
ID produtor	Sistema de produção	Nº de cabeças	Volume de DS produzido (m³/ano)
SUI01	Terminação	1875	3.080
SUI02	Terminação	1250	2.053
SUI03	Terminação	800	1.314
SUI04	Terminação	750	1.232
SUI05	UPL	352	2.929
SUI06	UPL	240	1.997
SUI07	UPD	140	828
SUI08	UPD	80	473
SUI09	CC	15	258

Legenda: *SUI* = suinocultor/produtor de suínos.

Em termos de nutrientes presentes nos dejetos, para fósforo, são excretados 31,3 ton/ano, que são aplicados como adubo de solo em área total de 108,5 ha. Entretanto, as áreas de lavoura temporária e pastagem naturalizada somam juntas, um total de 86,4 ha na área da MBHLC, das quais, apenas 62,8 ha são efetivamente utilizados na prática.

Em muitas destas áreas onde ocorre a fertilização via DS, verifica-se a sobreposição de uso, ou seja, mais de uma origem é aplicada sobre a mesma área (figura 11). Ainda, vale ressaltar que são exportados da MBHLC um volume total de 1.540 m³/ano, porém, são importados 738 m³/ano de uma unidade de produção localizada fora da MBHLC, mas que utiliza áreas da bacia como cedência.

Figura 11 - Fluxo de distribuição de DS como adubo na microbacia hidrográfica do lajeado Clarimundo (MBHLC).



Em média, o volume de aplicação de DS nas áreas fertilizadas é de 245,2 m³/ha/ano e de 0,6 ton/ha/ano de P. O balanço simplificado de nutrientes considerou como oferta a taxa de excreção de fósforo (P₂O₅) via DS, de acordo com o sistema produtivo e das parcelas utilizadas da área fertilizada conforme praticado por cada produtor, em área própria e/ou de terceiros (tabela 4).

Tabela 4 - Síntese do balanço simplificado de fósforo (P₂O₅) da produção de suínos na microbacia hidrográfica do lajeado Clarimundo (MBHLC).

ID produtor	Área agrícola utilizada (ha) ¹	Demanda de P ₂ O ₅ pelas culturas agrícolas (ton/ano) ²	Oferta de P ₂ O ₅ via DS (ton/ano)	Balanço de P ₂ O ₅ (ton/ano)
SUI01	11,4	1,31	8,06	6,75
SUI02	18,8	4,93	5,38	0,45
SUI03	25,4	5,19	3,44	-1,75
SUI04	23,3	2,73	3,23	0,50
SUI05	2,5	0,10	6,34	6,24
SUI06	7,6	3,27	4,32	1,05
SUI07	7,5	1,82	1,54	-0,28
SUI08	1,1	0,04	0,88	0,84
SUI09	10,9	3,75	0,74	-3,01

Legenda: ¹Corresponde ao somatório das áreas agrícolas (lavouras temporárias, pastagem naturalizada e própria e de terceiro) utilizadas, de acordo com os dados declarados no questionário e conferidos via utilização de Sistemas de Informação Geográfica (SIG), ainda, considerando as sobreposições praticadas. ²Valores seguem as práticas declaradas em questionário para as culturas agrícolas utilizadas nos ciclos anuais e seus respectivos rendimentos médios encontrados para região (SBCS, 2016).

Os valores indicam saldo positivo (10,8 ton/ano de fósforo), ou seja, utilização de DS que excede as demandas das culturas agrícolas praticadas. Vale ressaltar que estes valores não levam em consideração a carga advinda de outras atividades pecuárias, como o caso da bovinocultura de corte e leite, bem como, da adubação química aplicada.

Além do mais, as áreas de lavoura temporária e pastagem naturalizada na área da MBHLC recebem fertilização via DS a mais de 10 anos, o que indica possíveis saldos acumulados.

Aa relação número de cabeças de suínos por área é 2,4 vezes maior que do município de Toledo, no estado do Paraná, que possui o maior plantel (1.172.400 cabeças) de suínos de Brasil, e também, 4,2 vezes maior na relação de P excretado via DS por área agrícola útil (IBGE, 2019).

Em estudo apresentado por Bernardo et al, (2019) em uma das bacias hidrográficas que possui um dos maiores plantéis de suínos do Brasil, localizada no município de Concórdia (SC), indicou a relação de 6,4 cabeças por hectare, 3,4 vezes menor que na MBHLC, bem como, 4,1 vezes menor na relação volume de dejetos por área agrícola útil.

4.2 APLICAÇÃO E AVALIAÇÃO DO MODELO *SMRISK*

As áreas de lavouras temporárias amostradas para a aplicação do modelo compreenderam 14,5 ha distribuídos em nove estabelecimentos produtores de suínos, os quais possuem histórico de uso de DS como adubo por mais de 10 anos na área da MBHLC.

Os teores médios de fósforo (P) nas áreas amostradas (tabela 5) enquadram-se na classe de interpretação para adubação como “muito alto”, conforme definido pela Comissão de Química e Fertilidade do Solo RS/SC (SBCS, 2016).

Tabela 5 - Teores de fósforo (P) e argila para as áreas de lavoura temporária analisadas na microbacia hidrográfica do lajeado Clarimundo (MBHLC).

Lavoura Temporária	Teor de P (mg/dm³)	Teor de Argila (%)
L1	176,48	50
L5	139,99	41
L9	100,95	51
L2	93,88	45
L6	90,43	49
L4	57,57	42
L3	50,39	31
L8	37,94	34
L7	27,60	57
L10	20,22	55

Os altos teores de P no solo indicam o uso de sistemas de culturas de baixa a média capacidade de remoção desse elemento e aplicações de DS em doses superiores e/ou em desequilíbrio com necessidades nutricionais das culturas utilizadas (DALL’ORSOLETTA, 2018; SEGANFREDO, 2007; SILVA et al., 2015), bem como, resultam em diminuição da capacidade de adsorção do solo e de receber novas adições de P (ABBOUD, et al 2018; EUROSTAT, 2018; GATIBONI et al., 2015), paralelamente ao aumento do risco de sua transferência para os recursos hídricos (HART; QUIN; NGUYEN, 2010; SHARPLEY, 1995).

Por conta desse desequilíbrio nas relações de adsorção e dessorção de P no solo, pesquisas têm sido desenvolvidas visando o estabelecimento de limites de segurança para os teores de P no solo (BORTOLON et al., 2016; DALL’ORSOLETTA, 2018; GATIBONI et al., 2015a).

Nos EUA diversos estados estabeleceram limites críticos de teores de P no solo que variam de 50,0 mg/dm³ para o Estados de Delaware até faixas em torno de 200,0 mg/dm³, caso dos estados do Texas, Oklahoma e Kansas, devendo a aplicação de qualquer fonte de P ser cessada quando atingirem valores acima dos estabelecidos (SHARPLEY; BEEGLE, 2001).

No estado de Santa Catarina, por sua vez, estabeleceu-se o LCA-P, que indica o teor máximo de P admitido para o uso de DS como adubo. Aplicou-se o LCA-P para as áreas de lavouras temporárias analisadas, constatando-se que 50,0% (5 lavouras) dessas áreas apresentaram teores de P acima do LCA-P (tabela 6), das quais, duas excedem o valor de 20,0%, o que conforme a IN-11 (Instrução Normativa n^o. 11 – Suinocultura), impediria novas adições de P de qualquer fonte, seja orgânica ou mineral.

Tabela 6 - Limite Crítico Ambiental de Fósforo (LCA-P) para as áreas de lavoura temporária da microbacia hidrográfica do lajeado Clarimundo (MBHLC).

Lavoura Temporária	LCA-P
L7	97
L10	95
L9	91
L1	90
L6	89
L2	85
L4	82
L5	81
L8	74
L3	71

Embora o teor de P do solo possa ser útil como referência para a avaliação de potenciais impactos ambientais, o mesmo representa apenas uma dimensão ou uma variável de um conjunto de fatores que determinam os riscos ambientais associados a esse nutriente.

Dentre os principais fatores descritos na literatura, além do teor de P no solo, destaca-se a declividade do terreno, por sua relação direta com a movimentação da água, sedimentos e nutrientes, principalmente na superfície do solo (BECHMANN; KROGSTAD; SHARPLEY, 2005; BEEGLE et al., 2007).

Áreas mais íngremes apresentam maior velocidade e energia dos fluxos de água na superfície, aumentando o potencial de desagregação e transporte de partículas de solo durante o processo de escoamento superficial (COGO; LEVIEN; SCHWARZ, 2003;

DALL'ORSOLETTA, 2018; MELLAND; SMITH; WALLER, 2007; PINHEIRO et al., 2010; SHARPLEY, 1985).

As áreas de lavouras temporárias analisadas mesmo estando situadas nos terrenos mais favoráveis apresentam média de 18,4% de declividade (tabela 7) e, portanto, de alto risco de transporte de sedimentos e nutrientes para os recursos hídricos.

Em experimento realizado na região sul do Brasil Ternus et al. (2018), avaliaram a influência das declividades do terreno 10, 15, 20, 25, 30 e 35% e da dose de DS aplicado no solo sobre a quantidade de P perdido por escoamento superficial, demonstrando que o aumento da declividade também eleva as perdas de P por escoamento superficial.

Igualmente, Dall'Orsoletta, (2018) observou que em áreas com aplicação de DS as perdas totais de P duplicaram a cada incremento de 20% em declividade, independentes do teor de argila do solo.

Na Austrália e no estado americano da Virgínia, por exemplo, áreas agrícolas com declividade maior que 15,0% são classificadas com “alto risco” de perda de nutrientes do solo para água (MCDONALD et al., 2012; MELLAND; SMITH; WALLER, 2007).

Tabela 7 - Declividade média das áreas de lavoura temporária da microbacia hidrográfica do lajeado Clarimundo (MBHLC).

Lavoura Temporária	Declividade média (%)
L4	23,7
L5	22,9
L3	21,2
L8	19,1
L2	18,4
L1	18,1
L9	16,3
L6	16,2
L7	15,1
L10	13,5

Além da declividade, e do teor de P do solo, à distância das áreas fontes de P em relação aos corpos d'água superficiais é fator reconhecido pela literatura como um importante indicador de risco ambiental (BECHMANN, 2005; LEYTEM; BJORNEBERG; TARKALSON, 2017; SCHOUMANS, 2015).

Esse critério é utilizado para classificar o potencial de risco do P alcançar um corpo de água, considerando que quanto mais próxima uma área agrícola estiver de um corpo d'água, maior a probabilidade que o P, atinja o recurso hídrico (EPA, 2008; HENSLEIGH, 2013).

A distância das áreas fonte de P para um corpo d'água é um indicador de risco amplamente utilizado nos índices de P nos EUA. Por exemplo, em Nebraska (WORTMANN et al., 2012) classifica-se como “alto risco” as áreas fonte de P com distância inferior a 30,0 m dos corpos d'água, na Pensilvânia (BEEGLE et al., 2007) 45,0 m e em Idaho (LEYTEM; BJORNEBERG; TARKALSON, 2017), distâncias inferiores a 60,0 m.

Na Europa, casos da Dinamarca (ANDERSEN; KRONVANG, 2006), com extensão inferior a 45,0 m e Suécia (DJODJIC; BERGSTROM, 2005) 50,0 m, e, na Austrália (MELLAND; SMITH; WALLER, 2007) áreas com distância menor que 30,0 m.

No Brasil, a Lei nº. 12.651/2012 (BRASIL, 2012), reconhecida como o Novo Código Florestal Brasileiro, considera Área de Preservação Permanente (APP) “as faixas marginais de qualquer curso d'água natural, desde a borda da calha do leito regular, em largura mínima de 30 metros, para os cursos d'água de menos de 10 metros de largura”.

Para as áreas de lavoura temporária analisadas (tabela 18) na MBHLC, apenas uma área (L3) está em APP conforme referida Lei

Tabela 8 - Distância das áreas de lavoura temporária para os corpos d'água na microbacia hidrográfica do lajeado Clarimundo (MBHLC).

Lavoura Temporária	Distância para o corpo d'água (m)
L3	19,6
L1	38,9
L4	50,4
L2	77,5
L7	129,4
L9	133,8
L8	153,8
L5	225,4
L10	240,7
L6	242,9

O método de aplicação dos DS também é um fator de vulnerabilidade de perdas de P amplamente abordado na literatura (BECHMANN, 2005; LEYTEM; BJORNEBERG;

TARKALSON, 2017; MCDONALD et al., 2012; SHARKOFF; DAVIS; BAUDER, 2012; WORTMANN et al., 2012).

Em todo mundo a forma predominante de aplicação tem sido a superficial, devido principalmente a fatores econômicos. No entanto, essa forma apresenta alguns riscos ambientais inerentes, destacando-se aos maus odores, a volatilização de amônia e emissão de óxido nitroso, além do maior potencial de perdas de nutrientes por escoamento superficial (SMITH; MUKHTAR; STOWELL, 2011).

Diversas ferramentas de avaliação de risco de perda de P em áreas agrícolas consideram a aplicação superficial no solo como “alto risco”, citando-se os índices de P do Alabama (USDA, 2014), Colorado (SHARKOFF; DAVIS; BAUDER, 2012), Arkansas (SHARPLEY et al., 2010a) nos EUA e Ontario (REID, 2011) no Canadá.

Por conta disso, é recomendada a prática de incorporação dos fertilizantes no solo, minimizando assim significativamente as perdas por escoamento superficial (BOMANS et al., 2005; RISSE, 2015; SHARPLEY et al., 2003b; SMITH; MUKHTAR; STOWELL, 2011).

No Brasil, em especial no estado de Santa Catarina, a aplicação superficial é a prática predominante o uso dos DS como adubo, feita por meio de tanques de distribuição tracionado por tratores, caminhões tanque, ou por aspersores. Embora existam disponíveis no mercado máquinas e equipamentos que possibilitam a injeção de DS no solo, tal tecnologia não é utilizada no âmbito da MBHLC e também pouco praticada em âmbito regional.

Feita a análise individual de cada critério que compreende o modelo SMRISK, avaliou-se também os resultados de acordo com a ponderação e classificação de vulnerabilidade dada pelo enquadramento das classes do modelo.

O primeiro fator analisado foi à declividade, para a qual os especialistas atribuíram 45,5% de importância no SMRISK. Das áreas de lavoura temporária analisadas, 30,0% enquadraram-se na classe de vulnerabilidade “alta”, em função da sua declividade média acima de 20,1%. As demais áreas localizam-se em terrenos com declividade média entre 10,1 a 20,0%, classificando-se, portanto, como grau de vulnerabilidade “média”.

Conforme a literatura, em áreas com declividade superior a 10%, os DS deverão ser injetados no solo ao invés de aplicados superficialmente (RISSE, 2015). Além disso, nesses casos, as taxas de aplicação devem ser menores e adotadas práticas de cultivo que reduzam o potencial de erosão superficial (MAFRD, 2007).

O segundo critério analisado foi o LCA-P, ao qual os especialistas atribuíram 28,4% de importância no SMRISK. Do total das áreas de lavoura temporária analisadas, 50% apresentaram teores de P abaixo do LCA-P, o que as enquadra como de vulnerabilidade “baixa”, enquanto que 20% apresentaram teores acima do LCA-P, classificando-se, portanto, como áreas de “alta” vulnerabilidade, o que segundo a legislação do estado de Santa Catarina (FATMA, 2014) impediria o uso de adubações fosfatadas de qualquer fonte.

Para as glebas com vulnerabilidade “média” que se enquadram na faixa entre o LCA-P e até 20,0% acima desse limite, a dose de P a ser aplicada ao solo deve ser limitada a até 50,0% da dose de manutenção recomendada para a cultura a ser adubada (FATMA, 2014).

Note-se que nesses casos, mesmo reduzindo-se a taxa de aplicações de P, seriam necessários de 10 a 20 anos de cultivo de espécies de alta demanda de P (por exemplo, milho para silagem) para reduzir os teores de P no solo de 150 mg/dm³ para valores próximos a 20 mg/dm³ (SHARPLEY; BEEGLE, 2001).

O terceiro critério analisado foi a distância de corpos d’água, fator considerado pelos especialistas com 16,4 % de importância no SMRISK. Das 10 glebas agrícolas analisadas, 80,0% encontram-se a distância superior a 50,1m dos recursos hídricos superficiais, o que as classifica com vulnerabilidade “baixa”.

Uma das áreas de lavouras temporária enquadrou-se na classe: >30,1 m e <50,0 m, categorizando-se com “média” vulnerabilidade, e uma gleba na classe <30,0 m dos corpos d’água superficiais com vulnerabilidade “alta”.

Apesar de ser um fator de risco considerado em diversos índices de P em todo o mundo, as métricas são muito variáveis de local para local, exigindo adaptações conforme as características ambientais de cada território avaliado.

Entretanto, é consenso na literatura que a distância de uma área fonte de P para um corpo d’água determina o risco de degradação, pois à medida que a distância diminui o risco de degradação por P aumenta (REID; SCHNEIDER; MCCONKEY, 2018; WORTMANN et al., 2013).

Também é reconhecido que glebas agrícolas com distâncias maiores que 50 m apresentam menor risco para transferência de nutrientes via escoamento superficial para os recursos hídricos (BĚRZIŇA; SUDĀRS, 2010).

O quarto critério analisado foi o método de aplicação dos DS. A forma como os DS são aplicados ao solo tem influência direta no potencial de perdas e/ou movimento de nutrientes

para os corpos de água, com destaque para o P (HENSLEIGH, 2013; LEYTEM; BJORNEBERG; TARKALSON, 2017; SHARKOFF; DAVIS; BAUDER, 2012).

Para esse critério, os especialistas atribuíram 9,7% de importância no SMRISK. De acordo com esse critério, todas as áreas amostradas enquadraram-se de classe de vulnerabilidade "alta". Embora pesquisas tenham demonstrado a importância dos impactos da aplicação de fertilizantes orgânicos e o seu potencial de degradação dos cursos d'água, informações relacionadas aos efeitos dos métodos de aplicação de dejetos em relação ao transporte de nutrientes de glebas agrícolas para água ainda são escassas (KLEINMAN et al., 2009).

Após a avaliação e classificação do grau de vulnerabilidade para cada critério que compõe o SMRISK, o próximo passo foi à integração das avaliações individuais visando a determinação do grau de vulnerabilidade global para cada uma das dez áreas analisadas (tabela 9).

Tabela 9 - Classes de vulnerabilidade das áreas de lavouras temporárias analisadas conforme o modelo SMRISK.

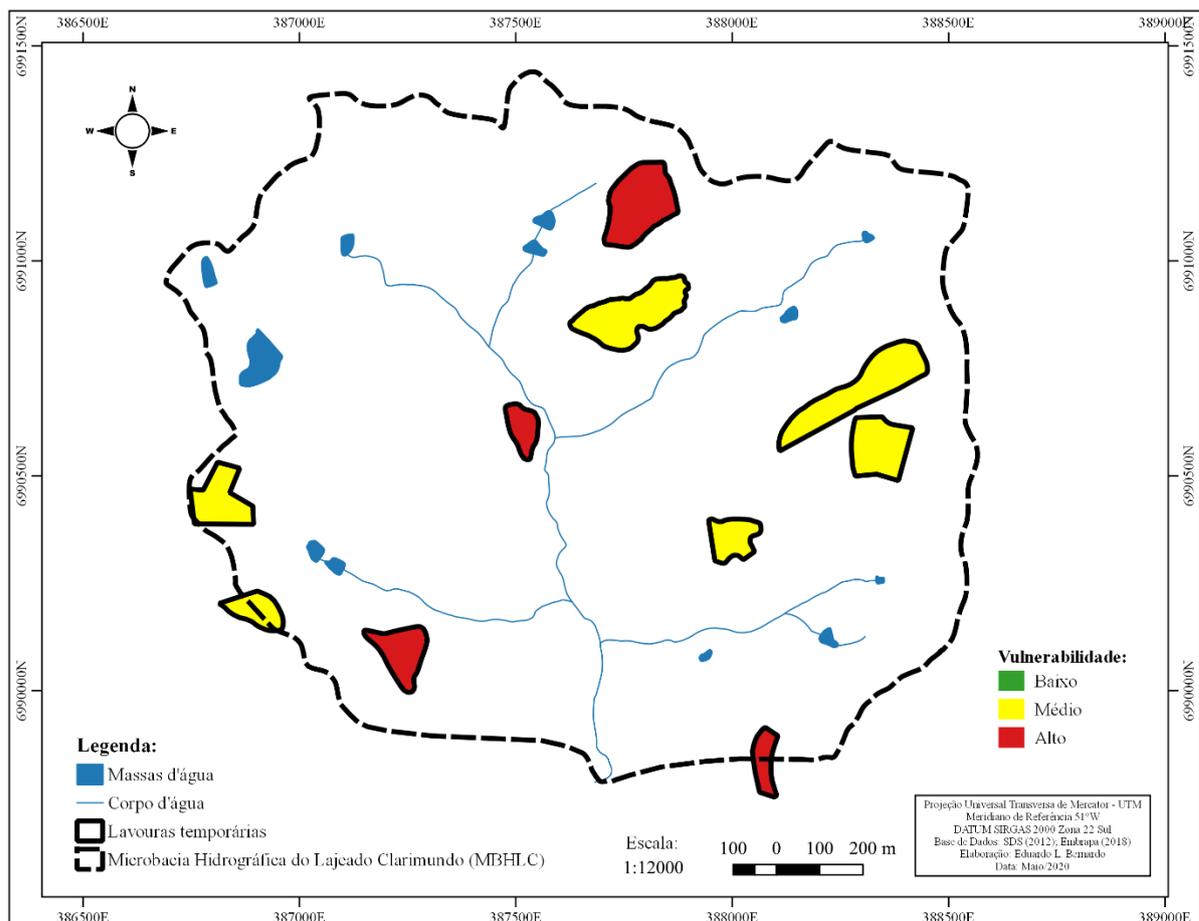
Lavoura Temporária	Critério/Fator				Vulnerabilidade global
	1 - Declividade	2 - Distância dos Corpos d'Água	3 - Método de Aplicação	4 - LCA-P	
	Classe de Vulnerabilidade				
L1	Média	Média	Alta	Alta	Alta
L2	Média	Baixa	Alta	Média	Média
L3	Alta	Alta	Alta	Baixa	Alta
L4	Alta	Baixa	Alta	Baixa	Alta
L5	Alta	Baixa	Alta	Alta	Alta
L6	Média	Baixa	Alta	Média	Média
L7	Média	Baixa	Alta	Baixa	Média
L8	Média	Baixa	Alta	Baixa	Média
L9	Média	Baixa	Alta	Média	Média
L10	Média	Baixa	Alta	Baixa	Média

Analisando-se os resultados obtidos para as áreas de lavouras temporárias usando-se o modelo SMRISK, a declividade foi o fator de maior peso na definição das classes de vulnerabilidade de cada gleba agrícola, refletindo o perfil topográfico da MBHLC que possui relevo forte ondulado.

O fator distância dos corpos d'água não foi um critério determinante para nenhuma das lavouras analisadas, destacando-se, no entanto, que esse comportamento se aplica especificamente para a MBHLC.

Para o método de aplicação dos DS, todas as áreas enquadraram-se na classe de vulnerabilidade "alta", a máxima na classificação. Para as áreas L4, L7, L8 e L10, a vulnerabilidade global passaria para a classe "média" ou "baixa" caso os DS fossem incorporados ao solo. Quanto ao fator LCA-P, os resultados obtidos com o modelo (SMRISK) indicam que 80,0% das áreas estariam aptas para o uso de DS como adubo.

Figura 12 - Espacialização das áreas de lavoura temporárias analisadas e respectiva classe de vulnerabilidade na MBHLC pelo modelo SMRISK.



Por isso, além das análises dos teores de P do solo, na tomada de decisão quanto ao uso de DS como adubo sugere-se considerar outros fatores como os de transporte de P (declividade e distância das áreas fonte até os corpos de água superficiais).

Mesmo reconhecendo-se a validade de algumas tentativas de adaptação de um índice P para algumas regiões brasileiras (COUTO, 2014; OLIVEIRA et al., 2010), a complexidade tecnológica e analítica para a obtenção dos dados de cada fator de risco envolvido limita o seu uso por gestores ambientais e profissionais da assistência técnica (DALL'ORSOLETTA, 2018).

Considerando os resultados obtidos e sua menor complexidade em relação a algumas versões do índice de P utilizado nos EUA, Canadá e Europa, o SMRISK mostra-se como uma alternativa exequível para a avaliação da vulnerabilidade ambiental em áreas de uso de DS como adubo.

5 CONCLUSÃO

A utilização de geotecnologias, em especial de SIG e técnicas de fotointerpretação digital demonstram-se ser elementos basilares para organização, armazenamento, consulta e reprodução digital do espaço analisado, fornecendo dados e informações multidisciplinares e fundamentais para avaliação e diagnóstico ambiental, bem como, os produtos cartográficos resultantes podem subsidiar políticas públicas, planos e ações de planejamento, gestão e ordenamento ambiental e territorial.

A visão sistêmica integrada à utilização de bacia hidrográfica como unidade territorial de análise oportuniza identificar as relações ambientais e suas respostas no ambiente, sobretudo, pelos procedimentos, ferramentas e métodos concernentes a essa abordagem, como forma de ver o todo e não apenas em partes, visualizar cenários e reconhecer de forma integrada os elementos da natureza, principalmente em relação às suas características físicas vulnerabilidades.

Os dados apresentados em relação ao balanço de nutrientes, fluxos de utilização e aplicação de DS como adubo e o reconhecimento dos aspectos e características físicas da MBHLC indicam a insustentabilidade da atividade de suinocultura, mesmo sendo as propriedades legalmente aptas à produção de suínos, observa-se que na prática os critérios técnicos de distribuição dos DS não são efetivamente suficientes e não estão sendo executados de forma adequada no campo.

A abordagem multicritério utilizada no modelo proposto possibilita ajustes relativos à avaliação e ponderação de critérios, bem como alteração nas faixas das classes de cada fator, viabilizando, assim, sua adaptação a cada região conforme suas características ambientais e de manejo específicas.

A proposta metodológica apresenta-se como uma alternativa de apoio à gestão ambiental na utilização do DS como adubo, configurando-se como uma ferramenta complementar na identificação e classificação de áreas que requerem uma avaliação mais precisa do seu potencial para degradação de águas superficiais.

O SMRISK apresenta-se, assim, como uma ferramenta de baixa complexidade de aplicação e com isso contribuir no sentido de avaliar a vulnerabilidade de áreas agrícolas que recebem dejetos suínos como adubo, com base em dados e informações de campo disponíveis e de fácil acesso e obtenção, com rápida resposta e facilidade de operação.

Comparativamente, a vulnerabilidade global obtida pelo modelo SMRISK mostrou-se mais restritivo do que o uso isolado do LCA-P, o que se justifica pelo fato do SMRISK considerar outras variáveis relacionadas ao acúmulo e movimento do P no solo, sendo, portanto, um modelo mais abrangente e complementar ao LCA-P.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES

O desenvolvimento do modelo multicritério SMRISK foi um processo construtivista envolvendo a interação de especialistas, auxílio de SIG e adaptação de indicadores estabelecidos na literatura em um sistema de apoio a decisão que não objetiva simular os fenômenos no campo, mas sim, compreender e classificar as vulnerabilidades das áreas que recebem DS como adubo em uma escala de valores qualitativa de fácil compreensão.

Os resultados do modelo SMRISK indicam que as medidas atualmente utilizadas para o controle e gestão de dejetos animais no campo não são unicamente suficientes para identificar os impactos da utilização de DS como adubo, pois se limitam a avaliação de apenas uma variável responsável pela poluição difusa dos DS aos cursos d'água.

As limitações do modelo em relação a sua aplicação em larga escala e em outras áreas não foram testadas. Os resultados gerados a partir do SMRISK não são considerados soluções ótimas, mas uma ferramenta alternativa e complementar para a tomada de decisão no sentido de minimizar os potenciais riscos da utilização de DS como adubo.

Recomenda-se para estudos e pesquisas futuras a inclusão de critérios pluviométricos e faixas (*buffers*) de vegetação no critério distância dos corpos d'água, bem como, a sua ponderação e definição do grau de vulnerabilidade.

7 BIBLIOGRAFIA

ABBOUD, F. Y, et al. Phosphorus mobility and degree of saturation in oxisol under no-tillage after long-term dairy liquid manure application. **Soil & Tillage Res.** 177, 2018.

ABPA. **Relatório Anual da Associação Brasileira de Proteína Animal (2018)**. São Paulo: ABPA. Disponível em: <<http://abpa-br.com.br/storage/files/relatorio-anual-2018.pdf>>.

ADGER, W. N. Vulnerability. **Global Environmental Change**, v. 16, p. 268-281, 2006.

ALLEN, B. L.; MALLARINO, A. P.; STATE, I. Effect of liquid swine manure rate, incorporation and timing of rainfall on Phosphorus loss with surface runoff. **J. Environ. Qual.**, v. 37, n. 1, p. 125–137, 2003.

ALVES, R. G. C. D. M. Tratamento e valorização de dejetos da suinocultura através de processos anaeróbios - operação e avaliação de diversos reatores em escala real. Centro Tecnológico, Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, UFSC. **Tese de Doutorado**, p. 171, 2007.

ANDERSEN, H. E.; KRONVANG, B. Modifying and evaluating a P index for Denmark. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 174, n. 1–4, p. 341–353, 2006.

ARNOLD, J. G. et al. Large Area Hydrologic Modeling and Assessment: Model Development. **Journal of American Water Resources Association**, v. 34, p. 73-89, 1998.

BATJES, N. H. Mapping of Soil and Terrain Vulnerability to Specified Chemical Compounds in Europe at a Scale of 1:5 M. **Proceeding of an International Workshop at Wageningen**, v. 1, n. January, p. 1–19, 1991.

BANNA COSTA, C. A. Structuration, construction et exploitation d'un modèle multicritère d'aide à la décision. Universidade Técnica de Lisboa, Portugal. **Tese de Doutorado**, 1992.

BANA E COSTA, C.A.; VANSNICK, J.C. MACBETH – An interactive path towards the construction of cardinal value functions. **Intemalional Transacliions in Operational Research**, 1, p. 489-500, 1994.

BARROS, E. C. et al. **Potencial agrônômico dos dejetos de suínos**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves. 1ª ed., 52 p., 2019.

BASNET, B. B.; APAN, A. A.; RAINE, S. R. Selecting suitable sites for animal waste application using a raster GIS. **Environmental Management**, v. 28, n. 4, p. 519–531, 2001.

BECHMANN, M. The phosphorus index tool for assessing phosphorus transfer from agricultural areas in Norway. University of Life Sciences, **Doctor Scientiarum Thesis**, 39 p., 2005.

BECHMANN, M.; KROGSTAD, T.; SHARPLEY, A. A phosphorus Index for Norway. **Acta Agriculturae Scandinavica Section B: Soil and Plant Science**, v. 55, n. 3, p. 205–213, 2005.

BEEGLE, D. et al. **The Pennsylvania Phosphorus Index: Version 2**. University Park USDA-ARS, 5 p., 2007.

BELTON, V. et al. Integrated support from problem strutting through to alternative evaluation using COPE and VISA. **J. Multi-Criteria Anal.** n.6, p. 115-130, 1997.

BERNARDO, E. L. A intensidade da transformação antrópica em sub-bacias hidrográficas: desafios ao desenvolvimento sustentável. Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Regional, UnC. **Dissertação de Mestrado**, p. 89, 2015.

BERTALANFFY, L. **Teoria geral dos sistemas**. Petrópolis: Vozes, 351 p., 1975.

BERTOL, O. J. et al. Perdas de solo e água e qualidade do escoamento superficial associadas à erosão entre sulcos em área cultivada sob semeadura direta e submetida às adubações mineral e orgânica. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 31, n. 4, p. 781–792, 2007.

BĒRZIŅA, L.; SUDĀRS, R. The Concept of Phosphorus Index for Identification of Phosphorus Loss Risk. **LLU Raksti**, v. 25, n. (320), p. 13–26, 2010.

BOENO, E. G. B.; CHIWIACOWSKY, L. D. Modelo de apoio à tomada de decisão na gestão de portfólio de projetos com base em uma abordagem de análise multicritério. **Scientia cum Industria**, v. 8, n. 2, p. 145–155, 2020.

BOMANS, E. et al. **Addressing phosphorus related problems in farm practice**. Heverlee: European Commission by the Soil Service of Belgium, v. 32, 283 p., 2005.

BORTOLON, L. et al. Degree of phosphorus saturation threshold for minimizing P losses by runoff in cropland soils of Southern Brazil. **Pesquisa Agropecuaria Brasileira**, v. 51, n. 9, p. 1088–1098, 2016.

BORTOLON, E. S.; BORTOLON, L.; JUNIOR, A. L. **Modelos de simulação de agroecossistemas como ferramentas para avaliar sistemas agrícolas em regiões tropicais**. Palmas: Embrapa Pesca e Aquicultura, 80 p., 2017.

BRANS, J. P. L'ingénierie de la décision; Elaboration d'instruments d'aide à la décision: La méthode PROMETHEE. In **L'aide à la décision: Nature, Instruments et Perspectives d'Avenir**. Québec: Presses de l'Université Laval, p. 183–213, 1982.

BRASIL. **Código Florestal Brasileiro**. Presidência da República, 37 p., 2012.

BRASIL. **Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais**, 7 p., 2021.

BRAUCH, H. G. **Treats, challenges, vulnerabilities and risks in environmental and human security**. 1. ed. Bonn, Alemanha: UNU-EHS, 2005.

BUCZKO, U.; KUCHENBUCH, R. O. Review Article: Phosphorus indices as risk-assessment tools in the U.S.A. and Europe - A review. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v.

170, n. 4, p. 445–460, 2007.

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**, v. 27, n. 4, p. 743–753, 2003.

CONCEIÇÃO, G. Risco de degradação de águas superficiais em bacias hidrográficas com suinocultura intensiva. Centro Tecnológico, Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, UFSC. **Tese de Doutorado**, p. 206, 2013.

COUTINHO, C. I. Planejamento para o manejo de dejetos de suínos: estudo de caso: bacia dos Fragosos, Concórdia/SC. Centro Tecnológico, Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, UFSC. **Dissertação de Mestrado**, p. 170, 2001.

COUTO, R. DA R. Vulnerabilidade do solo a poluição por fósforo, cobre e zinco, em áreas sob aplicação de dejetos de suínos. Centro Tecnológico, Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, UFSC. **Tese de Doutorado**, p. 173, 2014.

CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia**. 2ª Ed. São Paulo: Blucher, 1980.

CHRISTOFOLETTI, A. **Modelagem de sistemas ambientais**. São Paulo: Blucher, 236 p., 1999.

COSTA, H. G. **Introdução ao método de análise hierárquica: análise multicritério no auxílio à decisão**. Niterói: UFF, 104 p., 2002.

DALL'ORSOLETTA, D. J. Limite crítico ambiental de fósforo em solos de diferentes declividades, teores de argila e doses de dejetos líquidos de suínos. Centro de Ciências Agroveterinárias, Pós-Graduação em Ciência do Solo, UDESC. **Tese de Doutorado**, p. 109, 2018.

DIESEL, R.; MIRANDA, C.; PERDOMO, C. Coletânea de tecnologias sobre dejetos suínos.

Porto Alegre: EMATER, v. 14, p. 30, 2002.

DJODJIC, F., BERGSTRÖM, L. & GRANT, C. Critical aspects of phosphorus management. **Soil Use Manage.** v. 21, p. 94-100, 2005.

EMBRAPA. **Visão 2030 : o futuro da agricultura brasileira**. Embrapa: Brasília, 212 p., 2018.

ENSSLIN, L. et al. **Apoio a decisão - Metodologia para estruturação de problemas e avaliação multicritério de alternativas**. Insular: Florianópolis, 296 p., 2001.

EPA. **The phosphorus index: a phosphorus risk assessment**. Washington: CAFO, 20 p., 2008.

EPAGRI. **Boletim Agropecuário - Edição especial “Operação Carne Fraca”**. Florianópolis: Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina, 23 p., 2017.

EUROSTAT. **Agri-environmental indicator - risk of pollution by phosphorus**. Eurostat: Statistics Explained, 8 p., 2018.

FAO. **Efficiency of Soil and Fertilizer Phosphorus Use: Reconciling Changing Concepts of Soil Phosphorus Behaviour with Agronomic Information**. Bulletin 18, Rome: FAO, 123 p., 2008.

FAO. **Livestock in a changing landscape: Experiences and regional perspectives**. Island Press: Washington, v. 2, 210 p., 2010.

FAO. **Nitrogen inputs to agricultural soils from livestock manure: new statistics. Integrated Crop Management**. Roma: FAO, v. 24, 86 p., 2018a.

FAO. **Environmental performance of pig supply chains: Guidelines for assessment**. Roma: FAO, v.1, 172 p., 2018b.

FAO. **World livestock: Transforming the livestock sector through the sustainable development goals**. Roma: FAO, v. 1, 222 p., 2018c.

FAO/EMBRAPA. Tendências no setor pecuário. In: **Situação mundial dos recursos genéticos animais para agricultura e alimentação**. 1. ed. Brasília: Embrapa/FAO. p. 1–42, 2010.

FATMA. **Instrução Normativa 11 - Suinocultura**. Florianópolis: FATMA/IMA, 37 p., 2014.

FAVA, N. M. et al. **Mapeamento da Suinocultura Brasileira**. Brasília: Sebrae/ABCS, 378 p., 2016.

FILIZOLA, H. F.; GOMES, M. A. F.; SOUZA, M. D. **Manual de Procedimentos de Coleta de Amostras em Áreas Agrícolas para Análise da Qualidade Ambiental: Solo, Água e Sedimentos**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 170 p., 2006.

FOGED, H. **Phosphorus indices status: relevance and requirements for a wider use as efficient phosphorus management measures in the baltic sea region**. Tjele: baltic sea, 27 p., 2011.

GATIBONI, L. C. et al. Soil Phosphorus Thresholds in Evaluating Risk of Environmental Transfer To Surface Waters in Santa Catarina, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, n. 4, p. 1225–1234, 2015.

GIROTTI, E. et al. Formas de perdas de cobre e fósforo em água de escoamento superficial e percolação em solo sob aplicações sucessivas de dejetos líquidos de suínos. **Ciência Rural**, v. 40, n. 9, p. 1948–1954, 2010.

GOMES, L. B. et al. As origens do Pensamento Sistêmico: Das partes para o todo. **Pensando Famílias**, v. 18, n. 2, p. 3–16, 2014.

GUIMARÃES, D. et al. **Suinocultura: estrutura da cadeia produtiva, panorama do setor no Brasil e no mundo e o apoio do BNDES**. Rio de Janeiro: BNDES Setorial 45|

Agroindústria, p. 85-136, 2017.

HART, M. R.; QUIN, B. F.; NGUYEN, M. L. Phosphorus Runoff from Agricultural Land and Direct Fertilizer Effects. **Journal of Environment Quality**, v. 33, n. 6, p. 1954, 2010.

HEATHWAITE, A. L. et al. The Phosphorus Indicators Tool: a simple model of diffuse P loss from agricultural land to water. **Soil Use and Management**, v. 19, n. 1, p. 1–11, 2003.

HENSLEIGH, P. **Phosphorus index assessment for Montana**. Agronomy Technical Note, Montana Natural Resources Conservation Service (NRCS), ver. 04, 7 p., 2013.

HRIBAR, C. **Understanding Concentrated Animal Feeding Operations and Their Impact on Communities**. Ohio: NALBOH, 30 p., 2010.

IBGE. **Censo agropecuário 2017: Resultados definitivos**. Rio de Janeiro: IBGE, 109 p., 2019.

ITO, M.; GUIMARÃES, D.; AMARAL, G. **Impactos ambientais da suinocultura: desafios e oportunidades**. Brasília: BNDES Setorial 44| Agroindústria, p. 125-156, 2016.

KENNY, R. L. Value-focused thinking: a path to creative decisionmarkin. **Cambridge University Press**, Cambridge, 1992

KLEINMAN, P. J. A. et al. Application of manure to no-till soils: Phosphorus losses by sub-surface and surface pathways. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 84, n. 3, p. 215–227, 2009.

KONZEN, E. A. **Alternativas de manejo, tratamento e utilização de dejetos animais em sistemas integrados de produção**. Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo, Documento 5, 33 p., 2000.

KUNZ, A. et al. **Recomendações para uso de esterqueiras para armazenagem de dejetos de suínos**. Concórdia: Embrapa Suíno e Aves, Comunicado Técnico 361, 4 p., 2004.

LAW, A. M.; KELTON, W. D. **Simulation modeling and analysis**. New York: McGraw-Hill, 5 nd., 800 p., 2014.

LEMUNYON, J. L.; GILBERT, R. G. The concept and need for a phosphorus assessment tool. **Journal of Production Agriculture**, v.6, p.483-486, 1993.

LEYTEM, A.; BJORNEBERG, D.; TARKALSON, D. **The phosphorus site index Idaho**. Idaho: USDA-ARS, 36 p., 2017.

LIMA, J. D. Modelos de apoio à decisão para alternativas tecnológicas de tratamento de resíduos sólidos urbanos no Brasil. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco. **Tese de Doutorado**, p. 400, 2012.

LIMA, J. D. et al. Uso de modelos de apoio à decisão para análise de alternativas tecnológicas de tratamento de resíduos sólidos urbanos na Região Sul do Brasil. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 19, n. 1, p. 33–42, 2014.

LOPES, F. et al. Utilização de P-Index em uma bacia hidrográfica através de técnicas de geoprocessamento Use of P-Index in a waterbasin by geoprocessing techniques. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, n. 51, p. 312–317, 2007.

MACLEOD, C.; HAYGARTH, P. M. A review of the significance of non-point source agricultural phosphorus to surface water. **Scope Newsletter, Devon, UK**, n. 51, p. 1–10, 2003.

MAFRD. **Farm Practices Guidelines for Pig Producers in Manitoba**. Manitoba: Manitoba Agriculture, Food and Rural Initiatives, v. 1, 206 p., 2007.

MALLARINO, A. P.; HAQ, M. U. Phosphorus loss with runoff after applying fertilizer or manure as affected by the timing of rainfall. North Central Extension-Industry Soil Fertility Conference. **Anais...Des Moines**: Iowa State University, 2015.

MARIA, A. **Introduction to modeling and simulation**. Winter Simulation Conference Proceedings. Atlanta: IEEE, p. 7-13, 1997.

MCDONALD, L. M. et al. **The 2011 Revised West Virginia Phosphorus Index**. Morgantown: West Virginia University, Objective 28 - WV CBIG 2011, 40 p., 2012.

MELLAND, A.; SMITH, A.; WALLER, R. **Farm Nutrient Loss Index Better Fertiliser Decisions**. Victoria: FNLI - Department of Primary Industries, User Manual, v. 1.18, 28 p., 2007.

MIELE, M. A Suinocultura no Brasil e as tecnologias no âmbito do plano ABC. Concórdia: Embrapa Suíno e Aves, Comunicado Técnico 549, 13 p., 2017.

MIELE, M.; MIRANDA, C. R. DE. O desenvolvimento da agroindústria brasileira de carnes e as opções estratégicas dos pequenos produtores de suínos do Oeste Catarinense no início do século 21. In: CAMPOS, S. K.; NAVARRO, Z. (Eds.). **A pequena produção rural e as tendências do desenvolvimento agrário brasileiro: Ganhar tempo é possível?** 1. ed. Brasília: CGEE, 2013. p. 201–231.

MIRANDA, C. R. **Avaliação de Estratégias para Sustentabilidade da Suinocultura**. Centro Tecnológico, Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, UFSC. **Tese de Doutorado**, p. 264, 2005.

MIRANDA, C. R. et al. **Diagnóstico sócio-econômico e ambiental da sub-bacia hidrográfica do lajeado Fragosos - Concórdia - SC**. Ponto Alegre: XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000.

MIRANDA, C. R. DE; MIELE, M. **Suinocultura e Meio Ambiente em Santa Catarina: Indicadores de desempenho e avaliação sócio-econômica**. 1. ed. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2009.

MIYAZAWA, M.; BARBOSA, G. M. DE C. **Dejeto líquido de suíno como fertilizante**

orgânico: Método simplificado. Londrina: IAP, 1. ed., 26 p., 2015.

MMA. **Programa Nacional do Meio Ambiente - PNMA II: Estratégias e Objetivos.** Brasília: MMA, 1. ed., 70 p., 2004.

NELSON, N. O.; SHOBER, A. L. Evaluation of Phosphorus Indices after Twenty Years of Science and Development. **Journal of Environment Quality**, v. 41, n. 6, p. 1703, 2012.

NEVES, C. et al. Desenvolvimento e Aplicação de um Índice de Fósforo para a Bacia Hidrográfica das Sete Cidades, na Ilha de São Miguel. **Rev. de Ciências Agrárias**, p. 303–313, 1993.

NICOLOSO, R. S.; OLIVEIRA, P. A. V. Modelo de gestão e de licenciamento ambiental para a suinocultura brasileira. In: PALHARES, J. C. P. (Ed.). . **Produção animal e recursos hídricos**. 1. ed. São Carlos: Editora Cubo, p. 183, 2016.

OLIVEIRA, M. F. M. DE et al. Estimativa do potencial de perda de fósforo através da metodologia “P Index”. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 3, p. 267–273, 2010.

PINHEIRO, D. T. C. et al. Monitoramento da fertilidade do solo submetido à erosão hídrica em área cultivada com Eucalyptus sp. em São João Evangelista, MG. **Revista Agrogeoambiental**, v. 2, n. 1, p. 57–65, 2010.

REID, D. K. A modified Ontario P index as a tool for on-farm phosphorus management. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 91, n. February, p. 455–466, 2011.

REID, K.; SCHNEIDER, K.; MCCONKEY, B. Components of Phosphorus Loss From Agricultural Landscapes, and How to Incorporate Them Into Risk Assessment Tools. **Frontiers in Earth Science**, v. 6, n. September, p. 1–15, 2018.

ROSENZWEIG, C. et al. The Agricultural Model Intercomparison and Improvement Project (AgMIP): Protocols and pilot studies. **Agricultural and Forest Meteorology, Amsterdam**, v. 170, p. 166–182. 2013.

RISSE, M. **Land Application of Livestock and Poultry**. Georgia: UGA Extension/DBAE, v. 1, 8 p., 2015.

ROY, B. Multicriteria methodology for decision aiding. **Kluwer Academic Publishers**, Dordrecht, 1996.

SAATY, R. W. The analytic hierarchy process—what it is and how it is used. **Mat/d Modelling**, v. 9, n. 3–5, p. 161–176, 1987.

SAATY, T. L. How to make a decision: The analytic hierarchy process. **European Journal of Operational Research**, v. 48, n. 1, p. 9–26, 1990.

SANTOS, F. R. **Vulnerabilidade Ambiental: Desastres naturais ou fenômenos induzidos?**. Brasília: DF, MMA, 192 p., 2007.

SANTOS, H. G. et al. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5. ed. Brasília: Embrapa, 2018.

SANTOS, J. O.; SOUZA, M. J. N. Abordagem geoambiental aplicada à análise da vulnerabilidade e dos riscos em ambientes urbanos. **Boletim Goiano de Geografia**, v. 34, n. 2, p. 215–232, 2014.

SBCS. **Manual de Adubação e de Calagem para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina**. Porto Alegre: Comissão de Química e Fertilidade do Solo - RS/SC, 10 ed., 404 p., 2016.

SCHLINDWEIN, J. A. et al. Phosphorus movement in the topsoil layer after long-term surface broadcast amendment: field and controlled conditions studies. **Scientia Plena**, v. 9, n. 10, p. 1–

8, 2013.

SCHOUMANS, O. F. Phosphorus leaching from soils: process description, risk assessment and mitigation. Wageningen University, **Doctoral Thesis**, 265 p., 2015.

SEGANFREDO, M. A (ed.). Uso de dejetos suínos como fertilizante e seus riscos ambientais. In: **Gestão ambiental na suinocultura**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica. Cap.7, p.150-175, 2007.

SHARKOFF, J. L.; DAVIS, J. G.; BAUDER, T. A. **Colorado phosphorus index risk assessment**. Broomfield: NRCS, Agronomy Technical Note 95, v. 5, 9 p., 2012.

SHARPLEY, A N. et al. Agricultural Phosphorus and Eutrophication Second Edition Agricultural Phosphorus and Eutrophication Second Edition. **Environmental Protection**, v. ARS-149, n. September, p. 1–43, 2003a.

SHARPLEY, A. Identifying Sites Vulnerable to Phosphorus Loss in Agricultural Runoff. **Journal of Environment Quality**, v. 24, p. 947–951, 1995.

SHARPLEY, A. et al. **Arkansas Phosphorus Index**. Fayetteville: Agriculture and Natural Resources/UA, 8 p., 2010a.

SHARPLEY, A. et al. Phosphorus Indices: Why We Need to Take Stock of How We Are Doing. **Journal of Environment Quality**, v. 41, n. 6, p. 1711, 2012.

SHARPLEY, A. Managing agricultural phosphorus to minimize water quality impacts. **Scientia Agricola**, v. 73, n. 1, p. 1–8, 2016.

SHARPLEY, A.; BEEGLE, D. **Managing Phosphorus for Agriculture and the Environment**. Pennsylvania: PSU, 16 p., 2001.

SHARPLEY, A. N. Depth of surface soil-runoff interaction as affected by rainfall, soil slope,

- and management. **Soil Science Society of America Journal**, v. 49, n. 4, p. 1010–1015, 1985.
- SHARPLEY, A. N. et al. Development of phosphorus indices for nutrient management planning strategies in the United States. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 58, n. 3, p. 137–152, 2003b.
- SHARPLEY, A. N. et al. Assessing Site Vulnerability to Phosphorus Loss in an Agricultural Watershed. **Journal of Environment Quality**, v. 30, n. 6, p. 2026, 2010b.
- SIG/SC. Levantamento Aerofotogramétrico. Disponível em: <<http://sigsc.sds.sc.gov.br/>>. Acesso em: 4 de jun. 2018.
- SILVA, A. D. A. et al. Fertilização com dejetos suínos: Influência nas características bromatológicas da brachiaria decumbens e alterações no solo. **Engenharia Agrícola**, v. 35, n. 2, p. 254–265, 2015.
- SILVA, A. P. Diagnóstico sócio, econômico e ambiental aspectos sobre a sustentabilidade da o bacia hidrográfica dos Fragosos Concórdia/SC. Centro Tecnológico, Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, UFSC. **Dissertação de Mestrado**, p. 256, 2000.
- SMITH, D. W.; MUKHTAR, S.; STOWELL, R. R. **Advanced Application Techniques Making the Most of Your Manure Responsibly**. Texas: A&M AgriLife Extension Service, 8 p., 2011.
- SPADOTTO, C. A. et al. **Fundamentos e aplicações da modelagem ambiental de agrotóxicos**. Embrapa Monitoramento por Satélite, 49 p., 2010.
- TANJI, K. K. Nitrogen in agricultural soils. In: **Economic implications of controls on nitrogen fertilizer use**. Madison: ASA/ SSSA, p.721-772, 1982.
- TAVARES, J. M. R. Modelagem do consumo de água, produção de dejetos e emissão de gases de efeito estufa e amônia na suinocultura. Centro Tecnológico, Pós-Graduação em Engenharia

Ambiental, UFSC. **Tese de Doutorado**, p. 229, 2016.

TEDESCO, M. J. et al. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. 2. ed. Porto Alegre: Departamento de Solos / UFRGS, 1995.

TEIXEIRA, P. C. et al. **Manual de métodos de análise de solo**. Brasília: Embrapa Solos, 2017.

TERNUS, J. V. et al. Aplicações de dejetos suíno e aumento na declividade promovem perdas de fósforo por escoamento superficial. In: **28º SIC/UDESC**, Lages, p. 4-5, 2018.

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. 4 ed. Porto Alegre: UFRGS/ABRH, 943 p., 2014.

USDA. Role of Soils in Manure Management. In: **Agricultural Waste Management Field Handbook**. Washington: USDA/NRCS, p. 26, 2012.

USDA. **Phosphorus Index for Alabama**. Auburn: USDA/NRCS, Agronomy Technical Note AI- 72, 6 p., 2014.

VAN DIJK, J. T. B.; RIJTEMA, P. E.; ROEST, C. W. J. **Agricultural nitrogen model (ANIMO)**. NOTA 1671, Institute for Land and Water Management Research, Wageningen, 122 p., 1985.

VIDAL, M. et al. Modeling competitive metal sorption in a mineral soil. **Geoderma**, v. 149, n. 3–4, p. 189–198, 2009.

WALTER, J. et al. Estimativa da vulnerabilidade à perda de fósforo por diferentes versões do método do índice de fósforo. **Investigación Agraria**, v. 19, n. 2, p. 64–76, 2017.

WILLIAMS, J. R. The EPIC Model. In: **SINGH**. Computer Models of Watershed Hydrology. Water Resources Publications, Highlands Ranch, USA, p. 909–1000, 1995.

WILLIAMS, J. R.; IZAURRALDE, R. C. The APEX model. In: **SINGH**. Watershed Models. Boca Raton, FL: CRC Press, Taylor e Francis. p. 437-482, 2006.

WORTMANN, C. S. et al. **The Nebraska Phosphorus Index**. Nebraska: UM – Lincoln Extension, EC195, 6 p., 2012.

WORTMANN, C. S. et al. **Phosphorus management and water quality protection in the midwest**. Nebraska: Heartland Regional Water Coordination Initiative, EPA Region VII, 24 p., 2013.

ZANELLA, J. R. C. Pork production chain: importance and challenges faced. Foz do Iguaçu: **12th International Symposium on the Epidemiology and Control of Biological, Chemical and Physical Hazards in Pigs and Pork**, 5 p., 2017.

APÊNDICES

APÊNDICE A

Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC
Centro Tecnológico - CTC
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental

Estudante: Eduardo Lando Bernardo

Orientador: Dr. Paulo Belli Filho

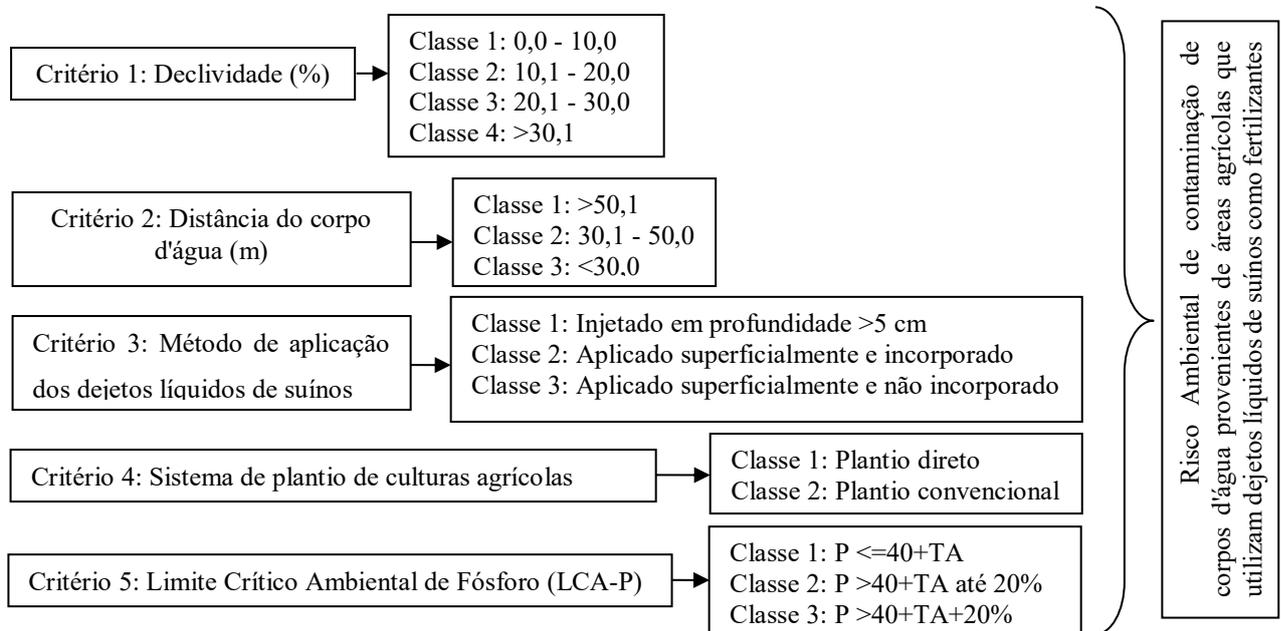
Coorientadores: Dr. Sebastião Roberto Soares e Dr. Claudio Rocha de Miranda

Pesquisa: **MODELO DE AVALIAÇÃO DE RISCO AMBIENTAL DE CONTAMINAÇÃO DE ÁGUAS SUPERFICIAIS PROVENIENTES DE ÁREAS AGRÍCOLAS QUE UTILIZAM DEJETOS LÍQUIDOS DE SUÍNOS COMO FERTILIZANTE DE SOLO**

Objetivo: Propor e validar um modelo multicritério para a avaliação do risco ambiental de contaminação de corpos d'água proveniente de áreas agrícolas que utilizam dejetos líquidos de suínos como fertilizantes de solo em bacias hidrográficas com produção intensiva de animais.

Descrição da proposta e metodologia: O modelo proposto visa estimar o risco de contaminação de corpos d'água por dejetos líquidos de suínos utilizados como fertilizantes de solo em áreas agrícolas. A integração de indicadores multidimensionais para a avaliação do risco ambiental sugerido relaciona os aspectos do agroecossistema com as condições do ambiente físico-natural e revela em escala qualitativa o risco potencial de contaminação provocada pelo uso de dejetos líquidos de suínos como fertilizantes de solo em áreas agrícolas para a água. O modelo utiliza o método de Análise Hierárquica de Processos - AHP (*Analytic Hierarchy Process*) (SAATY, 1991) como apoio à tomada de decisão com múltiplos critérios quantitativos e qualitativos apoiado a Teoria de Análise Integrada e Equilíbrio Ecodinâmico da Paisagem (TRICART, 1977), (ROSS, 2009), (CREPANI, 2001), dentre outros. Os critérios adotados para determinação do risco ambiental de contaminação é dada pelo modelo conceitual a seguir.

Figura: Modelo conceitual de risco ambiental de contaminação de corpos d'água por áreas agrícolas que utilizam dejetos de suínos como fertilizantes de solo.



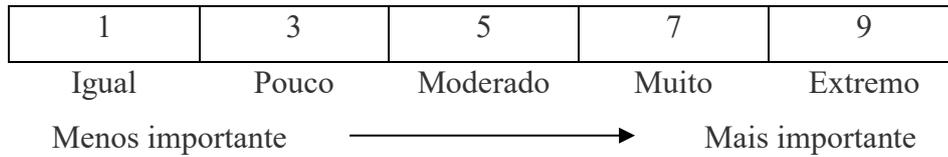
A determinação do grau de importância de cada critério é dada em comparação pareada, para a par, conforme a escala apresentada a seguir:

Figura: Escala de comparação dos critérios.

Valor	Definição	Descrição
1	Igual importância	Os dois critérios contribuem de forma idêntica para o objetivo
3	Pouco importante	A análise e a experiência mostram que um critério é um pouco mais importante que o outro
5	Moderadamente importante	A análise e a experiência mostram que um critério é moderadamente mais importante que o outro
7	Muito importante	A análise e a experiência mostram que um critério é muito mais importante que o outro
9	Extremamente importante	Sem qualquer dúvida um dos critérios é absolutamente mais importante que o outro
2, 4, 6 e 8	Valores intermediários	Utilizados no intermédio de definição de importância

Fonte: Adaptado de Saaty, 1980.

Figura: Escala de comparação e hierarquização dos critérios.



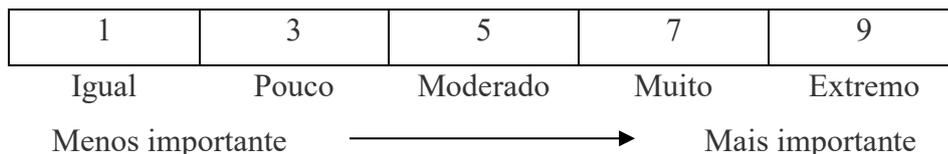
Fonte: Adaptado de Saaty, 1980.

Ponderação dos critérios e classes: A seguir estão apresentados os critérios e as suas respectivas classes de avaliação para a comparação emparelhada par a par. A primeira coluna corresponde ao critério ou classe, onde deve-se marcar a opção que corresponde ao grau de importância em relação ao critério ou classe de comparação. A segunda e terceira coluna, dizem respeito a escala de importância, que vai de 1 (igual importância) a 9 (extrema importância), respectivamente a comparação inicial. Como sugestão para comparação dos critérios e classes, inicialmente, recomenda-se a hierarquização dos critérios avaliados individualmente para determinar o objetivo do modelo, atribuindo-se o valor de importância conforme a sua experiência, de acordo com a escala de importância indicada acima. Após, inicia-se a identificação da importância relativa dos elementos em comparação pareada, avaliando comparativamente um critério e/ou classe com o outro(a).

Avaliação dos Critérios

Qual critério (A ou B) é mais importante (potencial impacto/dano) quanto ao risco ambiental de contaminação de corpos d'água provenientes de áreas agrícolas que utilizam dejetos líquidos de suínos como fertilizantes solo? E, quanto mais em uma escala de 2 a 9? Caso o grau de importância for igual, selecione 1.

Figura: Escala de comparação e hierarquização dos critérios.



Fonte: Adaptado de Saaty, 1980.

Tabela: Escala de importância para determinação do risco de contaminação de corpos d'água provenientes de áreas agrícolas que utilizam dejetos líquidos de suínos como fertilizantes de solo.

A ou B?	Igual	Quanto mais?
A) <input type="checkbox"/> Declividade (%) ou B) <input type="checkbox"/> Distância do corpo d'água (m)	<input type="checkbox"/> 1	<input type="checkbox"/> 2 <input type="checkbox"/> 3 <input type="checkbox"/> 4 <input type="checkbox"/> 5 <input type="checkbox"/> 6 <input type="checkbox"/> 7 <input type="checkbox"/> 8 <input type="checkbox"/> 9
A) <input type="checkbox"/> Declividade (%) ou B) <input type="checkbox"/> Método de aplicação	<input type="checkbox"/> 1	<input type="checkbox"/> 2 <input type="checkbox"/> 3 <input type="checkbox"/> 4 <input type="checkbox"/> 5 <input type="checkbox"/> 6 <input type="checkbox"/> 7 <input type="checkbox"/> 8 <input type="checkbox"/> 9
A) <input type="checkbox"/> Declividade (%) ou B) <input type="checkbox"/> Sistema de plantio	<input type="checkbox"/> 1	<input type="checkbox"/> 2 <input type="checkbox"/> 3 <input type="checkbox"/> 4 <input type="checkbox"/> 5 <input type="checkbox"/> 6 <input type="checkbox"/> 7 <input type="checkbox"/> 8 <input type="checkbox"/> 9
A) <input type="checkbox"/> Declividade (%) ou B) <input type="checkbox"/> LCA-P	<input type="checkbox"/> 1	<input type="checkbox"/> 2 <input type="checkbox"/> 3 <input type="checkbox"/> 4 <input type="checkbox"/> 5 <input type="checkbox"/> 6 <input type="checkbox"/> 7 <input type="checkbox"/> 8 <input type="checkbox"/> 9
A) <input type="checkbox"/> Distância do corpo d'água (m) ou B) <input type="checkbox"/> Método de aplicação	<input type="checkbox"/> 1	<input type="checkbox"/> 2 <input type="checkbox"/> 3 <input type="checkbox"/> 4 <input type="checkbox"/> 5 <input type="checkbox"/> 6 <input type="checkbox"/> 7 <input type="checkbox"/> 8 <input type="checkbox"/> 9
A) <input type="checkbox"/> Distância do corpo d'água (m) ou B) <input type="checkbox"/> Sistema de plantio	<input type="checkbox"/> 1	<input type="checkbox"/> 2 <input type="checkbox"/> 3 <input type="checkbox"/> 4 <input type="checkbox"/> 5 <input type="checkbox"/> 6 <input type="checkbox"/> 7 <input type="checkbox"/> 8 <input type="checkbox"/> 9
A) <input type="checkbox"/> Distância do corpo d'água (m) ou B) <input type="checkbox"/> LCA-P	<input type="checkbox"/> 1	<input type="checkbox"/> 2 <input type="checkbox"/> 3 <input type="checkbox"/> 4 <input type="checkbox"/> 5 <input type="checkbox"/> 6 <input type="checkbox"/> 7 <input type="checkbox"/> 8 <input type="checkbox"/> 9
A) <input type="checkbox"/> Método de aplicação ou B) <input type="checkbox"/> Sistema de plantio	<input type="checkbox"/> 1	<input type="checkbox"/> 2 <input type="checkbox"/> 3 <input type="checkbox"/> 4 <input type="checkbox"/> 5 <input type="checkbox"/> 6 <input type="checkbox"/> 7 <input type="checkbox"/> 8 <input type="checkbox"/> 9
A) <input type="checkbox"/> Método de aplicação ou B) <input type="checkbox"/> LCA-P	<input type="checkbox"/> 1	<input type="checkbox"/> 2 <input type="checkbox"/> 3 <input type="checkbox"/> 4 <input type="checkbox"/> 5 <input type="checkbox"/> 6 <input type="checkbox"/> 7 <input type="checkbox"/> 8 <input type="checkbox"/> 9
A) <input type="checkbox"/> Sistema de plantio ou B) <input type="checkbox"/> LCA-P	<input type="checkbox"/> 1	<input type="checkbox"/> 2 <input type="checkbox"/> 3 <input type="checkbox"/> 4 <input type="checkbox"/> 5 <input type="checkbox"/> 6 <input type="checkbox"/> 7 <input type="checkbox"/> 8 <input type="checkbox"/> 9

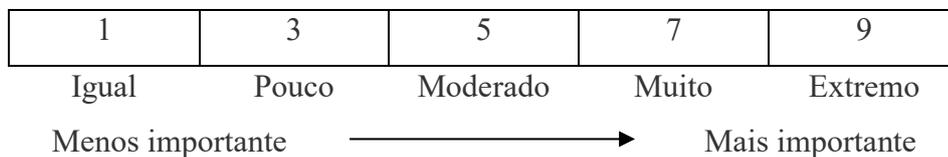
Observação: Declividade: é a inclinação da superfície do terreno em relação à horizontal, ou seja, é a relação entre a diferença de altura entre dois pontos e a distância horizontal entre esses pontos, onde se forma a rampa longitudinal, expressa em porcentagem; Distância do corpo d'água: é a distância entre a borda da área agrícola até o curso d'água mais próximo, levando em consideração a direção e fluxo de drenagem no terreno; Método de aplicação: é o método de aplicação dos dejetos líquidos de suínos nas áreas agrícolas; Sistema de plantio: corresponde ao sistema de manejo de solo e de prática agrícola utilizada nas áreas de lavoura; LCA-P (Limite Crítico Ambiental de Fósforo): expressa o teor máximo do nutriente fósforo (P) extraível (método de Mehlich-I) admitido na camada 0–10cm do solo, estabelecido pela equação: $LCA-P = 40 + \text{argila}(\%)$.

Avaliação das Classes por Critério

Critério 1: Declividade (%)

Qual classe de declividade do terreno (A ou B) é mais importante (potencial impacto/dano) quanto ao risco ambiental de contaminação de corpos d'água provenientes de áreas agrícolas que utilizam dejetos líquidos de suínos como fertilizantes solo? E, quanto mais em uma escala de 2 a 9? Caso o grau de importância for igual, selecione 1.

Figura: Escala de comparação e hierarquização dos critérios.



Fonte: Adaptado de Saaty, 1980.

Tabela: Escala de importância para determinação do risco de contaminação de corpos d'água provenientes de áreas agrícolas que utilizam dejetos líquidos de suínos como fertilizantes de solo com relação ao critério declividade do terreno (expresso em porcentagem).

A ou B?	Igual	Quanto mais?
A) <input checked="" type="radio"/> 0,0 - 10,0% ou B) <input type="checkbox"/> 10,1 - 20,0%	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="checkbox"/> 2 <input type="checkbox"/> 3 <input type="checkbox"/> 4 <input type="checkbox"/> 5 <input type="checkbox"/> 6 <input type="checkbox"/> 7 <input type="checkbox"/> 8 <input type="checkbox"/> 9
A) <input checked="" type="radio"/> 0,0 - 10,0% ou B) <input type="checkbox"/> 20,1 - 30,0%	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="checkbox"/> 2 <input type="checkbox"/> 3 <input type="checkbox"/> 4 <input type="checkbox"/> 5 <input type="checkbox"/> 6 <input type="checkbox"/> 7 <input type="checkbox"/> 8 <input type="checkbox"/> 9
A) <input checked="" type="radio"/> 0,0 - 10,0% ou B) <input type="checkbox"/> >30,1%	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="checkbox"/> 2 <input type="checkbox"/> 3 <input type="checkbox"/> 4 <input type="checkbox"/> 5 <input type="checkbox"/> 6 <input type="checkbox"/> 7 <input type="checkbox"/> 8 <input type="checkbox"/> 9
A) <input checked="" type="radio"/> 10,1 - 20,0% ou B) <input type="checkbox"/> 20,1 - 30,0%	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="checkbox"/> 2 <input type="checkbox"/> 3 <input type="checkbox"/> 4 <input type="checkbox"/> 5 <input type="checkbox"/> 6 <input type="checkbox"/> 7 <input type="checkbox"/> 8 <input type="checkbox"/> 9
A) <input checked="" type="radio"/> 10,1 - 20,0% ou B) <input type="checkbox"/> >30,1%	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="checkbox"/> 2 <input type="checkbox"/> 3 <input type="checkbox"/> 4 <input type="checkbox"/> 5 <input type="checkbox"/> 6 <input type="checkbox"/> 7 <input type="checkbox"/> 8 <input type="checkbox"/> 9
A) <input checked="" type="radio"/> 20,1 - 30,0% ou B) <input type="checkbox"/> >30,1%	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="checkbox"/> 2 <input type="checkbox"/> 3 <input type="checkbox"/> 4 <input type="checkbox"/> 5 <input type="checkbox"/> 6 <input type="checkbox"/> 7 <input type="checkbox"/> 8 <input type="checkbox"/> 9

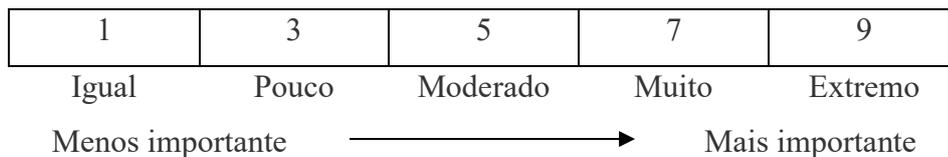
Observação: Declividade do terreno: é a inclinação da superfície do terreno em relação à horizontal, ou seja, é a relação entre a diferença de altura entre dois pontos e a distância horizontal entre esses pontos, onde se forma a rampa longitudinal, expressa em porcentagem.

Sugestões/Críticas/Dúvidas:

Critério 2: Distância do corpo d'água (m)

Qual classe de distância do corpo d'água (A ou B) é mais importante (potencial impacto/dano) quanto ao risco ambiental de contaminação de corpos d'água provenientes de áreas agrícolas que utilizam dejetos líquidos de suínos como fertilizantes solo? E, quanto mais em uma escala de 2 a 9? Caso o grau de importância for igual, selecione 1.

Figura: Escala de comparação e hierarquização dos critérios.



Fonte: Adaptado de Saaty, 1980.

Tabela: Escala de importância para determinação do risco de contaminação de corpos d'água provenientes de áreas agrícolas que utilizam dejetos líquidos de suínos como fertilizantes de solo com relação ao critério distância dos corpos d'água.

A ou B?	Igual	Quanto mais?
A) <input type="checkbox"/> >50,1m ou B) <input type="checkbox"/> 30,1 - 50,0m	<input type="checkbox"/> 1	<input type="checkbox"/> 2 <input type="checkbox"/> 3 <input type="checkbox"/> 4 <input type="checkbox"/> 5 <input type="checkbox"/> 6 <input type="checkbox"/> 7 <input type="checkbox"/> 8 <input type="checkbox"/> 9
A) <input type="checkbox"/> >50,1m ou B) <input type="checkbox"/> 0,0 - 30,0m	<input type="checkbox"/> 1	<input type="checkbox"/> 2 <input type="checkbox"/> 3 <input type="checkbox"/> 4 <input type="checkbox"/> 5 <input type="checkbox"/> 6 <input type="checkbox"/> 7 <input type="checkbox"/> 8 <input type="checkbox"/> 9
A) <input type="checkbox"/> 30,1 - 50,0m ou B) <input type="checkbox"/> 0,0 - 30,0m	<input type="checkbox"/> 1	<input type="checkbox"/> 2 <input type="checkbox"/> 3 <input type="checkbox"/> 4 <input type="checkbox"/> 5 <input type="checkbox"/> 6 <input type="checkbox"/> 7 <input type="checkbox"/> 8 <input type="checkbox"/> 9

Observação: Distância do corpo d'água: é a distância entre a borda da área agrícola até o curso d'água mais próximo, levando em consideração a direção e fluxo de drenagem no terreno.

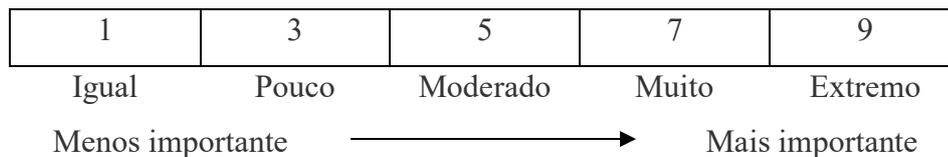
Sugestões/Críticas/Dúvidas:

--

Critério 3: Método de aplicação de dejetos líquidos de suínos

Qual classe de método de aplicação (A ou B) é mais importante (potencial impacto/dano) quanto ao risco ambiental de contaminação de corpos d'água provenientes de áreas agrícolas que utilizam dejetos líquidos de suínos como fertilizantes solo? E, quanto mais em uma escala de 2 a 9? Caso o grau de importância for igual, selecione 1.

Figura: Escala de comparação e hierarquização dos critérios.



Fonte: Adaptado de Saaty, 1980.

Tabela: Escala de importância para determinação do risco de contaminação de corpos d'água provenientes de áreas agrícolas que utilizam dejetos líquidos de suínos como fertilizantes de solo com relação ao critério método de aplicação de dejetos líquidos de suínos.

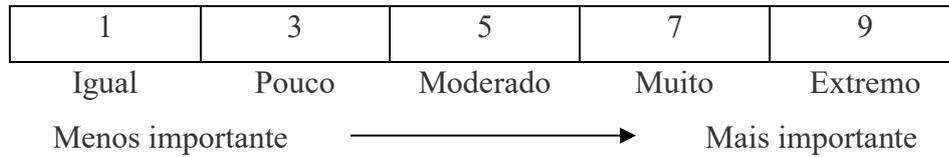
A ou B?	Igual	Quanto mais?
A) <input type="checkbox"/> Injetado em profundidade >5 cm ou B) <input checked="" type="checkbox"/> Aplicado superficialmente e incorporado	<input checked="" type="checkbox"/> 1	<input type="checkbox"/> 2 <input type="checkbox"/> 3 <input type="checkbox"/> 4 <input type="checkbox"/> 5 <input type="checkbox"/> 6 <input type="checkbox"/> 7 <input type="checkbox"/> 8 <input type="checkbox"/> 9
A) <input type="checkbox"/> Injetado em profundidade >5 cm ou B) <input checked="" type="checkbox"/> Aplicado superficialmente e não incorporado	<input checked="" type="checkbox"/> 1	<input type="checkbox"/> 2 <input type="checkbox"/> 3 <input type="checkbox"/> 4 <input type="checkbox"/> 5 <input type="checkbox"/> 6 <input type="checkbox"/> 7 <input type="checkbox"/> 8 <input type="checkbox"/> 9
A) <input checked="" type="checkbox"/> Aplicado superficialmente e incorporado ou B) <input checked="" type="checkbox"/> Aplicado superficialmente e não incorporado	<input type="checkbox"/> 1	<input type="checkbox"/> 2 <input type="checkbox"/> 3 <input type="checkbox"/> 4 <input type="checkbox"/> 5 <input checked="" type="checkbox"/> 6 <input type="checkbox"/> 7 <input type="checkbox"/> 8 <input type="checkbox"/> 9

Observação: Método de aplicação: é o método de aplicação dos dejetos líquidos de suínos nas áreas agrícolas.

Sugestões/Críticas/Dúvidas:

Critério 4: Sistema de plantio e manejo de solo

Qual classe de sistema de plantio e manejo de solo (A ou B) é mais importante (potencial impacto/dano) quanto ao risco ambiental de contaminação de corpos d'água provenientes de áreas agrícolas que utilizam dejetos líquidos de suínos como fertilizantes de solo? E, quanto mais em uma escala de 2 a 9? Caso o grau de importância for igual, selecione 1.

Figura: Escala de comparação e hierarquização dos critérios.

Fonte: Adaptado de Saaty, 1980.

Tabela: Escala de importância para determinação do risco de contaminação de corpos d'água provenientes de áreas agrícolas que utilizam dejetos líquidos de suínos como fertilizantes de solo com relação ao critério sistema de plantio e manejo de solo.

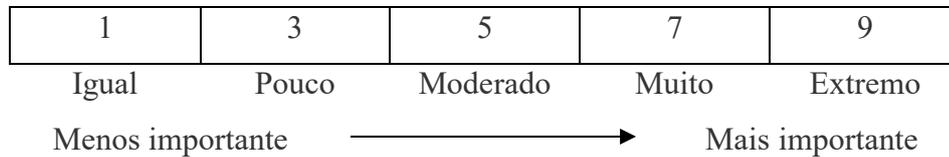
A ou B?	Igual	Quanto mais?
A) <input type="checkbox"/> Plantio direto ou B) <input type="checkbox"/> Convensional	<input type="checkbox"/> 1	<input type="checkbox"/> 2 <input type="checkbox"/> 3 <input type="checkbox"/> 4 <input type="checkbox"/> 5 <input type="checkbox"/> 6 <input type="checkbox"/> 7 <input type="checkbox"/> 8 <input type="checkbox"/> 9

Observação: Sistema de plantio: corresponde ao sistema de manejo de solo e de prática agrícola utilizada nas áreas de lavoura.

Sugestões/Críticas/Dúvidas:

Critério 5: Limite Crítico Ambiental de Fósforo (LCA-P)

Qual classe de LCA-P (A ou B) é mais importante (potencial impacto/dano) quanto ao risco ambiental de contaminação de corpos d'água provenientes de áreas agrícolas que utilizam dejetos líquidos de suínos como fertilizantes solo? E, quanto mais em uma escala de 2 a 9? Caso o grau de importância for igual, selecione 1.

Figura: Escala de comparação e hierarquização dos critérios.

Fonte: Adaptado de Saaty, 1980.

Tabela: Escala de importância para determinação do risco de contaminação de corpos d'água provenientes de áreas agrícolas que utilizam dejetos líquidos de suínos como fertilizantes de solo com relação ao critério LCA-P.

A ou B?	Igual	Quanto mais?
A) <input type="checkbox"/> $P \leq 40 + TA$ ou B) <input type="checkbox"/> $P > 40 + TA$ até 20%	<input type="checkbox"/> 1	<input type="checkbox"/> 2 <input type="checkbox"/> 3 <input type="checkbox"/> 4 <input type="checkbox"/> 5 <input checked="" type="checkbox"/> 6 <input type="checkbox"/> 7 <input type="checkbox"/> 8 <input type="checkbox"/> 9
A) <input type="checkbox"/> $P \leq 40 + TA$ ou B) <input type="checkbox"/> $P > 40 + TA + 20\%$	<input type="checkbox"/> 1	<input type="checkbox"/> 2 <input type="checkbox"/> 3 <input type="checkbox"/> 4 <input type="checkbox"/> 5 <input checked="" type="checkbox"/> 6 <input type="checkbox"/> 7 <input type="checkbox"/> 8 <input type="checkbox"/> 9
A) <input type="checkbox"/> $P > 40 + TA$ até 20% ou B) <input checked="" type="checkbox"/> $P > 40 + TA + 20\%$	<input type="checkbox"/> 1	<input type="checkbox"/> 2 <input type="checkbox"/> 3 <input type="checkbox"/> 4 <input type="checkbox"/> 5 <input checked="" type="checkbox"/> 6 <input type="checkbox"/> 7 <input type="checkbox"/> 8 <input type="checkbox"/> 9

Legenda: $P \leq 40 + TA$: Teor de fósforo no solo menor ou igual a 40 mais o teor de argila (%); $P > 40 + TA$ até 20% (faixa intermediária): Teor de fósforo no solo maior que 40 mais o teor de argila até 20%; $P > 40 + TA + 20\%$: Teor de fósforo no solo maior que 40 mais teor de argila excedendo 20% (acima da faixa intermediária).

Observação: LCA-P (Limite Crítico Ambiental de Fósforo): expressa o teor máximo do nutriente fósforo (P) extraível (método de Mehlich-I) admitido na camada 0–10cm do solo, estabelecido pela equação: $LCA-P = 40 + \text{argila}(\%)$. Adaptado de Gatiboni (2014).

Sugestões/Críticas/Dúvidas:

Obrigado pela participação!

Identificação do especialista:

Nome:

Formação Acadêmica:

Instituição:

Área de atuação:

Sugestões/Críticas/Dúvidas:

2.1. Quais as principais atividades agropecuárias geradoras de renda na propriedade?

Atividade	Sistema produtivo

2.2. O Sr. ou alguém da família tem alguma atividade remunerada fora da propriedade (apenas membros que vivem no estabelecimento)? Qual serviço? Por quanto tempo no ano?

Atividade/Serviço	Nº de dias ano	Local
Atividade setor comércio ou serviço		
Atividade na indústria		
Venda de mão-de-obra para o setor agrícola		
Aluguel de casa		
Aposentadoria		
Aluguel de máquina		
Arrendamento		
Agroindústria rural		
Outras		

3. CARACTERIZAÇÃO DA PROPRIEDADE E UTILIZAÇÃO DO SOLO

Disponibilidade de terra	Área (ha)
Área própria total	
Arrendada de terceiros	
Arrendada para terceiros	
Área mecanizável	

3.1. Utilização do solo/produção

Especificações	Área (ha)		Produção		Vende	Compra
	Própria	Arrendada	Quantidade	Unidade		
Milho grão						
Milho silagem						
Soja						
Feijão						
Fumo						
Trigo						
Potreiro						
Pastagem de inverno						
Pastagem de verão						
Lavoura em descanso						
Fruticultura (espécie)						
Eucalipto						
Pinus						
Erva Mate						
Matas						
Capoeiras						
Benfeitorias						

4. EQUIPAMENTOS E IMPLEMENTOS AGRÍCOLAS

4. PRODUÇÃO ANIMAL E MANEJO DOS DEJETOS

4.1. Suinocultura

Sistema	<input type="checkbox"/> Terminação	<input type="checkbox"/> UPL	<input type="checkbox"/> UPD	<input type="checkbox"/> C. completo	<input type="checkbox"/> Creche
N° cabeças					
Integradora					

4.1.1. Caso o produtor não mais esteja desenvolvendo a suinocultura (Ano e motivo):

<input type="checkbox"/> Falta de mão-de-obra	<input type="checkbox"/> Baixa remuneração
<input type="checkbox"/> Exigências ambientais	<input type="checkbox"/> Necessidade de investimentos
<input type="checkbox"/> Outra. Qual:	

4.2. Quanto o(s) sistema(s) de armazenamento/tratamento dos dejetos suínos que o Sr. Utiliza na propriedade:

<input type="checkbox"/> Esterqueira	<input type="checkbox"/> Lagoas
<input type="checkbox"/> Biodigestor	<input type="checkbox"/> Compostagem
<input type="checkbox"/> Outro. Qual:	

4.2.1. Com que frequência esvazia o(s) depósito(s) de dejetos?

4.2.2. Destinação dados aos dejetos (pode ser mais de uma opção):

Destino	Área (ha)
Aplica em área de lavoura própria	
Aplica em área de pastagem própria	

4.2.3. Qual o percentual dos dejetos da suinocultura gerado na propriedade que é aproveitado nas áreas agrícolas próprias?

<input type="checkbox"/> Menos de 30%	<input type="checkbox"/> 31 a 50%	<input type="checkbox"/> 51 a 70%	<input type="checkbox"/> mais de 70%
---------------------------------------	-----------------------------------	-----------------------------------	--------------------------------------

4.2.4. Depende de contratos com terceiros para distribuir dejetos?

<input type="checkbox"/> Sim	<input type="checkbox"/> Não
Nº contratos:	Área:

4.2.5. Qual a forma de distribuição dos dejetos? (pode ser mais de uma opção)

<input type="checkbox"/> Tanque distribuidor próprio	<input type="checkbox"/> Tanque distribuidor da prefeitura
<input type="checkbox"/> Tanque distribuidor da associação	<input type="checkbox"/> Tanque distribuidor de terceiros
<input type="checkbox"/> Caminhão tanque	<input type="checkbox"/> Bomba
<input type="checkbox"/> Gravidade	<input type="checkbox"/> Outras:
Qual a capacidade do tanque de distribuição?	
Qual o valor pago em média para distribuir os dejetos? (R\$/hora)	
Qual o valor gasto por ano com distribuição dos dejetos?	

4.2.6. Quais critérios técnicos Sr. Emprega para aplicar dejetos nas áreas agrícolas ?

1)
2)
3)

4.2.7. Enfrenta algum problema (dificuldade) em relação ao manejo dos dejetos?

<input type="checkbox"/> Sim. Qual?
<input type="checkbox"/> Não

4.3. Bovinos

4.3.1. Aptidão do rebanho:

	<input type="checkbox"/> Corte	<input type="checkbox"/> Leite	<input type="checkbox"/> Misto
Comercialização			

4.3.2. Composição plantel:

Especificação	Unid	Quant.	Especificação	Unid.	Quant.
Vacas em lactação			Matrizes de corte		
Bezerras (de 0 a 1 ano)			Bezerros (de 0 a 1 ano)		
Novilhas (de 1 a 2 anos)			Novilhos (de 1 a 2 anos)		
Novilhas (2 a 3 anos)			Machos (+ de 2 anos)		
Touros			Animais de trabalho		
Produção diária leite			Produção mensal de leite		

4.3.3. Onde armazena e qual o destino dos dejetos de bovinos?

4.4. Avicultura

4.4.1 Produção avícola

Empresa integradora:	
Nº de aviários, dimensão e tipo de aviário.	
Nº de frangos por aviário (tamanho)	
Nº de lotes por ano	
Quanto de cama é retirado por ano (m ³)	
Quanto de maravalha é repostada por lote (m ³)	
Frequência que é feita a substituição total da cama	
Quantidade total de cama removida na limpeza total do aviário	

4.4.2. Destino da cama de aves:

Destino	Quantidade (ano)	Valor (R\$)
Adubação lavoura própria		
Venda direta para terceiros		
Venda para fábrica de adubos		

4.4.5 Atualmente como está o cuidado dos agricultores no uso dos dejetos animais:

<input type="checkbox"/> Péssimo	<input type="checkbox"/> Ruim	<input type="checkbox"/> Mais ou menos	<input type="checkbox"/> Bom	<input type="checkbox"/> Muito bom
Anotações relevantes:				

4.4.6. Nos últimos anos, o cuidado dos agricultores no uso dos dejetos animais:

<input type="checkbox"/> Piorou muito	<input type="checkbox"/> Piorou	<input type="checkbox"/> Não se alterou	<input type="checkbox"/> Melhorou	<input type="checkbox"/> Melhorou muito
Anotações relevantes:				

5. ADUBAÇÃO DO SOLO

5.1. Costuma fazer análise do solo para saber quanto de adubo aplicar?

<input type="checkbox"/> Não
<input type="checkbox"/> Sim. Qual periodicidade? ⁴

5.2. Qual o tipo e quantidade de adubo utilizado para cada cultura?

Cultura	Tipo de adubo	Quantidade total utilizada

⁴ Caso possível solicitar uma cópia (fotografar) resultado da análise de solo.

6. DESTINO DOS ANIMAIS MORTOS

Destino/Espécie	Suínos	Aves	Bovinos
Compostagem na propriedade			
Remoção da granja por pessoa ou empresa externa			
Trituração e biodigestor da propriedade			
No biodigestor da propriedade sem triturar			
Desidratação pelo calor			
Enterra na propriedade			
Incineração ou queima das carcaças na propriedade			
Joga no solo para decomposição ao ar livre			
Outros			

7. ÁGUA E MEIO AMBIENTE

7.1. Qual é a origem da água para o abastecimento? (pode ser mais de uma opção)

Tipo	Família	Suínos	Aves	Bovinos
Fonte não protegida				
Fonte protegida				
Rio/sanga				
Poço artesiano				
Rede pública				
Cisterna				
Outra. Qual?				

7.7. Em relação ao Lajeado Fragoso (ou rio da microbacia a qual pertence) que modificações tem percebido em relação à qualidade da água nos últimos cinco anos?

<input type="checkbox"/> Está melhor	<input type="checkbox"/> Está igual	<input type="checkbox"/> Está pior	<input type="checkbox"/> Não sabe
Por quê?			

7.8. O odor (cheiro) proveniente da produção animal (suínos, aves, bovinos) é considerado um problema para vocês?

<input type="checkbox"/> Sim	<input type="checkbox"/> Não
Por quê?	

7.9 Atualmente, em relação à incidência de borrachudos e moscas na sua propriedade, o senhor acha:

Grau de incidência	Moscas	Borrachudos
Não tem		
Tem pouca		
Média		
Muito		

7.10. Em relação aos últimos dez anos a incidência de borrachudos e moscas

Grau de incidência	Moscas	Borrachudos
Diminuiu		
Aumentou		
Manteve a mesma		
Obs.		

8- PERCEPÇÃO / QUALIDADE DE VIDA

8.1. Gosta de viver aqui onde mora?

<input type="checkbox"/> Sim	<input type="checkbox"/> Não
Por quê?	

8.2. Se tivesse opção de sair, sairia daqui?

<input type="checkbox"/> Sim	<input type="checkbox"/> Não
Por quê?	

8.3. Quais são os problemas que mais preocupam? (citar três em ordem de importância)

<input type="checkbox"/> Atendimento à saúde (falta de médico, dentista)	<input type="checkbox"/> Econômica (renda, crédito)
<input type="checkbox"/> Educação (qualidade ensino)	<input type="checkbox"/> Assistência ao agricultor
<input type="checkbox"/> Problemas ambientais (qualidade água, solo etc)	<input type="checkbox"/> Saneamento
<input type="checkbox"/> Infraestrutura do local (estradas, serviços etc)	<input type="checkbox"/> Lazer (locar para se divertir)

8.4. Você está satisfeito e tem o desejo de continuar vivendo no meio rural?

<input type="checkbox"/> Sim	<input type="checkbox"/> Não	<input type="checkbox"/> Não sabe
------------------------------	------------------------------	-----------------------------------

Porquê? _____

8.5. O Sr. Percebe perspectivas na agricultura e vê futuro para a sua família nesta atividade?

<input type="checkbox"/> Sim	<input type="checkbox"/> Não	<input type="checkbox"/> Não sabe / Não respondeu
------------------------------	------------------------------	---

Anotações relevantes:

--

8.6. Existe algum membro da família (filho ou outro) que o Senhor prevê que continuará a trabalhar em sua propriedade depois que o senhor não desejar mais trabalhar na atividade

<input type="checkbox"/> Sim	<input type="checkbox"/> Não	<input type="checkbox"/> Não sabe / Não respondeu
------------------------------	------------------------------	---

8.11 Quais são as principais questões que desestimulam a permanência no campo (numerar por ordem de importância. (espontânea)?

<input type="checkbox"/> Renda insuficiente da família	<input type="checkbox"/> Penosidade do trabalho
<input type="checkbox"/> Falta de terra	<input type="checkbox"/> Exigências das agroindústrias
<input type="checkbox"/> Problemas ambientais	<input type="checkbox"/> Questões familiares
<input type="checkbox"/> Preço dos insumos agrícolas	<input type="checkbox"/> Acesso ao crédito
Outras:	

Obs: agradecer a colaboração do entrevistado e reforçar o sigilo da informação.