

A aplicação de doses elevadas de fósforo em áreas agrícolas é uma realidade na maioria das propriedades produtoras de suínos, onde o resíduo dessa produção, o dejetos líquido de suínos, é descartado em áreas de lavouras e grãos. O aumento do teor de fósforo no solo e sua transferência para os ambientes aquáticos geram preocupações quanto a eutrofização desses. Assim, estudando a transferência de fósforo por escoamento superficial em áreas com diferentes declividades e submetidas a aplicação de doses de dejetos líquido de suínos um modelo de limite crítico ambiental de fósforo para solos de Santa Catarina é proposto. A proposição desse modelo visa primeiramente conscientizar produtores e técnicos quanto a necessidade de mudanças de manejo visando reduzir a poluição ambiental, indicando teor de fósforo no solo a partir do qual o risco de transferência é alto.

Orientador: Luciano Colpo Gatiboni

Lages, 2018

ANO  
2018

DANIEL JOÃO DALL'ORSOLETTA | LIMITE CRÍTICO AMBIENTAL DE FÓSFORO EM  
SOLOS DE DIFERENTES DECLIVIDADES, TEORES DE ARGILA E DOSES DE DEJETO  
LÍQUIDO DE SUÍNOS



**UDESC**

UNIVERSIDADE DO ESTADO DE SANTA CATARINA – UDESC  
CENTRO DE CIÊNCIAS AGROVETERINÁRIAS – CAV  
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO

TESE DE DOUTORADO

**LIMITE CRÍTICO AMBIENTAL DE  
FÓSFORO EM SOLOS DE  
DIFERENTES DECLIVIDADES,  
TEORES DE ARGILA E DOSES DE  
DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNOS**

DANIEL JOÃO DALL'ORSOLETTA

Lages, 2018

**DANIEL JOÃO DALL'ORSOLETTA**

**LIMITE CRÍTICO AMBIENTAL DE FÓSFORO EM SOLOS DE DIFERENTES  
DECLIVIDADES, TEORES DE ARGILA E DOSES DE DEJETO LÍQUIDO DE  
SUÍNOS**

Tese apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Ciência do Solo da Universidade do Estado de Santa Catarina, como requisito parcial para obtenção do grau de Doutor em Ciência do Solo.

Orientador: Luciano Colpo Gatiboni

**LAGES  
2018**

Ficha catalográfica elaborada pelo(a) autor(a), com  
auxílio do programa de geração automática da  
Biblioteca Setorial do CAV/UDESC

Dall'Orsoletta, Daniel João  
Limite crítico ambiental de fósforo em solos de  
diferentes declividades, teores de argila e doses  
de dejetos líquido de suínos / Daniel João  
Dall'Orsoletta. - Lages , 2018.  
108 p.

Orientador: Luciano Colpo Gatiboni  
Tese (Doutorado) - Universidade do Estado de Santa  
Catarina, Centro de Ciências Agroveterinárias,  
Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Lages,  
2018.

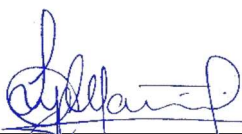
1. Declividade. 2. Perdas de fósforo. 3. Erosão.  
4. Textura do solo. I. Colpo Gatiboni, Luciano. II.  
Universidade do Estado de Santa Catarina. Programa  
de Pós-Graduação. III. Título.

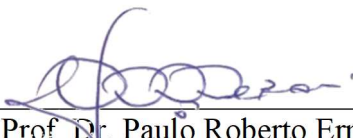
**DANIEL JOÃO DALL'ORSOLETTA**


**LIMITE CRÍTICO AMBIENTAL DE FÓSFORO EM SOLOS DE DIFERENTES  
DECLIVIDADES, TEORES DE ARGILA E DOSES DE DEJETO LÍQUIDO DE  
SUÍNOS**

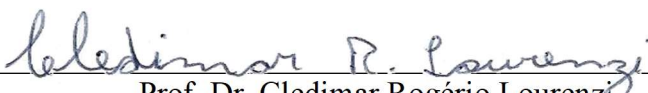
Tese apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Ciência do Solo da Universidade do Estado de Santa Catarina, como requisito parcial para obtenção do grau de Doutor em Ciência do Solo.

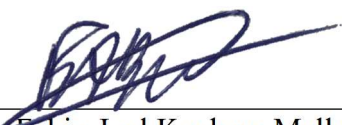
**Banca Examinadora**

Orientador:   
Prof. Dr. Luciano Colpo Gatiboni  
Universidade do Estado de Santa Catarina

Membro:   
Prof. Dr. Paulo Roberto Ernani  
Universidade do Estado de Santa Catarina

Membro:   
Prof. Dr. Tales Tiecher  
Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Membro:   
Prof. Dr. Cledimar Rogério Lourenzi  
Universidade Federal de Santa Catarina

Membro:   
Prof. Dr. Fabio Joel Kochem Mallmann  
Universidade Federal de Santa Maria

**Lages, SC, 30/07/2018**



À família onde nasci e a que se inicia, dedico.



## AGRADECIMENTOS

É com muita alegria que chego ao final do doutorado, mas essa etapa não foi vencida de maneira solitária. Em reconhecimento às pessoas indispensáveis para essa conquista faço meus agradecimentos.

Aos mestres do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo da Universidade do Estado de Santa Catarina, pelos conhecimentos transmitidos que engrandeceram minha visão de mundo.

Aos técnicos e servidores da Universidade do Estado de Santa Catarina do Centro de Ciências Agroveterinárias, por serem facilitadores e mediadores da trajetória acadêmica.

Ao Professor Thomas Jot Smyth e sua esposa Janella Nebhut Smyth, pela acolhida em sua casa e todo o suporte prestado que viabilizou minha estada nos EUA no período de doutorado sanduíche.

Ao meu Orientador e amigo Professor Luciano Colpo Gatiboni, por seu entusiasmo, motivação, conselhos, ensinamentos e por sua dedicada atenção à formação de seus alunos. Sem sombra de dúvidas, os seis anos que passei sob sua orientação formaram a base para a construção de meu futuro.

A minha mãe Delair Ana Delazari Dall'Orsoletta, padrasto Luiz Ross, irmã Deliana Dall'Orsoletta, cunhado Derli Contesotto e toda a família, que mesmo sem entender muito bem o que estava fazendo foram apoiadores, incentivadores e compreensivos. E não fosse o bastante todo o suporte emocional, fornecido por essa família, houve também o suporte financeiro quando a bolsa não era o suficiente.

À Laís Villa Demétrio, minha companheira, melhor amiga e amor da minha vida, por ser a única pessoa que sabe de todas as batalhas enfrentadas e vencidas para chegar até aqui. Essa conquista não seria possível e não teria o mesmo valor se não fosse ao seu lado.

Aos colegas, amigos e companheiros de jornada do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, mais especificamente os membros do laboratório de química e fertilidade do solo e do Grupo de Estudo do Fósforo em Solos Catarinenses, meu mais sincero muito obrigado. Por serem muitos, não há espaço nesse documento para que sejam um a um nomeados, mas há muito espaço em minha memória e coração para saber que sem a ajuda de vocês, sem as risadas e desafios compartilhadas, a concretização desse trabalho seria imensuravelmente mais difícil e não seria tão gratificante.





In my walks, every man I meet is my superior  
in some way, and in that I learn from him.  
(Ralph Waldo Emerson)



## RESUMO

DALL'ORSOLETTA, Daniel João. **Limite crítico ambiental de fósforo em solos de diferentes declividades, teores de argila e doses de dejetos líquidos de suínos**. 2018. 108p. Tese de Doutorado em Ciência do Solo. Área: Fertilidade e Química do Solo. Universidade do Estado de Santa Catarina – Centro de Ciências Agroveterinárias, Lages, 2018

A preocupação com o processo de eutrofização tem estimulado o estudo das variáveis envolvidas na transferência de fósforo (P) de áreas agrícolas para os ambientes aquáticos. Atenção especial é dada para áreas que recebem aplicações frequentes de resíduos orgânicos como o dejetos líquidos de suínos (DLS), onde as adições de P são elevadas. Assim, objetivou-se quantificar a perda de frações de P por escoamento superficial em áreas com aplicação de DLS e que apresentam declividades e teores de argila contrastantes e, a partir desses resultados, propor um novo modelo de limite crítico ambiental de fósforo em solos de Santa Catarina. Para isso, dois experimentos a campo foram conduzidos de janeiro de 2016 a janeiro de 2018, um sob um Nitossolo com 642 g kg<sup>-1</sup> de argila e outro sob um Cambissolo com 225 g kg<sup>-1</sup> de argila. Os tratamentos foram quatro doses de P (0, 56, 112 e 224 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>) aplicados superficialmente na forma de DLS, sobre pastagem de Tifton e três declividades (10, 20 e 30% no Nitossolo e 15, 25 e 35% no Cambissolo). O delineamento utilizado foi o de blocos ao acaso, dispostos em faixas de declividade, com três repetições. Houve aumento das perdas de todas as frações de P avaliadas com o aumento da declividade, com exceção ao P dissolvido reativo para o Nitossolo, e da dose de dejetos aplicada nos dois solos. O Nitossolo apresentou perdas de P total três vezes maiores que o Cambissolo, passando de 927 g ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> para 342 g ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> nas maiores declividades avaliadas. E ainda, a resposta da aplicação de doses de P sobre as perdas totais do elemento foi quatro vezes maior no Nitossolo que no Cambissolo. No entanto, o efeito da declividade sobre as perdas de P foi semelhante entre os solos, dobrando a cada 20% de aumento, o que permitiu estimar as perdas médias deste elemento a partir do teor de argila e do declive da área. Essa relação foi utilizada para adicionar ao modelo atual de limite crítico de P em solos catarinenses um fator de agravamento referente a perdas por escoamento superficial em função de seu teor de argila e declividade. A perda de P por escoamento superficial é maior quanto maior for o declive e o teor de argila do solo. Um novo modelo de limite crítico ambiental de P (LCA-P) em solos catarinenses foi proposto, sendo este igual a “LCA-P = (42,287 + A) - (0,230 A + 0,0123 A D)” em solos com declividade menor ou igual a 25% e “LCA-P = (42,287 + A) - (- 0,437 A + 0,039 A D)” em solos com declividade maior que 25%, onde “A” é o teor de argila do solo, em percentagem e avaliado pelo método do densímetro; e “D” é a declividade, em percentagem. O modelo proposto permitirá estimar com maior precisão os teores de P acima dos quais há um maior potencial de transferência de P de áreas agrícolas para os ambientes aquáticos.

**Palavras-chave:** Declividade. Perdas de fósforo. Erosão. Textura do solo.



## ABSTRACT

DALL'ORSOLETTA, Daniel João. **Environmental soil phosphorus threshold in soils of different slopes, clay contents and doses of pig slurry**. 2018. 108p. PhD Thesis in Soil Science. Area: Fertility and Soil Chemistry. Santa Catarina State University – Agronomy and Veterinary Sciences Center, Lages, 2018

Concern about the eutrophication process has stimulated the study of the variables involved in phosphorus (P) transfer from agricultural areas to water bodies. Special attention is given to areas that receive frequent applications of organic residues such as pig slurry (DLS), where P additions are high. The objective of this study was to quantify the loss of P fractions by surface runoff in areas with DLS application and with contrasting slopes and clay content, and from these results, propose a new model of environmental P threshold for Santa Catarina state. For this, two field trials were conducted from January 2016 to January 2018, one under a Nitisol with 642 g kg<sup>-1</sup> of clay and another under a Cambisol with 225 g kg<sup>-1</sup> of clay. The treatments were four doses of P (0, 56, 112 and 224 kg ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>) applied as DLS on Tifton pasture and three slopes (10, 20 and 30% in the Nitisol and 15, 25 and 35% in the Cambisol). The design was a randomized block design, arranged in slope bands, with three replications. There was an increase in the losses of all P fractions with the slope increase, except for the dissolved reactive P for the Nitisol, and of the dose of DLS applied in both soils. The Nitisol showed total P losses three times higher than the Cambisol, from 927 g ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup> to 342 g ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup> in the highest slopes evaluated. Also, the response of the application of P doses on the total losses of the element was four times higher in the Nitisol than in the Cambisol. However, the effect of slope on P losses was similar between soils, doubling every 20% of slope increase, which allowed to estimate the average losses of this element from the clay content and slope of the area. This relationship was used to add to the current model of soil P threshold in Santa Catarina a worsening factor referring to losses by surface runoff as a function of its clay content and slope degree. The loss of P by surface runoff is greater the greater the slope and the clay content of the soil. A new model of soil environmental P threshold (LCA-P) in soils of Santa Catarina was proposed, being equal to "LCA-P = (42,287 + A) - (0.230 A + 0.0123 AD)" in soils with slope degree less or equal than 25%, and "LCA-P = (42,287 + A) - (- 0,437 A + 0,039 AD)" in soils with slope higher than 25%, where "A" is the clay content of the soil in percentage, evaluated by the densimeter method; and "D" is the slope, in percent. The proposed model will allow estimating more accurately the levels of P above which there is a greater potential for P transfer from agricultural areas to aquatic environments.

**Keywords:** Slope. Phosphorus losses. Erosion. Soil texture.



## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1 - Fatores envolvidos na entrada, destino e transporte de fósforo (P) em sistemas agrícolas<sup>(1)</sup>..... 30
- Figura 2 - Local de execução dos experimentos na região Meio-Oeste de Santa Catarina, município de Campos Novos (a) e na região do Alto Vale do Itajaí, município de Rio do Sul (b). ..... 42
- Figura 3 - Vista parcial das parcelas delimitadas por chapas metálicas (a) e seus respectivos coletores localizados na parte inferior da parcela (b); corte da pastagem a 10cm de altura antecedendo aplicação de dejetos líquidos de suínos (DLS) (c); aplicação superficial de DLS (d) e aspecto das parcelas após aplicação (e); detalhe dos coletores utilizados (f) e vista parcial de um momento de coleta (g). ..... 44
- Figura 4 - Calibração do método do turbidímetro para determinação da quantidade de sedimentos contida em amostras de escoamento de um Cambissolo (a) e Nitossolo (b)..... 45
- Figura 5 - Perdas totais de fósforo em três faixas de declividade e precipitação pluviométrica acumulada em dois anos de condução de experimento em Nitossolo (a) e Cambissolo (b), e momentos de aplicação de DLS e quantidades relativa ao total de fósforo aplicado em cada momento..... 52
- Figura 6 - Volume escoado superficialmente em três faixas de declividade de um Nitossolo (a; c) e de um Cambissolo (b; d) no primeiro (a; b) e segundo (c; d) ano de avaliação. .... 54
- Figura 7 - Volume escoado superficialmente em três faixas de declividade de um Nitossolo (a) e de um Cambissolo (b), na média de dois anos de avaliação..... 55
- Figura 8 - Sedimento perdido por escoamento superficial em três faixas de declividade de um Nitossolo (a; c) e de um Cambissolo (b; d) no primeiro (a; b) e segundo (c; d) ano de avaliação. .... 57
- Figura 9 - Sedimento perdido por escoamento superficial em três faixas de declividade de um Nitossolo (a) e de um Cambissolo (b), na média de dois anos de avaliação. .... 58
- Figura 10 - Fósforo dissolvido reativo (P-H<sub>2</sub>O) perdido por escoamento superficial a partir de áreas que receberam doses de fósforo, na forma de dejetos líquidos de suínos, após o primeiro ano de avaliação, com valores médios de três declividades para um Nitossolo (a) e Cambissolo (b), e para o segundo ano de avaliação, com valores de três declividades para um Nitossolo (c) e média de três declividades para um Cambissolo (d)..... 60
- Figura 11 - Fósforo dissolvido reativo (P-H<sub>2</sub>O) perdido por escoamento superficial em função da dose de fósforo aplicada em um Nitossolo (a) e em um Cambissolo (b), com média de dois anos de avaliação e teor de fósforo disponível no solo extraído por Mehlich 1 (P Mehlich 1) ao final de dois anos de condução dos experimentos.... 61



- Figura 12 - Fósforo dissolvido reativo perdido por escoamento superficial em três faixas de declividade de um Nitossolo (a) e de um Cambissolo (b), com média de dois anos de avaliação. .... 63
- Figura 13 - Fósforo biodisponível (P-RTA) perdido por escoamento superficial a partir de áreas que receberam doses de fósforo, na forma de dejetos líquidos de suínos, após o primeiro ano de avaliação, com valores médios de três declividades para um Nitossolo (a) e Cambissolo (b), e para o segundo ano de avaliação, com valores de três declividades para um Nitossolo (c), e média de três declividades para um Cambissolo (d). .... 66
- Figura 14 - Fósforo biodisponível perdido por escoamento superficial em função da dose de fósforo aplicada e declividade em um Nitossolo (a), e em função da dose (b) ou declividade (c) em um Cambissolo (b; c), na média de dois anos de avaliação.... 67
- Figura 15 - Fósforo total (P-total) perdido por escoamento superficial em Nitossolo e Cambissolo com três declividades no primeiro (a; b) e segundo (c; d) ano de avaliação. .... 72
- Figura 16 - Fósforo total perdido por escoamento superficial em três faixas de declividade de um Nitossolo (a) e de um Cambissolo (b), na média de dois anos de avaliação.. 73
- Figura 17 - Fósforo total (P-total) perdido por escoamento superficial a partir de áreas que receberam doses de fósforo, na forma de dejetos líquidos de suínos, de um Nitossolo e de um Cambissolo no primeiro (a; b) e segundo (c; d) ano de avaliação. .... 74
- Figura 18 - Fósforo total perdido por escoamento superficial em função da dose de fósforo aplicada em um Nitossolo (a) e em um Cambissolo (b), na média de dois anos de avaliação. .... 75
- Figura 19 - Percentual de fósforo solúvel, trocável e residual em relação ao total perdido nos dois anos em áreas com diferentes declividades (a; b) e que receberam diferentes doses de fósforo de dejetos líquidos de suínos (c; d) em um Nitossolo (a; c) e Cambissolo (b; d), respectivamente. .... 76
- Figura 20 - Fósforo total perdido por escoamento superficial em função da declividade em um Nitossolo e Cambissolo, média de doze parcelas por declividade (a), e fósforo total perdido por escoamento superficial dividido pelo teor de argila do solo, em função da declividade (b). .... 79
- Figura 21 - Fósforo total perdido por escoamento superficial em função do teor de argila do solo em um Nitossolo e Cambissolo, média de doze parcelas por declividade (sendo quatro doses de fósforo e três repetições). .... 80
- Figura 22 - Fósforo total perdido por escoamento superficial em função do teor de fósforo disponível no solo (Mehlich I), média de três repetições. .... 81
- Figura 23 - Limite crítico ambiental de fósforo em solos catarinenses (LCA-P) considerando efeitos restritivos em função da declividade e argila. .... 82

## LISTA DE TABELAS

- Tabela 1 - Caracterização química e física antecedente à implantação do experimento em um Nitossolo e Cambissolo, na camada 0,00-0,01m, determinadas pelas metodologias descritas em Tedesco et al., (1995).....41
- Tabela 2 - Conjunto de dados provenientes de dois experimentos a campo conduzidos sobre um Nitossolo e Cambissolo, que receberam doses de fósforo (P) em áreas com diferentes declividades e teores de argila, utilizados na confecção do modelo de limite crítico ambiental de fósforo para solos catarinenses, considerando a declividade do terreno e teor de argila do solo como agravantes das perdas de fósforo por escoamento superficial. (Continua) .....47
- Tabela 3 - Precipitação pluviométrica das regiões de abrangência dos experimentos no primeiro e segundo e na média dos anos avaliados. ....56
- Tabela 4 - Correlação linear de Spearman entre a declividade, dose de fósforo (P) aplicada, volume escoado, fósforo solúvel reativo (P-H<sub>2</sub>O), fósforo biodisponível (P-RTA), fósforo total (P-total) e sedimentos, avaliados em um Cambissolo e em um Nitossolo no primeiro e segundo ano de condução de experimento com aplicação de doses de P em áreas de pastagem com diferentes declividades e na média dos dois anos. (Continua)..... 69
- Tabela 5 - Nível crítico de fósforo no solo em função de seu teor de argila para três grupos de culturas, determinado por Mehlich I..... 83
- Tabela 6 - Limite crítico ambiental de fósforo em solos catarinenses (LCA-P)<sup>(1)(2)</sup> em função do teor de argila do solo e da declividade do terreno. .... 84



## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	<b>21</b>
<b>2</b>	<b>OBJETIVOS</b> .....	<b>25</b>
2.1	<b>OBJETIVO GERAL</b> .....	<b>25</b>
2.2	OBJETIVO ESPECÍFICO .....	25
<b>3</b>	<b>REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	<b>27</b>
3.1	DINÂMICA DO FÓSFORO NO SOLO .....	27
3.2	FATORES ENVOLVIDOS NA TRANSFERÊNCIA DE FÓSFORO .....	29
3.3	METODOLOGIAS PARA AVALIAR O POTENCIAL DE TRANSFERÊNCIA DE FÓSFORO .....	36
3.4	LEGISLAÇÃO APLICADA AO CONTROLE DE POLUIÇÃO COM FÓSFORO....	38
<b>4</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	<b>41</b>
4.1	CARACTERIZAÇÃO DAS ÁREAS EXPERIMENTAIS .....	41
4.2	DESCRIÇÃO DOS TRATAMENTOS E CONDUTA EXPERIMENTAL.....	42
4.3	MÉTODO DE COLETA DE AMOSTRAS E ANÁLISES LABORATORIAIS .....	45
4.4	ANALISE ESTATÍSTICA DE DADOS .....	46
4.5	DETERMINAÇÃO DE COEFICIENTE DE AGRAVAMENTO PARA UM MODELO DE LIMITE CRÍTICO AMBIENTAL DE FÓSFORO PARA SOLOS CATARINENSES .....	47
<b>5</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	<b>51</b>
5.1	VISÃO GERAL SOBRE AS PERDAS DE FÓSFORO EM FUNÇÃO DAS PRECIPITAÇÕES PLUVIOMÉTRICAS .....	51
5.2	ESCOAMENTO SUPERFICIAL E PERDA DE SEDIMENTOS.....	53
5.3	PERDAS DE FRAÇÕES DE FÓSFORO EM FUNÇÃO DA DECLIVIDADE DO TERRENO E DOSE DE FÓSFORO .....	58
5.3.1	Fósforo dissolvido reativo.....	58
5.3.2	Fósforo biodisponível.....	64
5.3.3	Fósforo total.....	71
5.3.4	Participação relativa de frações de fósforo na quantidade total de fósforo perdido .....	75
5.4	PERDA DE FÓSFORO E POLUIÇÃO AMBIENTAL .....	76
5.5	COEFICIENTE DE AGRAVAMENTO PARA UM MODELO DE LIMITE CRÍTICO AMBIENTAL DE FÓSFORO PARA SOLOS CATARINENSES .....	78
<b>6</b>	<b>CONCLUSÃO</b> .....	<b>87</b>
<b>7</b>	<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....	<b>89</b>
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	<b>91</b>



## 1 INTRODUÇÃO

O estado de Santa Catarina é o maior produtor nacional de suínos, responsável por aproximadamente 27% da produção brasileira (ABPA, 2017). Essa atividade, que representa importante parte da produção agropecuária do estado, gera grande quantidade de resíduos, os dejetos líquidos de suínos (DLS). O destino mais comum destes resíduos é seu descarte em áreas de pastagens e grãos, visto a presença dos principais nutrientes requeridos pelas plantas e seu potencial fertilizante (CASSOL et al., 2001; LI et al., 2009; CQFS-RS/SC, 2016). No entanto, a aplicação de DLS em áreas sem revolvimento tem aumentado os níveis de nutrientes na superfície do solo e elevado o potencial de transferência desses de áreas agrícolas para os ambientes aquáticos (BAKER et al., 2017; BOITT et al., 2018; LOURENZI et al., 2015). Um agravante a essa situação são as características das unidades produtoras de suínos de Santa Catarina, em geral pequenas propriedades com declividade média de 22%, o que leva os produtores a realizar aplicações sucessivas de DLS em áreas vulneráveis à erosão hídrica (MARTINI, 2012). Entre os nutrientes passíveis de transferência, especial atenção é dada ao fósforo, por ser precursor do processo de eutrofização de recursos hídricos (CORRELL, 1998; SCHINDLER et al., 2016; ZHANG et al., 2017).

O fósforo é um nutriente essencial ao desenvolvimento vegetal, mas a preocupação com a poluição das águas por fósforo tem crescido ao redor do mundo, por ser difusa e difícil de ser remediada (CASSIDY; DOODY; WATSON, 2016; CORRELL, 1998; HEATHWAITE; QUINN; HEWETT, 2005; KLEINMAN et al., 2011). Essa situação tem incentivado o estudo das variáveis envolvidas na transferência de fósforo de áreas agrícolas para os ambientes aquáticos, propondo limites ambientais de fósforo em solos (ABBOUD et al., 2018; BORTOLON et al., 2016; CASSON et al., 2006; GATIBONI et al., 2015) e práticas de manejo para reduzir ou evitar esse tipo de perda (CULLUM et al., 2006; SCHUSTER et al., 2017).

De modo geral, as variáveis envolvidas na transferência de fósforo são divididas em dois grupos de fatores, os fatores ligados ao solo como fonte de fósforo e fatores de transporte do nutriente das áreas agrícolas para os ambientes aquáticos (HEATHWAITE; QUINN; HEWETT, 2005). Entre os principais fatores do solo como fonte estão a capacidade de adsorção do solo e o teor de fósforo disponível, já entre os fatores ligados ao transporte destacam-se o escoamento superficial, erosão e distância do corpo hídrico receptor. Esses fatores acabam se tornando variáveis em modelos que visam predizer o potencial de transferência de fósforo das áreas agrícolas. Entre esses modelos destacam-se o sistema norte americano denominado “P

index” e o modelo “NERM” utilizado em alguns países da Europa (HEATHWAITE; BURKE; QUINN, 2003; NELSON; SHOBER, 2011).

O sistema P index de modo geral classifica as áreas como possuindo baixo, médio, alto e muito alto risco de transferência de fósforo. De acordo com a classificação de uma área, podem haver algumas restrições à aplicação de fósforo, as quais vão desde a ausência de restrição até a proibição total de futuras aplicações (BECHMANN; KROGSTAD; SHARPLEY, 2005; BUCZKO; KUCHENBUCH, 2007; HECKRATH et al., 2008; SHARPLEY et al., 2017; VAN BOCHOVE et al., 2006). Já o sistema NERM consiste em uma matriz de duas entradas, sendo uma a componente dos fatores de solo fonte e outra dos fatores de transporte, e para cada par de condições a área é classificada e restrições são impostas, similarmente ao apresentado para o P index (HEATHWAITE; BURKE; QUINN, 2003). Contudo, para se construir um método complexo, a exemplo do P index, é necessária uma vasta base de dados referentes a cada fator envolvido na transferência de fósforo, fato muito distante da realidade catarinense e brasileira.

Mesmo assim, alguns trabalhos tentam aplicar esses modelos às condições brasileiras, apresentando resultados promissores (COUTO et al., 2015, 2018; OLIVEIRA et al., 2010). No entanto, a alta complexidade para a obtenção das variáveis de entrada desses modelos limita o acesso dessa ferramenta aos produtores e profissionais da assistência técnica. Em contrapartida, modelos com abordagens mais amigáveis aos usuários, que utilizam variáveis disponíveis nos laudos de análise de solos, tem ganhado espaço (BORTOLON et al., 2016; GATIBONI et al., 2015). Entre esses, destaca-se o modelo de limite crítico ambiental de fósforo em solos catarinenses proposto por Gatiboni et al. (2015), já incorporado à legislação catarinense que versa sobre a suinocultura (FATMA, 2014).

A atividade suinícola em Santa Catarina tem sido regulada pela Fundação do Meio Ambiente (FATMA) desde os anos 2000. Inicialmente, a aplicação de DLS era limitada a  $50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  pela instrução normativa número 11 da FATMA, mas a ausência de critérios técnicos e a percepção da necessidade de rever essa regulamentação culminou em limitar a aplicação destes resíduos com base na necessidade de fósforo das culturas (FATMA, 2014). O modelo proposto por Gatiboni et al. (2015) e utilizado pela FATMA como teor limite de fósforo no solo, utiliza apenas a variável teor de argila do solo para determinar a capacidade de suporte de fósforo do solo antes de haver transferência excessiva para a solução. Outros trabalhos dessa natureza são encontrados na literatura e utilizam a calibração de métodos de rotina utilizados na determinação da disponibilidade de fósforo para prever o risco ambiental, fazendo correlações com o fósforo extraído com água ou  $\text{CaCl}_2$ . Em comum, esses trabalhos propõem

um teor limite de fósforo para diferentes solos, abaixo do qual não haveria transferência excessiva deste elemento para outros locais.

Apesar da relativa facilidade em se determinar o teor limite de fósforo no solo usando as estratégias recém mencionadas, estes métodos levam em consideração apenas a saturação dos sítios de sorção do solo pelo fósforo, sendo necessário também adicionar no modelo fatores ligados ao transporte desse elemento. Muitos fatores são responsáveis pela transferência de quantidades significantes de fósforo para o ambiente, fora do local de interesse, antes mesmo de haver saturação dos sítios de sorção das camadas superficiais do solo, entre os quais destaca-se a declividade do terreno (BORDA et al., 2014; BOURAIMA; HE; TIAN, 2016; YANG et al., 2015). A declividade do terreno tem impacto na capacidade de transporte de fósforo de uma área, sendo fator comum em equações de predição de perda de solo e água, como na equação universal de perda de solo (Universal Soil Loss Equation - USLE) e na sua revisão (Revised Universal Soil Loss Equation - RUSLE) (LIU; NEARING; RISSE, 1994; NEARING, 1997). O fator declividade está diretamente relacionado com as perdas de solo e água (KHAN et al., 2016; MAHMOODABADI; SAJJADI, 2016; MORBIDELLI et al., 2016; SHARPLEY, 1985), sendo que a magnitude dessas perdas deve ser considerada para a construção de modelos de predição de transporte de fósforo (HEATHWAITE; BURKE; QUINN, 2003; SHARPLEY et al., 2003), uma vez que este pode estar sendo transferido em diferentes formas junto à água do escoamento.

O conhecimento das formas de fósforo perdidas também se faz importante pois o impacto ambiental de cada uma delas é variado. Formas prontamente disponíveis como o fósforo solúvel reativo, por exemplo, tem impacto imediato sobre a qualidade de água. Enquanto isso, formas recalcitrantes associadas aos minerais de argila não apresentam impacto imediato, mas podem se tornar disponíveis com o passar do tempo. Solos argilosos tem maior capacidade de manter o fósforo em formas mais estáveis e com isso minimizam a quantidade em solução, passível de perda (GÉRARD, 2016; IGE et al., 2005; OLIVEIRA et al., 2014). Apesar de manter o fósforo menos disponível, as partículas de solos argilosos submetidos à aplicações frequentes de fertilizantes fosfatados são mais ricas em fósforo e com isso a perda de solo por erosão constitui uma rota importante de transferência de fósforo para fora do ambiente de produção (RUBÆK et al., 2013; SHARPLEY, 1980). Se aproximarmos estas características da situação em que os DLS são aplicados nas lavouras em Santa Catarina, podemos entender a grandeza do problema. A adubação realizada, quase que exclusivamente em superfície, satura os sítios de sorção dessa camada do solo, sendo também a mais suscetível às perdas por escoamento superficial e erosão, principalmente em relevos declivosos.



O limite ambiental de fósforo no solo proposto por Gatiboni et al. (2015) considera apenas um fator ligado ao solo como fonte, que é o teor de argila. Entretanto, existe a possibilidade de haver transferência de fósforo antes mesmo de atingir o limite estipulado, caso houver transporte do mesmo por escoamento superficial. Assim, faz-se necessário adicionar ao modelo uma variável ligada ao transporte de fósforo, que consiga ao mesmo tempo representar o risco de transferência e ser fácil de determinar a campo, mantendo a característica de ser amigável ao usuário e de fácil aplicação.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 OBJETIVO GERAL**

Determinar um coeficiente de agravamento para o modelo de limite crítico ambiental de fósforo em solos catarinenses, associado ao transporte de fósforo por escoamento superficial de áreas agrícolas, com diferentes declividades e teores de argila, para ambientes aquáticos.

### **2.2 OBJETIVO ESPECÍFICO**

Quantificar a perda de frações de fósforo por escoamento superficial a partir de áreas de pastagem perene em função da aplicação de doses de fósforo, em áreas com diferentes declividades.



### 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1 DINÂMICA DO FÓSFORO NO SOLO

O fósforo é um nutriente essencial aos seres vivos por ser constituinte das membranas celulares, do DNA e de moléculas energéticas utilizadas na transferência de energia (FRAUSTO DA SILVA; WILLIAMS, 2001). Sua importância para o desenvolvimento e produção vegetal é bem estabelecido, fazendo parte do conjunto de nutrientes absorvidos e exportados em maior quantidade pelas plantas (TAIZ et al., 2015). No entanto, a aplicação de fósforo via fertilizantes, para atender a demanda das culturas agrícolas, é realizada em doses muito superiores às suas exigências, devido à baixa eficiência das adubações (DHILLON et al., 2017; ROBERTS; JOHNSTON, 2015; VENEKLAAS et al., 2012). A baixa eficiência da adubação fosfatada está relacionada às reações do elemento no solo, que reduzem sua mobilidade e disponibilidade para as plantas. As principais reações envolvidas na disponibilidade de fósforo são sua quimiossorção em compostos pouco solúveis com ferro e alumínio em condições de elevada acidez (GYPSER et al., 2017) ou com cálcio em condições de pH elevado (LUO et al., 2017), e a adsorção na superfície de minerais de argila e óxi-hidróxidos de ferro e alumínio (GÉRARD, 2016; GYPSER et al., 2017).

A mineralogia da fração argila tem elevada influência sobre a adsorção de fósforo, sendo esta maior à medida que decresce a cristalinidade dos minerais envolvidos, devido ao aumento da área superficial dos mesmos e com isso a exposição de sítios de adsorção (BORTOLUZZI et al., 2015; FINK et al., 2016; GÉRARD, 2016; GYPSER et al., 2017). Um dos principais fatores ligados a redução da cristalinidade dos minerais de argila é o teor de matéria orgânica do solo (ABDALA et al., 2015; BORTOLUZZI et al., 2015; FINK et al., 2016; PEDRON et al., 2018).

A disponibilidade de fósforo não está ligada somente a reações de precipitação e de química de superfície, havendo participação ativa da matéria orgânica do solo, muito além dos seus efeitos na redução da cristalinidade de minerais. O fósforo compõe aproximadamente 2% da matéria orgânica do solo (BÜNEMANN, 2015; RANDRIAMANANTSOA et al., 2015), sendo que em média 50% do fósforo total pode ser encontrado em formas orgânicas no solo (CHEN et al., 2015; GATIBONI et al., 2017). A disponibilidade das formas orgânicas de fósforo para as plantas é governada principalmente pela biomassa microbiana do solo, que pode disponibilizar fósforo ao mineralizar compostos orgânicos ou imobilizá-lo da solução para atender suas necessidades (BÜNEMANN et al., 2012; TURNER et al., 2013;

RANDRIAMANANTSOA et al., 2015; DALL'ORSOLETTA et al., 2016). Os compostos orgânicos contendo fósforo apresentam diferentes graus de labilidade, ou seja, apresentam diferentes graus de resistência à ação microbiana (CHEN et al., 2015; DARCH et al., 2016; DE OLIVEIRA et al., 2015). A biomassa microbiana é sensível a condições edafoclimáticas, apresentando desenvolvimento ótimo em condições amenas de temperatura e umidade (BÜNEMANN et al., 2013; LIEBISCH et al., 2013). Esses fatores interferem na quantidade e na velocidade de ciclagem de fósforo, dificultando a capacidade de predição de sua participação na disponibilidade para as plantas (DAMON et al., 2014; DARCH et al., 2016; GATIBONI et al., 2017).

O fósforo orgânico é reconhecido como uma importante fonte de fósforo para as plantas (GATIBONI et al., 2017; TIECHER et al., 2018; TIECHER; DOS SANTOS; CALEGARI, 2012), principalmente em ecossistemas naturais (DARCH et al., 2016; DE OLIVEIRA et al., 2015; TURNER et al., 2013). Contudo, a ciclagem de fósforo orgânico perde importância quando consideramos sistemas agrícolas, com aplicação de altas doses de fósforo em formas inorgânicas, onde as plantas em geral apresentam ciclos rápidos, comparados aos sistemas naturais, havendo exportação frequente do nutriente do sistema (DAMON et al., 2014; DEISS et al., 2016; SHI et al., 2013; TIECHER; DOS SANTOS; CALEGARI, 2012). Assim, apesar da importância de entender todos os processos envolvidos na dinâmica do fósforo no solo, há a necessidade de elencar os principais para atender à necessidade das plantas cultivadas e garantir a rentabilidade da produção agrícola.

Em solos tropicais e subtropicais, o principal fator relacionado à disponibilidade de fósforo, levado em consideração em sistemas de recomendação de adubação, é o teor de argila (COX, 1994; CQFS-RS/SC, 2016; GÉRARD, 2016). De modo geral é estabelecido que solos argilosos necessitam de doses de fósforo superiores a solos arenosos para manter quantidades equivalentes do nutriente disponível para as plantas. Devido à baixa disponibilidade natural de fósforo nos solos ácidos tropicais e subtropicais e ao maior grau de intemperismo, são necessárias aplicações de altas doses do nutriente para elevar seus níveis no solo. Essa prática tem sido realizada no Brasil desde a década de 70, resultando em aumento dos níveis de fósforo no solo de áreas agrícolas (WITHERS et al., 2018).

O aumento do teor de fósforo no solo aumenta a saturação do solo com o elemento, ou seja, a relação entre a quantidade existente e a capacidade máxima de adsorção (ABBOUD et al., 2018; ABDALA et al., 2012; BOITT et al., 2018), reduzindo a energia de ligação desse e, conseqüentemente, aumentando a concentração de fósforo na solução de equilíbrio entre solo e solução (ABBOUD et al., 2018; BORTOLON et al., 2016; CASSON et al., 2006; GATIBONI

et al., 2015). Por conta desse efeito recomenda-se a aplicação de fósforo de maneira concentrada na linha de semeadura, criando zonas de alta disponibilidade (ROBERTS; JOHNSTON, 2015; CQFS-RS/SC, 2016). Ao elevar os teores de fósforo no solo a níveis adequados para o desenvolvimento e produção vegetal, denominado nível crítico de fósforo, há pouca expectativa de resposta às aplicações adicionais do nutriente (ROBERTS; JOHNSTON, 2015; CQFS-RS/SC, 2016; WEINGARTNER et al., 2018). A partir desta situação, são recomendadas doses de fósforo apenas para a manutenção dos níveis no solo e a reposição da quantidade exportada pela produção (ROBERTS; JOHNSTON, 2015; CQFS-RS/SC, 2016). Mesmo assim, é comum a aplicação de altas doses de fósforo em áreas agrícolas não responsivas e, por isso, os teores de fósforo no solo tendem a continuar aumentando.

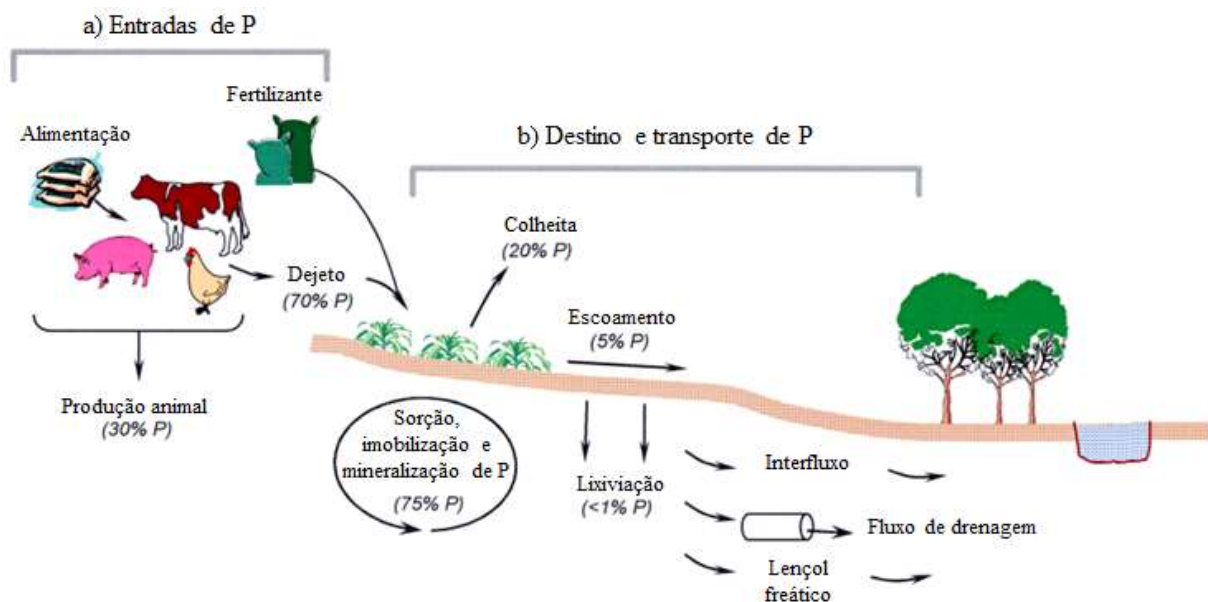
### 3.2 FATORES ENVOLVIDOS NA TRANSFERÊNCIA DE FÓSFORO

O aumento dos teores de fósforo no solo acima dos níveis de exigências das culturas provoca preocupações com a exportação de fósforo para fora das áreas agrícolas, especificamente para o aumento da concentração desse elemento nos ambientes aquáticos. Nesses ambientes, assim como em solos naturais, o fósforo também é limitante, controlando a capacidade de produção de biomassa das algas e cianobactérias (CORRELL, 1998; SCHINDLER et al., 2016; SMITH; JOYE; HOWARTH, 2006). Outros nutrientes como nitrogênio e carbono também são necessários para o desenvolvimento microbiano em ambiente aquáticos, mas esses podem ser fixados a partir da atmosfera pelos processos de fotossíntese e fixação biológica de nitrogênio (DODDS; SMITH, 2016; SCHINDLER et al., 2016; SMITH; JARVIE; BOWES, 2017). Sendo assim, o fósforo é o único nutriente essencialmente geoquímico, considerado precursor do processo de eutrofização (CORRELL, 1998; SCHINDLER et al., 2016; ZHANG et al., 2017). Problemas com eutrofização tem sido uma preocupação crescente ao redor do mundo (JARVIE et al., 2013; SMITH; JOYE; HOWARTH, 2006; WANG et al., 2016; ZHANG et al., 2017), despertando a atenção quanto a transferência de fósforo de áreas agrícolas para ambientes aquáticos, por ser considerado um tipo de poluição difusa e difícil de ser controlada (CASSIDY; DOODY; WATSON, 2016; CORRELL, 1998; HEATHWAITE; QUINN; HEWETT, 2005; KLEINMAN et al., 2011).

A preocupação com a transferência de fósforo de áreas agrícolas para ambientes aquáticos tem incentivado o estudo das variáveis envolvidas nesse processo. A figura 1 ilustra as principais formas de entrada, destino e transporte de fósforo em sistemas agrícolas. Segundo Heathwaite et al. (2005) a transferência de fósforo para ambientes aquáticos está relacionada

com dois grupos de fatores principais, sendo eles: fatores relacionados ao solo como fonte de contaminação e fatores envolvidos no transporte do contaminante das áreas fonte para os recursos hídricos. Os fatores ligados a fonte são o teor e saturação de fósforo do solo, forma de adubação utilizada, quantidade aplicada, modo e época de aplicação, entre outros. Já os fatores ligados ao transporte de fósforo são o manejo do solo, erosão, escoamento superficial, drenagem subsuperficial, distância do corpo hídrico receptor, características das precipitações pluviométricas como volume, intensidade e frequência, entre outros.

Figura 1 - Fatores envolvidos na entrada, destino e transporte de fósforo (P) em sistemas agrícolas<sup>(1)</sup>.



Fonte: SHIGAKI, F; SHARPLEY, A; PROCHNOW, L. I. Animal-based agriculture, phosphorus management and water quality in Brazil: Options for the future. *Scientia Agricola*, v. 63, n. 2, p. 194–209, 2006.

<sup>1</sup>Os números entre parênteses representam a entrada média estimada de P na alimentação animal e fertilizante e a saída de P na produção animal (a) e entrada de P via dejetos e seu destino no solo, cultura e transporte (b).

Com o aumento do teor de fósforo no solo há saturação dos sítios de adsorção desse, permitindo um maior equilíbrio do nutriente da solução com o sorvido, aumentando a quantidade do nutriente em solução (ABBOUD et al., 2018; BORTOLON et al., 2016; CASSON et al., 2006; GATIBONI et al., 2015; PIZZEGHELLO et al., 2016). Quando em solução, o fósforo fica passível de ser transportado com a água, seja por escoamento superficial ou drenagem subsuperficial (DJODJIC; BÖRLING; BERGSTRÖM, 2004; SHARPLEY, 1995). Por esse motivo, diversos autores têm proposto teores limite de fósforo no solo a partir do qual há intensificação no aumento da quantidade do nutriente em solução (ABBOUD et al., 2018; BORTOLON et al., 2016; CASSON et al., 2006; GATIBONI et al., 2015). Essa

abordagem vem sendo considerada em razão da análise de solo já ser uma prática usual dentre os agricultores.

Embora a quantificação dos teores de fósforo em solos seja uma prática bastante difundida para estimar a disponibilidade do nutriente para as plantas, ainda não há uma metodologia adotada universalmente como padrão, já que há uma grande variedade de métodos de rotina, dentre eles os métodos Mehlich I, Mehlich III, Resina de troca aniônica, Bray I e Olsen. Apesar de terem sido criados para estimar a quantidade de fósforo disponível para as plantas, esses métodos apresentam correlações elevadas com a quantidade de fósforo perdida das áreas agrícolas (GHOSH; BARBOSA; DA SILVA, 2011; PIZZEGHELLO et al., 2016; POTE et al., 1996). No entanto, os métodos de rotina foram criados para fins agronômicos, apresentando princípios de extração que tentam simular a capacidade de extração para as plantas em um dado solo e, portanto, variam conforme os fatores que governam a disponibilidade do nutriente nas regiões para as quais foram calibrados. Ou seja, a utilização de um método de rotina para a predição de perdas de fósforo tem limitações regionais (GARTLEY; SIMS, 1994).

O grau de saturação de fósforo do solo, por outro lado, tem sido uma variável bastante explorada em pesquisas que visam prever o potencial de perdas, com o apelo de ter uma aplicabilidade mais abrangente que os métodos de rotina (ABDALA et al., 2012; PAUTLER; SIMS, 2000; SHARPLEY, 1995). Ao relacionar a quantidade de fósforo presente no solo com a capacidade máxima de adsorção do solo é possível, através de calibração prévia, determinar em que grau de saturação há um aumento vertiginoso da concentração em solução. Por utilizar a capacidade máxima de adsorção de fósforo do solo como parâmetro, o grau de saturação acaba englobando todos os aspectos inerentes às reações do fósforo no solo (ABDALA et al., 2012). Porém, determinar a capacidade máxima de adsorção de fósforo do solo para se obter o grau de saturação é um processo dispendioso e, por isso, outros métodos têm sido propostos. Estes métodos visam determinar em uma única extração os principais agentes responsáveis pela adsorção de fósforo, entre eles a determinação de fósforo, ferro e alumínio em oxalato de amônio, ditionito de sódio ou até mesmo em alguns métodos de rotina (ABBOUD et al., 2018; BORTOLON et al., 2016; CASSON et al., 2006; PIZZEGHELLO et al., 2016). Assim como os métodos de rotina, os métodos de estimativa do grau de saturação têm se mostrado promissores na predição da concentração de fósforo em solução.

As relações entre o teor ou mesmo o grau de saturação do solo com fósforo, e as perdas desse elemento de áreas agrícolas diminuem logo após a aplicação de fertilizantes fosfatados (LIU et al., 2012; SHARPLEY et al., 2001). Isso demonstra que existem outras variáveis ligadas



ao solo como fonte de contaminação além de sua quantidade de fósforo. Uma dessas variáveis é a fonte de adubação utilizada. Apesar de não haver relatos da distinção entre o fósforo que atinge um recurso hídrico ser proveniente de áreas fertilizadas com adubo mineral ou orgânica, quanto a seu impacto na qualidade da água, é dada atenção especial àquelas áreas que recebem resíduos orgânicos como fonte de nutrientes. Isso se deve a diversos fatores, entre eles, aplicações sucessivas nas mesmas áreas, aplicações superficiais e desbalanço dos nutrientes presentes nos resíduos com relação à demanda das culturas, aumentando o risco de perdas em áreas que utilizam adubação orgânica (BORDA et al., 2014). Por serem de modo geral diluídos, principalmente os dejetos líquidos, quando comparados aos adubos minerais, os resíduos animais têm um custo de transporte elevado, limitando sua aplicação às áreas adjacentes de onde são produzidos e culminando em aplicações sucessivas nas mesmas áreas (KEPLINGER; HAUCK, 2006).

Como esses resíduos são apresentados na forma sólida, líquida ou pastosa, com alto teor de umidade, a aplicação superficial é o modo mais econômico e tradicionalmente empregado no Brasil. Aplicações na superfície do solo acabam enriquecendo a camada mais susceptível a perda por erosão e escoamento superficial (BAKER et al., 2017; BOITT et al., 2018; LOURENZI et al., 2015). Além disso, diferentemente dos adubos minerais “NPK”, que apresentam fórmulas balanceadas conforme a necessidade das culturas, os resíduos animais têm concentrações similares de macronutrientes primários (CASSOL et al., 2001; LI et al., 2009; CQFS-RS/SC, 2016). Assim, quando resíduos orgânicos são aplicados para suprir a necessidade das plantas por nitrogênio, por exemplo, há aplicação muitas vezes superior às necessidades de fósforo (KLEINMAN et al., 2015), por esse ser requerido em menor quantidade.

Porém, vale salientar que os mesmos processos supracitados, referentes a utilização de fertilizantes orgânicos, podem ser estendidos para os fertilizantes minerais caso a quantidade final de fósforo e a forma de aplicação forem equivalentes (HEATHWAITE et al., 2005). Tal fato nos remete aos próximos fatores do solo, como fonte de contaminação, dose, modo e época de aplicação de fertilizantes. Doses elevadas de fertilizantes fosfatados aumentam o teor e grau de saturação de fósforo no solo e, conseqüentemente, o potencial poluente dos mesmos. No entanto, na maioria dos casos os limites ambientais de fósforo no solo são superiores aos limites agronômicos (ABDALA et al., 2012; BAI et al., 2013; BAKER et al., 2017; BOITT et al., 2018; GATIBONI et al., 2015; LOURENZI et al., 2015). Assim, o aumento das perdas em função da dose de adubação está intrinsecamente relacionado, na maioria dos casos, com aplicações de quantidades acima da necessidade das culturas (BAI et al., 2013; KLEINMAN et al., 2015).

O modo de aplicação também é importante, pois em função desse manejo o fósforo aplicado será diluído em quantidades diferentes de solo (LIU et al., 2012). Aplicações superficiais, por exemplo, diluem o fósforo em um volume muito reduzido de solo, o que associado a sua baixa mobilidade, acarretam na concentração do nutriente na camada mais vulnerável ao transporte (BOITT et al., 2018; LOURENZI et al., 2015). Quando aplicado na linha de semeadura, apesar de existir regiões de alta concentração, o fósforo é incorporado em uma camada menos vulnerável ao transporte (SCHUSTER et al., 2017; SHARPLEY, 1985; YANG et al., 2015). Já em sistemas com revolvimento do solo, o fósforo é diluído em um maior volume de solo e exposto a maior quantidade de sítios de adsorção, reduzindo sua saturação nas regiões que interagem com o escoamento (LIU et al., 2012; SCHUSTER et al., 2017). Schuster et al. (2017) testaram os efeitos de modos de aplicação de dejetos líquidos de suínos sobre a qualidade da água e encontraram redução significativa dos teores de fósforo no escoamento quando o material foi injetado, comparativamente à aplicação superficial.

Outra variável a ser considerada para o solo como fonte de contaminação é a época de aplicação de nutrientes. Aplicações de fertilizantes realizadas em épocas onde o solo se encontra com pouca cobertura, após o corte de uma pastagem perene por exemplo, podem favorecer o transporte de nutrientes (MCCONNELL et al., 2013). Ainda, aplicações em momentos que não há plantas de interesse se desenvolvendo na área, e com isso menor absorção de nutrientes, além de reduzirem consideravelmente a eficiência da adubação (ROBERTS; JOHNSTON, 2015; SIMPSON et al., 2011), permitem que os nutrientes fiquem expostos, desnecessariamente, aos processos de perdas (KING et al., 2015). Porém, com exceção de culturas perenes, esse tipo de situação é muitas vezes inevitável, principalmente em áreas extensas. Uma alternativa é evitar aplicações em épocas com previsão de chuva eminente, pois a perda de nutrientes é maior quanto mais próxima a aplicação de nutrientes for do evento que ocasione seu transporte (CHEROBIM; HUANG; FAVARETTO, 2017; SCHUSTER et al., 2017).

Os fatores ligados ao solo como fonte de contaminação expressam apenas parte do problema, pois mesmo uma área com alto potencial contaminante só acarretará algum dano se o fósforo for transferido desse local para o corpo hídrico receptor. O transporte de fósforo de áreas agrícolas pode ser influenciado pelo manejo do solo, como se há ou não revolvimento, presença de cobertura vegetal ou de obras conservacionistas. Para melhor entendimento desses processos podemos separar as perdas de fósforo em dois compartimentos: o fósforo ligado aos sedimentos e o fósforo solúvel, esteja esse em forma orgânica ou inorgânica. O transporte de fósforo ligado ao sedimento está diretamente relacionado às perdas de solo por erosão, enquanto

as formas solúveis ao escoamento superficial (BOL et al., 2016; BOURAIMA; HE; TIAN, 2016; HANSEN et al., 2002).

O fósforo solúvel está prontamente disponível para a ação microbiana apresentando um impacto imediato sobre a qualidade da água, enquanto o fósforo ligado aos sedimentos pode apresentar variações quanto a seu equilíbrio com o meio. Formas de fósforo em equilíbrio rápido com a solução podem ser consideradas biodisponíveis, tamponando a quantidade de fósforo em solução. Já formas em equilíbrio lento com a solução, associadas principalmente a oxi-hidroxídeos de ferro e alumínio e minerais de argila, tem seu efeito sobre a qualidade da água determinados por reações de oxirredução, sendo solubilizados em condições anóxicas.

Sistemas de manejo conservacionistas com baixa ou nenhuma mobilização de solo reduzem o transporte de solo e sedimentos e com isso de fósforo ligados a esses (BERTOL et al., 2013; CHEROBIM; HUANG; FAVARETTO, 2017; RAMOS et al., 2016). Mesmo assim, a perda de água entre sistemas com e sem revolvimento são semelhantes, e o transporte de formas solúveis de fósforo é pouco afetado pelo manejo (CHEROBIM; HUANG; FAVARETTO, 2017). Por outro lado, como supracitado, em sistemas com mobilização há a diluição do fósforo em um maior volume de solo, reduzindo seu teor na zona de interação entre o solo e escoamento (SCHUSTER et al., 2017; TIECHER et al., 2018; TIECHER; DOS SANTOS; CALEGARI, 2012), sendo o revolvimento uma prática recomendada em algumas situações onde há altos teores do elemento nas camadas superficiais (GUARDINI et al., 2012; SHARPLEY, 2003). No entanto, solos revolvidos estão mais propensos à erosão e, com isso, maior a perda de formas de fósforo ligadas aos sedimentos (CHEROBIM; HUANG; FAVARETTO, 2017), devendo esta prática ser recomendada somente quando hajam outras estratégias de manejo conservacionista do solo associadas, para evitar a erosão, potencializada pelo revolvimento.

Além do revolvimento, a quantidade de cobertura vegetal presente sobre o solo influencia no transporte de fósforo para o ambiente (KHAN et al., 2016). A cobertura vegetal age reduzindo a energia cinética da gota de chuva que atinge o solo e com isso reduz a desagregação e transporte de sedimentos (EL KATEB et al., 2013; KHAN et al., 2016; LI et al., 2009). A cobertura vegetal, ainda, aumenta a infiltração de água no solo, resultando em redução do volume e aumento do tempo para o início do escoamento (EL KATEB et al., 2013; KHAN et al., 2016; MCLAUGHLIN; BROWN, 2006). A presença de obras conservacionistas, como terraços agrícolas e cordões de vegetação, utilizados para o controle da erosão, também afetam o transporte de fósforo, principalmente aquele ligado aos sedimentos (BERTOL et al., 2014; BLANCO-CANQUI et al., 2004; DODD; SHARPLEY, 2016). Muitas pesquisas têm

avaliado a eficiência de cordões de vegetação como medida mitigatória para o controle das perdas de fósforo em áreas consideradas de alto risco, apresentando resultados promissores (BLANCO-CANQUI et al., 2004; DARCH et al., 2015; DODD; SHARPLEY, 2016; MAYNARD; O'GEEN; DAHLGREN, 2009; SCHOUMANS et al., 2014). Mesmo assim, é necessário considerar as transformações do elemento nesses ambientes, pois ao invés de reduzir as perdas pode simplesmente ocorrer mudança na forma como o fósforo é perdido (DARCH et al., 2015; DODD; SHARPLEY; BERRY, 2018).

Além da erosão e escoamento superficial, o fósforo pode ser perdido por drenagem subsuperficial ou lixiviação, em solos bem drenados ou mesmo com saturação de fósforo muito elevada (ABDALA et al., 2012; DJODJIC; BÖRLING; BERGSTRÖM, 2004; SHARMA; BELL; WONG, 2017). Neste tocante, todos os fatores que influenciam a infiltração de água no solo acabam influenciando o transporte de fósforo, tais como, textura do solo, agregação, declividade, entre outros (GIROTTO et al., 2013; LIU et al., 2012). Solos mais argilosos por exemplo, por apresentarem uma maior capacidade de adsorção, são menos propensos a perdas por lixiviação que solos arenosos (GATIBONI et al., 2015). Porém, solos com boa agregação, característica comum em solos argilosos, podem apresentar caminhos preferenciais de drenagem, favorecendo as perdas de fósforo por lixiviação (DJODJIC; BÖRLING; BERGSTRÖM, 2004; LIU et al., 2012). Outro fator a considerar é a declividade, pois solos declivosos acabam tendo menor tempo de retenção de água sobre a superfície, o que reduz a infiltração e a perda de fósforo por lixiviação (DOS SANTOS et al., 2017; ESSIG et al., 2009; KHAN et al., 2016; MORBIDELLI et al., 2018). Porém, à medida que se reduz a lixiviação de fósforo, aumenta-se o potencial de perda por escoamento superficial (ESSIG et al., 2009; MAZAHERI; MAHMOODABADI, 2012).

Outras variáveis a serem consideradas quando se trata de transferência de fósforo dizem respeito ao transportador desse elemento através do ambiente, as precipitações pluviométricas. Características das precipitações como volume, frequência e intensidade estão diretamente relacionadas a quantidade de solo e água perdidas (DOS SANTOS et al., 2017) e inerentemente com as formas de fósforo associadas a essas perdas (BERTOL et al., 2010).

Mesmo o fósforo sendo perdido da área fonte por escoamento em formas solúveis ou ligado a partículas de solo e sedimentos, deve-se considerar a distância que o nutriente necessita percorrer para atingir o corpo hídrico receptor. Quanto maior a distância e menor a conectividade entre a área fonte e o corpo hídrico receptor, menor a probabilidade do fósforo atingi-lo, reduzindo o risco de contaminação (BUCHANAN et al., 2013; CASSIDY; DOODY; WATSON, 2016; DOS SANTOS et al., 2017; HEATHWAITE; QUINN; HEWETT, 2005;

KLEINMAN et al., 2015; SCHOUMANS et al., 2014). Isso ocorre pois ao longo do caminho pode haver sedimentação, infiltração, adsorção ou absorção de fósforo por plantas e microrganismos, imobilizando o mesmo (DARCH et al., 2015; DODD; SHARPLEY; BERRY, 2018; KISTNER et al., 2013; WAN, 2017; WILSON et al., 2016; ZHANG et al., 2015).

Apesar de haver uma série de fatores envolvidos no transporte de fósforo, podemos elencar intuitivamente os mais importantes, que influenciam concomitantemente o maior número de variáveis, sendo estes o teor de argila e a declividade. O teor de argila por influenciar características intrínsecas do solo como agregação, estruturação, infiltração, drenagem e retenção de água no solo (BERTOL et al., 2015; COX, 1994; COX et al., 2003; DJODJIC; BÖRLING; BERGSTRÖM, 2004; HEATHWAITE; QUINN; HEWETT, 2005; LIU et al., 2012; MAZAHERI; MAHMOODABADI, 2012) e a declividade por estar relacionada ao movimento de água no solo, como retenção superficial, infiltração, escoamento e profundidade efetiva de interação solo-escoamento (ESSIG et al., 2009; KHAN et al., 2016; LIU et al., 2015a; MAHMOODABADI; SAJJADI, 2016; MORBIDELLI et al., 2018; SHARPLEY, 1985; SHEN et al., 2016; WANG et al., 2017; YANG et al., 2015).

### 3.3 METODOLOGIAS PARA AVALIAR O POTENCIAL DE TRANSFERÊNCIA DE FÓSFORO

Como apresentado até aqui, existem inúmeras variáveis que podem contribuir em diferentes graus para a transferência de fósforo de áreas agrícolas para os ambientes aquáticos, e muitas vezes, uma mesma característica pode influenciar positiva e negativamente esse processo. Assim, uma área com alto teor de fósforo pode não apresentar risco de transferência e outra com teores baixos de fósforo ter um alto potencial de transferência. Por esse motivo, é necessário analisar caso a caso as condições ambientais e de manejo de uma área agrícola para estabelecer seu potencial poluidor.

O entendimento dessas particularidades, levou ao surgimento de iniciativas para regulamentação da quantidade de fósforo aplicada em áreas agrícolas, conforme o risco de transferência apresentado por cada área. Em países como EUA, Canadá e União Européia, essas regulamentações tardam da década de 90 (USDA-NRCS, 2011) e levam em consideração diversos aspectos ligados a transferência de fósforo de áreas agrícolas para os ambientes aquáticos. Para isso são avaliados fatores ligados ao solo como fonte, entre eles: teor e saturação de fósforo no solo, fonte e forma de aplicação, quantidade de nutriente aplicada e exportada e fatores ligados ao transporte, como perda de solo e de nutrientes por erosão, distância do corpo

hídrico receptor, manejo do solo, existência de medidas mitigatórias como terraços e cordões de vegetação, entre outros (HEATHWAITE; BURKE; QUINN, 2003; HECKRATH et al., 2008; HEWETT et al., 2004; NELSON; SHOBER, 2011; OSMOND et al., 2012; SHARPLEY et al., 2017).

Atualmente nos EUA, Canadá e alguns países da Europa, esses fatores acabam compondo um sistema chamado de índice de fósforo ou “P index”, na nomenclatura em inglês, onde ganham pesos quanto sua participação na transferência de fósforo de uma determinada área (BECHMANN; KROGSTAD; SHARPLEY, 2005; BUCZKO; KUCHENBUCH, 2007; HECKRATH et al., 2008; SHARPLEY et al., 2017; VAN BOCHOVE et al., 2006). Dependendo da nota que uma área recebe dentro do sistema, esta é classificada como tendo desde baixo até muito alto risco de transferência de fósforo. Para cada classe de risco são propostas diferentes restrições de manejo, que vão desde a ausência de restrição até a proibição de qualquer aplicação adicional de fósforo. Em alguns países da Europa, como Inglaterra, é utilizado uma matriz de risco de exportação de nutrientes, “NERM” na sigla em inglês, que consiste em uma matriz de duas entradas que, assim como o P index, relaciona características do solo como fonte de fósforo e o potencial de transferência de fósforo das áreas agrícolas para os ambientes aquáticos (HEATHWAITE; BURKE; QUINN, 2003; HEWETT et al., 2004).

O modelo P index foi proposto inicialmente por Lemunyon; Gilbert (1993) e, para esses autores, o P index era calculado pela soma das variáveis envolvidas na transferência de fósforo multiplicadas pelo valor correspondente a sua participação no processo de transferência de determinada área. Desde então o modelo P index vem sendo atualizado, passando de fatores aditivos para multiplicativos, onde as variáveis relacionadas à fonte são calculadas separadamente das variáveis ligadas ao transporte, sendo o resultado do P index a multiplicação dos fatores fonte e transporte (GBUREK et al., 2000; SHARPLEY et al., 2003). Os modelos multiplicativos inseriram ao P index a noção de que áreas com altos teores de fósforo só acarretariam contaminação se houvesse o transporte e vice-versa (NELSON; SHOBER, 2011). O modelo P index evolui ainda da multiplicação entre fatores fonte e transporte para a multiplicação de componentes, sendo cada componente a multiplicação de um fator fonte por um fator de transporte e sua interação (BOLSTER et al., 2012). Essa modificação inseriu ao sistema a ideia de que cada variável fonte tem interação diferente com as variáveis relacionadas ao transporte (NELSON; SHOBER, 2011).

Outras modificações do modelo P index incluem a revisão dos pesos dados às variáveis envolvidas no processo, a alteração de variáveis categóricas para variáveis contínuas, a alteração de índice de risco para quantidade de fósforo perdida, substituição de fatores fontes

por fatores ligados a boas práticas de manejo e, por fim, a utilização de sistemas avançados de modelagem (BOLSTER et al., 2012; JOHNSON; OSMOND; HODGES, 2005; KETTERINGS et al., 2017; NELSON et al., 2017; NELSON; SHOBER, 2011; OSMOND et al., 2017). No entanto, os sistemas P index utilizados nos EUA variam de estado para estado, desde sistemas mais simples, muito semelhantes ao original, a sistemas complexos de modelagem. Osmond et al. (2017) compararam sistemas P index utilizados nos 12 estados da região sudeste do EUA com modelos complexos de predição de perdas e concluíram que ambos são suficientemente robustos para classificação do potencial de perdas de áreas agrícolas.

Porém, todos os sistemas supracitados de classificação do potencial poluidor de uma área agrícola são suportados por uma ampla base de dados, que vão desde mapas de solo e levantamentos topográficos a séries históricas de precipitação, mapas de perdas de solo e calibrações a nível local (BOLSTER et al., 2012; KETTERINGS et al., 2017; SHARPLEY et al., 2003). Existem algumas iniciativas de aplicação desses modelos no Brasil (COUTO et al., 2015, 2018; OLIVEIRA et al., 2010), contudo, a ausência de uma base de dados robusta dificulta a calibração dos mesmos e, ainda, esses são muito complexos para aplicação imediata para técnicos e produtores que não estão habituados com sua utilização.

No entanto, sistemas complexos como o P index foram criados a partir de sistemas mais simples, com base em dados de pesquisa que começaram por estabelecer teores limites de fósforo no solo acima dos quais a solubilidade do elemento se torna muito elevada (KLEINMAN et al., 2000; SHARPLEY et al., 1996). Esses dados, juntamente com dados de perdas de solo, escoamento superficial e outras variáveis analisadas quanto sua contribuição para a perda de fósforo de maneira mais intuitiva a época, como fonte e modo de aplicação, culminaram com a proposta do primeiro P index por Lemunyon; Gilbert, (1993). Com a evolução desses sistemas ao redor do mundo pode-se perceber que não há começo fácil, é necessário construir uma base de dados e a partir dessa aprimorar modelos construídos especificamente para as condições brasileiras.

### 3.4 LEGISLAÇÃO APLICADA AO CONTROLE DE POLUIÇÃO COM FÓSFORO

Como já mencionado, especial atenção para a perda de fósforo de áreas agrícolas para os ambientes aquáticos é dada para áreas que recebem aplicação de dejetos animais como fonte de adubação. Neste sentido, o estado de Santa Catarina ganha destaque por ser o maior produtor nacional de suínos, com 27% da produção nacional (ABPA, 2017) e, conseqüentemente, a produção de dejetos líquidos de suínos (DLS) é proporcionalmente elevada. Aliado a isso e às

características das unidades produtoras de suínos no estado, pequenas propriedades, em relevo forte ondulado com declividade média de 22,5% (MARTINI, 2012), aplicações frequentes de dejetos suíno são comuns nas áreas agrícolas adjacentes. Problemas ambientais decorrentes dessa prática foram responsáveis pela intervenção do ministério público na atividade suinícola nos anos 2000, culminando com a restrição de aplicações de DLS em  $50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , sendo a quantidade de suínos alojados em cada propriedade calculada pela existência de áreas suficientes para a deposição do resíduo (FATMA, 2014). Contudo, a falta de critérios técnicos dessa recomendação e a percepção da necessidade de se avaliar caso a caso a capacidade de suporte dos solos como área de descarte dos DLS levaram à revisão da legislação, limitando a aplicação de DLS à quantidade exigida para atender a demanda nutricional das culturas (FATMA, 2014). A nova legislação acrescenta a adoção de um limite crítico ambiental de fósforo no solo (LCA-P), que representa o teor de fósforo que o solo pode conter antes de haver aumento excessivo da solubilidade do mesmo. O LCA-P para o estado de Santa Catarina foi proposto por Gatiboni et al. (2015) e é calculado pela equação (1):

$$\text{LCA-P} = 40 + A \quad (1)$$

onde, “LCA-P” é o teor de fósforo disponível extraído pelo método Mehlich 1, em  $\text{mg kg}^{-1}$  que representa seu limite crítico ambiental; e “A” é o teor de argila do solo, em percentagem e avaliado pelo método do densímetro.

O modelo LCA-P, no entanto, considera apenas fatores ligados ao solo como fonte de contaminação e não apresenta calibração em condições de campo. Mesmo assim, pode ser considerado como o princípio para um modelo mais completo, como ocorreu com o sistema P index. Assim, para se avançar na construção de modelos para as condições brasileiras, sobretudo para o estado de Santa Catarina, devido suas peculiaridades e problemas, se faz necessário adicionar o fator transporte de fósforo de áreas agrícolas para os ambientes aquáticos ao modelo LCA-P, bem como validar esse modelo em condições de campo.





## 4 MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1 CARACTERIZAÇÃO DAS ÁREAS EXPERIMENTAIS

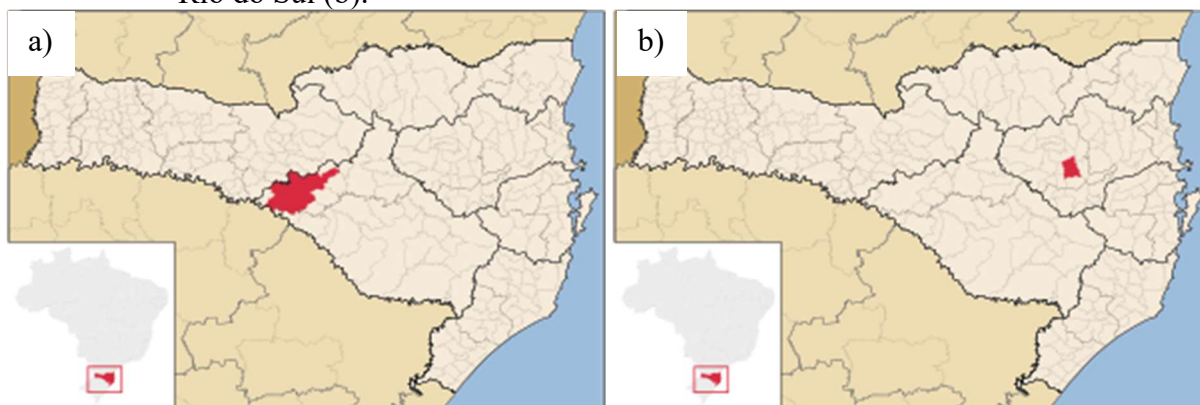
Foram conduzidos dois experimentos a campo, em regiões impactadas pelo uso de DLS no estado de Santa Catarina e com teores de argila contrastantes. O primeiro experimento foi implantado em Campos Novos, SC (27°11'19,1"S e 49°39'24,5"O) (Figura 2a), que apresenta clima Cfb (classificação de Köppen), sobre um Nitossolo Vermelho (SANTOS et al., 2013) com teor de argila de 642 g kg<sup>-1</sup>. O segundo experimento foi implantado em Rio do Sul, SC (27°22'15,8"S e 51°12'31,7"O) (Figura 2b), município com clima do tipo Cfa (classificação de Köppen), sobre um Cambissolo Háptico (SANTOS et al., 2013) contendo 225 g kg<sup>-1</sup> de argila. A partir daqui os dois experimentos serão nomeados de acordo com sua classe do solo. A caracterização química e física dos solos previamente à implantação dos experimentos e após a aplicação de calcário para elevar o pH a 5,5 no Cambissolo é apresentada na tabela 1.

Tabela 1 - Caracterização química e física antecedente a implantação do experimento em um Nitossolo e Cambissolo, na camada 0,00-0,01m, determinadas pelas metodologias descritas em Tedesco et al., (1995).

Parâmetro	Solo	
	Nitossolo	Cambissolo
Argila (%)	64,2	22,5
Silte (%)	34,6	44,1
Areia (%)	1,2	33,4
MO (%)	3,0	2,2
pH - H <sub>2</sub> O	6,3	5,5
Ca (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	6,0	3,0
Mg (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	4,5	3,0
Al (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	0,1	0,6
H + Al (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	3,5	4,9
P (mg dm <sup>-3</sup> )	6,4	3,3
K (mg dm <sup>-3</sup> )	121,3	63,8
V (%)	75,5	56,3
CTC pH7,0 (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	14,3	11,0

Fonte: BONFADA, Elcio B. **Produtividade de tifton 85 em diferentes declividades sob aplicação de dejetos líquido de suínos**. 2017. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, SC. 2017.

Figura 2 – Local de execução dos experimentos na região Meio-Oeste de Santa Catarina, município de Campos Novos (a) e na região do Alto Vale do Itajaí, município de Rio do Sul (b).



Fonte: pt.wikipedia.org. Disponível em: <[https://pt.wikipedia.org/wiki/Campos\\_Novos](https://pt.wikipedia.org/wiki/Campos_Novos); [https://pt.wikipedia.org/wiki/Rio\\_do\\_Sul](https://pt.wikipedia.org/wiki/Rio_do_Sul)>. Acesso em: 30 jul. 2018.

#### 4.2 DESCRIÇÃO DOS TRATAMENTOS E CONDUTA EXPERIMENTAL

Os tratamentos foram quatro doses de fósforo aplicadas superficialmente na forma de DLS e três declividades, 10, 20 e 30% no Nitossolo e 15, 25 e 35% no Cambissolo. As três faixas de declividade do terreno no Nitossolo foram construídas com o auxílio de uma escavadeira hidráulica, enquanto no Cambissolo foram utilizadas faixas de declividade encontradas na paisagem. As doses de DLS foram distribuídas em blocos ao acaso dentro das faixas de declividade, com três repetições. As parcelas, com dimensões de 1 x 4,25 m (4,25 m<sup>2</sup>), foram delimitadas por chapas metálicas de 0,20 m de altura cravadas a 0,10 m de profundidade, com o intuito de direcionar o fluxo de escoamento superficial até os coletores instalado na base das parcelas (Figura 3a,b).

Antecedendo a implantação da pastagem nos dois solos, foi realizada a mobilização do solo até 20 cm de profundidade com duas gradagens. Os experimentos foram cultivados com a gramínea Tifton 85 (*Cynodon sp*), com os plantios das mudas sendo realizados em 12 de março de 2015 no Cambissolo e em 14 de novembro de 2015 no Nitossolo. Antecedendo as aplicações de DLS, a pastagem era roçada, mantendo uma altura de 10 cm (Figura 3c). O experimento teve início em janeiro de 2016, com a primeira aplicação de DLS.

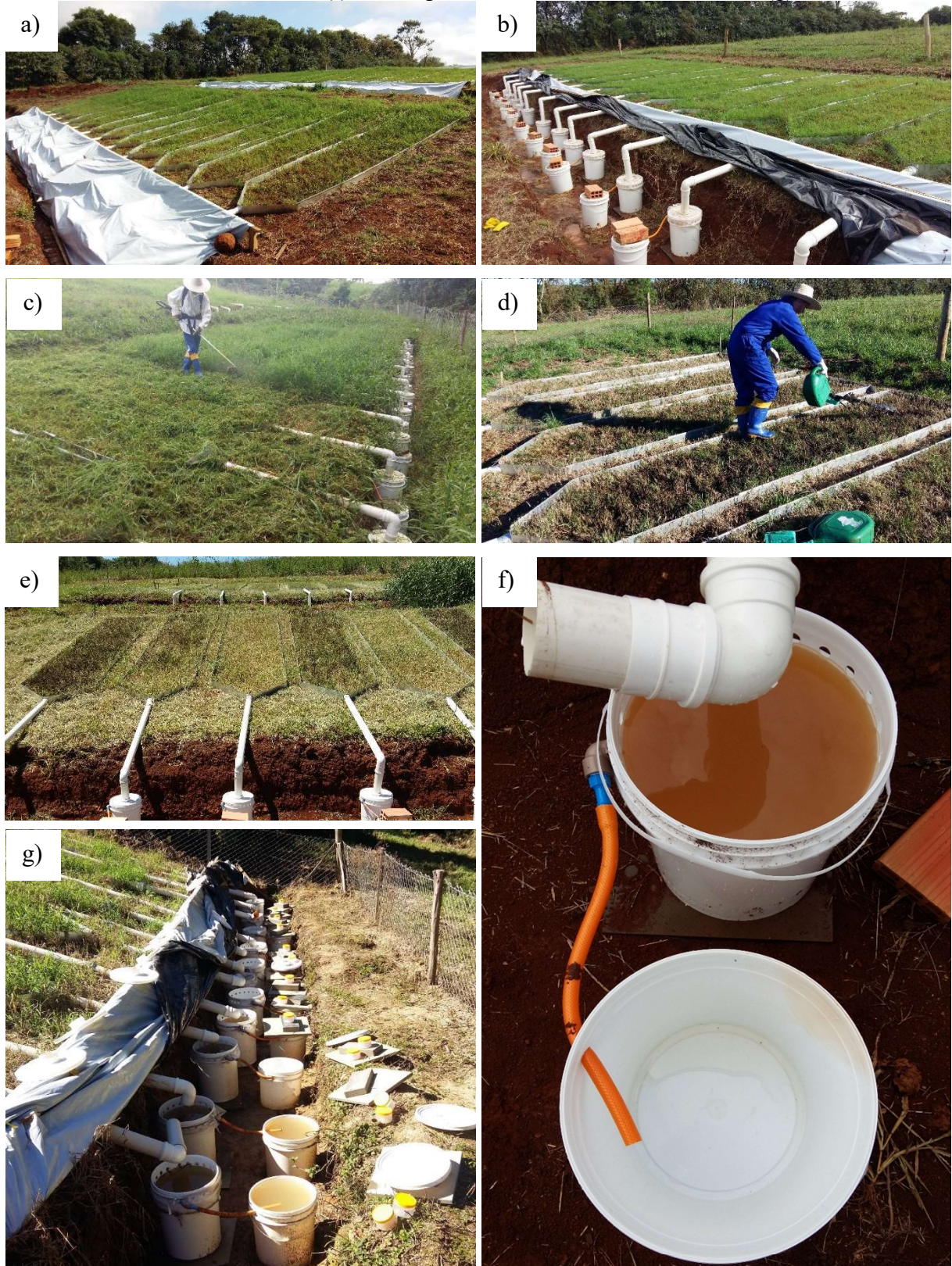
Em 2016 foram aplicadas doses de DLS equivalentes a 0, 43, 86 e 173 kg ha<sup>-1</sup> de fósforo parceladas em quatro aplicações, realizadas em 20 e 14 de janeiro no Nitossolo e Cambissolo, respectivamente, e em 12 de abril, 23 de agosto e 24 de outubro nos dois solos. No ano de 2017 doses de DLS equivalente a 0, 68, 137 e 274 kg ha<sup>-1</sup> de fósforo foram aplicadas, sendo essas doses parceladas em duas aplicações realizadas em 14 e 10 de janeiro no Nitossolo e

Cambissolo respectivamente, e em 23 de março nos dois solos. No total foram realizadas seis aplicações de DLS, equivalentes à dose média de 0, 56, 112 e 224 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> de fósforo, correspondendo ao montante de 0, 112, 224 e 448 kg ha<sup>-1</sup> de fósforo. O DLS, proveniente de esterqueira anaeróbica, foi aplicado superficialmente com o auxílio de um regador tendo seu bocal substituído por uma pá de lixo para melhorar a distribuição (Figura 3d). O teor de fósforo nos DLS foi determinado a campo pelo método do densímetro como descrito em CQFS RS/SC (2016), e posteriormente analisado em laboratório (TEDESCO et al.,1995). Uma visão parcial das parcelas após aplicação de DLS é mostrada na figura 3e.

Foram realizadas visitas quinzenais nos dois locais para a coleta de amostras de escoamento (Figura 3g) nos coletores (Figura 3f), ou quando necessário, em períodos mais chuvosos. Ao todo foram realizadas 36 e 22 coletas de amostras de escoamento superficial no Nitossolo e Cambissolo, respectivamente.



Figura 3 - Vista parcial das parcelas delimitadas por chapas metálicas (a) e seus respectivos coletores localizados na parte inferior da parcela (b); corte da pastagem a 10cm de altura antecedendo aplicação de dejetos líquidos de suínos (DLS) (c); aplicação superficial de DLS (d) e aspecto das parcelas após aplicação (e); detalhe dos coletores utilizados (f) e vista parcial de um momento de coleta (g).

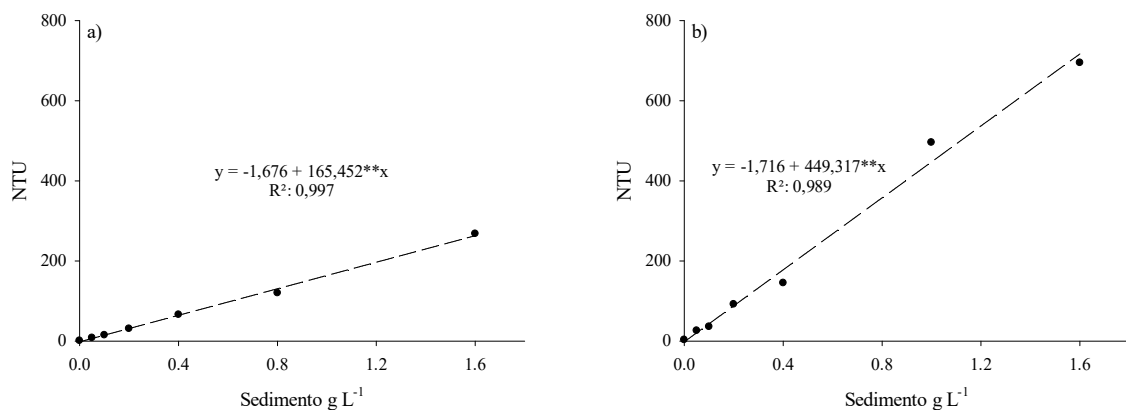


### 4.3 MÉTODO DE COLETA DE AMOSTRAS E ANÁLISES LABORATORIAIS

O volume total escoado foi determinado no campo a cada coleta e amostras homogêneas foram levadas ao laboratório para determinação da concentração de sedimentos, fósforo dissolvido reativo (P-H<sub>2</sub>O) (4500-P; APHA, 2005), fósforo biodisponível, extraído por resina trocadora de ânions (P-RTA) (MIOLA, 1995) e fósforo total (P-total) (4500-P; APHA, 2005).

O volume total escoado em cada coleta foi determinado a partir da medida da altura da lâmina de água nos coletores com o auxílio de uma régua, sendo a relação entre altura da lâmina e volume previamente calibrados. Para lâminas de água inferiores a 4 cm nos coletores o volume foi medido em proveta. A concentração de sedimentos no escoamento foi determinada a partir de medidas de turbidez feitas em turbidímetro de bancada modelo Digimed TB-1000P, com leituras em NTU, em alíquotas de 10 mL das amostras homogeneizadas, segundo descrito por Minella et al. (2008). A curva de calibração turbidimétrica foi realizada utilizando solo da camada de 0,00-0,10 m de cada local (Figura 4).

Figura 4 - Calibração do método do turbidímetro para determinação da quantidade de sedimentos contida em amostras de escoamento de um Cambissolo (a) e Nitossolo (b).



Fonte: Elaborado pelo autor, 2018

\*\*Significativo a 1% de probabilidade de erro.

As amostras de escoamento, de aproximadamente 250 mL, foram divididas em dois conjuntos, o primeiro (15 mL) foi filtrado em membrana de acetado de celulose (0,45 µm) e utilizado para determinação do P-H<sub>2</sub>O. Já o segundo conjunto, não filtrado, foi utilizado para determinação de P-RTA (30 mL) e P-total (10 mL). O P-RTA foi determinado simplificadamente como segue: uma lâmina de resina trocadora de ânions (1,0 x 5,0cm) saturada com NaHCO<sub>3</sub> 0,5 M a pH 8,5 foi adicionada à 30 mL de amostra; agitada em agitador



de wagner por 16 h; posteriormente a resina foi eluída em 10 mL de HCl 1mol L<sup>-1</sup> e deixada em repouso por 90 min; após isso foi agitada em agitador orbital por 30 min, retirando-se a resina em seguida (MIOLA, 1995). O P-total foi determinado simplificadamente como segue: 10 mL de amostra foram adicionados a tubos de digestão; adicionou-se 1 mL de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 30% e 0,5 g de K<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>8</sub>; após isso as amostras foram autoclavadas por 30 min sob pressão de 121 kPa; quando em temperatura ambiente o volume das amostras foi aferido para 30 mL (4500-P; APHA, 2005). A concentração de P nos extratos de P-H<sub>2</sub>O, P-RTA e P-total foi determinada por espectrofotometria de absorção molecular em comprimento de onda de 882 nm, conforme método descrito por Murphy & Riley (1962).

Para determinação da participação relativa de cada compartimento de fósforo sobre as perdas totais de fósforo considerou-se:

$$\text{P-solúvel} = \text{P-H}_2\text{O} \quad (2)$$

$$\text{P-trocável} = \text{P-RTA} - \text{P-H}_2\text{O} \quad (3)$$

$$\text{P-residual} = \text{P-total} - \text{P-RTA} \quad (4)$$

Onde, P-solúvel é o compartimento das formas de fósforo dissolvidas em água e reativas ao método colorimétrico de Murphy & Riley; P-trocável é o compartimento das formas de fósforo ligadas aos sedimentos em equilíbrio rápido com a solução; e P-residual é o compartimento das formas de fósforo ligadas aos sedimentos em equilíbrio lento com a solução mais as formas orgânicas não quantificadas nos demais compartimentos.

#### 4.4 ANALISE ESTATÍSTICA DE DADOS

Os resultados de volume total escoado, sedimento total perdido e das frações P-H<sub>2</sub>O, P-RTA e P-total perdidas foram submetidos ao teste de normalidade de Kolmogorov Smirnov e quando necessário transformados pela função logarítmica (log<sub>10</sub>x) ou pela transformação de Box Cox, para atenderem os preceitos de normalidade e homocedasticidade. Esses dados, foram então submetidos à análise de variância ANOVA para o delineamento em faixas e os efeitos significativos (P<0,05) foram comparados por regressão, quando dose, ou pelo teste de médias LSD (P<0,05), quando declividade, utilizando o software estatístico SISVAR 5.6 (FERREIRA, 2014). Os dados originais foram utilizados para interpretação dos resultados.

Ainda, realizou-se a correlação linear de Spearman entre as variáveis de interesse, e o teste não paramétrico de Mann-Whitney ( $P < 0,05$ ) foi utilizado para comparação da mediana entre os solos e anos, quando conveniente. Para determinação da dependência da participação dos compartimentos P-solúvel, P-trocável e P-residual sobre as perdas totais de fósforo em função da declividade e dose realizou-se o teste do qui-quadrado. Para essas análises utilizou-se o software SigmaPlot 12.5.

#### 4.5 DETERMINAÇÃO DE COEFICIENTE DE AGRAVAMENTO PARA UM MODELO DE LIMITE CRÍTICO AMBIENTAL DE FÓSFORO PARA SOLOS CATARINENSES

Os dados de perda de fósforo total obtidos nos experimentos a campo descritos anteriormente foram utilizados para a confecção de um novo modelo de limite crítico ambiental de fósforo em solos catarinenses. O novo modelo visa incluir como fatores agravantes da transferência de fósforo para ambientes aquáticos por escoamento superficial a declividade do terreno e o teor de argila do solo. Além desses dados, utilizou-se a média ponderada do teor de fósforo disponível no solo na camada de 0,00-0,01m, extraído por Mehlich I, que foi calculado considerando que a diferença entre os teores final e inicial incrementou proporcionalmente de acordo com as aplicações das doses de fósforo ao longo do tempo. O conjunto de dados utilizados é mostrado na tabela 2.

Tabela 2 - Conjunto de dados provenientes de dois experimentos a campo conduzidos sobre um Nitossolo e Cambissolo, que receberam doses de fósforo (P) em áreas com diferentes declividades e teores de argila, utilizados na confecção do modelo de limite crítico ambiental de fósforo para solos catarinenses, considerando a declividade do terreno e teor de argila do solo como agravantes das perdas de fósforo por escoamento superficial. (Continua)

Solo	Argila ----- % -----	Declividade	Dose de P kg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>	Repetição	PM1 <sup>(1)</sup> mg dm <sup>-3</sup>	P-Total <sup>(2)</sup> g ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>
Nitossolo	64,5	10	0	1	7,8	254,5
Nitossolo	64,5	10	0	2	5,7	210,6
Nitossolo	64,5	10	0	3	5,4	90,3
Nitossolo	64,5	10	56	1	13,8	128,5
Nitossolo	64,5	10	56	2	19,2	263,5
Nitossolo	64,5	10	56	3	14,1	336,9
Nitossolo	64,5	10	112	1	24,6	369,4
Nitossolo	64,5	10	112	2	15,7	200,5
Nitossolo	64,5	10	112	3	20,6	1359,1
Nitossolo	64,5	10	224	1	48,0	1002,7
Nitossolo	64,5	10	224	2	34,9	758,3



Tabela 2 - Conjunto de dados provenientes de dois experimentos a campo conduzidos sobre um Nitossolo e Cambissolo, que receberam doses de fósforo (P) em áreas com diferentes declividades e teores de argila, utilizados na confecção do modelo de limite crítico ambiental de fósforo para solos catarinenses, considerando a declividade do terreno e teor de argila do solo como agravantes das perdas de fósforo por escoamento superficial. (Continuação)

Solo	Argila ----- % -----	Declividade	Dose de P kg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>	Repetição	PM1 <sup>(1)</sup> mg dm <sup>-3</sup>	P-Total <sup>(2)</sup> g ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>
Nitossolo	64,5	10	224	3	25,8	719,0
Nitossolo	64,2	20	0	1	5,1	75,5
Nitossolo	64,2	20	0	2	3,4	123,6
Nitossolo	64,2	20	0	3	9,4	413,7
Nitossolo	64,2	20	56	1	8,6	256,4
Nitossolo	64,2	20	56	2	11,0	406,7
Nitossolo	64,2	20	56	3	13,7	620,7
Nitossolo	64,2	20	112	1	24,7	400,7
Nitossolo	64,2	20	112	2	14,7	698,3
Nitossolo	64,2	20	112	3	33,1	603,6
Nitossolo	64,2	20	224	1	78,8	726,9
Nitossolo	64,2	20	224	2	57,4	516,3
Nitossolo	64,2	20	224	3	63,3	2091,8
Nitossolo	64,1	30	0	1	16,1	313,9
Nitossolo	64,1	30	0	2	14,2	326,5
Nitossolo	64,1	30	0	3	12,6	364,0
Nitossolo	64,1	30	56	1	20,9	604,9
Nitossolo	64,1	30	56	2	33,6	580,2
Nitossolo	64,1	30	56	3	28,7	673,1
Nitossolo	64,1	30	112	1	29,2	1407,2
Nitossolo	64,1	30	112	2	35,8	648,0
Nitossolo	64,1	30	112	3	33,6	831,1
Nitossolo	64,1	30	224	1	48,3	1601,6
Nitossolo	64,1	30	224	2	88,3	1642,3
Nitossolo	64,1	30	224	3	57,2	2137,4
Cambissolo	23,7	15	0	1	3,2	118,6
Cambissolo	23,7	15	0	2	3,9	18,4
Cambissolo	23,7	15	0	3	4,4	130,4
Cambissolo	23,7	15	56	1	5,1	196,1
Cambissolo	23,7	15	56	2	10,1	92,2
Cambissolo	23,7	15	56	3	5,6	34,3
Cambissolo	23,7	15	112	1	11,3	185,9
Cambissolo	23,7	15	112	2	17,9	38,4
Cambissolo	23,7	15	112	3	15,9	23,2
Cambissolo	23,7	15	224	1	44,9	357,2
Cambissolo	23,7	15	224	2	50,4	351,8
Cambissolo	23,7	15	224	3	34,9	306,4
Cambissolo	22,0	25	0	1	4,6	150,5
Cambissolo	22,0	25	0	2	3,9	123,8

Tabela 2 - Conjunto de dados provenientes de dois experimentos a campo conduzidos sobre um Nitossolo e Cambissolo, que receberam doses de fósforo (P) em áreas com diferentes declividades e teores de argila, utilizados na confecção do modelo de limite crítico ambiental de fósforo para solos catarinenses, considerando a declividade do terreno e teor de argila do solo como agravantes das perdas de fósforo por escoamento superficial. (Conclusão)

Solo	Argila ----- % -----	Declividade	Dose de P kg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>	Repetição	PM1 <sup>(1)</sup> mg dm <sup>-3</sup>	P-Total <sup>(2)</sup> g ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>
Cambissolo	22,0	25	0	3	2,9	35,0
Cambissolo	22,0	25	56	1	11,6	83,8
Cambissolo	22,0	25	56	2	21,3	177,6
Cambissolo	22,0	25	56	3	9,2	63,6
Cambissolo	22,0	25	112	1	14,6	120,5
Cambissolo	22,0	25	112	2	15,9	85,3
Cambissolo	22,0	25	112	3	6,2	158,5
Cambissolo	22,0	25	224	1	69,1	589,0
Cambissolo	22,0	25	224	2	47,2	437,4
Cambissolo	22,0	25	224	3	32,4	201,7
Cambissolo	21,8	35	0	1	3,6	488,9
Cambissolo	21,8	35	0	2	2,6	130,9
Cambissolo	21,8	35	0	3	3,2	250,6
Cambissolo	21,8	35	56	1	19,9	271,8
Cambissolo	21,8	35	56	2	8,5	294,1
Cambissolo	21,8	35	56	3	8,7	202,9
Cambissolo	21,8	35	112	1	12,3	758,8
Cambissolo	21,8	35	112	2	15,5	93,9
Cambissolo	21,8	35	112	3	41,4	151,0
Cambissolo	21,8	35	224	1	37,8	749,0
Cambissolo	21,8	35	224	2	37,2	209,9
Cambissolo	21,8	35	224	3	26,6	507,2

Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

<sup>(1)</sup> PM1: teor médio de fósforo disponível no solo em dois anos, extraído por Mehlich I; <sup>(2)</sup> P-Total: fósforo total perdido por escoamento superficial média de dois anos de avaliação.

A dependência das perdas de fósforo por escoamento superficial em função da declividade do terreno, dos teores de argila ou dos teores de fósforo disponível no solo foram testados por regressão, utilizando o software Sigma Plot 12.5, para acessar a significância estatística dos parâmetros ( $p < 0,05$ ). Buscou-se acessar quantitativamente o incremento das perdas em função da declividade e argila e transformá-los em valores equivalentes a fósforo disponível no solo. Os valores obtidos equivalentes a fósforo disponível no solo foram descontados do modelo de limite crítico ambiental em solos catarinenses (LCA-P) proposto por Gatiboni et al. (2015), gerando um novo modelo LCA-P.



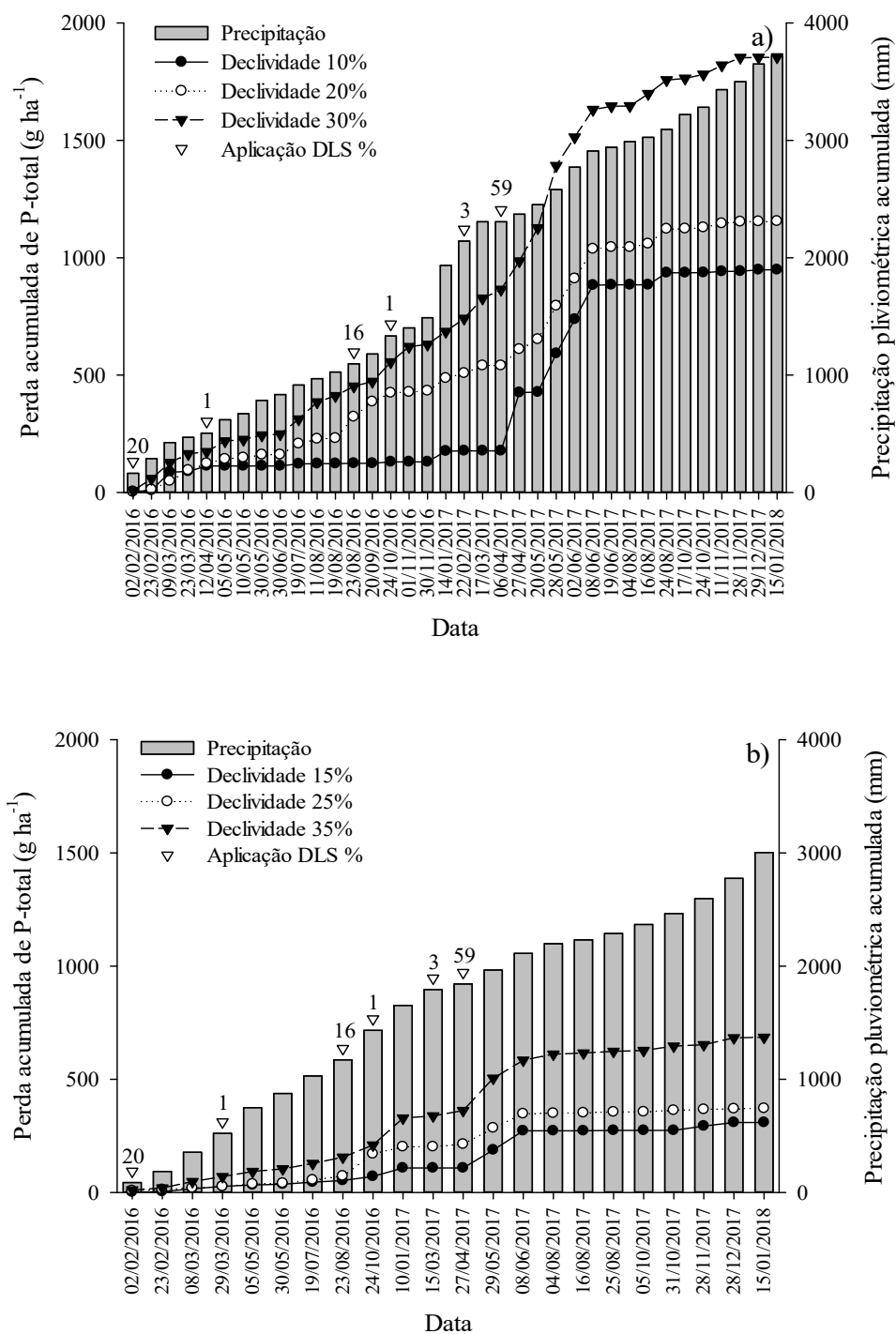
## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 VISÃO GERAL SOBRE AS PERDAS DE FÓSFORO EM FUNÇÃO DAS PRECIPITAÇÕES PLUVIOMÉTRICAS

As figuras 5a e 5b mostram um panorama geral das perdas de fósforo total (P-total) e a precipitação pluviométrica acumuladas no período de condução dos experimentos no Nitossolo e Cambissolo, respectivamente. Ainda, são sinalizados os momentos e as quantidades relativas de DLS aplicado em ambos os locais. Esta visão geral das perdas de fósforo em função da declividade permite observar que apesar da magnitude das variáveis entre os locais ser diferente, o comportamento delas é semelhante. É notável o efeito da declividade sobre as perdas de fósforo, com um pequeno aumento da menor declividade para a intermediária e um aumento considerável para a maior declividade avaliada. Além disso, após a última aplicação de DLS, que correspondeu a 59% do montante total aplicado, houve intensificação das perdas por dois meses após a data de aplicação, independentemente do local ou da declividade. A maior quantidade de fósforo aplicada nessa oportunidade não foi intencional e se deve à discrepância entre o conteúdo de fósforo analisado e o obtido pela tabela do manual de calagem e adubação em função da densidade do material (CQFS-RS/SC 2016).

Como a perda de fósforo por escoamento está associada com outras variáveis, tais como volume total escoado, quantidade de sedimento perdido e dose de fósforo aplicada, é importante o desmembramento desses resultados para melhorar a compreensão do fenômeno. Além disso, entender quais as formas de fósforo foram perdidas tem elevada importância para prever o impacto ambiental destas perdas.

Figura 5 - Perdas totais de fósforo em três faixas de declividade e precipitação pluviométrica acumulada em dois anos de condução de experimento em Nitossolo (a) e Cambissolo (b), e momentos de aplicação de DLS e quantidades relativa ao total de fósforo aplicado em cada momento.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

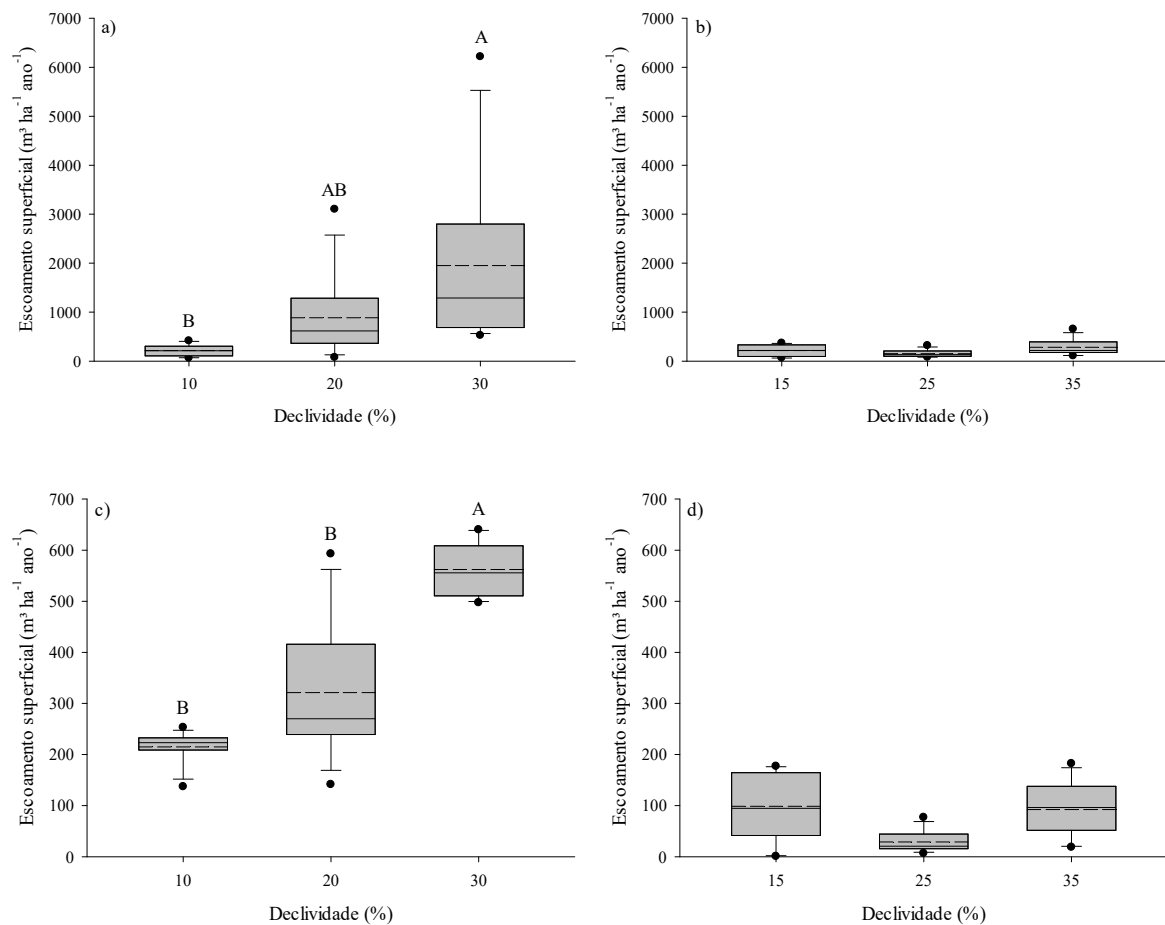
## 5.2 ESCOAMENTO SUPERFICIAL E PERDA DE SEDIMENTOS

O escoamento superficial e a quantidade de sedimentos perdidos foram influenciados apenas pela declividade do terreno, não havendo efeito da dose de fósforo aplicada via DLS. Porém, a aplicação de DLS pode aumentar o escoamento e a perda de sedimentos pelo selamento superficial e hidrofobicidade do DLS (CHEROBIM et al., 2018), não alterar ou mesmo reduzir estas perdas, devido a maior biomassa vegetal produzida (ROCHA JUNIOR et al., 2017). Características do DLS utilizado, como teor de sólidos, quantidade aplicada e tempo de aplicação também são determinantes sobre as perdas de água e sedimentos (CHEROBIM et al., 2018; ROCHA JUNIOR et al., 2017). A inobservância de efeito das doses sobre o escoamento e perda de sedimentos neste estudo pode estar atrelada a qualquer um destes fatores, sendo necessário maior tempo de avaliação para obtenção de dados conclusivos a este respeito.

O escoamento superficial foi influenciado pela declividade apenas no Nitossolo nos dois anos avaliados. No primeiro ano houve incremento no volume escoado apenas da menor para a maior declividade (Figura 6a) passando de 216,8 para 1950,2 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>, enquanto no segundo ano a declividade de 30% apresentou média superior as demais, aumentando de 268,2 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> na menor declividade para 562,1 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> (Figura 6c). O Cambissolo apresentou volume escoado médio, considerando as três declividades, de 217,9 e 73,3 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> no primeiro (Figura 6b) e segundo (Figura 6d) ano, respectivamente. A mediana do volume escoado foi, independentemente do local, maior no primeiro ano de avaliação que no segundo, com o Nitossolo apresentando maior escoamento que o Cambissolo.

O aumento da declividade do terreno tem efeito marcante sobre o escoamento superficial por reduzir a retenção de água na superfície do solo e a infiltração (KHAN et al., 2016; MORBIDELLI et al., 2018). Contudo, algumas características do solo, como o teor de argila e da chuva, como volume e intensidade, podem se sobressair aos efeitos da declividade no escoamento (DOS SANTOS et al., 2017; ESSIG et al., 2009; KHAN et al., 2016). Solos arenosos tendem a apresentar maiores taxas de infiltração e menor efeito da declividade sobre o escoamento, contrariamente a solos de textura mais argilosa (ESSIG et al., 2009; MAZAHARI; MAHMOODABADI, 2012).

Figura 6 - Volume escoado superficialmente em três faixas de declividade de um Nitossolo (a; c) e de um Cambissolo (b; d) no primeiro (a; b) e segundo (c; d) ano de avaliação.

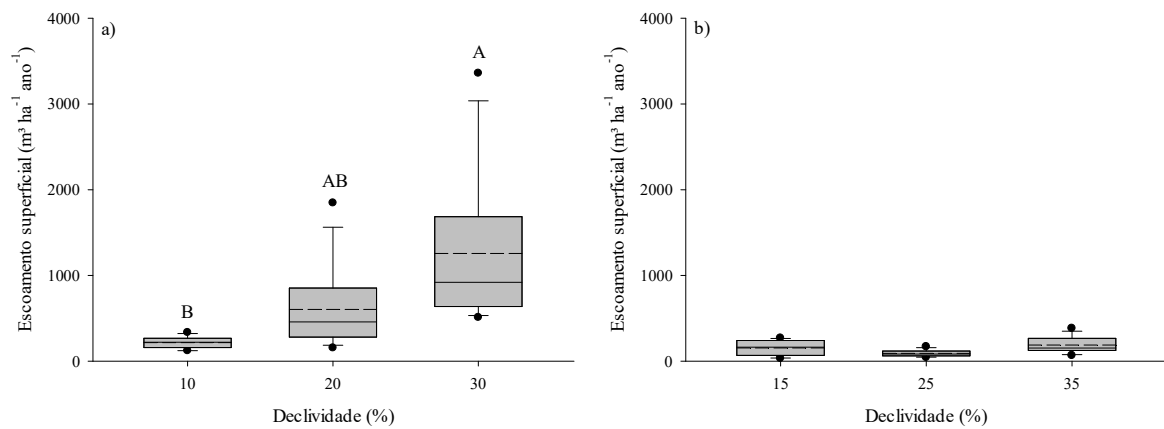


Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Linhas contínuas representam a mediana; Linhas tracejadas representam a média de cada declividade; Médias seguidas de letras iguais não diferem entre si pelo teste LSD ( $P > 0,05$ ).

Na média dos anos o escoamento superficial foi influenciado pela declividade do terreno apenas no Nitossolo, onde foi de  $215,9 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$  na declividade de 10%, aumentando para  $1256,2 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$  na declividade de 30% (Figura 7a). Tais valores correspondem a um aumento de  $52,0 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$  para cada 1% de aumento no declive. A declividade do terreno não parece ter a mesma importância no Cambissolo, onde não foi detectada diferença no escoamento entre as declividades, que apresentaram média de  $144,6 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$  (Figura 7b). A mediana do escoamento no Nitossolo foi superior à do Cambissolo, com valores de  $435,0$  e  $125,6 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ , respectivamente.

Figura 7 - Volume escoado superficialmente em três faixas de declividade de um Nitossolo (a) e de um Cambissolo (b), média de dois anos de avaliação.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Linhas contínuas representam a mediana; Linhas tracejadas representam a média de cada declividade; Médias seguidas de letras iguais não diferem entre si pelo teste LSD ( $P > 0,05$ ).

O maior volume escoado no Nitossolo, comparativamente ao Cambissolo, assim como o maior volume escoado no primeiro ano em relação ao segundo, pode ser em parte explicado pela pluviosidade das regiões onde estes estão inseridos e anos avaliados (Tabela 3). Na região do Nitossolo o volume de chuva foi em média 20% maior que na região do Cambissolo, o que representa 374 mm ano<sup>-1</sup> a mais de chuva. Além disso, o segundo ano avaliado teve menor precipitação que o primeiro, independentemente do local. Na região do Nitossolo houve uma redução de aproximadamente 10% no volume de chuva do primeiro para o segundo ano, enquanto na região do Cambissolo essa redução foi de 20%. Além disso, a menor infiltração característica de solos argilosos e a redução da taxa de infiltração e do tempo de retenção superficial de água nas áreas com maior declive podem explicar esses resultados. Em contrapartida, a maior infiltração no solo arenoso e o menor volume de chuva na região onde o Cambissolo está inserido negligenciam o efeito da declividade, reduzindo sua importância no processo de escoamento. Ainda, o coeficiente de escoamento, percentual de precipitação que gerou escoamento, foi de 3,7 % para o Nitossolo e de apenas 1,0 % para o Cambissolo.



Tabela 3 - Precipitação pluviométrica das regiões de abrangência dos experimentos no primeiro, segundo e na média dos anos avaliados.

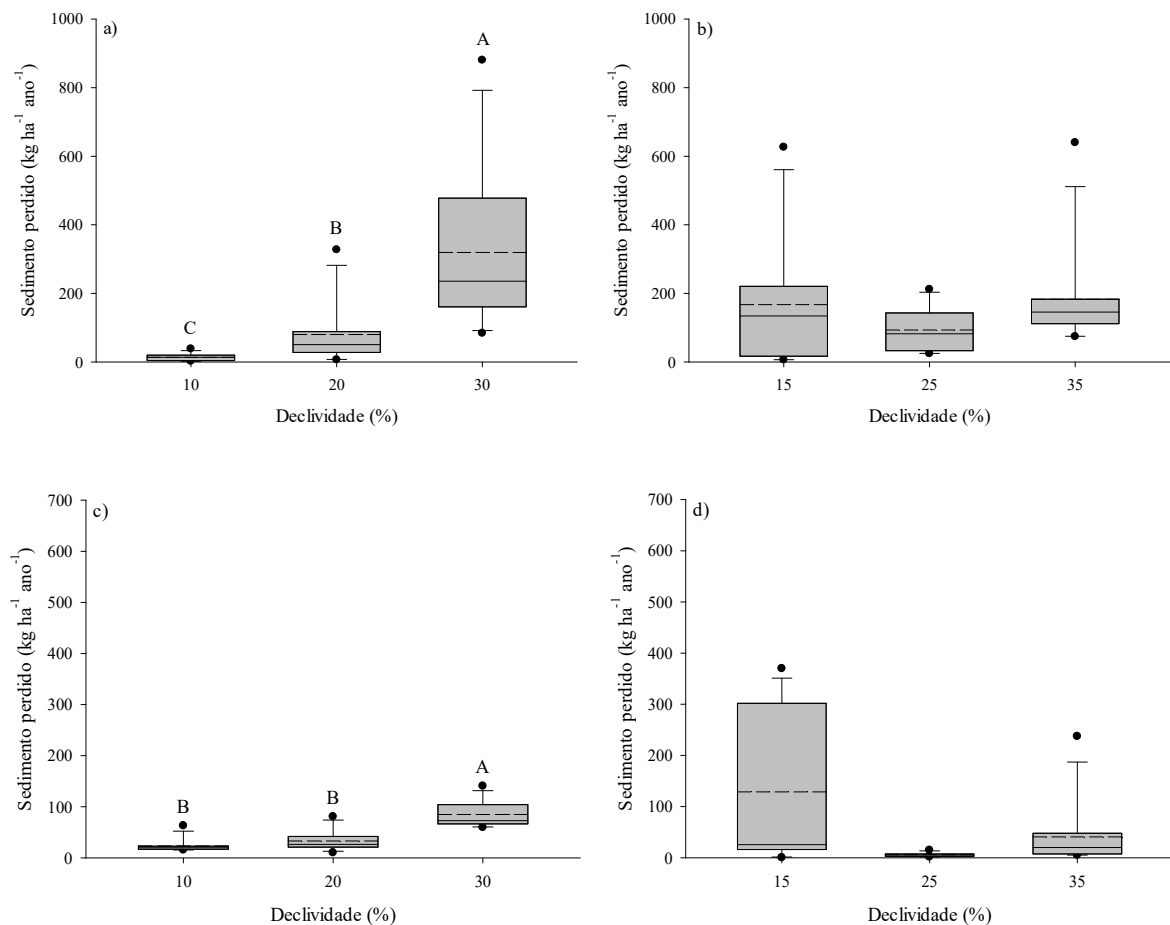
Região	Precipitação pluviométrica				
	1º Ano	2º Ano	Soma	Média anual	Média histórica
	----- (mm) -----				
Campos Novos, SC	1936	1813	3748	1874	1959
Ituporanga, SC <sup>(1)</sup>	1659	1341	3000	1500	1668
Diferença	276	472	748	374	291
Relação	1,17	1,35	1,25	1,25	1,17

Fonte: Epagri Ciram

<sup>1</sup>Estação meteorológica mais próxima do local de condução do experimento de Rio do Sul, SC, situada na mesma zona agroclimática.

A mesma tendência encontrada para o volume de água escoado superficialmente foi observada para a perda de sedimentos, pois existe relação direta entre estas variáveis (BOURAIMA; HE; TIAN, 2016; DOS SANTOS et al., 2017; RAMOS et al., 2016). No primeiro ano, a menor perda de sedimentos ocorreu na declividade de 10% do Nitossolo, com média de 13,3 kg ha<sup>-1</sup>, aumentando para 79,9 e 319,4 kg ha<sup>-1</sup> nas declividades de 20 e 30%, respectivamente (Figura 8a). No segundo ano de avaliação, a maior perda de sedimentos foi na área com 30% de declive, com média de 84,9 kg ha<sup>-1</sup>, reduzindo para 28,4 kg ha<sup>-1</sup> nas demais declividades (Figura 8c). O Cambissolo apresentou perda de sedimentos média de 147,7 kg ha<sup>-1</sup> e 58,5 kg ha<sup>-1</sup> entre as declividades, no primeiro (Figura 8b) e segundo (Figura 8d) ano, respectivamente. A mediana da perda de sedimentos no Nitossolo foi inferior à do Cambissolo no primeiro ano, contrariamente ao observado para o segundo ano. Em relação à comparação entre os anos, não houve diferença entre a mediana das perdas no Nitossolo, enquanto no Cambissolo o primeiro ano apresentou perda de sedimento superior ao segundo ano.

Figura 8 - Sedimento perdido por escoamento superficial em três faixas de declividade de um Nitossolo (a; c) e de um Cambissolo (b; d) no primeiro (a; b) e segundo (c; d) ano de avaliação.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Linhas contínuas representam a mediana; Linhas tracejadas representam a média de cada declividade; Médias seguidas de letras iguais não diferem entre si pelo teste LSD ( $P > 0,05$ ).

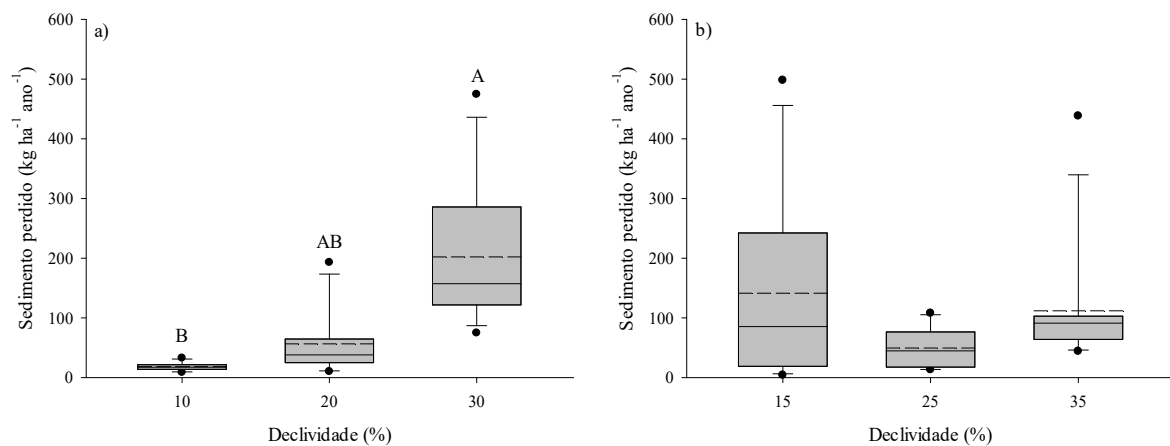
Quando analisado a média dos dois anos, a declividade influenciou a perda de sedimento apenas no Nitossolo, aumentando de 18,4 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> na declividade de 10% para 202,2 kg ano<sup>-1</sup> na declividade de 30% (Figura 9a). Isto corresponde a um aumento de 9,2 kg ha<sup>-1</sup> de sedimento para cada 1% de aumento na declividade. Enquanto isso, no Cambissolo, e acompanhando o observado para o escoamento, não houve influência da declividade nas perdas, com média de 100,9 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> de sedimento (Figura 9b). No entanto, quando comparados os dois locais entre si, a mediana das perdas de sedimentos não diferiu, apresentando valor de 62,9 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>.

A perda de sedimento tende a ser maior em áreas mais declivosas (MAHMOODABADI; SAJJADI, 2016), mas solos cobertos e com manejo que preserve sua estrutura reduzem este efeito, principalmente em função do aumento da rugosidade e infiltração

(DOS SANTOS et al., 2017; HARUNA et al., 2018; WANG et al., 2017). Assim, como em ambos os locais o solo se manteve coberto e sem revolvimento durante todo o período avaliado, muito provavelmente o efeito da declividade sobre a perda de sedimentos foi reduzido no Nitossolo e anulado no Cambissolo.

Contudo, deve-se ter cautela ao interpretar estes resultados, pois com o aumento da declividade há um aumento na profundidade efetiva de interação entre o solo e o escoamento (SHARPLEY, 1985; YANG et al., 2015). Sendo assim, a concentração de elementos e por consequência o montante perdido pode variar em situações onde o escoamento e a perda de sedimentos são equivalentes.

Figura 9 - Sedimento perdido por escoamento superficial em três faixas de declividade de um Nitossolo (a) e de um Cambissolo (b), média de dois anos de avaliação.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Linhas contínuas representam a mediana; Linhas tracejadas representam a média de cada declividade; Médias seguidas de letras iguais não diferem entre si pelo teste LSD ( $P > 0,05$ ).

### 5.3 PERDAS DE FRAÇÕES DE FÓSFORO EM FUNÇÃO DA DECLIVIDADE DO TERRENO E DOSE DE FÓSFORO

#### 5.3.1 Fósforo dissolvido reativo

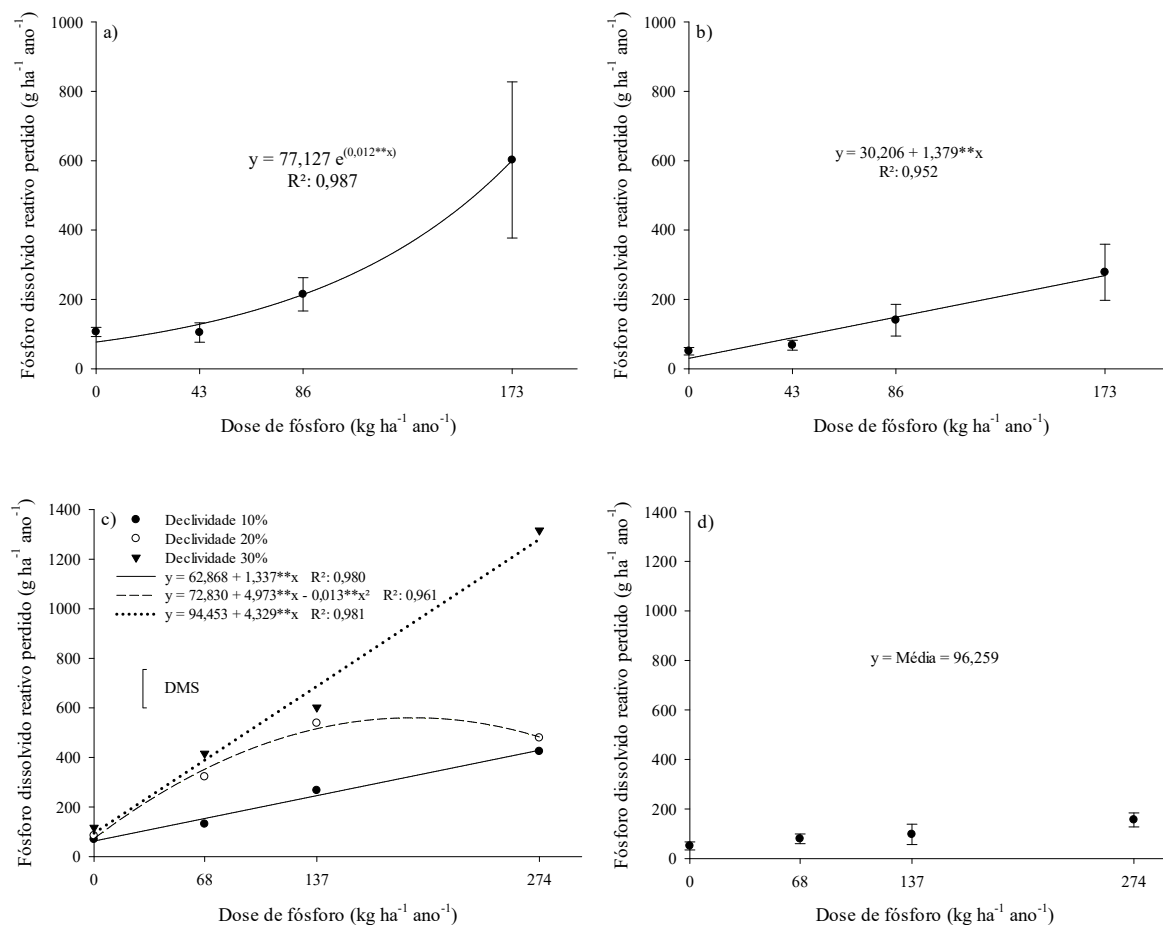
A aplicação de doses de fósforo na forma de DLS elevou as perdas de fósforo dissolvido reativo ( $P-H_2O$ ) em ambos os locais. No entanto, o comportamento deste aumento foi distinto entre os locais e anos avaliados. Considerando o primeiro ano de avaliação e as doses de fósforo aplicadas sobre o Nitossolo, o aumento das perdas de  $P-H_2O$  foi exponencial, partindo de  $76,6 \text{ g ha}^{-1}$  e atingindo  $554,9 \text{ g ha}^{-1}$  da menor para a maior dose testada (Figura 10a). Nesta condição, não é observado grande aumento das perdas com a aplicação de doses de até  $86 \text{ kg ha}^{-1}$  de

fósforo. Essas doses provavelmente não foram suficientes para saturar os sítios de adsorção de fosfato presentes na superfície do solo, reduzindo a disponibilidade de fósforo passível de perda. Contrariamente, a maior dose testada saturou os sítios de adsorção na superfície do solo já no primeiro ano de aplicação, deixando maior quantidade de fosfato em solução na interface solo e escoamento. Quando as doses de fósforo foram aplicadas sobre o Cambissolo, o aumento nas perdas de P-H<sub>2</sub>O foi linear, havendo perda de 1,4 g ha<sup>-1</sup> de P-H<sub>2</sub>O para cada quilograma de fósforo aplicado (Figura 10b). Muito provavelmente, devido à menor adsorção de fósforo no solo mais arenoso.

No segundo ano avaliado houve interação entre as variáveis dose e declividade para as perdas de P-H<sub>2</sub>O no Nitossolo (Figura 10c), enquanto o Cambissolo apresentou perda média de 96,3 g ha<sup>-1</sup> de P-H<sub>2</sub>O, independentemente da dose ou declividade (Figura 10d). As perdas de P-H<sub>2</sub>O nas declividades de 10 e 30% do Nitossolo apresentaram comportamento linear, aumentando de 1,3 para 4,3 g ha<sup>-1</sup>, respectivamente, para cada quilograma adicional de fósforo. Ou seja, um incremento de 1,5 g para cada 10% de aumento na declividade. Já para a declividade de 20% houve comportamento quadrático, com redução da perda na maior dose avaliada. Com relação às declividades, não houve diferença nas perdas de P-H<sub>2</sub>O no tratamento controle (0 kg ha<sup>-1</sup> de fósforo). Nas doses intermediárias, as perdas das declividades de 20 e 30% foram equivalentes e maiores que na declividade de 10%, enquanto na maior dose a perda na declividade de 30% foi muito superior à das demais.

Como o escoamento no Nitossolo é dependente da declividade, e o enriquecimento superficial do solo com fósforo é proporcional à dose de fósforo aplicada (BOITT et al., 2018; DE CONTI et al., 2015), a perda de P-H<sub>2</sub>O no Nitossolo será tanto maior quanto maior for a dose e a declividade. Por outro lado, a ausência de resposta das doses quanto a perda de P-H<sub>2</sub>O no Cambissolo, está associado ao menor volume escoado neste local e ao menor enriquecimento superficial, por este ser um solo mais arenoso.

Figura 10 - Fósforo dissolvido reativo (P-H<sub>2</sub>O) perdido por escoamento superficial a partir de áreas que receberam doses de fósforo, na forma de dejetos líquidos de suínos, após o primeiro ano de avaliação, valores médios de três declividades para um Nitossolo (a) e Cambissolo (b), e para o segundo ano de avaliação, valores de três declividades para um Nitossolo (c) e média de três declividades para um Cambissolo (d).

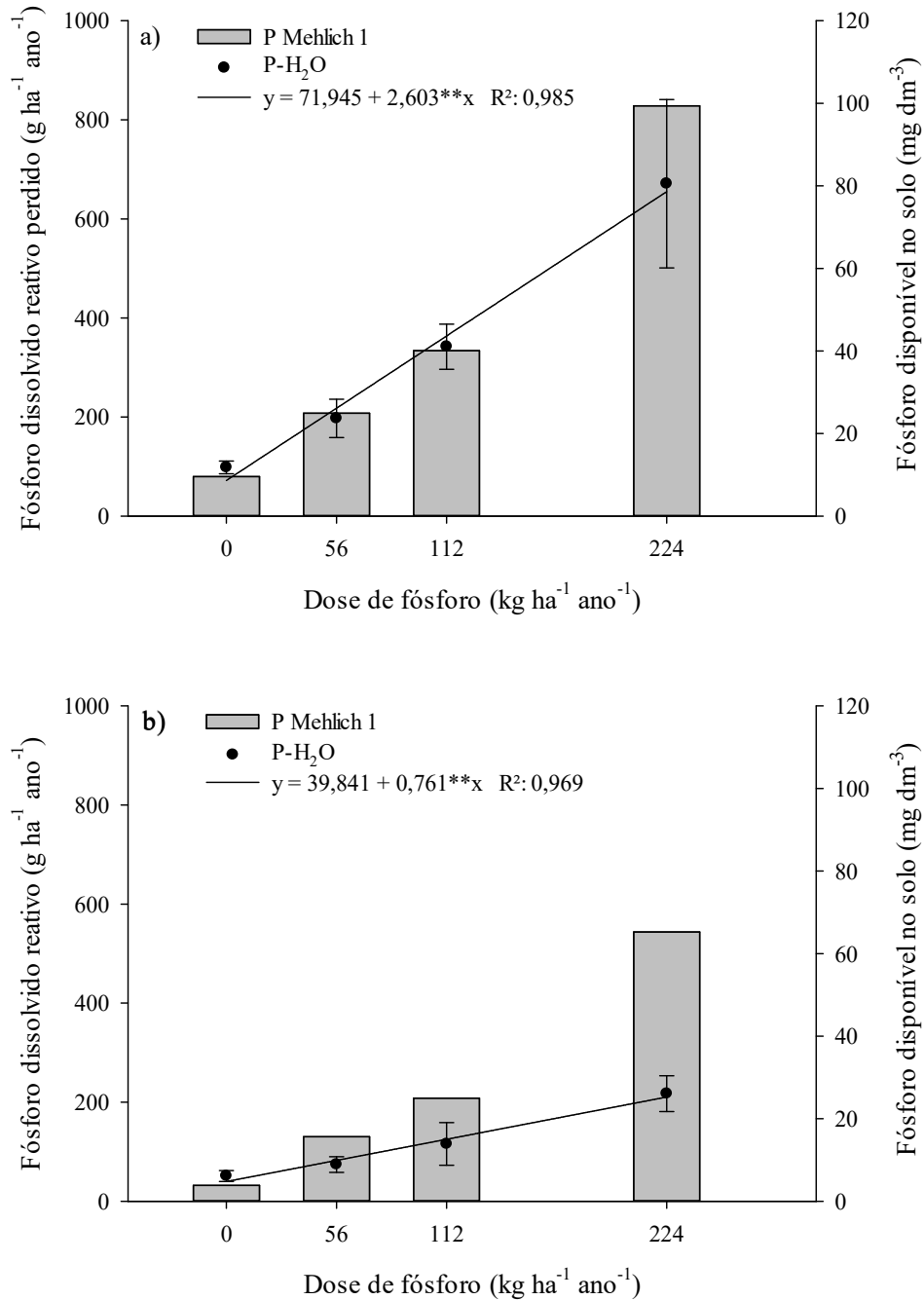


Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Barras representam o erro padrão da média; \*Significativo a 5% de probabilidade de erro; \*\*Significativo a 1% de probabilidade de erro; DMS: diferença mínima significativa entre as declividades pelo teste LSD ( $P < 0,05$ ).

O aumento da dose de fósforo aplicada elevou linearmente as perdas de P-H<sub>2</sub>O em ambos os locais, na média dos anos avaliados. No Nitossolo, a perda básica de P-H<sub>2</sub>O, quando não foi aplicado P, foi de 71,7 g ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, aproximadamente duas vezes o observado no Cambissolo (Figura 11). O aumento das perdas foi de 2,6 e 0,8 g ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> para cada kg de fósforo aplicado no Nitossolo e Cambissolo, respectivamente. O coeficiente angular da equação que representa a perda de P-H<sub>2</sub>O do Nitossolo foi 3,4 vezes maior que a do Cambissolo, relação semelhante é encontrada entre a mediana do escoamento superficial entre os dois locais e seus teores de argila.

Figura 11 - Fósforo dissolvido reativo (P-H<sub>2</sub>O) perdido por escoamento superficial em função da dose de fósforo aplicada em um Nitossolo (a) e em um Cambissolo (b), média de dois anos de avaliação e teor de fósforo disponível no solo extraído por Mehlich 1 (P Mehlich 1) ao final de dois anos de condução dos experimentos.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

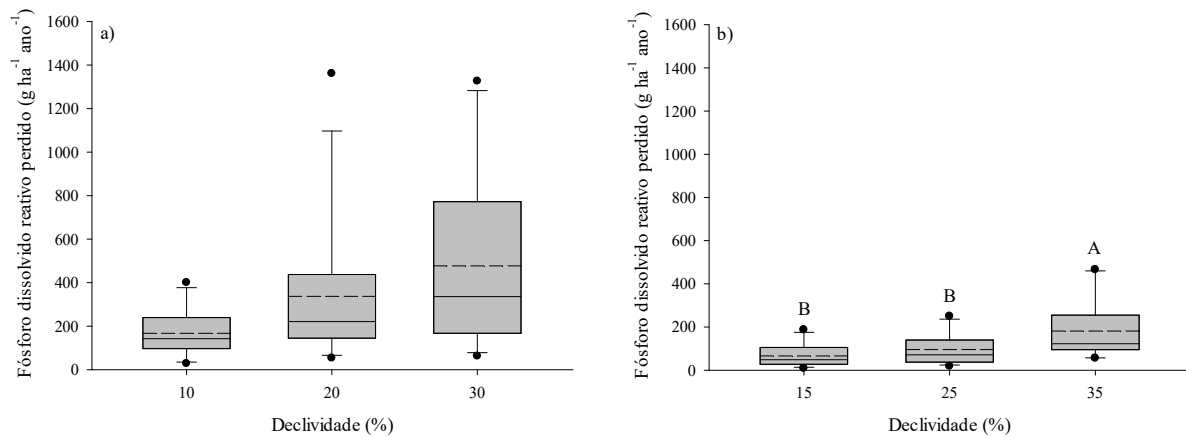
Barras representam o erro padrão da média; \*Significativo a 5% de probabilidade de erro; \*\*Significativo a 1% de probabilidade de erro.

No Nitossolo, mais argiloso, a adsorção de fósforo é maior que no Cambissolo, mais arenoso (GÉRARD, 2016; IGE et al., 2005; OLIVEIRA et al., 2014), e com isso o enriquecimento superficial com fósforo neste solo também é maior (RUBÆK et al., 2013;

SHARPLEY, 1980). Ao final do primeiro ano de condução desse estudo o sedimento perdido continha em média 7,5 e 2,9 vezes mais fósforo que o solo de origem, no Nitossolo e Cambissolo, respectivamente (dados não apresentados). Assim, o escoamento ocorrido no Nitossolo interagiu com uma camada de solo mais rica em fósforo se comparado ao escoamento ocorrido no Cambissolo. Em um solo arenoso o fósforo apresenta maior mobilidade, descendo facilmente no perfil do solo (ABBOUD et al., 2018; DJODJIC; BÖRLING; BERGSTRÖM, 2004; LIU et al., 2012; LOURENZI et al., 2013), principalmente quando associado com partículas coloidais, orgânicas e inorgânicas (BOL et al., 2016; DE OLIVEIRA et al., 2015; SHARMA; BELL; WONG, 2017). Ou seja, uma mesma dose de fósforo aplicada superficialmente em um solo arenoso e em um argiloso irá ser diluída em um volume de solo maior no primeiro caso. Vale salientar que a adsorção de fósforo não está relacionada apenas com o teor de argila do solo, mas também com a sua composição mineralógica (BORTOLUZZI et al., 2015; FINK et al., 2016; GÉRARD, 2016). Porém, como a mineralogia é uma análise mais especializada, é comum a utilização do teor de argila para classificar os solos quanto sua capacidade sortiva (GATIBONI et al., 2015; GÉRARD, 2016).

Ainda, na média dos anos avaliados há efeito da declividade sobre as perdas de P-H<sub>2</sub>O no Cambissolo, com aumento desta na maior declividade em comparação as demais. O incremento em declividade aumenta a profundidade efetiva de interação entre o solo e o escoamento (SHARPLEY, 1985; YANG et al., 2015), elevando o volume de solo que contribui com estas perdas (AHUJA; SHARPLEY; LEHMAN, 1982; DONG et al., 2013). Ainda, considerando a média dos anos avaliados, apenas as perdas de P-H<sub>2</sub>O no Cambissolo foram influenciadas pela declividade do terreno, aumentando de 80,9 g ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> nas declividades de 15 e 25% para 181,5 g ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> na declividade de 35% (Figura 12b). Enquanto isso, no Nitossolo a perda média de P-H<sub>2</sub>O foi de 327,1 g ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> (Figura 12a). Apesar de não ter havido diferença entre as declividades no Nitossolo, esse solo apresentou mediana de perdas superior à do Cambissolo, de 195,7 contra 89,5 g ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, respectivamente.

Figura 12 - Fósforo dissolvido reativo perdido por escoamento superficial em três faixas de declividade de um Nitossolo (a) e de um Cambissolo (b), média de dois anos de avaliação.



Linhas contínuas representam a mediana; Linhas tracejadas representam a média de cada declividade; Médias seguidas de letras iguais não diferem entre si pelo teste LSD ( $P > 0,05$ ).

Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

O P-H<sub>2</sub>O pode ser considerado a fração com maior impacto sobre a qualidade da água, por estar prontamente disponível à atividade biológica e ser precursor do processo de eutrofização (CORRELL, 1998; MACCOUX et al., 2016; ZHANG et al., 2017). Muitos trabalhos que visam acessar o potencial de contaminação com fósforo a partir do solo para ambientes aquáticos acabam dando enfoque nesta fração (ABBOUD et al., 2018; BORTOLON et al., 2016; CASSON et al., 2006; GATIBONI et al., 2015; HUA et al., 2016). Entre estes trabalhos é comum considerar que as maiores perdas ocorreram nos solos menos sortivos, devido ao fósforo adicionado a estes permanecer em formas mais lábeis (KLEINMAN, 2017). Ainda, a abordagem em trabalhos desta natureza se utiliza de parâmetros ligados ao grau de saturação do solo com fósforo, ponderando um ponto a partir do qual há aumento da quantidade de fósforo na solução de equilíbrio entre solo e água (ABBOUD et al., 2018; BORTOLON et al., 2016; CASSON et al., 2006; GATIBONI et al., 2015).

Estes modelos, apesar de bem embasados, utilizam amostras de solos tradicionalmente coletadas para análise química do solo, com finalidade de caracterizar a fertilidade do mesmo, em profundidade de 0,00-0,10 ou 0,00-0,20 m (CQFS-RS/SC, 2016). Ou seja, consideram uma camada diagnóstica maior da que realmente interage com o escoamento. Deste modo, estes modelos podem ser verdadeiros quando relacionados às perdas de fósforo por lixiviação, mas se mostrar errôneos para as perdas por escoamento superficial. Isto por não considerar o grau de enriquecimento da camada superficial do solo e a profundidade de interação entre o solo e o escoamento (BAKER et al., 2017).



A maior capacidade de difusão do fósforo aplicado em solos pouco sortivos para o interior do perfil dilui a quantidade do nutriente na camada mais superficial. Contrariamente, solos mais sortivos apresentam enriquecimento superficial acentuado e conseqüentemente esta camada ultrapassa o limite acima do qual uma maior quantidade de fósforo se torna prontamente disponível em solução. Como por exemplo, o modelo proposto por Gatiboni et al. (2015) pontua que quanto maior o teor de argila de um solo, maior poderá ser o teor de fósforo neste sem que haja transferência excessiva do nutriente para a solução e então, para o ambiente. Porém, para a interpretação deste modelo é utilizada a camada diagnóstica de 0,00-0,10 m e, devido à estratificação do fósforo em profundidade, o limite proposto será atingido muito mais rapidamente na camada de interação entre o solo e o escoamento do que na camada avaliada.

### 5.3.2 Fósforo biodisponível

Além do P-H<sub>2</sub>O, outras frações de fósforo são perdidas pelo escoamento e devem ser consideradas em trabalhos de caracterização do risco ambiental de práticas agrícolas (CORRELL, 1998). Uma destas frações é o P-RTA, que compreende as formas solúveis de fósforo mais as formas em equilíbrio rápido com a suspensão, e por isso pode ser considerado a fração disponível para organismos como plantas, algas, fungos e bactérias (LAMBERT et al., 2015; LI; BRETT, 2015; UUSITALO; EKHOLM, 1999; YANG; LIU; ZHANG, 2018).

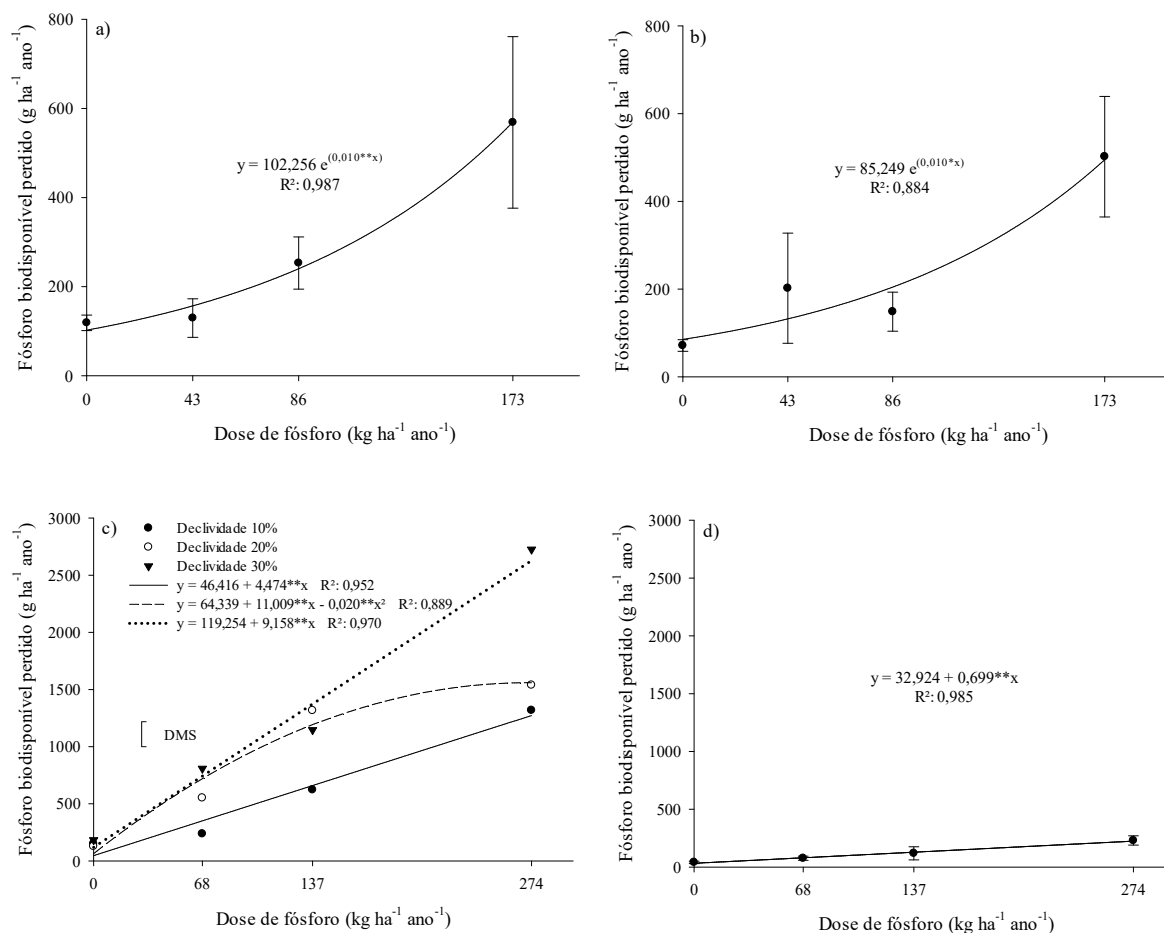
Assim como para as perdas de P-H<sub>2</sub>O, o aumento da dose de fósforo também incrementou as perdas de fósforo biodisponível (P-RTA). No primeiro ano, as perdas de P-RTA aumentaram exponencialmente em ambos os locais, inclusive com coeficientes semelhantes, diferindo apenas na perda básica, que no Nitossolo foi de 102,3 g ha<sup>-1</sup> de P-RTA (Figura 13a) e no Cambissolo foi de 85,3 g ha<sup>-1</sup> de P-RTA (Figura 13b). Como também observado para o P-H<sub>2</sub>O, doses de até 86 kg ha<sup>-1</sup> de fósforo causaram menor efeito na elevação das perdas de P-RTA, nos dois locais. O que sugere que no Nitossolo este comportamento está diretamente ligado a perda de P-H<sub>2</sub>O, que compreende aproximadamente 90% desta fração. Enquanto no Cambissolo, o P-H<sub>2</sub>O compõe em média 60% do P-RTA, provando haver a participação mais proeminente de outras formas de fósforo.

No segundo ano avaliado, as perdas de P-RTA no Nitossolo variaram em função da dose e da declividade (Figura 13c). Nas declividades de 10 e 30% as perdas de P-RTA aumentaram, respectivamente, em 4,5 e 9,2 g ha<sup>-1</sup> para cada quilograma adicional de fósforo, um incremento de 1,0 g ha<sup>-1</sup> para cada 10% de aumento na declividade. A declividade de 20% apresentou crescimento quadrático para as perdas de P-RTA em função da dose, com perda máxima

estimada em 1503,3 g ha<sup>-1</sup> na dose de 274 kg ha<sup>-1</sup> de fósforo. A declividade de 30% apresentou perdas superiores que a de 10%, com exceção para a dose 0, e superiores que a de 20% nas doses de 137 e 274 kg ha<sup>-1</sup> de fósforo. Já no Cambissolo, no segundo ano as perdas de P-RTA variaram apenas em função da dose, aumentando linearmente em 0,7 g para cada quilograma adicional de fósforo (Figura 13d).

Nesse ano não houve correlação significativa entre P-RTA e sedimentos nos dois locais, provavelmente devido a redução da perda de sedimentos comparativamente ao primeiro ano. Ou seja, as formas de fósforo que compõe a fração biodisponível no segundo ano avaliado, em geral, não estavam ligadas aos sedimentos, provavelmente havendo maior participação das formas solúveis reativas e não reativas ao método colorimétrico utilizado na determinação de P-H<sub>2</sub>O. Porém, vale salientar que a permanência do sedimento em um ambiente redutor, dentro dos coletores, pode favorecer a redução do ferro nos óxidos e conseqüentemente liberar o fósforo adsorvido a este, superestimando os valores de P-RTA (ROBOREDO; COUTINHO, 2006).

Figura 13 - Fósforo biodisponível (P-RTA) perdido por escoamento superficial a partir de áreas que receberam doses de fósforo, na forma de dejetos líquidos de suínos, após o primeiro ano de avaliação, valores médios de três declividades para um Nitossolo (a) e Cambissolo (b), e para o segundo ano de avaliação, valores de três declividades para um Nitossolo (c), e média de três declividades para um Cambissolo (d).



Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Barras representam o erro padrão da média; \*Significativo a 5% de probabilidade de erro; \*\*Significativo a 1% de probabilidade de erro; DMS: diferença mínima significativa entre as declividades pelo teste LSD ( $P < 0,05$ ).

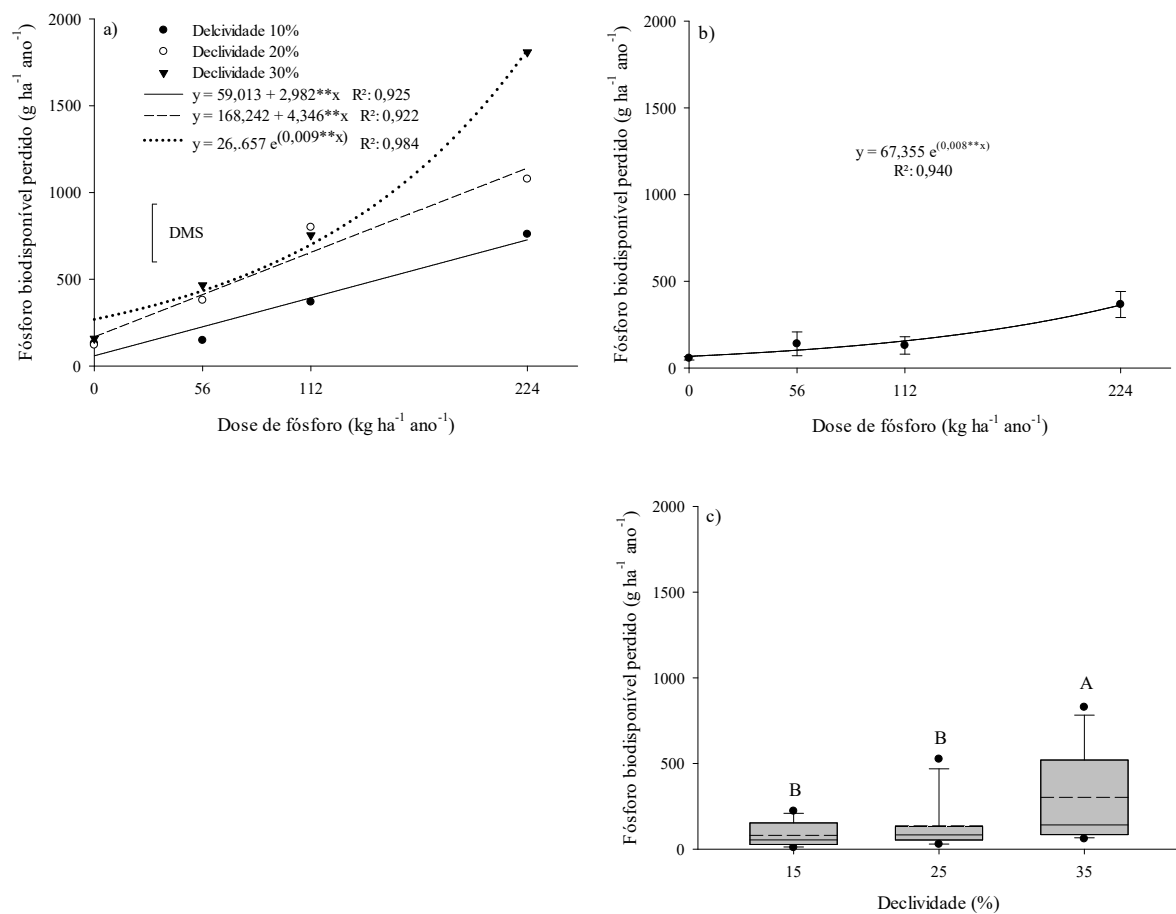
Na média dos anos, a aplicação de fósforo aumentou as perdas de P-RTA em ambos os locais, no entanto, com interação dos fatores dose e declividade para o Nitossolo (Figura 14a) e efeito isolado dos fatores para o Cambissolo (Figuras 14 b e 14c).

Para o Nitossolo na declividade de 10%, as perdas de P-RTA aumentaram 3,0 g ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> para cada quilograma adicional de fósforo. Já na declividade de 20% esse aumento foi 46% superior, aumentando em 4,4 g ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>. Para a declividade de 30% o aumento das perdas foi exponencial, diferindo da declividade de 20% apenas na maior dose de fósforo (Figura 14a). Isso evidencia que áreas mais declivosas são mais vulneráveis às perdas de P-RTA quando submetidas à aplicação de doses elevadas de fósforo. No Cambissolo, o incremento das perdas de P-RTA em função das doses de fósforo foi exponencial, contudo, com menor magnitude até

a dose de  $112 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  de fósforo (Figura 14b). Em relação à declividade, a perda de P-RTA na área de 35% foi de  $342,4 \text{ g ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , duas vezes maior que nas demais, com média de  $170,0 \text{ g ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  (Figura 14c).

Estes resultados nos dão indícios sobre o manejo que deve ser adotado para reduzir as perdas de P-RTA. Para um solo argiloso, por exemplo, a declividade passa a ter uma maior importância quando aplicadas doses de fósforo elevadas e acima da necessidade das plantas. Enquanto isso, para um solo arenoso, em algum ponto entre as declividades de 25 e 35% há aumento da perda, independentemente da dose fósforo. É importante considerar também a magnitude destas perdas, muito mais expressivas no solo argiloso que no arenoso. No entanto, a diferença do volume escoado entre os locais insere algumas incertezas sobre como seria o comportamento e a magnitude dessas perdas em precipitações e escoamentos equivalentes.

Figura 14 - Fósforo biodisponível perdido por escoamento superficial em função da dose de fósforo aplicada e declividade em um Nitossolo (a), e em função da dose (b) ou declividade (c) em um Cambissolo (b; c), média de dois anos de avaliação.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2018

Em (a) e (b): barras representam o erro padrão da média; \*Significativo a 5% de probabilidade de erro; \*\*Significativo a 1% de probabilidade de erro; DMS: diferença mínima significativa entre as declividades pelo

teste LSD ( $P < 0,05$ ). Em (c): Linhas contínuas representam a mediana; Linhas tracejadas representam a média de cada declividade; Médias seguidas de letras iguais não diferem entre si pelo teste LSD ( $P > 0,05$ ).

Na avaliação do P-RTA está embutido o P-H<sub>2</sub>O, sendo válida toda a discussão a respeito desta fração, fato corroborado pela forte correlação entre estas variáveis (Tabela 4). Mas também estão embutidas formas orgânicas e inorgânicas de fósforo em equilíbrio com a solução (CHEESMAN; TURNER; REDDY, 2010; ROBOREDO; COUTINHO, 2006; SHARPLEY, 1993; UUSITALO; EKHOLM, 1999). Estas formas são perdidas pelo escoamento superficial, ligadas às partículas orgânicas e inorgânicas, com baixa energia de ligação (BOL et al., 2016; MAYNARD; O'GEEN; DAHLGREN, 2009). A perda preferencial de partículas coloidais pelo escoamento (BOL et al., 2016; MAHMOODABADI; SAJJADI, 2016; RAMOS et al., 2016), acaba carreando justamente as partículas mais concentradas, havendo um enriquecimento com fósforo no sedimento perdido em relação ao solo como um todo (BORDA et al., 2014; LEINWEBER; HAUMAIER; ZECH, 1997; SHARPLEY, 1980). Este enriquecimento dos sedimentos está correlacionado com o supracitado enriquecimento superficial do solo com fósforo (BOITT et al., 2018; BORDA et al., 2014; DE CONTI et al., 2015), que é preferencialmente perdida por estar na interface entre o solo e o escoamento (BAKER et al., 2017; BORDA et al., 2014; SHARPLEY, 1985; YANG et al., 2015). Com o aumento da dose de fósforo aplicada superficialmente eleva-se o grau de saturação de fósforo nos sedimentos, aumentando a quantidade passível de troca com o meio (BORDA et al., 2014; GUARDINI et al., 2012).

Contudo, a correlação moderada das perdas de P-RTA com os sedimentos (Tabela 4) nos alerta para a participação de outras formas de P, não ligadas a estes. Este conjunto de outras formas pode conter formas inorgânicas e orgânicas de fósforo dissolvidas e não reativas ao método colorimétrico utilizado na determinação de P-H<sub>2</sub>O, mas extraídos pela resina de troca iônica (CHEESMAN; TURNER; REDDY, 2010; ROBOREDO; COUTINHO, 2006), e inclusive associadas ao próprio dejetos aplicado (KUMARAGAMAGE; AKINREMI; GRIEGER, 2013; LEINWEBER; HAUMAIER; ZECH, 1997). Em áreas que recebem aplicações superficiais de dejetos é comum observar o aumento do pH e de cátions como cálcio, magnésio e potássio na superfície do solo (BRUNETTO et al., 2012; CASSOL et al., 2012; LOURENZI et al., 2014; PENHA et al., 2015; WHALEN et al., 2000) favorecendo a precipitação de fosfatos, principalmente com cálcio (GROSSL; INSKEEP, 1991; SATO et al., 2005). Estes fosfatos inorgânicos acabam se dissociando, devido à exaustão de íons na solução provocada pelo método de extração, e contribuindo com o P-RTA (ROBOREDO; COUTINHO, 2006). E ainda, as formas orgânicas de fósforo, que são preferencialmente encontradas na

superfície do solo (TIECHER; DOS SANTOS; CALEGARI, 2012), sobretudo em solos fertilizados com esterco, são passíveis de transferência para o ambiente (BOITT et al., 2018; LOURENZI et al., 2015). Formas orgânicas de fósforo são frequentemente esquecidas em trabalhos que versam sobre a transferência de fósforo para o ambiente (DODD; SHARPLEY, 2015), mas podem contribuir significativamente para tal (DODD; SHARPLEY; BERRY, 2018).

Tabela 4 - Correlação linear de Spearman entre a declividade, dose de fósforo (P) aplicada, volume escoado, fósforo solúvel reativo (P-H<sub>2</sub>O), fósforo biodisponível (P-RTA), fósforo total (P-total) e sedimentos, avaliados em um Cambissolo e em um Nitossolo no primeiro e segundo ano de condução de experimento com aplicação de doses de P em áreas de pastagem com diferentes declividades e na média dos dois anos. (Continua)

	Dose	Escoamento	P-H <sub>2</sub> O	P-RTA	P-total	Sedimento
----- Cambissolo 1º ano -----						
Declividade	0,00 <sup>ns</sup>	0,226 <sup>ns</sup>	0,426**	0,521**	0,488**	0,170 <sup>ns</sup>
Dose		0,00 <sup>ns</sup>	0,651**	0,576**	0,383*	-0,081 <sup>ns</sup>
Escoamento			0,499**	0,451**	0,729***	0,773***
P-H <sub>2</sub> O				0,889***	0,773***	0,350*
P-RTA					0,819***	0,320 <sup>ns</sup>
P-total						0,607***
----- Cambissolo 2º ano -----						
Declividade	0,00 <sup>ns</sup>	0,033 <sup>ns</sup>	0,442**	0,458**	0,275 <sup>ns</sup>	-0,111 <sup>ns</sup>
Dose		-0,033 <sup>ns</sup>	0,462**	0,631***	0,335*	-0,053 <sup>ns</sup>
Escoamento			0,484**	0,329*	0,649***	0,893***
P-H <sub>2</sub> O				0,884***	0,829***	0,334*
P-RTA					0,792***	0,208 <sup>ns</sup>
P-total						0,554***
----- Cambissolo média de dois anos -----						
Declividade	0,00 <sup>ns</sup>	0,200 <sup>ns</sup>	0,488**	0,501**	0,426**	0,072 <sup>ns</sup>
Dose		-0,029 <sup>ns</sup>	0,662***	0,643***	0,469**	-0,036 <sup>ns</sup>
Escoamento			0,445**	0,395*	0,671***	0,769***
P-H <sub>2</sub> O				0,95***	0,876***	0,262 <sup>ns</sup>
P-RTA					0,849***	0,216 <sup>ns</sup>
P-total						0,462**
----- Nitossolo 1º ano -----						
Declividade	0,00 <sup>ns</sup>	0,760***	0,242 <sup>ns</sup>	0,429**	0,531**	0,848***
Dose		0,203 <sup>ns</sup>	0,392*	0,402*	0,445**	0,110 <sup>ns</sup>
Escoamento			0,657***	0,766***	0,76***	0,911***
P-H <sub>2</sub> O				0,887***	0,773***	0,579***
P-RTA					0,833***	0,721***
P-total						0,704***

Tabela 4 - Correlação linear de Spearman entre a declividade, dose de fósforo (P) aplicada, volume escoado, fósforo solúvel reativo (P-H<sub>2</sub>O), fósforo biodisponível (P-RTA), fósforo total (P-total) e sedimentos, avaliados em um Cambissolo e em um Nitossolo no primeiro e segundo ano de condução de experimento com aplicação de doses de P em áreas de pastagem com diferentes declividades e na média dos dois anos. (Conclusão)

----- Nitossolo 2º ano -----						
Declividade	0,00 <sup>ns</sup>	0,865***	0,406*	0,278 <sup>ns</sup>	0,301 <sup>ns</sup>	0,793***
Dose		-0,045 <sup>ns</sup>	0,765***	0,894***	0,777***	-0,053 <sup>ns</sup>
Escoamento			0,487**	0,298 <sup>ns</sup>	0,347*	0,823***
P-H <sub>2</sub> O				0,943***	0,854***	0,398*
P-RTA					0,858***	0,245 <sup>ns</sup>
P-total						0,389*
----- Nitossolos média de dois anos -----						
Declividade	0,00 <sup>ns</sup>	0,789***	0,400*	0,308 <sup>ns</sup>	0,364*	0,829***
Dose		0,165 <sup>ns</sup>	0,741***	0,861***	0,777***	0,120 <sup>ns</sup>
Escoamento			0,608***	0,537***	0,520**	0,892***
P-H <sub>2</sub> O				0,952***	0,858***	0,590***
P-RTA					0,885***	0,473**
P-total						0,536***

Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

\*Significativo a 5% de probabilidade de erro; \*\*Significativo a 1% de probabilidade de erro; \*\*\*Significativo a 0,1% de probabilidade de erro; <sup>ns</sup> não significativo.

A determinação do P-RTA se mostra mais sensível às doses e à declividade do que o P-H<sub>2</sub>O, apresentando inclusive interação entre essas no solo mais argiloso. Esta fração, por se correlacionar melhor com o desenvolvimento de algas que o P-H<sub>2</sub>O (LAMBERT et al., 2015; LI; BRETT, 2015; UUSITALO; EKHOLM, 1999; YANG; LIU; ZHANG, 2018) deveria ser utilizada em seu lugar na obtenção de modelos de limite crítico ambiental de fósforo em solos. Ainda, por quantificar também algumas formas orgânicas de fósforo (CHEESMAN; TURNER; REDDY, 2010) perdidas por escoamento, inclui um compartimento importante, porém em sua maioria esquecido (DODD; SHARPLEY; BERRY, 2018). No entanto, a adoção do método de P-RTA como parâmetro para estabelecimento de limites ambientais de fósforo no solo, ao invés do P-H<sub>2</sub>O, não exclui a necessidade de considerar a taxa de enriquecimento superficial do solo com esse elemento (BAKER et al., 2017).

A quantificação das frações de P-H<sub>2</sub>O e P-RTA perdidas por escoamento superficial tem sido utilizada na tentativa de avaliar o potencial poluente do fósforo para o ambiente e estipular o limite crítico ambiental desse nutriente para os solos (ABBOUD et al., 2018; BORTOLON et al., 2016; CASSON et al., 2006; GATIBONI et al., 2015; HUA et al., 2016; MAYNARD; O'GEEN; DAHLGREN, 2009; SHARPLEY, 1993; UUSITALO; EKHOLM, 1999). A partir da determinação deste limite se procura adotar práticas que visem reduzir essas perdas para os

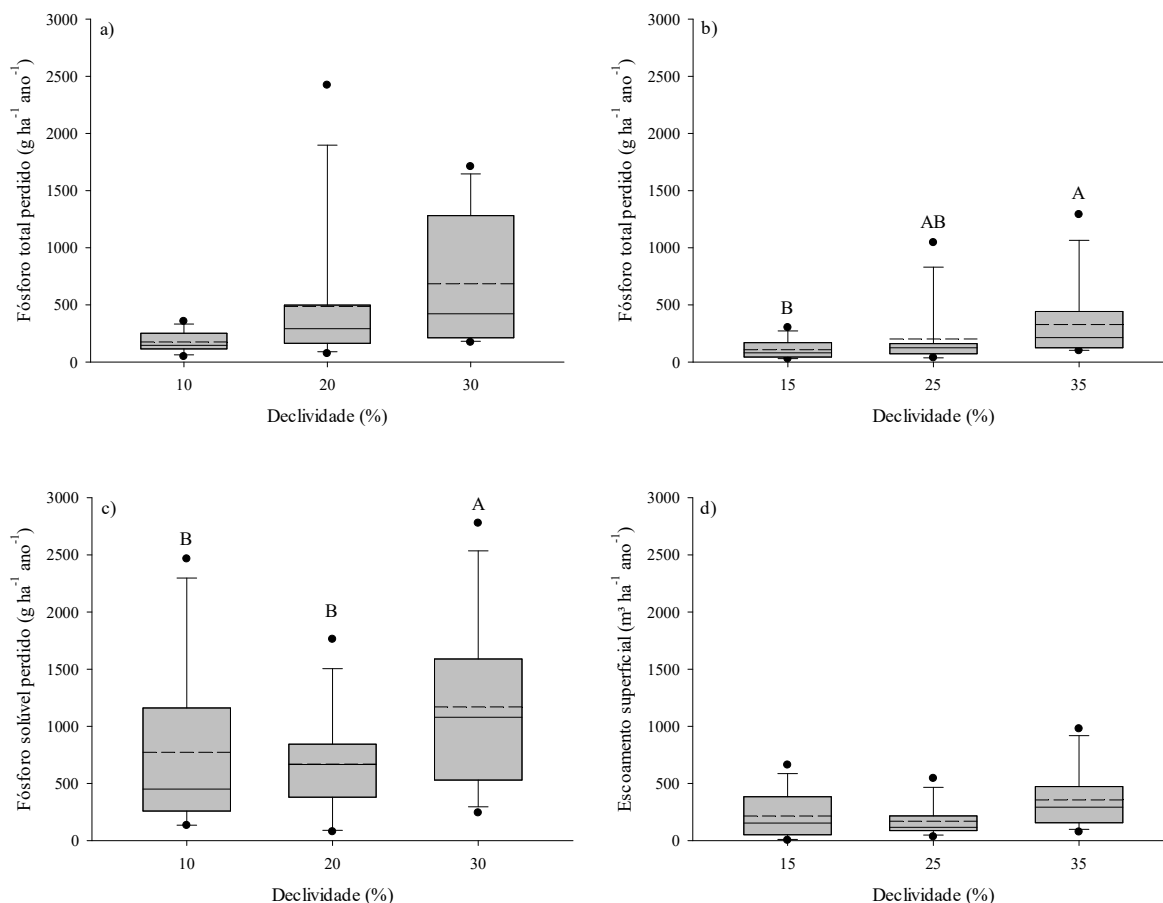
menores valores possíveis. Esse tipo de iniciativa, utilizada ao redor do mundo, tem tido efeitos controversos na melhoria da qualidade da água, melhorando em alguns casos (CULLUM et al., 2006; SCHUSTER et al., 2017) ou não alterando em outros (JARVIE et al., 2013; NELSON; SHOBER, 2011; SHARPLEY et al., 2012). Em geral, o que se observa é um atraso da melhoria da qualidade da água em resposta às práticas de manejo adotadas com este intuito (JARVIE et al., 2013; MEALS; DRESSING; DAVENPORT, 2010). Esse atraso está relacionado com o legado de fósforo que existe no ambiente, construído durante anos de manejo do solo sem preocupação com a poluição (CASSIDY; DOODY; WATSON, 2016; JARVIE et al., 2013; MEALS; DRESSING; DAVENPORT, 2010; ROWE et al., 2016; WITHERS et al., 2018). Em algumas situações, boa parte do fósforo perdido se encontra em formas não trocáveis, ou não quantificadas pelos métodos de P-H<sub>2</sub>O e P-RTA (BORDA et al., 2014; YANG; LIU; ZHANG, 2018). Este fósforo pode estar adsorvido aos constituintes minerais e óxidos dos sedimentos ou mesmo em formas orgânicas recalcitrantes (BORDA et al., 2014; MAYNARD; O'GEEN; DAHLGREN, 2009; YANG; LIU; ZHANG, 2018). Apesar dessas formas não serem consideradas trocáveis, a longo prazo contribuem para o enriquecimento de fósforo no ambiente (BORDA et al., 2014; MAYNARD; O'GEEN; DAHLGREN, 2009). Por isso, para se adotar medidas com resultados a longo prazo, devemos entender os mecanismos envolvidos na transferência total de fósforo para o ambiente, independentemente de sua forma ou disponibilidade.

### 5.3.3 Fósforo total

As perdas totais de fósforo (P-total) foram influenciadas pela declividade do terreno nos dois solos, mas no Cambissolo isso se restringiu ao primeiro ano de avaliação e no Nitossolo ao segundo ano de avaliação (Figura 15). O aumento da declividade de 15 para 35% no Cambissolo, incrementou as perdas totais de fósforo de 107,8 para 328,4 g ha<sup>-1</sup> no primeiro ano (Figura 15b), um incremento de 11,0 g de fósforo para cada 1% de aumento na declividade. Neste mesmo ano o Nitossolo apresentou perda média entre as declividades de 449,2 g ha<sup>-1</sup> (Figura 15a). No segundo ano de avaliação, a perda média de fósforo no Cambissolo foi de 247,0 g ha<sup>-1</sup> entre as três declividades (Figura 15d), enquanto no Nitossolo foi de 721,0 g ha<sup>-1</sup> nas declividades de 10 e 20%, aumentando para 1170,0 g ha<sup>-1</sup> na declividade de 30% (Figura 15c). A redução do volume de chuva em aproximadamente 300 mm em relação ao primeiro ano e o aumento da infiltração em função do estabelecimento da pastagem (DOS SANTOS et al., 2017; HARUNA et al., 2018; LEUNG et al., 2017) podem estar associados a este resultado.



Figura 15 - Fósforo total (P-total) perdido por escoamento superficial em Nitossolo e Cambissolo com três declividades no primeiro (a; b) e segundo (c; d) ano de avaliação.



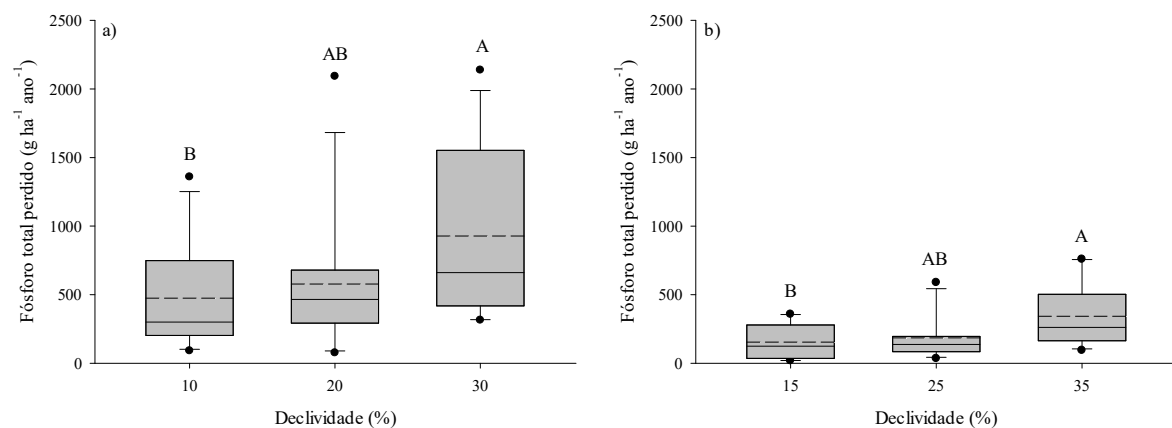
Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Linhas contínuas representam a mediana; Linhas tracejadas representam a média de cada declividade; Médias seguidas de letras iguais não diferem entre si pelo teste LSD ( $P > 0,05$ ).

Como já mencionado o aumento da declividade incrementa o escoamento e a perda de sedimentos, e com isso a perda de P-total (BOURAIMA; HE; TIAN, 2016; DODD; SHARPLEY, 2016; RAMOS et al., 2016). Tanto as formas solúveis como as formas de fósforo adsorvidas às partículas do solo são carregadas pelo escoamento, sejam orgânicas ou inorgânicas, incrementando o total perdido (DODD; SHARPLEY, 2015, 2016). Aumentando a declividade se eleva exponencialmente a profundidade efetiva de interação entre o solo e o escoamento superficial e assim o transporte de elementos (SHARPLEY, 1985; YANG et al., 2015). Isso pode explicar o aumento não linear observado, parecendo haver um ponto entre as declividades 20 e 30% no Nitossolo onde a declividade passa a contribuir significativamente com as perdas de P-total.

No entanto, ao avaliar a quantidade anual média de P-total perdida, o efeito da declividade foi significativo em ambos os locais (Figura 16). No Nitossolo a perda de P-total aumentou da menor para a maior declividade, passando de 474,4 para 927,5 g ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> nas declividades de 10 e 30%, respectivamente (Figura 16a). O mesmo comportamento foi observado para o Cambissolo, onde as perdas de P-total passaram de 154,4 para 342,4 g ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> nas declividades de 15 e 35%, respectivamente (Figura 16b). Independentemente do local, o incremento das perdas em função da declividade foi proporcional, dobrando da menor para a maior declividade. Ainda, independentemente da declividade, no Nitossolo houve perdas de fósforo 3 vezes maiores que o Cambissolo, que é a mesma razão encontrada entre os teores de argila de ambos. Como a adsorção de fósforo está relacionada com o teor de argila do solo (COX, 1994; GÉRARD, 2016; IGE et al., 2005; OLIVEIRA et al., 2014), provavelmente no Nitossolo houve um enriquecimento superficial com o nutriente três vezes maior que o Cambissolo.

Figura 16 - Fósforo total perdido por escoamento superficial em três faixas de declividade de um Nitossolo (a) e de um Cambissolo (b), média de dois anos de avaliação.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

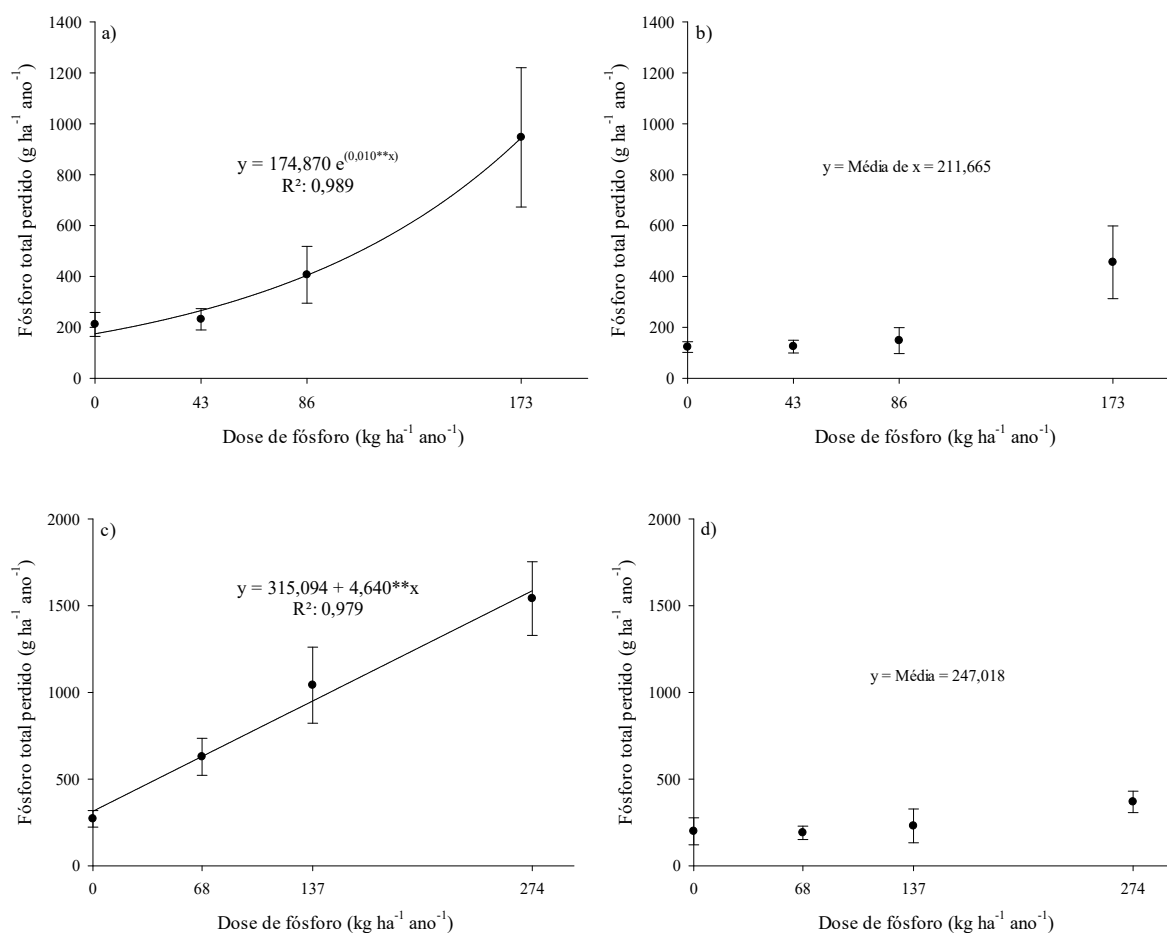
Linhas contínuas representam a mediana; Linhas tracejadas representam a média de cada declividade; Médias seguidas de letras iguais não diferem entre si pelo teste LSD ( $P > 0,05$ ).

O aumento das perdas de P-total em função da declividade e da dose de fósforo é resultado dos processos já citados no aumento da transferência de água e sedimentos com o aumento da declividade (BOURAIMA; HE; TIAN, 2016; DOS SANTOS et al., 2017; KHAN et al., 2016; MAHMOODABADI; SAJJADI, 2016; MORBIDELLI et al., 2018; RAMOS et al., 2016) e enriquecimento destes em função da dose de fósforo aplicada (BOITT et al., 2018; BORDA et al., 2014; DE CONTI et al., 2015). Enquanto a diferença na magnitude entre os locais pode ser atribuída ao volume escoado e à taxa de enriquecimento superficial de fósforo

diferenciada em solos com teores de argila contrastantes (BAKER et al., 2017; GÉRARD, 2016; IGE et al., 2005; OLIVEIRA et al., 2014; RUBÆK et al., 2013; SHARPLEY, 1980).

As doses de fósforo adicionadas via DLS ao solo tiveram efeito sobre as perdas de P-total no Nitossolo, com aumento exponencial das perdas no primeiro ano (Figura 17a) e linear no segundo ano (Figura 17c), com perdas básicas de 174,0 e 314,2 g ha<sup>-1</sup> no primeiro e segundo ano, respectivamente. Por outro lado, no Cambissolo a perda média foi de 212,67 e 247,0 g ha<sup>-1</sup>, independentemente da dose, no primeiro e segundo anos, respectivamente (Figuras 16b e 16d). A maior perda de P-total no Nitossolo em relação ao Cambissolo é notada em ambos os anos avaliados, independentemente da declividade ou dose.

Figura 17 - Fósforo total (P-total) perdido por escoamento superficial a partir de áreas que receberam doses de fósforo, na forma de dejetos líquidos de suínos, de um Nitossolo e de um Cambissolo no primeiro (a; b) e segundo (c; d) ano de avaliação.

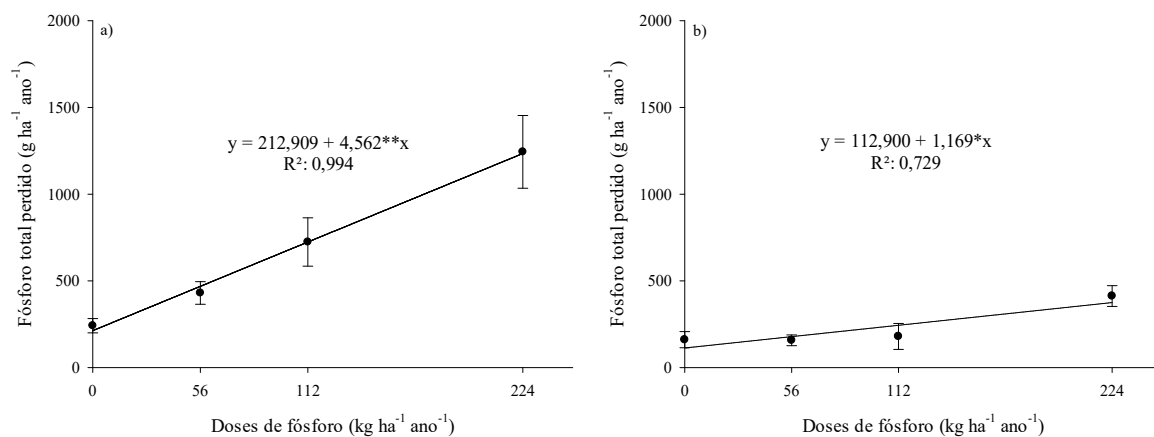


Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

Barras representam o erro padrão da média; \*Significativo a 5% de probabilidade de erro; \*\*Significativo a 1% de probabilidade de erro.

Quando avaliadas as perdas médias anuais de P-total em função das doses de fósforo, ambos locais apresentaram resposta linear (Figuras 18a e 18b). No Nitossolo, a perda de P-total na ausência de aplicação de fósforo foi o dobro da observada para o Cambissolo na mesma condição, com valores de 212,5 e 112,9 g ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, respectivamente. O incremento das perdas de P-total no Nitossolo foi de 4,6 g ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> para cada quilograma adicional de fósforo aplicado, enquanto no Cambissolo foi de apenas 1,2 g ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, quatro vezes inferior.

Figura 18 - Fósforo total perdido por escoamento superficial em função da dose de fósforo aplicada em um Nitossolo (a) e em um Cambissolo (b), média de dois anos de avaliação.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2018

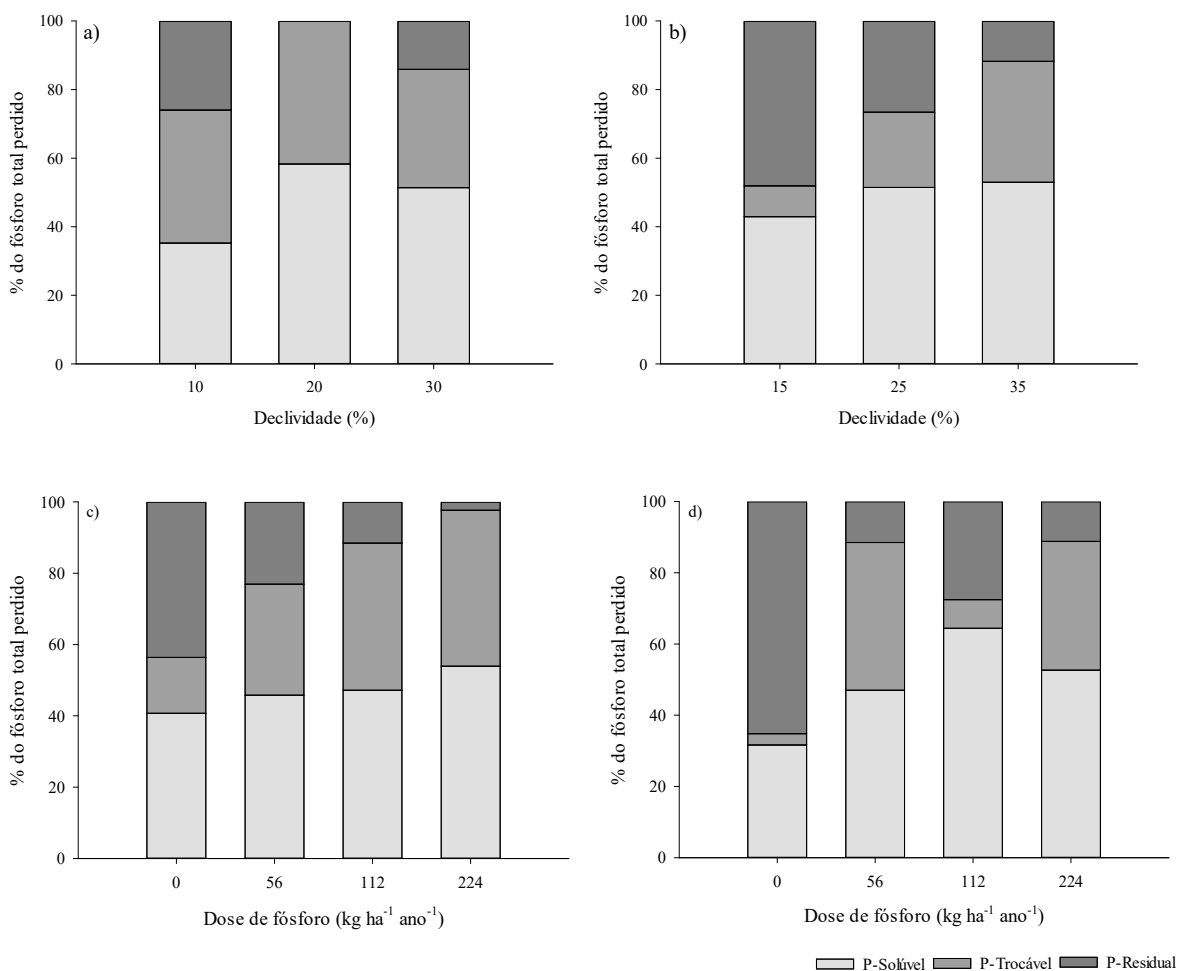
Barras representam o erro padrão da média; \*Significativo a 5% de probabilidade de erro; \*\*Significativo a 1% de probabilidade de erro.

### 5.3.4 Participação relativa de frações de fósforo na quantidade total de fósforo perdido

A participação relativa dos compartimentos P-solúvel, P-trocável e P-residual na perda total de fósforo em função da declividade do terreno e das doses de fósforo aplicadas aos solos via DLS são mostrados na figura 19. O P-solúvel foi responsável em média por 50% das perdas totais de fósforo, independentemente da declividade nos dois locais. No entanto foi dependente da dose no Cambissolo. O compartimento P-trocável foi responsável por aproximadamente 40% das perdas no Nitossolo, independentemente da declividade, mas sua participação aumentou de 16 para 44% das perdas totais em resposta ao aumento da dose de fósforo. No Cambissolo, esse mesmo compartimento teve participação de 9% das perdas totais de fósforo na declividade de 15%, aumentando quatro vezes com o aumento da declividade para 35%. Do mesmo modo, o compartimento P-trocável foi dependente da dose para o Cambissolo.

Como o compartimento P-solúvel tem menor variabilidade que os demais, o aumento da participação do P-trocável nas proporções das perdas totais de fósforo indicam, consequentemente, redução na participação percentual do P-residual nas perdas totais em resposta tanto ao aumento da declividade como para o aumento da dose. Ou seja, conforme se aumenta a declividade e/ou a dose além de haver, de modo geral, perda de maior quantia de fósforo, como mostrado até aqui, há perda de formas de fósforo de maior disponibilidade.

Figura 19 - Percentual de fósforo solúvel, trocável e residual em relação ao total perdido nos dois anos em áreas com diferentes declividades (a; b) e que receberam diferentes doses de fósforo vida dejetado líquido de suínos (c; d) em um Nitossolo (a; c) e Cambissolo (b; d), respectivamente.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2018

#### 5.4 PERDA DE FÓSFORO E POLUIÇÃO AMBIENTAL

A quantidade de fósforo perdida por escoamento superficial apresenta uma ampla variação em função de fatores como tipo de solo, teor de fósforo no solo, intensidade e volume

de precipitação, uso e manejo do solo, topografia do terreno, entre outros. Isso torna difícil a comparação de resultados entre estudos dessa natureza, mesmo assim, os resultados encontrados nesse estudo estão dentro dessa ampla faixa de variação (BERTOL et al., 2010; CASSIDY; DOODY; WATSON, 2016; VADAS et al., 2015). Mas, se faz necessário ainda, conhecer o potencial poluente desse escoamento para a partir dessa informação se adotar medidas mitigatórias.

Recursos hídricos com características distintas irão apresentar capacidades diferentes de suporte de receber esse nutriente. Ambientes lênticos, por exemplo, apresentam uma capacidade menor de suportar contaminação com fósforo, se comparados a ambientes lóticos. A menor oxigenação e maior potencial redutor em ambientes lênticos tendem a manter o fósforo em formas mais disponíveis à atividade microbiana (LIANG et al., 2014; WAN et al., 2013; WANG et al., 2016). Mesmo assim, não existe um valor universal ou consenso a respeito de quanto fósforo um ambiente aquático consegue suportar, ou mesmo quanto fósforo é seguro perder, o que pode ser considerado como o ponto fraco de qualquer regulamentação a esse respeito. A legislação brasileira, por exemplo, classifica os recursos hídricos conforme seu uso e determina concentrações de fósforo total permitidas em cada classe (CONAMA, 2005). Na classe III, classe mais branda de recursos lóticos, os quais podem ser destinadas ao consumo humano após algum tipo de tratamento, o limite de fósforo total estabelecido é de  $0,15 \text{ mg L}^{-1}$ .

Tendo esse valor como referência, podemos estimar que para cada litro de escoamento proveniente das áreas do Nitossolo e Cambissolo que receberam a maior dose de fósforo, respectivamente 15 e 18 litros de água pura poderiam ter seu teor de fósforo elevado acima do estabelecido pela legislação. Contudo, mesmo o escoamento gerado na ausência de aplicação de fósforo apresenta esse potencial, contaminando 4 e 6 litros de água pura para cada litro escoado no Nitossolo e Cambissolo, respectivamente. Assim, é possível considerar que mesmo ambientes naturais possam contribuir para o aumento da concentração de fósforo nos ambientes aquáticos para teores acima do limite permitido pela legislação.

Enquanto não houver maiores esforços de pesquisa para determinar os limites de fósforo nos ambientes aquáticos será difícil argumentar sobre quanto seria aceitável perder de uma área agrícola. Porém, são inquestionáveis os efeitos deletérios de altas concentrações de fósforo em ambiente aquáticos e sua participação no processo de eutrofização (CORRELL, 1998; MACCOUX et al., 2016; ZHANG et al., 2017), por isso podemos definir que quanto menos perdas melhor. Assim, determinar quantitativamente os efeitos das principais variáveis envolvidas no processo de transferência de fósforo de áreas agrícolas para ambientes aquáticos, como no presente estudo, é o primeiro passo para se definir práticas com o intuito de reduzir

perdas e evitar a poluição de recursos hídricos. No Brasil, não se tem conhecimento de outro trabalho dessa natureza e, por isso, para preencher essa lacuna, há necessidade de maiores esforços dos cientistas para com pesquisas com esta abordagem.

### 5.5 COEFICIENTE DE AGRAVAMENTO PARA UM MODELO DE LIMITE CRÍTICO AMBIENTAL DE FÓSFORO PARA SOLOS CATARINENSES

As perdas de fósforo por escoamento superficial aumentam exponencialmente com o incremento da declividade, independentemente do solo avaliado (Figura 20a). A diferença em magnitude das perdas de fósforo por escoamento superficial entre o Nitossolo e Cambissolo pode ser atribuída aos teores de argila contrastantes, havendo maior perda no solo mais argiloso devido o maior enriquecimento superficial com fósforo no solo mais sortivo (BERTOL et al., 2015; COX, 1994; DJODJIC; BÖRLING; BERGSTRÖM, 2004; GÉRARD, 2016; HEATHWAITE; QUINN; HEWETT, 2005; KHAN et al., 2016; LIU et al., 2012; MAZAHARI; MAHMOODABADI, 2012; RUBÆK et al., 2013; SHARPLEY, 1980, 1985). Realizando uma transformação vertical, dividindo os valores médios de fósforo perdido por escoamento superficial em cada solo por seu respectivo teor de argila, é possível verificar que o efeito da declividade é compartilhado entre os solos (Figura 20b). A diferença em magnitude observada entre os dois solos pode ser atribuída a fatores como diferença em volume e intensidade de precipitações, umidade do solo, entre outros (BUCHANAN et al., 2013; DOS SANTOS et al., 2017; EL KATEB et al., 2013; KLEINMAN et al., 2004; LIU et al., 2015b; SHARPLEY, 1985). O efeito da declividade sobre as perdas de fósforo pode ser representado por duas equações lineares segmentadas, havendo um incremento abrupto em declividades superiores a 25%, como descrito nas equações (5) e (6):

$$\text{Para } D \leq 25\% \quad P_{\text{total}}/A = 4,072 + 0,2180 D \quad (5)$$

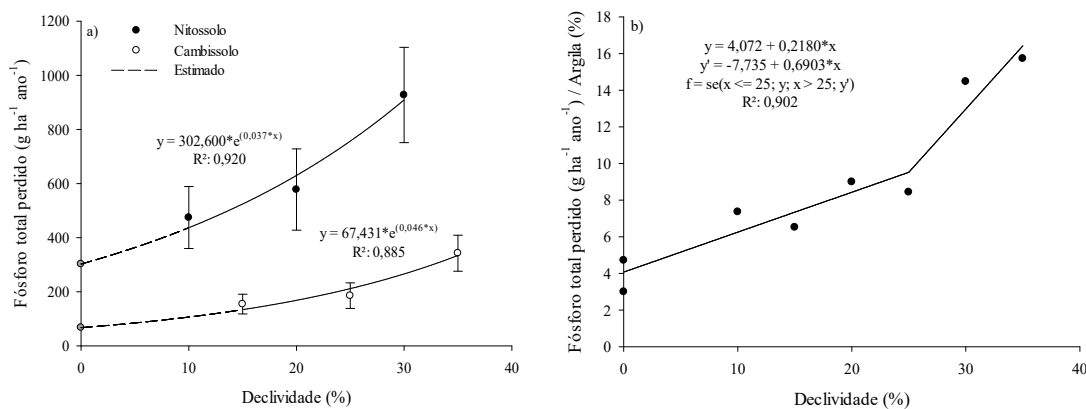
$$\text{Para } D > 25\% \quad P_{\text{total}}/A = -7,735 + 0,6903 D \quad (6)$$

onde, “P total” é a perda de fósforo total por escoamento superficial, em  $\text{g ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ; “A” é o teor de argila do solo, em percentagem e avaliado pelo método do densímetro; e “D” é a declividade do terreno, em percentagem.

Defersha; Melesse (2012) estudando perdas de sedimento por escoamento superficial em solos com teor de argila de 19 a 35%, encontraram que essas apresentam incremento abrupto

a partir de 25% de declividade, corroborando com o valor observado nesse estudo para as perdas de fósforo total, o qual está diretamente relacionado com a quantidade de sedimentos perdida (BOURAIMA; HE; TIAN, 2016; DODD; SHARPLEY, 2016). De maneira semelhante, Liu; Nearing; Risse (1994) estudando perda de solo por escoamento superficial em áreas com declividades entre 9 e 55%, propuseram a adição de uma função linear mais íngreme para determinar o parâmetro declividade da RUSLE (S factor) para áreas com declividades maiores que 25%, por entender que as funções propostas até então subestimavam as perdas nessas condições.

Figura 20 - Fósforo total perdido por escoamento superficial em função da declividade em um Nitossolo e Cambissolo, média de doze parcelas por declividade (a), e fósforo total perdido por escoamento superficial dividido pelo teor de argila do solo, em função da declividade (b).



Fonte: Elaborado pelo autor 2018.

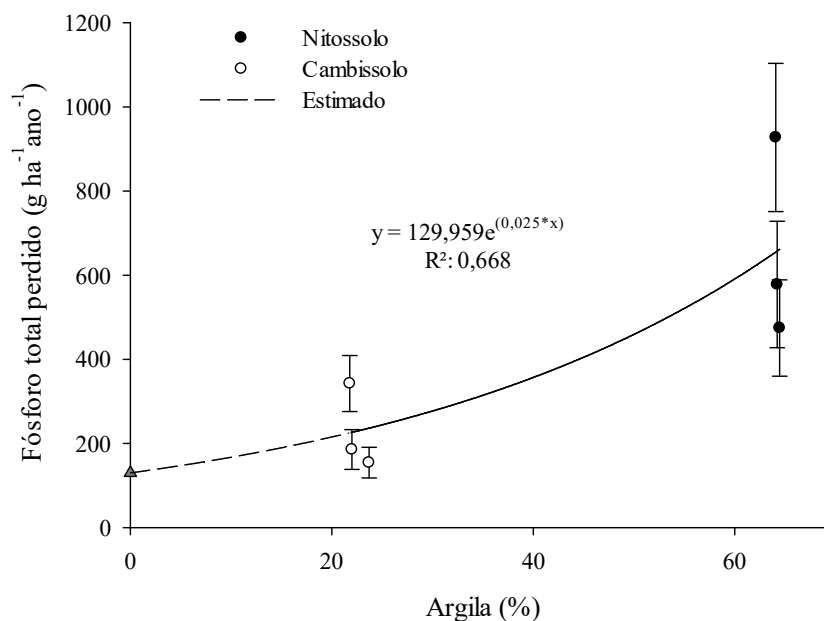
Barras representam o erro padrão da média; \*Significativo ( $p < 0,05$ ).

Do mesmo modo que para a declividade, o aumento do teor de argila do solo eleva exponencialmente as perdas de fósforo por escoamento superficial (Figura 21). Esse aumento pode estar relacionado com características físicas distintas entre solos arenosos e argilosos, como condutividade hidráulica e taxa de infiltração, ou químicas, como capacidade de adsorção e mobilidade do fósforo no perfil (ESSIG et al., 2009; JULY et al., 1999; LIU et al., 2012). Por apresentar maior condutividade hidráulica e taxa de infiltração, solos arenosos são menos susceptíveis a perdas por escoamento superficial, contudo mais propensos a perdas por lixiviação (DJODJIC; BÖRLING; BERGSTRÖM, 2004; HEATHWAITE et al., 2005; LIU et al., 2012; MAZAHERI; MAHMOODABADI, 2012; BERTOL et al., 2015). Já solos argilosos, por apresentarem maior capacidade de adsorção de fósforo que solos arenosos, tendem a apresentar maior enriquecimento com o nutriente na camada superficial do solo, tornando-o mais susceptível aos processos de perda via superfície (BAKER et al., 2017), principalmente



quando há aplicação superficial de fertilizantes (BORDA et al., 2014; DE CONTI et al., 2015; BOITT et al., 2018).

Figura 21 - Fósforo total perdido por escoamento superficial em função do teor de argila do solo em um Nitossolo e Cambissolo, média de doze parcelas por declividade (sendo quatro doses de fósforo e três repetições).



Fonte: Elaborado pelo autor 2018.

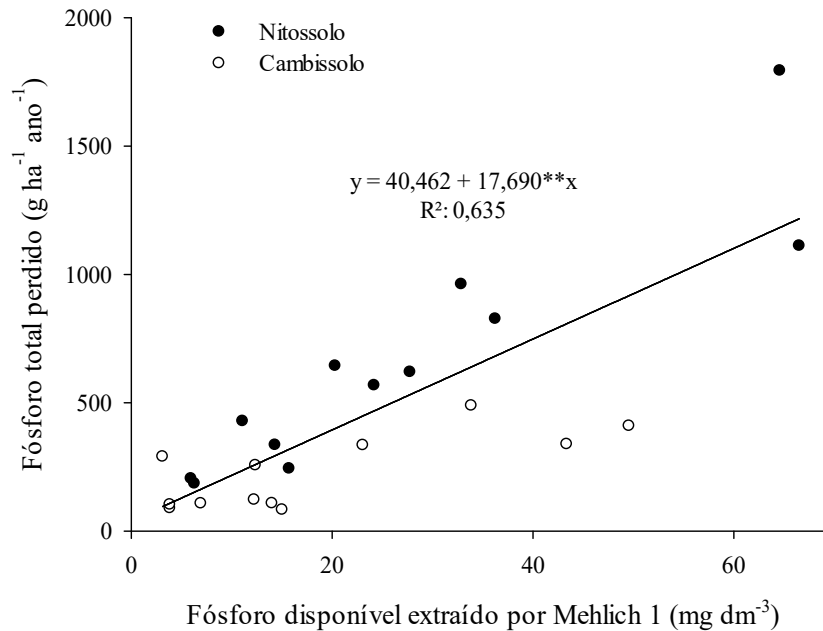
Barras representam o erro padrão da média; \*Significativo ( $p < 0,05$ ).

Apesar das maiores perdas de fósforo por escoamento superficial ocorrerem logo após a aplicação dos fertilizantes (CHEROBIM; HUANG; FAVARETTO, 2017; SCHUSTER et al., 2017), o principal efeito dessa prática é o aumento do teor de fósforo disponível no solo, resultando em maior quantidade passível de ser transportada (BORTOLON et al., 2016; KLEINMAN, 2017). Nesse sentido, é apresentada a relação entre o teor de fósforo disponível no solo e as perdas de fósforo por escoamento superficial dos experimentos deste trabalho (Figura 22), que pode também ser representada pela equação (7):

$$P \text{ total} = 40,462 + 17,690 \text{ PM1} \quad (7)$$

onde, “PM1” é o teor de fósforo disponível no solo, extraído pelo método Mehlich 1, em  $\text{mg kg}^{-1}$ .

Figura 22 - Fósforo total perdido por escoamento superficial em função do teor de fósforo disponível no solo (Mehlich I), média de três repetições.



Fonte: Elaborado pelo autor 2018.

\*Significativo ( $p < 0,05$ ); \*\* Significativo ( $p < 0,01$ ).

O incremento das perdas de fósforo em função do aumento do teor de argila vai de encontro a ideia proposta por Gatiboni et al. (2015), que assumem que solos argilosos tem maior capacidade que solos arenosos em suportar adições de fósforo antes que esse seja perdido das áreas agrícolas. Esses autores avaliaram a solubilidade de fósforo em água em função do teor de argila e do fósforo disponível, podendo esta assunção ser válida para perdas por lixiviação ou para solos onde não ocorram perdas por escoamento superficial. Nesse contexto, podemos inferir que o limite crítico ambiental de fósforo no solo proposto por Gatiboni et al. (2015), apresentado na equação (1), sirva como o limite superior de um modelo que se torne mais restritivo à medida que se aumenta a declividade do solo.

No entanto, para fundir as duas ideias de modelo e assim obter um coeficiente de restrição pelo aumento da declividade a ser adicionado ao modelo LCA-P original, é necessário transformar o efeito da declividade e teor de argila sobre as perdas de fósforo por escoamento em valores equivalentes a fósforo disponível por Mehlich 1. Para isso, substituindo “P total” nas equações (2) e (3) pela equação (4) é possível isolar a variável “PM1” obtendo-se as equações (8) e (9):

$$\text{Para } D \leq 25\% \quad \text{PM1} = 0,230 A + 0,0123 A D - 2,287 \quad (8)$$

$$\text{Para } D > 25\% \quad \text{PM1} = -0,437 A + 0,039 A D - 2,287 \quad (9)$$

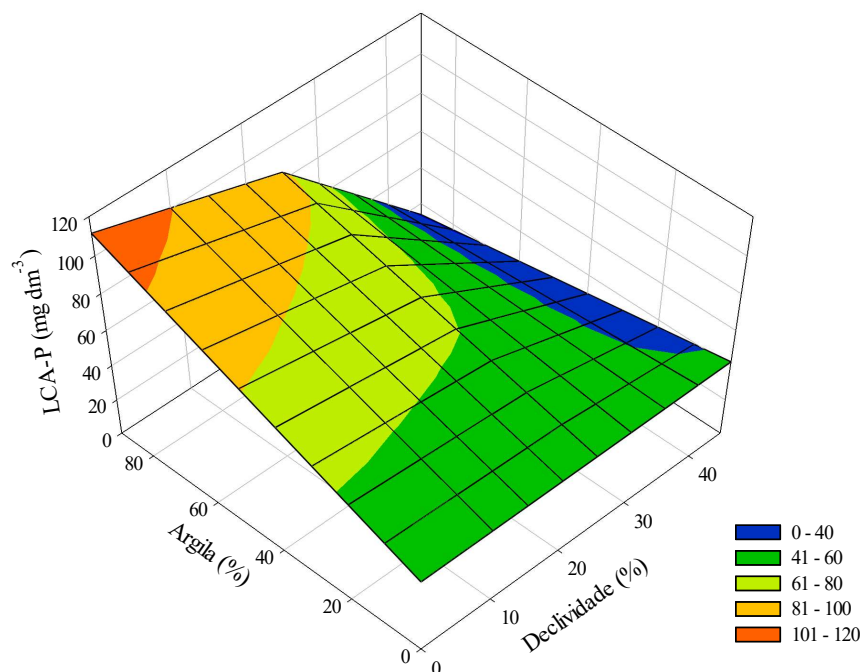
Assim, o modelo de LCA-P, considerando as restrições devido as perdas por escoamento superficial, pode ser calculado subtraindo os valores das equações (8) ou (9), dependendo da condição de declividade, da equação (1), como simplificado na equação (10) e (11) e ilustrado na figura 23.

$$\text{Para } D \leq 25\% \quad \text{LCA-P} = (42,287 + A) - (0,230 A + 0,0123 A D) \quad (10)$$

$$\text{Para } D > 25\% \quad \text{LCA-P} = (42,287 + A) - (-0,437 A + 0,039 A D) \quad (11)$$

Desse modo, adicionando ao modelo anteriormente proposto, o qual considera apenas as características do solo como fonte, um fator restritivo ligado ao transporte de fósforo. Os valores propostos para o novo LCA-P vão ao encontro dos resultados experimentais, restringindo solos argilosos mais severamente em função do aumento da declividade.

Figura 23 - Limite crítico ambiental de fósforo em solos catarinenses (LCA-P) considerando efeitos restritivos em função da declividade e argila.



Fonte: Elaborado pelo autor 2018

Considerando a declividade média das microbacias catarinenses, de 22,5% (MARTINI, 2012), o LCA-P proposto não limita a produção agrícola para culturas de grãos, pastagens e culturas perenes, apresentando valores superiores ao nível crítico de fósforo para esse grupo de plantas, como estabelecido no Manual de calagem e adubação para os estados do RS e SC (CQFS-RS/SC, 2016) e mostrado na tabela 5.

Tabela 5 - Nível crítico de fósforo no solo em função de seu teor de argila para três grupos de culturas, determinado por Mehlich I.

Culturas	Teor de argila (%)			
	≤ 20	21 a 40	41 a 60	≥ 61
	----- (mg dm <sup>-3</sup> ) -----			
Grupo 1 <sup>(1)</sup>	51	30	21	15
Grupo 2 <sup>(2)</sup>	30	18	12	9
Grupo 3 <sup>(3)</sup>	15	9	6	4,5

Fonte: Adaptado de CQFS-RS/SC (2016).

<sup>(1)</sup>Alho, beterraba, cenoura, mandioquinha-salsa, tomateiro, batata, batata-doce e roseira de corte; <sup>(2)</sup>Cultura de grãos, pastagens, frutíferas e hortaliças (exceto culturas do Grupo 1); <sup>(3)</sup>Demais culturas não incluídas nos Grupos 1 e 2.

No entanto, devido a extrapolação dos resultados muito além das condições experimentais avaliadas, há situações onde o LCA-P calculado se torna negativo, como em condição de declividade maior ou igual a 50%. Para contornar esse problema definimos para essas condições o LCA-P como sendo o nível crítico de fósforo no solo para culturas florestais, perenes ou pastagens naturais (CQFS-RS/SC, 2016). Deste modo, o LCA-P definido vai ao encontro da capacidade de uso do solo de áreas com declividade superiores a 45% (LEPSCH et al., 1991). Os valores propostos como LCA-P considerando a declividade do terreno e o teor de argila como agravantes das perdas de fósforo por escoamento superficial são apresentados na tabela 6.

Tabela 6 - Limite crítico ambiental de fósforo em solos catarinenses (LCA-P)<sup>(1)(2)</sup> em função do teor de argila do solo e da declividade do terreno.

Declividade (%)	Argila (%)										
	0	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
	----- P disponível, mg dm <sup>-3</sup> -----										
0	42	50	58	65	73	81	88	96	104	112	119
5	42	49	56	64	71	78	85	92	99	106	113
10	42	49	55	62	68	75	81	88	94	101	107
15	42	48	54	60	66	72	77	83	89	95	101
20	42	48	53	58	63	68	74	79	84	89	95
25	42	47	52	56	61	65	70	75	79	84	89
30	42	45	48	50	53	56	58	61	64	66	69
35	42	43	44	44	45	46	47	47	48	49	49
40	42	41	40	39	37	36	35	34	32	31	30
45	42	39	36	33	30	26	23	20	17	14	10
50	42	37	32	27	22	17	12	6	4,5	4,5	4,5
60	42	33	24	15	9	6	6	4,5	4,5	4,5	4,5
70	42	29	16	9	9	6	6	4,5	4,5	4,5	4,5
80	42	25	15	9	9	6	6	4,5	4,5	4,5	4,5
90	42	22	15	9	9	6	6	4,5	4,5	4,5	4,5
100	42	18	15	9	9	6	6	4,5	4,5	4,5	4,5

Fonte: Elaborado pelo autor, 2018.

<sup>(1)</sup> Teor máximo de fósforo extraído por Mehlich 1 da camada de 0-10 cm do solo antes que haja alto risco de poluição ambiental por fósforo.

<sup>(2)</sup> Valores em verde são maiores que os teores críticos para qualquer cultura (Grupos 1, 2 e 3) considerada no Manual de calagem e adubação para os estados do RS e SC (CQFS-RS/SC, 2016); valores em amarelo são maiores que os teores críticos para culturas do Grupo 2 e Grupo 3 e valores em vermelho são maiores que os teores críticos para culturas do Grupo 3. (Grupo 1: Alho, beterraba, cenoura, mandioquinha-salsa, tomateiro, batata, batata-doce e roseira de corte; Grupo 2: culturas de grãos, pastagens, frutíferas e hortaliças, exceto culturas do Grupo 1; Grupo 3: Demais culturas).

O modelo proposto tem aderência com os princípios de transporte de fósforo de áreas agrícolas para os ambientes aquáticos, sendo mais limitante em condições onde se espera maior transporte (HEATHWAITE; QUINN; HEWETT, 2005; HEATHWAITE; BURKE; QUINN, 2003; HECKRATH et al., 2008; SHARMA; BELL; WONG, 2017). Contudo, além de tentar prever o potencial de risco de perdas de fósforo de áreas agrícolas para ambientes aquáticos, a proposição de um novo modelo tem por objetivo trazer ao público a preocupação com esse processo, podendo ser utilizado como indicativo da necessidade de mudanças de manejo de áreas agrícolas.

Fica evidente a necessidade de maiores esforços de pesquisa para haver avanço na predição de perdas de fósforo para ambientes aquáticos e, ainda, que eles possam ser somados ao modelo proposto no sentido de construir um modelo cada vez mais representativo, indo em direção à proposição de um sistema de P index para os solos do estado de Santa Catarina. Nesse

sentido, trabalhos que avaliem a eficiência de medidas mitigatórias às perdas de fósforo em áreas que já se encontram com elevado potencial poluidor precisam ser incentivadas. Ainda, avanços precisam ser feitos em direção à determinação da quantidade máxima de suporte de fósforo nos diferentes ambientes aquáticos. Conhecendo esse limite será possível adotar medidas mais objetivas, eficientes e condizentes com a realidade local.



## 6 CONCLUSÃO

A perda de formas de fósforo por escoamento superficial aumenta com o incremento da declividade e da dose de fósforo aplicada em Nitossolo e Cambissolo. Nas condições estudadas, o efeito da declividade sobre as perdas totais de fósforo foi independente do teor de argila do solo, dobrando a cada incremento de 20% em declividade. Já a magnitude do efeito da dose de fósforo aplicada sobre as perdas por escoamento superficial foi dependente do teor de argila do solo, no qual o solo argiloso apresenta quatro vezes mais perdas para cada quilograma de fósforo aplicado em relação ao solo arenoso. Grande parte do fósforo perdido por escoamento superficial (35 a 65%) se encontra em formas consideradas disponíveis para plantas e microrganismos, independentemente do teor de argila do solo.

A perda de fósforo de áreas agrícolas por escoamento superficial é influenciada pela declividade do terreno, independentemente do teor de argila do solo, sendo essa agravada em solos com declividades superiores a 25%. O teor de argila do solo é fator determinante no potencial de perda de fósforo por escoamento superficial, sendo esse maior quanto mais argiloso for o solo.

O modelo de limite crítico ambiental de fósforo em solos com declividade menor ou iguais a 25% “ $LCA-P = (42,287 + A) - (0,230 A + 0,0123 A D)$ ” e com declividade maior que 25% “ $LCA-P = (42,287 + A) - (-0,437 A + 0,039 A D)$ ” é proposto para solos catarinenses, adicionando um fator restritivo ligado ao transporte de fósforo por escoamento superficial, sendo D e A os fatores declividade do terreno e teor de argila, respectivamente.





## 7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A perda de formas de fósforo no escoamento superficial em função da declividade do terreno e doses de dejetos suíno foram quantificadas ao longo de dois anos nesse estudo, avaliando seus efeitos em dois solos sob pastagem e com teores de argila contrastantes. Tanto o aumento da dose de dejetos suíno aplicada como o incremento da declividade do terreno elevam as perdas de formas de fósforo no escoamento superficial. A maior parte das perdas de fósforo ocorre em formas prontamente disponíveis à ação microbiana e, por isso, com elevado impacto na qualidade das águas. Apesar desse comportamento ser observado em ambos os anos avaliados, há variações na magnitude dessas perdas entre os anos. Essa variação se deve, entre outros fatores, ao estabelecimento da pastagem e ao volume e intensidade de chuvas.

O solo mais argiloso avaliado, um Nitossolo com  $642 \text{ g kg}^{-1}$  de argila, apresentou perdas três vezes maiores que o solo mais arenoso, um Cambissolo com  $225 \text{ g kg}^{-1}$  de argila. Essa mesma relação é encontrada entre os teores de argila dos solos, demonstrando a influência do teor de argila do solo sobre as perdas por escoamento superficial. Quanto à declividade, foi possível constatar que seu efeito é semelhante entre os solos, em que as perdas de fósforo por escoamento superficial aumentam a uma taxa três vezes maior a partir de declividades de 25%. Ainda, pôde ser delineada uma relação linear entre o teor de fósforo no solo, criado pela aplicação de doses de dejetos suíno, e as perdas de fósforo. Essa relação possibilitou transformar os efeitos combinados da argila e da declividade do terreno sobre as perdas de fósforo por escoamento superficial em valores equivalentes de fósforo disponível no solo. Com base nesses resultados, um modelo de limite crítico ambiental de fósforo em solos catarinenses foi proposto, incluindo um coeficiente de agravamento ao modelo já existente, que representa as perdas por escoamento superficial.

O novo modelo de limite crítico ambiental de fósforo para solos catarinenses é assim equacionado: “ $\text{LCA-P} = (42,287 + A) - (0,230 A + 0,0123 A D)$ ” para solos com declividade menor ou iguais a 25% e “ $\text{LCA-P} = (42,287 + A) - (-0,437 A + 0,039 A D)$ ” em solos com declividade maior que 25%, onde “LCA-P” é o teor limite de fósforo disponível no solo, extraído pelo método Mehlich 1, em  $\text{mg kg}^{-1}$ ; “A” é o teor de argila do solo, em percentagem e avaliado pelo método do densímetro; e “D” é a declividade do terreno, em percentagem. No entanto, esse modelo visa mais que propor um limite de fósforo para áreas agrícolas, pois vislumbra servir também de instrumento para nortear e estimular o uso de práticas que visem reduzir ou evitar perdas de fósforo para ambientes aquáticos e assim melhorar a qualidade das águas.

Futuros trabalhos sobre as variáveis envolvidas na transferência de fósforo e outros nutrientes das áreas agrícolas para os ambientes aquáticos devem ser incentivados. Estudos dessa natureza poderão contribuir para uma melhor estimativa das perdas de nutrientes e a adoção de práticas que visem reduzi-las a valores seguros. Além disso, a determinação da capacidade de suporte dos ambientes aquáticos quanto à carga de fósforo e outros nutrientes deveria ser prioritária, para se obter valores de referência com embasamento científico a fim de balizar o modelo de limite crítico ambiental do solo. Por fim, a efetividade de medidas mitigatórias à poluição a serem adotadas em áreas com elevado potencial poluidor precisam ser testadas, para que a conservação da qualidade da água e do solo não impacte negativamente o setor produtivo.

## REFERÊNCIAS

ABBOUD, F. Y. et al. Phosphorus mobility and degree of saturation in oxisol under no-tillage after long-term dairy liquid manure application. **Soil and Tillage Research**, v. 177, n. April, p. 45–53, abr. 2018.

ABDALA, D. B. et al. Phosphorus saturation of a tropical soil and related P leaching caused by poultry litter addition. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 162, p. 15–23, 2012.

ABDALA, D. B. et al. Long-term manure application effects on phosphorus speciation, kinetics and distribution in highly weathered agricultural soils. **Chemosphere**, v. 119, n. June 2016, p. 504–514, 2015.

ABPA - Associação Brasileira de Proteína Animal. **Relatório Anual da ABPA**. 2017. Disponível em: <<http://abpa-br.com.br/setores/avicultura/publicacoes/relatorios-anuais/2017>>.

AHUJA, L. R.; SHARPLEY, A. N.; LEHMAN, O. R. Effect of Soil Slope and Rainfall Characteristics on Phosphorus in Runoff1. **Journal of Environment Quality**, v. 11, n. 1, p. 9, 1982.

APHA - American Public Health Association.. **Standard methods for the examination of water & wastewater**. 21 ed. American Public Health Association, Washington, DC, 2005. 1274p.

BAI, Z. et al. The critical soil P levels for crop yield, soil fertility and environmental safety in different soil types. **Plant and Soil**, v. 372, n. 1–2, p. 27–37, 2013.

BAKER, D. B. et al. Vertical Stratification of Soil Phosphorus as a Concern for Dissolved Phosphorus Runoff in the Lake Erie Basin. **Journal of Environment Quality**, v. 46, n. 6, p. 1287, 2017.

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.

BERTOL, I. et al. Water erosion in no-tillage monoculture and intercropped systems along contour lines. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, n. 2, p. 521–528, 2013.

BERTOL, I. et al. Hydrological Processes Obtained on the Plot Scale Under Four Simulated Rainfall Tests During the Cycle of Different Crop Systems. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 38, n. 2, p. 599–607, 2014.

BERTOL, I. et al. Water Infiltration in Two Cultivated Soils in Southern Brazil. **Revista Brasileira De Ciencia Do Solo**, v. 39, n. 2, p. 573–588, 2015.

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

BLANCO-CANQUI, H. et al. Grass Barrier and Vegetative Filter Strip Effectiveness in Reducing Runoff, Sediment, Nitrogen, and Phosphorus Loss. **Soil Science Society of America Journal**, v. 68, n. 5, p. 1670, 2004.

BOITT, G. et al. Fate of phosphorus applied to soil in pig slurry under cropping in southern Brazil. **Geoderma**, v. 321, n. January, p. 164–172, 2018.

BOL, R. et al. Dissolved and colloidal phosphorus fluxes in forest ecosystems-an almost blind spot in ecosystem research. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 179, n. 4, p. 425–438, ago. 2016.

BOLSTER, C. H. et al. Using a Phosphorus Loss Model to Evaluate and Improve Phosphorus Indices. **Journal of Environment Quality**, v. 41, n. 6, p. 1758, 2012.

BORDA, T. et al. Fertilization Strategies Affect Phosphorus Forms and Release from Soils and Suspended Solids. **Journal of Environment Quality**, v. 43, n. 3, p. 1024, 2014.

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

BORTOLUZZI, E. C. et al. Occurrence of iron and aluminum sesquioxides and their implications for the P sorption in subtropical soils. **Applied Clay Science**, v. 104, p. 196–204, fev. 2015.

BOURAIMA, A. K.; HE, B.; TIAN, T. Runoff, nitrogen (N) and phosphorus (P) losses from purple slope cropland soil under rating fertilization in Three Gorges Region. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, n. 5, p. 4541–4550, 31 mar. 2016.

BRUNETTO, G. et al. Changes in soil acidity and organic carbon in a sandy typic hapludalf after medium-term pig-slurry and deep-litter application. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, n. 5, p. 1620–1628, 2012.

BUCHANAN, B. P. et al. A phosphorus index that combines critical source areas and transport pathways using a travel time approach. **Journal of Hydrology**, v. 486, p. 123–135, 2013.

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.

BÜNEMANN, E. K. et al. Rapid microbial phosphorus immobilization dominates gross phosphorus fluxes in a grassland soil with low inorganic phosphorus availability. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 51, p. 84–95, ago. 2012.

BÜNEMANN, E. K. et al. Increased availability of phosphorus after drying and rewetting of a grassland soil: processes and plant use. **Plant and Soil**, v. 370, n. 1–2, p. 511–526, 26 fev. 2013.

BÜNEMANN, E. K. Assessment of gross and net mineralization rates of soil organic phosphorus – A review. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 89, p. 82–98, out. 2015.

CASSIDY, R.; DOODY, D. G.; WATSON, C. J. Impact of legacy soil phosphorus on losses in drainage and overland flow from grazed grassland soils. **Science of The Total Environment**, v. 575, p. 474–484, 2016.

CASSOL, P. C. et al. Disponibilidade de macronutrientes e rendimento de milho em latossolo fertilizado com dejetos suíno. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, n. 6, p. 1911–1923, dez. 2012.

CASSOL, P. C.; GIANELLO, C.; COSTA, V. E. U. Frações de fósforo em estrumes e sua eficiência como adubo fosfatado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 25, n. 3, p. 635–644, set. 2001.

CASSON, J. P. et al. Degree of Phosphorus Saturation Thresholds in Manure-Amended Soils of Alberta. **Journal of Environment Quality**, v. 35, n. 6, p. 2212, 2006.

CHEESMAN, A. W.; TURNER, B. L.; REDDY, K. R. Interaction of Phosphorus Compounds with Anion-Exchange Membranes: Implications for Soil Analysis. **Soil Science Society of**

**America Journal**, v. 74, n. 5, p. 1607, 2010.

CHEN, C. R. et al. Soil phosphorus fractionation and nutrient dynamics along the Cooloola coastal dune chronosequence, southern Queensland, Australia. **Geoderma**, v. 257–258, p. 4–13, 2015.

CHEROBIM, V. F. et al. Soil surface sealing by liquid dairy manure affects saturated hydraulic conductivity of Brazilian Oxisols. **Agricultural Water Management**, v. 203, n. March, p. 193–196, abr. 2018.

CHEROBIM, V. F.; HUANG, C. H.; FAVARETTO, N. Tillage system and time post-liquid dairy manure: Effects on runoff, sediment and nutrients losses. **Agricultural Water Management**, v. 184, n. 3, p. 96–103, 2017.

CONAMA. **Resolução Nº 357**. Diário Oficial da União, 2005.

CORRELL, D. L. The Role of Phosphorus in the Eutrophication of Receiving Waters: A Review. **Journal of Environment Quality**, v. 27, n. 2, p. 261, 1998.

COUTO, R. D. R. et al. Environmental vulnerability and phosphorus fractions of areas with pig slurry applied to the soil. **Journal of environmental quality**, v. 44, n. 1, p. 162–73, 2015.

COUTO, R. D. R. et al. Vulnerability to contamination by phosphorus in a zero-order basin with a high density of pigs and a history of slurry addition: extrapolation of an index. **Environmental Earth Sciences**, v. 77, n. 4, p. 144, 2018.

COX, F. R. Predicting Increases in Extractable Phosphorus from Fertilizing Soils Varying Clay Content. **Soil Science Society of America Journal**, v. 53, p. 1249–1253, 1994.

COX, M. S. et al. Variability of Selected Soil Properties and Their Relationships with Soybean Yield. **Soil Science Society of America Journal**, v. 67, n. 4, p. 1296, 2003.

CQFS-RS/SC - Comissão de Química e Fertilidade do Solo. **Manual de calagem e adubação para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. 11a ed. Frederico Westphalen: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo - Núcleo Regional Sul, 2016. 376p.

CULLUM, R. F. et al. Combined effects of best management practices on water quality in oxbow lakes from agricultural watersheds. **Soil and Tillage Research**, v. 90, n. 1–2, p. 212–221, nov. 2006.

DALL'ORSOLETTA, D. J. et al. Contribuição direta do fósforo microbiano do solo na nutrição de plantas de trigo. **Revista de Ciências Agrárias - Amazon Journal of Agricultural and Environmental Sciences**, v. 59, n. 4, p. 409–412, 2016.

DAMON, P. M. et al. Crop residue contributions to phosphorus pools in agricultural soils: A review. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 74, p. 127–137, jul. 2014.

DARCH, T. et al. Dissolved Phosphorus Retention in Buffer Strips: Influence of Slope and Soil Type. **Journal of Environmental Quality**, v. 44, n. 4, p. 1216–1224, 2015.

DARCH, T. et al. Assessment of bioavailable organic phosphorus in tropical forest soils by organic acid extraction and phosphatase hydrolysis. **Geoderma**, v. 284, p. 93–102, 2016.

DE CONTI, L. et al. Effects of Pig Slurry Application and Crops on Phosphorus Content in Soil and the Chemical Species in Solution. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, n. 3, p. 774–787, jun. 2015.

DE OLIVEIRA, C. M. B. et al. Phosphorus fractions and organic matter chemistry under different land use on Humic Cambisols in Southern Brazil. **Geoderma Regional**, v. 5, p. 140–149, 2015.

DEFERSHA, M. B.; MELESSE, A. M. Effect of rainfall intensity, slope and antecedent moisture content on sediment concentration and sediment enrichment ratio. **CATENA**, v. 90, p. 47–52, mar. 2012.

DEISS, L. et al. Soil phosphorus compounds in integrated crop-livestock systems of subtropical Brazil. **Geoderma**, v. 274, p. 88–96, jul. 2016.

DHILLON, J. et al. World phosphorus use efficiency in cereal crops. **Agronomy Journal**, v. 109, n. 4, p. 1670–1677, 2017.

DJODJIC, F.; BÖRLING, K.; BERGSTRÖM, L. Phosphorus leaching in relation to soil type and soil phosphorus content. **Journal of Environmental Quality**, v. 33, n. 2, p. 678–684, 2004.

DODD, R. J.; SHARPLEY, A. N. Recognizing the role of soil organic phosphorus in soil fertility and water quality. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 105, n. October, p. 282–293, dez. 2015.



DODD, R. J.; SHARPLEY, A. N. Conservation practice effectiveness and adoption: unintended consequences and implications for sustainable phosphorus management. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 104, n. 3, p. 373–392, 2016.

DODD, R. J.; SHARPLEY, A. N.; BERRY, L. G. Organic Phosphorus Can Make an Important Contribution to Phosphorus Loss from Riparian Buffers. **Agricultural and Environmental Letters**, v. 3, n. 1, p. 0, 2018.

DODDS, W. K.; SMITH, V. H. Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in streams. **Inland Waters**, v. 6, n. 2, p. 155–164, 2016.

DONG, W. et al. A simple model for the transport of soil-dissolved chemicals in runoff by raindrops. **Catena**, v. 101, p. 129–135, 2013.

DOS SANTOS, J. C. N. et al. Effect of Rainfall Characteristics on Runoff and Water Erosion for Different Land Uses in a Tropical Semiarid Region. **Water Resources Management**, v. 31, n. 1, p. 173–185, 17 jan. 2017.

EL KATEB, H. et al. Soil erosion and surface runoff on different vegetation covers and slope gradients: A field experiment in Southern Shaanxi Province, China. **CATENA**, v. 105, p. 1–10, jun. 2013.

ESSIG, E. T. et al. Infiltration and deep flow over sloping surfaces: Comparison of numerical and experimental results. **Journal of Hydrology**, v. 374, n. 1–2, p. 30–42, 2009.

FATMA – Fundação do Meio Ambiente de Santa Catarina – **Instrução Normativa 11**. Florianópolis, SC, 14 de nov. 2014. Disponível em: <<http://www.fatma.sc.gov.br/conteudo/instrucoes-normativas>>. Acesso em: 30 jul. 2018.

FERREIRA, D. F. Sisvar: a Guide for its Bootstrap procedures in multiple comparisons. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 38, n. 2, p. 109–112, abr. 2014.

FINK, J. R. et al. Adsorption and desorption of phosphorus in subtropical soils as affected by management system and mineralogy. **Soil and Tillage Research**, v. 155, p. 62–68, jan. 2016.

FRAUSTO DA SILVA, J. J. R. e WILLIAMS, R. J. P. **The Biological Chemistry of the Elements**, Oxford University Press. 2001.

GARTLEY, K. L.; SIMS, J. T. Phosphorus soil testing: Environmental uses and implications.

**Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 25, n. 9–10, p. 1565–1582, jun. 1994.

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.

GATIBONI, L. C. et al. Phosphorus fractions in soil after successive crops of *Pinus taeda* L. without fertilization. **Ciência Rural**, v. 47, n. 7, p. 1–8, 12 jun. 2017.

GBUREK, W. J. et al. Phosphorus Management at the Watershed Scale: A Modification of the Phosphorus Index. **Journal of Environment Quality**, v. 29, n. 1, p. 130, 2000.

GÉRARD, F. Clay minerals, iron/aluminum oxides, and their contribution to phosphate sorption in soils — A myth revisited. **Geoderma**, v. 262, p. 213–226, jan. 2016.

GHOSH, A. K.; BARBOSA, J.; DA SILVA, I. R. An Environmental Threshold of Soil Test P and Degree of P Saturation of Brazilian Oxisols. **CLEAN - Soil, Air, Water**, v. 39, n. 5, p. 421–427, 27 maio 2011.

GIROTTI, E. et al. Nutrient transfers by leaching in a no-tillage system through soil treated with repeated pig slurry applications. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 95, n. 1, p. 115–131, 2013.

GROSSL, P. R.; INSKEEP, W. P. Precipitation of Dicalcium Phosphate Dihydrate in the Presence of Organic Acids. **Soil Science Society of America Journal**, v. 55, n. 3, p. 670, 1991.

GUARDINI, R. et al. Phosphorus Accumulation and Pollution Potential in a Hapludult Fertilized With Pig Manure. **Revista Brasileira De Ciencia Do Solo**, v. 36, n. 4, p. 1333–1342, 2012.

GYPSER, S. et al. Impact of crystalline and amorphous iron- and aluminum hydroxides on mechanisms of phosphate adsorption and desorption. **Journal of Environmental Sciences**, p. 1–15, dez. 2017.

HANSEN, N. C. et al. The fate and transport of phosphorus in agricultural systems. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 57, n. 6, p. 408–417, 2002.

HARUNA, S. I. et al. In situ infiltration as influenced by cover crop and tillage management. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 73, n. 2, p. 164–172, 3 mar. 2018.

HEATHWAITE, A. L.; QUINN, P. F.; HEWETT, C. J. M. Modelling and managing critical source areas of diffuse pollution from agricultural land using flow connectivity simulation. **Journal of Hydrology**, v. 304, n. 1–4, p. 446–461, mar. 2005.

HEATHWAITE, L.; BURKE, S.; QUINN, P. The Nutrient Export Risk Matrix (NERM) for strategic application of biosolids to agricultural land. **IAHS-AISH Publication**, n. 285, p. 61–69, 2003.

HECKRATH, G. et al. Review of indexing tools for identifying high risk areas of phosphorus loss in Nordic catchments. **Journal of Hydrology**, v. 349, n. 1–2, p. 68–87, 2008.

HEWETT, C. J. M. et al. Towards a nutrient export risk matrix approach to managing agricultural pollution at source. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 8, n. 4, p. 834–845, 2004.

HUA, K. et al. Evaluating crop response and environmental impact of the accumulation of phosphorus due to long-term manuring of vertisol soil in northern China. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 219, n. 41401331, p. 101–110, mar. 2016.

IGE, D. V et al. Phosphorus sorption capacity of alkaline Manitoba soils and its relationship to soil properties. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 85, n. 3, p. 417–426, ago. 2005.

JARVIE, H. P. et al. Phosphorus Mitigation to Control River Eutrophication: Murky Waters, Inconvenient Truths, and “Postnormal” Science. **Journal of Environment Quality**, v. 42, n. 2, p. 295, 2013.

JOHNSON, A. M.; OSMOND, D. L.; HODGES, S. C. Predicted impact and evaluation of North Carolina’s phosphorus indexing tool. **Journal of environmental quality**, v. 34, n. 5, p. 1801–10, 2005.

JULY, P. et al. Mode of Transport of Surface-Applied Phosphorus-33 through a Clay and Sandy Soil. **Journal of Environment Quality**, v. 1282, p. 1273–1282, 1999.

KEPLINGER, K. O.; HAUCK, L. M. The economics of manure utilization: Model and application. **Journal of Agricultural and Resource Economics**, v. 31, n. 2, p. 414–440, 2006.

KETTERINGS, Q. M. et al. Restructuring the P Index to Better Address P Management in

New York. **Journal of Environment Quality**, v. 46, n. 6, p. 1372, 2017.

KHAN, M. et al. Effect of Slope, Rainfall Intensity and Mulch on Erosion and Infiltration under Simulated Rain on Purple Soil of South-Western Sichuan Province, China. **Water**, v. 8, n. 11, p. 528, 12 nov. 2016.

KING, K. W. et al. Phosphorus Transport in Agricultural Subsurface Drainage : A Review. **Journal of Environmental Quality**, v. 44, n. 2, p. 467–485, 2015.

KISTNER, I. et al. Spatial-temporal dynamics of water soluble phosphorus in the topsoil of a low mountain range catchment. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 176, p. 24–38, 2013.

KLEINMAN, P. J. A. et al. Using soil phosphorus behaviour to identify environmental thresholds. **Soil Science**, v. 165, n. 12, p. 943–950, 2000.

KLEINMAN, P. J. A. et al. Evaluation of phosphorus transport in surface runoff from packed soil boxes. **Journal of environmental quality**, v. 33, n. 4, p. 1413–1423, 2004.

KLEINMAN, P. J. A. et al. Managing agricultural phosphorus for water quality protection: principles for progress. **Plant and Soil**, v. 349, n. 1–2, p. 169–182, 23 jul. 2011.

KLEINMAN, P. J. A. et al. Implementing agricultural phosphorus science and management to combat eutrophication. **Ambio**, v. 44, n. 2, p. 297–310, 2015.

KLEINMAN, P. J. A. The Persistent Environmental Relevance of Soil Phosphorus Sorption Saturation. **Current Pollution Reports**, v. 3, n. 2, p. 141–150, 10 jun. 2017.

KUMARAGAMAGE, D.; AKINREMI, O. O.; GRIEGER, L. Phosphorus Fractions in Solid and Liquid Separates of Swine Slurry Separated Using Different Technologies. **Journal of Environment Quality**, v. 42, n. 6, p. 1863, 2013.

LAMBERT, R. S. et al. Onondaga to Ontario: Management of bioavailable phosphorus in municipal wastewaters for control of *Cladophora*. **Journal of Great Lakes Research**, v. 41, n. 4, p. 1106–1113, dez. 2015.

LEINWEBER, P.; HAUMAIER, L.; ZECH, W. Sequential extractions and <sup>31</sup>P-NMR spectroscopy of phosphorus forms in animal manures, whole soils and particle-size separates from a densely populated livestock area in northwest Germany. **Biology and Fertility of**

**Soils**, v. 25, n. 1, p. 89–94, 1997.

LEMUNYON, J. L.; GILBERT, R. G. The Concept and Need for a Phosphorus Assessment Tool. **Journal of Production Agriculture**, v. 6, n. 4, p. 483, 1993.

LEPSCH, I. F. et al. **Manual para levantamento utilitário do meio físico e classificação de terras no sistema de capacidade de uso**. 2 ed. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1991. 175 p.

LEUNG, A. K. et al. Plant age effects on soil infiltration rate during early plant establishment. **Géotechnique**, p. 1–7, 9 out. 2017.

LI, B.; BRETT, M. T. The relationship between operational and bioavailable phosphorus fractions in effluents from advanced nutrient removal systems. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 12, n. 10, p. 3317–3328, 2015.

LI, M. et al. Effect of grass coverage on sediment yield in the hillslope-gully side erosion system. **Journal of Geographical Sciences**, v. 19, n. 3, p. 321–330, 2009.

LIANG, X. et al. Biological thresholds of nitrogen and phosphorus in a typical urban river system of the Yangtze delta, China. **Environmental Pollution**, v. 192, p. 251–258, set. 2014.

LIEBISCH, F. et al. Seasonal dynamics and turnover of microbial phosphorus in a permanent grassland. **Biology and Fertility of Soils**, v. 50, n. 3, p. 465–475, 12 out. 2013.

LIU, B. Y.; NEARING, M. A.; RISSE, L. M. **Slope Gradient Effects on Soil Loss for Steep Slopes** Transactions of the ASAE, 1994.

LIU, D. et al. Rainfall intensity and slope gradient effects on sediment losses and splash from a saline–sodic soil under coastal reclamation. **Catena**, v. 128, p. 54–62, 2015b.

LIU, J. et al. Phosphorus leaching from loamy sand and clay loam topsoils after application of pig slurry. **SpringerPlus**, v. 1, n. 1, p. 53, 2012.

LIU, Q. J. et al. Influence of ridge height, row grade, and field slope on soil erosion in contour ridging systems under seepage conditions. **Soil and Tillage Research**, v. 147, p. 50–59, 2015a.

LOURENZI, C. R. et al. Nutrients in soil layers under no-tillage after successive pig slurry applications. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, n. 1, p. 157–167, fev. 2013.

LOURENZI, C. R. et al. Pig Slurry and Nutrient Accumulation and Dry Matter and Grain Yield in various Crops. **Revista Brasileira De Ciencia do Solo**, v. 38, n. 3, p. 949–958, 2014.

LOURENZI, C. R. et al. Forms of phosphorus transfer in runoff under no-tillage in a soil treated with successive swine effluents applications. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 187, n. 4, p. 209, 25 abr. 2015.

LUO, L. et al. Phosphorus speciation and transformation in long-term fertilized soil: evidence from chemical fractionation and P K-edge XANES spectroscopy. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 107, n. 2, p. 215–226, 2017.

MACCOUX, M. J. et al. Total and soluble reactive phosphorus loadings to Lake Erie. **Journal of Great Lakes Research**, v. 42, n. 6, p. 1151–1165, 2016.

MAHMOODABADI, M.; SAJJADI, S. A. Effects of rain intensity, slope gradient and particle size distribution on the relative contributions of splash and wash loads to rain-induced erosion. **Geomorphology**, v. 253, p. 159–167, jan. 2016.

MARTINI, L. C. P. Características morfométricas de microbacias hidrográficas rurais de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 13, n. 1, p. 65–72, 2012.

MAYNARD, J. J.; O'GEEN, A. T.; DAHLGREN, R. A. Bioavailability and Fate of Phosphorus in Constructed Wetlands Receiving Agricultural Runoff in the San Joaquin Valley, California. **Journal of Environment Quality**, v. 38, n. 1, p. 360, 2009.

MAZAHERI, M. R.; MAHMOODABADI, M. Study on infiltration rate based on primary particle size distribution data in arid and semiarid region soils. **Arabian Journal of Geosciences**, v. 5, n. 5, p. 1039–1046, 2012.

MCCONNELL, D. A. et al. The impact of herbage re-growth interval on phosphorus losses in runoff post slurry application. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 178, p. 100–108, 2013.

MCLAUGHLIN, R. A.; BROWN, T. T. Evaluation of erosion control products with and without added polyacrylamide. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 42, n. 3, p. 675–684, 2006.

MEALS, D. W.; DRESSING, S. A.; DAVENPORT, T. E. Lag Time in Water Quality Response to Best Management Practices: A Review. **Journal of Environment Quality**, v. 39, n. 1, p. 85, 2010.

MINELLA, J. P. G. et al. Estimating suspended sediment concentrations from turbidity measurements and the calibration problem. **Hydrological Processes**, v. 22, n. 12, p. 1819–1830, 15 jun. 2008.

MIOLO, G. R. **Extração de P, K, Ca e Mg do solo por diferentes métodos e avaliação da disponibilidade de P às plantas**. 1995. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 1995.

MORBIDELLI, R. et al. Laboratory investigation on the role of slope on infiltration over grassy soils. **Journal of Hydrology**, v. 543, p.542-547, 2016.

MORBIDELLI, R. et al. Role of slope on infiltration: A review. **Journal of Hydrology**, v. 557, n. March, p. 878–886, fev. 2018.

MURPHY, J.; RILEY, J. P. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. **Analytica Chimica Acta**, v. 27, p. 31–36, 1962.

NEARING, M. A. A Single, Continuous Function for Slope Steepness Influence on Soil Loss. **Soil Science Society of America Journal**, v. 61, n. 3, p. 917, 1997.

NELSON, N. O. et al. Multisite Evaluation of APEX for Water Quality: II. Regional Parameterization. **Journal of Environment Quality**, v. 46, n. 6, p. 1349-1356, 2017.

NELSON, N. O.; SHOBER, A. L. Evaluation of phosphorus indices after twenty years of science and development. **Journal of environmental quality**, v. 41, n. 6, p. 1703–10, 2011.

OLIVEIRA, C. M. B. DE et al. Capacidade máxima de adsorção de fósforo e constante de energia em Latossolo Bruno em razão de diferentes ajustes do modelo Langmuir. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, n. 6, p. 1805–1815, dez. 2014.

OLIVEIRA, M. F. M. DE et al. Estimativa do potencial de perda de fósforo através da metodologia “ P Index ” Estimating P loss potencial by P Index. **Revista brasileira de engenharia agrícola e ambiental**, v. 14, n. 41, p. 267–273, 2010.

OSMOND, D. et al. Comparing phosphorus indices from twelve southern U.S. states against monitored phosphorus loads from six prior southern studies. **Journal of environmental quality**, v. 41, n. 6, p. 1741–1749, 2012.

OSMOND, D. et al. Southern Phosphorus Indices, Water Quality Data, and Modeling (APEX, APLE, and TBET) Results: A Comparison. **Journal of Environment Quality**, v. 46, n. 6, p. 1296-1305, 2017.

PAUTLER, M. C.; SIMS, J. T. Relationships Between Soil Test Phosphorus, Soluble Phosphorus, and Phosphorus Saturation in Delaware Soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 64, n. 2, p. 765, 2000.

PEDRON, F. D. A. et al. Clay Mineralogy of Subtropical Soils under Long-Term Organic Fertilization in No-Tillage Systems. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 42, p. 1–14, 14 maio 2018.

PENHA, H. G. V. et al. Nutrient accumulation and availability and crop yields following long-term application of pig slurry in a Brazilian Cerrado soil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 101, n. 2, p. 259–269, 25 jan. 2015.

PIZZEGHELLO, D. et al. Relationship between soil test phosphorus and phosphorus release to solution in three soils after long-term mineral and manure application. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 233, p. 214–223, 2016.

POTE, D. H. et al. Relating Extractable Soil Phosphorus to Phosphorus Losses in Runoff. **Soil Science Society of America Journal**, v. 60, n. 3, p. 855, 1996.

RAMOS, J. C. et al. Water erosion in surface soil conditions: runoff velocity, concentration and D50 index of sediments in runoff. **Scientia Agricola**, v. 73, n. 3, p. 286–293, jun. 2016.

RANDRIAMANANTSOA, L. et al. Gross organic phosphorus mineralization rates can be assessed in a Ferralsol using an isotopic dilution method. **Geoderma**, v. 257–258, p. 86–93, 2015.

ROBERTS, T. L.; JOHNSTON, A. E. Phosphorus use efficiency and management in agriculture. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 105, p. 275–281, 2015.

ROBOREDO, M.; COUTINHO, J. Chemical characterization of inorganic phosphorus desorbed by ion exchange membranes in short- and long-term extraction periods. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 37, n. 11–12, p. 1611–1626, 2006.



- ROCHA JUNIOR, P. R. DA et al. How does pig slurry fertilization influence percolated water and runoff erosion? A study of the soybean cycle in Brazilian Cerrado soil. **CATENA**, v. 157, n. October, p. 205–212, out. 2017.
- ROWE, H. et al. Integrating legacy soil phosphorus into sustainable nutrient management strategies for future food, bioenergy and water security. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 104, n. 3, p. 393–412, 2016.
- RUBÆK, G. H. et al. Phosphorus accumulation and spatial distribution in agricultural soils in Denmark. **Geoderma**, v. 209–210, p. 241–250, nov. 2013.
- SANTOS, H.G. et al. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 3.ed. rev. e ampl. Brasília: Embrapa, 2013. 353p.
- SATO, S. et al. Phosphorus Speciation in Manure and Manure-Amended Soils Using XANES Spectroscopy. **Environmental Science & Technology**, v. 39, n. 19, p. 7485–7491, out. 2005.
- SCHINDLER, D. W. et al. Reducing phosphorus to curb lake eutrophication is a success. **Environmental Science and Technology**, v. 50, n. 17, p. 8923–8929, 2016.
- SCHOUMANS, O. F. et al. Mitigation options to reduce phosphorus losses from the agricultural sector and improve surface water quality: A review. **Science of The Total Environment**, v. 468–469, p. 1255–1266, jan. 2014.
- SCHUSTER, N. R. et al. Runoff Water Quality Characteristics Following Swine Slurry Application under Broadcast and Injected Conditions. **American Society of Agricultural and Biological Engineers**, v. 60, n. 1, p. 53–66, 17 fev. 2017.
- SHARMA, R.; BELL, R. W.; WONG, M. T. F. Dissolved reactive phosphorus played a limited role in phosphorus transport via runoff, throughflow and leaching on contrasting cropping soils from southwest Australia. **Science of The Total Environment**, v. 577, p. 33–44, jan. 2017.
- 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, 1985.
- SHARPLEY, A. et al. Determining environmentally sound soil phosphorus levels. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 2, p. 160–166, 1996.

SHARPLEY, A. et al. Phosphorus indices: why we need to take stock of how we are doing. **Journal of environmental quality**, v. 41, n. 6, p. 1711–9, 2012.

SHARPLEY, A. et al. Evaluation of Phosphorus Site Assessment Tools: Lessons from the USA. **Journal of Environment Quality**, v. 46, n. 6, p. 1250-1256, 2017.

SHARPLEY, A. N. The Enrichment of Soil Phosphorus in Runoff Sediments<sup>1</sup>. **Journal of Environment Quality**, v. 9, n. 3, p. 521, 1980.

SHARPLEY, A. N. An Innovative Approach to Estimate Bioavailable Phosphorus in Agricultural Runoff Using Iron Oxide-Impregnated Paper. **Journal of Environment Quality**, v. 22, n. 3, p. 597, 1993.

SHARPLEY, A. N. Dependence of Runoff Phosphorus on Extractable Soil Phosphorus. **Journal of Environment Quality**, v. 24, n. 5, p. 920, 1995.

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, 2001.

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, 2003.

SHARPLEY, A. N. Soil mixing to decrease surface stratification of phosphorus in manured soils. **Journal of environmental quality**, v. 32, n. 4, p. 1375–1384, 2003.

SHEN, H. et al. Impacts of rainfall intensity and slope gradient on rill erosion processes at loessial hillslope. **Soil and Tillage Research**, v. 155, p. 429–436, 2016.

SHI, Y. et al. Changes in Soil Phosphorus Fractions for a Long-Term Corn-Soybean Rotation with Tillage and Phosphorus Fertilization. **Soil Science Society of America Journal**, v. 77, n. 4, p. 1402, 2013.

SHIGAKI, F.; SHARPLEY, A.; PROCHNOW, L. I. Animal-based agriculture, phosphorus management and water quality in Brazil: options for the future. **Scientia Agricola**, v. 63, n. 2, p. 194–209, 2006.

SIMPSON, R. J. et al. Strategies and agronomic interventions to improve the phosphorus-use efficiency of farming systems. **Plant and Soil**, v. 349, n. 1–2, p. 89–120, 8 dez. 2011.

SMITH, D. R.; JARVIE, H. P.; BOWES, M. J. Carbon, Nitrogen, and Phosphorus Stoichiometry and Eutrophication in River Thames Tributaries, UK. **Ael**, v. 2, n. 1, p. 0, 2017.

SMITH, V. H.; JOYE, S. B.; HOWARTH, R. W. Eutrophication of freshwater and marine ecosystems. **Limnol. Oceanogr**, v. 51, n. 2, p. 351–355, 2006.

TAIZ, L. et al. **Plant physiology and development**. 6 ed. Sinauer Associates, Incorporated, 2015. 761p.

TEDESCO, M. J. et al. *Análise de solo, plantas e outros materiais*. 2. ed. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. 147 p. (Boletim Técnico, 5)

TIECHER, T. et al. Assessing linkage between soil phosphorus forms in contrasting tillage systems by path analysis. **Soil and Tillage Research**, v. 175, n. September 2017, p. 276–280, 2018.

TIECHER, T.; DOS SANTOS, D. R.; CALEGARI, A. Soil organic phosphorus forms under different soil management systems and winter crops, in a long term experiment. **Soil and Tillage Research**, v. 124, p. 57–67, ago. 2012.

TURNER, B. L. et al. Soil microbial biomass and the fate of phosphorus during long-term ecosystem development. **Plant and Soil**, v. 367, n. 1–2, p. 225–234, 20 nov. 2013.

USDA-NRCS. Conservation Practice Standard, Nutrient Management 590. 2011. Disponível em: [http://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE\\_DOCUMENTS/stelprdb1046177.pdf](http://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/stelprdb1046177.pdf). Acessado em: 30 jul. 2018.

UUSITALO, R.; EKHOLM, P. Phosphorus in runoff assessed by anion exchange resin extraction and an algal assay. **Journal of environmental quality**, v. 32, n. 2, p. 633–41, 1999.

VADAS, P. A. et al. Monitoring runoff from cattle-grazed pastures for a phosphorus loss quantification tool. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 199, p. 124–131, 2015.

VAN BOCHOVE, E. et al. Indicator of risk of water contamination by phosphorus from Canadian agricultural land. **Water Science and Technology**, v. 53, n. 2, p. 303–310, 2006.

VENEKLAAS, E. J. et al. Opportunities for improving phosphorus-use efficiency in crop plants. **New Phytologist**, v. 195, n. 2, p. 306–320, 2012.

WAN, J. et al. Critical velocity in phosphorus exchange processes across the sediment-water interface. **Journal of Environmental Sciences**, v. 25, n. 10, p. 1966–1971, out. 2013.

WAN, Y. Spatiotemporal change of phosphorous speciation and concentration in stormwater in the St . Lucie Estuary watershed , South ... **Chemosphere**, v. 172, n. January, p. 488–495, 2017.

WANG, C. et al. Algal bloom sedimentation induces variable control of lake eutrophication by phosphorus inactivating agents. **Science of the Total Environment**, v. 557–558, p. 479–488, 2016.

WANG, L. et al. Effects of tillage practices and slope on runoff and erosion of soil from the Loess Plateau, China, subjected to simulated rainfall. **Soil and Tillage Research**, v. 166, p. 147–156, mar. 2017.

WEINGARTNER, S. et al. Rendimento de cebola em função da dose e do modo de aplicação de fósforo Rates and localization of phosphorus fertilizer on onion yield. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v. 17, n. May, p. 23–29, 2018.

WHALEN, J. K. et al. Cattle Manure Amendments Can Increase the pH of Acid Soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 64, n. 3, p. 962, 2000.

WILSON, H. F. et al. Soil phosphorus spatial variability due to landform, tillage, and input management: A case study of small watersheds in southwestern Manitoba. **Geoderma**, v. 280, p. 14–21, 2016.

WITHERS, P. J. A. et al. Transitions to sustainable management of phosphorus in Brazilian agriculture. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, p. 1–13, 2018.

YANG, B.; LIU, S. M.; ZHANG, G. L. Geochemical characteristics of phosphorus in surface sediments from the continental shelf region of the northern South China Sea. **Marine Chemistry**, v. 198, n. January, p. 44–55, jan. 2018.

YANG, T. et al. A method for estimating the interaction depth of surface soil with simulated rain. **Catena**, v. 124, p. 109–118, 2015.

ZHANG, S. et al. Can arbuscular mycorrhiza and fertilizer management reduce phosphorus runoff from paddy fields? **Journal of Environmental Sciences (China)**, v. 33, p. 211–218, 2015.

ZHANG, W. et al. Temporal and spatial variation of nitrogen and phosphorus and eutrophication assessment for a typical arid river — Fuyang River in northern China. **Journal of Environmental Sciences**, v. 55, p. 41–48, maio 2017.